



# Bollettino

## della Società Italiana della Scienza del Suolo

Volume 54, 2005

No. 1-2

€ 35

### Atti del Convegno annuale Suolo e dinamiche ambientali Viterbo, 22-25 giugno 2004

a cura di Stefano Grego, Sara Marinari e Maria Cristina Moscatelli

#### Sessione 1: Il Suolo Risorsa Vulnerabile - Chaiman: F. Terribile

|   |     |
|---|-----|
| Relazione Introduttiva: <i>C. Dazzi</i>   | 7   |
| Studio pedologico-forestale dei boschi e delle boscaglie ripariali del Sulcis (Sardegna sud-occidentale) - <i>G. Bacchetta, M. Orrù, G. Serra, A. Vacca</i>   | 16  |
| Utilizzo di fertilizzanti a base di borlanda vitivinicola. Nota I: effetti sulla qualità del suolo e sulla produzione di cavolo broccolo - <i>C. Beni, B. Felici, R. Aromolo, A. Marcucci, F. Pierandrei</i>  | 25  |
| Morfolitosequenza di suoli della formazione alloctona di Monghidoro (BO) - <i>A. Buscaroli, M. Gherardi, S. Lorito</i>  | 31  |
| Fattori fisico-chimici e topografici che influenzano la stima della salinizzazione e sodicizzazione dei suoli della piana costiera di Muravera-Villaputzu (Sardegna sud-orientale) - <i>A. Castrignanò, R. Puddu</i>                                    | 37  |
| Contaminanti organici e inorganici presenti in muschi e suoli urbani: i parchi della città di Roma - <i>R.M. Cenci, A. Benedetti, L. Pompili, A. S. Mellina, E. Beccaloni, E. Stacul, L. Musmeci</i>  | 45  |
| Transetti autostradali: elementi in traccia e contaminanti organici (IPA) valutati mediante muschi e suoli superficiali - <i>R.M. Cenci, C. Barbante, J. Lintemann, C. Capodaglio, G. Cattaneo, M. Zanvettore</i>                                       | 56  |
| Indagine pedologica nelle aree coricole del viterbese colpite dalla fitopatia "moria del nocciolo" - <i>P. Lorenzoni, M. Raglione, A. Castrignanò</i>   | 62  |
| Sistema Informativo Pedologico finalizzato allo studio dell'attitudine dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici - <i>S. Lorito, G. Vianello, B. Basso, V. Bassan</i>   | 77  |
| Effetto dell'utilizzo irriguo dei reflui zootecnici sul contenuto dei metalli pesanti nel suolo: risultati preliminari - <i>G. Mecella, C. Piccini, M.A. Delicato, G. Fabrizio, U. Neri</i>   | 84  |
| Il suolo presente in ambiente ofiolitico: sua specificità e biodiversità - <i>A. Nassisi, C. Baffi, G.M. Beone, C. Corti, G. Fricano, S. Silva</i>  | 89  |
| Valutazione della suscettibilità all'incrostamento tramite torbidimetria - <i>S. Pellegrini, N. Vignozzi, E. Batistoni, A. Rocchini</i>   | 96  |
| Il fabbisogno invernale in surplus idrico (FISI) per valutare i processi di salinizzazione-lisciviazione e salificazione-dissalazione dei suoli. Un nuovo indice per il controllo della desertificazione - <i>S. Raimondi, A. Indorante</i>             | 103 |
| Indagini sul ruolo pedogenetico dei polifenoli. 2. Variabilità delle forme polifenoliche in relazione a genesi, orizzontazione e uso del suolo - <i>M. Rubino, E. Coppola, A. Benedetti, C. Dazzi, P. Odierna, F. Previtali, S. Vacca, A. Buondonno</i> | 110 |
| Relazione tra proprietà spettrali e mineralogia di suoli vulcanici - <i>V.M. Sellitto, G. Palumbo, A. Di Cerce, C. Colombo</i>  | 117 |
| Suoli inquinati da metalli pesanti: nuova strategia di decontaminazione mediante elettrobonifica e trappola selettiva di zeoliti. Studio, in scala di laboratorio, di terreni simulati - <i>O. Ursini, E. Lilla, R. Montanari</i>                       | 122 |
| Un approccio micromorfologico per lo studio dei processi di degradazione dei suoli in contesto agropastorale - <i>C. Zucca, S. Solaro, F. Previtali</i>   | 128 |
| Un esempio metodologico di utilizzo della modellistica idrologica e delle procedure GIS nella di zonazione viticola - <i>A. Bonfante, A. Basile, M. Buonanno, P. Manna, F. Terribile</i>  | 135 |
| L'importanza degli orizzonti diagnostici nello studio degli elementi in traccia - L'esperienza della Valchiavenna (SO) - <i>E. Bernardelli, R. Comolli, F. Previtali</i>  | 144 |

#### Sessione 2: Gestione Sostenibile del Suolo - Chaiman: E. Costantini, C. Dazzi

|   |     |
|---|-----|
| Relazione Introduttiva: <i>F. Caporali</i>  | 155 |
| Evoluzione delle caratteristiche chimiche e fisiche del suolo e della vegetazione su piste temporanee di esbosco - <i>M.C. Andrenelli, R. Papini, S. Pellegrini, D. Torri</i> | 161 |
| Dinamica di macronutrienti in un suolo trattato con fanghi in ambiente controllato - <i>R. Aromolo, C. Beni, R. Gorga, B. Felici, A. Marcucci, F.A. Biondi</i>                | 168 |

continua in II di copertina

|  |     |
|--|-----|
| Prospettive di impiego dei test di biotossicità con ricci di mare ( <i>Paracentrotus lividus</i> ) per la valutazione della contaminazione dei suoli - <i>G. Battaglia, E. Coppola, E. De Nicola, G. Pagano, A. Buondonno</i>        | 176 |
| Valutazione degli effetti del rimboschimento in zone aride della Sardegna. Suoli ed erosione idrica - <i>L. Bianchi, G. Delogu, E. Gregori, S. Pallanza, G. Zorn</i>   | 185 |
| Vulnerabilità dei suoli nel triangolo industriale Arzignano-Montecchio-Montorso (VI), con particolare riferimento al cromo - <i>C. Bini, A. Romanin</i>  | 200 |
| Relazione tra le frazioni del boro e le proprietà dei suoli in un areale del Lazio - <i>G. Diana, R. Aromolo, U. Neri</i>  | 207 |
| Variazioni in alcuni parametri microbiologici e nel contenuto di sostanza organica nel profilo di suoli sottoposti a diversa gestione - <i>C. Gamba, A.E. Agnelli, C. Piovanelli, S. Simoncini</i>                                   | 215 |
| Ricostituzione dei suoli nelle aree di cava: un approccio multidisciplinare - <i>C. Glorioso, C. Buondonno, G. Cicia, E. Coppola, C. de Lauro, T. Del Giudice, F. Previtali, S. Vacca, A. Buondonno</i>                              | 221 |
| Determinazione della respirazione di diverse componenti del suolo in condizioni di elevata CO <sub>2</sub> e fertilizzazione - <i>A. Lagomarsino, P. De Angelis, S. Grego</i>  | 229 |
| Curve di temperatura della respirazione microbica invernale in risposta all'elevata CO <sub>2</sub> atmosferica e alla fertilizzazione azotata - <i>A. Lagomarsino, P. De Angelis, M. C. Moscatelli, S. Grego</i>                    | 233 |
| Effetto delle colture di copertura sulla lisciviazione dell'azoto in ambiente mediterraneo - <i>R. Mancinelli, E. Campiglia, S. Marinari, R. Paolini</i>   | 239 |
| Influenza dell'uso del suolo su alcune proprietà chimiche di suoli evoluti su argille plioceniche in aree collinari dell'Italia centrale e meridionale - <i>R. Papini, G. Valboa, F. Favilli, G. Brandi, G. Montagna, G. L'Abate</i> | 245 |
| Fertilizzazione sostenibile in un'area orticola intensiva mediante l'utilizzo di compost da biomasse vegetali di scarto: risultati primo anno - <i>F. Pieruccetti, R. Casa, B. Lo Cascio, S. Carrano</i>                             | 253 |
| Osservazioni su suoli ammendati con zeoliti naturali: caratterizzazione pedologica e primi dati sulle prove sperimentali di coltivazione - <i>R. Puddu, P. Mulè, M. G. Mameli, F. Sanna, M. Melis</i>                                | 259 |
| Prove di tossicità e di antimutagenicità su terreno agrario sottoposto a trattamento triennale con compost da RSU - <i>S. Selvi, R. Angelucci, S. Marconi, C. Beni, D. Ferri, C. De Simone</i>                                       | 267 |
| La suscettibilità al compattamento di un suolo dell'Italia meridionale soggetto al traffico del macchinario agricolo sottoposto a differenti sistemi di fertilizzazione - <i>P. Servadio, A. Marsili</i>                             | 273 |
| Influenza dei fattori clima e tempo sull'evoluzione di suoli bruni acidi delle formazioni arenacee silicoclastiche alloctone dell'Appennino bolognese - <i>L.V. Antisari, G. Vianello, A. Simoni, C. Giovannini</i>                  | 279 |
| Qualità biologica e fertilità dei suoli: valutazione per boschi igrofilo naturali e seminaturali - <i>P. Fumagalli, R. Comolli, G. Caimi, F. Calabrese</i>   | 287 |

---

**Sessione 3: Relazione clima-suolo-pianta - Chaiman: S. Grego**


---

|   |     |
|---|-----|
| Influenza del prato di erba medica di differente età sulle proprietà fisiche e chimiche del suolo - <i>E. Campiglia, R. Mancinelli, S. Marinari, F. Caporali, S. Grego</i>  | 297 |
| Attività microbiologica del suolo di siti di produzione tipica della mela annurca IGP e della fragolina degli Alburni - <i>A. Ciampa, O. Masetti, A. Benedetti, M.T. Dell'Abate</i>   | 302 |
| Impatto dell'aridità e della temperatura sul tasso di respirazione del suolo in una gariga mediterranea - <i>G. de Dato, P. De Angelis, G. Scarascia-Mugnozza</i>   | 310 |
| Indicatori di qualità dei suoli agricoli. Valutazione e rappresentazione tramite GIS - <i>A. Marchetti, F. Riccioni, R. Francaviglia, M. Pirisi</i>   | 316 |
| Procedura per la definizione di un indicatore di carico azotato da reflui zootecnici - <i>R. Marchetti, V. Biagioni, G. Ponzoni</i>   | 323 |
| Ruolo dei criteri di definizione dei parametri di ritenzione idrica nella stima del contenuto idrico del terreno mediante modelli di simulazione - <i>R. Marchetti, G. Ponzoni, N. Laruccia, M. Guermandi</i>   | 331 |
| Effetto della fertilizzazione azotata e dell'elevata CO <sub>2</sub> sulla composizione chimica delle foglie di pioppo e relazione con il contenuto di elementi nutritivi del suolo - <i>S. Marinari, M.C. Moscatelli, P. De Angelis, C. Calfapietra</i>                  | 338 |
| Effetto dell'elevata concentrazione di CO <sub>2</sub> atmosferica sulla disponibilità di frazioni di carbonio ottenute con diverse modalità di estrazione - <i>M.C. Moscatelli, A. Lagomarsino, P. De Angelis, S. Grego</i>  | 341 |
| Un suolo antropogenico a confronto con un suolo originario non disturbato: andamento di vari bio-indicatori - <i>E. Palazzolo, M. Panno, A. Piotrowska, E. Bazan, L. Badalucco</i>  | 345 |
| Studio della diversità metabolica, analisi molecolare e attività enzimatica di comunità microbiche del suolo, in una piantagione di <i>Populus spp.</i> esposta ad elevata concentrazione di CO <sub>2</sub> - <i>L. Pompili, A. Benedetti, M.C. Moscatelli, S. Grego</i> | 350 |
| Crescita ed assorbimento di nutrienti minerali in piante di loietto ( <i>Lolium perennis</i> var. Bright Star) fertilizzate con borlanda vitivinicola - <i>L. Sebastiani, M. Borghi, C. Vitagliano, C. Beni, G. Rossi</i>   | 359 |

---

**Sessione 4: Gli OGM nei rapporti pianta-suolo - Chaiman: A. Benedetti, L. Badalucco**


---

|   |     |
|---|-----|
| Evoluzione del suolo negli ecosistemi forestali di pecceta: ruolo e influenza degli humus studiati secondo un approccio morfologico - <i>S. Chersich, L. Frizzera</i>   | 367 |
| Impiego della cromatografia liquida ad elevate prestazioni a fasi inverse (RP-HPLC) nella caratterizzazione e lo studio della sostanza organica del suolo - <i>S. Grego, K. Liburdi, S. Marinari, S. Sgrulletti, D. Corradini</i> | 376 |
| Modifiche delle caratteristiche chimiche di residui colturali del pomodoro transgenico (RC332) - <i>S. Marinari, K. Liburdi, D. Corradini, S. Grego</i>   | 383 |
| L'uso degli indici metabolici e della tecnica della pirolisi per lo studio della sostanza organica in suoli ammendati e fertilizzati - <i>S. Marinari, G. Masciandaro, C. Macci, B. Ceccanti, S. Grego</i>                        | 388 |



*Laurin*



# **Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo**

Volume 54

**No. 1-2 2005**

---





UNIVERSITÀ  
DEGLI STUDI DELLA  
**Tuscia**

**Atti del Convegno annuale**

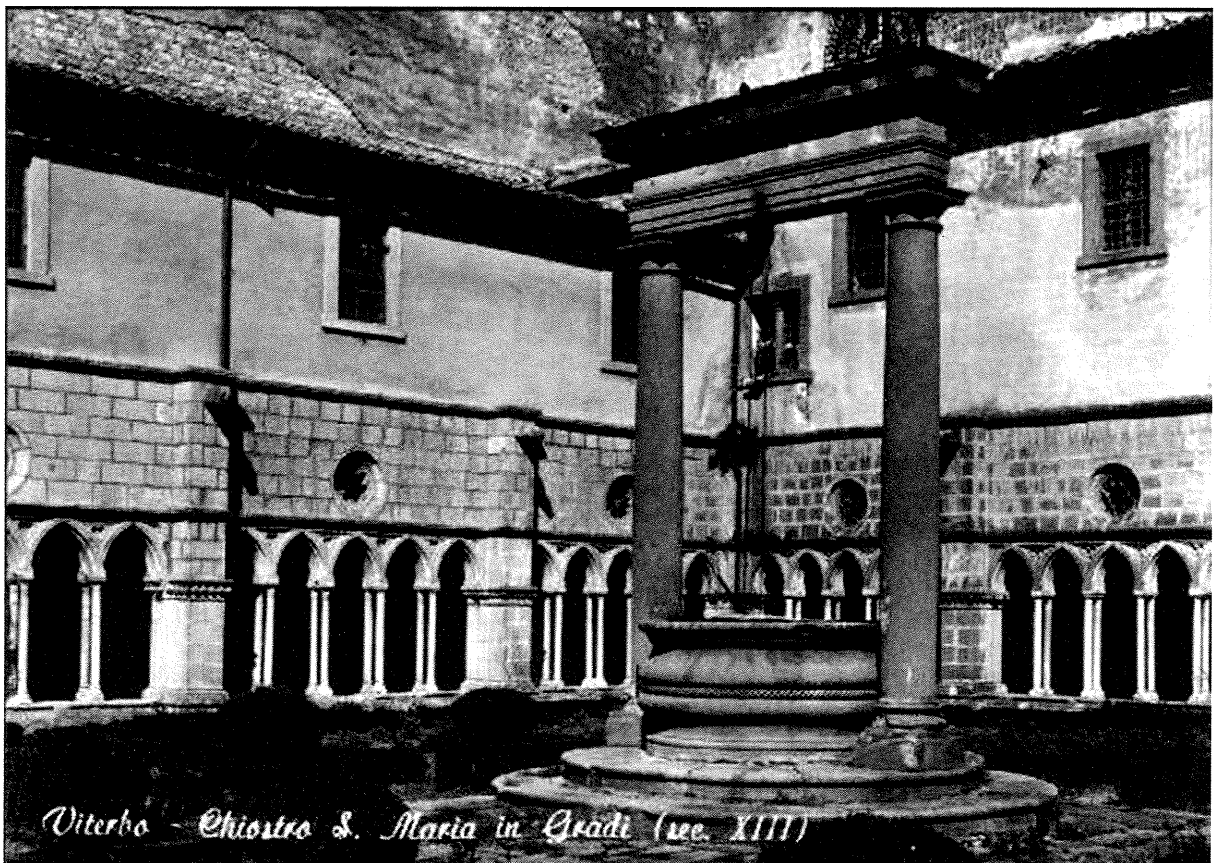
## **Suolo e dinamiche ambientali**

a cura di Stefano Grego, Sara Marinari e Maria Cristina Moscatelli

Viterbo, 22-25 Giugno 2004

Santa Maria in Gradi

*Via S. Camillo De Lellis*



*Viterbo - Chiostro S. Maria in Gradi (sec. XIII)*







**Sessione 1**

**Il suolo risorsa vulnerabile**

**Chairman: Fabio Terribile**





## I SUOLI, RISORSA VULNERABILE

Carmelo Dazzi

Dipartimento di Agronomia Ambientale e Territoriale – Settore Pedologia, Università di Palermo  
Viale delle Scienze, 90128 Palermo; e-mail: dazzi@unipa.it

### Riassunto

Il suolo è lo strato sottile della Terra che svolge funzioni fondamentali per la vita in generale e per i bisogni e il benessere dell'umanità in modo particolare. Nel tempo le pressioni sul suolo sono sempre più aumentate per effetto delle differenti necessità e attività umane. Queste sono in continuo aumento e in competizione e vengono soddisfatte senza tenere conto della diversità dei suoli, della loro funzione e della loro potenzialità. La situazione è esacerbata dall'esplosione demografica. Di conseguenza i suoli sono degradati in modo anche molto diversificato in dipendenza delle pressioni cui sono soggetti e della loro vulnerabilità.

La seconda metà del ventesimo secolo è stata particolarmente disastrosa: erosione, urbanizzazione, frane e alluvioni, contaminazione locale e diffusa, salinizzazione, entisolizzazione, sono i problemi principali che sono da attribuire ad un incorretto rapporto Uomo/Suolo. Sia nei Paesi dell'Est che dell'Ovest la corsa verso lo sviluppo agricolo, industriale ed urbano ha notevolmente inficiato i suoli e le loro funzioni. Poco è stato fatto in realtà per attenuare tale situazione. Ciò è in gran parte dovuto alla non consapevolezza, in tutte le sfere della società, di che cosa realmente sia il suolo e del perché è necessario conservarne inalterate le funzioni. Produttori, amministratori e politici sono accomunati in questa non consapevolezza che affonda le sue radici nella mancanza di una cultura del suolo. Fortunatamente, in modo lento ma incessante, tale situazione si sta modificando. La cura dei suoli sta divenendo una delle preoccupazioni della società civile.

**Parole chiave:** vulnerabilità del suolo, erosione, urbanizzazione, salinizzazione, entisolizzazione

### Abstract

Soil is the thin layer of the Earth that fulfils fundamental functions in terms of life in general and particularly in terms of need and well being of human societies. More and more demands are being imposed upon the soil by different human activities. These activities are growing and competing with each other, without taking account of the diversity of soils, of their function and of their potentials. The situation is exacerbated by the population explosion. As a consequence soils are degraded in different ways depending on their vulnerability.

The second half of the twentieth century was particularly disastrous: erosion, urbanisation, landslide and flooding, local and diffuse contamination, salinization, entisolization, were the main problems linked to an unbalanced ratio Man/Soil. In both the western and the eastern countries, the headlong rush into agricultural, industrial and urban development wreaked destruction upon soils and their functions. Little has been done in reality to mitigate soil degradation and to improve the condition of soil already heavily degraded. This is largely due to ignorance, in all spheres of society, of what the soil really is and of why it is necessary to preserve its functions. Producers, administrators and politicians are all accomplices in this ignorance which has its roots in the absence of any soil awareness. But fortunately, this is going to change. The soil issue is becoming, gently but surely, one of the concerns of civil society.

**Key words:** soil vulnerability, erosion, urbanisation, salinization, entisolization

### Introduzione

Il tema che mi è stato affidato è di quelli che spingono a riflettere e la prima riflessione che occorre fare riguarda la semantica del termine "vulnerabile".

Secondo Devoto e Oli (1985), l'aggettivo "vulnerabile" indica ciò "che può essere ferito" mentre il sostantivo "vulnerabilità" esprime la "predisposizione ad essere facilmente attaccato, offeso". I suoli sono quindi vulnerabili nel senso che possono essere feriti. Le ferite possono essere così gravi da determinarne la scomparsa.

I suoli sono sistemi viventi costituiti da matrici di elementi organici e minerali inglobanti una rete interconnessa di vuoti occupati da liquido o gas e contenenti un insieme di bioti, dai più semplici ai più complessi.

Come tutti i sistemi viventi, i suoli obbediscono al secondo principio della termodinamica ed è per questo che ognuno di essi presenta una organizzazione ben definita, determinata da processi evolutivi naturali che, nel tempo, determinano una lenta, ordinata trasformazione del substrato pedogenetico in un "pedon" orizzontato, condizionata dai flussi di energia e di materia che conduce concettualmente ad un decremento dell'entropia e, in definitiva alla organizzazione di un sistema-suolo sempre più ordinato nello spazio e nel tempo (Dazzi, 2001). Così, ad esempio, il processo della lisciviazione che comporta la traslocazione di alcuni costituenti (argille, sostanza organica, ossidi e sesquiossidi) da un orizzonte ad un altro favorendo l'orizzontazione, si traduce in un aumento dell'ordine nel suo-

lo e quindi in una variazione netta dell'entropia negativa <sup>1</sup>. Allo stesso modo contribuiscono ad organizzare l'ordine nel sistema suolo i processi di evoluzione della materia organica mediante la sua diversificazione e distribuzione nel profilo (Dell'Abate *et al.*, 2002) o ancora i processi di flocculazione, aggregazione e sviluppo della struttura.

In questo senso, e globalmente considerati, i processi pedogenetici producendo per quasi tutti i suoli cambiamenti netti dell'entropia di segno negativo, conducono ad una loro ben definita organizzazione (Smeck *et al.*, 1983). Solo la formazione dei Vertisuoli e dei Gelisuoli (USDA-NRCS, 1999) viene interpretata come il risultato di un cambiamento netto positivo dell'entropia in virtù dei processi di pedoturbazione che li caratterizzano e che ne aumentano la casualità spaziale dei componenti. Si intuisce pertanto come per l'ecosistema suolo la norma sia rappresentata dall'ordine, dalla perfetta organizzazione che ciascun suolo presenta e che determina quella pedodiversità che svolge un ruolo di primaria importanza negli equilibri naturali e che consente di assimilare i suoli ai sistemi viventi (Dazzi, 2002a).

Come tutti i sistemi viventi, anche i suoli sono fortemente attaccati alla vita e si guardano bene dal pre-disporsi ad essere feriti, cioè vulnerabili. Occorre quindi chiedersi: "*Perché i suoli sono vulnerabili*"? O meglio "*Chi o cosa rende vulnerabili i suoli*"?

## 2. Funzioni e vulnerabilità del suolo

Il suolo adempie funzioni fondamentali per la società umana non solo concretamente, perché soddisfa bisogni e necessità materiali dell'uomo ma anche astrattamente, stimolando attività intellettive o appagando esigenze di benessere spirituale (Hillel, 1994). Vi sono testimonianze culturali che concernono il ruolo del suolo attraverso la storia e alcune di esse tuttora esistono nel costume, nel folclore e nelle tradizioni di diverse popolazioni in numerosi Paesi. Nelle molteplici rappresentazioni delle antiche società umane, il suolo, in virtù delle sue funzioni di produzione di cibo, ha sempre occupato posizioni di privilegio, contribuendo nel modellare lo stile di vita e il modo di pensare di queste società. Ancora oggi, in varie parti del mondo, i sistemi sociali riflettono le condizioni del suolo e dell'ambiente e la gestione della fertilità del suolo continua ad essere il cuore di questa connessione.

Il riconoscimento di queste funzioni emerge non solo dai tanti proverbi che nella cultura popolare di diverse parti del mondo fanno riferimento al suolo come fonte di vita e di ricchezza (Araya, 2003) ma anche dai legami etimologici che legano il Suolo e l'Uomo. Nell'antica lingua ebraica, "*adamat*", cioè suolo, ha la stessa radice di "*Adam*", il nome del primo uomo. Allo stesso modo, il nome della prima donna, "*hava*" (Eva nella traslitterazione) significa "*vivente*" o "*che da la vita*". Insieme, quindi Adamo ed Eva significano, etimologicamente "il suolo che da la vita" (Hillel, 1994).

Ed in effetti il suolo produce e contiene tutti gli elementi necessari alla vita: filtra e purifica l'acqua che lo attraversa; regola i corsi d'acqua e il rifornimento alle falde; immagazzina gas serra (vi è 4 volte più carbonio nel suolo che nelle piante che lo ricoprono); è una vasta riserva di risorse genetiche; sostiene la gran parte della biodiversità terrestre; fornisce materiale da costruzione (agli animali e all'uomo) e per attività industriali ed artigianali; contiene risorse minerali; è il fondamento fisico per infrastrutture essenziali alle attività lavorative e ricreative per gli esseri umani; contiene reperti archeologici della storia dell'umanità (Blum e Aguillar Santelise, 1994).

Per secoli tutte le funzioni del suolo sono state mantenute inalterate per via di un equilibrato rapporto Uomo/Suolo. I problemi sono sorti con l'affermarsi dell'era industriale e si sono ampliati proporzionalmente, crescendo a dismisura, con lo sviluppo della tecnologia e delle necessità dell'uomo. È stato intensificato l'uso dei suoli agrari superando sovente la soglia della sostenibilità ambientale; nuovi suoli sono stati "costruiti" per la coltivazione di specie ad alto reddito (Dazzi e Monteleone, 1999; 2002; Dazzi *et al.*, 2004); ampie superfici sono state destinate allo sviluppo urbano ed industriale, ma anche allo smaltimento di prodotti di rifiuto o per la realizzazione di aree di ricreazione.

Queste differenti attività vengono svolte senza tenere in alcun conto la diversità dei suoli, le loro funzioni, la loro potenzialità; sono notevolmente cresciute negli ultimi decenni e spesso sono in forte competizione. La seconda metà del XX secolo è stata particolarmente disastrosa. Sia nell'Est che nell'Ovest del mondo lo sviluppo agricolo, industriale ed urbano ha fortemente inficiato la capacità dei suoli a produrre beni e servizi e in molti casi è stato tale da superare la soglia di vulnerabilità. Va da sé che un sistema vivente manifesta vulnerabilità solo se è soggetto ad una azione di disturbo, cioè a un qualsiasi evento che causa un cambiamento significativo dal suo normale modello di funzionamento (Forman e Godron, 1986).

Se un evento è da considerare come azione di disturbo, dipende non solo dalla origine dell'azione, che può essere naturale o antropica ma, anche, dalla scala spaziale che si considera e dalla intensità e durata dell'azione. Così, ad esempio, la formazione di un canalicolo nel suolo da parte di un nematode è una azione naturale che è da considerare di disturbo se considerata a scala di aggregato ma che rientra nella normalità del sistema se considerata a scala di ecotessera (Seybold *et al.*, 1999).

Se dobbiamo rifarci a quelle azioni di disturbo che causano un significativo cambiamento dal modello normale di funzionamento, è ovvio che dobbiamo considerare il suolo sia nella sua interezza che come elemento del paesaggio. Allora non sono tanto le azioni di disturbo naturali che condizionano la vulnerabilità dei suoli, ma quelle che derivano dalle diverse attività dell'uomo e che comportano una riduzione parziale o totale delle funzioni dei suoli o, più esplicitamente, della loro capacità di produrre in termini di quantità, qualità, beni e servizi.

Se indichiamo con  $V_s$  la vulnerabilità del suolo, con  $S_a$  la sua condizione naturale prima della azione di un disturbo, con  $S_f$  il rapporto di formazione/evoluzione del suolo, con  $S_t$  la sua capacità tampone (fisica, chimica e biologica), possiamo, in modo meramente speculativo, esprimere la vulnerabilità del suolo con la seguente equazione:

$$V_s = S_a + \int_{t_0}^t (S_f + S_t) dt$$

A determinare la vulnerabilità del suolo sono quindi i disturbi antropici che agiscono su  $S_f$  e su  $S_t$ . Se questi sono tali da infliggere "ferite lievi" all'essere vivente suolo, esso si riprenderà in un tempo dipendente dalla sua capacità di riorganizzarsi in equilibrio con l'ambiente per riespletare le sue funzioni. Se le azioni antropiche sono tali da inficiare di molto o *in toto* le funzioni del suolo, questo si rigenererà in un periodo che supera di gran lunga la scala temporale umana, ovvero sarà perduto per sempre (Seybold *et al.*, 1999).

### 3. Gli scenari europei

Anche se già 2000 anni fa Cicerone riferiva della distruzione delle foreste del nord Africa e del sorgere al loro posto di aree nude simili al deserto, per secoli tutte le funzioni del suolo sono state mantenute inalterate. I problemi sono sorti con l'affermarsi dell'era industriale e si sono ampliati proporzionalmente con lo sviluppo della tecnologia e delle necessità dell'uomo.

Quando l'azione dell'uomo è stata tale da superare la soglia di vulnerabilità del suolo, si sono innescati processi di degradazione che si sono aggravati nel tempo e in alcuni casi hanno attivato una reazione a catena di degradazione delle altre risorse ambientali ed in particolare dell'acqua.

Particolarmente vulnerabili sono i suoli d'Europa, non solo per le loro caratteristiche ma, soprattutto, per l'enorme pressione antropica cui sono soggetti e che risulta variabile e diversificata da ambiente ad ambiente. Con incidenza diversa da regione a regione, in Europa, che rappresenta l'area del mondo maggiormente soggetta ai flussi turistici (il 30% del turismo mondiale), si concentrano 381 milioni di abitanti, che rappresentano solo il 6,1 % della popolazione mondiale ma che incidono in modo così forte sull'ambiente da attivare processi degradativi a carico dei suoli la cui pericolosità varia con il loro grado di vulnerabilità e che possono essere suddivisi in due categorie (Ballayan, 2000): quelli che avvengono con movimento di materiale terroso e quelli che avvengono *in situ*.

Entrambi possono inficiare le caratteristiche fisiche, chimiche, idrologiche e biologiche del suolo anche se, come quasi sempre accade, una distinzione così netta non trova effettivo riscontro nella realtà, in quanto nel concetto di vulnerabilità possono essere coinvolti ed interagire diversi parametri di qualità del suolo. I problemi principali sono comunque da ricondurre a:

- erosione, sia idrica che eolica;
- urbanizzazione;
- frane e alluvioni;
- inquinamento locale e/o diffuso;
- salinizzazione;
- entisolizzazione.

#### 3.1. La vulnerabilità da erosione

Probabilmente il processo più appariscente fra quelli che inficiano le funzioni del suolo è l'erosione. E' questo un fenomeno naturale che comporta la rimozione della parte più superficiale del suolo per azione dell'acqua e, talora, del vento. L'uomo contribuisce notevolmente ad esaltare l'erosione prevalentemente con pratiche agricole poco razionali quali l'aratura a rittochino o l'aumento della dimensione dei campi, ma anche con la deforestazione, il sovrappascolamento, gli incendi boschivi (Dazzi e Fierotti 2002). Cause più recenti di erosione sono legate allo sviluppo di attività turistiche e ricreative in aree montane, forestali e protette. Si stima che in Europa 42 milioni di ettari siano



affetti da erosione eolica e che 115 milioni di ettari, pari al 12% della sua superficie totale, sia affetto da erosione idrica (European Environment Agency, 2003). Questa, come sostiene Yassoglou (2002), è determinata da una sequenza di processi che si può interrompere solo al primo stadio, superato il quale diviene irreversibile.

I vari scenari che sono stati proposti per la valutazione della vulnerabilità dei suoli d'Europa all'erosione (Technical Working Group Erosion, 2004), pur nella loro diversità concordano nell'ammettere che l'erosione si verifica ovunque in Europa, ma particolarmente esposte sono le regioni mediterranee, dell'Europa centrale e l'Islanda, per una combinazione di fattori morfologici, climatici, pedologici e di pratiche agronomiche protratte nei secoli.

In Italia i processi erosivi sono molto attivi ed evidenti. I suoli italiani, infatti, sono fortemente influenzati dalle condizioni climatiche e dalla natura delle differenti formazioni litologiche. A ciò si aggiunga la notevole variabilità morfologica del territorio italiano che vede prevalere la collina e la montagna sulla pianura.

Se per un verso esistono oggettivi vantaggi da siffatta morfologia, poiché l'acqua piovana può facilmente essere immagazzinata in bacini artificiali, per altro sorgono innegabili svantaggi, derivanti dal sempre attivo fenomeno erosivo sui versanti e dal rischio di alluvioni in pianura. A ciò si aggiunga il profondo mutamento che, dal dopoguerra ad oggi, hanno subito le strutture aziendali e i sistemi di gestione del suolo e delle colture.

E' sufficiente attraversare il nostro Paese da Nord a Sud per comprendere la gravità di questo fenomeno: vaste aree con intensi processi erosivi, che non risparmiano alcuna formazione pedologica e che, anno dopo anno, producono effetti sempre più gravi tenuto conto che:

- l'erosione conduce all'assottigliamento del suolo e al declino della sua capacità produttiva che si risolve in un decremento di produzione o nella necessità di incrementare gli "inputs" per mantenere, se possibile, inalterata la produttività;
- l'impatto ambientale dell'erosione è notevole in termini di costi sostenuti dalla collettività (per il recupero di strutture e/o infrastrutture danneggiate).

Una indagine condotta con un simulatore di pioggia simulando un solo evento piovoso a bassa, media ed alta intensità (rispettivamente 30, 50 e 70 mm/h) su tre fra i più diffusi tipi di suolo presenti nel meridione d'Italia (Dazzi *et al.*, 1998) ne ha evidenziato la particolare vulnerabilità all'erosione.

I dati concernenti le perdite di suolo (tab.1), particolarmente quelli espressi in millimetri, potrebbero indurci a sottostimare l'erosione. La loro pericolosità risalta se tali dati vengono letti come indice percentuale rispetto alla cosiddetta erosione tollerabile (valore-T) cioè al valore massimo accettabile di erosione, pari a 12,5 tonnellate/ettaro, indicante una situazione di equilibrio pedologico se, come sostiene Hudson (1995), è questo il valore della quantità di suolo che si formerebbe annualmente nelle aree agricole.

Tabella 1. Perdite di suolo per erosione su alcuni suoli caposaldo dell'ambiente argilloso siciliano

| Tipo pedologico<br>(WRB, 1998) | Perdita di suolo<br>(mm) |       |      | Perdita di suolo<br>(t/ha) |       |       | Perdita di suolo<br>(% con T=100) |       |       |
|--------------------------------|--------------------------|-------|------|----------------------------|-------|-------|-----------------------------------|-------|-------|
|                                | Intensità di pioggia     |       |      | Intensità di pioggia       |       |       | Intensità di pioggia              |       |       |
|                                | Bassa                    | Media | Alta | Bassa                      | Media | Alta  | Bassa                             | Media | Alta  |
| Haplic Cambisol                | 0,18                     | 0,20  | 0,44 | 2,10                       | 2,34  | 5,06  | 16,8                              | 18,7  | 40,5  |
| Haplic Vertisol                | 0,13                     | 0,17  | 1,16 | 1,50                       | 2,01  | 13,38 | 12,0                              | 16,1  | 107,1 |
| Chromic Vertisol               | 0,19                     | 1,29  | 2,28 | 2,23                       | 14,85 | 26,28 | 17,8                              | 118,8 | 210,2 |

Considerati in questa ottica, le perdite di suolo dell'Haplic Cambisol ammontano al 16,8 al 18,7 e al 40,5% dell'erosione tollerabile rispettivamente con un solo evento piovoso definito a bassa, media ed alta intensità. Ciò significa che su questo tipo pedologico sono sufficienti 5 o 6 eventi piovosi (fra quelli definiti a bassa o media intensità), per superare l'erosione tollerabile. Sull'Haplic Vertisol è sufficiente un solo evento ad alta intensità per superare la soglia di tollerabilità dell'erosione, mentre per il Chromic Vertisol i risultati sono anche più allarmanti: il valore-T viene superato già con un evento piovoso di media intensità mentre, con un evento ad alta intensità, le perdite di suolo sono più che doppie rispetto all'erosione tollerabile. I risultati di questa indagine evidenziano anche un aspetto del processo che spesso viene sottovalutato: le perdite di elementi nutritivi. Per quanto concerne queste ultime (tab. 2), sono particolarmente significative quelle relative ad azoto e fosforo, soprattutto se si considera che interessano tipi pedologici tradizionalmente destinati alle colture cerealicole, per le quali questi elementi rivestono un ruolo di importanza sia per l'aspetto quantitativo che qualitativo.

Tabella 2. Perdite di elementi nutritivi per erosione in alcuni suoli caposaldo dell'ambiente argilloso siciliano

| Tipo pedologico<br>(WRB, 1998) | N (Kg/ha)            |       |       | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (Kg/ha) |       |       | K <sub>2</sub> O (Kg/ha) |       |       |
|--------------------------------|----------------------|-------|-------|---------------------------------------|-------|-------|--------------------------|-------|-------|
|                                | Intensità di pioggia |       |       |                                       |       |       |                          |       |       |
|                                | Bassa                | Media | Alta  | Bassa                                 | Media | Alta  | Bassa                    | Media | Alta  |
| Haplic Cambisol                | 1,74                 | 1,94  | 4,20  | 1,62                                  | 1,80  | 3,90  | 0,013                    | 0,014 | 0,031 |
| Haplic Vertisol                | 2,27                 | 3,02  | 20,07 | 2,53                                  | 3,38  | 22,48 | 0,017                    | 0,022 | 0,147 |
| Chromic Vertisol               | 2,32                 | 14,11 | 25,54 | 2,61                                  | 17,38 | 31,45 | 0,070                    | 0,480 | 0,870 |

### 3.2 La vulnerabilità del suolo da urbanizzazione

L'uso urbanistico rappresenta una delle azioni di disturbo sul suolo che risulta così incisiva da determinare la perdita in modo assolutamente irreversibile. Diversi movimenti di opinione sono sorti contro la "cementificazione selvaggia", ed hanno posto la coscienza sociale di fronte alla gravità del problema, che presenta aspetti analoghi ma non confrontabili fra i paesi del nord Europa e i paesi dell'Europa mediterranea. Nei primi la sottrazione di suolo è legata allo sviluppo delle grandi città e della rete dei trasporti; nei secondi (prevalentemente Spagna, Francia, Italia, Grecia isole del mediterraneo ed ex Jugoslavia) interessa più che altro le aree costiere ed è diretta conseguenza dello sviluppo del turismo. La percezione di questo problema in Europa esiste, ed è forte anche nei Paesi con urbanizzazione relativamente scarsa come il Portogallo, la Finlandia e l'Irlanda. Nei Paesi dell'Est europeo la perdita di suolo legata allo sviluppo urbano ed industriale è stata modesta, ma comincia ad essere un problema sentito in alcuni fra i nuovi stati indipendenti quali l'Ukraina (Turner, 2002).

In Italia, nel recente passato, diversi studi condotti soprattutto in Sardegna ed in Sicilia, hanno avuto per oggetto la sua quantificazione. Uno di questi è stato realizzato nella piana di Buonfornello (Dazzi *et al.*, 1997), un'area 1.670 ettari ad est di Palermo dai forti caratteri naturali e paesaggistici, ulteriormente arricchita da notevoli tracce di insediamenti umani della preistoria e della colonizzazione greca (zona archeologica di Imera).

In sezione trasversale, in quest'area è possibile evidenziare:

- la spiaggia, costituita da ciottoli e pietre, ampia mediamente 10 metri;
- una fascia dunale, ampia mediamente 5 metri ed alta 3-4 metri che, per lunghi tratti ormai non esiste più;
- superfici pianeggianti e subpianeggianti sulle quali si sono evoluti: Calcaric Arenosols, Calcaric Fluvisols, Verti-Calcaric Fluvisols, Eutric Vertisols e Vertic Cambisols.

L'indagine svolta ha messo in evidenza come nell'area in esame e nel periodo 1955-1996, su di una superficie di 1671,4 ettari, ben 685,4, cioè il 41%, sono stati sottratti per sempre al loro naturale uso agricolo.

All'inizio, la sottrazione di suolo è stata fisiologicamente legata alle masserie e ai casolari al servizio dell'attività agricola, poi principale imputato è risultato lo sviluppo industriale, che non ha prodotto alcuna significativa ricaduta occupazionale sul territorio, ma che ha finito per sottrarre per sempre i suoli migliori al loro uso naturale; infine l'abnorme sviluppo di villaggi turistici e residence, oltre che dell'edilizia abitativa stagionale, che si spingono fino a pochi metri dalla spiaggia e che hanno interessato anche le superfici a potenzialità agronomica da discreta a molto bassa.

Ma, al di là del semplice dato numerico, già di per sé impressionante, suscita sgomento la constatazione del fatto che l'espansione urbanistica è avvenuta a discapito dei suoli migliori (tab. 3).

Tabella 3. Tavola sinottica delle perdite di suolo in funzione della loro potenzialità agronomica e della loro idoneità all'irrigazione

| Suolo                         | Calcaric<br>Fluvisols | Verti-Calcaric<br>Fluvisols | Eutric<br>Vertisols | Vertic<br>Cambisols | Calcaric<br>Arenosols |
|-------------------------------|-----------------------|-----------------------------|---------------------|---------------------|-----------------------|
| Valutazione                   |                       |                             |                     |                     |                       |
| Classe di irrigabilità        | 1                     | 2s - m                      | 3sd - h w           | 3sd - h w           | 4s - vp               |
| Classe di potenzialità        | 1                     | 2                           | 2                   | 3                   | 5                     |
| Ettari presenti in origine    | 387,7                 | 366,5                       | 508,3               | 185,1               | 98,2                  |
| Ettari perduti al 1996        | 311,3                 | 154,2                       | 127,1               | 54,5                | 38,4                  |
| Perdita % sul tipo pedologico | 80,3                  | 42,1                        | 25,0                | 29,4                | 39,1                  |

Dei 685,4 ettari urbanizzati nel 1996, circa la metà (311,3 ettari, pari al 45,4 %) erano costituiti da Calcaric Fluvisols, cioè da suoli feraci e molto produttivi e che ben si prestano per una agricoltura irrigua, intensiva, che permette alti redditi agli agricoltori. Altri 154,2 ettari, cioè il 22,4 % erano rappresentati dai Verti-Calcaric Fluvisols, che presentano limitazioni leggere o poco importanti che non ne compromettono certamente la potenzialità agronomica e l'idoneità all'agricoltura irrigua di tipo intensivo. Molto alto è anche il dato riferito agli Eutric Vertisols (127,1 ettari, il 18,5 %), suoli idonei per i seminativi e le ortive di pieno campo che, se adeguatamente gestiti, sono

in grado di sviluppare una notevole potenzialità agronomica. Valori decisamente inferiori sono stati registrati per i Vertic Cambisols (54,5 ettari, il 7,9 %) e ancora minori per i Calcaric Arenosols (38,4 ettari, il 5,6 %) suoli, soprattutto questi ultimi, con notevoli limitazioni per l'uso agricolo.

Un aspetto non secondario derivante dal consumo di suolo per urbanizzazione è legato alla presenza in diverse aree della piana di "Urbic Anthrosols", cioè di suoli che nulla hanno di naturale ma che sono costruiti dall'accumulo nel tempo di sfabbricidi, misti ad altri residui urbani ed a materiale terroso e che hanno un impatto negativo sull'ambiente.

### 3.3 La vulnerabilità del suolo da frane e alluvioni

Erosione e cementificazione possono essere la causa diretta o indiretta di alluvioni e/o frane che finiscono per avere un impatto sulle popolazioni e sulle attività dell'uomo, determinando talora la perdita di vite umane e, più spesso, danni ad edifici ed infrastrutture. Tali eventi avvengono con maggiore frequenza nelle aree con pendii ripidi ed intense precipitazioni, come nelle regioni alpine e mediterranee. In Italia per esempio, più del 50% del territorio è stato classificato a rischio pedo-idrologico alto o molto alto. Secondo il Ministero dell'Ambiente (2000), più del 15% del territorio italiano ed il 26% della sua popolazione sono soggetti a rischio di alluvioni e/o frane molto alto, con un impatto sulle popolazioni ed un danno economico che possono essere anche rilevanti oltre ogni immaginazione. Dati non completi (European Environment Agency, 2000) che si riferiscono agli ultimi 2 decenni mettono in evidenza che alluvioni e frane hanno colpito su più di 70.000 persone e causato danni economici per circa 11.000 milioni di euro!

### 3.4 La vulnerabilità del suolo da inquinamento e/o contaminazione

I problemi legati all'inquinamento e/o alla contaminazione dei suoli in Europa presentano pericolosità variabile: è alta in aree limitate di solito aree urbane, periurbane ed intorno ad installazioni industriali (European Environment Agency, 2003). La pericolosità del problema dipende dal tipo di contaminante o inquinante e dalla sua influenza sull'ecosistema e sulla salute umana. Ad esempio, i metalli pesanti possono accumularsi nel suolo, quindi passare nella soluzione del suolo e da qui negli organismi animali e/o vegetali oppure nelle falde, determinando problemi a carico della catena alimentare.

I pesticidi, in relazione alla loro permanenza nel suolo, possono causare problemi a carico della microflora e della micro- e meso-fauna, con riflessi negativi su alcuni importanti parametri della qualità fisica e chimica del suolo, ma possono anche finire nelle falde e da qui entrare nella catena alimentare.

In Europa le aree potenzialmente soggette a contaminazione localizzata sono presenti in maggior misura in Francia, Germania, Belgio e Olanda. A rischio sono pure il nord-Italia e alcuni areali della Polonia, della Repubblica Ceca e della Repubblica Slovacca, oltre alle aree periurbane delle più importanti città. Principali imputati di contaminazione locale sono le attività legate allo smaltimento di rifiuti sia urbani che industriali (European Environment Agency, 2000).

Per ciò che attiene la contaminazione diffusa, anche in assenza di dati ufficiali occorre fare una distinzione fra i Paesi dell'Europa occidentale e quelli dell'Europa orientale. Nei primi è da ascrivere all'uso intensivo di prodotti chimici per l'agricoltura e, in taluni casi, alla elevata concentrazione di allevamenti animali. Nei secondi emergono in vario grado problemi da radioattività o da metalli pesanti.

### 3.5 La vulnerabilità del suolo da salinizzazione

La salinizzazione secondaria indotta dall'attività antropica può essere considerata una forma particolare di inquinamento del suolo, che risulta particolarmente virulenta poiché compromette in vario grado alcuni importanti parametri di qualità suolo e ne inficia le funzioni produttive (Dazzi e Fierotti, 1996; Dazzi, 1999). Un aumento del livello di salinità del suolo, e di sodio sul complesso di scambio, deprime l'attività della pedofauna, degrada la struttura, riduce la permeabilità, diminuisce la disponibilità idrica per le colture comportando così un decremento produttivo e un eventuale incremento dell'erosione o dei problemi di ristagno (Dazzi, 2002b).

Quello della salinizzazione secondaria dei suoli è un problema che acquisisce una importanza crescente di anno in anno e che non è nuovo nella storia del mondo, ma che è destinato ad aggravarsi non solo per la sempre più spinta competizione esistente fra città, industria e campagna nell'uso dell'acqua, per il sovrafruttamento delle falde, per l'impiego in agricoltura di acque sempre meno idonee ma, anche, per effetto dei cambiamenti climatici globali previsti per il prossimo futuro. Particolarmente interessati sono i Paesi dell'Europa mediterranea, per i quali si specula che tali cambiamenti dovrebbero condurre ad un incremento dell'indice di aridità che, influenzando il regime di umidità ed il bilancio salino dei suoli, finirebbero col determinare una minore lisciviazione ed una maggiore salinizzazione.



zazione fino a raddoppiare, nei prossimi 40 anni, le aree affette da salinità (Barrow, 1993).

Se si considerano le più recenti acquisizioni sulla tassonomia dei suoli salini e alcalini (IUSS-ISRIC-FAO, 1999), che riguardano in particolare le definizioni dell'orizzonte salico e dell'orizzonte natrico (tab. 4), si nota come sia sufficiente che nel suolo si abbiano livelli di conducibilità elettrica dell'estratto saturo maggiore di  $15 \text{ dS m}^{-1}$  in qualche periodo dell'anno, perchè il suolo sia considerato salino e di oltre il 15% di  $\text{Na}^+$  sul complesso di scambio perchè il suolo sia considerato alcalino.

Tabella 4. Definizioni sintetiche dell'orizzonte salico e dell'orizzonte natrico secondo il World Reference Base (IUSS-ISRIC)

| Definizione dell'orizzonte salico   | Definizione dell'orizzonte natrico   |
|---|--|
| Orizzonte, di superficie o sottosuperficiale, con un arricchimento secondario in sali prontamente solubili (cioè più solubili del gesso); deve mostrare per tutto il suo spessore: una conducibilità elettrica (EC) dell'estratto saturo maggiore di $15 \text{ dS m}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ in qualche periodo dell'anno, oppure, una EC maggiore di $8 \text{ dS m}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ se il pH (in $\text{H}_2\text{O}$ ) dell'estratto saturo è maggiore di 8,5 (per suoli alcalini ricchi in carbonati) o minore di 3,5 (per suoli acidi ricchi in solfati); almeno l'1% di sali; il prodotto dello spessore in cm per la percentuale di sali almeno pari a 60, e lo spessore deve essere almeno di 15 cm. | Orizzonte sottosuperficiale corrispondente alla definizione di orizzonte argico, con struttura prismatica o colonnare; $\text{ESP} > 15$ , con (magnesio sc. + sodio sc.) $>$ (calcio sc. + acidità sc.); spessore di almeno un decimo della somma degli orizzonti soprastanti e almeno di 7,5 cm. |

Spesso, le due forme di salinità coesistono, come è emerso da un recentissimo studio condotto su alcuni suoli caposaldo nelle aree irrigue della piana di Licata (Indorante *et al.*, 2001). In simili ambienti, infatti, possono verificarsi fenomeni di salinizzazione e/o alcalizzazione secondaria dei suoli anche in un arco di tempo molto breve, talora anche nel breve volgere di una stagione irrigua. Quando poi periodi siccitosi si susseguono per più anni, come accade con sempre maggiore frequenza, si innesca una reazione a catena nella quale i problemi di degradazione fisico-chimica a carico dei suoli si trasmettono pesantemente sull'aspetto produttivo e questo, a sua volta, incide profondamente sul tessuto economico-sociale delle aree interessate.

### 3.6 La vulnerabilità del suolo da entisolizzazione

Numerose aree del mondo sono oggi interessate da un processo di "entisolizzazione", alla cui base è l'attività dell'uomo (Dazzi 1995, 2001). Il problema è da imputare soprattutto alle spinte consumistiche che portano circa un miliardo di individui a fruire di un super benessere basato su stili di vita che esercitano una fortissima pressione sull'ecosistema globale. Questo consumismo è a sua volta legato all'ampliamento delle conoscenze tecnologiche e delle disponibilità energetiche, che consentono di usare ed abusare di sempre maggiori quantità di risorse naturali, fino al punto di portarle all'estinzione.

Ogni anno numerose aree di terreno produttivo dal punto di vista agricolo vengono cementificate. I nostri paesaggi vengono deturpati con montagne sempre più alte di rifiuti, alcuni dei quali tossici. Aree vergini vengono rivoltate con l'aratro.

Dal punto di vista della pedogenesi la distruzione e/o la creazione del suolo operata dall'uomo attraverso la manipolazione fisica di "materiali terrosi" sono eventi catastrofici che riportano il suolo al tempo "t<sub>0</sub>" e, quasi sempre, l'area di Entisuoli di nuova creazione ottenuta tramite movimenti di terra è all'incirca uguale all'area di suoli più sviluppati che viene distrutta (Fanning e Fanning, 1989).

Sono questi gli eventi più appariscenti che avvengono durante la costruzione di strade e autostrade, ma vi sono esempi meno appariscenti ma altrettanto pericolosi per la salvaguardia della pedodiversità: è il caso dei suoli creati per seppellire rifiuti di varia origine e natura. In diversi casi tuttavia sono le attività agricole che minacciano la pedodiversità e conducono ad una "entisolizzazione" dei suoli, cioè ad una omogeneizzazione spinta delle loro caratteristiche che può, a tutti gli effetti, essere considerata alla stessa stregua dell'erosione genetica che restringe il campo di variabilità ed omogeneizza gli esseri viventi (Dazzi, 1995).

Così ad esempio, vaste aree dell'Europa mediterranea, ove si è molto diffusa la coltivazione della vite, sono state e sono interessate da un processo di questo tipo (Dazzi *et al.*, 2004; Pla Sentis *et al.*, 2004). Splendidi esempi di Alfisuoli, Inceptisuoli, Mollisuoli ed Entisuoli, sono stati così profondamente ed intensamente rimaneggiati con potentissimi mezzi meccanici per essere messi a coltura da non potere più distinguere in essi alcun frammento degli orizzonti originari. In queste condizioni è chiaro che non c'è resilienza del suolo che tenga, poiché nei suoli così ot-

tenuti non si nota più alcuna logica distribuzione degli elementi organici e minerali ed ogni connessione fra questi, legata allo svolgersi nel suolo dei flussi di energia endogeni, viene completamente perduta. Si originano così suoli ma, sarebbe più corretto parlare di “*masse terrose*” che rappresentano, secondo il sempre valido assioma di Glinka (citato in Boulaire, 1989), dei substrati pedologici che hanno bisogno di tempi più o meno lunghi per organizzarsi in una nuova configurazione pedologica.

#### 4. Conclusioni

Gli aspetti sopra citati della vulnerabilità dei suoli consentono di metterne in evidenza un altro, particolarmente virulento per la salvaguardia di tutte le risorse naturali, non solo del suolo: quello della scarsa consapevolezza ambientale.

Viviamo in un'epoca ed in un sistema culturale particolarmente sensibili alla salvaguardia dei diritti dell'uomo ma che non lo è altrettanto per i suoi obblighi e le sue responsabilità (Hillel, 1994). Siamo capaci di lottare per difendere i nostri privilegi ma ci defiliamo di fronte ai nostri doveri. Il nostro rapporto con l'ambiente è caratterizzato da una generica indifferenza e da una diffusa noncuranza.

Manca purtroppo una capillare consapevolezza della rilevanza delle risorse ambientali e del suolo in particolare. Questo, essendo una “*cripto-risorsa*”, una risorsa nascosta, viene considerato in tutta la sua importanza solo in occasione di eventi catastrofici e quando i guasti sono oramai compiuti.

Nel nostro Paese fin'ora abbiamo mostrato bravura nel cavarci d'impaccio da situazioni che la saggezza ci avrebbe fatto sicuramente evitare. È arrivato il momento di passare dalla bravura alla saggezza, la stessa che spingeva Franklin D. Roosevelt a sostenere che “*la storia di ogni nazione è scritta secondo il modo in cui si prende cura dei suoi suoli*”.

E' chiaro che lo sviluppo sociale ed economico non può essere arrestato, ma deve avvenire nel rispetto dell'ambiente e delle sue risorse. In particolare, nelle procedure di valutazione di impatto delle attività dell'uomo sul territorio, occorrerebbe sempre considerare la salvaguardia del suolo, che rappresenta una risorsa naturale non rinnovabile su scala temporale umana.

Tecnici e politici devono essere coinvolti e le scelte operate in un'ottica di “*soil care*” (Schjønning *et al.*, 2004a, 2004b). Deve essere chiaro a tutti che è saggio dedicare maggiore cura verso la risorsa suolo che ci garantisce il benessere materiale, perché alla base di ogni processo che aumenta la vulnerabilità dei suoli si pone un fattore di stress che ne influenza seriamente i parametri di qualità e che finisce per influenzare la stessa qualità della vita dell'Uomo se è vero, come è vero, che *quanto bassa è la qualità del Suolo, tanto bassa è la qualità della vita dell'Uomo*.

Occorre allora fare di tutto per fare emergere dal profondo della nostra coscienza quell'antico vincolo che ci unisce al suolo e che, nel settembre del 2002, in occasione del World Summit di Johannesburg faceva dire a Kofi Annan, segretario generale dell'ONU: “*La prosperità costruita saccheggiando l'ambiente naturale non è affatto prosperità. E' soltanto un rinvio temporaneo del disastro futuro*”.

#### Note

1. Essendo il suolo un sistema aperto, l'entropia fluisce verso i sistemi circostanti, e ciò, in sintonia con la seconda legge della termodinamica.

#### Bibliografia

- ARAYA Y.N., (2003) - The soil in oral culture: proverbs about soil and the land. IUSS Bulletin 103, pp. 39-42.
- BALLAYAN D. (2000) - Soil degradation. [online] consultabile su <http://www.unescap.org/stat/envstat/stwes-04.pdf> (verificato 16.06.2004).
- BARROW E.M. (1993) - Scenarios of climate change for the European community. Eur. J. Agronom. 2(4), 247-260.
- BLUM W.E.H., AGUILLAR SANTELISE A. (1994) - A concept of sustainability and resilience based on soil functions: the role of ISSS in promoting sustainable land use. CAB Int. Soil Resilience and Land Use (eds Greenland and Szabolcs)
- DAZZI C. (1995) - L'erosione “genetica” dell'ecosistema suolo. Atti del Convegno Nazionale SISS “Il Ruolo della Pedologia nella Pianificazione e Gestione del Territorio”. Cagliari, giugno pp.197-202.
- DAZZI C. (1999) - Suoli salini e problematiche di gestione.- AGS, Palermo novembre. pp. 1-18
- DAZZI C. (2001) - Necessità della conoscenza della risorsa suolo. Atti del Convegno: Suolo e Governo del Territorio. Boll. SISS, n°50, 189-204.
- DAZZI C. (2002a) - Pedodiversità: il Suolo fra Ordine e Caos. in Suoli, Ambiente, Uomo: omaggio a Fiorenzo Mancini, 80 anni di pedologia (Bini editor). Edifir, Firenze, pp. 9-18.
- DAZZI C. (2002b) - Salinità e Qualità del Suolo. Atti del Convegno del Cinquantenario SISS “L'Emergenza Suolo” Boll. SISS Vol. 51, N° 1-2, pp. 81-104.
- DAZZI C., FIEROTTI G. (1996) - Problems and management of salt-affected soils in Sicily - in Soil salinization and alkalization in Europe. N. Misopolinos & I. Szabolcs (Edts). European Society for Soil Conservation. Thessaloniki - Greece, pp. 129-137.
- DAZZI C., FIEROTTI G. (2002) - Il Suolo: Gestione e Impatto Ambientale. Monti e Boschi, n°1, pp. 20-26

- DAZZI C., FIEROTTI G., RAIMONDI S. (1998) - Rate of erosion and nutrient losses in three benchmark soils on the hilly landscape of Sicily. In "The soil as a strategic resource: degradation processes and conservation measures" Geoforma Ediciones, pp.49-60
- DAZZI C., MONTELEONE S. (1999) - Consequences of human activities on pedodiversity of soils: a case study in a vineyard area in south-east Sicily (Italy). Proceedings of the ESSC International Conference on "Soil conservation in large-scale land use" Bratislava, May 1999, pp. 99-108.
- DAZZI C., MONTELEONE S. (2002) - Emergenza suolo e antropizzazione del territorio: un esempio di perdita della pedodiversità per entisolizzazione. Atti del Convegno del Cinquantenario SISS "L'Emergenza Suolo" Boll. SISS Vol. 51, N° 1-2, pp. 557-570.
- DAZZI C., MONTELEONE S., SCALENGHE (2004) - Anthropogenic soils originated by severe disturbances due to large scale farming. ESSC 4th Inter. Congress - Proceedings Volume, Budapest, pp. 153-156.
- DAZZI C., RAIMONDI S., LUPO M., TUSA D. (1997) - Il consumo di suolo dovuto all'urbanizzazione: l'esempio di una pianura alluvionale costiera (Palermo). Atti della 1a Conferenza Nazionale delle Associazioni Scientifiche per le Informazioni territoriali e Ambientali "Le Immagini e le Informazioni Territoriali" Parma 30 settembre - 3 ottobre, pp. 348-357
- DELL'ABATE M. T., BENEDETTI A., TRINCHERA A., DAZZI C. (2002) - Humic substances along the profile of two Typic Haploxerert. *Geoderma* 107, pp. 281-296
- DEVOTO G., OLI G.C., (1985) - Vocabolario illustrato della lingua italiana. Selezione dal Reader's Digest. Milano
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2000) - Down to Earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. Environmental issues series n° 16. Luxembourg, pp.1-32
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2003) - Europe's Environment - The Dobris Assessment, chap. 07. [online] consultabile su [http://reports.eea.eu.int/92-826-5409-5/en/tab\\_content\\_RLR](http://reports.eea.eu.int/92-826-5409-5/en/tab_content_RLR) (verificato 16.06.2004).
- FANNING D.S., FANNING M.C. (1989) - Soil, morphology, genesis and classification. Wiley, pp. 395.
- FORMAN R.T.T., GODRON M. (1986) - Landscape ecology. J. Wiley & sons, New York, pp. 619.
- GLINKA, citato in Boulaine J. (1989) - Histoire des Pedologues et de la Science des Sols. - INRA, pp. 285.
- HILLEL D. (1994) - Introductory Overview: Soil, Water and Civilization. SSSA Special Publication 41, pp. 1-9.
- HUDSON N. (1995) - Soil Conservation, 3rd ed. B T Batford limited. London, pp. 391.
- INDORANTE A., LAUDICINA V. A., RAIMONDI S., TUSA D. (2001) - Evoluzione della salinità del suolo durante un biennio di osservazioni in due ambienti irrigui siciliani. Atti Convegno Conclusivo Progetto POM-OTRIS, Bari, pp. 249-262.
- ISSS-ISRIC-FAO (1999) - World Reference Base for Soil Survey, versione italiana. a cura di E. Costantini & C. Dazzi - ISSDS, Firenze 98 pp.
- MINISTERO ITALIANO DELL'AMBIENTE (2000) - Classificazione dei comuni Italiani in base al livello di attenzione per il rischio idrogeologico. [online] consultabile su [http://www.minambiente.it/Sito/pubblicazioni/COLLANA\\_RSA/Rischio\\_idrogeol.pdf](http://www.minambiente.it/Sito/pubblicazioni/COLLANA_RSA/Rischio_idrogeol.pdf) (verificato 16.06.2004).
- PLA SENTIS I., RAMOS M.C., NACCI S., FONSECA F., ABREU X. (2004) - Soil and water conservation as affected by changing Mediterranean climate and land management in vineyards of Catalonia (NE Spain). ESSC 4th Inter. Congress - Proceedings Volume, Budapest, pp. 86-91.
- SCHJØNNING P., ELMHOLT S., CHRISTENSEN B.T. (2004a) - Soil Quality Management - Syntesis. In *Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture*. (Schjøning P., Elmholt S., Christensen B.T. eds) CAB Int., pp. 315-333.
- SCHJØNNING P., ELMHOLT S., CHRISTENSEN B.T. (2004b) - Soil Quality Management - Concepts and Terms. In *Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture*. (Schjøning P., Elmholt S., Christensen B.T. eds) CAB Int., pp. 1-15.
- SEYBOLD C.A., HERRICK J.E., BREIDA J.J. (1999) - Soil resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*, vol. 164, n°4, pp. 224-234
- SMECK N.E., RUNGE E.C.A., MACINTOSH E.E. (1983) - Dynamics and genetic modelling of soil system. in *Pedogenesis and Soil Taxonomy I. concepts and Interactions* by Wilding, Smek & Hall (Edts) - Elsevier
- TECHNICAL WORKING GROUP ON EROSION (2004) - Nature and Extent of Soil Erosion in Europe. Final Report. Commission européenne. BU9 3/173, B-1049 Bruxelles, pp. 1-40
- TURNER S. (2002) - Proceedings of the Technical Workshop on Indicators for Soil Sealing. Tech. Rep. N°80. EEA, Copenhagen, pp. 1-62.
- USDA-NRCS, 1999. Soil Taxonomy, a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd ed. Agriculture handbook N° 436, Washington D.C.
- YASSOGLOU N. (2002) - Soil degradation and Desertification. Proceedings of the third International Congress Man and Soil at the Third Millennium. Rubio, Morgan, Asins & Andreu eds. Geoforma Ediciones - Logroño, pp. 165-176.

# STUDIO PEDOLOGICO-FORESTALE DEI BOSCHI E DELLE BOSCAGLIE RIPARIALI DEL SULCIS (SARDEGNA SUD-OCCIDENTALE)

Gianluigi Bacchetta <sup>1</sup>, Martino Orrù <sup>1</sup>, Gianluca Serra <sup>2</sup>, Andrea Vacca <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro Conservazione Biodiversità (CCB) del Dipartimento di Scienze Botaniche, Università degli Studi di Cagliari  
Viale Sant'Ignazio da Laconi 13, 09123 Cagliari

<sup>2</sup> Dipartimento di Scienze della Terra, Università degli Studi di Cagliari  
Via Trentino 51, 09127 Cagliari; e-mail: lserra@tiscali.it

## Riassunto

Vengono presentati i primi risultati dello studio sinecologico relativo alle serie di vegetazione edafoigrofile del Sulcis (Sardegna sud-occidentale). Lo studio integrato ha permesso di definire i boschi e le boscaglie ripariali dal punto di vista pedologico-forestale e fitosociologico. Sono state riconosciute 10 cenosi ripariali, delle quali 7 appartenenti alla classe *Salici purpureae-Populetea nigrae* e 3 alla classe *Nerio-Tamaricetea*. I suoli sono scarsamente evoluti dal punto di vista pedogenetico (Typic Xerofluvents, Typic Fluvaquents e Typic Xerorthents) e solo in alcuni casi, sui terrazzi alluvionali relativamente più stabili, presentano uno sviluppo pedogenetico moderato (Fluventic Haploxerepts e Typic Haploxerepts). Le formazioni del primo gruppo, rispetto a quelle del secondo gruppo, appaiono maggiormente legate al fattore acqua in alveo o sub-alveo. Nella vegetazione più evoluta, le forme di humus sono generalmente riconducibili ai Mullmoders.

**Parole chiave:** Sardegna, Sulcis, vegetazione ripariale, fitosociologia, pedologia forestale, humus.

## Abstract

### Forest soils of riparian woods and shrubs in the Sulcis area (south-western Sardinia, Italy)

This paper presents the first results of the sinecological study of edaphohydrophycol vegetation series in the Sulcis area (south-western Sardinia, Italy). The research defined forest soils and phytosociology of riparian woods and shrubs. Ten main coenosis were recognised and related with 2 different groups of vegetation. The first group includes 7 formations ascribed to the *Salici purpureae-Populetea nigrae* class; the second one includes 3 groupments ascribed to the *Nerio-Tamaricetea* class. Soils are always characterised by limited pedogenesis and are generally poorly developed (Typic Xerofluvents, Typic Fluvaquents and Typic Xerorthents). Only on the relatively more stable alluvial terraces, a moderate development is present (Fluventic Haploxerepts and Typic Haploxerepts). The coenosis of the first group are more related to the presence of water than those of the second group. Humus forms, when observed, are classified as Mullmoders.

**Key words:** Sardinia, Sulcis, riparian vegetation, phytosociology, forest soils, humus forms.

## Introduzione

Sino ad oggi la vegetazione ripariale della Sardegna è stata oggetto di studi di carattere generale (Pedrotti e Gafta, 1996) e di analisi relative a singoli bacini idrografici (Arrigoni, 1986; Arrigoni *et al.*, 1996; Camarda *et al.*, 1995) o riferite a singole associazioni (Brullo, 1993; Filigheddu *et al.*, 1999). Solamente Biondi *et al.* (1995) hanno analizzato gli ambienti di ripa in maniera specifica, cercando di discernere le situazioni ripariali propriamente dette da quelle riparie in senso lato. I contributi più recenti, riguardanti la vegetazione ripariale del Sulcis, si devono a Bacchetta (2000), Mossa e Bacchetta (1998, 2002) e Bacchetta *et al.* (2003).

Tutti i lavori citati sono indirizzati specificatamente all'analisi degli aspetti floristici e vegetazionali. Essi, pertanto, non presentano un'esauriva trattazione degli aspetti pedologici e, per quanto riguarda la Sardegna, non si ha riscontro di altre ricerche sinecologiche o rilevamenti pedologici specifici per le aree ripariali.

Al fine di colmare tale lacuna, il Centro per la Conservazione della Biodiversità del Dipartimento di Scienze Botaniche e la cattedra di Geopedologia del Dipartimento di Scienze della Terra dell'Università di Cagliari hanno avviato una serie di ricerche relative alla sinecologia delle associazioni vegetali edafoigrofile della Sardegna meridionale.

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di esaminare le relazioni tra suoli e vegetazione ripariale e di approfondire le conoscenze in merito al dinamismo della vegetazione forestale ed arbustiva edafoigrofila, cercando di individuare i caratteri pedologici ed ambientali maggiormente influenti sulle tipologie vegetazionali ripariali della Sardegna sud-occidentale.

## Materiali e metodi

I settori ripariali studiati sono ubicati nella regione del Sulcis, nel lembo sud-occidentale della Sardegna, con esclusione delle isole di San Pietro e Sant'Antioco. Il territorio del Sulcis ha un'estensione di circa 2.130 km<sup>2</sup> e confina a nord con la valle del Cixerri, ad est con la piana del Campidano e per la restante parte con il Mar di Sardegna. Nell'area affiora un complesso di rocce metamorfiche (metaquarziti, metarenarie, metapeliti, metargilliti e metacalcari fortemente silicizzati) attraversato da intrusioni granitiche (leucograniti), entrambe di origine paleozoica.

Le coperture clastiche di età quaternaria sono limitate a sporadici depositi di versante ed ai depositi alluvionali lungo i principali corsi d'acqua. Questi, per lo più a carattere torrentizio, formano un reticolo idrografico di tipo dendritico e sono caratterizzati dalla presenza di un letto alluvionale formato da ciottoli arrotondati ed eterometrici, a volte di notevoli dimensioni (fino ad 1 m), che denotano l'occasionale elevata capacità di trasporto delle acque di deflusso superficiale. Tale capacità era sicuramente più elevata e frequente in passato, quando le portate d'acqua erano di gran lunga superiori.

Il rilevamento dei suoli delle aree ripariali è stato programmato sulla base dei rilievi floristici e vegetazionali più rappresentativi in termini fitosociologici, con l'obiettivo di definire la variabilità dei caratteri edafici (substrato, morfologia, caratteri del profilo e dei singoli orizzonti, parametri analitici) tra le associazioni vegetali individuate. Allo stato attuale, per lo studio integrato suoli-vegetazione ripariale, sono stati aperti e descritti 18 profili, secondo i metodi del Soil Survey Division Staff (1993). I suoli sono stati classificati utilizzando la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999). Per la descrizione degli orizzonti organici e la definizione delle forme di humus è stato utilizzato il sistema proposto da Green *et al.* (1993). I campioni di suolo sono stati sottoposti ad analisi di routine presso il Laboratorio di Geopedologia del Dipartimento di Scienze della Terra dell'Università di Cagliari, secondo le procedure pubblicate dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (2000).

L'analisi della vegetazione è stata condotta con 120 rilievi fitosociologici realizzati secondo il metodo della scuola sigmatista di Zurich-Montpellier (Braun Blanquet, 1951). Tutti i dati floristici ed ecologici sono stati ordinati in tabelle e successivamente sottoposti ad analisi multivariata.

La forma biologica delle singole entità è stata direttamente verificata in campo ed espressa secondo le sigle di Raunkier (1934). Per i tipi corologici e la nomenclatura ci si è basati sulle seguenti monografie: Le piante endemiche della Sardegna (Arrigoni *et al.*, 1977-91), Med-Checklist (Greuter *et al.*, 1984-89), *Atlas Florae Europaeae* (Jalas e Suominen, 1972-94; Jalas *et al.*, 1996-99, Kurtto *et al.* 2004), *Flora Europaea* (Tutin *et al.*, 1964-80, 1993) e *Flora d'Italia* (Pignatti, 1982). Per la nomenclatura sintassonomica ci si è attenuti alle norme contenute nella terza edizione del Codice di Nomenclatura Fitosociologica (Weber *et al.*, 2002).

Per i dati climatici si sono seguite le indicazioni proposte da Rivas-Martínez *et al.* (1999 e 2002) nella classificazione bioclimatica della terra, applicate a 21 stazioni termopluviometriche presenti nel Sulcis.

Inoltre, è stato realizzato un campionamento delle acque correnti in 15 stazioni di rilevamento. Per ognuna sono stati eseguiti 2 prelievi (invernale e primaverile-estivo) finalizzati alla misurazione del pH.

## Risultati e discussione

L'utilizzo dei dati vegetazionali rilevati in campo, di quelli derivanti dalla descrizione dei suoli, dalle analisi delle acque e dalle indagini bioclimatiche, ha permesso di definire sia gli aspetti sinfitosociologici che quelli sinecologici di ogni associazione. Dai rilievi fitosociologici è stata costruita una matrice "rilievi x specie" ed il dendrogramma ottenuto dalla cluster analysis ha permesso di riconoscere 2 gruppi vegetazionali principali, in grado di differenziare due classi di vegetazione: *Salici purpureae-Populetea nigrae* (Rivas-Martínez e Cantó ex Rivas-Martínez, Bascónes, T.E. Díaz, Fernández-González e Loidi 1991) Rivas-Martínez e Cantó 2002 (Rivas-Martínez *et al.*, 2002) e *Nerio-Tamaricetea* Br.-Bl. e O. Bolòs 1958 (Rivas-Martínez *et al.*, 2001). All'interno di queste classi sono stati individuati 10 cenosi vegetali. In particolare, al primo gruppo sono risultate appartenere 7 tipologie vegetazionali (tab. 1), mentre al secondo 3 (tab. 2). Lo schema sintassonomico generale è riportato nella tabella 3.

Altre formazioni ripariali della Sardegna sud-occidentale sono in fase di inquadramento fitosociologico e sinecologico.

Tabella 1. Descrizione sintetica delle cenosi vegetali riferite alla classe *Salici purpureae-Populetea nigrae*

| 1° Gruppo: CENOSI 1-7   | STRUTTURA  | CARATTERI AMBIENTALI   |   |
|---|--|--|---|
|   |  | Bioclima   | Geomorfologia   |
| 1) <i>Rubia longifoliae-Populetum albae</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Populus alba</i><br><i>Rubia peregrina</i> ssp. <i>longifolia</i><br><i>Carex divulsa</i> | Boschi ripariali (raramente planiziali); altezza 10-22 m; strato arbustivo a medio ricoprimento; strato erbaceo a prevalenza di emicriptofite (6,7%) e geofite (6,9%).   | Mediterraneo pluvistagionale oceanico, con termotipi dal termomediterraneo sup. al mesomediterraneo inf. e ombrotipi secco-subumidi.               | Ambiti ripariali su substrati di natura alluvionale spesso sub-alcinali o alcalini a drenaggio buono e aree pianeggianti paludose o temporaneamente inondate, con drenaggio lento o molto lento.<br>Quote comprese tra 1 e 100 m slm. |
| 2) <i>Rosa sempervirentis-Populetum nigrae</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Populus nigra</i><br><i>Rosa sempervirens</i>  | Boschi ripariali; altezza 10-18 m; strato arbustivo a medio ricoprimento; strato erbaceo a prevalenza di emicriptofite (10,3%) e geofite (6,9%).                         | Mediterraneo pluvistagionale oceanico, con termotipi variabili dal termomediterraneo sup. al mesomediterraneo inf. ed ombrotipi subumidi.          | Ambiti ripariali su substrati di natura alluvionale, grossolani e a matrice ciottolosa a drenaggio buono.<br>Quote comprese tra 100 e 500 m slm.  |
| 3) <i>Allio triquetri-Ulmetum minoris</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Ulmus minor</i><br><i>Fraxinus oxycarpa</i><br><i>Carex praecox</i> , <i>C. divulsa</i>     | Boscaglie riparie (spesso in filari); altezza 8-18 m; strato arbustivo a basso ricoprimento; strato erbaceo a prevalenza di geofite (10,8%).                             | Mediterraneo pluvistagionale oceanico con termotipi da termomediterraneo inf.-sup. a mesomediterraneo inf. ed ombrotipi secco-subumidi             | Ambiti riparii in aree pianeggianti temporaneamente inondate, su substrati di natura alluvionale spesso sub-alcinali o alcalini a drenaggio buono.<br>Quote comprese tra 1 e 300 m slm.   |
| 4) Aggruppamento a <i>Fraxinus oxycarpa</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Fraxinus oxycarpa</i><br><i>Salix atrocinerea</i><br><i>Crataegus oxyacantha</i>          | Boschi planiziali e secondari ripariali; altezza 10-16 m; strato arbustivo a basso ricoprimento e strato erbaceo a prevalenza di emicriptofite (11,1%) e geofite (4,7%). | Mediterraneo pluvistagionale oceanico con termotipi termomediterraneo inf.-sup. ed ombrotipi variabili dal secco inf. al subumido inf.             | Ambiti ripariali ed aree pianeggianti su substrati di natura alluvionale a drenaggio imperfetto, inondati anche per periodi prolungati.<br>Quote comprese tra 1 e 250 m slm.  |
| 5) <i>Salici arrigonii-Alnetum glutinosae</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Alnus glutinosa</i><br><i>Salix arrigonii</i>   | Boschi ripariali; altezza 10-16 m; strato arbustivo a medio ricoprimento e strato erbaceo a prevalenza di emicriptofite (7,3%) e geofite (5,9%).                         | Mediterraneo pluvistagionale oceanico, con termotipi da termomediterraneo sup. a mesomediterraneo inf. ed ombrotipi tra secco sup. e subumido sup. | Ambiti ripariali su substrati di natura acida o subacida a drenaggio da buono a rapido.<br>Quote comprese tra 1 e 400 m slm.  |
| 6) Aggruppamento a <i>Salix arrigonii</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Salix arrigonii</i><br><i>Carex microcarpa</i>  | Boscaglie ripariali; altezza 6-10 m; strato arbustivo a medio ricoprimento e strato erbaceo a prevalenza di emicriptofite (11,4%) e geofite (6,3%).                      | Mediterraneo pluvistagionale oceanico, con termotipi da mesomediterraneo inf. a mesomediterraneo sup. ed ombrotipi subumido-umidi                  | Ambiti ripariali su substrati di natura subacida o neutra a drenaggio da buono a rapido.<br>Quote comprese tra 400 e 800 m slm.   |
| 7) <i>Nerio oleandri-Salicetum purpureae</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Salix purpurea</i> ssp. <i>purpurea</i><br><i>Nerium oleander</i>                        | Boscaglie ripariali; altezza 6-10 m; strato arbustivo basso a limitato ricoprimento e strato erbaceo a prevalenza di emicriptofite (9%).                                 | Mediterraneo pluvistagionale oceanico, con termotipi da termomediterraneo sup. a mesomediterraneo inf. ed ombrotipi secco-subumidi.                | Ambiti ripariali su substrati di natura alluvionale, arenacei fini e/o grossolani, a reazione subacida o neutra a drenaggio da buono a rapido.<br>Quote comprese tra 50 e 260 m slm.  |



Tabella 2. Descrizione sintetica delle cenosi vegetali riferite alla classe *Nerio-Tamaricetea*

| 2° Gruppo: CENOSI 8-10   | STRUTTURA   | CARATTERI AMBIENTALI   |  |
|--|---|--|--|
|  |   | Bioclina   | Geomorfologia  |
| 8) Aggruppamento a <i>Tamarix africanae</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Tamarix africana</i><br><i>Tamarix tetragyna</i>                                     | Boscaglie ripariali; altezza 3-6 m; strato arbustivo basso a limitato ricoprimento e strato erbaceo quasi assente.                          | Mediterraneo pluvistagionale oceanico, con termotipi da termomediterraneo inf. a sup. ed ombrotipi tra semiarido sup. e secco sup. | Ambiti ripariali su substrati fini di natura alluvionale a reazione da subalcalina a neutra.<br>Quote comprese tra 0 e 50 m slm. |
| 9) <i>Tamarici africanae-Vitacetum agnicasti</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Vitex agnus-castus</i><br><i>Nerium oleander</i><br><i>Rubus gr. ulmifolius</i> | Boscaglie ripariali; altezza 2,5-6 m; strato arbustivo basso a limitato ricoprimento e strato erbaceo a prevalenza di emicriptofite (5,6%). | Mediterraneo pluvistagionale oceanico, con termotipi da termomediterraneo inf. secco sup. a termomediterraneo sup. subumido inf.   | Ambiti ripariali su substrati generalmente fini di natura alluvionale.<br>Quote comprese tra 30 e 70 m slm.                      |
| 10) <i>Rubo ulmifolii-Nerietum oleandri</i><br><br><b>Taxa caratteristici e differenziali</b><br><i>Nerium oleander</i><br><i>Rubus gr. ulmifolius</i>                                   | Boscaglie ripariali; altezza 3-7 m; strato arbustivo basso a limitato ricoprimento e strato erbaceo quasi assente.                          | Mediterraneo pluvistagionale oceanico, con termotipi da termomediterraneo inf. a mesomediterraneo sup. e ombrotipi secco-subumidi. | Ambiti ripariali su substrati alluvionali di natura subacida o neutra.<br>Quote comprese tra 0 e 600 m. slm.                     |

Tabella 3. Schema sintassonomico della vegetazione

|  |
|--|
| <p><b><i>Salici purpureae-Populetea nigrae</i></b> Rivas-Martínez et Cantó ex Rivas-Martínez, Bascónes, T.E. Díaz, Fernández-González et Loidi 2001</p> <p><i>Populetales albae</i> Br.-Bl. ex Tchou 1948</p> <p><i>Populion albae</i> Br.-Bl. ex Tchou 1948</p> <p><i>Populion albae</i></p> <p>1. <i>Rubio longifoliae-Populetales albae</i> Br.-Bl. et O. Bolòs 1957</p> <p>2. <i>Roso sempervirentis-Populetales nigrae</i> Pedrotti et Gafta 1992</p> <p><i>Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris</i> Rivas-Martínez 1975</p> <p>3. <i>Allio triquetri-Ulmetum minoris</i> Filigheddu, Farris, Bagella, et Biondi 1999</p> <p>4. Aggruppamento a <i>Fraxinus oxycarpa</i></p> <p><i>Osmundo-Alnion</i> (Br.-Bl., P. Silva et Rozeira 1956) Dierschke et Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1975</p> <p><i>Hyperico hircini-Alnion</i> Dierschke 1975</p> <p>5. <i>Salici arrigonii-Alnetum glutinosae</i> Brullo 1993 nom. inv. prop.</p> <p>6. Aggruppamento a <i>Salix arrigonii</i></p> <p><i>Salicetalia purpureae</i> Moor 1958</p> <p><i>Nerio oleandri-Salicion purpureae</i> De Focault 1991</p> <p>7. <i>Nerio oleandri-Salicetum purpureae</i> Karp. 1962</p> <p><b><i>Nerio-Tamaricetea</i></b> Br.-Bl. et O. Bolòs 1958</p> <p><i>Tamaricetalia</i> Br.-Bl. et O. Bolòs 1958 em Izco, Fernández-González et Molina 1984</p> <p><i>Tamaricion africanae</i> Br.-Bl. et O. Bolòs 1958</p> <p>8. Aggruppamento a <i>Tamarix africanae</i></p> <p>9. <i>Tamarici africanae-Vitacetum agnicasti</i> Brullo et Spampinato 1997</p> <p><i>Rubo ulmifolii-Nerion oleandri</i> O. Bolòs 1985</p> <p>10. <i>Rubo ulmifolii-Nerietum oleandri</i> O. Bolòs 1956</p> |
|--|

I suoli osservati sui depositi alluvionali degli ambienti ripariali studiati, sono sempre scarsamente evoluti dal punto di vista pedogenetico. Solo in alcuni casi, sui terrazzi alluvionali relativamente più stabili, presentano l'orizzonte cambico. I profili e la differenziazione in orizzonti dipendono soprattutto dalla tipologia degli eventi alluvionali pregressi e dalla dimensione dei sedimenti in essi presenti. Le forme di humus, invece, dipendono principalmente dalle tipologie vegetazionali da cui deriva la lettiera.

Nella tabella 4 sono riportati i principali caratteri chimico-fisici dei suoli esaminati.

Su sabbie e ghiaie torrentizie (praticamente in alveo) sono stati rilevati l'aggruppamento a *Tamarix africana* e le associazioni *Rubio ulmifolii-Nerietum oleandri* (della classe *Nerio-Tamaricetea*), *Nerio oleandri-Salicetum purpureae* e *Salici arrigonii-Alnetum glutinosae* (della classe *Salici purpureae-Populetea nigrae*).

Tabella 4. Principali caratteri chimico-fisici dei suoli e delle acque correnti, riferiti alle cenosi descritte

| Assoc. Veget. | Profilo | Orizz. | pH H <sub>2</sub> O | pH KCl | C %  | S.O. % | Tess. | C.S.C cmol(+) kg <sup>-1</sup> | Sat.Basi % | Classificazione suolo | pH acqua | Conducibilità acqua uS/cm |
|---------------|---------|--------|---------------------|--------|------|--------|-------|--------------------------------|------------|-----------------------|----------|---------------------------|
| 1             | 12      | A1     | 7,35                | 7,13   | 0,66 | 1,13   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerofluvent     | n.d.     | n.d.                      |
| 1             | 78      | Hz     | 6,72                | 6,22   | 3,64 | 6,27   | FS    | 62,64                          | 64,41      | Typic Xerofluvent     | n.d.     | n.d.                      |
|               |         | A      | 7,08                | 6,29   | 1,77 | 3,06   | FS    | 26,40                          | 61,90      |                       |          |                           |
|               |         | C      | 7,33                | 6,56   | 1,43 | 2,46   | SF    | 14,24                          | 67,85      |                       |          |                           |
| 1             | 23      | A1     | 5,51                | 5,07   | 6,72 | 11,58  | FAS   | n.d.                           | n.d.       | Typic Fluvaquent      | n.d.     | n.d.                      |
|               |         | A2     | 5,74                | 5,24   | 1,16 | 2,01   | FAS   | n.d.                           | n.d.       |                       |          |                           |
|               |         | Cg1    | 6,08                | 5,55   | 0,26 | 0,45   | FAS   | n.d.                           | n.d.       |                       |          |                           |
|               |         | Cg2    | 5,76                | 5,16   | 0,82 | 1,41   | FAS   | n.d.                           | n.d.       |                       |          |                           |
|               |         | Cg3    | 5,94                | 5,58   | 0,37 | 0,63   | FS    | n.d.                           | n.d.       |                       |          |                           |
| 1             | 76      | A      | 7,62                | 7,21   | 3,72 | 6,41   | FA    | 39,44                          | 93,55      | Fluventic Haploxerept | 7,58     | 5930                      |
|               |         | Bw     | 8,00                | 7,38   | 1,17 | 2,02   | A     | 26,25                          | 93,14      |                       |          |                           |
|               |         | C      | 7,90                | 7,20   | 0,70 | 1,21   | A     | 24,83                          | 93,12      |                       |          |                           |
| 3-4           | 61      | A      | 7,15                | 6,74   | 1,94 | 3,35   | n.d.  | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerorthent      | 7,97     | 1050                      |
| 5             | 3       | A1     | 5,16                | 4,83   | 4,76 | 8,20   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerofluvent     | 7,08     | 350                       |
|               |         | A2     | 5,33                | 4,59   | 1,04 | 1,80   | FS    | n.d.                           | n.d.       |                       |          |                           |
|               |         | C      | 5,89                | 5,03   | 0,39 | 0,67   | FS    | n.d.                           | n.d.       |                       |          |                           |
|               | 14      | A1     | 5,29                | 4,55   | 6,77 | 11,67  | F     | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerofluvent     | n.d.     | n.d.                      |
|               |         | A2     | 5,98                | 5,50   | 1,99 | 3,43   | FAS   | n.d.                           | n.d.       |                       |          |                           |
|               | 19      | A      | 5,64                | 4,79   | 2,01 | 3,47   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerofluvent     | n.d.     | n.d.                      |
|               | 40      | A/C    | 6,16                | 5,34   | 2,52 | 4,35   | SF    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerofluvent     | 7,41     | 315                       |
|               | 36      | A      | 6,76                | 6,76   | 7,00 | 12,07  | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerofluvent     | n.d.     | n.d.                      |
| 6             | 37      | Bw     | 6,97                | 6,85   | 2,03 | 3,50   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Haploxerept     | n.d.     | n.d.                      |
| 7             | 4       | A/C    | 7,05                | 6,58   | 3,76 | 6,47   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerofluvent     | 7,81     | 400                       |
|               | 18      | A/C    | 5,76                | 5,27   | 2,81 | 4,84   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerofluvent     | 7,79     | 350                       |
| 8             | 15      | A/C    | 6,33                | 5,84   | 1,09 | 1,88   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerorthent      |          |                           |
|               | 75      | A      | 6,90                | 6,25   | 2,08 | 3,58   | FS    | 27,12                          | 64,43      | Typic Xerofluvent     | 8,10     | 489                       |
|               |         | C      | 7,11                | 6,24   | 0,62 | 1,08   | SF    | 12,47                          | 57,25      |                       |          |                           |
| 9             | 9       | A/C    | 5,38                | 5,05   | 0,47 | 0,80   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerorthent      | 7,78     | 310                       |
|               | 20      | A/C    | 6,19                | 5,74   | 2,50 | 4,31   | FS    | n.d.                           | n.d.       | Typic Xerorthent      | 7,40     | 361                       |
| 10            | 77      | A      | 7,50                | 6,30   | 1,20 | 2,07   | FS    | 18,85                          | 61,03      | Fluventic Haploxerept | n.d.     | n.d.                      |
|               |         | Bw     | 7,36                | 6,29   | 0,69 | 1,20   | FS    | 14,59                          | 62,61      |                       |          |                           |
|               |         | 2C     | 7,57                | 6,40   | 0,40 | 0,69   | FS    | 10,09                          | 67,78      |                       |          |                           |
|               |         | 3BC    | 7,65                | 6,37   | 0,78 | 1,34   | FS    | 18,35                          | 63,70      |                       |          |                           |

Si tratta delle situazioni a minore evoluzione pedogenetica, con suoli a profilo A/C (Typic Xerorthents), poco o mediamente profondi, molto ricchi in scheletro (spesso oltre 90%), con ciottoli poco o mediamente elaborati e di dimensioni molto variabili. La tessitura è franco-sabbiosa, talora sabbioso-franca, mentre il grado di strutturazione è basso o molto basso. Il contenuto in sostanza organica è generalmente scarso o moderato (1-5%) con una distribuzione irregolare in termini areali, dipendente dalla tipologia vegetazionale e dalla densità di copertura. Si tratta di suoli con ridotte capacità di trattenuta dell'acqua, facilmente drenata anche in occasione degli eventi di piena.

Sui suoli derivanti da sabbie e ghiaie fluvio-torrentizie e/o depositi alluvionali sabbioso-limosi sono ospitate le cenosi a *Fraxinus oxycarpa* e le associazioni *Rubio longifoliae-Populetum albae*, *Roso sempervirentis-Populetum nigrae*, *Allio triquetri-Ulmetum minoris*, *Salici arrigonii-Alnetum glutinosae* e *Nerio oleandri-Salicetum purpureae* (tutte della classe *Salici purpureae-Populetea nigrae*).

Si osserva sempre una scarsa evoluzione del suolo il quale, tuttavia, mostra una maggiore distinzione in orizzonti per gli apporti di materiali alternativamente minuti o grossolani, dovuti ad eventi alluvionali a diversa intensità, anche molto recenti o attuali. I suoli sono Typic Xerofluvents, con profilo A-C oppure A-A/C, sempre molto ricchi in scheletro, soprattutto negli orizzonti sub-superficiali o profondi, con ciottoli mediamente elaborati e di dimensioni molto variabili. La tessitura è, anche in questo caso, franco-sabbiosa o sabbioso-franca, mentre il livello di strutturazione è moderato o basso (molto basso in profondità). Il contenuto di sostanza organica è più elevato rispetto ai precedenti (6-12%), a causa dei consorzi vegetali più evoluti ed al conseguente maggiore apporto in lettiera e necromassa, ma presenta sempre una distribuzione irregolare sia in senso verticale (lungo il profilo) che orizzontale (discontinuità della lettiera in termini areali). Si tratta di suoli con moderate capacità di trattenuta dell'acqua, che comunque viene facilmente drenata lungo il profilo, anche in occasione di eventi di sommersione, peraltro meno frequenti rispetto al caso precedente.

L'associazione *Rubio longifoliae-Populetum albae* è stata ulteriormente descritta nel suo aspetto planiziale, su suoli evolutisi in depositi alluvionali limoso-argillosi. In tale tipologia di substrato pedogenetico è eviden-

ziabile una certa evoluzione del suolo, il quale presenta una netta distinzione in orizzonti, ma i caratteri del profilo (in particolare il colore) sono condizionati soprattutto dalle oscillazioni della falda superficiale. Si tratta di condizioni fisiografiche pianeggianti, dove si ha una deposizione lenta di materiali fini e molto fini da parte delle alluvioni. I suoli sono caratterizzati da un profilo A-Bw-C, oppure A-Cg, classificabili rispettivamente come Fluventic Haploxerepts e Typic Fluvaquents, con scheletro pressoché assente lungo il profilo. La tessitura del suolo è generalmente franco-argilloso-sabbiosa in superficie e franco-argillosa o argillosa in profondità. Il livello di strutturazione è moderato. Il contenuto di sostanza organica è piuttosto scarso, ad eccezione degli orizzonti di superficie (12%), e presenta una distribuzione irregolare, sia in senso verticale (lungo il profilo) che orizzontale (discontinuità della lettiera). Il drenaggio è lento o impedito e si determinano condizioni asfittiche per via dell'alternanza di periodi di saturazione e desaturazione idrica e conseguenti condizioni di ossidoriduzione.

L'associazione *Tamarici africanae-Viticetum agni-casti* (classe *Nerio-Tamaricetea*) è stata riscontrata solamente su depositi alluvionali terrazzati a matrice sabbioso-limosa in cui è evidenziabile una maggiore evoluzione del suolo. Si tratta di condizioni morfologiche differenti rispetto ai casi precedenti, con aree pianeggianti golenali o di ampia vallata in cui sono evidenti, lungo il profilo, discontinuità molto nette di granulometria e dimensione dei clasti a causa di eventi alluvionali a diversa intensità, generalmente recenti. Il suolo è caratterizzato da un profilo A-Bw-C (Fluventic Haploxerepts), con percentuali di scheletro variabili lungo gli orizzonti del profilo in relazione agli eventi alluvionali pregressi. La tessitura è franco-sabbiosa ed il grado di strutturazione è moderato. Il contenuto di sostanza organica è piuttosto scarso (1-2%), a causa del prolungato utilizzo agropastorale di queste aree e della scarsa copertura della vegetazione ripariale, e presenta una distribuzione irregolare sia in senso verticale (lungo il profilo) che orizzontale (in superficie). Si tratta di suoli con moderate capacità di trattenuta dell'acqua, che viene facilmente drenata lungo il profilo anche in occasione di eventi di sommersione, peraltro poco frequenti.

L'aggruppamento a *Salix arrigonii* (classe *Salici purpureae-Populetea nigrae*) è endemico della Sardegna meridionale ed è stato finora osservato su suoli sviluppatisi su depositi alluvio-colluviali in zone a termotipo meso-mediterraneo.

In seguito ai rilevamenti eseguiti è stato possibile distinguere due geosigmeti ripariali principali (fig. 1 e 2) rispettivamente su depositi alluvionali costituiti esclusivamente da materiali silicatici acidi (graniti, metamorfiti) e su depositi alluvionali con presenza di litologie miste, anche carbonatiche.

Nel primo geosigmeto (fig. 1) i suoli non formano una sequenza ben definita, anzi sono caratterizzati da una relativa omogeneità pedogenetica. Longitudinalmente al corso d'acqua, si osservano Entisuoli scarsamente differenziati (Typic Xerorthents e Typic Xerofluvents) e con grado di evoluzione basso o molto basso, a causa della posizione morfologicamente instabile. Si tratta di suoli a tessitura grossolana (franco-sabbiosi), fortemente scheletrici (fino al 99% in clasti), con reazione generalmente subacida o neutra, ridotta capacità di scambio cationico e bassa saturazione in basi.

Nella dinamica vegetazionale, l'oleandro (*Rubus ulmifolii-Nerietum oleandri*) rappresenta una tappa della serie edaofitologica termo-mesomediterranea calcifuga del *Salici arrigonii-Alno glutinosae*  $\Sigma$ . Esso si riscontra più a monte (fig. 1-sez. A), dove i depositi alluvionali sono più grossolani (fig. 1-pedon 9), o più esternamente rispetto alla boscaglia di salici (fig. 1-sez. B) in quanto l'oleandro, essendo parzialmente slegato dal fattore acqua, tollera i periodi di aridità superiori a 6-8 mesi che si verificano ai margini dei corsi d'acqua a carattere torrentizio con regime e portate incostanti. In condizioni edafiche simili, ma a quote inferiori ai 100 m slm, con bioclima più xerico, può essere osservato il *Tamarici africanae-Viticetum agni-casti*.

Il saliceto (*Nerio oleandri-Salicetum purpureae*), rappresenta un'ulteriore tappa del *Salici arrigonii-Alno glutinosae*  $\Sigma$ . Esso si riscontra più a monte o più esternamente rispetto al bosco di ontani (fig. 1-sez. C) in condizioni caratterizzate dallo scorrimento del corso d'acqua per pochi mesi e dove la falda freatica si mantiene prossima alla superficie per 8-10 mesi l'anno.

L'ontaneto (*Salici arrigonii-Alnetum glutinosae*) rappresenta la testa di serie del *sigmetum* ed è fortemente legato al fattore acqua, pertanto si sviluppa in ambiti ripariali caratterizzati da valli allargate, pianeggianti, con scorrimento del corso d'acqua per periodi prolungati e falda freatica prossima alla superficie per il tempo rimanente, in condizioni edafiche moderatamente più evolute con suoli sviluppatisi su depositi alluvionali più fini.

Sempre su substrati acidi, ma a quote più elevate (400-800 m slm) e in condizioni morfologiche molto prossime agli ambienti ripariali in senso stretto, si ha l'aggruppamento a *Salix arrigonii* (fig. 1-sez. D), posto al di fuori del geosigmeto appena descritto. Il substrato pedogenetico risente maggiormente dei processi di versante ed è costituito da depositi sia alluvionali che colluviali, frammisti tra loro. Il suolo minerale (fig. 1-pedon 37), è caratterizzato da un profilo A-Bw-C (Typic Haploxerepts), con scheletro variabile lungo il profilo in relazione agli eventi colluviali e alluvionali pregressi. La tessitura della terra fine è franco-sabbiosa ed il grado di strutturazione è moderato. Il contenuto di sostanza organica è moderato (3-4%), soprattutto negli orizzonti superficiali. Si tratta di suoli con buone capacità di drenaggio che possono assicurare una certa disponibilità idrica nei periodi siccitosi a vantaggio della vegetazione ospitata.

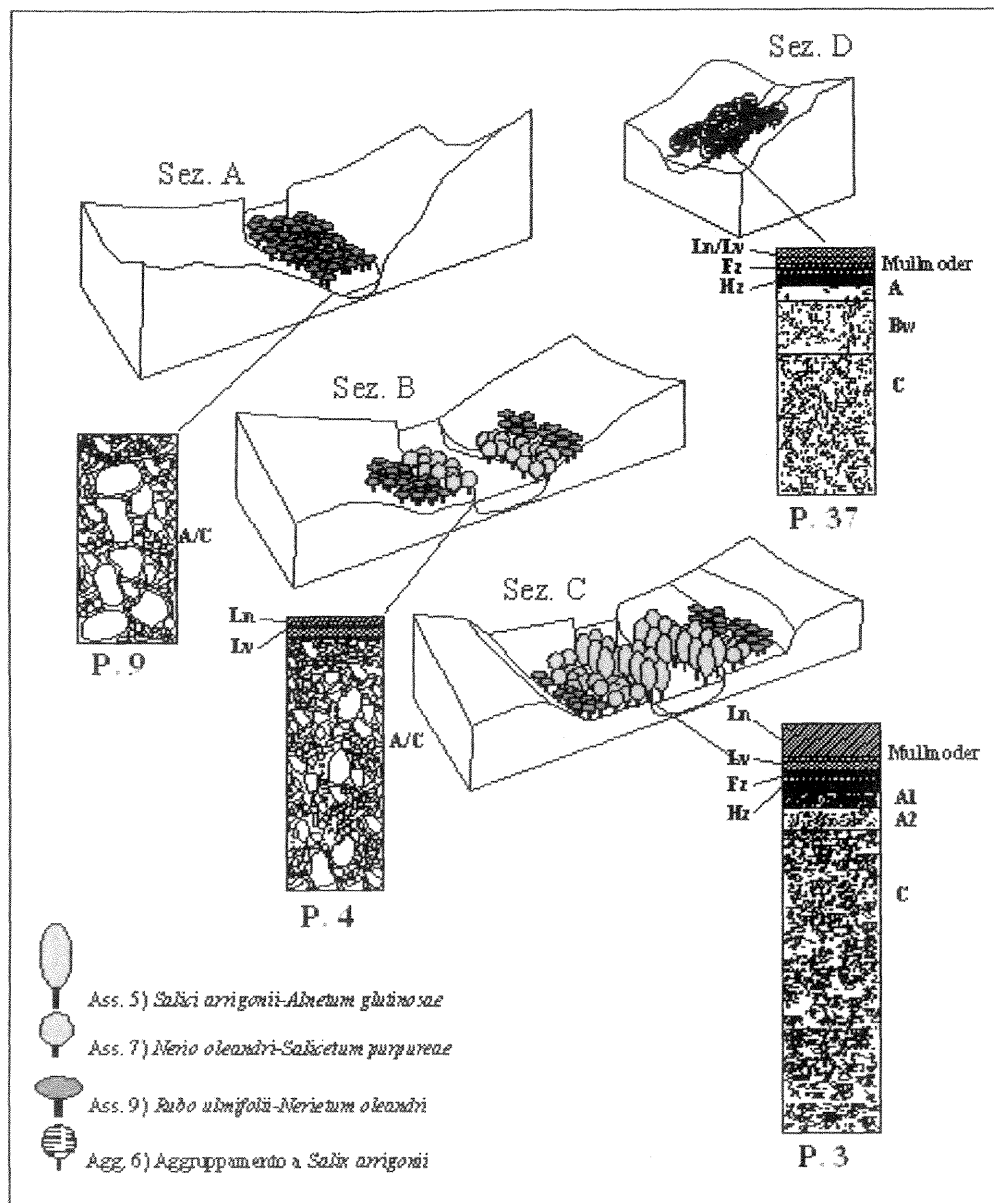


Figura 1. Geosigmeto ripariale su litologie silicatiche acide

Inoltre, la presenza del *Salix arrigonii-Alno glutinosae*  $\Sigma$  e dell'aggr. a *Salix arrigonii* è legata al deflusso di acque oligotrofiche, neutre o subacide per l'assenza di carbonati.

Anche per il secondo geosigmeto (*Rubio longifoliae-Populo albae*  $\Sigma$ ) è osservabile una pedosequenza con suoli relativamente omogenei e con tipi tassonomici assimilabili al caso precedente, con Typic Xerorthents (fig. 2-pedon 20) e Typic Xerofluvents (fig. 2-pedon 78) sviluppatasi su depositi alluvionali costituiti da materiali di dimensioni variabili, ma tendenzialmente più fini rispetto al geosigmeto presentato in figura 1.

Le maggiori differenze riguardano la reazione del suolo, neutra o subalcalina e le più elevate capacità di scambio cationico e saturazione in basi, oltre al chimismo delle acque, in particolare il pH, che evidenzia una tendenza all'alcalinità per la presenza di carbonati ed una più frequente eutrofia dei corsi d'acqua. Tali caratteri risultano più accentuati negli ambienti planiziali.

Nella dinamica della vegetazione il populeto (*Rubio longifoliae-Populetum albae*) rappresenta la testa della serie edafoigrofila termomediterranea calcicola e viene sostituito, esternamente ai corsi d'acqua o dove la falda è superficiale per periodi molto più brevi, dall'associazione *Allio triquetri-Ulmetum minoris* (fig. 2-sez. B) spesso in diretto contatto, in ambiti planiziali, con l'aggruppamento a *Fraxinus oxycarpa* (fig. 2-sez. C).

Ancor più esternamente rispetto al populeto ed alla boscaglia di olmi, in condizioni bioclimatiche termomediterranee più xeriche, si osserva il *Tamaricetum africanae*, talora alternato agli oleandreti del *Rubio ulmifolii-Nerietum oleandri* (fig. 2-sez. A), sempre per la relativa indipendenza dal fattore acqua e la notevole tolleranza all'aridità.

A quote più elevate (fino a 500 m slm) al posto delle cenosi a pioppo bianco è possibile riscontrare, in condizioni edafiche analoghe, formazioni residuali a pioppo nero costituenti la testa di serie *Roso sempervirentis*-*Populo nigrae* Σ (fig. 2-sez. B1).

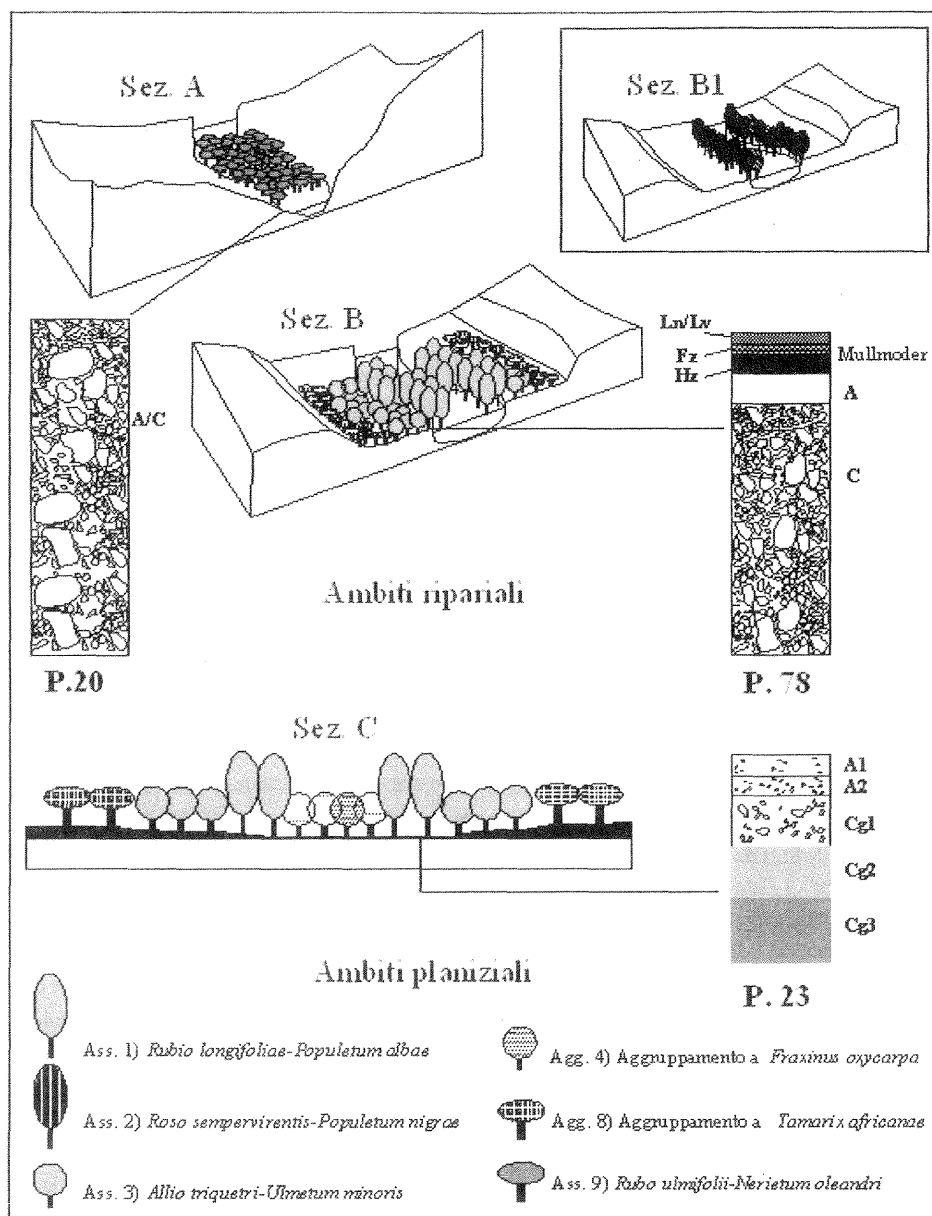


Figura 2. Geosigmeto ripariale su litologie miste subcalchine.

### Conclusioni

Lo studio evidenzia una notevole variabilità delle tipologie vegetazionali edafoigrofile del Sulcis ma una scarsa variabilità delle tipologie pedologiche.

Dai rilevamenti effettuati, emerge che i rapporti dinamici delle cenosi della classe *Salici purpureae*-*Populetea nigrae*, sono fortemente legati al fattore acqua e che tali formazioni si sviluppano in ambiti ripariali pianeggianti, inondabili per periodi anche prolungati e in condizioni edafiche moderatamente evolute, edificando formazioni arboree ed arborescenti riparie e planiziali.

Le associazioni alto-arbustive riferibili alla classe *Nerio-Tamaricetea* sono quasi totalmente o parzialmente slegate dal fattore acqua e tollerano anche periodi di aridità superiori ai sei mesi, in particolare quando il corso d'acqua ha un regime marcatamente torrentizio. I suoli, in questi casi, sono molto poco evoluti dal punto di vista pedogenetico.

Lo studio multidisciplinare, per quanto migliorabile dal punto di vista metodologico, ha permesso di distinguere le comunità vegetali dal punto di vista sinecologico e di arricchire le conoscenze pedologico-vegetazionali e floristiche del territorio del Sulcis, anche con l'individuazione di numerosi endemismi vegetali esclusivi di tali territori.

Infine, dal punto di vista applicativo, le conoscenze acquisite possono essere un valido ausilio per la progettazione di interventi di rinaturalizzazione e di ingegneria naturalistica nei settori alluvionali a rischio di dissesto idrogeologico della Sardegna meridionale.

### **Bibliografia**

- ARRIGONI P.V., 1986. Contributo alla conoscenza della vegetazione del Monte Gennargentu, in Sardegna. Boll. Soc. Sarda Sci. Nat., 25: 63-96.
- ARRIGONI P.V., CAMARDA I., CORRIAS B., DIANA S., RAFFAELLI M., VALSECCHI F., 1977-1991. Le piante endemiche della Sardegna: 1.202. Boll. Soc. Sarda Sci. Nat., 16-28.
- ARRIGONI P.V., DI TOMMASO P.L., CAMARDA I., SATTA V., 1996. La vegetazione dell'azienda forestale "Sa Pruna" Dorgali (Sardegna centro-orientale). Parlatorea, 1: 47-59.
- BACCHETTA G., 2000. Flora, vegetazione e paesaggio dei Monti del Sulcis (Sardegna sud-occidentale). Tesi di Dottorato di Ricerca, A.A: 1999-2000. Dipartimento di Biotecnologie Agrarie ed Ambientali, Università degli Studi di Ancona, pp. 749.
- BACCHETTA G., ORRU' M., SERRA G., 2003. Geobotanical study of riparian woods and shrubs in the Sulcis area (South-Western Sardinia - Italy). 46th IAVS Symposium, Naples (Italy) 8-14 June 2003.
- BIONDI E., VAGGE I., FOGU M.C., MOSSA L., 1995. La vegetazione del letto ciottoloso dei fiumi della Sardegna meridionale (Italia). Coll. Phytosoc., 24: 813-825.
- BRAUN BLANQUET J., 1951. Pflanzensoziologie. Grundzüge der vegetationskunde. Springer-Verlag, Wien, pp. 865.
- BRULLO S., 1993. *Salix arrigonii*, specie nuova della Sardegna e considerazioni sulle sue affinità tassonomiche e sul suo ruolo fitosociologico. Boll. Soc. Sarda Sci. Nat., 29: 247-253.
- CAMARDA I., LUCCHESI F., PIGNATTI S., WIKUS-PIGNATTI E., 1995. La vegetazione dell'area Pantaleo-Gutturu Mannu-Punta Maxia-Monte Arcosu nel Sulcis-Iglesiente (Sardegna sud-occidentale). Webbia, 49(2): 141-177.
- FILIGHEDDU R., FARRIS E., BAGELLA S., BIONDI E., 1999. La vegetazione della serie edafo-igrofila dell'Olmo (*Ulmus minor* Miller) nella Sardegna nord-occidentale. Doc. Phytosoc., 19: 1-13.
- GREEN R.N., TROWBRIDGE R.L., KLINKA K., 1993. Toward a taxonomic classification of humus forms. Forest Science, monograph n. 29: 1-49.
- GREUTER W., BURDET H.M., LONG G. (Eds.), 1984-89. Med-Checklist. Vol. 1,2,4. Conserv. et Jard. Bot. Genève, Genève.
- JALAS J., SUOMINEN J. (Eds.), 1972-1994. Atlas Florae Europaeae, 1-10. Helsinki University Printing House, Helsinki.
- JALAS J., SUOMINEN J., LAMPINEN R. (Eds.), 1996-1999. Atlas Florae Europaeae, 11-12. Helsinki University Printing House, Helsinki.
- KURTTO A., LAMPINEN R., JUNIKKA L. (Eds.), 2004. Atlas Florae Europaeae, 13. Helsinki University Printing House, Helsinki.
- MINISTERO DELLE POLITICHE AGRICOLE E FORESTALI, 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Collana di metodi analitici per l'agricoltura. Franco Angeli Editore, Milano.
- MOSSA L., BACCHETTA G., 1998. The flora of the catchment basin of Rio Santa Lucia (Sulcis, S.W. Sardinia). Fl. Medit., 8: 135-196.
- MOSSA L., BACCHETTA G., 2002. Contributo alla conoscenza dei boschi e delle boscaglie ripariali della Sardegna meridionale. Congresso SIFs. Perugia 14-15 febbraio 2002.
- PEDROTTI F., GAFTA D., 1996. Tipificazione di tre nuove associazioni forestali ripariali nell'Italia meridionale. Doc. Phytosoc., 14: 557-560.
- PIGNATTI S., 1982. Flora d'Italia. Vol. 1-3. Edagricole, Bologna.
- RAUNKIER C., 1934. The life form of plants and statistical plant geography. Univ. Oxford, Oxford.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., SÁNCHEZ-MATA D., COSTA M., 1999. North American boreal and western temperate forest vegetation. Itinera Geobot., 12: 5-316.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ F., LOIDI J., LOUSÁ M., PENAS A., 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. Itinera Geobot.



# UTILIZZO DI FERTILIZZANTI A BASE DI BORLANDA VITIVINICOLA. NOTA I: EFFETTI SULLA QUALITÀ DEL SUOLO E SULLA PRODUZIONE DI CAVOLO BROCCOLO

Claudio Beni, Barbara Felici, Rita Aromolo, Andrea Marcucci, Fernando Pierandrei

CRA - Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella, 2-4 - 00184 Roma; e-mail: claudio.beni@entecra.it

## Riassunto

Al fine di verificare la validità d'impiego delle borlande vitivinicole in orticoltura, è stata predisposta una sperimentazione su coltura di cavolo broccolo (*Brassica oleracea* var. *italica* Plenck) mettendo a confronto un testimone non concimato con diverse tecniche di fertilizzazione (in dose agronomica, determinata in base al metodo della restituzione dell'asportazione media stimata). Queste comprendevano: concimazione minerale, fertilizzazione con ammendante compostato misto a base di matrici vitivinicole, fertilizzazione integrata (50% dello stesso ammendante più 50% di concime minerale), concime organo-minerale a base di borlanda vitivinicola essiccata.

Sulla coltura e sui suoli oggetto di prova sono stati quindi determinati: gli effetti sui principali parametri chimici dei suoli in esame; lo stato nutrizionale delle piante, l'asportazione di nutrienti per foglie e frutti a fine coltura; gli effetti sulla produzione dal punto di vista quantitativo e qualitativo.

Dai risultati è emersa la validità dell'impiego del fertilizzante organo-minerale (OM) e dell'ammendante compostato misto integrato con i concimi minerali (CF), in confronto alle tesi riguardanti l'impiego esclusivo sia di concimi minerali (F) che dell'ammendante (C) e al testimone (T).

Nelle tesi OM e CF, infatti, si è manifestata una maggiore disponibilità di nutrienti nel suolo in particolare per N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e sostanza organica, con piante più vigorose, di dimensione superiore, aventi mediamente maggiore contenuto di nutrienti a fine coltura.

I risultati produttivi, hanno evidenziato che la fertilizzazione delle tesi CF e OM garantiscono una produzione più elevata, rispetto alle altre tecniche esaminate. La tesi OM, inoltre, è caratterizzata da migliori parametri merceologici (calibro dell'infiorescenza) e da una più elevata percentuale di sostanza secca con conseguente aumento del periodo di conservazione.

**Parole chiave:** cavolo broccolo, fertilizzazione integrata, borlande vitivinicole, qualità ortaggi.

## Abstract

The aim of this work was to verify the validity of wine-producing residues such as fertilizer in horticulture. An experimental cultivation was carried on with cabbage-broccoli plants, to compare different fertilization techniques such as: mineral fertilizer (F), wine-producing residues based compost (C1), 50% of the mentioned compost + 50% mineral fertilizer (CF), organic-mineral fertilizer based on distiller's dried residues (OM).

On soils and plants, the mean chemical parameters were determined to evaluate the effects on soil fertility, plant nutrition, nutrients removal and produce amount and quality. The OM and CF thesis, showed an increase in soil nutrients availability (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and organic matter), with strenght plants and higher nutrients content. The production of the same thesis was higher and with better quality parameters (corymb size and compactness).

**Key words:** cabbage-broccoli, integrated fertilization, wine-producing residues, produce quality.

## Introduzione

I fattori che influenzano la qualità del suolo possono essere di natura fisica, chimica e biologica; tra i chimici, la sostanza organica è di gran lunga il costituente più reattivo in quanto coinvolto in processi di degradazione, mineralizzazione e umificazione, ad opera di fattori biotici, climatici e pedologici.

Il contenuto di sostanza organica, correlando gli aspetti produttivi e sostenibili degli agroecosistemi e la conservazione ambientale, costituisce l'indicatore più importante della fertilità in quanto rappresenta il principale substrato nutritivo ed energetico per gli organismi del suolo e per la pianta, regola la ritenzione dell'acqua, influenza la biodegradabilità, limita i fenomeni erosivi stabilizzando la struttura. (Sequi, 1986).

La fertilizzazione del suolo agrario con biomasse di risulta delle attività agroindustriali costituisce una valida pratica per la conservazione della fertilità del suolo stesso, dato il loro contenuto in sostanza organica ed elementi nutritivi, consentendo di ridurre l'utilizzo di fertilizzanti di sintesi. Le biomasse attualmente sono destinate per lo più

alle discariche o all'incenerimento, con forti ripercussioni sull'ambiente e sull'economia degli Enti locali. In Italia, per evitare che tali risorse vadano perdute, stanno sorgendo numerose imprese che operano la stabilizzazione dei biosolidi per il loro recupero. (Businelli e Gigliotti, 1994).

L'ottimizzazione dell'uso agricolo di tali biomasse richiede un'attenta razionalizzazione delle dosi di somministrazione in funzione delle caratteristiche dei suoli e dell'apporto in nutrienti delle biomasse stesse.

Tra i biosolidi maggiormente interessanti per quantità prodotte e potenzialità nutritive, figurano quelli ottenuti dal settore vitivinicolo, quali la borlanda vitivinicola (Aromolo *et al.*, 2004; Sebastiani *et al.*, 2004; Sturchio *et al.*, 2004) e la farina vegetale (principalmente buccia d'uva). La borlanda vitivinicola fluida o essiccata è impiegata tal quale come fertilizzante, mentre la farina vegetale è utilizzata, dopo circa otto mesi di compostaggio, per la produzione di ammendanti compostati misti o concimi organo minerali (L.748, 1984). (Beni e Figliolia, 2002).

La scelta del cavolo broccolo (*Brassica oleracea* var. *italica* Plenck) è dovuta principalmente al fatto che si tratta di un ortaggio diffuso in tutta Italia, la cui produzione può essere fortemente influenzata dal punto di vista quanti-qualitativo dalla fertilizzazione. (Bianco, 1990).

Le principali norme di qualità del prodotto oggetto di studio (Regolamento CEE n° 1591/87 della Commissione del 5/06/87 e successive modifiche, ultima delle quali riportata in G.U. 7 del 11/01/03 a pag.61), riguardano le caratteristiche minime, la classificazione in categorie, le disposizioni relative alla calibrazione, tolleranze, presentazione e indicazioni esterne.

Scopo del presente lavoro, è stato quello di mettere a confronto diverse tecniche di fertilizzazione per verificare la validità agronomica delle citate biomasse su coltura di cavolo broccolo.

### Materiali e metodi

La prova sperimentale di coltivazione di cavolo broccolo, in pieno campo, allestita presso l'Azienda sperimentale dell'ISNP sita in Tor Mancina (Monterotondo-RM), prevedeva 5 tesi ripetute in triplo, per un totale di 15 parcelle dell'estensione di 9 m<sup>2</sup> ciascuna, su blocco completamente randomizzato. Il sesto d'impianto era caratterizzato da una distanza tra le file pari a 80 cm e sulle file di 60 cm, per un numero stimato di piante pari a circa 20833 per ettaro.

Le caratteristiche chimiche del suolo ad inizio sperimentazione, analizzato secondo i metodi ufficiali di analisi chimica del suolo (AA.VV., 2000), sono riportate in tabella 1. Si tratta di un suolo a tessitura franca (classificazione USDA), con pH sub-alcalino, contenuto medio in sostanza organica e nutrienti, alto in potassio e con elevata capacità di scambio cationico.

Tabella 1. Principali caratteristiche chimico-fisiche relative al suolo iniziale

| parametro                                  | Unità di misura       | valore |
|--|-----------------------|--------|
| pH   | Unità di pH           | 7.6    |
| Sabbia                                     | %                     | 24.8   |
| Limo                                       | %                     | 49.2   |
| Argilla                                    | %                     | 26.0   |
| Tessitura (USDA)                           |                       | franca |
| C organico                                 | g kg <sup>-1</sup>    | 7.77   |
| Sostanza organica                          | %                     | 1.34   |
| N totale                                   | %                     | 0.12   |
| Rapporto C/N                               |                       | 6.7    |
| K <sub>2</sub> O scambiabile               | mg kg <sup>-1</sup>   | 638.01 |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> assimilabile | mg kg <sup>-1</sup>   | 49.46  |
| CSC  | cmol kg <sup>-1</sup> | 31.41  |
| Ca scamb.                                  | cmol kg <sup>-1</sup> | 26.04  |
| Mg scamb.                                  | cmol kg <sup>-1</sup> | 3.62   |
| Na scamb                                   | cmol kg <sup>-1</sup> | 0.39   |
| K scamb.                                   | cmol kg <sup>-1</sup> | 1.36   |
| Conducibilità elettrica                    | µs cm <sup>-1</sup>   | 240.00 |
| Cu assimilabile                            | mg kg <sup>-1</sup>   | 4,040  |
| Fe assimilabile                            | mg kg <sup>-1</sup>   | 21,000 |
| Mn assimilabile                            | mg kg <sup>-1</sup>   | 30,900 |
| Zn assimilabile                            | mg kg <sup>-1</sup>   | 1,300  |



Ad un mese dall'apporto dei fertilizzanti organici nelle rispettive tesi, al momento del trapianto, sono state ripetute le analisi dei contenuti del suolo su tutte le parcelle sperimentali per controllare le variazioni intervenute su alcuni fattori di fertilità (tab. 2). Sono stati rilevati, quindi, significativi incrementi del contenuto in sostanza organica e in azoto totale nelle tesi fertilizzate con l'ammendante compostato misto e il concime organo-minerale.

Tabella 2. Analisi del suolo al momento del trapianto

| parametro                                  | Unità di misura     | CF        | T        | F        | OM        | C1       |
|--|---------------------|-----------|----------|----------|-----------|----------|
| pH   | Unità di pH         | 7.8       | 7.7      | 7.8      | 7.7       | 7.9      |
| C organico                                 | g kg <sup>-1</sup>  | 13.84 a   | 7.02 bc  | 9.88 b   | 13.34 a   | 13.38 a  |
| Sostanza organica                          | %                   | 2.39 a    | 1.21 bc  | 1.7 b    | 2.30 a    | 2.31 a   |
| N totale                                   | %                   | 0.23 a    | 0.10 b   | 0.12 b   | 0.18 a    | 0.21 a   |
| K <sub>2</sub> O scambiabile               | mg kg <sup>-1</sup> | 1163.32 a | 649.95 b | 904.28 a | 1083.25 a | 1445.9 a |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> assimilabile | mg kg <sup>-1</sup> | 138.3 a   | 56.2 b   | 151.7 a  | 131.1 a   | 137.9 a  |

Lettere differenti, attribuite alle diverse tesi, all'interno dello stesso parametro indicano differenze significative con  $p < 0.05$  (ANOVA).

Le tesi allestite erano le seguenti:

T = testimone coltivato non concimato;

F = fertilizzazione minerale (nitrato ammonico); di cui 50% al trapianto, 50% in copertura;

C1 = ammendante compostato misto; 100% un mese prima del trapianto

CF = ammendante compostato misto integrato con fertilizzante minerale (con 50% ammendante un mese dal trapianto e 50% di nitrato ammonico in copertura);

OM = fertilizzante organo minerale; 100% un mese prima del trapianto.

Tutte le tesi considerate sono state fertilizzate in dose agronomica, sulla base dell'asportazione colturale, in modo da apportare dosi di azoto pari a 110 kg/ha in tutte le parcelle, (dotazione naturale del suolo in fosforo e potassio sufficiente a coprire il fabbisogno della coltura).

Il titolo in azoto totale dei fertilizzanti utilizzati è pari a:

2% per l'ammendante compostato misto, utilizzato nella tesi C1 e CF;

21% per il nitrato ammonico, utilizzato nella tesi F;

10% per il concime organo minerale, utilizzato nella tesi OM.

Sui suoli, prelevati in due differenti epoche durante il ciclo vegetativo (inizio e fine coltura), sono stati determinati i principali parametri chimici ed in particolare pH, carbonio organico, sostanza organica, azoto totale, potassio scambiabile, fosforo assimilabile Olsen. (tabb. 2 e 3).

Sulle foglie e sui corimbi, a fine coltura, sono state determinate le concentrazioni di alcuni macro-meso e micro-nutrienti (tabb. 5 e 6) ed in particolare: N totale con il metodo Kjeldahl, P, K, Cu, Zn, Fe, Ca, Mg, Na e Mn, mediante digestione a 140°C in HNO<sub>3</sub> concentrato (Yash P Kalra, 1998) e lettura degli estratti con spettrometro di emissione al plasma induttivo (ICP ottico). Inoltre sono state calcolate le asportazioni unitarie medie dei nutrienti nelle foglie e nelle infiorescenze a fine coltura.

Sui corimbi prodotti nelle diverse parcelle sperimentali, infine, sono stati valutati alcuni parametri biometrici e qualitativi quali numero delle infiorescenze, peso totale, peso medio, diametro medio e produzione media stimata sulla base del raccolto in aree di saggio, (tab.4). Tutti i risultati sono stati sottoposti all'analisi della varianza (ANOVA).

## Risultati e discussione

I risultati relativi alle analisi del suolo a fine coltura (tab. 3) evidenziano un aumento statisticamente significativo, nelle tesi fertilizzate rispetto al testimone, dei seguenti parametri: carbonio organico, sostanza organica, azoto totale e fosforo assimilabile. Un aumento tendenziale, anche se non significativo, si osserva per le tesi fertilizzate con sostanza organica (C1, CF, OM) in confronto alla fertilizzazione minerale. Entrambi i fertilizzanti organici impiegati, sia in forma assoluta che integrati con concimi minerali, hanno determinato un miglioramento del livello di fertilità residua nel suolo.

Tabella 3. Analisi del suolo a fine ciclo colturale

| parametro                                  | Unità di misura     | CF        | T       | F        | OM       | C1        |
|--|---------------------|-----------|---------|----------|----------|-----------|
| pH   | Unità di pH         | 7.5       | 7.4     | 7.6      | 7.7      | 7.5       |
| C organico                                 | g kg <sup>-1</sup>  | 11.98 a   | 7.90 b  | 10.08 a  | 11.33 a  | 11.33 a   |
| Sostanza organica                          | %                   | 2.07 a    | 1.36 b  | 1.74 a   | 1.94a    | 1.94 a    |
| N totale                                   | %                   | 0.20 b    | 0.14 c  | 0.14 c   | 0.29 a   | 0.19 b    |
| K <sub>2</sub> O scambiabile               | mg kg <sup>-1</sup> | 1036.15 a | 673.5 b | 970.21 a | 965.51 a | 1365.84 a |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> assimilabile | mg kg <sup>-1</sup> | 148.2 a   | 55.3 c  | 131.9 b  | 136.9 a  | 143.2 a   |

Lettere differenti, attribuite alle diverse tesi, all'interno dello stesso parametro indicano differenze significative con  $p < 0.05$  (ANOVA).

Per quanto riguarda i parametri biometrici e produttivi rilevati, riportati in tabella 4, si evidenziano differenze significative tra le tesi ed in particolare, la maggiore produzione di biomassa vegetale sulle foglie e tendenzialmente nelle infiorescenze, per le tesi OM e CF; nelle stesse tesi si osserva un incremento dei parametri qualitativi quali peso, diametro medio e della produzione stimata nelle infiorescenze.

In merito alle norme di qualità relative alla calibrazione del corimbo di cavolo broccolo, si osserva che in tutte le tesi il peso medio supera il limite minimo di 0,35 kg dettato dalla sopraccitata norma per la I categoria merceologica, con un tendenziale aumento, anche se non significativo dal punto di vista statistico, nelle tesi OM e CF, rispetto alle altre tesi.

Tuttavia, in tutte le tesi in cui non è stata somministrata sostanza organica, si è rilevato un minore grado di compattezza dell'infiorescenza (tesi T ed F) che ne preclude la classificazione nella prima categoria di merito, a differenza di quanto avvenuto nelle altre tesi.

Tabella 4. Dati relativi ai parametri biometrici e produttivi dei corimbi e delle foglie rilevati sulle aree di saggio

| tesi | n° frutti | peso tot.<br>kg | peso medio<br>kg | Ø medio<br>cm | produzione stimata<br>kg ha <sup>-1</sup> | s.s.foglie<br>g | s.s.frutto<br>g |
|------|-----------|-----------------|------------------|---------------|---|-----------------|-----------------|
| CF   | 9.67      | 4.44 a          | 0.46             | 13.09         | 9559.26 a                                 | 73.10 a         | 69,0            |
| T    | 8.00      | 2.83 b          | 0.37             | 12.43         | 7715.15 c                                 | 19.43 c         | 55,5            |
| F    | 7.67      | 3.28 b          | 0.43             | 12.97         | 8892.05 b                                 | 64.61 ab        | 64,5            |
| OM   | 8.33      | 3.96 ab         | 0.48             | 13.12         | 9960.16 a                                 | 83.89 a         | 72,0            |
| C1   | 8.67      | 3.39 b          | 0.40             | 12.22         | 8273.79 bc                                | 51.68 b         | 60,0            |

Lettere differenti, attribuite alle diverse tesi, all'interno dello stesso parametro indicano differenze significative con  $p < 0.05$  (ANOVA).

I risultati relativi alle concentrazioni medie di nutrienti nei vegetali analizzati (tabb. 5 e 6) non mostrano differenze significative tra le tesi, ad esclusione dell'azoto e dello zinco nelle foglie e del potassio nelle infiorescenze. Questo andamento può essere imputabile all'elevata dotazione iniziale di nutrienti nel suolo ad inizio esperienza (tab. 1), fatta eccezione per l'azoto.

Tabella 5. Concentrazioni totali nutrienti nelle foglie a fine coltura espressi in mg kg<sup>-1</sup>

| tesi | Fe     | Cu    | Ca       | Na     | K        | Mg      | P       | Mn    | Zn       | N %    |
|------|--------|-------|----------|--------|----------|---------|---------|-------|----------|--------|
| CF   | 104,83 | 51,33 | 11781,67 | 549,67 | 23160,83 | 2388,83 | 6992,83 | 25,00 | 28,50 a  | 5.2 a  |
| T    | 188,00 | 51,83 | 13965,33 | 524,67 | 24362,67 | 2550,67 | 6768,83 | 28,83 | 30,33 b  | 4.8 b  |
| F    | 173,33 | 46,67 | 11713,67 | 786,00 | 22651,00 | 2481,00 | 6602,67 | 30,67 | 27,33 b  | 5.1 ab |
| OM   | 75,27  | 26,33 | 11414,33 | 784,83 | 22425,67 | 2393,33 | 7114,67 | 27,33 | 25,83 b  | 5.3 a  |
| C1   | 88,00  | 74,33 | 15000,00 | 803,00 | 24282,67 | 2813,33 | 6970,67 | 28,00 | 35,67 ab | 5.1 ab |

Lettere differenti, attribuite alle diverse tesi, all'interno dello stesso parametro indicano differenze significative con  $p < 0.05$  (ANOVA).

Tabella 6. Concentrazioni totali nutrienti nei corimbi espressi in mg kg<sup>-1</sup>

| tesi | Fe    | Cu   | Ca      | Na     | K            | Mg      | P       | Mn    | Zn    | N % |
|------|-------|------|---------|--------|--------------|---------|---------|-------|-------|-----|
| CF   | 59,72 | 6,83 | 4792,05 | 808,75 | 27234,9 abc  | 2691,20 | 5304,77 | 23,62 | 46,92 | 1.7 |
| T    | 60,22 | 9,45 | 4579,52 | 711,10 | 27723,45 abc | 2427,12 | 5469,28 | 23,00 | 46,85 | 1.6 |
| F    | 51,52 | 9,22 | 4290,54 | 698,27 | 27194,2 b    | 2327,40 | 5418,36 | 21,47 | 41,40 | 1.6 |
| OM   | 53,80 | 6,53 | 5113,73 | 787,42 | 24824,68 c   | 2384,82 | 5341,93 | 23,47 | 44,18 | 1.8 |
| C1   | 65,63 | 9,02 | 5116,20 | 770,35 | 29090,25 a   | 2364,42 | 5315,22 | 21,68 | 45,67 | 1.7 |

Lettere differenti, attribuite alle diverse tesi, all'interno dello stesso parametro indicano differenze significative con  $p < 0.05$  (ANOVA).

Per quanto concerne le asportazioni medie degli elementi nelle foglie (tab. 7), si evidenziano differenze significative per i macro-elementi nelle tesi OM e CF rispetto alle altre tesi, mentre per i meso e micro-elementi tutte le tesi fertilizzate differiscono in modo significativo dal testimone per quasi tutti gli elementi considerati.

Tabella 7. Asportazioni medie delle foglie per pianta a fine coltura espresse in mg su s.s. prodotta

| tesi | Fe    | Cu     | Ca       | Na    | N         | K          | Mg       | P         | Mn      | Zn     |
|------|-------|--------|----------|-------|-----------|------------|----------|-----------|---------|--------|
| CF   | 7,66  | 3,75 a | 861,24 a | 40,18 | 3801.2 a  | 1693,06 a  | 174,62 a | 494,80 a  | 1,83 ab | 2,08 a |
| T    | 3,65  | 1,01 b | 270,93 b | 10,18 | 931.2 c   | 472,64 c   | 49,48 b  | 135,23 c  | 0,56 c  | 0,59 b |
| F    | 11,20 | 3,01 a | 756,70 a | 50,78 | 3294.6 b  | 1463,25 ab | 160,27 a | 426,53 ab | 1,98 ab | 1,77 a |
| OM   | 6,31  | 2,21 a | 957,66 a | 65,85 | 4446.7 a  | 1881,51 ab | 200,80 a | 596,92 a  | 2,29 a  | 2,17 a |
| CI   | 4,55  | 3,84 a | 775,50 a | 41,52 | 2635.68 b | 1255,41 b  | 145,45 a | 361,53 b  | 1,45 b  | 1,84 a |

Lettere differenti, attribuite alle diverse tesi, all'interno dello stesso parametro indicano differenze significative con  $p < 0.05$  (ANOVA).

Nelle infiorescenze (tab. 8), si evidenzia un andamento analogo al precedente anche se la significatività si riscontra solo per i valori di azoto, fosforo, potassio e calcio.

Tabella 8. Asportazioni medie per corimbo espresse in mg su s.s. prodotta

| tesi | Fe    | Cu   | Ca      | Na     | K            | Mg      | P       | Mn    | Zn    | N % |
|------|-------|------|---------|--------|--------------|---------|---------|-------|-------|-----|
| CF   | 59,72 | 6,83 | 4792,05 | 808,75 | 27234,9 abc  | 2691,20 | 5304,77 | 23,62 | 46,92 | 1.7 |
| T    | 60,22 | 9,45 | 4579,52 | 711,10 | 27723,45 abc | 2427,12 | 5469,28 | 23,00 | 46,85 | 1.6 |
| F    | 51,52 | 9,22 | 4290,54 | 698,27 | 27194,2 b    | 2327,40 | 5418,36 | 21,47 | 41,40 | 1.6 |
| OM   | 53,80 | 6,53 | 5113,73 | 787,42 | 24824,68 c   | 2384,82 | 5341,93 | 23,47 | 44,18 | 1.8 |
| CI   | 65,63 | 9,02 | 5116,20 | 770,35 | 29090,25 a   | 2364,42 | 5315,22 | 21,68 | 45,67 | 1.7 |

Lettere differenti, attribuite alle diverse tesi, all'interno dello stesso parametro indicano differenze significative con  $p < 0.05$  (ANOVA).

## Conclusioni

Nelle condizioni sperimentali in cui si è operato, la fertilizzazione organica con prodotti a base di borlande vitivinicole ha indotto un miglioramento delle condizioni di fertilità del suolo, ancora evidente a fine coltura. In particolare, sono stati rilevati significativi aumenti del tenore di sostanza organica, azoto totale e fosforo assimilabile, già dopo un anno di somministrazione al suolo.

Dal punto di vista produttivo si sono riscontrati, nelle tesi con fertilizzazione integrata ed organo minerale, incrementi delle quantità di produzione edibile, caratterizzata da infiorescenze di elevato standard qualitativo, aventi diametro, peso e grana tipici della I categoria commerciale.

In particolare, nei corimbi della tesi OM, è stato rilevato l'incremento della sostanza secca, indice di una migliore conservabilità degli stessi. Ciò fa supporre un potenziale ampliamento del calendario di commercializzazione del prodotto.

Le biomasse residue del settore vitivinicolo, impiegate per la produzione di ammendanti e concimi organo minerali, sono risultate idonee per l'ottenimento di un duplice obiettivo: incrementare il livello di fertilità del suolo ed aumentare dal punto di vista quantitativo e qualitativo la produzione di una ortiva da reddito quale il cavolo broccolo.

Questi primi risultati sono in corso di verifica, in quanto la presente sperimentazione prevede l'adozione di un avvicendamento pluriennale di colture ortive, (lattuga, indivia e carciofo) negli appezzamenti oggetto di indagine, sui quali verranno ripetuti i trattamenti.

## Ringraziamenti

Si ringrazia il Dott. Agr. Salvatore Esposito - Distillerie Bonollo SpA, per la fornitura dei fertilizzanti utilizzati.

## Bibliografia

- AA.VV., 2000. Metodi di Analisi Chimica del Suolo. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Franco Angeli Editore, Roma.
- AROMOLO R., BENI C., LOSAVIO N., MARCUCCI A., BIONDI F.A., 2004. Effetti di differenti tecniche di fertilizzazione su coltura di lattuga nell'Italia centro-meridionale. XXII Convegno SICA. Perugia, 22-24 Settembre.
- BENI C., FIGLIOLIA A., 2002. Utilizzo di biomasse e di colture a destinazione industriale per la conservazione della fertilità dei suoli. Atti del Convegno "Sviluppo Sostenibile del Sistema Agricolo, Agroambientale ed Agroindustriale della Regione Lazio. Sabaudia, 11 Dicembre.

- BIANCO V.V., 1990. Cavolo broccolo. In: *Orticoltura*, Pàtron Editore Bologna, pp. 381-402.
- BUSINELLI M. E GIGLIOTTI G., 1994. Applicazione del compost da residui solidi urbani in agricoltura. Compost: dai rifiuti una risorsa per l'agricoltura. Ed. provincia di Forlì-Cesena. Pp 14-15. Stampa Lito Tuttastampa, Cesena.
- CANALI S., MANGIONE D., BENI C., FELICI B., SANGIORGI R., LEONELLI A., 2002. "Guida alla corretta gestione della fertilità del suolo: analisi del terreno e piani di fertilizzazione". *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*, vol. 51 n° 3.
- KALRA YASH P, 1998. *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*, CRC Press, USA pp. 300.
- LEGGE 748/1984. Norme per i fertilizzanti, Supplemento Ordinario della Gazzetta Ufficiale n° 305 del 5 Novembre 1984.
- PANERO M., 1990. *Analisi degli organi vegetali, metodologia diagnostica e interpretazione dei risultati*, Reda edizioni per l'agricoltura, Roma.
- REGOLAMENTO CEE n°1591/87 e successive modifiche, Norme di qualità per varietà di cavolo.
- SEBASTIANI L., BORGHI M., VITAGLIANO C., BENI C., ROSSI G. (2004). Effetti fisiologici e produttivi della fertilizzazione con borlanda vitivinicola in piante di loietto (*Lolium perennis* var. Bright Star). *Convegno Annuale SISS*. Viterbo, 22-25 Giugno.
- SEQUI P., 1986. Sostanze umiche: influenze generali sulla fertilità del terreno. In "Sostanze umiche: effetti sul terreno e sulle piante". Ed. Reda, pp. 30-36.
- STURCHIO E., BOCCIA P., FICOCIELLO B., BENI C., FELICI B., FERRI D., 2004. Tecniche di fertilizzazione della lattuga invernale a confronto: effetti sulla qualità del suolo e sulla struttura delle comunità microbiche telluriche. *XXII Convegno SICA*. Perugia, 22-24 Settembre.

# MORFOLITOSEQUENZA DI SUOLI DELLA FORMAZIONE ALLOCTONA DI MONGHIDORO (BO)

Alessandro Buscaroli, Massimo Gherardi, Samantha Lorito

Università Studi di Bologna – DiSTA-CSSAS – Via Fanin, 40 – 40127 (BO); e-mail: abusca@agrsci.unibo.it

## Riassunto

Scopo del presente lavoro è stato quello di mettere in evidenza le correlazioni esistenti tra fattori della pedogenesi (clima, morfologia, componente biotica, roccia madre e tempo) e suoli sviluppati in un ambiente tipico dell'Appennino Tosco Emiliano.

Il rilevamento pedologico è stato impostato sulla base delle conoscenze territoriali acquisite, prevedendo l'esame di profili in situazioni diversificate sotto l'aspetto altimetrico, clivometrico, di esposizione del versante e di copertura vegetale.

In tal senso sono stati messi in luce 12 profili pedologici, opportunamente descritti in campo e campionati. I campioni sono stati sottoposti ad analisi di laboratorio per la determinazione delle principali caratteristiche chimico fisiche. I suoli indagati presentano profondità generalmente limitate, risultando più profondi solamente in corrispondenza di substrati meno consolidati e superfici tendenzialmente più pianeggianti. La tessitura dei suoli è generalmente franco-sabbiosa, con valori di pH prevalentemente acidi. In alcuni casi, in corrispondenza di substrati con livelli pelitici e/o marnosi, la tessitura tende ad assumere carattere più fine ed il pH dei suoli raggiunge valori di sub alcalinità.

Dal punto di vista evolutivo i suoli risultano scarsamente o moderatamente evoluti, rientrando negli ordini degli Entisols ed Inceptisols rispettivamente.

Sulla base dei rilievi eseguiti si evidenzia come lievi variazioni litologiche, geomorfologiche e microclimatiche siano in grado di influenzare il grado evolutivo dei suoli.

---

**Parole chiave:** fattori pedogenetici, litosequenze, morfosequenze.

## Abstract

The aim of the work is to evaluate the correlation between pedogenetical factors (clima, morphology, geology, biology and time) and soils in a typical Apennine area characterised by arenaceous bedrocks.

Soil samples distribution reflect the complex ecology of Apennine: altimetry variation (from 700 to 1250 m usl), slope, aspect and vegetation.

As result soils exhibit minimal horizon development (Entisols and Inceptisols), sandy-loam texture and acid conditions. Textural change and sub-alkaline pH conditions are shown in relation of bedrock's variations. Geology, geomorfology and little ecosystemic modification (e.g. microclimatic variation) contribute significantly to soil genesis.

---

**Key words:** Pedogenetical factors, morphosequence, lithosequence.

## Inquadramento territoriale

La zona d'indagine ricade geograficamente a Nord dello spartiacque che separa la provincia bolognese da quella fiorentina ed ha come baricentro l'abitato di Monghidoro.

Sotto il profilo litologico il substrato è rappresentato dalla Formazione di Monghidoro, costituita da una successione prevalentemente silicoclastica caratterizzata da spessi strati arenitici a grana da media a grossolana, intercalati a livelli marnosi e/o pelitici.

Le quote sono comprese tra 600 e 1250 m s.l.m., mentre l'uso del suolo è rappresentato da un lato da prati stabili e seminativi, dall'altro, da vegetazione arborea tipica delle zone fitoclimatiche del Castanetum e del Fagetum (Pavari, 1916).

## Materiali e metodi

Nell'impostazione dello studio ed allo scopo di individuare i siti di rilevamento pedologico (figura 1) si è partiti dall'analisi dei fattori pedogenetici che hanno influenzato la formazione e l'evoluzione dei suoli dell'area di studio.

L'analisi morfologica è stata condotta sulla base della ricostruzione del modello digitale del terreno mediante digitalizzazione delle curve di livello, a partire dalla cartografia tecnica regionale alla scala 1:10.000. Dal DEM (Digital Elevation Model) ottenuto è stato possibile derivare le carte delle fasce altimetriche, della pendenza e della esposizione dei versanti.



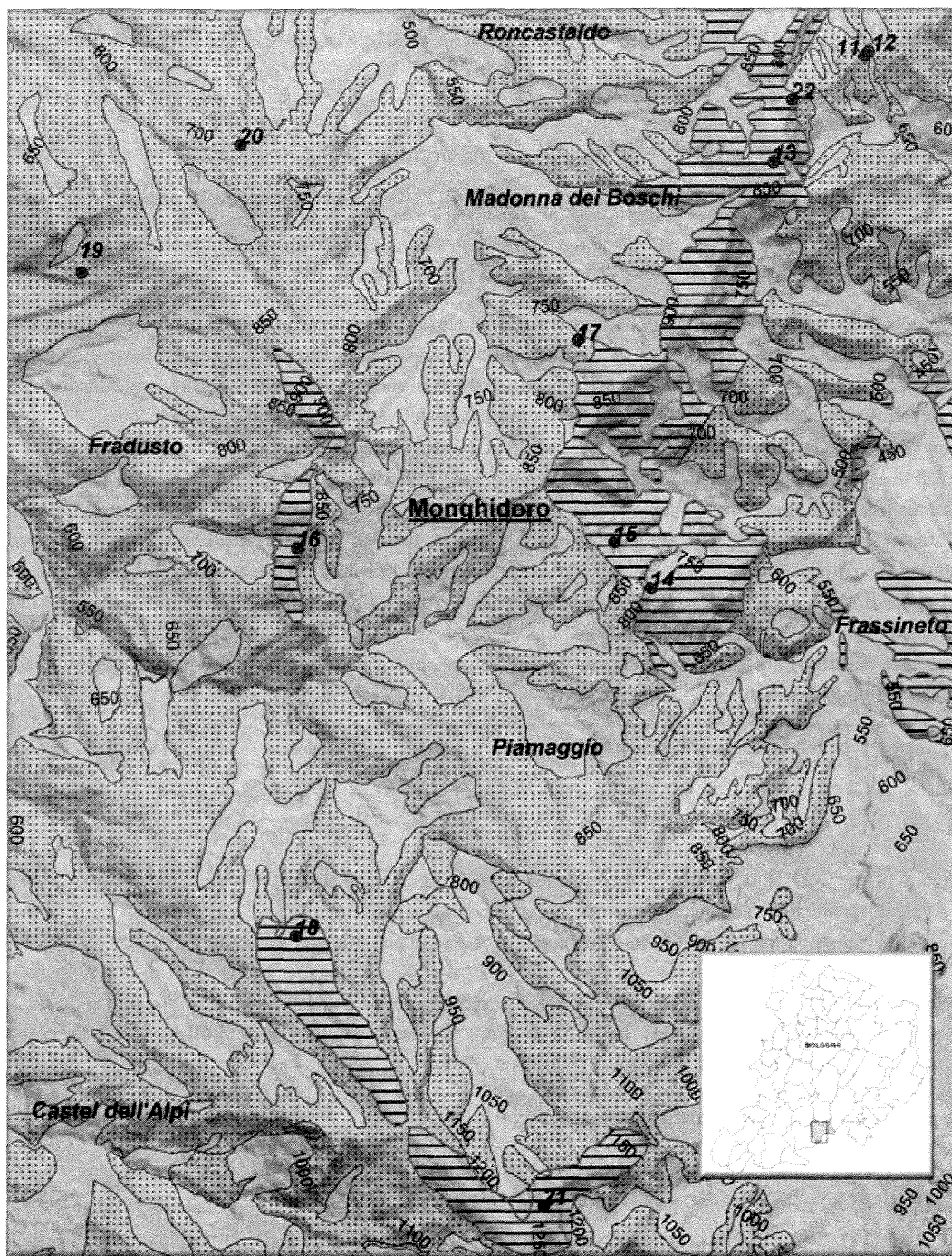


Figura 1. Localizzazione dei profili campionati. Le aree a tratteggio orizzontale rappresentano la Formazione di Monghidoro (arenacea), quelle puntinate la Formazione di Monghidoro mista (pelitico-arenacea).

Sotto l'aspetto altimetrico l'area in esame risulta compresa tra le quote di 400 e 1250 m s.l.m., interessando le fasce fitoclimatiche del *Castanetum* (500-900 m s.l.m.) e del *Fagetum* (900-1200 m s.l.m.), così come individuate dal Pavari (1916). La zona altimetricamente più elevata coincide con la Croce dell'Alpi, situata nella porzione più meridionale dell'area di studio, mentre gli ambiti a quota meno elevata si ritrovano ad Est del centro di Monghidoro, in prossimità del torrente Idice.

La carta della pendenza dei versanti, derivata dal DEM, è stata riclassificata individuando due classi principali: pendenze moderate (inferiori a 30%) e pendenze elevate (superiori al 30%).

Al riguardo della carta della esposizione dei versanti, anch'essa derivata dal DEM, sono state considerate le esposizioni relative ai quattro punti cardinali.

La carta della modalità di **utilizzo del suolo** è stata ottenuta sulla base di informazioni tematiche disponibili in rete (RER, 2005), opportunamente integrate mediante fotointerpretazione. La zona in esame risulta in-

teressata per la maggior parte da prati stabili adibiti allo sfalcio di foraggi e da seminativi semplici (circa 250 ha). Una superficie all'incirca di 200 ha risulta interessata da coperture boschive di latifoglie, costituite prevalentemente da castagneti più o meno puri, rovere, farnia e cerro. Tali ambiti si rinvengono nelle zone altimetricamente meno rilevate, mentre si assiste ad un graduale passaggio a faggeta ed abetina mano a mano che le quote divengono maggiori. Una superficie territoriale più modesta, circa 15 ha, è interessata nel complesso da cespugliati, colture legnose specializzate ed aree urbane.

Sotto l'aspetto geolitologico, il territorio in esame è caratterizzato dalla successione Cretaceo - Paleogenica di Monte Venere e di Monghidoro appartenenti al Gruppo della Val di Sembro, costituito in gran parte dai terreni della Coltre Ligure appartenenti ai cosiddetti Flysch ad Elmintoidi.

La Formazione di Monghidoro è caratterizzata da un'alternanza di strati torbiditici di spessore vario, strati silicoclastici, strati carbonatici e strati misti, e prevalentemente costituita da una successione silicoclastica che rappresenta circa l'80% dello spessore totale con spessi strati arenitici quarzoso feldspatici a grana da media a grossolana. Gli strati carbonatici e misti si riducono gradualmente sia come spessore che come numero di episodi, fino ad essere sporadici (Fioroni *et al.*, 1996).

Per quanto riguarda l'aspetto climatico si è fatto riferimento ai dati relativi a tre stazioni meteorologiche del Servizio Idrografico del Ministero dei Lavori Pubblici e del Servizio Meteorologico della Regione Emilia-Romagna. Le stazioni di Pian di Balestra (1040 m s.l.m.), Monghidoro (841 m s.l.m.) e Monzuno (620 m s.l.m.) sono le più vicine alla zona di campionamento, idonee ad evidenziare eventuali situazioni microclimatiche locali. I dati disponibili, relativi alla distribuzione delle precipitazioni totali mensili ed all'andamento delle temperature medie mensili, sono relativi ad un arco temporale di 60 anni (1921 - 1980). I dati elaborati sono riportati in tabella 1.

Tabella 1. Valori delle precipitazioni totali mensili e delle temperature medie mensili registrati nel periodo 1921-1980 presso le stazioni termopluviometriche di Pian di Balestra, Monghidoro e Monzuno

| Stazione         | Quota<br>m s.l.m. | Coord.    | T (°C)<br>P (mm) | G   | F   | M   | A    | M    | G    | L    | A    | S    | O    | N   | D   |
|------------------|-------------------|-----------|------------------|-----|-----|-----|------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|
| Pian di Balestra | 1040              | 44° 11' N | T                | 0,4 | 1,8 | 4,8 | 8,8  | 12,8 | 17,2 | 19,9 | 19,5 | 16   | 10,7 | 5,7 | 1,9 |
|                  |                   | 11° 15' E | P                | 128 | 138 | 125 | 128  | 120  | 90   | 43   | 58   | 106  | 162  | 201 | 158 |
| Monghidoro       | 841               | 44° 13' N | T                | 0,8 | 2,2 | 5,2 | 9,2  | 13,2 | 17,6 | 20,3 | 20   | 16,4 | 11,1 | 6,1 | 2,3 |
|                  |                   | 11° 19' E | P                | 96  | 95  | 95  | 99   | 95   | 80   | 37   | 58   | 86   | 118  | 136 | 118 |
| Monzuno          | 620               | 44° 17' N | T                | 1,9 | 3,3 | 6,3 | 10,3 | 14,3 | 18,7 | 21,4 | 21   | 17,5 | 12,2 | 7,2 | 3,4 |
|                  |                   | 11° 16' E | P                | 74  | 82  | 83  | 92   | 88   | 76   | 43   | 57   | 85   | 111  | 121 | 93  |

L'analisi dei dati termopluviometrici, per il calcolo del regime di temperatura ed il regime di umidità, relativamente a ciascuna delle tre stazioni, è stata eseguita impiegando il Newhall Simulation Method (Van Wambeke *et al.*, 1991) che ha fornito, come risultato, un regime di temperatura mesico ed un regime di umidità udico per tutte le stazioni.

Al riguardo del regime di temperatura e di umidità, il dato risulta concorde con quanto riportato in letteratura (RER, 1994; L'Abate e Costantini, 2004) per quanto riguarda i suoli che si sviluppano fino a quote prossime ai 900 m s.l.m. Per i suoli a quote superiori, la carta dei suoli della Regione Emilia-Romagna, segnala suoli a regime di umidità udico e con regime di temperatura frigido. In questo caso il dato non risulta in sintonia con quanto rilevato nel presente studio ed al riguardo è utile segnalare come il modello adottato (Van Wambeke *et al.*, 1991), possa aver sovrastimato i valori di temperatura del suolo, a causa delle modalità di calcolo adottate dal software che attribuisce al medesimo una temperatura di 2,5°C superiore a quella dell'aria, sovrastimando di 1,5 °C la temperatura del suolo stesso.

Sulla base dei livelli informativi acquisiti si è proceduto alla elaborazione dei dati, mediante idoneo sistema informativo territoriale, al fine di individuare ambiti omogenei per caratteri pedoambientali (Unità di Paesaggio). I caratteri ambientali analizzati nel corso della elaborazione hanno riguardato la presenza di copertura boschiva, la quota, la pendenza e la presenza del substrato costituito dalla Formazione di Monghidoro, distinta nelle due facies, pelitico-arenacea da un lato ed arenacea dall'altro. Le Unità di Paesaggio così definite sono state utilizzate per meglio pianificare il rilevamento podologico.

La descrizione dei profili è stata eseguita secondo quanto stabilito dal "Field book for describing and sampling soils" (Schoeneberger *et al.*, 2002).

I campioni di suolo sono stati prelevati da ciascun orizzonte, essiccati all'aria e vagliati a 2 mm; le analisi di laboratorio sono state condotte in accordo con i Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo (AA.VV., 2000).



## Risultati e discussione

I suoli esaminati presentano come caratteristica comune quella di essersi sviluppati in presenza di copertura arborea a prevalenza di castagno, sulla Formazione di Monghidoro. La litologia è costituita da arenarie quarzose feldspatiche con intercalazioni marnose e/o pelitiche che affiorano in alcuni tratti, condizionando inevitabilmente la tipologia dei suoli su di essa insistenti. I suoli indagati si presentano scarsamente evoluti con profondità moderate, generalmente comprese tra 20 e 40 cm; in alcuni casi, in corrispondenza del substrato meno consolidato, i suoli possono raggiungere profondità maggiori, fino a 70-80 cm con manifestazione di profili più articolati e differenziati. In accordo con la classificazione statunitense (USDA-NRCS, 2003) e la WRB (FAO/ISRIC/ISSS, 1998) sono state individuate le tipologie di suolo riportate in tabella 2.

Per quanto concerne la reazione del suolo (pH), i suoli risultano assai acidi, con valori minimi di pH pari a 4,4 corrispondenti ai substrati più prettamente arenacei. Di contro in presenza di livelli marnosi intercalati al substrato arenaceo si registrano valori di pH moderatamente alcalini.

Tabella 2. Suoli presenti nell'area di studio in base alla classificazione statunitense ST (USDA-NRCS, 2003) e WRB (FAO/ISRIC/ISSS, 1998) ed alle principali caratteristiche morfologiche delle stazioni

| Profilo                | Soil Taxonomy/<br>WRB                                      | Pendenza<br>% | Esposizione | Quota m<br>s.l.m. |
|------------------------|--|---------------|-------------|-------------------|
| Mong 11 - 15           | Lithic Eutrudepts/<br><i>Epileptic Calcaric Cambisols</i>  | >30           | E-EES       | 750-800           |
| Mong 17 - 18 - 21      | Oxyaquic Dystrudepts/<br><i>Dystric - Leptic Cambisols</i> | <30           | N           | 850-1200          |
| Mong 12 - 13 - 19 - 22 | Lithic Eutrudepts/<br><i>Endoleptic Cambisols</i>          | >30           | variabile   | 600-800           |
| Mong 14 - 16           | Lithic Udortents/<br><i>Dystric Leptosols</i>              | >30           | E-NE        | 780-810           |

Le tessiture dei suoli risultano variabili, in relazione alla natura del substrato sul quale si sviluppano. In linea generale si rinvencono tessiture franco-sabbiose od ancora più grossolane in corrispondenza dei substrati arenacei, mentre tendono ad assumere composizione più fine, sui substrati prevalentemente pelitici. In tabella 3 e 4 vengono riportate le principali caratteristiche pedologiche di quattro profili tipo, rappresentativi dei suoli rinvenuti nell'area di studio.

## Conclusioni

L'ambiente oggetto di studio, pur avendo una estensione spaziale limitata, mette bene in evidenza come minimi cambiamenti ecosistemici influenzino l'evoluzione dei suoli. La relazione più evidente si riscontra a livello di litosequenza. Previste e inaspettate variazioni geolitologiche all'interno della Formazione di Monghidoro hanno dato origine a suoli con caratteristiche chimico fisiche differenti, a volte limitandone enormemente l'evoluzione stessa. In linea generale si rinvencono suoli a pH acido e tessiture franco-sabbiose o più grossolane in corrispondenza dei substrati arenacei, a tessiture più fini sui substrati prevalentemente pelitici. In alcuni casi si è osservata una variazione tessiturale all'interno dello stesso profilo per intercalazioni pelitiche laddove il substrato prevalente è un'arenaria ben consolidata.

Le correlazioni risultano più spinte se si prendono in considerazione anche i parametri morfologici dell'ambiente di studio (morfo-litosequenza). Si è osservato che i 12 suoli studiati possono essere accorpati in 4 gruppi sulla base di caratteristiche pedogenetiche simili:

### - gruppo 1: suoli Mong 11-15 (Lithic Eutrudepts - *Epileptic Calcaric Cambisols*)

Questi due suoli sono ubicati su versanti piuttosto pendenti (pendenza >30%) in corrispondenza di depressioni morfologiche localizzate, alla quota di 800 m s.l.m. (fascia fitoclimatica *Castanetum fredda*), con esposizione prevalente verso Est. Il substrato parentale è costituito da marna alterata intercalata ad arenaria dalla quale si è originato un suolo moderatamente alcalino con presenza di carbonati liberi. Il contenuto di sostanza organica è elevato lungo l'intero profilo, così come il GSB risulta prossimo a 100%.

### - gruppo 2: suoli Mong 17-18-21 (Typic/Oxyaquic Dystrudepts - *Dystric Leptic Cambisols*)

Questi suoli si originano alle quote più elevate (fra 850 e 1200 m s.l.m.) comprese all'interno della fascia fitoclimatica *Fagetum calda*. I versanti sono esposti a Nord e le pendenze moderate (pendenza <30%). Il substrato è arenaceo, i suoli sono prevalentemente sabbiosi, fortemente acidi con GSB molto basso, che migliora leggermente

quanto la tessitura diventa più fine grazie ad intercalazioni pelitiche nel substrato. La quota elevata e l'esposizione Nord fa sì che questi suoli risentano di variazioni del microclima: la piovosità è leggermente superiore e le temperature sono mediamente inferiori, con copertura nevosa abbondante nel periodo invernale. Si ritiene che il microclima abbia avuto un peso determinante nell'evoluzione di questi suoli, la piovosità abbondante associata a pendenze poco o moderatamente accentuate facilita il movimento d'infiltrazione delle acque lungo il profilo, potendo in tal modo solubilizzare le basi alcaline ed alcalino terrose e determinare una desaturazione del complesso di scambio.

### - gruppo 3: suoli Mong 12-13-19-22 (Lithic Eutrudepts - Endoleptic Cambisols)

Sono i suoli che presentano caratteristiche eutriche lungo tutto il profilo, sono generalmente acidi, poco profondi, evolutisi a quote comprese fra 600 e 850 m s.l.m. (fascia fitoclimatica Castanetum fredda), esposizione variabile e pendii piuttosto inclinati (pendenza >30%). Facendo un confronto con i suoli raggruppati nel gruppo 2 si ritiene che la maggior saturazione basica del profilo che si ritrova in corrispondenza di superfici acclivi, sia dovuta ad un più veloce scorrimento superficiale delle acque a scapito dell'infiltrazione, con conseguente azione di desaturazione meno importante. In questi boschi infatti l'erosione idrica risulta piuttosto evidente anche se l'apporto di sostanza organica da parte della vegetazione rimane piuttosto abbondante.

### - gruppo 4: suoli Mong 14-16 (Lithic Udortents - Dystric Leptosols)

Sono suoli che presentano caratteristiche ambientali analoghe ai suoli del gruppo 2, dai quali si differenziano per una minor evoluzione del profilo. Il fattore limitante in questo caso specifico rappresentato dalla presenza di roccia affiorante entro 15 cm dalla superficie.

Tabella 3. Caratteristiche pedologiche dei profili rappresentativi le tipologie di suoli esaminate.  
Per i codici (Schoeneberger *et al.*, 2002)

| Profilo | Orizzonte | Profondità<br>(cm) | Colore Munsell |          | Screziature | Struttura <sup>a</sup> | Tessitura <sup>b</sup> | Radici <sup>c</sup> | Scheletro <sup>d</sup> | Limite <sup>e</sup> |
|---------|-----------|--------------------|----------------|----------|-------------|------------------------|------------------------|---------------------|------------------------|---------------------|
|         |           |                    | Secco          | Umido    |             |                        |                        |                     |                        |                     |
| Mong 11 | Oe        | 1 - 0              | 10YR 4/2       | 10YR 3/2 |             | 1, f, gr               |                        | 2f                  | a                      | A, S                |
|         | A         | 0 - 8/10           | 10YR 4/2       | 10YR 4/2 |             | 1, f, gr               | cl                     | 2f                  | s, f, sr               | C, W                |
|         | AB        | 8/10 - 23/28       | 10YR 5/3       | 10YR 3/3 |             | 2, m, sbk              | sil - si               | 2f, 1m              | s, f, sr               | C, I                |
|         | BwC       | 23/28 - 32         | 10YR 6/2       | 10YR 4/2 |             | 3, m, pl               | sil - si               | 2vf                 | s, m, su               | A, S                |
| Mong 21 | Oi        | 2/3 - 0            | 10YR 2/1       | 10YR 2/2 |             | 1, f, gr               |                        | 1vf                 | a                      | A, W                |
|         | A1        | 0 - 2/3            | 7,5YR 3/2      | 10YR 2/1 |             | 1, vf, gr              | l - sil                | 3f                  | a                      | A, W                |
|         | A2        | 2/3 - 5            | 10YR 4/3       | 10YR 3/2 |             | 1, f, gr               | sl                     | 2f, 2m              | a                      | A, S                |
|         | Bw        | 5 - 15             | 10YR 6/6       | 10YR 4/4 |             | 1, vf, gr              | ls                     | 2f, 1m              | s, sr                  | A, S                |
|         | B/C       | 15 - 35            | 10YR 5/6       | 10YR 4/4 | 10YR6/2     | 1, f, sg               | s                      | 1f, 2co             | b, su                  | A, S                |
|         | C         | 35 - 60            | 10YR 5/6       | 10YR 6/6 |             | 1, f, sg               | s                      | 0                   | e, an                  | A, I                |
| Mong 12 | Oe        | 0,5 - 0            | 10YR 3/2       | 10YR 2/2 |             | 1, f, gr               |                        | 1vf                 | a                      | A, S                |
|         | A         | 0 - 5              | 10YR 5/2       | 10YR 3/2 |             | 1, f, gr               | sic                    | 3vf                 | a                      | A, S                |
|         | AB        | 5 - 13             | 10YR 6/4       | 10YR 5/3 | 10YR 5/2    | 2, f, abk              | sicl                   | 1vf                 | a                      | A, S                |
|         | Bw        | 13 - 23            | 10YR 6/4       | 10YR 5/4 | 10YR 5/2    | 2, f, sbk              | cl                     | 1vf, 1m             | a                      | G, B                |
|         | BC        | 23 - 35            | 10YR 6/4       | 10YR 5/4 |             | 1, f, sbk              | l                      | 2m, 2co             | a                      | D, B                |
| Mong 14 | Oi        | 2 - 0              | 10YR 3/2       | 10YR 3/2 |             | 1, f, gr               |                        | 1f                  | a                      | C, W                |
|         | A1        | 0 - 1/3            | 10YR 4/2       | 10YR 3/2 |             | 2, f, gr               | sl                     | 3f                  | a                      | C, W                |
|         | A2        | 1/3 - 7/10         | 10YR 6/4       | 10YR 5/2 |             | 1, f, gr               | sl - ls                | 3f                  | a                      | C, W                |
|         | A/C       | 7/10 - 14          | 10YR 5/6       | 10YR 5/4 |             | 1, f, gr               | ls                     | 1f, 1m              | s, f, su               | A, S                |
|         | C         | 14 - 20            | 10YR 5/6       | 10YR 6/6 |             | 0, f, sg               | s                      | 0                   | s, m, su               | C, W                |

a STRUTTURA 0 = assente, 1 = debole, 2 = moderata, 3 = forte, gr = granulare, abk = poliedrica angolare, sbk = poliedrica sub angolare, pl = lamellare, pr = prismatica, cpr = colonnare, sg = incoerente, m = massiva, vf = molto fine, f = fine, m = media, co = grossolana, vc = molto grossolana, ec = estremamente grossolana.

b TESSITURA (stima di campagna) s = sabbioso, ls = sabbioso-franco, sl = franco-sabbioso, l = franco, sil = franco-limoso, si = limoso, cl = franco-argilloso, sicl = franco-limoso-argilloso, sic = argilloso-limoso.

c RADICI 0 = assenti, 1 = poche, 2 = comuni, 3 = molte, vf = molto fini, f = fini, m = medie, co = grosse, vc = molto grosse.

d SCHELETRO a = assente, s = scarso, c = comune, b = abbondante, e = eccessivo, f = fine, m = medio, g = grande, an = angolare, su = subangolare, sr = subarrotondato.

e LIMITE V = molto abrupto, A = abrupto, C = chiaro, G = graduale, D = diffuso, S = lineare, W = ondulato, I = irregolare, B = discontinuo.

Tabella 4. Caratteristiche chimico-fisiche dei profili rappresentativi le tipologie di suoli esaminate

| Profilo | Orizzonte | Profondità (cm) | pH (H <sub>2</sub> O) | pH (KCl) | C. org. Totale (g · Kg <sup>-1</sup> ) | Basi di scambio |      |      |      |      |      | CSC (meq · 100g <sup>-1</sup> ) | GSB (%) |
|---------|-----------|-----------------|-----------------------|----------|--|-----------------|------|------|------|------|------|---------------------------------|---------|
|         |           |                 |                       |          |  | Ca              | Mg   | K    | Na   | Al   | H    |                                 |         |
| Mong 11 | A         | 0 – 8/10        | 8,1                   | 7,4      | 3,92                                   | 41,87           | 1,92 | 0,67 | 0,20 | 0,02 | 0,11 | 44,80                           | 99,70   |
|         | AB        | 8/10 – 23/28    | 8,1                   | 7,3      | 2,31                                   | 47,47           | 1,90 | 0,59 | 0,23 | 0,03 | 0,11 | 50,33                           | 99,73   |
|         | Bw/C      | 23/28 – 32      | 7,9                   | 7,2      | 1,45                                   | 62,31           | 2,56 | 0,62 | 0,27 | 0,01 | 0,11 | 65,88                           | 99,80   |
| Mong 21 | A1        | 0 – 2/3         | 4,4                   | 3,5      | 7,22                                   | 3,26            | 1,32 | 0,64 | 0,19 | 0,30 | 5,12 | 10,83                           | 49,99   |
|         | A2        | 2/3 – 5         | 4,8                   | 3,7      | 1,64                                   | 0,63            | 0,30 | 0,22 | 0,08 | 0,91 | 4,60 | 6,74                            | 18,18   |
|         | Bw        | 5 – 15          | 5,1                   | 4,0      | 0,82                                   | 0,17            | 0,11 | 0,10 | 0,05 | 1,52 | 3,71 | 5,66                            | 7,61    |
|         | B/C       | 15 – 35         | 5,1                   | 4,0      | 0,16                                   | 0,21            | 0,14 | 0,07 | 0,07 | 3,75 | 2,81 | 7,05                            | 7,01    |
|         | C         | 35 – 60         | 5,4                   | 4,0      | 0,15                                   | 0,27            | 0,21 | 0,07 | 0,06 | 2,92 | 3,71 | 7,23                            | 8,31    |
| Mong 12 | A         | 0 – 5           | 6,6                   | 6,2      | 6,41                                   | 23,93           | 4,21 | 1,81 | 0,43 | 0,06 | 0,21 | 30,66                           | 99,11   |
|         | AB        | 5 – 13          | 5,3                   | 4,8      | 2,57                                   | 13,99           | 3,15 | 1,07 | 0,25 | 0,20 | 0,26 | 18,93                           | 97,57   |
|         | Bw        | 13 – 23         | 5,2                   | 4,2      | 1,46                                   | 11,64           | 2,60 | 0,74 | 0,31 | 0,05 | 1,25 | 16,59                           | 92,13   |
|         | BC        | 23 – 35         | 5,3                   | 4,3      | 0,73                                   | 11,92           | 2,29 | 0,52 | 0,31 | 0,03 | 0,77 | 15,84                           | 94,96   |
| Mong 14 | A1        | 0 – 1/3         | 5,2                   | 4,6      | 9,32                                   | 23,36           | 3,46 | 0,85 | 0,28 | 0,16 | 0,15 | 28,27                           | 98,88   |
|         | A2        | 1/3 – 7/10      | 4,8                   | 3,8      | 1,27                                   | 5,89            | 1,54 | 0,29 | 0,15 | 0,37 | 3,89 | 12,13                           | 64,85   |
|         | A/C       | 7/10 – 14       | 4,9                   | 3,8      | 0,13                                   | 5,75            | 1,28 | 0,17 | 0,15 | 0,31 | 3,25 | 10,91                           | 67,39   |
|         | C         | 14 – 20         | 6,0                   | 5,7      | 0,62                                   | 16,50           | 0,77 | 0,13 | 0,13 | 0,11 | 0,11 | 17,74                           | 98,76   |

Lo studio proposto mette in evidenza come, anche in un ambiente apparentemente omogeneo, come quello rappresentato dalla Formazione di Monghidoro, possano manifestarsi situazioni particolari in grado di influenzare in maniera considerevole lo sviluppo e l'evoluzione dei suoli. A volte è la diversa natura del substrato affiorante ad avere influenza preponderante, altre volte la conformazione morfologica ed il microclima.

### Bibliografia

- AA.VV., 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. MiPAF, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del suolo, Franco Angeli, Milano.
- Abbate E., 1969. Il Gruppo della Val di Sembro (Serie di Monghidoro auct.) ed i terreni sovrastanti (Appennino modenese e bolognese). Boll. Soc. Geol. It., pp. 637 – 664.
- Bettelli G. & Panini F. 1990. Liguridi, mélanges e tettoniti nel Complesso caotico lungo la "linea del Sillaro" (Appennino settentrionale, Provincie di Firenze e Bologna". Mem. Descr. Carta Geol. d'It., XLVI (1991), pp. 387-415.
- Bruni P., 1973. Considerazioni tettoniche e paleogeografiche sulle Serie dell'Appennino Bolognese tra le valli dell'Idice e del Santerno. Mem. Soc. Geol. It., 12, pp. 157 – 185, Pisa.
- FAO/ISRIC/ISSS, 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report, #84. FAO, Rome, 88pp.
- Fioroni C., Fontana D., Panini F., Parmeggiani F., 1996. La successione di Monte Venere – Monghidoro nell'Appennino modenese e bolognese. Accad. Naz. Sci. Lett. Arti di Modena, 15, pp. 223 – 257.
- Gazzi P., 1963. Ordine di apparizione dei metalli pesanti nella formazione di Monghidoro e nella serie di Loiano (appennino bolognese). Mineralogia et Petrographica Acta, vol. IX, pp. 79-95.
- Pavari A., 1916. Studio preliminare sulla coltura di specie forestali esotiche in Italia. Annali R. Ist. Sup. For. Naz.
- RER, 1994. I suoli dell'Emilia-Romagna, con note illustrative. Grafiche Zanini, Bologna.
- RER 1997. Carta geologica dell'Appennino emiliano romagnolo in scala 1:10.000 "Monghidoro, sez.". Servizio geologico sismico e dei suoli.
- RER, 2005. Catalogo dei suoli dell'Emilia Romagna (online) <http://www.regione.emilia-romagna.it/cartoreper/defaulta.htm>
- Schoeneberger P.J., Wysoki D.A., Benham E.C. and Broderson W.D. (editors), 2002. Field book for describing and sampling soils, Ver. 2.0. National Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Società Geologica Italiana, 1992. Guide Geologiche Regionali - Appennino Tosco-Emiliano. Roma.
- USDA-NRCS, 2003. Keys to Soil Taxonomy, ninth edition, Soil Survey Staff, Washington D.C.
- Van Wambeke A., Hastings P., Tolomeo M., 1991. Newhall simulation model: a Basic Program for the PC, (2<sup>nd</sup> version flexible NSM), Dep. of Agronomy, Cornell Univ., Ithaca, NY.
- Valloni R. & Zuffa G.G., 1984. Provenance changes for arenaceous formations of the Northern Apennines, Italy. Geol. Soc. Am. Bull., 1035-1039.

# FATTORI FISICO-CHIMICI E TOPOGRAFICI CHE INFLUENZANO LA STIMA DELLA SALINIZZAZIONE E SODICIZZAZIONE DEI SUOLI DELLA PIANA COSTIERA DI MURAVERA-VILLAPUTZU (SARDEGNA SUD-ORIENTALE)

Annamaria Castrignanò<sup>1</sup> e Rita Puddu<sup>2</sup>

1 CRA-Istituto Sperimentale Agronomico, Via Celso Ulpiani 5, Bari; e-mail: annamaria.castrignano@tin.it

2 Centro Regionale Agrario Sperimentale, Viale Trieste 111, Cagliari; e-mail: pedologia@cras.sardegna.it

## Riassunto

Definire l'entità della progressiva salinizzazione della falda irrigua e conseguentemente dei suoli è un problema di rivelante importanza per la piana costiera di Muravera - Villaputzu (Sardegna sud-orientale), da sempre molto rinomata per le colture agrumicole, ma dove, ormai da decenni, si lamenta da parte dei coltivatori un calo delle produzioni. A tale scopo il Centro Regionale Agrario Sperimentale della Sardegna ha intrapreso, a partire dall'anno 2000, uno studio sulla salinizzazione dei terreni e delle falde di tutta la piana con gli obiettivi specifici di: 1) caratterizzare la variabilità spaziale del processo di salinizzazione e sodicizzazione dei terreni di quest'area; 2) determinare e descrivere le correlazioni spaziali delle proprietà di sodicità con i parametri tessiturali, chimici e topografici. I suoli sono stati campionati in 198 punti in modo da ricoprire abbastanza uniformemente l'area in studio. Per ogni punto di prelievo è stata effettuata la georeferenziazione secondo il sistema Gauss-Boaga e misurata la distanza dal mare; sui campioni dello strato superficiale (0-40 cm) sono state determinate le componenti granulometriche, il pH, la Capacità di Scambio Cationico (CSC), la Conducibilità Elettrica dell'estratto di saturazione (ECe), il Tasso di assorbimento del Sodio (SAR) e i cationi di scambio. È stata calcolata una regressione con errori spazialmente correlati, secondo la teoria dei modelli lineari misti, per esprimere il logaritmo di ECe e del SAR in funzione di alcune covariate. Le mappe di ECe e SAR, ottenute con il kriging lognormale, mostrano una chiara tendenza all'aumento all'avvicinarsi alla costa. Per quanto riguarda l'applicazione dei modelli misti ai logaritmi delle variabili ECe e SAR è risultata una loro dipendenza, statisticamente significativa, dalla composizione tessiturale dei suoli.

**Parole-chiave:** salinizzazione e sodicizzazione dei suoli, variabilità spaziale, analisi geostatistica, modello lineare ad effetti misti.

## Abstract

The evaluation of the progressive salinization of the ground water table and then of the irrigated soils is a problem of great importance in the coastal plain of Muravera - Villaputzu (Southeastern Sardinia), renowned for the citrus cultivations, but where, in the latest decades, the farmers notice a decrease of the productions due to salt increase on soils and irrigation waters.

With regard to this phenomenon, the Regional Agricultural Experimental Centre of Sardinia (CRAS) has been undertaking a study on the soil and water salinization in the plain since 2000, in order to: 1) characterize the variability of soil salinity and sodicity; 2) assess and describe the correlations between the sodicity properties and the textural, chemical and topographical parameters.

The soils were sampled in 198 points so as to obtain an even dataset of the studied area. The sampling points were georeferenced according to the Gauss-Boaga system and their distance from the sea was measured; textural properties, pH, Electric Conductivity of the extract of saturation (ECe), the Sodium Absorption Rate (SAR) and exchange cations were also determined to characterise the top soil. A regression analysis with spatial correlated errors was performed applying linear mixed effects models theory, to estimate the relationships between the logarithms of ECe and SAR and some covariates. The maps of ECe and SAR, obtained with the lognormal-kriging, show the tendency to increasing of this parameters with the approach to the coast. The application of the mixed models to the logarithmic variables ECe and SAR has revealed a statistically significant effect of the soil texture.

**Keywords:** soil salinity and sodicity, spatial variability, geostatistical analysis, linear mixed effects model.

## Premessa

È noto che l'elevata salinità nei terreni è causa di gravi problemi ambientali, con ripercussioni anche in campo economico. Infatti, la perdita di produttività dei suoli che deriva da problemi di salinizzazione costituisce un fattore di degrado irreversibile, che può evolvere verso processi di desertificazione, nella comune accezione di ambiente arido, privo di diversità biologica e quindi destinato all'abbandono.

A livello mondiale tale problema interessa soprattutto le regioni aride e semiaride, ma l'uso crescente della pratica irrigua, unitamente alla progressiva salinizzazione della falda, ha messo a rischio, negli ultimi decenni, vaste aree in paesi anche a clima prevalentemente umido (F.A.O. Soils Bulletin 39, 1988).

Se da un lato esistono diverse cause di tipo naturale che provocano fenomeni di accumulo di sali nei terreni, è indubbio che il problema della cosiddetta "salinità secondaria", ovvero indotta dall'uomo e connessa con un uso improprio del territorio, oggi è la principale fonte, anche in Sardegna, del declino di molti comparti agricoli, un tempo economicamente importanti. Gli effetti negativi connessi ad un accumulo di sali solubili nel suolo, ed in alcuni casi specifici di sali sodici, sono molteplici e concatenati tra loro, effetti che concorrono tutti ad una perdita irreversibile della fertilità del suolo stesso.

Allo stato attuale ancora non è possibile definire l'estensione reale in Sardegna delle aree affette da un eccesso di salinità, soprattutto se si considera che tale fenomeno sta subendo un incremento in seguito ai prolungati periodi siccitosi verificatisi negli ultimi decenni.

Sono comunque ormai noti i processi dinamici di molti acquiferi costieri che, a causa di un eccessivo emungimento dai pozzi irrigui, attualmente hanno una tendenza trasgressiva verso le zone interne, con conseguente inquinamento delle falde d'acqua dolce. E' questo il caso della piana di Muravera-Villaputzu, nella Sardegna sud-orientale, che da sempre riveste un notevole interesse economico per le colture agrumicole. Quest'area negli ultimi decenni è stata interessata da fenomeni di intrusione marina e contaminazione della falda freatica con acque salmastre; contemporaneamente si è registrato un forte decremento delle produzioni agrumicole sia per l'abbandono di vaste superfici coltivate che per la diminuzione delle produzioni unitarie. L'indagine storica ha messo in evidenza come il peggioramento qualitativo delle acque sotterranee a Muravera sia da ricollegare ad una serie di eventi concomitanti, che risalgono ai primi lavori di regimazione del fiume Flumendosa, realizzati a partire dagli anni '30 (Montaldo, 1947). Inoltre, gli originari equilibri della falda sono stati profondamente modificati anche dagli sbarramenti realizzati a monte dell'area indagata (dighe dell'Alto e Medio Flumendosa) e dall'apertura delle foci per le attività della peschiera di S. Giovanni. I massicci emungimenti da pozzi per uso irriguo, turistico ed idropotabile effettuati negli ultimi 30 anni, hanno ulteriormente contribuito all'avanzamento della falda salata verso le aree interne della piana.

Definire l'entità della progressiva salinizzazione della falda irrigua e conseguentemente dei suoli è quindi un problema di rilevante importanza, poiché a tutt'oggi è difficile valutare esattamente il peso che la salinità ha sul declino produttivo dell'agrumicoltura. Resta, tuttavia, indubbio che questo fenomeno costituisce un fattore limitante per le produzioni dell'intera piana, visto che i valori misurati nel corso dell'indagine hanno messo in evidenza uno stato di compromissione generalizzato.

Poiché il primo passo all'interpretazione del fenomeno è la quantificazione della variabilità spaziale intrinseca dei suoli, il Settore Utilizzazione del Territorio del CRAS (Centro Regionale Agrario Sperimentale di Cagliari) ha intrapreso, a partire dall'anno 2000, uno studio sulla salinizzazione dei suoli e delle falde di tutta la piana, con la finalità principale di analizzare la diffusione territoriale del fenomeno e verificarne l'incidenza sulle colture.

Preliminarmente è stata condotta un'analisi pedologica ricognitiva (Puddu *et al.*, 2002) che ha evidenziato la presenza di Aridosuoli nella fascia costiera limitrofa alle antiche foci del Flumendosa, su limi argilloso-sabbiosi, dove sono stati riconosciuti gli elementi diagnostici dell'orizzonte natrico sia in relazione ai caratteri fisico-strutturali (struttura prismatica o poliedrica angolare con presenza di materiali eluviali) sia ai parametri chimici (valori di ESP, SAR e pH molto elevati, Magnesio + Sodio di scambio > Calcio + acidità di scambio in uno o più orizzonti entro 200 cm dalla superficie del suolo) come riportato in sintesi nella tabella 1.

Tabella 1. Sintesi dei parametri chimici dei profili pedologici classificati come Aridosuoli

|           | prof.<br>(cm) | ECe<br>(dS/m) | pH in<br>H <sub>2</sub> O | SAR   | ESP<br>(%) | Mg scamb.<br>(mg/Kg) | Na scamb.<br>(mg/Kg) | Ca scamb.<br>(mg/Kg) | dist. costa<br>(m)      |
|-----------|---------------|---------------|---------------------------|-------|------------|----------------------|----------------------|----------------------|-------------------------|
| P1        |               |               |                           |       |            |                      |                      |                      |                         |
| Ap        | 0-50          | 2,26          | 8,57                      | 8,39  | 14,67      | 358                  | 468                  | 1848                 | 1250                    |
| Bn1       | 50-90         | 5,51          | 9,26                      | 36,48 | 44,67      | 581                  | 1143                 | 924                  |                         |
| Bn2       | 90-140        | 6,80          | 9,30                      | 37,48 | 37,79      | 559                  | 1133                 | 1136                 |                         |
| P2        |               |               |                           |       |            |                      |                      |                      |                         |
| Ap        | 0-30          | 12,5          | 8,25                      | 17,19 | 16,08      | 269                  | 407                  | 1130                 | 1750                    |
| Bn1       | 30-50         | 12,9          | 8,60                      | 21,89 | 27,32      | 331                  | 473                  | 894                  |                         |
| Bn2       | 50-70         | 12,2          | 8,56                      | 22,28 | 30,83      | 327                  | 455                  | 854                  |                         |
| C         | >70           | 15,2          | 8,35                      | 21,34 | 40,43      | 239                  | 395                  | 412                  |                         |
| P3        |               |               |                           |       |            |                      |                      |                      |                         |
| Ap        | 0-30          | 1,77          | 8,56                      | 7,61  | 10,31      | 542                  | 412                  | 2016                 | 1650                    |
| Bn1       | 30-65         | 3,9           | 9,07                      | 24,55 | 11,91      | 173                  | 336                  | 1087                 |                         |
| Bn2       | 65-120        | 7,54          | 9,24                      | 36,58 | 9,11       | 454                  | 230                  | 758                  |                         |
| C         | 120-160       | 2,33          | 8,93                      | 15,65 | 41,03      | 631                  | 1416                 | 926                  |                         |
| USDA 1998 |               |               |                           |       |            |                      |                      |                      |                         |
| WRB 1999  |               |               |                           |       |            |                      |                      |                      |                         |
|           |               |               |                           |       |            |                      |                      |                      | SODIC XERIC HAPLOCAMBID |
|           |               |               |                           |       |            |                      |                      |                      | HAPLIC SOLONETZ         |

I parametri di salinità e sodicità mostrano invece una generale diminuzione man mano che si procede nelle aree interne, anche se persistono locali accumuli di sali in suoli derivati da alluvioni di facies prettamente sabbiosa.

L'uso della Geostatistica nell'ambito delle Scienze del Suolo ha contribuito a migliorare le tecniche di gestione del territorio e le politiche di conservazione delle risorse naturali, attraverso l'analisi delle distribuzioni spaziali delle caratteristiche chimiche e fisiche del suolo e delle sue caratteristiche idrologiche (Goovaerts, 1997; Castrignanò *et al.*, 2000). A tale scopo risulta di particolare importanza non solo la possibilità di stimare la variabilità dei processi alla base di una data risposta colturale, ma anche quella di conoscere il grado di accuratezza di tale stima, poiché è solo in questo modo che è possibile valutare l'attendibilità delle mappe spaziali relative alle diverse proprietà dei suoli e quindi il rischio che si corre nel basare ogni eventuale decisione o pianificazione su tali stime. Nella Geostatistica tradizionale, l'interpolazione in postazioni non campionate viene effettuata con il kriging, un predittore lineare che tiene conto della struttura della correlazione spaziale, stimata attraverso il variogramma. La proprietà di ottimalità della stima di kriging risulta, tuttavia, essere garantita solo in caso di gaussianità del processo (Ripley, 1981) e solo se i parametri della distribuzione sono noti (Christensen, 1991; Diggle Moyeed & Tawn, 1998). Queste considerazioni unite alla possibilità di rappresentare la variabilità totale del processo spaziale in funzione delle diverse fonti che l'hanno originata: componente sistematica, componente spazialmente correlata e componente erratica, hanno di fatto stimolato l'utilizzo, in ambito spaziale, dei modelli lineari a effetti misti. Questi modelli, generalmente utilizzati per l'analisi di osservazioni correlate in un contesto di misure ripetute, sono un'estensione dei modelli lineari e consentono di studiare la dipendenza in media di una variabile "risposta" da una o più variabili esplicative, nel caso in cui sulla variabilità totale agiscano diverse fonti di dispersione. In particolare, essi presentano il vantaggio di scomporre l'errore residuo dell'analisi statistica tradizionale in una componente correlata spazialmente e in una erratica, non correlata spazialmente e dovuta alla presenza di errori di misura, rispetto alla quale occorre più propriamente saggiare la significatività degli effetti in un'analisi tradizionale della varianza.

Gli obiettivi specifici del presente lavoro sono: 1) caratterizzare la variabilità spaziale del processo di salinizzazione e sodicizzazione dei suoli dell'area di studio secondo le tecniche geostatistiche; 2) determinare e descrivere le correlazioni spaziali delle proprietà di sodicità e salinità con i parametri tessiturali, chimici e topografici, mediante l'applicazione dei modelli lineari ad effetti misti.

## **Materiali e metodi**

### **a) Campionamento e misure**

I suoli in studio fanno parte della piana del fiume Flumendosa (Sardegna sud-orientale), estesa fra i centri abitati di Muravera e Villaputzu per circa 1250 ha. I campioni sono stati prelevati in 198 punti in modo da ricoprire abbastanza uniformemente l'area in esame e per ogni punto è stata effettuata la georeferenziazione secondo il sistema di Gauss-Boaga e misurata la distanza dal mare. Il campionamento è stato effettuato secondo uno schema a maglia rigida, con un numero di 16 prelievi ogni 100 ha. Più in particolare, il territorio è stato suddiviso in celle quadrate di lato 10 cm di carta, equivalenti a quadrati di lato 1 km alla scala spaziale considerata (1:10.000), e ciascuna cella è stata ulteriormente suddivisa in subcelle quadrate di 250 m di lato, per un totale di 16 subcelle per ogni cella, realizzando in tal modo un campionamento "nested", comprendente più scale spaziali di campionamento (fig. 1). In ciascun sito è stato prelevato del suolo sino alla profondità di 40 cm mediante una trivella manuale di tipo olandese, che è stato sottoposto a successiva analisi di laboratorio, al fine di determinare i seguenti parametri stimati più rilevanti a definire lo stato di salinità e sodicità dei suoli: Conducibilità Elettrica dell'estratto di saturazione (ECe - dS/m), Tasso di Assorbimento del Sodio (SAR), pH, cationi di scambio (mg/kg), Capacità di Scambio Cationico (CSC - meq/100g) e frazioni tessiturali (Sabbia, Limo e Argilla - g/kg).

### **b) Analisi statistica**

I dati sono stati sottoposti ad analisi esplorativa al fine di determinare i principali parametri statistici e i tipi di distribuzione. Le variabili ECe e SAR sono state quindi analizzate secondo l'approccio del kriging lognormale (Deutsch e Journel, 1998).

#### **b1) kriging lognormale**

Una situazione molto frequente nelle scienze ambientali è che i dati presentino delle distribuzioni sensibilmente non simmetriche e non normali. In molti casi una tale asimmetria può essere rimossa considerando i logaritmi, il che produce anche l'effetto di stabilizzare o di omogeneizzare le varianze (omoschedasticità). Se la distribuzio-



ne dei logaritmi è vicina alla normalità, si può assumere che quella dei dati originari sia lognormale. Si supponga che i dati originari  $z(x_1), z(x_2), \dots$  siano trasformati nei logaritmi corrispondenti  $y(x_1), y(x_2), \dots$ , che rappresentano una realizzazione della variabile casuale  $Y(x) = \ln Z(x)$ , assunta stazionaria. Viene quindi calcolato il variogramma sperimentale di  $Y(x)$  e ad esso adattato uno dei modelli matematici autorizzati. Quest'ultimo, insieme con i dati trasformati, è quindi utilizzato per stimare la variabile  $Y$  nei punti prescelti, tramite il kriging ordinario. Per esprimere i risultati nelle variabili di partenza, i logaritmi sono ritrasformati nelle unità originarie. La formula per la trasformazione inversa delle stime nel caso del kriging ordinario è:

$$Z^*_{OK}(x_0) = \exp\{Y^*_{OK}(x_0) + \sigma^2_{OK}(x_0) / 2 - \mu\}$$

ove  $\mu$  è il moltiplicatore di Lagrange nel kriging ordinario e  $\sigma^2_{OK}(x_0)$  è la varianza di kriging dei logaritmi. La stima della varianza di  $Z(x_0)$ , è data da:

$$\text{var}_{OK}[Z(x_0)] = \sigma^2_{OK} [1 + \exp(-(\sigma^2_{OK}(x_0) + \mu)) (\exp(-\mu) - 2)]$$

Tutte le elaborazioni geostatistiche sono state effettuate con il software statistico ISATIS (Geovariance, 2004, release 5.02).

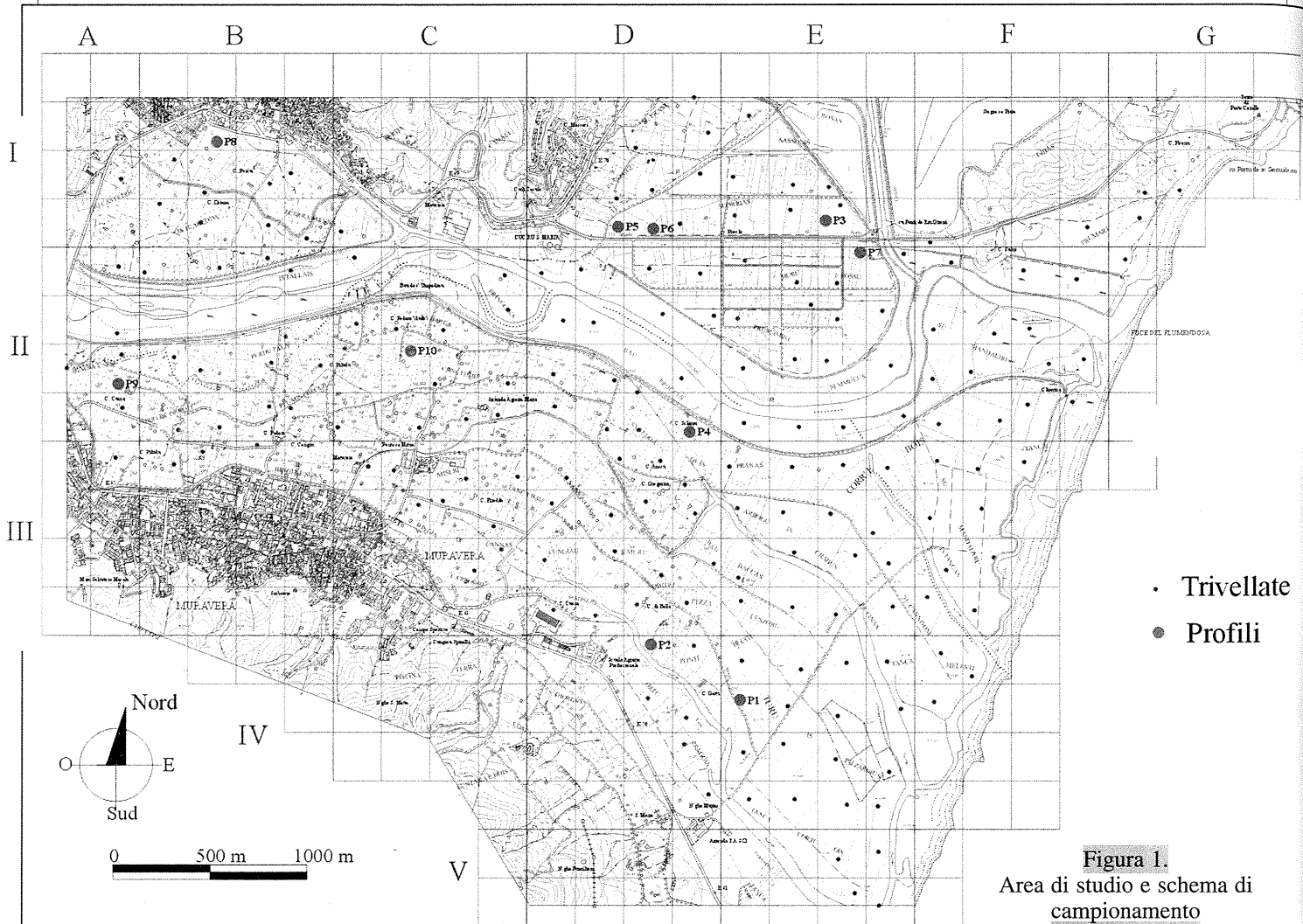


Figura 1.  
Area di studio e schema di campionamento

## b2) Modelli lineari ad effetti misti

La maggior parte dei modelli statistici possono essere rappresentati dalla decomposizione:

risposta = struttura + errore

delle osservazioni in una componente (sistematica) associata alle sorgenti identificabili di variazione e in una componente (casuale) di errore (McPherson, 1990). In una tale rappresentazione l'attributo che deve essere modellato è det-



to risposta e le osservazioni sono valori registrati della risposta che possono anche incorporare nella parte strutturale informazioni relative ad altre variabili, dette covariate.

Sia  $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n)$  un insieme finito di postazioni spaziali in cui si disponga di una sola misura di una variabile casuale  $Z$ , spazialmente dipendente, per cui il vettore casuale  $Z(\mathbf{x}) = (z(x_1), \dots, z(x_n)) = (z_1, \dots, z_n)$  rappresenta una realizzazione del processo spaziale stocastico  $Z(\mathbf{x})$ . Il comportamento stocastico del vettore casuale  $Z(\mathbf{x})$  è considerato dipendente dalle covariate osservate, variabili spazialmente, e da un processo spaziale latente  $S(\mathbf{x})$ , secondo un modello Gaussiano o lineare misto (Schabenberger e Pierce, 2002):

$$Z(\mathbf{x}) = X(\mathbf{x})\beta + S(\mathbf{x}) + \varepsilon$$

ove la componente dell'errore di misura  $\varepsilon$  rappresenta un processo gaussiano, spazialmente indipendente, con media zero e varianza  $\tau^2$  (effetto nugget). Gli effetti casuali  $S(\mathbf{x})$  tengono conto invece della variabilità spaziale associata ad un processo gaussiano stazionario, spazialmente correlato, la cui matrice di variazione è derivata da modelli isotropici di variogramma. La parte degli effetti fissi  $X(\mathbf{x})\beta$  è data dal prodotto di una matrice  $n \times p$  di  $n$  variabili non casuali (coordinate o covariate) georiferite e di un vettore di  $p$  parametri ( $\beta$ ). I parametri della componente fissa e di quella stocastica del modello vengono determinati secondo il criterio della massima verosimiglianza ristretta (REML), che si basa sulle assunzioni di gaussianità e di dipendenza lineare della risposta dagli effetti fissi e casuali.

L'applicazione dei modelli misti è stata effettuata mediante la procedura MIXED del software statistico STAT/SAS (SAS, 2004, release 8.2).

### Risultati e discussione

Nella tabella 2 è riportata la statistica di base delle variabili ECe e SAR, da cui si evince chiaramente dai parametri di forma, eccentricità e kurtosi, e dagli scostamenti della media dal valore centrale che si tratta di distribuzioni con elevata asimmetria positiva, caratterizzate da lunghe code a destra. La trasformazione logaritmica (tab. 2) si è dimostrata efficace a rendere sufficientemente centrate entrambe le distribuzioni; un test  $\chi^2$ , infatti, ha provato che tali distribuzioni possono essere assunte lognormali per probabilità  $> 0.10$ . Si è pertanto seguito l'approccio del kriging lognormale per la stima spaziale delle variabili originarie ECe e SAR. Ai variogrammi sperimentali dei logaritmi delle suddette variabili sono stati adattati dei modelli con due strutture spaziali: un nugget e un modello del tipo funzione di k-Bessel, i cui parametri caratteristici sono riportati in tabella 3. La bontà dei precedenti modelli è stata verificata con un test di cross-validation, che per il logaritmo di ECe ha riportato i valori di -0.00428 e 0.9636, rispettivamente per l'errore sperimentale medio e per la varianza dell'errore standardizzato; i valori corrispondenti per il logaritmo del SAR sono risultati, rispettivamente, -0.01977 e 0.90401. Tenendo conto che i valori ottimali per un tale test sono, rispettivamente, 0 e 1, si può affermare che i modelli adottati sono non distorti, con una varianza di stima che riproduce abbastanza fedelmente la varianza campionaria. Dall'analisi della tabella 3 risulta che i variogrammi delle trasformate logaritmiche appaiono ben strutturati, con una varianza di nugget pari a 27.5% e a 11.2% del sill totale, rispettivamente per il logaritmo di ECe e di quello del SAR. Si tratta di variabilità a lungo raggio, come è attestato dai rispettivi range e, poiché le trasformazioni logaritmiche non modificano le strutture di correlazione spaziale, si può affermare che i processi di salinizzazione e di sodicizzazione dei suoli in esame sono caratterizzati da elevata continuità spaziale e legati molto probabilmente a fenomeni di intrusione salina, sollecitati da un eccessivo emungimento della falda d'acqua dolce.

I modelli di variogramma precedentemente stimati sono quindi stati utilizzati nell'applicazione del kriging lognormale, in modo da produrre direttamente le mappe spaziali delle variabili originarie ECe e SAR e quelle delle corrispondenti deviazioni standard delle stime. Come intorno d'interpolazione si è preferito adottarne uno isotropico, non essendo state rilevate apprezzabili anisotropie direzionali, con raggio massimo pari a 1280 m, in modo da non operare una eccessiva mediazione del dato stimato.

Tabella 2. Statistica di base (Valori minimo, massimo, Media, Mediana, Deviazione Standard, Varianza, Coefficiente di variazione, eccentricità, Kurtosi) delle variabili di studio e dei loro logaritmi naturali

| VARIABLE | MIN   | MAX    | MEDIA | MEDIANA | STD   | VAR.   | C. VAR. | ECCEN. | KURTOSI |
|----------|-------|--------|-------|---------|-------|--------|---------|--------|---------|
| SAR      | 0.82  | 131.48 | 15.38 | 6.56    | 21.89 | 479.10 | 1.42    | 2.56   | 10.67   |
| lnSAR    | -0.20 | 4.88   | 1.96  | 1.88    | 1.24  | 1.53   | 0.63    | 0.35   | 2.19    |
| ECe      | 0.10  | 70.60  | 10.78 | 4.17    | 15.59 | 243.18 | 1.45    | 2.05   | 6.35    |
| lnECe    | -2.30 | 4.26   | 1.43  | 1.43    | 1.43  | 2.04   | 1.00    | 0.17   | 2.09    |

In fig. 2(a e b) e fig. 3 (a e b) sono riportate, rispettivamente, le mappe delle stime di ECe e SAR e dei loro errori. Una prima considerazione risulta immediata dall'analisi delle quattro mappe: vi è una estrema similarità

fra le mappe dello stesso tipo delle due variabili in studio, il che sta ad indicare una elevata correlazione spaziale, molto probabilmente legata all'origine comune dei processi che hanno determinato le caratteristiche saline e sodiche dei suoli in studio. In questa porzione di piana, infatti, la natura del substrato (limi argillosi) e le particolari condizioni pedoclimatiche, dominate dall'intensa evapotraspirazione estiva e dall'assenza di lisciviazione per la presenza di una falda salmastra superficiale, favoriscono il costante accumulo dei sali entro il suolo, con una dominante prevalenza dell'ione Sodio nel complesso di scambio.

Tabella 3. Adattamento del modello di variogramma ai logaritmi naturali delle variabili

| variabile | struttura | Sill  | range   | parametro |
|-----------|-----------|-------|---------|-----------|
| lnECe     | nugget    | 0.922 | -       | -         |
|           | k-Bessel1 | 2.427 | 2157.36 | 1         |
| lnSAR     | nugget    | 0.599 | -       | -         |
|           | k-Bessel  | 4.759 | 4509.59 | 1         |

1- K-Bessel è la funzione

$$\gamma(h) = C \left[ 1 - \frac{\left(\frac{h}{a}\right)^\alpha}{2^{\alpha-1} \Gamma(\alpha)} K_{-\alpha}\left(\frac{h}{a}\right) \right] \quad (\alpha > 0)$$

ove: C è il sill; a, range;  $\alpha$ , parametro;  $K_{-\alpha}(h)$  è la funzione modificata di Bessel di ordine  $-\alpha$ ;  $\Gamma(\alpha)$  è la funzione gamma (Geostatistics, 1997).

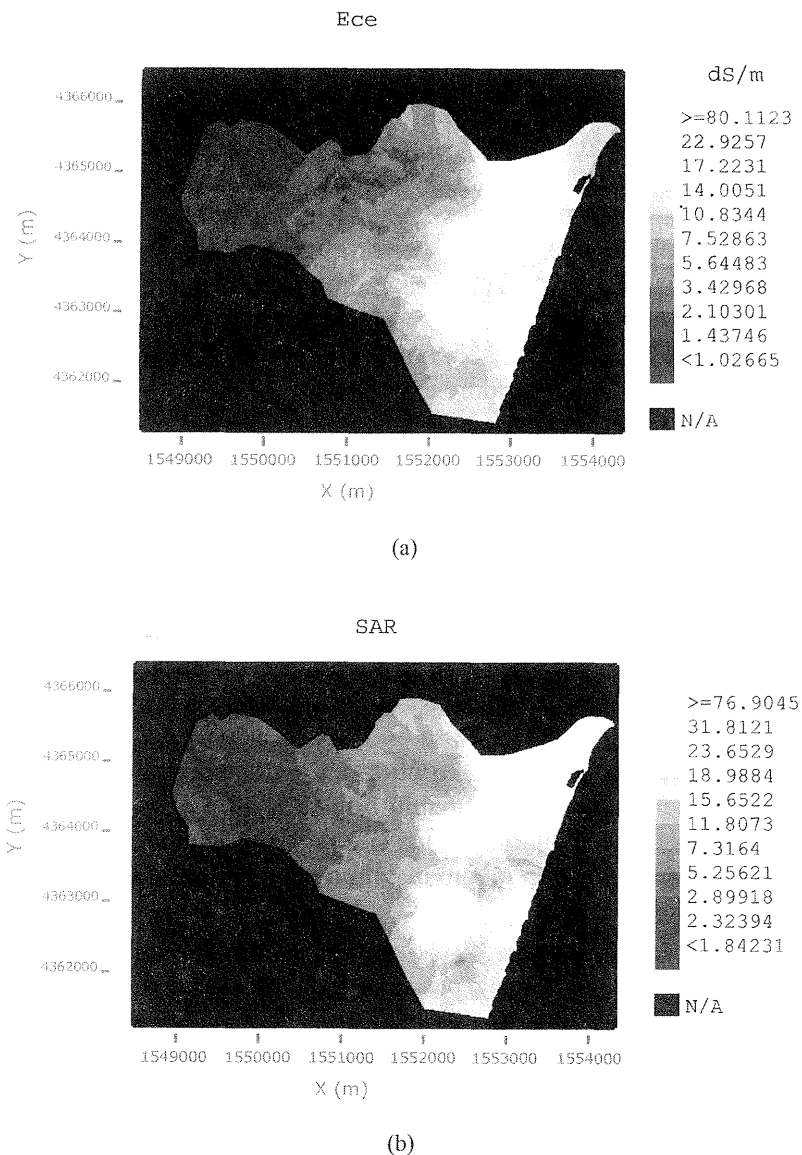


Figura 2. Mappe delle variabili ECe (a) e SAR (b) ottenute con il kriging lognormale

Un'altra considerazione evidente è la chiara influenza della distanza dal mare sull'intensità dei fenomeni osservati. Entro distanze dalla costa dell'ordine dei 2 km il SAR diminuisce da valori superiori a 32 a valori inferiori a 5, per abbassarsi ulteriormente all'interno.

Considerazioni analoghe valgono anche per la ECe. Oltre ad un chiaro gradiente di variazione associato alla distanza dalla costa, il che avvalorava l'ipotesi precedentemente formulata che il fenomeno sia legato ad un processo di intrusione marina, si possono osservare sia per il SAR che per l'ECe due zone, sufficientemente ristrette, caratterizzate da valori più elevati: una a nord-est e l'altra più a sud, entro una distanza di meno di 1.5 km dalla costa. La presenza di tali aree può essere ascritta, probabilmente, ad altre cause, quali, per esempio, la particolare composizione granulometrica dei suoli, che qui rivelano una tessitura franco limosa, e più in generale una sodicità e salinità "primarie" legate ai processi pedogenetici passati o in atto; tuttavia, soltanto un'analisi multivariata può confermare o meno una tale ipotesi.

Le mappe di fig. 3 (a e b) hanno un indubbio valore, in quanto consentono di valutare punto per punto l'affidabilità delle stime visualizzate nelle mappe di fig. 2. Come si può osservare, le deviazioni standard delle stime oltre a dipendere dalla densità dei campioni, che nel caso analizzato è sufficientemente omogenea, variano in funzione dei valori assoluti della stima, a differenza di quanto si verifica per il kriging ordinario. Tale proprietà discende direttamente dal fatto che il kriging lognormale non è uno stimatore lineare, poiché le variabili originarie,

ECe e SAR, non soddisfacevano alla condizione di gaussianità. Questo risultato induce a mettere in guardia dall'usare le mappe dell'errore di kriging quale misura locale di precisione della stima per variabili che non presentano una distribuzione normale e a ricorrere, alternativamente, ad approcci non lineari, quali appunto il kriging lognormale. Al fine di individuare le possibili relazioni dei fenomeni di salinizzazione e sodicizzazione dei suoli con altre variabili, alle trasformate logaritmiche di ECe e SAR è stato applicato l'approccio ai modelli lineari misti, utilizzando come covariate: le frazioni tessiturali, i cationi del complesso di scambio, la capacità di scambio cationico, il pH e la distanza dalla costa. Come modello di covarianza spaziale si è preferito adottare un modello più semplice, gaussiano + effetto nugget, rispetto a quello comprendente la funzione di k-Bessel, precedentemente adottato nell'analisi geostatistica, e non implementato nella procedura di SAS utilizzata per quest'ultima analisi. Per la determinazione dei parametri della parte stocastica del modello (sill, range e nugget) si sono impiegati come valori iniziali quelli determinati con un adattamento tradizionale ai minimi quadrati, che non considera la correlazione spaziale degli errori, che sono stati successivamente modificati con un processo iterativo secondo la tecnica REML, fino al raggiungimento della convergenza. Un test  $\chi^2$  ha comunque dimostrato che, per entrambe le variabili considerate, non si è ottenuto un miglioramento statisticamente significativo rispetto ai valori iniziali. Va sottolineato, tuttavia, che il range stimato per il logaritmo di ECe secondo la REML è di 980.18 m e per il logaritmo del SAR di 4423 m.; mentre quindi per il range del logaritmo del SAR si è riconfermato il valore ottenuto con la precedente analisi variografica, per quello del logaritmo di ECe si è assistito ad una sensibile riduzione. Questo risultato non è sorprendente, poiché dipende dal diverso modo con cui la REML e la tecnica ai minimi quadrati, utilizzati nella variografia, operano: nel primo caso vengono considerati tutti i lag, mentre nel secondo sono stati scelti solo i primi dieci. Entrambi gli algoritmi confermano però come i processi di sodicizzazione appaiano più spazialmente continui, operanti su distanze maggiori, rispetto a quelli che determinano le proprietà di salinizzazione dei suoli.

In tabella 4 (a e b) sono riportati i risultati relativi ai parametri degli effetti fissi per il modello del logaritmo di ECe e per quello del logaritmo del SAR. Risulta evidente come il modello del log di ECe appaia più complesso, dipendendo da numerosi fattori: topografici (distanza dal mare), tessiturali e chimici. Una certa perplessità rimane sul segno dei parametri che, per esempio, risultano essere entrambi negativi per l'argilla e la sabbia grossa, nonostante la loro correlazione inversa. Più semplice appare il modello relativo al logaritmo del SAR, che risulta influenzato negativamente dal contenuto di limo totale e positivamente dal pH e dalla capacità di scambio cationico. Sorprende, tuttavia, la non significatività del coefficiente relativo alla covariata "distanza dal mare", tenendo conto che, dall'esame della figura 2b appariva evidente l'esistenza di un gradiente del SAR in funzione della distanza dalla costa. In entrambi i casi, comunque, si può affermare una influenza statisticamente significativa della composizione tessiturale sulle proprietà di salinizzazione e di sodicizzazione dei suoli.

Il vantaggio derivante dall'uso di un modello misto è che esso permette di analizzare contemporaneamente diverse cause di variazione (effetti fissi), tenendo conto della correlazione spaziale dei campioni (effetto casuale). Per la sua applicazione, inoltre, ri-

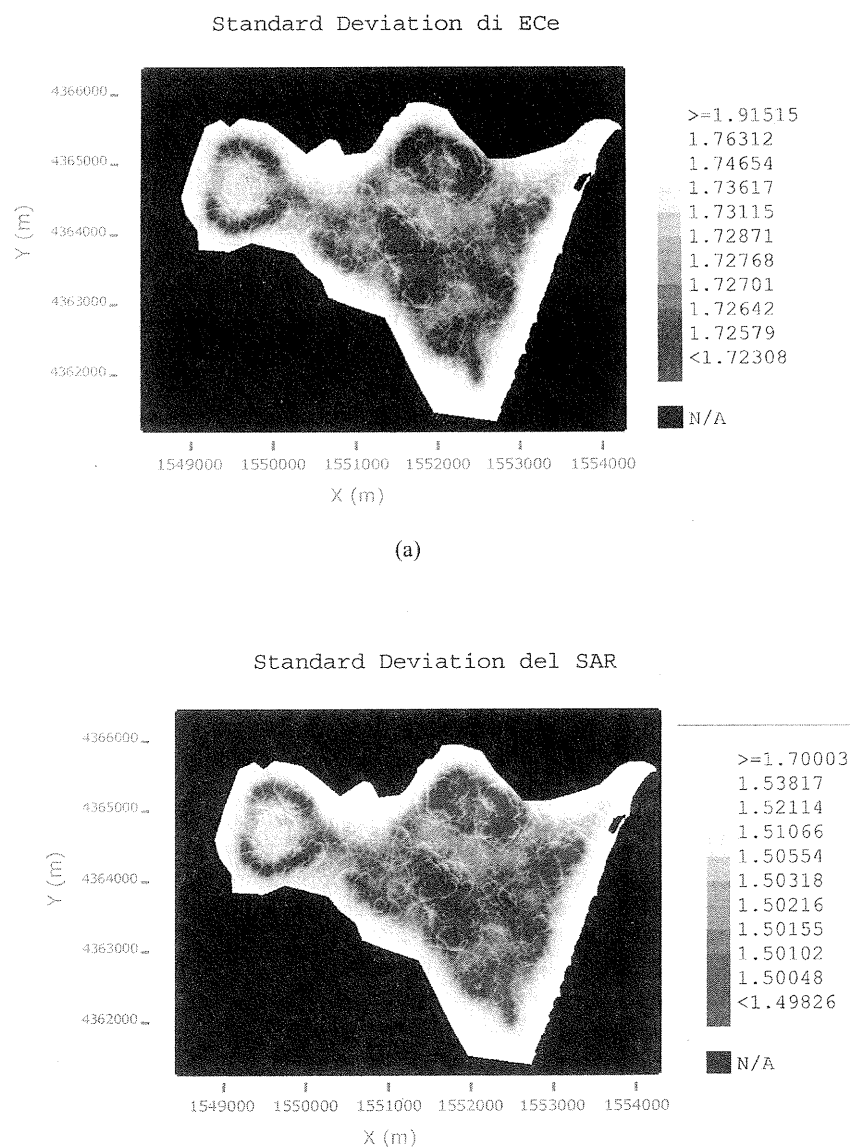


Figura 3. Mappe della deviazione standard delle stime di ECe (a) e SAR (b) ottenute con il kriging lognormale

chiede la modellizzazione di una sola funzione di covarianza spaziale, quella della variabile di risposta, assunta gaussiana. Alternativamente un'analisi multivariata della geostatistica, mediante il cokriging, richiederebbe l'adattamento simultaneo dei variogrammi sia diretti che incrociati di tutte le variabili (risposta + covariate). Questo aggravio di calcolo, tuttavia, aumenterebbe la capacità di interpretazione dei processi in atto, in quanto consentirebbe di modellizzare la co-variazione di più variabili, che nella maggior parte dei casi è sito specifica: il tipo di relazione (diretta o inversa) fra le variabili può infatti variare in funzione della posizione geografica.

Tabella 4a. Parametri per gli effetti fissi del modello misto per il logaritmo naturale di ECe

| effetto       | stima    | Errore std. | Prob.   |
|---------------|----------|-------------|---------|
| intercetta    | 5.54090  | 1.25        | .       |
| distanza      | -0.00027 | 0.00009     | 0.0020  |
| pH            | -0.29480 | 0.13140     | 0.0260  |
| Mg            | 0.00272  | 0.00054     | <0.0001 |
| Na            | 0.00111  | 0.00013     | <0.0001 |
| CSC           | -0.09842 | 0.03121     | 0.0019  |
| Sabbia grossa | -0.00271 | 0.00050     | <0.0001 |
| Argilla       | -0.00747 | 0.00162     | <0.0001 |

Tabella 4b. Parametri per gli effetti fissi del modello misto per il logaritmo naturale del SAR

| effetto    | stima    | Errore std. | Prob.   |
|------------|----------|-------------|---------|
| intercetta | -4.13200 | 1.67230     | .       |
| distanza   | 0.00031  | 0.000331    | 0.3471  |
| pH         | 0.66710  | 0.10910     | <0.0001 |
| CSC        | 0.10740  | 0.01453     | <0.0001 |
| Limo tot.  | -0.00182 | 0.00056     | 0.0014  |

## Conclusioni

L'applicazione della geostatistica congiuntamente ai modelli lineari ad effetti misti ha permesso di formulare alcune ipotesi circa i fattori che possono influire sul fenomeno osservato di progressiva salinizzazione e sodicizzazione dei suoli della piana costiera di Muravera-Villaputzu. L'analisi, tuttavia, non consente la costruzione di un modello meccanicistico, in termini di causa-effetto, il che richiederebbe preliminarmente analisi più complesse, mediante la geostatistica multivariata, e l'eventuale intensificazione e diversificazione del campionamento in aree particolarmente a rischio di degrado ambientale.

## Bibliografia

- CASTRIGNANÒ, A., GIUGLIARINI, L., MARTINELLI, N. e RISALITI, R., 2000. Study of spatial relationships among soil physical-chemical properties using Multivariate Geostatistics. *Geoderma*, 97: 39-60.
- CHRISTENSEN, R., 1991., *Linear Models for Multivariate, Time Series and Spatial Data*. Springer Verlag.
- DEUTSCH, C.V. e JOURNAL, A. G., 1998. *GSLIB: Geostatistical software library and User's Guide*. Oxford University Press.
- DIGGLE, P. J., MOYEED, R. A. e TAWN, J. A., 1998. Model-Based Geostatistics. *Applied Statistics*, 47 (3): 299-350.
- FAO, 1988. *Salt-Affected Soils And Their Management*. Soils Bulletin n. 39.
- GEOVARIANCES, 2004. *ISATIS, Software manual, release 5.02*. Geovariances Ecole des Mines de Paris, France.
- GOOVAERTS, P., 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press.
- MCPHERSON, G., 1990. *Statistics in Scientific Investigation*. Springer-Verlag, New York. SAS Institute Inc., 2004. *SAS/STAT. Software Release 8.2*, Cary, NC, USA.
- MONTALDO P., 1947. I fattori geoidrologici nella Bonifica del Basso Flumendosa (Sarrabus) e di Bidda Maiore (Sa Picocca) - Sardegna Sud orientale. *L'Agricoltura Sarda - bollettino mensile di propaganda agraria*, Annata XXIV, N. 1, 195-233
- PUDDU R., SANNA F., FANNI S., FANTOLA F., MANCA D., MEREU G., FADDA N., LAI P., ONANO M., 2002. Realizzazione di un sistema di monitoraggio per il controllo del fenomeno di salinizzazione dei suoli: risultati della fase conoscitiva nella piana di Muravera-Villaputzu (Sardegna sud-orientale). *Bollettino SISS* 51, 1-2: 607-625.
- RIPLEY, B. D., 1981. *Spatial Statistics*. John Wiley & Sons.
- SAS Institute Inc., 2004. *ASA/STAT Software Release 8.2*. Cary, NC, USA.
- SCHABENBERGER, O. e PIERCE, J., 2002. *CONTEMPORARY STATISTICAL MODELS for the Plant and Soil Sciences*. CRC Press LLC.

## CONTAMINANTI ORGANICI E INORGANICI PRESENTI IN MUSCHI E SUOLI URBANI: I PARCHI DELLA CITTÀ DI ROMA

R.M. Cenci <sup>1</sup>, A. Benedetti <sup>2</sup>, L. Pompili <sup>2</sup>, A. S. Mellina <sup>2</sup>, E. Beccaloni <sup>3</sup>, E. Stacul <sup>3</sup>, L. Musmeci <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Commissione Europea, Centro Comune di Ricerca di Ispra, Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità, Unità Suolo e Rifiuti  
T.P. 460 - 21020 Ispra (VA); e-mail: roberto.cenci@jrc.it

<sup>2</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella, 2-4 - 00184 Roma; e-mail: nutrazotata@isnp.it

<sup>3</sup> Istituto Superiore di Sanità, Reparto di Igiene del Suolo Laboratorio di Igiene Ambientale  
Viale Regina Elena, 299 - 00161 Roma; e-mail: musmeci2@iss.it

### Riassunto

Il presente studio continua il percorso di indagine intrapreso in alcuni parchi romani ampliando il campo di indagine al fine di stimare parte della qualità ambientale. Per tale indagine sono stati utilizzati muschi e suoli superficiali raccolti nei parchi di Villa Borghese, Villa Ada e Villa Doria Pamphili. Queste aree sono state scelte perché adiacenti a strade ad alto traffico veicolare. Complessivamente sono state approntate 11 stazioni di prelievo.

Sono state valutate le concentrazioni di contaminanti persistenti inorganici quali Cr, Cu, Ni, V e Zn in suoli e muschi, i valori ottenuti hanno permesso di valutare l'origine delle ricadute e il rateo di deposizione degli elementi indagati al fine di stimare l'arricchimento nel tempo nei suoli. Su un campione composito di suolo per ogni "villa" è stata stimata la concentrazione di IPA, PCBs e Organoclorurati. Per una indagine più approfondita sono stati altresì utilizzati indicatori microbiologici, biochimici e molecolari della qualità del suolo al fine di valutare l'effetto dell'inquinamento dell'aria nei confronti della popolazione microbica e dei cicli biogeochimici. I risultati ottenuti hanno permesso di valutare parte dello stato di salute di alcuni parchi romani; l'indagine andrebbe allargata sia agli altri parchi romani sia ai parchi di altre città italiane utilizzando la stessa metodica per una comparazione dei risultati.

**Parole chiave:** parchi, suolo, muschi, metalli pesanti, IPA, PCBs, Organoclorurati.

### Abstract

Superficial soils and mosses were used to evaluate soil health of some parks in Rome. Comprehensively, 11 sampling points were prepared to estimate the concentration of Cr, Cu, Ni, V and Zn in soil and mosses, the values obtained allowing the appraise of the origin of deposition. The soil samples were analysed for concentration of PHA, PCBs, Organoclorurates, microbial biomass and soil respiration. The monitoring should be extended in the other parks in Rome and in the parks of other Italian towns using the same methodology that will provide a comparative results.

### Introduzione

L'uso di organismi vegetali come indicatori di inquinamento (bioindicatori) si contrappone da alcuni anni alle tradizionali tecniche di monitoraggio. I vantaggi risiedono soprattutto nella capacità di questi organismi di fungere da "integratori di dati" e nei bassi costi delle metodiche utilizzate.

Tra gli organismi vegetali i muschi appaiono molto indicati e utilizzati per il monitoraggio delle ricadute al suolo. L'impiego di questi bioindicatori ha permesso il controllo, su buona parte del territorio europeo, delle deposizioni atmosferiche di contaminanti persistenti inorganici (Rüling, 1994; Rüling and Steinnes, 1998; UNECE, 2003). Il monitoraggio ha permesso di valutare nel tempo le variazioni delle deposizioni e di identificarne le fonti di provenienza.

Oltre ai metalli pesanti (Rüling and Tyler, 1970; Pilegaard, 1979; Rüling *et al.*, 1987; Ross, 1990; Markert, 1993; Herpin *et al.*, 1996; Berg and Steinnes, 1997; Gerdol *et al.*, 2000; Carballeira *et al.*, 2002; Ötvös *et al.*, 2003; Galsomiès *et al.*, 2003) i muschi sono in grado di valutare le ricadute di sostanze organiche (Thomas, 1984; Knulst *et al.*, 1995; Gerdol *et al.*, 2002) e radioelementi (Steinnes and Njastad, 1993; Giovani *et al.*, 1994; Delfanti *et al.*, 1999; Kirchner *et al.*, 2002; Ugur *et al.*, 2003).

Le caratteristiche intrinseche dei muschi, quali l'assenza di un vero apparato radicale, permettono loro di assorbire i nutrienti direttamente dall'atmosfera e trattenere elevate quantità di metalli pesanti derivanti da precipitazioni e deposizioni secche (Rüling and Tyler, 1968). Oltre alla abbondante distribuzione che va dalle aree comprese tra i deserti e i ghiacciai, i muschi sono in grado di vivere in ambienti ad elevata contaminazione.



Il raffronto con i metodi convenzionali per la valutazione delle ricadute al suolo, basati sulla raccolta e analisi delle deposizioni, pone i muschi in una situazione di privilegio.

In Italia le prime indagini mediante l'utilizzo di muschi risalgono alla fine degli anni '80. L'abbinamento di muschi indigeni, trapiantati e suolo è stato utilizzato per la prima volta, in uno studio che ha avuto lo scopo di valutare le ricadute di radioelementi e metalli pesanti nelle aree potenzialmente interessate alle ricadute di una centrale termoelettrica (Cenci et al., 1995).

Lo studio di indagine ambientale qui presentato, mediante muschi e suoli superficiali, ha come obiettivo di valutare la distribuzione spaziale della concentrazione di metalli pesanti, IPA, PCBs, Organoclorurati (Pesticidi totali) in muschi e suoli superficiali raccolti in tre parchi romani.

In aggiunta all'indagine dei metalli pesanti e sostanze organiche, al fine di valutare situazioni di disturbo del suolo, sono state prese in considerazione alcune proprietà microbiologiche del suolo per costituire un indicatore biochimico di impatto ambientale.

Tale studio continua il percorso di indagine iniziato nell'anno 2002 (Beccaloni et al., 2003).

### **Area di studio, campionamento, preparazione e analisi**

L'area di studio comprende tre parchi romani, Villa Borghese, Villa Ada e Villa Doria Pamphili. Il campionamento è stato effettuato seguendo lo schema riportato in figura 1. Queste aree sono state scelte perché adiacenti a strade ad alto traffico veicolare.

Complessivamente sono state approntate 11 stazioni di prelievo.

#### **Muschi e suoli**

Per ciascun sito sono stati campionati muschio e suolo superficiale seguendo le metodologie pubblicate dall'ANPA (Cenci, 1999).

Sono stati considerati solo i tessuti più recenti di *Eurhynchium praelongum* (Hedw.), *Rhynchostegium megapolitanum* (Weber & D. Mohr) e *Scorpiurum circinatum* (Brid.) comprendenti la parte apicale. In questa indagine sono stati raccolti caulidi di muschio avente lunghezza compresa tra 2 e 3 centimetri.

Contemporaneamente e nelle immediate vicinanze del muschio, è stato campionato anche il suolo. In ciascun vertice e nella intersezione delle diagonali di un quadrato avente lato 5 metri, si prelevava, dopo aver asportato la lettiera, uno strato superficiale di 5 cm di profondità e 10 cm di lato. I cinque sottocampioni venivano miscelati per formare un unico campione (Cenci et al., 2003).

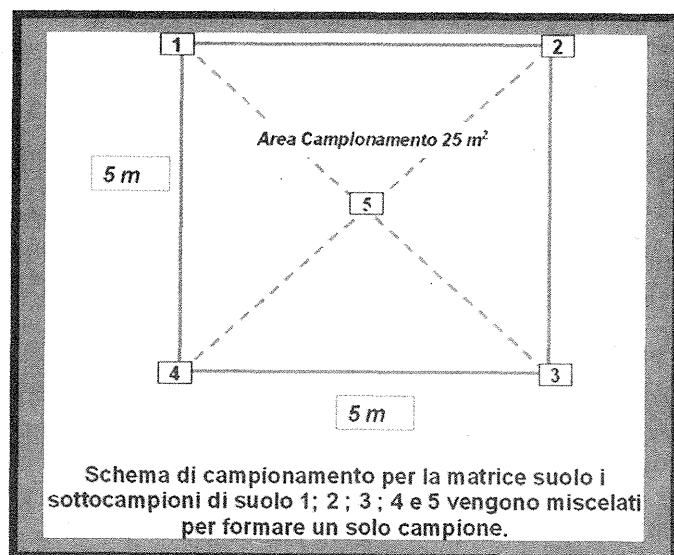
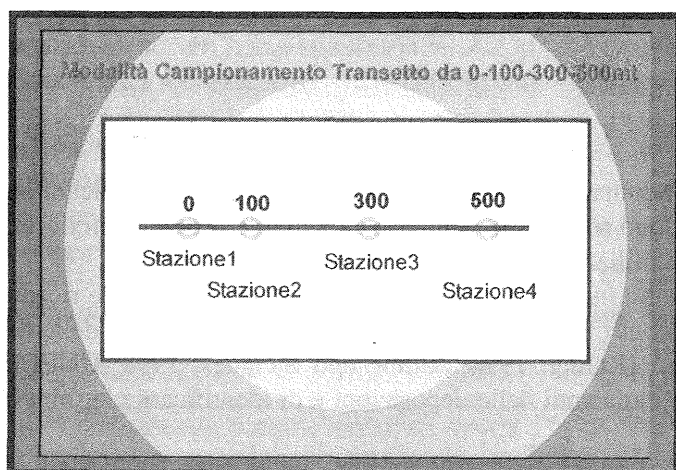


Figura 1. Modalità di campionamento

In laboratorio il campione di muschio è stato pulito manualmente. Il materiale pulito è stato seccato a 40 °C per 72 ore. I tessuti così seccati sono stati macinati in un mulino con corpo e sfere in agata. Sono stati pesati circa 150 mg di campione e sottoposti a mineralizzazione acida in forno a microonde. Dopo la mineralizzazione il campione è stato portato ad un volume finale di 50 ml.

Il suolo dopo la raccolta è stato posto in stufa a 40 °C per 72 ore, setacciato, utilizzando un setaccio in materiale plastico a maglie di 2 mm, e la parte passata al setaccio macinata in un mulino con corpo e sfere in agata. La mineralizzazione dei suoli, pesando circa 100 mg di campione, è stata effettuata in un forno a microonde seguendo un programma per suoli. Tutte le soluzioni ottenute sono state portate ad un volume di 50 ml con acqua bidistillata.

I campioni di muschio e di suolo sono stati analizzati con Spettrometria di Assorbimento Atomico. Complessivamente sono stati determinati i seguenti elementi: Alluminio (Al), Cromo (Cr), Rame (Cu), Nichel (Ni), Vanadio (V) e Zinco (Zn).

La verifica dell'accuratezza dei dati analitici è stata effettuata mediante l'analisi di materiale certificato standard CRM (Certified Reference Material) (CRM 482, Trace elements in lichen e CRM 141R, Calcareous loam soil) e NIST (National Institute of Standards & Technology) (NIST 2711 Montana Soil).

Per quanto concerne la ricerca degli IPA i campioni sia di suolo che di muschio, preventivamente essiccati, sono stati sottoposti ad estrazione con una miscela di acetone e esano mediante dibattimento e ultrasuoni. L'estratto è stato centrifugato e filtrato su filtri da 0.2 µm, quindi iniettato in HPLC - FLD. L'identificazione e la quantificazione è stata effettuata con il metodo dello standard esterno in base ad una taratura a 5 punti.

Mentre per la ricerca dei PCB<sub>s</sub> e degli Organoclorurati (Pesticidi totali), i campioni di muschio e suolo, preventivamente essiccati, sono stati sottoposti ad estrazione accelerata con una miscela di acetone ed etere di petrolio; l'estratto è stato purificato e desolfurato per passaggio su cartucce di florisil e rame attivato. L'eluato concentrato è stato ripreso con 1 ml di isoottano, quindi iniettato in GC - ECD. L'identificazione e la quantificazione è stata effettuata con il metodo dello standard esterno in base ad una taratura a 5 punti.

Per le analisi microbiologiche ciascun campione è stato essiccato all'aria e vagliato a 2 mm. Tutti i risultati sono riferiti al peso del terreno seccato in stufa a 105°C per 24 ore; ogni misura analitica è stata effettuata in doppio, ad eccezione della determinazione della biomassa microbica, per la quale le analisi sono state effettuate in triplo.

La ritenzione idrica dei suoli è stata misurata, su campioni vagliati, per mezzo dell'apparato di Richards (cella a pressione) (Richards et Fireman, 1943). Il contenuto di sostanza organica (S.O.) è stato stimato in maniera indiretta determinando la concentrazione di carbonio organico totale ( $C_{org}$ ) [g C organico/100 g suolo] mediante il metodo analitico di Springer e Klee (1954), come riportato da Sequi et De Nobili (2000), e moltiplicando il valore ottenuto per il coefficiente di Van Bemmelen (1,724), che si basa sull'assunto secondo il quale la sostanza organica del suolo contiene circa il 58% di carbonio organico.

Il carbonio della biomassa microbica ( $C_{mic}$ ) è stato misurato con il metodo della fumigazione- estrazione secondo Vance *et al.* (1987), su campioni di terreno seccati all'aria e quindi condizionati attraverso un'incubazione di 10 giorni in contenitori aperti di vetro, con umidità (corrispondente alla ritenzione idrica dei campioni a -33 KPa) e temperatura (30°C) costanti. L'incubazione è stata impiegata allo scopo di riportare l'attività microbica, nei limiti sperimentali (Stotzky *et al.*, 1962), al massimo livello ipotizzabile in campo (condizioni potenziali). I valori medi di  $C_{mic}$  sono riportati in mg C/kg di suolo, riferito al peso del terreno seccato in stufa a 105°C. L'attività di mineralizzazione della sostanza organica da parte dei microrganismi del suolo è rappresentata da misure di respirazione del terreno. Per ciascun campione è stata misurata in un sistema chiuso secondo la metodica descritta da Isermeyer (1952). Due repliche di ciascun campione di suolo sono state umettate al valore di ritenzione idrica (-33kPa) ed incubate a 30°C. La misura dell'evoluzione di CO<sub>2</sub> è stata protratta ad ottenere valori costanti per ciascun gruppo di campioni (respirazione basale) ovvero fino a 27 giorni,  $C_{27}$ . In tabella 4 è stata riportata anche la misura dell'evoluzione di CO<sub>2</sub> al primo giorno di incubazione ( $C_1$ ). Come indicazione dell'attività della biomassa microbica, al ripristino delle condizioni ottimali di temperatura e umidità ("priming effect"). Il quoziente metabolico  $q(CO_2)$  [(mg C kg<sup>-1</sup> suolo)/ora], definito come respirazione specifica della biomassa microbica, è stato calcolato dalle misure di respirazione basale dei campioni con l'espressione  $q(CO_2) = [(mg C-CO_2/mg C_{mic} \times kg \text{ suolo})/ore]$  (Anderson et Domsch, 1993). Il rapporto [ $C_{mic} : C_{org}$ ] è stato utilizzato come indice della percentuale di biomassa microbica rispetto al contenuto in carbonio organico totale (Anderson et Domsch, 1989).

Il quoziente di mineralizzazione ( $qM$ )= [(mg C-CO<sub>2</sub> cumulativo)/mg C<sub>org</sub> x kg suolo] rappresenta l'attività microbica rispetto al substrato organico e permette una analisi immediata sull'attività microbiologica. Infine, la mineralizzazione del carbonio organico è stata calcolata dai valori cumulativi di respirazione attraverso un modello esponenziale di decomposizione della sostanza organica di primo ordine [ $C_t = C_0(1 - e^{-kt})$ ] (Statistica 4.0 for Windows). Nel modello  $C_t$  corrisponde al valore cumulativo del carbonio mineralizzato nel tempo  $t$  di osservazione (giorni), mentre il  $C_0$  è il carbonio potenzialmente mineralizzabile e  $k$  è la costante cinetica (Riffaldi *et al.*, 1996). I valori di  $R^2$  indicano la corrispondenza statistica del modello ai dati sperimentali.



## Risultati e discussione

### Fattore di arricchimento

L'alluminio, quale elemento conservativo (Wiersma *et al.*, 1987; Torunn *et al.*, 1995), è stato valutato sia nei muschi sia nei suoli. I valori di concentrazione sono stati utilizzati per identificare l'origine delle ricadute degli elementi indagati; tale "normalizzazione" consente di discriminare tra una origine crostale e/o antropica.

La "normalizzazione" dei valori di concentrazione dei metalli pesanti nei suoli e nei muschi con elemento conservativo alluminio (Olmez *et al.*, 1985; Bargagli, *et al.*, 1994) può consentire di discriminare l'apporto antropico da quello naturale in accordo con la seguente formula (Puckett et Finegan, 1980):

$$E.F. (X \text{ moss} / Al \text{ moss} / X \text{ soil} / Al \text{ soil})$$

Tale approccio permette di ottenere il Fattore di Arricchimento (F.A.): se esso è superiore a 15, le concentrazioni riscontrate nei muschi possono essere causate da attività antropiche o eventi naturali (attività vulcanica, incendi boschivi ecc.), se F.A. è inferiore a 5 significa che c'è una origine prevalente dal suolo. Tra 5 e 15, suolo e attività antropiche

Tabella 1. Valori medi del Fattore di Arricchimento per i tre parchi romani

| Elemento | Villa Ada (F.A.) | Villa Borghese (F.A.) | Villa Pamphili (F.A.) |
|----------|------------------|-----------------------|-----------------------|
| Cr       | 2                | 3                     | 2                     |
| Cu       | 2                | 2                     | 2                     |
| Ni       | 1                | 1                     | 1                     |
| V        | 2                | 3                     | 2                     |
| Zn       | 6                | 11                    | 2                     |

concorrono nelle stesse misure. Le stime sui F.A. (tabella 1) effettuate nelle arre di campionamento dei tre parchi romani hanno evidenziato solo per lo Zn, nel parco di Villa Borghese, una origine prevalentemente antropica. Per i restanti elementi e negli altri siti di indagine, l'origine deve essere imputata al substrato/soilo in larghissima maggioranza.

### Risultati in muschi e suoli

I valori medi di concentrazione delle indagini effettuate nei muschi e nei suoli raccolti nei tre parchi sono riportati in tabella 2.

Tabella 2. Concentrazione media nei muschi e nei suoli di metalli pesanti, IPA<sub>tot</sub>, PCB<sub>tot</sub>, Organoclorurati (Pesticidi totali)

| Analisi                        | Villa Ada |   |       | Villa Borghese |   |       | Villa Pamphili |   |       |
|--------------------------------|-----------|---|-------|----------------|---|-------|----------------|---|-------|
|                                | muschio   | - | suolo | muschio        | - | suolo | muschio        | - | suolo |
| Cr (mg/kg m.s.)                | 14,5      |   | 37    | 13,3           |   | 36    | 14,4           |   | 44    |
| Cu (mg/kg m.s.)                | 34        |   | 73    | 39             |   | 156   | 33             |   | 100   |
| Ni (mg/kg m.s.)                | 7,1       |   | 33    | 6              |   | 34    | 8,3            |   | 39    |
| V (mg/kg m.s.)                 | 17,1      |   | 49    | 16             |   | 51    | 17             |   | 51    |
| Zn (mg/kg m.s.)                | 71        |   | 148   | 85             |   | 170   | 58             |   | 190   |
| IPA tot (µg/kg m.s)            | 701       |   | 1522  | 355            |   | 736   | 509            |   | 600   |
| PCB <sub>tot</sub> (µg/kg m.s) | 17,8      |   | 10    | 20,6           |   | 8,2   | 22,8           |   | 7,4   |
| OC <sub>tot</sub> (µg/kg m.s)  | 5,9       |   | 6,7   | 6,9            |   | 2,7   | 6,4            |   | 7,8   |

### Metalli pesanti

#### Cr (Cromo)

La figura 2 illustra l'andamento della concentrazione del cromo in suoli e muschi nei tre transetti delle ville. I valori ottenuti non si differenziano in modo significativo nelle tre aree indagate sia per quanto riguarda i suoli sia per i valori di concentrazione nei muschi. Per questi ultimi le concentrazioni riscontrate sono riferibili ad un'area ad elevata industrializzazione o area urbana (Cenci *et al.*, 2003). I valori di aree "naturali" o a ridotta antropizzazione sono compresi tra 4 e 6 mg/kg (Cenci *et al.*, 2001; Agnorelli *et al.*, 2001).

Per quanto riguarda il suolo i valori di concentrazione sono compresi tra 30 e 50 mg/kg, valori che non destano preoccupazione essendo 3-4 volte inferiori a quanto riportato nel DM numero 471/1999, tabella 1 - colonna A per siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale (Italia, 1999).

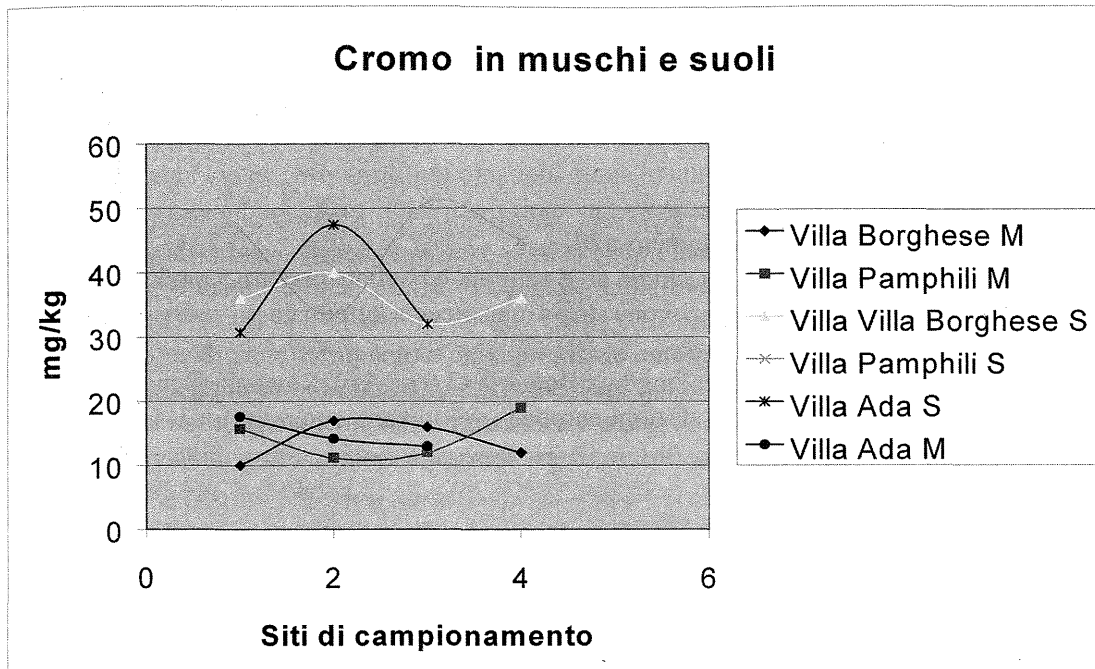


Figura 2. Andamento spaziale della concentrazione di Cr (mg/kg) in muschi e suoli

#### Cu (Rame)

Quanto detto per l'elemento Cr vale per il Cu, è stato riscontrato un valore medio pari a 35 mg/kg, valore elevato se raffrontato con quanto riscontrato in Sicilia e Piemonte con rispettivamente 17,3 e 18,7 mg/kg (Cenci *et al.*, 2003). Nella provincia di La Spezia, per la presenza di una centrale termoelettrica, è stato osservato un valore medio pari a 30,9 mg/kg (Cenci *et al.*, 1995). In aree non antropizzate i valori sono compresi tra 6 e 7 mg/kg (Cenci *et al.*, 2001; Agnorelli *et al.*, 2001). In Italia il valore medio è pari a 7,5 mg/kg (Rhuling et Steinnes, 1998). In Europa i valori medi più elevati sono stati riscontrati in Romania (21,5 mg/kg), Serbia (16,9 mg/kg) e Bulgaria (14,5 mg/kg), per le restanti nazioni i valori sono compresi tra 3 e 9 mg/kg (UNECE, 2003). In riferimento ai suoli, le concentrazioni riscontrate sono risultate elevate, nel transetto di villa Borghese il valore medio (156 mg/kg) supera il limite del DM numero 471 del 1999, tabella 1- colonna A per siti ad uso vede pubblico, privato e residenziale.

#### Ni (Nichel)

I valori di concentrazione del Nichel sono risultati alquanto costanti nelle aree indagate. I valori medi sono compresi tra 6 e 8 mg/kg e non si denotano particolari arricchimenti nelle aree più prospicienti al bordo stradale.

In Italia, la provincia di Varese ha un valore pari a 17,6 mg/kg (Cenci *et al.*, 2001), mentre valori nettamente inferiori sono stati riscontrati nelle provincie di Trento (2,1 mg/kg), Reggio Emilia (2,7 mg/kg) (Cenci *et al.*, 2000) e in Friuli Venezia Giulia (4,4 mg/kg) (Pecchiari *et al.*, 1998).

In Europa si osservano valori medi inferiori e superiori a quanto riscontrato nei parchi romani e precisamente: Portogallo (11,5 mg/kg), Olanda (15 mg/kg, Russia penisola di Kola (15,4 mg/kg) (Rhuling et Steinnes, 1998), Germania (2,4 mg/kg) (Herpin et Berlekamp, 1996), Lituania (2,3 mg/kg) (È eburnis and Valiulis, 1996), Finlandiã (1,38 mg/kg), Estonia (1,01 mg/kg) e Regno Unito (0,77 mg/kg) (UNECE, 2003).

Per i suoli quanto detto per l'elemento Cr si addice per il Ni, i valori medi sono compresi tra 33 e 39 mg/kg e non si evidenziano particolari aree di arricchimento.

### V (Vanadio)

I valori medi di vanadio sono dell'ordine di 16-17 mg/kg, tali concentrazioni risentono e sono influenzate dagli scarichi dei motori a combustione interna che utilizzano derivati del petrolio. Il petrolio notoriamente contiene quantità importanti di vanadio. Nei tre transetti non si osservano particolari aree di arricchimento, si potrebbe ipotizzare una distribuzione con successiva ricaduta al suolo alquanto uniforme per l'intera area indagata. Quanto detto è avvalorato anche dalle concentrazioni dell'elemento nei suoli i cui valori medi sono attorno a 50 mg/kg e abbondantemente sotto la soglia della lista A del DM numero 470.

In Italia la concentrazione nei muschi, in aree naturali, è risultata pari a 1,5 mg/kg (Agnorelli *et al.*, 2001), mentre un valore simile (13 mg/kg) è stato riscontrato in una ricerca effettuata su tutto il territorio della regione Piemonte (Cenci *et al.*, 2003).

In Europa nazioni quali Bosnia (7,2 mg/kg), Bulgaria (7,6 mg/kg), Romania (8 mg/kg) e Serbia (9,3 mg/kg) registrano valori medio-alti, mentre le restanti nazioni europee i valori sono compresi tra 1-4 mg/kg (UNECE, 2003).

### Zn (Zinco)

Lo zinco presenta valori medi alquanto elevati, l'intervallo è compreso tra 58 e 85 mg/kg, anche per lo Zn non si registrano aree di arricchimento. I valori medi italiani (42,2 mg/kg) ed europei (37,3 mg/kg), si pongono significativamente al di sotto di quanto riscontrato nei parchi romani.

Esperienze con muschi nelle province di Trento (57 mg/kg), Varese (60 mg/kg), Reggio Emilia (60 mg/kg), Gorizia (73 mg/kg) (Cenci *et al.*, 2001) e in aree ad elevata industrializzazione quali Castano Primo (Mi) (72 mg/kg) hanno evidenziato valori simili.

In Europa in nazioni quali Norvegia (45 mg/kg) (Berg et Steinnes, 1997), Slovacchia (47,7 mg/kg), Russia nella regione di Leningrado (48,1 mg/kg), Portogallo (48,8 mg/kg) Polonia (53,1 mg/kg), Germania (53,9 mg/kg) (Rühling et Steinnes, 1998) i valori sono di poco inferiori a quanto riscontrato nel parco della Villa Pamphili. Per i suoli i valori di concentrazione sono compresi tra 150 e 190 mg/kg, gli elevati valori riscontrati nei muschi indicano che è presente un importante rateo di deposizione e, a seguito di ricadute dell'elemento, con il tempo ha influito nell'innalzare i valori di concentrazione nei suoli.

## **Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)**

### Muschi

I valori totali di concentrazione degli IPA, ottenuti nei campioni compositi, presentano un intervallo compreso tra 350 e 700 µg/kg, tali valori sono in accordo con quanto osservato da Viskari e colleghi (1997) in uno studio che ha visto l'utilizzo di muschi trapiantati nelle vicinanze di strade ad elevata percorrenza, i valori di concentrazione riscontrati sono compresi tra 230 e 490 µg/kg, inoltre gli stessi autori hanno stimato un valore di fondo pari a 133 µg/kg. In Polonia, in due parchi nazionali, sono stati trovati valori 622 e 587 µg/kg nel muschio *Hylocomium splendens* (Hedw.) (Zdzislaw *et al.*, 2002), mentre in due aree industrializzate della Repubblica Ceca nel muschio *Hypnum cupressiforme* (Hedw.) sono stati trovati valori pari a 3057 e 3670 µg/kg (Holoubek *et al.*, 2000). Ryszard (2002) nella città di Varsavia, in uno studio condotto sul bordo di strade ad elevato traffico, utilizzando il muschio *Hylocomium splendens* ha trovato valori compresi tra 828 e 3573 µg/kg.

### Suoli

I suoli del parco di Villa Ada hanno registrato il valore più elevato in IPA pari a 1522 µg/kg, mentre Villa Pamphili il valore più basso con 600 µg/kg.

Un confronto con situazioni internazionali pone i suoli delle tre aree indagate in una situazione di discreta "tranquillità"; nel Sud Corea il valore medio per suoli agricoli è risultato 236 µg/kg, mentre in 257 µg/kg in aree metropolitane, 271 µg/kg in aree montagnose e 578 µg/kg in area industriale (Nam *et al.*, 2003). In due aree cinesi, la prima vicino ad un'area a ridotta antropizzazione e la seconda nelle vicinanze di un centro urbano sono stati trovati valori di IPA nei suoli rispettivamente pari a 1083 e 6248 µg/kg (Tao *et al.*, 2004). Motelay-Massei e colleghi (2004) nei suoli del bacino della Senna in differenti ambienti hanno trovato concentrazioni quali: 5650 µg/kg in area industriale, 2780 µg/kg area urbana, 940 e 450 µg/kg in aree naturali, 1670 e 2690 µg/kg in aree sub-urbane.

**PoliCloroBifenili (PCBs)****Muschi e suoli**

I valori di concentrazione riscontrati nei tre parchi romani per i muschi e suoli superficiali sono risultati alquanto omogenei e gli intervalli sono compresi 18 e 23  $\mu\text{g}/\text{kg}$  per i muschi e circa la metà per i suoli.

Motelay-Massei e colleghi (2004) nei suoli del bacino della Senna in differenti ambienti hanno trovato concentrazioni di PCBs quali: 342  $\mu\text{g}/\text{kg}$  in area industriale, 5,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  area urbana, 18,2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  in un'area naturale, 40,1 e 0,13  $\mu\text{g}/\text{kg}$  in aree sub-urbane. Krauss e Wilcke (2003) hanno trovato valori sovrapponibili a quanto riscontrato nei suoli dei tre parchi romani; in aree urbane (13  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), nelle vicinanze di strade (14,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), in parchi (5,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), in siti industriali (21,9  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) e in aree rurali (1,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Le concentrazioni di PCBs variano in modo significativo in funzione dell'area di campionamento e della pressione antropica del suolo, uno studio in Svezia (Backe *et al.*, 2004) ha riscontrato intervalli di concentrazione compresi tra 2,3 e 332  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Nelle aree a ridotta pressione antropica, quali le montagne, sono stati trovati valori inferiori a 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Grimalt *et al.*, 2004). Per quanto riguarda i muschi, pochi sono i dati in bibliografia, valori compresi tra 51 e 140 sono stati trovati negli anni '80 in Finlandia (Himberg et Pakarinen, 1994).

**Organoclorurati (Pesticidi totali)**

Premesso che molto scarsi sono i dati di letteratura in merito alla presenza di tali composti nei suoli non trattati (non agricoli) e ancora più scarsi per quanto riguarda la presenza degli stessi nei muschi, i valori riscontrati nei suoli delle tre ville romane in studio sono in linea con quanto riportato in alcuni lavori scientifici. In fatti in uno studio condotto in Cina nella Regione del Taihu Lake sono stati riscontrati valori di concentrazione compresi tra 0,3 e 5,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  nello strato superficiale di suolo (0-15 cm), mentre concentrazioni comprese tra 0,5 e 4,0  $\mu\text{g}/\text{kg}$  nello strato più profondo (16-30 cm) e 2,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  alla profondità di 31-50 cm (Feng *et al.*, 2003).

In uno studio condotto negli Stati Uniti sui suoli agricoli dell'Alabama, è stata evidenziata presenza di residui di numerosi pesticidi con concentrazioni comprese in un intervallo molto ampio: da alcuni mg/kg fino a circa 1000 mg/kg. Sono stati ricercati anche i 2 isomeri del DDT (o,p'-DDT e p-p'-DDT), la cui concentrazione era compresa tra 0,20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  e 367  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Harner *et al.*, 1999).

Ovviamente non è possibile confrontare i valori di pesticidi riscontrati nei suoli di parchi pubblici con quelli ad uso agricolo, tuttavia le concentrazioni di Organoclorurati (pesticidi totali) rinvenuti nei suoli dei 3 parchi in studio, compresi tra 2,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$  e 7,8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sono confrontabili con quelli riscontrati nello strato superficiale di suoli della Regione del Taihu Lake della Cina.

Inoltre si osserva che ove venissero sommate le concentrazioni limite riportate nel DM 471/99 tabella 1 colonna A (siti ad uso verde pubblico), per i vari pesticidi ivi citati, si avrebbe una concentrazione limite di 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , pertanto ben superiore a quella riscontrata nei suoli dei parchi romani oggetto del presente studio.

**Batteri**

Per la caratterizzazione biochimica del suolo, le analisi relative alle diverse stazioni di prelievo comprese nella stessa villa, sono state mantenute come repliche separate tra loro, in quanto i risultati ottenuti non sempre sono tra loro del tutto concordanti.

In tabella 3 vengono riportate alcune caratteristiche chimiche e fisiche dei suoli in studio.

I valori di ritenzione idrica presentano un andamento crescente passando dai campioni di Villa D. Pamphili a quelli di Villa Borghese ed infine a quelli di Villa Ada. Non sono state riscontrate forti differenze tra le diverse stazioni all'interno della stessa Villa.

I valori di carbonio organico totale sono piuttosto elevati, ad eccezione dei campioni di Villa D. Pamphili e della stazione 1 di Villa Borghese. Da osservare il valore eccessivamente alto di carbonio organico rilevato nella stazione 1 di Villa Ada. Tale valore può far supporre un campionamento del suolo non effettuato in modo del tutto corretto. Si potrebbe pensare, infatti, che accidentalmente sia stato prelevato in parte anche lo strato organico superficiale presente come lettiera.

I valori del carbonio microbico si presentano non molto elevati nelle stazioni 1 di Villa Borghese e Villa D. Pamphili, mentre sono decisamente al disopra della norma nelle 3 stazioni di Villa Ada.

Valori troppo elevati del rapporto carbonio microbico su carbonio organico ( $C_{mic}/C_{org}$ ), come riscontrato nelle stazioni 2 e 3 di Villa Ada e nella stazione 3 di Villa D. Pamphili, o troppo bassi dello stesso rapporto, come nelle stazioni 1 e 3 (violetto) di Villa Doria P., nella stazione 3 di Villa Borghese e nella stazione 1 di Villa Ada, indicano una situazione che si allontana dallo stato di equilibrio del sistema. Tale equilibrio ad esempio potrebbe essere ipotizzato per i valori delle stazioni 1, 2, e 4 di Villa Borghese e delle stazione 2 di Villa D. Pamphili.

Tabella 3. Parametri fisici e chimici dei suoli

| Sito campionamento       | Ritenzione idrica<br>-33kPa (1) | U (2) | S.O. (3) | C <sub>org</sub> (4) |
|--------------------------|---------------------------------|-------|----------|----------------------|
| Borghese St.1            | 31,1                            | 5,12  | 2,48     | 1,44                 |
| Borghese St.2            | 40,1                            | 5,92  | 10,73    | 6,23                 |
| Borghese St.3            | 45,7                            | 7,07  | 15,00    | 8,70                 |
| Borghese St.4            | 37,7                            | 6,34  | 9,48     | 5,50                 |
| Doria P.St. 1            | 28,0                            | 5,63  | 3,19     | 1,85                 |
| Doria P.St. 2            | 29,7                            | 5,99  | 3,21     | 1,86                 |
| Doria P.St. 3 (vialetto) | 36,2                            | 6,04  | 5,53     | 3,21                 |
| Doria P.St. 3            | 28,3                            | 5,61  | 4,39     | 2,55                 |
| Ada St.1                 | 58,1                            | 9,50  | 32,08    | 18,61                |
| Ada St.2                 | 44,3                            | 6,97  | 11,96    | 6,94                 |
| Ada St.3                 | 37,7                            | 6,66  | 8,60     | 4,99                 |

(1) % H<sub>2</sub>O per 100 g suolo secco in stufa a 105°C; (2) % umidità a 105°C; (3) % Sostanza Organica; (4) % Carbonio Organico Totale

La determinazione della respirazione del suolo generalmente è considerato il parametro più adatto per lo studio dell'attività microbiologica del terreno, i relativi risultati sono riportati in tabella 4 e in tabella 5.

Tabella 4. Parametri di attività della biomassa dei suoli

| Sito campionamento       | C <sub>1</sub> (1) | C <sub>27</sub> (2) | C <sub>mic</sub> (3) | q(CO <sub>2</sub> ) (10 <sup>-3</sup> ) (4) | C <sub>mic</sub> :C <sub>org</sub> (5) |
|--------------------------|--------------------|---------------------|----------------------|---|--|
| Borghese St.1            | 99,9               | 19,0                | 158,9                | 4,97  | 1,11                                   |
| Borghese St.2            | 266,5              | 48,1                | 901,0                | 2,23  | 1,45                                   |
| Borghese St.3            | 251,7              | 34,2                | 695,4                | 2,05  | 0,80                                   |
| Borghese St.4            | 221,6              | 34,3                | 672,4                | 2,12  | 1,22                                   |
| Doria P.St. 1            | 29,2               | 4,8                 | 92,4                 | 2,15  | 0,50                                   |
| Doria P.St. 2            | 100,8              | 13,7                | 225,7                | 2,53  | 1,21                                   |
| Doria P.St. 3 (vialetto) | 150,7              | 23,0                | 299,4                | 3,20  | 0,93                                   |
| Doria P.St. 3            | 101,7              | 14,0                | 477,1                | 1,22  | 1,87                                   |
| Ada St.1                 | 213,4              | 67,3                | 1433,1               | 1,96  | 0,77                                   |
| Ada St.2                 | 318,5              | 52,9                | 1424,0               | 1,55  | 2,05                                   |
| Ada St.3                 | 199,2              | 36,0                | 913,9                | 1,64  | 1,83                                   |

(1) mg C/giorno/kg di suolo prodotto dalla biomassa microbica durante il primo giorno di respirazione; (2) respirazione basale della biomassa microbica espressa in mg C/giorno/kg di suolo; (3) mg C/kg suolo, carbonio della biomassa microbica; (4) (mg C-CO<sub>2</sub>/mg C<sub>mic</sub> x kg suolo)/ora, quoziente metabolico; (5) % di carbonio microbico rispetto al carbonio organico totale

Tabella 5. Parametri cinetici dell'attività della biomassa microbica dei suoli

| Sito campionamento       | C <sub>t</sub> (1) | qM (2) | C <sub>0</sub> (3) | K (4) | R <sup>2</sup> (5) |
|--------------------------|--------------------|--------|--------------------|-------|--------------------|
| Borghese St.1            | 678,1              | 4,72   | 688,3              | 0,094 | 97,52              |
| Borghese St.2            | 1882,5             | 3,02   | 2061,8             | 0,076 | 98,14              |
| Borghese St.3            | 1445,5             | 1,66   | 1426,9             | 0,108 | 96,53              |
| Borghese St.4            | 1327,4             | 2,41   | 1352,6             | 0,094 | 96,93              |
| Doria P.St. 1            | 245,6              | 1,33   | 272,7              | 0,078 | 99,6               |
| Doria P.St. 2            | 594,6              | 3,19   | 594,6              | 0,105 | 97,38              |
| Doria P.St. 3 (vialetto) | 941,9              | 2,94   | 962,5              | 0,094 | 97,25              |
| Doria P.St. 3            | 657,0              | 2,58   | 671,9              | 0,098 | 97,81              |
| Ada St.1                 | 2002,5             | 1,08   | 2623,5             | 0,048 | 98,58              |
| Ada St.2                 | 2243,5             | 3,23   | 2457,9             | 0,078 | 98,64              |
| Ada St.3                 | 1330,9             | 2,67   | 1427,3             | 0,079 | 97,64              |

(1) mg C/kg suolo - valore cumulativo del carbonio mineralizzato durante il periodo di 27 giorni di respirazione; (2) % - quoziente metabolico; (3) mg C kg<sup>-1</sup> suolo - carbonio potenzialmente mineralizzabile; (4) 1/giorni - costante cinetica di mineralizzazione; (5) significatività della correlazione fra i valori osservati ed i valori individuati dalla cinetica di primo ordine utilizzata nel modello: C<sub>t</sub>=C<sub>0</sub> (1-e<sup>-kt</sup>)

Inoltre i coefficienti di mineralizzazione del carbonio organico  $C_0$  e  $k$ , calcolati dall'espressione  $C_t = C_0 * (1 - e^{-kt})$  rendono più chiara la descrizione dello stato dei suoli dei sistemi naturali. I valori delle costanti cinetiche di mineralizzazione ( $k$ ) descrivono la velocità dei processi di mineralizzazione della sostanza organica (1/giorni). Il tasso di mineralizzazione della sostanza organica nei diversi campioni di suolo, ottenuto dalle curve cinetiche di respirazione, mostra una certa difficoltà da parte dei microrganismi ad attaccare la frazione mineralizzabile della sostanza organica, laddove i valori di  $k$  sono più bassi come nel caso della stazione 1 di Villa Ada. D'altra parte, valori elevati di  $k$  definiscono in genere siti disturbati caratterizzati da perdita di sostanza organica, come per le stazioni 1, 3 e 4 di Villa Borghese e delle stazioni 2, 3 (vialetto) e 3 di Villa D. Pamphili.

Esplicativo per la valutazione degli effetti degli inquinanti è il quoziente metabolico ( $qCO_2$ ), il quale presenta valori elevati quando la biomassa microbica è stressata da condizioni climatiche avverse o da inquinanti come per la stazione 1 di Villa Borghese e la stazione 3 (vialetto) di Villa D. Pamphili. Al contrario i valori bassi di  $qCO_2$  sono tipici di quei siti in cui la biomassa microbica è in grado di mantenere un equilibrio metabolico dei sistemi più maturi come nelle tre stazioni di Villa Ada.

Infine, per quanto riguarda i valori del quoziente di mineralizzazione ( $qM$ ), che rappresenta l'effettiva attività microbica rispetto al substrato presente si nota una scarsa attività nella stazione 1 di Villa Doria P. e nella stazione 3 di Villa Borghese.

### Conclusioni

Lo studio di monitoraggio eseguito in tre parchi romani, ha permesso di ottenere una lettura circa la distribuzione spaziale e il livello di concentrazione di numerosi elementi/composti dannosi per la salute dell'uomo e valutare, in abbinamento con lo studio dei batteri, lo "stato di salute" dei suoli.

La distribuzione degli elementi indagati nei muschi e nei suoli presenta nei transetti considerati un andamento alquanto omogeneo, la vicinanza delle strade e il traffico sembrano non influire direttamente sulla quantità delle deposizioni.

L'origine delle deposizioni è risultata per il solo Zn parzialmente influenzata dalle attività dell'uomo. Possono destare preoccupazione alcuni valori di concentrazione di Zn riscontrati nei muschi e nei suoli.

Per le sostanze organiche indagate (IPA, PCBs e OrganoClorurati), i valori sono simili a quanto riscontrato in aree ad elevata antropizzazione.

Dal punto di vista dell'attività microbica del suolo si può concludere che la situazione relativa alle stazioni sperimentali delle tre Ville di Roma analizzate presentano in modo non omogeneo una situazione di disturbo in quanto risentono in più punti dell'attività antropica rappresentata dalla vicinanza di strade urbane.

L'impiego di suoli e di muschio ha permesso di ottenere una prima serie di dati, che sarebbe interessante estendere, prendendo in considerazione molte più aree della città di Roma e aree di altre città italiane ed europee, al fine di poter valutare parte della qualità dell'ambiente. Il monitoraggio andrebbe inoltre, ripetuto negli anni a venire per permettere di identificare gli andamenti nel tempo della concentrazione degli elementi/composti indagati.

### Bibliografia

- AGNORELLI, C., MONACI, F., BRAVI, F. E BARGAGLI, R. (2001). Il biomonitoraggio delle deposizioni atmosferiche di elementi in tracce mediante muschi. In: L'utilizzo delle briofite nel monitoraggio ambientale: stato della ricerca in Italia. Cenci, R.M. e Aleffi, M. (Ed.), EUR 19817 IT, 2-17.
- ANDERSON, T.H. AND DOMSCH, K.H. (1989). Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soil. *Soil Biol. Biochem.* 21, 471-479.
- ANDERSON, T.H. AND DOMSCH, K.H. (1993). The metabolic quotient for  $CO_2$  ( $qCO_2$ ) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, 393-395.
- BACKE, C., COUSINS, I.T. AND LARSSON, P. (2004). PCB in soils and estimated soil-air exchange fluxes of selected PCB congeners in the south of Sweden. *Environmental Pollution*. 128, 59-72.
- BARGAGLI, R., BROWN, D.H. AND NELLI, L. (1995). Metal biomonitoring with mosses: procedures for correcting for soil contamination. *Environ. Pollut.* 89, 169-175.
- BECCALONI, E., CENCI, R.M., DABERGAMI, D., MUSMECI L. E STACUL., E. Conferenza dal titolo: Contaminanti inorganici di recente introduzione in suoli urbani. Caso Studio: I Parchi della città di Roma. Convegno annuale Società Italiana Scienza del Suolo. Qualità del suolo, impatto antropico e qualità dei prodotti agricoli. Siena 9-12 Giugno 2003.
- BERG, T. AND STEINNES, H. (1997). Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values. *Environmental Pollution* 98, 61-71.
- CABALLEIRA, A., COUTO, J.A. AND FERNANDEZ, J.A. (2002). Estimation of back-ground levels of various elements in terrestrial mosses from Galicia NW Spain). *Water Air Soil Pollut.* 133, 235-252.
- È EBURNIS, D. AND VALIULIS, D. (1996). Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *Sci. Total Environ.* 226, 247-253.
- CENCI, R.M., PARACCHINI, L., PAPUCCI, C., BENCO, C., PALMIERI F. E NERI, R. (1995). Muschi e suoli per il controllo della contaminazione ambientale da metalli. *La Città e l'ENEL Comune Della Spezia* 93-120.
- CENCI, R. M., (1999). L'utilizzo di muschi indigeni e trapiantati per valutare in micro e macro aree le ricadute al suolo di elementi in tracce: proposte metodolo-



- giche. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Serie Atti, 2, 241-263.
- CENCI, R.M., LEVA, F., GERONIMI, A., DAPIAGGI, M., BERGONZONI, M., BARBERO, P. E TOUSSAINT, N. (2000). Pioatica (RE) landfill: heavy metal depositions evaluated using transplanted mosses. SIDISA 2000 International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering, 3, 199-203.
- CENCI, R.M., LEVA, F., FORNASIER, F., CANTONE, P., DABERGAMI, D., SENA, F., MENCHINI G. E MATCOVICH, P. (2001). Valutazione delle ricadute di elementi in tracce nella provincia di Gorizia mediante l'utilizzo di suoli e muschi. *Inquinamento*. Anno XLIII. 33: 44-51 pp.
- CENCI, R.M., BARBIERE, M., BIDOGLIO, G., BO, F., CORACE, C., COCHEO, V., CONTINI, S., DABERGAMI, D., D'ALBERTI, F., D'ALESSANDRO, M., DE SAEGER, E., DI NICOLANTONIO, S., LEITA, L., LOCORO, G., LEVA, F., MONDINI, C., PARACCHINI, B., SENA, F., SKEJO-ANDRESEN, H., STELLA, S., TRINCHERINI P. E UMLAUF, G. (2003). Monitoraggio ambientale antecedente l'entrata in funzione di un termodistruttore. (CD). EUR 20674 IT.
- CENCI, R.M., FERRARESE, R., TRINCHERINI, P., DABERGAMI D. E ZUBLENA, M. PLATINO, Palladio, Rodio ed elementi in tracce in suoli e muschi della Valle D'Aosta. Convegno annuale Società Italiana Scienza del Suolo. Qualità del suolo, impatto antropico e qualità dei prodotti agricoli. Siena 9-12 Giugno 2003.
- DELFANTI, R., PAPUCCI, C. AND BENCO, C. (1999). Mosses as indicators of radioactivity deposition around a coal-fired power station. *Sci. Total Environ.* 227, 49-56.
- HARNER T., J.L. WIDEMAN, L. M.M. JANTUNEN, T.F. BIDDLEMAN, W.J. PARKHURST (1999) Residues of organochlorine pesticides in Alabama soil. *Environmental Pollution* 106, 323-332.
- GALSOMIÈS, L., AYRAULT, S., CARROT, F., DESHAMPS, C. AND LETROUIT-GALINO, M.A. (2003). Interspecies calibration in mosses at regional scale. Heavy metal and trace elements results from Ile-de-France. *Atmospheric Environ.* 37, 241-251.
- GERDOL, R., BRAGAZZA, L., MARCHESINI, R., ABER, R., BONETTI, L., LORENZONI, G., ACHILLI, M., BUFFONI, A., DE MARCO, N., FRANCHI, M., PISON, S., GIAQUINTA, S., PALMIERI, F. AND SPEZZANO, P. (2000). Monitoring of heavy metal deposition in Northern Italy by moss analysis. *Environ. Pollut.* 108, 201-208.
- GERDOL, R., BRAGAZZA, L., MARCHESINI, R., MEDICI, A., PEDRINI, P., BENEDETTI, S., BOVOLENTA, A. AND COPPI, S. (2002). Use of moss (*Tortula muralis* Hedw.) for monitoring organic and inorganic pollution in urban and rural sites in Northern Italy. *Atmospheric Environ.* 36, 4069-4075.
- GIOVANI, C., NIMIS, P.L., BOLOGNINI, G., PADOVANI, R. AND USCO, A. (1994). Bryophytes as indicators of radiocesium deposition in north-eastern Italy. *Sci. Total Environ.* 157, 35-43.
- GRIMALT, J.O., VAN DROOGE, B.L., RIBES, A., VILANOVA, R.M. FERNANDEZ, P. AND APPLEBY, P. (2004). Persistent organochlorine compounds in soils and sediments of European high altitude mountain lakes. *Chemosphere.* 54, 1549-1561.
- FENG K., B.Y. YU, D.M. GE, M.H. WONG, X.C. WANG, Z.H. CAO (2003). Organo-chlorine pesticide (DDT and HCH) residues in the Taihu Lake Region and its movement in soil-water system. I. Field survey of DDT and HCH residues in ecosystem of the region. *Chemosphere* 50, 683-687
- HERPIN, U. AND BERLEKAMP, J. (1996). The distribution of heavy metals in a transect of the three states the Netherlands, Germany and Poland, determined with the aid of moss monitoring. *Sci. Total Environ.* 187, 185-198.
- HIMBERG, K.K. AND PAKARINEN, P. (1994). Atmospheric PCBs deposition in Finland during 1970s and 1980s on the basis of concentration in ombrotrophic peat mosses (*Sphagnum*). *Chemosphere.* 29, 431-440.
- HOUOUBEK, I., KORINEK, P., SEDA, Z., SCHNEIDEROVA, E., HOLOUBKOVA, I., PALC, A., TRISKA, J., CUDLIN, P. AND CASLAVSKY, J. (2000). The use of mosses and pine needles to detect persistent organic pollutants at local and regional scales. *Environmental Pollution.* 109, 283-292.
- ITALIA (1999). Decreto Ministeriale 25/10/99 no. 471: "Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modificazioni ed integrazioni". G.U. (Suppl. Ord) n. 218/L del 15/12/99, n. 293.
- ISERMEYER, H. (1952). Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenernah Bodenk.* 56, 26-38.
- KIRCHNER, G. AND DAILLANT, Q. (2002). The potential of lichens as long-term biomonitors of natural and artificial radionuclides. *Environmental Pollution.* 120 (1), 145-150.
- KNULST, J.C., WESTLING, H.O., BRORSTROM-LUNDEN, F. (1995). Airborne organic micropollutant concentrations in mosses and humus as indicators for local versus long-range sources. *Environ. Monitoring Assessment* 36, 75-91.
- KRAUSS, M. AND WILCKE, W. (2003). Polychlorinated naphthalenes in urban soils: analysis, concentrations, and relation to other persistent organic pollutants. *Environmental Pollution.* 122, 75-89.
- MARKERT, B. (Ed.) (1993). Plants as biomonitors/indicators for heavy metals in the terrestrial environment. VCH Publisher, Weinheim, p. 640.
- MARKERT, B., HERPIN, U., SIEWERS, U., BERLEKAMP, J. AND LIETH, H. (1996) The German heavy metal survey by means mosses. *Sci. Total Environ.* 182, 159-168.
- MOTELAY-MASSEI, A., OLLIVON, D., GARBAN, B., TEIL, M.J., BLANCHARD, M. AND CHEVREUIL, M. (2004). Distribution and spatial trends of PAHs and PCBs in soils in the Seine River basin, France. *Chemosphere.* 55, 555-565.
- NAM, J.J., SONG, B.H., EON, K.C., LEE, S.H. AND SMITH, A. (2003). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea. *Chemosphere.* 50, 1281-1289.
- OLMEZ I., GULOVALI M. C. AND GORDON G. E. (1985). Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ.* 19, 56-63.
- ÖTVÖS, E., PAZMANDI, I. AND TUBA, Z. (2003). First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses. *Sci. Total Environ.* 309, 151-160.
- PECCHIARI, M., FRANCHI, M. E PISON, E. (1998). Gortania. Atti del museo friulano di storia naturale. 20, 119-131.
- PILEGAARD, K. (1979). Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of Danish steelworks. *Water Air Soil Pollut.* 11, 79-91.
- PUCKETT, K.J. AND FINEGAN, E.J. (1980). An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories. Canada. *Can. J. Bot.* 85, 2073-2089.
- RICHARDS L.A. AND FIREMAN, M. (1943). Pressure plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils. *Soil Sci.* 56, 395-404.
- RIFFALDI, R., SAVIOZZI, A. AND LEVI-MINZI, R. (1996). Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biol. Fertil. Soils.* 22, 293-298.
- RYSZARD, O. (2002). Multipoint moss passive samplers assessment of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons: concentrations profile and distribution along Warsaw main streets. *Chemosphere.* 48, 181-186.

- ROSS, H.B. (1990). On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water Air Soil Pollut.* 50, 63-76.
- RÜLING, Å. AND TYLER, G. (1968). An ecological approach to the lead problem. *Bot. Notiser* 121, 321-342.
- RÜLING, Å. AND TYLER, G. (1970). Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. Et Sch. *Oikos* 21, 92-97.
- RÜLING, Å. AND STEINNES, H. (1998). Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. Nord Council of Ministers, Copenhagen (NORD 1998: 15).
- RÜLING, Å., RASMMUSEN, L., PILEEGARD, K., MÄKINENE, A. AND STEINNES, E. (1987). Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985. Nordic Council of Ministry. Copenhagen (NORD).
- RÜLING, Å. (ed.) (1994). Atmospheric heavy metal deposition in Europe. Nord Council of Ministers, Copenhagen (NORD 1994: 9).
- SEQUI, P. E DE NOBILI, M. (2000). Cap.VII – Carbonio Organico. In: P. Violante (Ed.) *Metodi di analisi chimica del suolo*, Collana diretta da P. Sequi Osservatorio Nazionale Pedologico, Ministero delle Politiche Agricole. Franco Angeli Ed.
- SPRINGER, U. AND KLEE, J. (1954). Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigeren Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernähr. Dang. Bodenk.* 64.
- STEINNES, E. AND NJASTAD, O. (1993). Use of mosses and lichens for regional mapping of <sup>137</sup>Cs fallout from the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity.* 21, 65-73.
- Stotzky, G., Goos, R.D. and Timonin, M.I. (1962). Microbial changes occurring in soil as a result of storage. *Plant and Soil.* 16, 1-18.
- TAO, S., CUI, Y.H., XU, F.L., LI, B.G., CAO, J., LIU, W.X., SCHMITT, G., WANG, X.J., SHEN, W.R., QIUNG, B.P. AND SUN, R. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin. *Sci. Total Environ.* 320, 11-24.
- THOMAS, W. (1984). Statistical models for the accumulation of PHA, chlorinated hydrocarbon and trace metals in epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Water Air Soil Pollut.* 22, 351-371.
- TORUNN, B., RØYSET, O., STEINNES, E. AND VADSET, M. (1995). Atmospheric trace element deposition. Principal component analysis of ICP-MS data from moss samples. *Environmental Pollution.* 88, 67-77.
- UGUR, A., ÖZDEN, B., SAC, M.M. AND YENER, G. (2003). Biomonitoring of <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb using lichens and mosses around a uraniumiferous coal-fire power plant in western Turkey.

# TRANSETTI AUTOSTRADALI: ELEMENTI IN TRACCIA E CONTAMINANTI ORGANICI (IPA) VALUTATI MEDIANTE MUSCHI E SUOLI SUPERFICIALI

R.M. Cenci<sup>1</sup>, C. Barbante<sup>2</sup>, J. Lintelmann<sup>3</sup>, C. Capodoglio<sup>2</sup>, G. Cattaneo<sup>2</sup>, M. Zanvettore<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Commissione Europea, Centro Comune di Ricerca di Ispra, Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità, Unità Suolo e Rifiuti

<sup>2</sup> Università Ca' Foscari di Venezia, Dipartimento di Scienze Ambientali, Venezia

<sup>3</sup> Institute of Ecological Chemistry, GSF National Research Center for Environment and Health, Oberschleissheim, Germania

## Riassunto

Lo scopo di questo monitoraggio è stato di valutare la distribuzione delle concentrazioni di IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici), Pb, Hg, Pt e Pd, in campioni di muschio e suolo raccolti in due transetti autostradali. Gli ultimi due elementi rivestono una notevole importanza, in quanto sono introdotti in modo massivo nell'ambiente a seguito dell'utilizzo delle marmitte catalitiche. Sono state scelte le autostrade Varese-Milano e Milano-Venezia per il loro elevato traffico, complessivamente ogni giorno vengono percorse da circa 200.000 veicoli. I campionamenti di muschio e suolo superficiale sono stati effettuati perpendicolarmente all'asse autostradale sino ad una distanza di 500 metri.

I valori di Pt nel muschio sono più elevati nei pressi dell'autostrada, inoltre i risultati ottenuti mostrano andamenti spaziali non sovrapponibili per le due aree esaminate.

**Parole chiave:** transetti autostradali, suolo, muschio, IPA, Pb, Hg, Pt, Pd.

## Abstract

The aim of this monitoring study was to appraise the distribution of the concentration PAH, Pb, Hg, Pt and Pd in soil and moss samples collected near two motorways. The last two elements are of considerable importance because they are introduced in to the environment from the catalytic converters of motorvehicles. The highways Varese-Milan and Milan-Venice, coming in total about 200.000 vehicles. The superficial soil and moss samplings were collected perpendicular to the daily direction of the motorways at a distance of 500 meters. From the edge of the road at increasing distances, 14 samples were taken (7 of soil and 7 of moss) for Varese-Milan and 12 for Milan-Venice. The results obtained show different concentration distributions that are not superimposable for the two areas examined.

## Introduzione

L'impiego dei muschi riveste ai giorni nostri un ruolo principale nel valutare le ricadute al suolo di metalli pesanti. Già negli anni '60, prevalentemente nel nord dell'Europa, erano impiegati per indagini ambientali (Rühling and Tyler, 1969). Successivamente l'importanza di questi bioindicatori è notevolmente aumentata, permettendo il controllo e la valutazione delle ricadute di metalli pesanti su una importante area del territorio europeo (Rüling, 1994; Rüling and Steinnes, 1998; UNECE, 2003). Oltre ai metalli pesanti e ai radioelementi (Rüling and Tyler, 1970; Ross, 1990; Gerdol *et al.*, 2000; Cenci *et al.*, 2003; Galsomiès *et al.*, 2003, Ugur *et al.*, 2003) i muschi sono in grado di valutare le ricadute al suolo di sostanze organiche (Thomas, 1984; Knulst *et al.*, 1995; Gerdol *et al.*, 2002).

Le caratteristiche fisiologiche (Markert *et al.*, 1996), l'abbondante distribuzione (aree comprese tra i deserti e i ghiacciai) e la capacità di vivere in ambienti ad elevata contaminazione sono i principali punti forza che pongono i muschi in una situazione di privilegio se raffrontati con i metodi convenzionali.

Questo studio di indagine ambientale, vede l'utilizzo dei muschi in abbinamento con i suoli superficiali e, ha come obiettivo di valutare la distribuzione spaziale della concentrazione di metalli pesanti (Hg, Pb, Pt e Pd) e IPA in due transetti autostradali nel nord dell'Italia ad elevata percorrenza.

I veicoli circolanti in Italia superano i quaranta milioni di unità e utilizzano prevalentemente combustibili derivati dal petrolio. Inoltre da circa dieci anni le autovetture italiane sono dotate di marmitte denominate "catalitiche" che utilizzano leghe di Pt, Pd e Rh al fine di ridurre l'immissione nell'ambiente di fumi tossici.

Ne consegue che le strade e le aree limitrofe sono le più esposte alle ricadute di metalli pesanti e dei prodotti di combustione dei combustibili contenenti gli IPA.

## Materiali e metodi

Sono state scelte le autostrade Varese-Milano e Milano-Venezia per il loro elevato traffico, complessivamente ogni giorno sono percorse da circa 200.000 veicoli.

I campionamenti di muschio e suolo superficiale sono stati effettuati perpendicolarmente all'asse autostradale sino ad una distanza di 500 metri. Partendo dal ciglio della strada e a distanze crescenti venivano raccolti 14 campioni (7 di suolo e 7 di muschio) sul transetto Varese-Milano e 12 sul transetto Milano-Venezia.

Sono stati raccolti i 3 cm delle parti apicali verdi di muschio appartenente alla specie *Hypnum cupressiforme* Hedw.

Nelle immediate vicinanze, dopo asportazione della lettiera, venivano raccolti i primi 5 cm di suolo superficiale nei quattro vertici di un quadrato avente lato 5 metri e nella intersezione delle diagonali. I cinque sottocampioni venivano uniti a formare un unico campione di suolo (Cenci *et al.*, 2003).

I muschi sono stati sottoposti in laboratorio a pulitura manuale, essiccamento a 40 °C, in stufa ventilata, macinatura in mortaio planetario con corpo e sfere di ossido di zirconio e mineralizzazione acida con acqua regia in forno a microonde. I suoli erano setacciati a 2 mm, la parte passata a setaccio veniva trattata come per i muschi. Le soluzioni ottenute sono state analizzate mediante ICP-MS per determinare la concentrazione di Pb, Pt e Pd. Il Hg è stato analizzato mediante SAA su campione solido.

Per determinare la concentrazione degli IPA, 2 g di muschio e 5 g di suolo venivano estratti mediante ultrasuoni per 30 minuti con n-esano, la fase estratta dopo filtrazione veniva analizzata mediante HPLC per valutare la concentrazione di 15 IPA a differente peso molecolare.

La qualità del dato analitico è stata confermata abbinando ai trattamenti dei suoli e muschi e durante l'analisi dei metalli pesanti e degli IPA, un numero adeguato di campioni standard certificati, i risultati ottenuti erano compresi o vicini ai valori di tolleranza certificati.

## Risultati

Le tabelle 1 e 2 riassumono tutti i valori di concentrazione ottenuti dall'analisi di campioni di suolo e muschio raccolti nei due transetti autostradali.

### Platino

L'elemento Pt nei suoli è risultato alquanto monotono nei due transetti, i valori di questo monitoraggio sono in accordo con quanto riscontrato a Mainz (Germania) (Müller and Heumann, 2000) dove in una strada ad elevato traffico a distanze di 1,8 e 3 metri dal bordo stradale trovano rispettivamente 2,5 e 8,7 µg/kg. Intervalli simili (3-13 µg/kg) sono stati osservati sulla statale tedesca A67 (Zereini, 1997). Hutchinson e colleghi (2000) trovano in aree ad elevato traffico della Gran Bretagna valori compresi tra 0,05 e 4,45 µg/kg. Nei suoli di alcune città italiane, Angelone e colleghi (2002) hanno ottenuto valori sovrapponibili a quelli di questo monitoraggio: Napoli (8,5 µg/kg), Roma (11,5 µg/kg) e Palermo (3,6 µg/kg).

Nel muschio il valore più elevato si osserva a 10 metri dal bordo stradale nel transetto Milano-Venezia, per i restanti punti, fatta eccezione alla distanza di 410 m nel transetto Varese-Milano i valori sono sovrapponibili.

In aree tedesche ad elevato traffico, in steli d'erba è stato trovato un intervallo compreso tra 17 e 95,6 µg/kg (Hees *et al.*, 1998). A Palermo, nel centro della città e nelle aree residenziali, l'intervallo è risultato compreso tra 1 e 102 in aghi di pino (Dongarra *et al.*, 2003).

Tabella 1. Metalli ed IPA in suoli e muschio nel transetto autostradale Milano-Venezia

| Distanza (m)        | 10   | 80   | 150  | 200  | 350  | 500  |
|---------------------|------|------|------|------|------|------|
| Pb suolo (mg/kg)    | 165  | 84   | 56   | 67   | 71   | 128  |
| Pb muschio (mg/kg)  | 50   | 22   | 24   | 22   | 15   | 26   |
| Hg suolo (mg/kg)    | 0.16 | 0.09 | 0.10 | 0.15 | 0.12 | 0.14 |
| Hg muschio (mg/kg)  | 0.11 | 0.09 | 0.09 | 0.13 | 0.09 | 0.11 |
| Pd suolo (mg/kg)    | 1.57 | 1.78 | 1.89 | 1.83 | 1.30 | 1.11 |
| Pd muschio (mg/kg)  | 4.69 | 1.95 | 5.8  | 1.43 | 2.82 | 1.33 |
| Pt suolo (µg/kg)    | 6.2  | 5.4  | 5.5  | 7.6  | 3.1  | 3.4  |
| Pt muschio (µg/kg)  | 397  | 27   | 38   | 19   | 18   | 27   |
| IPA suolo (µg/kg)   | *    | 1088 | 359  | 212  | 141  | 140  |
| IPA muschio (µg/kg) | 465  | 201  | 511  | 230  | 258  | 214  |

\*non determinato

Tabella 2. Metalli ed IPA in suoli e muschio nel transetto autostradale Varese-Milano

| Distanza (m)                            | 15   | 80   | 130  | 180  | 260  | 410  | 490  |
|---|------|------|------|------|------|------|------|
| Pb suolo (mg/kg)                        | 96   | 85   | 69   | 78   | 68   | 64   | 53   |
| Pb muschio (mg/kg)                      | 37   | 28   | 19   | 41   | 21   | 21   | 17   |
| Hg suolo (mg/kg)                        | 0.10 | 0.10 | 0.12 | 0.10 | 0.11 | 0.07 | 0.10 |
| Hg muschio (mg/kg)                      | 0.09 | 0.09 | 0.09 | 0.09 | 0.08 | 0.08 | 0.07 |
| Pd suolo (mg/kg)                        | 1.44 | 1.68 | 1.80 | 1.68 | 1.62 | 1.51 | 0.25 |
| Pd muschio (mg/kg)                      | 0.19 | 0.36 | 0.95 | 1.65 | 1.79 | 0.26 | 1.04 |
| Pt suolo ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )    | 7    | 4.4  | 4.2  | 5.7  | 4.8  | 2.7  | *    |
| Pt muschio ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )  | 49   | 79   | 33   | 67   | 61   | 119  | 19   |
| IPA suolo ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )   | 1262 | 512  | 333  | 196  | 129  | 2051 | 1447 |
| IPA muschio ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) | 465  | 333  | 573  | 553  | 150  | 245  | 425  |

\*non determinato

Le figure 1 e 2 illustrano l'andamento della concentrazione di IPA, Pb, Hg e Pd nei suoli e nei muschi raccolti nel transetto autostradale Milano-Venezia, mentre l'andamento nel transetto autostradale Varese-Milano è rappresentato nelle figure 3 e 4.

#### Idrocarburi Policiclici Aromatici

Nel transetto Milano-Venezia l'andamento degli IPA totali nei suoli ha il valore più elevato ai bordi della strada, si osserva una diminuzione di concentrazioni sino a 350 metri, dopo tale distanza i valori si stabilizzano. Un andamento simile si osserva nel transetto Varese-Milano solo nella parte prossima alla autostrada, mentre nella parte opposta, più distante, i valori di concentrazione aumentano. In una ricerca condotta in aree rurali e agricole della Germania (Krauss and Wilcke, 2003), gli intervalli di concentrazione sono risultati rispettivamente compresi tra 160-2.100 e 190-690  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Sempre nella stessa ricerca i valori di concentrazione degli IPA totali in parchi, strade e aree industriali gli intervalli sono risultati compresi tra 760-10500; 630-186000 e 2400-48900  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Tao e colleghi (2004) in suoli di due siti contaminati della Cina hanno trovato valori pari a 1080 e 6250  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Lungo il bacino della Senna in suoli raccolti in aree remote a ridotta pressione antropica, aree industriali e in città sono stati trovati i seguenti valori: 450; 3390-5650 e 2780  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Motelay-Massei *et al.*, 2004).

L'andamento della concentrazione degli IPA nei muschi è risultato alquanto simile per i due transetti, i valori più elevati si osservano a partire dal bordo stradale sino ad una distanza di circa 180 metri. Gli andamenti sono alquanto simili e non sembra esserci una relazione diretta con le concentrazioni riscontrate nei suoli.

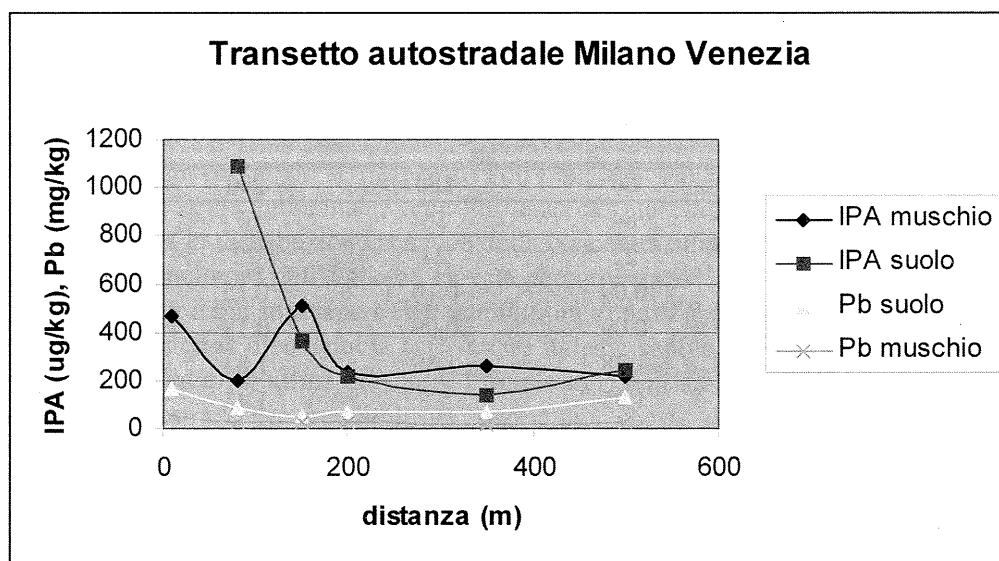


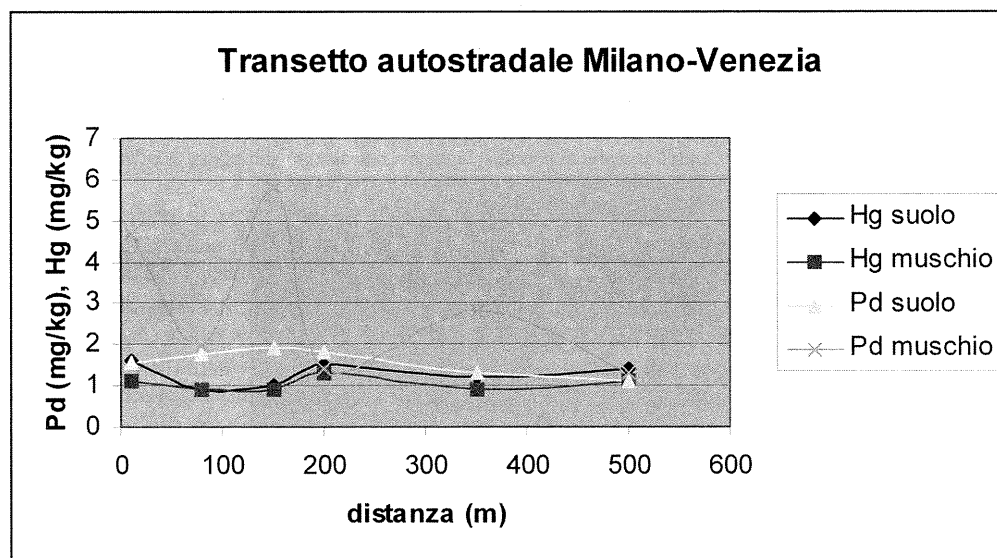
Figura 1. Andamento della concentrazione degli IPA totali e Pb in muschi e suoli nel transetto autostradale Milano-Venezia

Nell'area della città di Ferrara utilizzando il muschio *Tortula muralis* Hedw. Sono stati trovati valori compresi tra 160 e 1500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Gerdol *et al.*, 2002). In licheni, nel muschio *Hylocomium splendens* Hedw. e in aghi di pino (*Pinus silvestris*) raccolti nel centro-sud della Polonia sono stati trovati rispettivamente i seguenti valori di concentrazione: 622; 1184 e 587  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Migaszewski *et al.*, 2002).

In una area non industrializzata e in due aree industrializzate localizzate nella Repubblica Ceca, in campioni di muschio appartenenti alla specie *Hypnum cupressiforme* Hedw. sono stati trovati valori medi rispettivamente pari a 609; 3057 e 3670  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , mentre valori 1344; 5730 e 8325  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sono stati osservati nelle stesse località in aghi di pino (*Pinus sylvestris* L.) (Houlubek *et al.*, 2000).

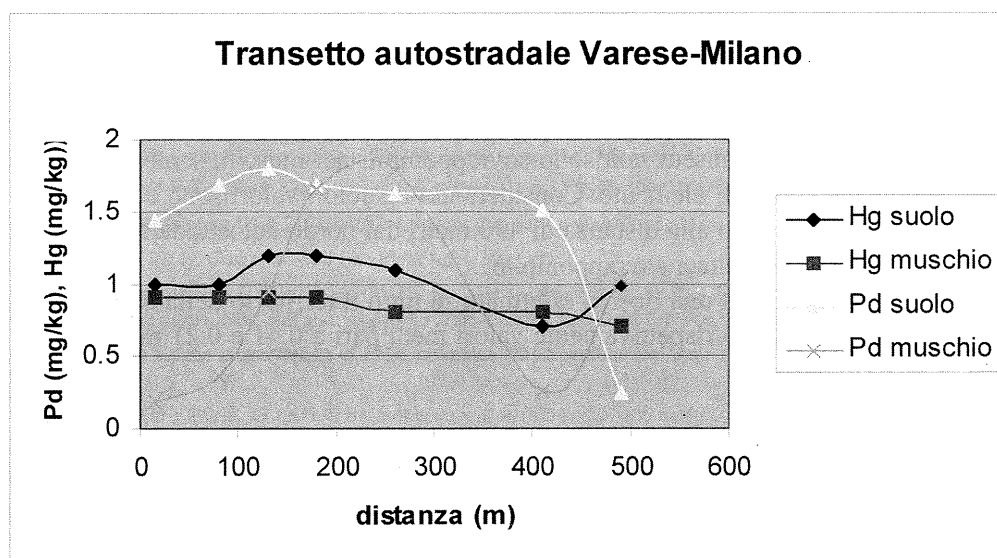
### Piombo, mercurio e palladio

I valori più elevati di Pb si osservano nelle immediate vicinanze del bordo stradale sia per i muschi sia per i suoli. Le ricadute dell'elemento sembrano avvenire entro i primi metri dal bordo stradale, allontanandosi i valori nel loro insieme sono risultati alquanto simili evidenziando una sedimentazione alquanto uniforme.



Per ottenere la corretta concentrazione, i valori del Hg devono essere divisi per 10

Figura 2. Andamento della concentrazione di Hg e Pd in muschi e suoli nel transetto autostradale Milano-Venezia



Per ottenere la corretta concentrazione, i valori del Hg devono essere divisi per 10

Figura 3. Andamento della concentrazione di Hg e Pb in muschi e suoli nel transetto autostradale Varese-Milano

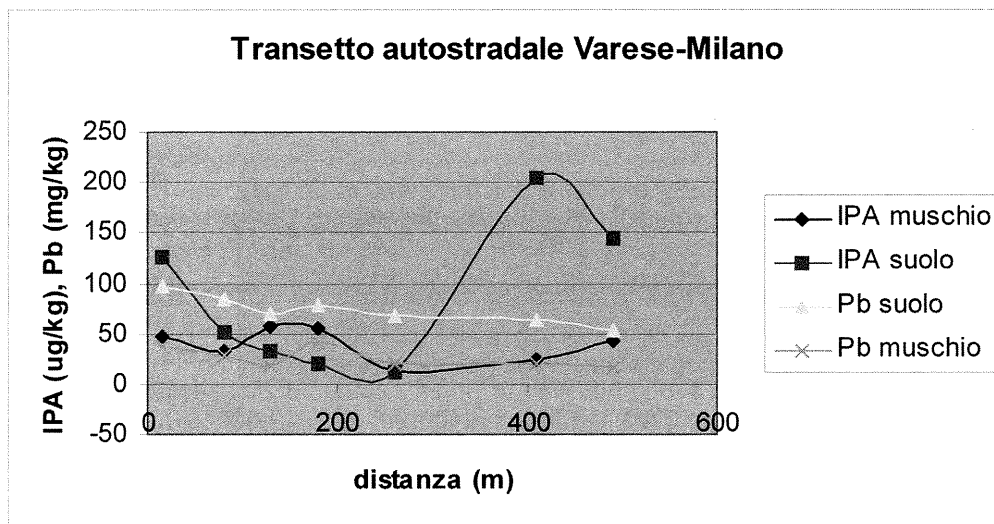


Gerldol e colleghi (2002) nella città di Ferrara utilizzando muschi hanno trovato un intervallo compreso tra 15 e 160 mg/kg. Nei suoli di alcune di città, i cui campioni sono stati prelevati a distanze differenti dal bordo stradale, sono stati trovati valori di concentrazione alquanto differenti: Roma (331 mg/kg) (Angelone *et al.*, 1995), Boston (800 mg/kg) Spittler and Feder, 1979), Warsavia (57 mg/kg) Czarnowska *et al.*, 1980) e Londra centro (647 mg/kg) (Rundle and Duggan, 1980).

L'andamento del mercurio nei due transetti relativo a suoli e muschi appare alquanto sovrapponibile, i valori di concentrazione sono simili a quelli riscontrati in aree a bassa pressione antropica (Cenci *et al.*, 2003). Non si osservano aree di particolare accumulo, ciò è dovuto alla elevata quantità dell'elemento presente in atmosfera.

Nel parco naturale del centro-sud della Polonia la concentrazione riscontrata nel muschio *Hylocomium splendens* Hedw. è satata 0.06 mg/kg (Migaszewski *et al.*, 2002).

In 70 campioni di suolo raccolti in parchi e aree verdi della città di Palermo i valori erano compresi tra 0.04 e 6.96 mg/kg con un valore medio pari a 0.68 mg/kg (Manta *et al.*, 2002). Sempre in Italia, nella città di Napoli, nello strato compreso tra 0-10 cm è stato trovato un valore di Hg pari a 0.16 mg/kg, mentre nello strato a profondità compresa tra 40-60 cm la concentrazione era 0.08 mg/kg (Angelone *et al.*, 2002).



Per ottenere la corretta concentrazione, i valori degli IPA totali devono essere moltiplicati per 10

Figura 4. Andamento della concentrazione degli IPA totali e Pb in muschi e suoli nel transetto autostradale Varese-Milano

I valori di concentrazione più elevati di palladio nei muschi si osservano in prossimità e a 150 metri del bordo autostradale Milano-Venezia, mentre nell'intero transetto Varese-Milano i valori per il muschio sono risultati di minor entità. Gli andamenti nei due transetti non sono sovrapponibili nei muschi, sembrerebbe di essere in presenza di due cinetiche di ricaduta al suolo dell'elemento. Considerando il suolo i valori sono compresi tra 1,1 e 1,89 mg/kg, fatta eccezione per il campione raccolto alla distanza di 490 metri dal bordo autostradale nel transetto Varese-Milano. La distribuzione lungo i transetti è risultata sovrapponibile.

Cenci e colleghi (2003), in una ricerca effettuata su tutto il territorio della Regione Valle D'Aosta, hanno trovato in campioni di muschio e suolo rispettivamente valori medi pari a 0.41 e 0.21 mg/kg.

## Conclusioni

Questa indagine ambientale ha preso in considerazione contaminanti persistenti organici ed inorganici in due differenti matrici, suoli e muschi in transetti autostradali ad elevata percorrenza quali Milano-Venezia e Varese-Milano.

I risultati ottenuti hanno evidenziato come nelle immediate vicinanze delle strade le concentrazioni dei contaminanti siano generalmente più elevate.

Il raffronto con dati in bibliografia pongono le aree indagate in una situazione di allerta, ma non di pericolo.

**Bibliografia**

- ANGELONE, M., CORRADO, T. AND DOWGIALLO, G. (1995). Lead and cadmium distribution in urban soil and plants in city of Rome: a preliminary study. Proceedings of the Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. 23-24.
- ANGELONE, M., ARMIENTO, G., CINTI, D., SOMMA, R. AND TROCCIOLA, A. (2002). Platinum and heavy metal concentration levels in urban soils of Naples (Italy). *Fresenius Envir. Bull.* 11, 432-436.
- CENCI, R.M., BARBIERE, M., BIDOGLIO, G., BO, F., CORACE, C., COCHEO, V., CONTINI, S., DABERGAMI, D., D'ALBERTI, F., D'ALESSANDRO, M., DE SAEGER, E., DI NICOLANTONIO, S., LEITA, L., LOCORO, G., LEVA, F., MONDINI, C., PARACCHINI, B., SENA, F., SKEJO-ANDRESEN, H., STELLA, S., TRINCHERINI, P. E UMLAUF, G. (2003). Monitoraggio ambientale antecedente l'entrata in funzione di un termomodistruttore. (CD). EUR 20674 IT.
- CENCI, R.M., FERRARESE, R., TRINCHERINI, P., DABERGAMI, D. E ZUBLENA, M. Platino, Palladio, Rodio ed elementi in tracce in suoli e muschi della Valle D'Aosta. Convegno annuale Società Italiana Scienza del Suolo. Qualità del suolo, impatto antropico e qualità dei prodotti agricoli. Siena 9-12 Giugno 2003.
- CZARNOWSKA, K. (1980). Akumulacja metali ciezki glebach, oslinach i niektych zwieretach na erenie. *Warszawy Roczn. Glebozn.* 31, 77-115.
- DONGARRA, G., VARRICA, D. AND SABATINO, G. (2003). Occurrence of platinum, palladium and gold in pine needles of *Pinus pinea* L. from the city of Palermo (Italy). *Appl. Geochem.* 18, 109-116.
- GALSOMIÈS, L., AYRAULT, S., CARROT, F., DESHAMPS, C. AND LETROUIT-GALINO, M.A. (2003). Interspecies calibration in mosses at regional scale. Heavy metal and trace elements results from Ile-de-France. *Atmospheric Environ.* 37, 241-251.
- GERDOL, R., BRAGAZZA, L., MARCHESINI, R., ABER, R., BONETTI, L., LORENZONI, G., ACHILLI, M., BUFFONI, A., DE MARCO, N., FRANCHI, M., PISON, S., GIAQUINTA, S., PALMIERI, F. AND SPEZZANO, P. (2000). Monitoring of heavy metal deposition in Northern Italy by moss analysis. *Environ. Pollut.* 108, 201-208.
- GERDOL, R., BRAGAZZA, L., MARCHESINI, R., MEDICI, A., PEDRINI, P., BENEDETTI, S., BOVOLenta, A. AND COPPI, S. (2002). Use of moss (*Tortula muralis* Hedw.) for monitoring organic and inorganic pollution in urban and rural sites in Northern Italy. *Atmospheric Environ.* 36, 4069-4075.
- HEES, T., WENCLAWIAK, B., LUSTING, S., SCHRAMEL, P., SCHWARZER, M., SCHUSTER, M., VERSTRAETE, D., DAMS, R. AND HELMERS, R. (1998). Distribution of platinum group elements (Pt, Pd, Rh) in environmental and clinic matrices: composition, analytical techniques and scientific outlook. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 5, 105-111.
- HOLOUBEK, I., KORINEK, P., SEDA, Z., SCHNEIDEROVA, E., HOLOUBKOVA, I., PACL, A., TRISKA, J., CUDLIN, P. AND CASLAVSKY, J. (2000). The use of mosses and pine needles to detect persistent organic pollutants at local and regional scales. *Environ. Pollut.* 109, 283-292.
- HUTCHINSON, E.J., FARAGO, M.E. AND SIMPSON, P.R. (2000). Changes in platinum concentration in soils and dust from UK cities. In: Zereini, F. and Alt, F. editors. Anthropogenic platinum group element emission: their impact on man and environment. Heidelberg: Springer. 57-64.
- KNULST, J.C., WESTLING, H.O., BRORSTROM-LUNDEN, F. (1995). Airborne organic micropollutant concentrations in mosses and humus as indicators for local versus long-range sources. *Environ. Monitoring Assessment* 36, 75-91.
- KRAUSS, M. AND WILCKE, W. (2003). Polychlorinated naphthalenes in urban soils: analysis, concentrations, and relation to other persistent organic pollutants. *Environ. Pollut.* 122, 75-89.
- MARKERT, B., HERPIN, U., SIEWERS, U., BERLEKAMP, J. AND LIETH, H. (1996) The German heavy metal survey by means mosses. *Sci. Total Environ.* 182, 159-168.
- MIGASZEWSKI, Z.M., GALUSZKA, A. AND PALAWSKI, P. (2002). Polynuclear aromatic hydrocarbon, phenols, and trace metals in selected soil profiles and plant bioindicators in the Holy Cross Mountains, South-Central Poland. *Environ. Intern.* 28, 303-313.
- MÜLLER, M. AND HEUMANN, K.G. (2000). Isotope dilution inductively coupled plasma mass spectrometry in connection with a chromatographic separation for ultra trace determinations of platinum group elements (Pt, Pd, Ru, Ir) in environmental samples. *Fresenius J. Anal. Chem.* 368, 109-115.
- ROSS, H.B. (1990). On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water Air Soil Pollut.* 50, 63-76.
- RÜLING, Å. AND TYLER, G. (1968). An ecological approach to the lead problem. *Bot. Notiser* 121, 321-342.
- RÜLING, Å. AND TYLER, G. (1970). Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. Et Sch. *Oikos* 21, 92-97.
- RÜLING, Å. (ed.) (1994). Atmospheric heavy metal deposition in Europe. Nord Council of Ministers, Copenhagen (NORD 1994: 9).
- RÜLING, Å. AND STEINNES, H. (1998). Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. Nord Council of Ministers, Copenhagen (NORD 1998: 15).
- RUNDLE, S. AND DUGGAN, M. (1980). Report DE/SB/EDS/R91. London: Greater London Council.
- SPITTLER, T.M. AND FEDER, W.A. (1979). *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 10, 1195.
- TAO, S., CUI, Y.H., XU, F.L., LI, B.G., CAO, J., LIU, W.X., SCHMITT, G., WANG, X.J., SHEN, W.R., QIUNG, B.P. AND SUN, R. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin. *Sci. Total Environ.* 320, 11-24.
- THOMAS, W. (1984). Statistical models for the accumulation of PHA, chlorinated hydrocarbon and trace metals in epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Water Air Soil Pollut.* 22, 351-371.
- UGUR, A., ÖZDEN, B., SAC, M.M. AND YENER, G. (2003). Biomonitoring of <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb using lichens and mosses around a uraniumiferous coal-fire power plant in western Turkey. *Atmospheric Environment.* 37, 2237-2245.
- UNECE ICP Vegetation. (2003). Heavy metals in European mosses. 2000-2001 survey. UNECE ICP Vegetation, p. 45.
- ZEREINI, F., SKERSTUPP, B., ALT, F., HELMERS, E. AND URBAN, H. (1997). Geochemical behaviour of platinum-group elements (PGE) in particulate emission by automobile exhaust catalysts: experimental results and environmental investigations. *Sci. Total Environ.* 206, 137-146.

## INDAGINE PEDOLOGICA NELLE AREE CORICOLE DEL VITERBESE COLPITE DALLA FITOPATIA "MORIA DEL NOCCIOLO"

Paolo Lorenzoni <sup>1</sup>, Marcello Raglione <sup>1</sup>, Annamaria Castrignanò <sup>2</sup>

1 Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - S.O.P. Rieti, Via Casette 1, Casella postale 117, 02100 Rieti; e-mail: lorenzoni@issds.it

2 C.R.A. - Istituto Sperimentale Agronomico - Via Celso Ulpiani 5, 70125 Bari

### Riassunto

Sono riportati i risultati di un'indagine pedologica condotta nell'autunno 2000 nelle aree coricole del viterbese maggiormente colpite dalla fitopatia "moria del nocciolo". Lo studio ha avuto lo scopo di verificare se alcune caratteristiche morfologiche e/o fisico-chimiche dei suoli potessero rappresentare dei fattori predisponenti all'insorgere della fitopatia. L'indagine è stata eseguita in sei nocciolieti specializzati, siti nei Comuni di Capranica, di Cura di Vetralla e di Caprarola, in ognuno dei quali sono stati aperti due profili pedologici in corrispondenza l'uno della zona con piante sane (non interessate dalla fitopatia) e l'altro dell'area dove la malattia era più espressamente visibile. I suoli interessati erano degli *Ultic Haploxeralfs*, evolutisi dall'alterazione della III colata piroclastica vicana e dei *Vitrandid Xerofluvents* e *Vitrandid Udifluvents* evolutisi rispettivamente da sedimenti alluvionali e da sedimenti lacustri, entrambi d'origine vulcanoclastica.

Le osservazioni di campagna dei profili esaminati non hanno messo in luce alcuna relazione fra il manifestarsi della fitopatia e la natura e qualità dei suoli.

Anche l'analisi statistica dei parametri fisico-chimici dei suoli, pur con i limiti dovuti allo scarso numero di profili ed alla mancanza di un'elaborazione spaziale di tipo geostatistico, indica che il tipo di suolo non influenza la predisposizione delle piante ad ammalarsi, confermando le deduzioni ricavate dalle osservazioni e dalle indagini di campagna.

---

**Parole chiave:** suolo, nocciolo, fitopatia.

### Abstract

This paper reports of the results of a soil survey carried out during the autumn 2000 in areas of the Viterbo province (Central Italy), where the dieback disease of hazelnut was more severe. The study was achieved in order to verify whether particular morphological, physical and/or chemical soil characteristics could represent factors favouring the plant disease. The survey was carried out in six specialized hazelnut groves, in each of which two soil profiles were dugged; one of these was representative of the zone with healthy plants, the other represented the area where the illness was more evident. These soils were *Ultic Haploxeralfs* developed on the third piroclastic flow of the Vico Volcano and *Vitrandid Xerofluvents* and *Vitrandid Udifluvents* developed respectively from alluvial and lacustrine sediments, both of volcano-clastic origin. The field observations of the profiles did not show any relationship among the plant disease and the nature and quality of the soils. The statistical analysis of the soil physical and chemical parameters, in spite of the limits due to the poor number of profiles and the lack of a geostatistical analysis, indicated that the type of soil does not influence the natural bent of the plants to fall ill. This observation corroborates the inferences obtained from the field observations and investigation.

---

**Key words:** soil, hazelnut, plant disease.

### Introduzione

La coltivazione del nocciolo (*Corylus avellana* L.), estesa per circa 20.000 ha nel territorio di origine vulcanica dei Monti Cimini, rappresenta la più importante fonte di reddito per gli agricoltori viterbesi. A partire dalla metà degli anni ottanta i coricoltori hanno assistito al manifestarsi di un grave deperimento ("moria") del nocciolo che ha interessato, in alcune zone, fino al 40% delle piante. Per questo motivo la Regione Lazio ha costituito nel 1985, in base alla Legge Regionale 27/78 art. 5, una Commissione di studio con lo scopo d'indagare sulle cause della "moria" e di fornire gli strumenti operativi atti a fronteggiarla. I risultati del lavoro svolto dalla Commissione, pubblicati a più riprese (Aloj *et al.*, 1987, 1994), hanno permesso di concludere che, tra i fattori biotici, funghi, micoplasmi, virus e insetti non sono gli agenti causali della "moria" del nocciolo e che la maggior parte dei casi tipici di "moria" è da attribuire all'attacco di una *Erwinia* gruppo *Amylovora*. Ciò in accordo con quanto riportato da Varvaro a cui va ascritta la prima segnalazione completa (isolamento, patogenicità e identificazione) dell'agente eziologico causale di questa grave fitopatia (Varvaro *et al.*, 1990, Varvaro, 1993, 1994). Per quanto riguarda i fattori abiotici la stessa Commissione ha concluso che non sembrano determinanti né le avversità climatiche, né caratteristiche fisico-chimiche dei suoli quali compattezza, composizione chimica o valori estremi di pH.

Successivamente, estese indagini epidemiologiche svolte sul territorio viterbese e studi di laboratorio con prove di patogenicità, condotte dai ricercatori dell'Istituto Sperimentale per la Patologia Vegetale e dell'Osservatorio per le malattie delle piante per il Lazio, coadiuvati dalla Cooperativa S.A.I.V. e dell'Assofruti di Viterbo, hanno accertato che il fenomeno della "moria" è associabile anche al batterio *Pseudomonas avellanae* (Psallidas) Janse *et al.* (Scortichini *et al.*, 1994; Scortichini, 1998).

I lavori in oggetto, oltre a caratterizzare il ciclo della malattia, hanno ipotizzato come le gelate primaverili e l'acidità del suolo costituiscano i principali fattori predisponenti alla "moria". In particolare gli autori affermano che, da osservazioni in campo condotte in 30 aziende poste nei comuni di Sutri, Ronciglione e Caprarola e da analisi di laboratorio, appare evidente una diretta corrispondenza tra incidenza della "moria" (numero d'alberi morti per ettaro a causa della presenza di *Pseudomonas avellanae*) ed elevata acidità del suolo. Quest'ultima, sempre secondo gli autori, sarebbe correlabile con la presenza nei suoli di una quantità elevata d'alluminio scambiabile, di cui sono noti gli effetti inibitori sulla crescita del capillizio radicale e sull'assorbimento di nutrienti da parte della pianta. In tempi più recenti, sempre in relazione ai differenti fattori legati all'instaurarsi, allo sviluppo e al diffondersi della "moria" del nocciolo, sono stati presi in considerazione altri aspetti della problematica (Balestra *et al.*, 2003, 2004; Fabi *et al.*, 2003, 2004).

Complessivamente, sulla base delle risultanze ottenute dai vari ricercatori che si sono occupati della "moria", emerge che tale grave fitopatìa è di natura batterica, ed è caratterizzata da un decorso sintomatologico ben definito e conosciuto, nella quale intervengono altri agenti secondari sul cui ruolo ed importanza non tutti i pareri sono concordi. Il suolo sembrerebbe rientrare in questi fattori secondari. Al fine di verificare l'effettiva incidenza del suolo sull'insorgenza e/o sulla recrudescenza della malattia, nell'anno 2000 è stata condotta un'indagine specifica, tramite il raffronto tra le caratteristiche pedologiche di aree affette da forte fitopatìa e quelle di aree esenti dalla problematica.

### **Materiali e metodi**

L'indagine è stata eseguita in sei nocciolati specializzati, siti nei Comuni di Capranica, Cura di Vetralla e Caprarola (VT), fortemente colpiti per una parte della loro estensione dalla "moria" del nocciolo. La scelta delle aree è stata effettuata in accordo con i tecnici della Regione Lazio del Settore Decentrato per l'Agricoltura di Viterbo e con quelli delle organizzazioni professionali APRONVIT ed ASSOFRUTTI.

In ogni nocciolato sono stati aperti due profili pedologici: uno in corrispondenza e rappresentativo della zona con piante sane (non interessate dalla fitopatìa), l'altro dell'area dove la malattia era più visibile. In Tabella 1 sono riportate indicazioni circa l'ubicazione dei nocciolati studiati e dei relativi profili.

I profili di suolo sono stati descritti secondo il "Manuale di campagna" che è stato prodotto dalla Regione Emilia Romagna nell'ambito del Progetto "Metodologie pedologiche" (Regione Emilia-Romagna, 2002). I campioni di suolo prelevati sono stati seccati all'aria e setacciati a 2 mm. Le analisi di laboratorio sono state eseguite secondo il D.M. 13 settembre 1999 "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo" (Supplemento ordinario alla G.U. N°248 del 21/10/1999). In particolare la tessitura è stata determinata con il metodo della pipetta dopo dispersione con sodio esametafosfato, mentre la frazione sabbiosa è stata separata mediante setacciatura ad umido. L'AWC (capacità di acqua utilizzabile dalle piante) è stata calcolata secondo Salter e Williams (1969) per il primo metro di spessore di suolo. Il pH del suolo è stato determinato con il metodo potenziometrico sia in acqua che in una soluzione 1N di KCl, usando un rapporto solido:liquido di 1:2,5 (p/v). I contenuti di carbonio organico e azoto totale sono stati stimati rispettivamente con il metodo Walkley-Black e con il metodo Kjeldahl.

La capacità di scambio cationico (CSC) è stata sia determinata con il metodo dell'ammonio acetato a pH 7, sia calcolata come somma delle basi di scambio e dell'acidità estraibile totale. Le basi scambiabili, estratte anch'esse con ammonio acetato, sono state analizzate mediante spettrofotometria ad assorbimento atomico. L'acidità estraibile totale è stata determinata con il metodo bario cloruro-trietanolamina a pH 8,2, mentre quella scambiabile mediante estrazione con KCl 1N. L'effettiva capacità di scambio cationico (ECSC), espressa come somma delle basi e dell'alluminio scambiabili, è stata calcolata solamente per gli orizzonti lavorati (*topsoil*). L'ESP (percentuale di sodio scambiabile) è stata calcolata come rapporto percentuale tra il contenuto di sodio scambiabile e la CSC determinata in ammonio acetato.

I profili di suolo sono stati classificati sia secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2003) che in accordo al Word Reference Base for Soil Resources (FAO-ISRIC, 1998).

Tabella 1. Localizzazione dei noccioleti studiati, loro fisiografia e numero dei profili studiati

| <i>Nocciolo</i> | <i>Ubicazione</i>   | <i>Coordinate UTM</i> | <i>Fisiografia</i>   | <i>Quota (m s.l.m.)</i> | <i>Numero del profilo in zona sana</i> | <i>Numero del profilo in zona colpita da moria</i> |
|-----------------|---|-----------------------|--|-------------------------|--|--|
| 1               | Capranica-loc. Valle Prato (Azienda Morucci e Pontremolesi)                         | 33T TG 2626<br>46843  | superficie di plateau inciso   | 460                     | 1                                      | 2  |
| 2               | Vico Matrino-tra Valle Prato e Fosso del Quadrone (Aziende Mercuri A. e Mercuri G.) | 33T TG 2636<br>46834  | superficie ondulata di plateau inciso  | 455                     | 3                                      | 4  |
| 3               | Cura di Vetralla-loc. Valle Cesate  | 33T TG 2610<br>46853  | superficie alluvionale incassata nel plateau ignimbrítico  | 405                     | 5                                      | 6  |
| 4               | Vico Matrino-loc. La Torre  | 33T TG 2631<br>46851  | parte alta del versante di una paleovalle incisa nel plateau della III colata piroclastica vicana. | 475                     | 8                                      | 7  |
| 5               | Caprarola-loc. Pantanello (Azienda agricola Passini) Azienda agricola Serafini)     | 33T TG 2677<br>46905  | superficie terrazzata di origine lacustre  | 520                     | 9                                      |  |
|                 |   | 33T TG 2662<br>46919  |  | 530                     |  | 10   |
| 6               | Valle di Vico (interno della caldera del Lago di Vico) - Azienda agricola Serafini  | 33T TG 2662<br>46919  | superficie terrazzata di origine lacustre  | 530                     | 12                                     | 11   |

I dati relativi ai risultati delle analisi fisico-chimiche dei profili di suolo studiati sono stati elaborati statisticamente con il software SAS (SAS\STAT, release 8.2, 2004), utilizzando la teoria dei modelli ad effetti misti (Schabenberger e Pierce, 2002). Tale teoria scompone la varianza totale dei parametri misurati in una componente deterministica imputabile agli effetti fissi, ovvero a quelle variabili continue o discrete che rappresentano i regressori nel modello (che sono stati considerati sia individualmente che interagenti tra loro), e in una componente casuale dovuta, in parte, al fatto che le misure sono ripetute nei vari profili alle diverse profondità (orizzonti) e quindi possono essere correlate spazialmente e in parte all'errore residuo (errore di misura, errore di campionamento, microvariabilità), non correlato spazialmente. Per ciascuna di queste componenti della varianza è possibile saggiarne la significatività; nel nostro caso abbiamo considerato due fattori fissi: il fattore "roccia madre", con la creazione di tre raggruppamenti (suoli che si sono evoluti da una roccia ignimbrítica, da sedimenti alluvionali e da sedimenti lacustri), ed il fattore "stato di salute del nocciolo" con la formazione di due gruppi, sano e malato.

### **Risultati e discussione**

Le principali caratteristiche morfologiche dei suoli studiati, le loro proprietà fisiche ed i risultati delle analisi chimiche sono riportati rispettivamente in Tabella 2, Tabella 3 e Tabella 4.

#### **- Località Valle Prato (Comune di Capranica).**

I due profili studiati sono a qualche decina di metri l'uno dall'altro, in posizione morfologica rilevata e con substrato costituito dall'ignimbrite III (tufo rosso a scorie nere) del complesso vulcanico di Vico, nelle aziende Morucci-Cicerchia (profilo N°1), con le piante in buone condizioni, e Pontremolesi (profilo N°2), con l'impianto pressoché distrutto dalla fitopatìa.

**Tabella 2.** Principali proprietà morfologiche dei suoli studiati

| Orizzonte   | Profond. | Colore umido        | Screziature                               | Tessit. | Scheletro                         | Struttura                           | Consistenza              | Cutans                                  | Limite            |
|---|----------|---------------------|---|---------|-----------------------------------|-------------------------------------|--------------------------|---|-------------------|
| <i>Profilo N° 1 - Ultic Haploxeralf (S.T., 1999); Cutani-Chromic Luvisol (Hyperdystric) (WRB, 1998)</i> |          |                     |   |         |                                   |                                     |                          |   |                   |
| Ap1   | 0-16     | 5YR 3/2             | assenti                                   | zF      | assente                           | prism. media, forte                 | molto poco resistente    | assenti                                 | netto, irregolare |
| Ap2   | 16-50    | 5YR 4/3-2.5YR 3/4   | assenti                                   | FA      | assente                           | prism. grande, moderata             | molto poco resistente    | mangans, molto scarsi                   | netto, ondulato   |
| Bt  | 50-90    | 5YR 4/4             | assenti                                   | A       | scarso, ghiaia media              | prism. media, forte                 | moderat. resistente      | ferriargillans, comuni; mangans, scarsi | diffuso, lineare  |
| Ct  | 90-120+  | 7.5YR 4/6           | assenti                                   | FA      | comune, ghiaia fine e media       | prism. molto grande, moderata       | estremamente resistente  | ferriargillans, comuni; mangans, scarsi |                   |
| <i>Profilo N° 2 - Ultic Haploxeralf (S.T., 1999); Cutani-Chromic Luvisol (Hyperdystric) (WRB, 1998)</i> |          |                     |   |         |                                   |                                     |                          |   |                   |
| Ap1   | 0-10     | 7.5YR 3/3           | assenti                                   | FA      | molto scarso, ghiaia fine e media | grumosa f. e media, forte           | sciolto                  | assenti                                 | netto, ondulato   |
| Ap2   | 10-50    | 7.5YR 3/4           | assenti                                   | FA      | molto scarso, ghiaia fine e media | poliedr. sub. media, moderata       | molto friabile           | assenti                                 | netto, irregolare |
| Bt1   | 50-75    | 5YR 4/4             | assenti                                   | A       | scarso, ghiaia media              | poliedr. sub. media, moderata       | friabile                 | ferriargillans, comuni                  | graduale, lineare |
| Bt2   | 75-120   | 5YR 5/6             | assenti                                   | A       | scarso, ghiaia media              | prism. media, moderata              | poco resistente          | ferriargillans, abbondanti              | chiaro, lineare   |
| BCt   | 120-150+ | 5YR 5/7             | 5YR5/8 nuclei di roccia in alterazione    | FA      | comune, ghiaia grande             | massivo                             | resistente               | ferriargillans, molti                   |                   |
| <i>Profilo N° 3 - Ultic Haploxeralf (S.T., 1999); Cutani-Chromic Luvisol (Orthidystic) (WRB, 1998)</i>  |          |                     |   |         |                                   |                                     |                          |   |                   |
| A   | 0-4      | 5YR 2.5/2           | assenti                                   | FA      | assente                           | poliedr. sub. media e fine, forte   | friabile                 | assenti                                 | netto, lineare    |
| Ap1   | 4-22     | 7.5YR 3/3           | assenti                                   | FA      | assente                           | prism. media, moderata              | friabile                 | mangans, molto scarsi                   | netto, ondulato   |
| Ap2/Bt1   | 22-53    | 5YR 3/2.5 e 5YR 3/4 | assenti                                   | FL-FA   | scarso, ghiaia media              | poliedr. sub. grande, forte         | moderatamente resistente | assenti                                 | netto, irregolare |
| Bt1   | 53-70    | 2.5YR 3/4-5YR 3/4   | 2.5YR 3/4 nuclei di roccia in alterazione | FA      | scarso, ghiaia media              | prism. grande, moderata             | moderatamente resistente | mangans, scarsi                         | graduale, lineare |
| Bt2   | 70-100   | 5YR 3/4             | 5YR 5/8-7.5YR 5/8 pomici in alteraz.      | FA      | frequente, ghiaia fine e media    | prism. grande, debole               | molto resistente         | ferriargillans, comuni; mangans, pochi  | graduale, lineare |
| Ct  | 100-140+ | 5YR 4/4             | assenti                                   | FA      | frequente, ghiaia media e grande  | prism. grande, molto debole         | molto resistente         | ferriargillans, comuni; mangans pochi   |                   |
| <i>Profilo N° 4 - Ultic Haploxeralf (S.T., 1999); Cutani-Chromic Luvisol (Hyperdystric) (WRB, 1998)</i> |          |                     |   |         |                                   |                                     |                          |   |                   |
| Ap1   | 0-16     | 7.5YR 4/6           | assenti                                   | FA      | molto scarso, ghiaia media        | poliedr. angolare grande, debole    | resistente               | assenti                                 | netto, ondulato   |
| Ap2/Bt  | 16-60    | 7.5YR 3/4 e 5YR 4/5 | 2.5YR 3/4 lapilli alterati                | FA      | scarso, ghiaia media              | poliedr. subangol. grande, moderata | friabile                 | assenti                                 | netto, ondulato   |
| Bt  | 60-102   | 5YR 4.5/6           | 2.5YR 3/4 lapilli alterati                | FA-A    | comune, ghiaia media e pietre     | prism. grande, moderata             | resistente               | ferriargillans, molti                   | graduale, lineare |
| Bt1   | 102-150  | 5YR 5/6             | 2.5YR 3/4 lapilli alterati                | FA      | comune, ghiaia fine e massi       | poliedr. subang. grande, debole     | molto resistente         | ferriargillans, comuni                  | graduale, lineare |
| Bt2   | 150-175+ | 5YR 5/5             | assenti                                   | FA      | comune, ghiaia media e massi      | massiva                             | molto resistente         | ferriargillans, comuni                  |                   |

SEGUE



SEGUE TABELLA 2

| <i>Profilo N° 5 - Vitrandic Xerofluvent (S.T., 1999); Orthidystri-Humic Fluvisol (Tephric) (WRB, 1998)</i> |          |                       |  |     |  |                                     |                          |   |                               |
|--|----------|-----------------------|--|-----|--|-------------------------------------|--------------------------|---|-------------------------------|
| A  | 0-3      | 7.5YR 3/2             | assenti                                    | F   | assente                                  | grumosa media, forte                | molto friabile           | assenti                                 | netto, ondulato               |
| Ap1  | 3-18     | 7.5YR 4/2             | assenti                                    | F   | assente                                  | prism. media, forte                 | friabile                 | assenti                                 | netto, lineare                |
| Ap2  | 18-45    | 7.5YR 4/2             | assenti                                    | F   | molto scarso, ghiaia grande              | poliedr. subang. grande, moderata   | friabile                 | assenti                                 | netto, lineare                |
| C  | 45-68    | 5YR 4/2               | assenti                                    | FS  | scarso, ghiaia fine e media              | poliedr. subang. media, moderata    | molto friabile           | assenti                                 | netto, ondulato               |
| Ab   | 68-90    | 5YR 3/2-7.5YR 3/2     | assenti                                    | F   | comune, ghiaia fine e media              | prism. media, moderata              | friabile                 | assenti                                 | netto, lineare                |
| Bwb  | 90-110   | 5YR 3/3-7.5YR 3/3     | assenti                                    | FS  | comune, ghiaia fine e media              | prism. grande, moderata             | friabile                 | assenti                                 | chiaro, lineare               |
| Cb   | 110-160+ | 7.5YR 3/3             | assenti                                    | FS  | comune, ghiaia fine e media              | prism. grande, debole               | friabile                 | assenti                                 |                               |
| <i>Profilo N° 6 - Vitrandic Xerofluvent (S.T., 1999); Hyperdystri-Humic Fluvisol (Tephric) (WRB, 1998)</i> |          |                       |  |     |  |                                     |                          |   |                               |
| Ap1  | 0-18     | 7.5YR 4/2             | assenti                                    | FL  | molto scarso, ghiaia media               | poliedr. subang. grande, debole     | friabile                 | assenti                                 | netto, lineare                |
| Ap2  | 18-60    | 7.5YR 4/2 e 7.5YR 3/2 | assenti                                    | FL  | molto scarso, ghiaia media e grande      | poliedr. subang. molto grande, mod. | moderatamente resistente | assenti                                 | netto, irregolare             |
| Ab   | 60-70    | 7.5YR 3/2             | assenti                                    | F   | molto scarso, ghiaia fine e media        | poliedr. subang. grande, moderata   | friabile                 | assenti                                 | netto, irregolare             |
| Cb1  | 70-102   | 7.5YR 3.5/2           | assenti                                    | F   | scarso, ghiaia fine e media              | prism. molto grande, moderata       | friabile                 | assenti                                 | graduale, lineare             |
| Cb2  | 102-140+ | 7.5YR 3/3             | assenti                                    | F   | scarso, ghiaia fine e media              | massiva                             | friabile                 | assenti                                 |                               |
| <i>Profilo N° 7 - Ultic Haploxeralf (S.T., 1999); Cutani-Chromic Luvisol (Orthidystric) (WRB, 1998)</i>    |          |                       |  |     |  |                                     |                          |   |                               |
| Ap1  | 0-15     | 7.5YR 3/4             | assenti                                    | A   | molto scarso, ghiaia media               | prism. media, moderata              | poco resistente          | assenti                                 | netto, lineare                |
| Ap2  | 15-42    | 5YR 3/3.5 e 5YR 4/5   | assenti                                    | FA  | scarso, ghiaia fine e media              | poliedr. subang. grande, forte      | molto poco resistente    | assenti                                 | netto, irregolare             |
| Bt   | 42-85    | 7.5YR 4/6             | 2.5YR 4/8 e 5YR 5/6 pomici e scorie alter. | FA  | comune, ghiaia media                     | prism. media, moderata              | resistente               | ferriargillans, molti                   | netto, irregolare             |
| CBt  | 85-120   | 7.5YR 5.5/6           | 2.5YR 4/8 e 5YR 5/6 pomici e scorie alter. | FA  | comune, ghiaia media e grande, pietre    | poliedr. subang. grande, moder.     | moderatamente resistente | ferriargillans, molti                   | irregolare, graduale, lineare |
| Ct   | 120-180+ | 7.5YR 5/4             | assenti                                    | FA  | comune, ghiaia media e grande, massi     | poliedr. subang. grande, debole     | resistente               | ferriargillans, comuni                  |                               |
| <i>Profilo N° 8 - Ultic Haploxeralf (S.T., 1999); Cutani-Chromic Luvisol (Hyperdystric) (WRB, 1998)</i>    |          |                       |  |     |  |                                     |                          |   |                               |
| Ap1  | 0-12     | 5YR 3.5/3             | assenti                                    | FA  | scarso, ghiaia media                     | prism. media, moderata              | friabile                 | assenti                                 | netto, lineare                |
| Ap2  | 12-25    | 5YR 3.5/3             | assenti                                    | FA  | comune, ghiaia media                     | prism. media, moderata              | moderatamente resistente | assenti                                 | chiaro, lineare               |
| Ap3  | 25-43    | 5YR 3/4 e 5YR 3/3     | assenti                                    | A   | comune, ghiaia media e grande            | poliedr. subang. grande, forte      | friabile                 | assenti                                 | netto, ondulato               |
| BCt  | 43-85    | 5YR 4/4 e 7.5YR 5/8   | 2.5YR 3/4 scheletro alterato               | FA  | frequente, ghiaia media e grande, pietre | prism. grande, moderata             | da friabile a resistente | ferriargillans, comuni; mangans, comuni | graduale, irregolare          |
| CBt  | 85-150+  | 5YR 4/4               | 5YR 5.5/6                                  | FAL | frequente, ghiaia media e grande, pietre | prism. media, forte                 | resistente               | ferriargillans, molti; mangans, comuni  |                               |

SEGUE

## SEGUE TABELLA 2

| Profilo N° 9 - Vitrandic Udifluvent (S.T., 1999); Orthidystri-Tephric Fluvisol (WRB, 1998)          |          |                     |  |     |         |                                     |                            |   |                               |
|---|----------|---------------------|--|-----|---------|-------------------------------------|----------------------------|---|-------------------------------|
| Ap1   | 0-17     | 10YR 3.5/2          | assenti                                  | FAL | assente | prism. grande, moderata             | moderatamente resistente   | assenti   | netto, lineare                |
| Ap2   | 17-28    | 10YR 3.5/2          | assenti                                  | FAL | assente | poliedr. subang. grande, forte      | friabile                   | assenti   | netto, lineare                |
| C1/AC   | 28-75    | 10YR 5/2            | 5YR 5/8, molte, processi di ossidaz.     | FAL | assente | prism. molto grande, forte          | resistente                 | organs, comuni                                    | netto, lineare                |
| C2/AC   | 75-140+  | 10YR 6/2.5          | 5YR 5/8, molte, processi di ossidaz.     | FAL | assente | prism. molto grande, forte          | molto resistente           | organs, comuni                                    | graduale, lineare             |
| parte AC  | 28-140+  | 7.5YR 5/3           | assenti                                  | AL  | assente | poliedr. subang. fine e media, mod. | friabile e poco resistente | organs, abbondanti                                |                               |
| Profilo N° 10 - Vitrandic Udifluvent (S.T., 1999); Orthidystri-Tephric Fluvisol (WRB, 1998)         |          |                     |  |     |         |                                     |                            |   |                               |
| Ap1   | 0-11     | 10YR 2/2            | assenti                                  | FL  | assente | grumosa media, forte                | molto friabile             | assenti   | netto, ondulato               |
| Ap2   | 11-32    | 10YR 2.5/2          | assenti                                  | FL  | assente | poliedr. subang. media, moder.      | friabile                   | assenti   | netto, lineare                |
| BC  | 32-86    | 10YR 5/3            | 7.5YR 5/5, comuni, processi di ossidaz.  | AL  | assente | prism. grande, forte                | resistente                 | assenti   | graduale, lineare             |
| C   | 86-140+  | 10YR 5/2-2.5YR 5/2  | 7.5YR 5/6 e 5YR 5/6, comuni, ossidazione | FAL | assente | prism. molto grande, forte          | molto resistente           | assenti   |                               |
| materiale fratture  | 32-140+  | 10YR 3/3            | assenti                                  | FAL | assente |                                     | friabile                   |   |                               |
| Profilo N° 11 - Vitrandic Udifluvent (S.T., 1999); Hyperdystri-Humic Fluvisol (Tephric) (WRB, 1998) |          |                     |  |     |         |                                     |                            |   |                               |
| Ap1   | 0-13     | 10YR 2.5/2          | assenti                                  | FAL | assente | poliedr. subang. fine, forte        | molto friabile             | assenti   | netto, ondulato               |
| Ap2   | 13-28    | 10YR 3.5/2          | assenti                                  | FA  | assente | poliedr. subang. media, forte       | friabile                   | assenti   | chiaro, ondulato              |
| Ap3   | 28-78    | 10YR 3.5/3          | assenti                                  | FA  | assente | poliedr. subang. grande, moder.     | poco resistente            | assenti   | netto, lineare                |
| C1/A  | 78-100   | 10YR 5/2.5          | 5YR 5/6 e 7.5YR 5/6, molte, ossidazione  | FAL | assente | prism. grande, forte                | resistente                 | argillans e organs, comuni; mangans, molto scarsi | graduale, lineare             |
| C2/A  | 100-150+ | 10YR 6/2.5          | 5YR 5/6 e 7.5YR 5/6, molte, ossidazione  | FAL | assente | prism. molto grande, forte          | molto resistente           | argillans, scarsi                                 |                               |
| materiale fratture  | 78-150+  | 10YR 2/2 e 10YR 4/2 | assenti                                  | FAL | assente |                                     | friabile                   | assenti   |                               |
| Profilo N° 12 - Vitrandic Udifluvent (S.T., 1999); Orthidystri-Tephric Fluvisol (WRB, 1998)         |          |                     |  |     |         |                                     |                            |   |                               |
| Ap1   | 0-20     | 10YR 3/2            | assenti                                  | FL  | assente | poliedr. subang. grande, moder.     | friabile                   | assenti   | netto, lineare                |
| Ap2   | 20-38    | 10YR 3.5/2          | assenti                                  | FAL | assente | poliedr. subang. grande, forte      | friabile                   | organs, scarsi                                    | netto, lineare                |
| C1/AC   | 38-85    | 10YR 5/3            | 2.5YR 5/8-5YR 5/8, molte; ossidazione    | FAL | assente | prism. grande, forte                | molto resistente           | organs, comuni                                    | irregolare, graduale, lineare |
| C2/AC   | 85-140+  | 10YR 5/2.5          | 7.5YR 5/6, comuni, processi di ossidaz.  | FAL | assente | prism. molto grande, forte          | molto resistente           | organs, comuni; argillans scarsi                  |                               |
| parte AC  | 38-140+  | 7.5YR 4.5/3         | assenti                                  | FAL | assente | poliedr. subang. grande, debole     | friabile                   | organs, comuni                                    |                               |

Legenda per la tessitura: F= franco; FA=franco argilloso; FAL =franco argilloso limoso; A=argilloso.

Entrambi i profili sono stati classificati come *Ultic Haploxeralfs* secondo la Soil Taxonomy (S.T.), e *Cutani-Chromic Luvisols (Hyperdystric)* secondo il Word Reference Base (WRB). Tutte e due i suoli hanno tessitura da franco-argillosa in superficie ad argillosa in profondità e presentano evidenti orizzonti illuviali e chiari segni di erosione, con l'orizzonte argillico subito al di sotto di quelli lavorati. Mediamente profondo il profilo N°1 e molto profondo il profilo N°2, non manifestano impedimenti alla radicazione (sono state rinvenute radici di nocciolo a 1,20 di profondità, anche se la maggior parte di esse si trova negli Ap) e mostrano reazione (pHH<sub>2</sub>O) molto acida nell'Ap1 ed acida negli orizzonti sottostanti. La saturazione in basi è molto bassa in superficie e bassa in profondità. La CSC, espressa come somma delle basi di scambio e dell'acidità estraibile totale, risulta alta nel primo orizzonte lavorato del profilo N°1 e media nell'Ap del profilo N°2, al limite tra media e alta negli orizzonti sottostanti di entrambi i profili. Se si considera, però, la ECSC, questa risulta essere bassa nel *topsoil* di tutte e due i suoli. Il contenuto di C organico in tutte e due i profili è medio solo nel primo orizzonte lavorato, molto basso e decrescente con la profondità negli orizzonti sottostanti. Entrambi i suoli appaiono ben strutturati in superficie e moderatamente in profondità, con evidenti segni di compattazione superficiale dovuta al passaggio di macchine agricole. Non sono presenti chiari segni di ristagno idrico, anche se negli orizzonti sottosuperficiali del profilo N°1 si denota la presenza di scarse pellicole di Fe-Mn. Hanno una AWC (Capacità di acqua utile per le piante) quasi uguale: 154 mm il profilo N°1 e 158 mm il profilo N°2.

Sia dallo studio in campo, che dai risultati delle indagini di laboratorio non sembrano esistere fra i due profili differenze significative, o, comunque, tali da spiegare le diverse condizioni vegetative dei due impianti. Le principali differenze riguardano lo spessore del *solum*, minore nel profilo N°1 rispetto al profilo N°2, e la presenza di lievi caratteri idromorfi nel profilo N°1, mentre nel profilo N°2 sono del tutto assenti.

#### - Località tra Valle Prato e Fosso del Quadrone (Vico Matrino, Comune di Capranica).

Sono stati studiati due profili, in posizione morfologica rilevata e con substrato costituito dall'ignimbrite III del complesso vulcanico di Vico, ad una trentina di metri l'uno dall'altro, nelle aziende Mercuri Amerindo (profilo N°3), con le piante in buone condizioni, e Mercuri Gabriele (profilo N°4), con l'impianto fortemente danneggiato dalla fitopatologia.

Entrambi i profili sono stati classificati come *Ultic Haploxeralfs* secondo la S.T. e *Cutani-Chromic Luvisols* secondo il WRB. Ambedue hanno una tessitura franco argillosa in tutti gli orizzonti e presentano chiari segni di erosione, con l'orizzonte argillico subito al di sotto dell'Ap, nonché mescolanza di porzioni del primo orizzonte illuviale con quelle dell'orizzonte lavorato per effetto delle operazioni di scasso eseguite per la messa a dimora delle piante. Moderatamente profondo il profilo N°3 e molto profondo il profilo N°4, non presentano impedimenti alla radicazione (sono state rinvenute radici di nocciolo fino alla profondità di 1 m). La reazione e la saturazione in basi risultano rispettivamente acida e bassa in tutti gli orizzonti per entrambi i suoli. La CSC è medio-alta e praticamente costante in tutti gli orizzonti del profilo N°3 (tranne il sottilissimo orizzonte A in cui risulta molto alta) mentre nel profilo N°4 risulta essere alta. La ECSC è bassa nel *topsoil* di tutte e due i suoli. Il contenuto di C organico è modesto solo negli orizzonti Ap e diminuisce regolarmente con la profondità. Entrambi i suoli appaiono ben strutturati in superficie e moderatamente in profondità, con evidenti segni di compattazione superficiale dovuta ai passaggi di macchine agricole. Entrambi non presentano chiari segni di ristagno idrico, anche se negli orizzonti argillici del solo profilo N°3 si denota la presenza di scarse pellicole di Fe-Mn. L'AWC calcolata è 146 mm per il profilo N°3 e 130 mm per il profilo N°4.

Anche in questo caso, sia dalle osservazioni in campo, che dai risultati delle analisi di laboratorio non sembrano esistere fra i due profili differenze significative, o, comunque, tali da spiegare le diverse condizioni vegetative dei due impianti. Come nel caso precedente le principali divergenze interessano lo spessore del *solum* (l'orizzonte Ct del profilo N°3 risulta essere più in superficie rispetto a quello del profilo N°4) e lievi caratteri di idromorfia, presenti nel profilo N°3 fin dal primo orizzonte argillico ed assenti nel profilo N°4.

#### - Località Valle Cesate (vicino a Botte, Comune di Vetralla).

Sono stati studiati due profili, in condizioni morfologiche di valle su substrato alluvionale, ad una sessantina di metri l'uno dall'altro, uno con le piante in buone condizioni (profilo N°5), e l'altro in un appezzamento distrutto dalla fitopatologia (profilo N°6).

Entrambi i profili sono stati classificati come *Vitrandid Xerofluvents* secondo la S.T., mentre secondo il WRB differiscono soltanto per il secondo qualificatore (*Orthidystic* il profilo N°5, *Hyperdystric* il profilo N°6) essendo tutti e due degli *Humic Fluvisols (Tephric)*. Il profilo N°5 ha tessitura da franca in superficie a franco sabbiosa in profondità mentre il profilo N°6 si presenta franco limoso negli Ap e franco negli orizzonti sottosuperficiali. Tutti i due i suoli presentano chiari segni di sovrapposizione alluvionale di nuovi materiali su un suolo preesistente, sono moderatamente profondi e non mostrano impedimenti alla radicazione (sono state rinvenute radici di nocciolo fino alla profondità di 160 cm, anche se la maggior parte di esse si trova negli Ap). La reazione e la saturazione in basi del profilo N°5 sono rispettivamente subacida e tendenzialmente media in tutti gli orizzonti mentre la reazione del profilo N°6 è acida negli Ap e subacida nel suolo sepolto e con una saturazione in basi bassa negli Ap e media al di sotto. La CSC calcolata di entrambi i suoli è media negli orizzonti Ap e bassa nei sottostanti.

Tabella 3. Proprietà fisiche dei suoli studiati

| Orizzonte                                       | sabbia gr.+ media<br>(2000-250 µm)<br>(%) | sabbia fine<br>(250-100 µm)<br>(%) | sabbia m. fine<br>(100-50 µm)<br>(%) | sabbia totale<br>(%) | limo grosso<br>(50-20 µm)<br>(%) | limo fine<br>(20-2 µm)<br>(%) | limo totale<br>(%) | argilla<br>(< 2 µm)<br>(%) | massa volumica<br>apparente secca<br>g cm <sup>-3</sup> |
|---|---|------------------------------------|--------------------------------------|----------------------|----------------------------------|-------------------------------|--------------------|----------------------------|---|
| <i>Profilo N° 1 - nocciolo sano</i>             |   |                                    |                                      |                      |                                  |                               |                    |                            |   |
| Ap1   | 16,5                                      | 4,7                                | 6,9                                  | <b>28,1</b>          | 11,1                             | 34,7                          | <b>45,8</b>        | <b>26,1</b>                |   |
| Ap2   | 13,3                                      | 3,8                                | 4,7                                  | <b>21,8</b>          | 11,2                             | 34,7                          | <b>45,9</b>        | <b>32,3</b>                | 1,32  |
| Bt  | 9,4                                       | 3,1                                | 4,8                                  | <b>17,3</b>          | 7,7                              | 29,6                          | <b>37,3</b>        | <b>45,4</b>                | 1,12  |
| Ct  | 15,4                                      | 3,1                                | 4,5                                  | <b>23,0</b>          | 13,2                             | 24,6                          | <b>37,8</b>        | <b>39,2</b>                |   |
| <i>Profilo N° 2 - nocciolo colpito da moria</i> |   |                                    |                                      |                      |                                  |                               |                    |                            |   |
| Ap1+Ap2   | 15,9                                      | 3,4                                | 5,3                                  | <b>24,6</b>          | 7,8                              | 35,3                          | <b>43,1</b>        | <b>32,3</b>                | 1,21  |
| Bt1   | 10,3                                      | 2,7                                | 3,7                                  | <b>16,7</b>          | 6,5                              | 26,7                          | <b>33,2</b>        | <b>50,1</b>                | 1,13  |
| Bt2   | 8,7                                       | 2,6                                | 4,1                                  | <b>15,4</b>          | 6,6                              | 26,1                          | <b>32,7</b>        | <b>51,9</b>                |   |
| Bct   | 14,3                                      | 4,1                                | 5,2                                  | <b>23,6</b>          | 8,6                              | 33,5                          | <b>42,1</b>        | <b>34,3</b>                |   |
| <i>Profilo N° 3 - nocciolo sano</i>             |   |                                    |                                      |                      |                                  |                               |                    |                            |   |
| A   | 13,6                                      | 4,0                                | 5,3                                  | <b>22,9</b>          | 12,2                             | 35,1                          | <b>47,3</b>        | <b>29,8</b>                |   |
| Ap1   | 17,4                                      | 3,6                                | 5,2                                  | <b>26,2</b>          | 10,0                             | 34,6                          | <b>44,6</b>        | <b>29,3</b>                | 1,33  |
| <b>Ap2/Bt1</b>                                  | 17,6                                      | 5,9                                | 6,2                                  | <b>29,7</b>          | 12,4                             | 44,5                          | <b>56,9</b>        | <b>13,4</b>                |   |
| Ap2/Bt1   | 16,7                                      | 4,1                                | 4,5                                  | <b>25,3</b>          | 9,0                              | 28,9                          | <b>37,9</b>        | <b>36,8</b>                |   |
| Bt1   | 20,2                                      | 2,8                                | 4,1                                  | <b>27,1</b>          | 8,1                              | 28,0                          | <b>36,1</b>        | <b>36,7</b>                | 1,25  |
| Bt2   | 23,0                                      | 1,8                                | 3,2                                  | <b>28,0</b>          | 3,6                              | 30,0                          | <b>33,6</b>        | <b>38,5</b>                |   |
| Ct  | 27,8                                      | 4,5                                | 5,9                                  | <b>38,2</b>          | 8,3                              | 16,8                          | <b>25,1</b>        | <b>36,8</b>                |   |
| <i>Profilo N° 4 - nocciolo colpito da moria</i> |   |                                    |                                      |                      |                                  |                               |                    |                            |   |
| Ap1   | 11,3                                      | 4,2                                | 5,6                                  | <b>21,1</b>          | 8,8                              | 30,3                          | <b>39,1</b>        | <b>39,8</b>                | 1,28  |
| <b>Ap2/Bt</b>                                   | 16,0                                      | 3,8                                | 4,7                                  | <b>24,5</b>          | 9,6                              | 31,6                          | <b>41,2</b>        | <b>34,4</b>                |   |
| Ap2/Bt  | 13,0                                      | 3,3                                | 5,6                                  | <b>21,9</b>          | 8,3                              | 29,9                          | <b>38,2</b>        | <b>39,9</b>                |   |
| Bt  | 15,6                                      | 4,0                                | 4,5                                  | <b>24,1</b>          | 6,3                              | 29,7                          | <b>36,0</b>        | <b>40,0</b>                | 0,87  |
| Bct1  | 21,0                                      | 3,6                                | 5,5                                  | <b>30,1</b>          | 7,7                              | 34,4                          | <b>42,1</b>        | <b>27,7</b>                |   |
| Bct2  | 19,0                                      | 2,7                                | 3,2                                  | <b>24,9</b>          | 5,6                              | 34,3                          | <b>39,9</b>        | <b>35,1</b>                |   |
| <i>Profilo N° 5 - nocciolo sano</i>             |   |                                    |                                      |                      |                                  |                               |                    |                            |   |
| Ap1   | 21,5                                      | 5,0                                | 6,8                                  | <b>33,3</b>          | 10,3                             | 35,0                          | <b>45,3</b>        | <b>21,4</b>                | 1,42  |
| Ap2   | 21,1                                      | 4,2                                | 6,3                                  | <b>31,6</b>          | 10,8                             | 34,3                          | <b>45,1</b>        | <b>23,3</b>                | 1,78  |
| C   | 48,2                                      | 4,8                                | 4,7                                  | <b>57,7</b>          | 7,0                              | 20,9                          | <b>27,9</b>        | <b>14,4</b>                |   |
| Ab  | 34,6                                      | 5,0                                | 6,9                                  | <b>46,5</b>          | 8,9                              | 21,1                          | <b>30,0</b>        | <b>23,5</b>                |   |
| Bwb   | 44,7                                      | 3,5                                | 6,0                                  | <b>54,2</b>          | 8,6                              | 21,2                          | <b>29,8</b>        | <b>16,0</b>                |   |
| Cb  | 45,7                                      | 3,6                                | 3,2                                  | <b>52,5</b>          | 8,4                              | 22,0                          | <b>30,4</b>        | <b>17,1</b>                |   |
| <i>Profilo N° 6 - nocciolo colpito da moria</i> |   |                                    |                                      |                      |                                  |                               |                    |                            |   |
| Ap1   | 15,9                                      | 6,1                                | 2,7                                  | <b>24,7</b>          | 11,0                             | 39,9                          | <b>50,9</b>        | <b>24,4</b>                | 1,32  |
| Ap2   | 14,5                                      | 4,9                                | 4,6                                  | <b>24,0</b>          | 13,5                             | 38,0                          | <b>51,5</b>        | <b>24,5</b>                | 1,27  |
| Ab  | 30,9                                      | 9,6                                | 7,7                                  | <b>48,2</b>          | 9,0                              | 24,9                          | <b>33,9</b>        | <b>17,9</b>                |   |
| Cb1   | 31,2                                      | 9,8                                | 8,1                                  | <b>49,1</b>          | 8,6                              | 25,7                          | <b>34,3</b>        | <b>16,6</b>                | 1,26  |
| Cb2   | 29,0                                      | 8,8                                | 7,8                                  | <b>45,6</b>          | 28,0                             | 11,0                          | <b>39,0</b>        | <b>15,4</b>                |   |

SEGUE

SEGUE TABELLA 3

| <i>Profilo N° 7 - nocciolo colpito da moria</i>  |      |     |     |             |      |      |             |             |      |  |
|--|------|-----|-----|-------------|------|------|-------------|-------------|------|--|
| Ap1  | 13,1 | 3,6 | 4,1 | <b>20,8</b> | 6,1  | 32,0 | <b>38,1</b> | <b>41,0</b> | 1,37 |  |
| Ap2  | 16,4 | 4,0 | 4,3 | <b>24,7</b> | 7,1  | 31,2 | <b>38,3</b> | <b>36,9</b> | 1,21 |  |
| Bt   | 16,6 | 2,9 | 3,8 | <b>23,3</b> | 5,1  | 35,5 | <b>40,6</b> | <b>36,2</b> |      |  |
| CBt  | 21,9 | 2,0 | 3,1 | <b>27,0</b> | 5,6  | 35,3 | <b>40,9</b> | <b>32,0</b> |      |  |
| Ct   | 20,0 | 3,1 | 3,3 | <b>26,4</b> | 5,7  | 38,1 | <b>43,8</b> | <b>29,9</b> |      |  |
| <i>Profilo N° 8 - nocciolo sano</i>              |      |     |     |             |      |      |             |             |      |  |
| Ap1+Ap2  | 20,0 | 5,9 | 6,3 | <b>32,2</b> | 8,6  | 27,3 | <b>35,9</b> | <b>31,9</b> | 1,33 |  |
| Ap3  | 18,2 | 4,6 | 3,5 | <b>26,3</b> | 16,6 | 16,7 | <b>33,3</b> | <b>40,4</b> |      |  |
| BCt  | 14,7 | 5,5 | 3,8 | <b>24,0</b> | 8,5  | 30,8 | <b>39,3</b> | <b>36,7</b> | 0,95 |  |
| CBt  | 7,9  | 3,6 | 5,4 | <b>16,9</b> | 13,1 | 35,6 | <b>48,7</b> | <b>34,4</b> |      |  |
| <i>Profilo N° 9 - nocciolo sano</i>              |      |     |     |             |      |      |             |             |      |  |
| Ap1+Ap2  | 0,9  | 1,2 | 6,7 | <b>8,8</b>  | 12,9 | 50,8 | <b>63,7</b> | <b>27,5</b> | 1,08 |  |
| parte AC   | 0,9  | 1,2 | 6,3 | <b>8,4</b>  | 11,3 | 39,6 | <b>50,9</b> | <b>40,7</b> |      |  |
| C1/AC  | 0,4  | 1,0 | 2,0 | <b>3,4</b>  | 14,3 | 48,8 | <b>63,1</b> | <b>33,5</b> | 0,96 |  |
| C2/AC  | 0,4  | 0,9 | 1,7 | <b>3,0</b>  | 14,7 | 50,4 | <b>65,1</b> | <b>31,9</b> |      |  |
| <i>Profilo N° 10 - nocciolo colpito da moria</i> |      |     |     |             |      |      |             |             |      |  |
| Ap1  | 6,6  | 4,7 | 6,3 | <b>17,6</b> | 17,1 | 41,3 | <b>58,4</b> | <b>24,0</b> | 0,95 |  |
| Ap2  | 6,8  | 6,1 | 5,8 | <b>18,7</b> | 18,6 | 41,5 | <b>60,1</b> | <b>21,2</b> | 0,95 |  |
| BC   | 2,0  | 1,2 | 2,7 | <b>5,9</b>  | 14,1 | 34,7 | <b>48,8</b> | <b>45,3</b> | 0,92 |  |
| C  | 1,0  | 0,5 | 7,5 | <b>9,0</b>  | 14,3 | 43,3 | <b>57,6</b> | <b>33,4</b> |      |  |
| materiale<br>fratture                            | 1,7  | 2,0 | 1,0 | <b>4,7</b>  | 9,8  | 48,0 | <b>57,8</b> | <b>37,5</b> |      |  |
| <i>Profilo N° 11 - nocciolo colpito da moria</i> |      |     |     |             |      |      |             |             |      |  |
| Ap1  | 8,0  | 6,2 | 4,3 | <b>18,5</b> | 16,8 | 37,1 | <b>53,9</b> | <b>27,6</b> | 0,88 |  |
| Ap2  | 7,9  | 6,4 | 9,0 | <b>23,3</b> | 14,9 | 31,5 | <b>46,4</b> | <b>30,3</b> | 1,16 |  |
| Ap3  | 9,5  | 6,1 | 6,6 | <b>22,2</b> | 12,1 | 33,4 | <b>45,5</b> | <b>32,3</b> | 1,09 |  |
| C1/A   | 1,5  | 0,7 | 1,0 | <b>3,2</b>  | 18,6 | 53,0 | <b>71,6</b> | <b>25,2</b> |      |  |
| C2/A   | 1,5  | 0,5 | 1,8 | <b>3,8</b>  | 13,3 | 49,2 | <b>62,5</b> | <b>33,7</b> |      |  |
| materiale<br>fratture                            | 7,5  | 7,9 | 1,0 | <b>16,4</b> | 19,5 | 31,3 | <b>50,8</b> | <b>32,8</b> |      |  |
| <i>Profilo N° 12 - nocciolo sano</i>             |      |     |     |             |      |      |             |             |      |  |
| Ap1  | 12,5 | 6,0 | 3,6 | <b>22,1</b> | 17,3 | 39,8 | <b>57,1</b> | <b>20,7</b> | 1,26 |  |
| Ap2  | 5,3  | 2,4 | 2,7 | <b>10,4</b> | 16,1 | 46,1 | <b>62,2</b> | <b>27,4</b> | 1,32 |  |
| parte AC   | 1,8  | 0,9 | 1,5 | <b>4,2</b>  | 9,8  | 48,7 | <b>58,5</b> | <b>37,4</b> |      |  |
| C1/AC  | 1,2  | 0,4 | 3,6 | <b>5,2</b>  | 14,4 | 48,6 | <b>63,0</b> | <b>31,7</b> | 1,02 |  |
| C2/AC  | 1,3  | 0,6 | 2,9 | <b>4,8</b>  | 15,2 | 52,4 | <b>67,6</b> | <b>27,6</b> |      |  |

Tabella 4. Analisi chimiche dei suoli studiati

| Orizzonte                                       | pH                 | pH    | C                     | N                     | C/N | Ca    | Mg   | Na   | K    | Ac.estr.<br>totale          | Acid.<br>scamb. | Al<br>scamb. | CSC <sup>(1)</sup> | ECSC | Sat. basi<br><sup>(2)</sup> | ESP |
|---|--------------------|-------|-----------------------|-----------------------|-----|-------|------|------|------|-----------------------------|-----------------|--------------|--------------------|------|-----------------------------|-----|
|   | (H <sub>2</sub> O) | (KCl) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) |     |       |      |      |      | (cmol(+) kg <sup>-1</sup> ) |                 |              |                    |      | (%)                         | (%) |
| <i>Profilo N° 1 – nocciolo sano</i>             |                    |       |                       |                       |     |       |      |      |      |                             |                 |              |                    |      |                             |     |
| Ap1   | 4,2                | 3,7   | 37,4                  | 3,0                   | 12  | 2,62  | 0,35 | 0,89 | 1,04 | 26,0                        | 4,00            | 3,02         | 30,9               | 7,9  | 16                          | 2   |
| Ap2   | 4,8                | 3,8   | 6,2                   | 1,0                   | 6   | 3,46  | 0,35 | 1,14 | 0,67 | 13,4                        | 2,25            | 1,83         | 19,0               | 7,5  | 30                          | 2   |
| Bt  | 5,1                | 4,1   | 4,8                   |                       |     | 6,14  | 2,17 | 1,09 | 1,35 | 14,4                        |                 |              | 25,2               |      | 43                          | 3   |
| Ct  | 5,3                | 4,2   | 4,0                   |                       |     | 5,04  | 2,48 | 1,38 | 2,41 | 16,2                        |                 |              | 27,5               |      | 41                          | 2   |
| <i>Profilo N° 2 – nocciolo colpito da moria</i> |                    |       |                       |                       |     |       |      |      |      |                             |                 |              |                    |      |                             |     |
| Ap1+Ap2   | 4,3                | 3,7   | 23,6                  | 1,9                   | 12  | 2,31  | 0,28 | 0,93 | 0,96 | 18,8                        | 4,07            | 3,26         | 23,3               | 7,7  | 19                          | 2   |
| Bt1   | 4,9                | 3,7   | 5,7                   | 0,9                   | 6   | 4,96  | 0,66 | 1,14 | 1,63 | 18,4                        | 2,75            | 2,16         | 26,8               | 10,6 | 31                          | 3   |
| Bt2   | 5,1                | 4,1   | 5,7                   |                       |     | 6,33  | 1,31 | 1,41 | 2,36 | 16,5                        |                 |              | 27,9               |      | 41                          | 2   |
| BCt   | 5,7                | 4,9   | 4,8                   |                       |     | 6,80  | 2,25 | 1,44 | 2,56 | 13,0                        |                 |              | 26,1               |      | 50                          | 2   |
| <i>Profilo N° 3 – nocciolo sano</i>             |                    |       |                       |                       |     |       |      |      |      |                             |                 |              |                    |      |                             |     |
| A   | 5,6                | 4,8   | 201,6                 | 9,2                   | 22  | 23,45 | 3,80 | 1,26 | 2,98 | 32,9                        |                 |              | 64,4               |      | 49                          | 1   |
| Ap1   | 5,1                | 4,1   | 16,1                  | 1,7                   | 9   | 6,29  | 0,91 | 0,53 | 1,44 | 14,3                        | 1,06            | 0,70         | 24,5               | 9,9  | 37                          | 1   |
| Ap2/Bt1   | 5,4                | 4,0   | 16,2                  |                       |     | 5,35  | 0,88 | 0,69 | 1,12 | 15,9                        | 1,14            | 0,79         | 25,1               | 8,8  | 32                          | 2   |
| Ap2/Bt1   | 5,3                | 4,3   | 9,0                   |                       |     | 6,70  | 1,37 | 1,14 | 2,00 | 12,8                        |                 |              | 24,0               |      | 47                          | 2   |
| Bt1   | 5,3                | 4,2   | 7,1                   |                       |     | 7,65  | 1,84 | 0,96 | 1,48 | 12,6                        |                 |              | 24,5               |      | 49                          | 2   |
| Bt2   | 5,3                | 4,4   | 7,2                   |                       |     | 7,12  | 2,61 | 0,77 | 1,85 | 13,8                        |                 |              | 26,2               |      | 47                          | 2   |
| Ct  | 5,3                | 4,3   | 4,6                   |                       |     | 6,12  | 2,58 | 1,34 | 2,54 | 10,8                        |                 |              | 23,4               |      | 54                          | 3   |
| <i>Profilo N° 4 – nocciolo colpito da moria</i> |                    |       |                       |                       |     |       |      |      |      |                             |                 |              |                    |      |                             |     |
| Ap1   | 5,1                | 3,7   | 22,3                  | 1,9                   | 12  | 8,60  | 1,45 | 1,02 | 2,32 | 17,3                        | 0,64            | 0,34         | 30,7               | 13,7 | 44                          | 3   |
| Ap2/Bt  | 5,4                | 3,9   | 14,6                  | 1,3                   | 11  | 7,19  | 1,73 | 0,70 | 1,44 | 13,2                        | 0,64            | 0,34         | 24,3               | 11,4 | 46                          | 2   |
| Ap2/Bt  | 5,5                | 4,4   | 8,7                   |                       |     | 8,09  | 2,09 | 1,01 | 3,18 | 14,8                        |                 |              | 29,2               |      | 49                          | 1   |
| Bt  | 5,3                | 4,5   | 8,1                   |                       |     | 7,13  | 2,98 | 1,18 | 2,86 | 21,3                        |                 |              | 35,5               |      | 40                          | 2   |
| BCt1  | 5,4                | 4,3   | 5,8                   |                       |     | 6,81  | 3,04 | 1,73 | 1,34 | 19,9                        |                 |              | 32,8               |      | 39                          | 3   |
| BCt2  | 5,4                | 4,2   | 4,5                   |                       |     | 5,35  | 2,46 | 1,75 | 1,40 | 13,7                        |                 |              | 24,7               |      | 44                          | 3   |
| <i>Profilo N° 5 – nocciolo sano</i>             |                    |       |                       |                       |     |       |      |      |      |                             |                 |              |                    |      |                             |     |
| Ap1   | 5,7                | 4,9   | 18,9                  | 1,6                   | 12  | 9,73  | 0,83 | 0,98 | 1,21 | 7,8                         | 0,36            | 0,21         | 20,6               | 13,0 | 62                          | 3   |
| Ap2   | 5,5                | 4,6   | 14,6                  | 1,5                   | 10  | 8,72  | 0,97 | 0,83 | 0,92 | 3,9                         | 0,36            | 0,27         | 15,3               | 11,7 | 75                          | 3   |
| C   | 5,7                | 4,7   | 17,3                  |                       |     | 6,66  | 0,88 | 0,68 | 0,60 | 1,9                         |                 |              | 10,7               |      | 82                          | 2   |
| Ab  | 5,9                | 4,9   | 11,3                  |                       |     | 6,78  | 0,91 | 0,72 | 0,43 | 5,5                         |                 |              | 14,3               |      | 62                          | 3   |
| Bwb   | 6,0                | 4,9   | 6,7                   |                       |     | 5,85  | 0,82 | 1,00 | 0,41 | 2,9                         |                 |              | 11,0               |      | 74                          | 4   |
| Cb  | 5,9                | 5,0   | 7,6                   |                       |     | 6,21  | 0,91 | 0,57 | 0,39 | 2,6                         |                 |              | 10,7               |      | 76                          | 2   |
| <i>Profilo N° 6 – nocciolo colpito da moria</i> |                    |       |                       |                       |     |       |      |      |      |                             |                 |              |                    |      |                             |     |
| Ap1   | 5,2                | 4,1   | 12,9                  | 1,8                   | 7   | 5,72  | 0,58 | 0,63 | 1,39 | 12,8                        | 0,82            | 0,54         | 21,1               | 8,9  | 39                          | 2   |
| Ap2   | 5,4                | 4,2   | 12,7                  | 1,5                   | 8   | 7,22  | 0,77 | 0,71 | 0,47 | 12,8                        | 0,56            | 0,37         | 22,0               | 9,5  | 42                          | 2   |
| Ab  | 5,7                | 4,6   | 11,4                  |                       |     | 6,18  | 0,65 | 0,61 | 0,27 | 7,0                         |                 |              | 14,7               |      | 52                          | 2   |
| Cb1   | 6,1                | 4,7   | 5,1                   |                       |     | 6,04  | 0,79 | 0,71 | 0,41 | 5,7                         |                 |              | 13,7               |      | 58                          | 1   |
| Cb2   | 6,3                | 4,9   | 5,9                   |                       |     | 7,04  | 1,03 | 0,62 | 0,39 | 5,7                         |                 |              | 14,8               |      | 61                          | 2   |

SEGUE

Indagine pedologica nelle aree corricole del viterbese colpite dalla fitopatia "moria del nocciolo"



SEGUE TABELLA 4

|   |     |     |      |     |    |       |      |      |      |      |      |      |      |      |    |   |  |
|---|-----|-----|------|-----|----|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|----|---|--|
| <i>Profilo N° 7 – nocchioleto colpito da moria</i>  |     |     |      |     |    |       |      |      |      |      |      |      |      |      |    |   |  |
| Ap1   | 4,7 | 3,9 | 17,9 | 1,5 | 12 | 6,00  | 0,82 | 0,85 | 1,65 | 2,4  | 1,85 | 1,22 | 11,7 | 10,5 | 80 | 2 |  |
| Ap2   | 5,2 | 4,3 | 15,2 | 1,2 | 13 | 7,23  | 1,18 | 0,78 | 2,03 | 15,5 | 0,54 | 0,29 | 26,7 | 11,5 | 42 | 2 |  |
| Bt  | 5,4 | 4,2 | 4,6  |     |    | 6,94  | 1,88 | 1,53 | 3,41 | 15,4 |      |      | 29,2 |      | 47 | 2 |  |
| CBt   | 5,6 | 4,1 | 3,5  |     |    | 7,03  | 1,69 | 1,91 | 2,86 | 10,7 |      |      | 24,2 |      | 56 | 3 |  |
| Ct  | 5,7 | 3,9 | 3,0  |     |    | 7,32  | 1,66 | 2,01 | 3,15 | 8,4  |      |      | 22,5 |      | 63 | 4 |  |
| <i>Profilo N° 8 – nocchioleto sano</i>              |     |     |      |     |    |       |      |      |      |      |      |      |      |      |    |   |  |
| Ap1+Ap2   | 5,4 | 4,3 | 11,9 | 1,6 | 7  | 8,12  | 1,39 | 0,63 | 2,52 | 18,5 | 1,58 | 1,22 | 31,2 | 13,9 | 41 | 1 |  |
| Ap3   | 5,4 | 4,4 | 9,6  | 1,4 | 7  | 7,91  | 1,38 | 0,73 | 2,65 | 15,9 | 0,48 | 0,30 | 28,6 | 13,0 | 44 | 1 |  |
| BCt   | 5,8 | 4,2 | 0,6  |     |    | 7,57  | 2,37 | 2,39 | 2,67 | 15,3 |      |      | 30,3 |      | 50 | 4 |  |
| CBt   | 5,6 | 4,5 | 2,8  |     |    | 8,56  | 2,30 | 2,13 | 1,53 | 19,1 |      |      | 33,6 |      | 43 | 3 |  |
| <i>Profilo N° 9 – nocchioleto sano</i>              |     |     |      |     |    |       |      |      |      |      |      |      |      |      |    |   |  |
| Ap1+Ap2   | 5,5 | 4,0 | 12,0 | 1,6 | 8  | 7,61  | 1,86 | 0,26 | 0,85 | 15,0 | 0,62 | 0,41 | 25,6 | 11,0 | 41 | 0 |  |
| parte AC  | 5,8 | 4,3 | 10,1 | 1,6 | 6  | 9,57  | 3,68 | 0,27 | 0,96 | 13,1 | 0,42 | 0,23 | 27,6 | 14,7 | 53 | 0 |  |
| C1/AC   | 5,9 | 4,4 | 3,8  |     |    | 9,72  | 3,97 | 0,28 | 0,95 | 11,2 |      |      | 26,1 |      | 57 | 0 |  |
| C2/AC   | 6,2 | 4,4 | 2,0  |     |    | 9,46  | 4,51 | 0,32 | 0,84 | 13,1 |      |      | 28,2 |      | 54 | 1 |  |
| <i>Profilo N° 10 – nocchioleto colpito da moria</i> |     |     |      |     |    |       |      |      |      |      |      |      |      |      |    |   |  |
| Ap1   | 5,0 | 3,9 | 36,1 | 3,0 | 12 | 4,07  | 0,54 | 0,56 | 2,17 | 20,1 | 2,60 | 2,16 | 27,4 | 9,5  | 27 | 1 |  |
| Ap2   | 4,9 | 4,1 | 24,4 | 2,1 | 12 | 5,89  | 0,77 | 0,67 | 1,80 | 20,8 | 1,14 | 0,90 | 29,9 | 10,0 | 31 | 1 |  |
| BC  | 5,4 | 4,4 | 7,9  |     |    | 11,38 | 2,58 | 0,78 | 2,30 | 14,7 |      |      | 31,7 |      | 54 | 1 |  |
| C   | 6,1 | 4,6 | 6,4  |     |    | 12,02 | 4,14 | 0,92 | 1,57 | 11,1 |      |      | 29,8 |      | 63 | 2 |  |
| materiale<br>fratture                               | 6,0 | 4,6 | 12,4 |     |    | 12,06 | 4,08 | 0,87 | 1,19 | 15,0 |      |      | 33,2 |      | 55 | 1 |  |
| <i>Profilo N° 11 – nocchioleto colpito da moria</i> |     |     |      |     |    |       |      |      |      |      |      |      |      |      |    |   |  |
| Ap1   | 5,4 | 3,9 | 31,8 | 2,8 | 11 | 5,53  | 1,19 | 0,25 | 0,92 | 8,5  | 1,77 | 1,27 | 16,4 | 9,2  | 48 | 0 |  |
| Ap2   | 5,6 | 4,1 | 16,7 |     |    | 6,98  | 1,46 | 0,25 | 0,68 | 10,4 | 1,25 | 0,46 | 19,8 | 9,8  | 47 | 0 |  |
| Ap3   | 5,3 | 4,1 | 12,8 |     |    | 7,64  | 2,05 | 0,28 | 0,31 | 13,1 |      |      | 23,4 |      | 44 | 0 |  |
| C1/A  | 6,0 | 4,4 | 10,3 |     |    | 10,64 | 4,53 | 0,36 | 0,64 | 17,1 |      |      | 33,3 |      | 49 | 0 |  |
| C2/A  | 5,9 | 4,4 | 9,8  |     |    | 10,99 | 4,49 | 0,37 | 0,72 | 12,5 |      |      | 29,1 |      | 57 | 0 |  |
| materiale<br>fratture                               | 5,9 | 4,7 | 41,0 |     |    | 15,18 | 5,27 | 0,38 | 0,80 | 25,0 |      |      | 46,6 |      | 46 | 1 |  |
| <i>Profilo N° 12 – nocchioleto sano</i>             |     |     |      |     |    |       |      |      |      |      |      |      |      |      |    |   |  |
| Ap1   | 5,2 | 3,7 | 23,8 | 2,2 | 11 | 4,79  | 1,21 | 0,27 | 0,85 | 16,2 | 1,86 | 1,41 | 23,3 | 8,5  | 31 | 1 |  |
| Ap2   | 5,8 | 4,2 | 13,8 | 1,5 | 9  | 8,10  | 2,10 | 0,25 | 0,82 | 15,6 | 0,47 | 0,25 | 26,9 | 11,5 | 42 | 0 |  |
| parte AC  | 5,9 | 4,3 | 9,4  |     |    | 9,49  | 3,99 | 0,30 | 0,85 | 10,5 |      |      | 25,1 |      | 58 | 0 |  |
| C1/AC   | 6,0 | 4,3 | 6,2  |     |    | 10,37 | 4,32 | 0,30 | 0,76 | 13,2 |      |      | 29,0 |      | 54 | 0 |  |
| C2/AC   | 6,2 | 4,4 | 3,0  |     |    | 11,88 | 5,21 | 0,36 | 0,68 | 13,9 |      |      | 32,0 |      | 57 | 1 |  |

(1) La CSC riportata in tabella è quella calcolata come somma delle basi di scambio e dell'acidità estraibile totale

(2) La saturazione in basi riportata in tabella è il rapporto tra la somma delle basi di scambio e la CSC calcolata

La ECSC degli orizzonti lavorati risulta bassa sia nel profilo N°5 che nel profilo N°6. Il contenuto di C organico del profilo N°5 risulta modesto nel ricoprimento e basso nel suolo sepolto mentre nel profilo N°6 risulta basso negli Ap e molto basso negli orizzonti C sepolti. Tutti e due i suoli appaiono moderatamente strutturati ma mostrano segni di compattazione superficiale dovuta al passaggio di macchine agricole. Non presentano segni di ristagno idrico. L'AWC calcolata è simile: 159 mm nel profilo N°5 e 174 mm nel profilo N°6.

I profili studiati sono quindi leggermente diversi tra di loro, ma non a tal punto da giustificare le diverse condizioni dei due soprassuoli. In ambedue i casi si tratta di suoli alluvionali in cui è chiara una sovrapposizione di materiali su un suolo preesistente. Le principali differenze riguardano, in sintesi, la tessitura, la reazione e la saturazione in basi degli orizzonti superficiali.

#### - Località La Torre (Vico Matrino, Comune di Capranica).

I due profili studiati, in posizione morfologica rilevata e con substrato costituito dall'ignimbrite III del complesso vulcanico di Vico, a circa ottanta metri l'uno dall'altro, ambedue posti nell'azienda Valentini, sono il N°7 nell'appezzamento distrutto dalla fitopatìa, ed il N°8 in area con le piante in buone condizioni.

Sono entrambi degli *Ultic Haploxeralfs* secondo la S.T e dei *Cutani-Chromic Luvisols* secondo il WRB, anche se l'ultimo qualificatore della seconda classificazione (*Orthidystri* il profilo N°7, *Hyperdystric* il profilo N°8) li differenzia per il grado di saturazione in basi. Tutte e due i suoli hanno una tessitura tendenzialmente franco-argillosa in tutta la profondità e presentano evidenti orizzonti illuviali e chiari segni di erosione, con l'orizzonte argillico a diretto contatto con quelli lavorati. Moderatamente profondo il profilo N°7 e poco profondo il profilo N°8, non presentano però impedimenti alla radicazione (sono state rinvenute radici di nocciolo fino alla profondità di oltre 100 cm). La reazione del primo suolo è acida fino a circa 1 m di profondità, subacida al di sotto, mentre la saturazione in basi è alta solamente nell'Ap1, e bassa negli orizzonti sottostanti con la tendenza a crescere in profondità. La reazione del profilo N°8 è acida negli orizzonti Ap e subacida nei sottostanti illuviali mentre la saturazione in basi è bassa in tutti gli orizzonti. La CSC calcolata del profilo N°7 risulta alta negli orizzonti superficiali (meno l'Ap1 in cui è bassa) e media in profondità mentre quella del profilo N°8 è alta in tutti gli orizzonti. La ECSC nel *topsoil* di entrambi i suoli risulta essere bassa. Il contenuto di C organico è un pò più alto negli orizzonti lavorati del profilo N°7 rispetto a quelli del profilo N°8 ma diviene molto basso negli orizzonti sottosuperficiali di entrambi i suoli. Tutte e due i suoli appaiono ben strutturati in superficie e moderatamente in profondità, con evidenti segni di compattazione superficiale dovuta ai passaggi di macchine agricole. Non mostrano segni evidenti di ristagno idrico ma lievi caratteri di idromorfia sono presenti solamente nel profilo N°8. L'AWC calcolata è 145 mm per il profilo N°7 e 120 mm per il profilo N°8.

Sia dallo studio in campo, che dai risultati delle indagini di laboratorio non sembrano esistere fra i due profili differenze significative, o, comunque, tali da spiegare le diverse condizioni vegetative dei due impianti. In ambedue l'alterazione della roccia e la successiva differenziazione degli orizzonti è avvenuta in maniera irregolare, in dipendenza di nuclei più o meno compatti presenti nel materiale originario. Il profilo N°8 sembra aver subito una maggiore erosione, rinvenendovi subito al di sotto degli Ap un orizzonte BCt e non un Bt come nel profilo N°7.

#### - Località Pantanello (Comune di Caprarola).

Sono stati studiati quattro profili, su una superficie lacustre terrazzata all'interno della caldera del vulcano di Vico, di cui due (azienda Passini profilo N°9 ed azienda Serafini profilo N°12) in appezzamenti con le piante in buone condizioni e gli altri due (profilo N°10 e profilo N°11) in aree, sempre dell'azienda Serafini, fortemente colpite dalla fitopatìa.

Il profilo N°9 (*Vitrandid Udifluent* secondo la S.T., *Orthidystri-Tephric Fluvisol* secondo il WRB), ha tessitura franco argillosa limosa in tutta la profondità ed è stato oggetto di forte erosione. Subito al di sotto degli orizzonti lavorati affiora il sedimento lacustre originario, peraltro interessato dalla presenza, sulle facce degli aggregati, di evidenti rivestimenti di origine organica, argillosa e di sesquiossidi. Completamente privo di scheletro, sottile, non sembra presentare, però, impedimenti alla radicazione (sono state rinvenute radici di nocciolo fino alla profondità di oltre 100 cm, anche se nei vuoti planari tra gli aggregati). La reazione è acida nell'orizzonte lavorato, subacida al di sotto, con una saturazione in basi bassa negli Ap e media negli orizzonti C. La CSC calcolata è medio-alta per tutto lo spessore mentre la ECSC risulta bassa nel *topsoil*. Il contenuto di C organico risulta basso negli orizzonti Ap e molto basso negli altri. Il suolo appare ben strutturato in superficie e moderatamente e grossolanamente in profondità, con evidenti segni di compattazione superficiale dovuta ai passaggi di macchine agricole. Non presenta segni di ristagno idrico. La presenza di numerose screziature di colore rosso-giallastro è da imputarsi a fenomeni esclusivamente ossidativi e non ossido-riduttivi. Gli orizzonti C, moderatamente tissotropici, sono interessati da alcune tasche ad andamento allungato, riempite di materiale più finemente aggregato e di colorazione più rossa rispetto alle altre parti del profilo. Ha una AWC di 125 mm.

Il profilo N°12 (*Vitrandid Udifluent* secondo la S.T., *Orthidystri-Tephric Fluvisol* secondo il WRB), ha tessitura franco limosa nell'Ap1, franco argillosa limosa nell'Ap2 e negli orizzonti sottosuperficiali ed è stato og-

getto di forte erosione. Subito al di sotto degli orizzonti lavorati affiora il sedimento lacustre originario, peraltro interessato dalla presenza, sulle facce degli aggregati, di evidenti rivestimenti di origine organica, argillosa e di sesquiossidi. Completamente privo di scheletro, sottile, non sembra presentare, però, impedimenti alla radicazione (sono state rinvenute radici di nocciolo fino alla profondità di oltre 100 cm, anche negli spazi interaggregati). La reazione è acida nell'Ap1, subacida e con andamento crescente negli altri orizzonti, con una saturazione in basi molto bassa e bassa negli Ap e media negli orizzonti C. La CSC, da media in superficie, diviene alta con la profondità. La ECSC risulta essere bassa negli orizzonti Ap. Il contenuto di C organico è medio-moderato negli orizzonti Ap e basso negli altri. Il suolo appare ben strutturato in superficie e moderatamente e grossolanamente in profondità, con evidenti segni di compattazione superficiale dovuta ai passaggi di macchine agricole. Non presenta segni di ristagno idrico. La presenza di numerose screziature di colore rosso-giallastro è da imputarsi a fenomeni esclusivamente ossidativi e non ossido-riduttivi. Gli orizzonti C, moderatamente tissotropici, sono interessati da alcune tasche ad andamento allungato, riempite di materiale più finemente aggregato e di colorazione più rossa rispetto alle altre parti del profilo. Ha una AWC di 165 mm.

Il profilo N°10 (*Vitrantic Udifluent* secondo la S.T., *Orthidystri-Tephric Fluvisol* secondo il WRB) ha tessitura franco limosa negli orizzonti Ap, argilloso limosa e franco argillosa limosa al di sotto, ed è stato oggetto di forte erosione. Subito al di sotto degli orizzonti lavorati affiora il sedimento lacustre originario. Completamente privo di scheletro, sottile, non presenta, però, impedimenti alla radicazione (sono state rinvenute radici di nocciolo fino alla profondità di oltre 100 cm, anche se tra i vuoti interaggregati). La reazione è acida negli orizzonti Ap e subacida nei C, con una saturazione in basi molto bassa negli Ap e media negli orizzonti sottostanti. La CSC calcolata è alta in tutto lo spessore del profilo. La ECSC è bassa nel topsoil. Il contenuto di C organico risulta medio negli orizzonti Ap e basso negli altri. Il suolo appare ben strutturato in superficie e moderatamente e grossolanamente in profondità, con evidenti segni di compattazione superficiale dovuta ai passaggi di macchine agricole. Non presenta segni di ristagno idrico. La presenza di numerose screziature di colore rosso-giallastro, bruno e bruno forte è da imputarsi a fenomeni esclusivamente ossidativi e non ossido-riduttivi. Gli orizzonti C, moderatamente tissotropici, sono interessati da numerose tasche ad andamento allungato ed intersecantesi, riempite di materiale più finemente aggregato e di colorazione più rossa rispetto alle altre parti del profilo. Ha una AWC di 140 mm.

Il profilo N°11 (*Vitrantic Udifluent* secondo la S.T., *Hyperdystri-Humic Fluvisol (Tephric)* secondo il WRB), ha tessitura franco argillosa negli orizzonti Ap e franco argillosa limosa al di sotto. È stato oggetto di forte erosione: subito al di sotto degli orizzonti lavorati affiora infatti il sedimento lacustre originario, peraltro interessato dalla presenza, sulle facce degli aggregati, di evidenti rivestimenti di origine organica, argillosa e di sesquiossidi. Completamente privo di scheletro, moderatamente profondo, non sembra presentare impedimenti alla radicazione (sono state rinvenute radici di nocciolo fino alla profondità di oltre 100 cm, anche se limitatamente agli spazi interaggregati). La reazione è acida negli orizzonti Ap e subacida nei C, con una saturazione in basi bassa in tutti gli orizzonti e una CSC calcolata media negli Ap ed alta negli orizzonti sottostanti. La ECSC è bassa nel topsoil. Il contenuto di C organico risulta da medio a modesto in tutto lo spessore. Il suolo appare ben strutturato negli orizzonti lavorati e moderatamente e grossolanamente in profondità, con evidenti segni di compattazione superficiale dovuta ai passaggi di macchine agricole. Non presenta segni di ristagno idrico. La presenza di numerose screziature di colore rosso, rosso-giallastro e bruno forte è da imputarsi a fenomeni esclusivamente ossidativi e non ossido-riduttivi. Gli orizzonti C, moderatamente tissotropici, sono interessati da numerose tasche ad andamento allungato e talora intersecantesi, riempite di materiale più finemente aggregato e di colorazione più rossa rispetto alle altre parti del profilo. Ha una AWC di 170 mm.

I caratteri morfologici ed i parametri fisico-chimici appaiono abbastanza omogenei fra i profili descritti nelle aree indenni dalla fitopatia e quelli nelle aree danneggiate. Le lievi divergenze riscontrate (pH, tessitura) non sembrano, comunque, tali da spiegare le diverse condizioni vegetative dei due impianti. In tutti e quattro i casi si tratta di suoli sottili riformatisi su sedimenti lacustri sufficientemente omogenei, dopo che lo sviluppo originario è stato troncato da una forte azione erosiva.

I risultati dell'analisi statistica sono sintetizzati in Tabella 5.

Le variabili presentano un comportamento differenziato; fra i fattori fissi solo il tipo di "roccia madre" è risultato per la maggior parte significativo, mentre l'effetto "moria" o la sua interazione con il tipo di roccia madre non lo sono stati mai ad un livello di probabilità  $p > 0,05$ . Come era prevedibile, infatti, alcuni parametri dei suoli, e soprattutto le proprietà tessiturali, meno quelle chimiche, differiscono significativamente tra i vari gruppi in cui sono stati inseriti i suoli in base alla roccia madre da cui si sono originati. Risulta, inoltre, che i profili presentano una chiara stratificazione, poiché la maggior parte delle variabili mostra una significativa autocorrelazione spaziale fra i vari livelli di un profilo. Come affermato precedentemente, nessuna delle variabili considerate differisce significativamente, fra i due raggruppamenti associati allo stato di salute delle piante di nocciolo.

Tabella 5. Livelli di significatività (probabilità) degli effetti: casuale (autocorrelazione spaziale fra gli orizzonti) e fisso (tipo di roccia madre) risultanti dall'analisi statistica

| Variabile                      | Autocorrelazione spaziale<br>fra gli orizzonti di un profilo | Tipo di roccia madre |
|--------------------------------|--|----------------------|
| pH <sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> | 0,0001   | n.s.                 |
| pH <sub>(KCl)</sub>            | 0,0005   | 0,03                 |
| carbonio                       | 0,04   | n.s.                 |
| sabbia grossa e media          | 0,0008   | 0,0001               |
| sabbia fine                    | 0,0002   | 0,01                 |
| sabbia molto fine              | 0,04   | n.s.                 |
| sabbia totale                  | 0,0009   | 0,0001               |
| limo grosso                    | n.s.*  | 0,0001               |
| limo fine                      | 0,0057   | 0,0001               |
| limo totale                    | 0,02   | 0,0001               |
| argilla                        | n.s.   | 0,0009               |
| CSC                            | 0,0007   | 0,002                |
| acidità estraibile totale      | n.s.   | 0,0002               |
| acidità scambiabile            | 0,02   | n.s.                 |
| alluminio scambiabile          | 0,01   | n.s.                 |
| Ca scambiabile                 | 0,01   | n.s.                 |
| Mg scambiabile                 | 0,0001   | 0,0058               |
| K scambiabile                  | 0,0002   | 0,0001               |
| Na scambiabile                 | 0,0001   | 0,0001               |
| saturatione in basi            | 0,0065   | n.s.                 |
| ESP                            | 0,02   | 0,0001               |

\*n.s.: l'effetto è assunto non significativo ad un livello di probabilità  $p > 0,05$ .

### Conclusioni

L'indagine pedologica eseguita in alcune aree della provincia di Viterbo colpite dalla fitopatia "moria del nocciolo" non ha messo in luce alcuna relazione fra natura e qualità dei suoli ed il manifestarsi del fenomeno degradativo. I caratteri morfologici dei profili studiati (screziature, struttura, consistenza) non indicano, in nessun caso, severe difficoltà di drenaggio o limitazioni al radicamento, confermando l'idoneità fisica dell'ambiente edafico per le piante di nocciolo. Se si considerano i parametri chimici, ed in particolare il pH, che è concordemente ritenuto il più importante per la sua influenza negativa sull'equilibrio fisiologico delle piante arboree rendendole più suscettibili nei confronti di alcuni batteri fitopatogeni, i valori degli orizzonti superficiali che oscillano intorno a 5 indicano un ambiente non ottimale per una pianta come il nocciolo che predilige suoli con reazione compresa tra 6,5 e 7,5. È evidente, però, che nel nostro caso il fenomeno della "moria" risulta indipendente dal pH in quanto lo stesso, a parità di zona, assume valori pressoché identici sia nelle aree integre che in quelle colpite dalla fitopatia.

Per quanto riguarda le osservazioni effettuate in campo nello studio dei profili, può risaltare che nei sei descritti in posizione morfologica rilevata, e con substrato costituito dall'ignimbrite III del complesso vulcanico di Vico, i suoli delle aree non colpite sembrano essere leggermente più erosi ed avere gli orizzonti C un po' più superficiali, ma in nessun caso si sono rilevate difficoltà o differenze di radicamento.

In quelli descritti all'interno della caldera vicana, la maggior quantità di tasche (probabili canali radicali di una formazione arborea antecedente al fenomeno erosivo) presenti negli orizzonti C nelle aree aggredite dalla fitopatia non sembrano portare altro contributo se non quello di un più celere drenaggio. Comunque, in tutti e quattro i profili si è in presenza di un drenaggio rapido in quanto tali suoli permettono (per esperienza diretta) la trafficabilità con automezzi anche dopo un solo giorno seguente un intenso periodo piovoso.

In quattro delle sei aree indagate la fitopatia sembra svilupparsi seguendo limiti di proprietà piuttosto che a macchia d'olio o in direzioni collegate con quelle dei venti dominanti. In tali casi potrebbe essere il diverso tipo d'intervento antropico, piuttosto che altri fattori, a favorire o ritardare il manifestarsi della "moria".

Infine, l'analisi statistica dei parametri fisico-chimici dei suoli studiati, pur con i limiti dovuti allo scarso numero di profili ed alla mancanza di un'elaborazione spaziale di tipo geostatistico, indicherebbe che il tipo di suolo non influenza la predisposizione delle piante ad ammalarsi, confermando così le deduzioni ricavate dalle osservazioni e dalle indagini di campagna.

Questo lavoro è stato reso possibile grazie ad una Convenzione di Ricerca finanziata dalla Regione Lazio, Dipartimento Economico ed Occupazionale, Direzione Regionale Agricoltura, Area A, Servizio Integrato Agrometeorologico (SIARL), via Rosa Raimondi Garibaldi 7, 00145 Roma.

### **Bibliografia**

- ALOJ B., BARTOLETTI F., CAPOROSSO U., D'ERRICO F.P., DI DATO F., GRANDE C., OLMI M., PAPANATTI B., TOMBESI A., VARVARO L., 1987. Una "moria" del nocciolo di natura ignota nel Viterbese. *L'Informatore Agrario*, XLIII (26): 55-57.
- ALOJ B., D'ERRICO F.P., OLMI M., PAPANATTI B., RAGOZZINO A., TOMBESI A., VARVARO L., 1994. "Moria del nocciolo" dei Colli cimini: aspetti diagnostici e consigli di profilassi e terapia. *L'Informatore Agrario*, 10: 65-67.
- BALESTRA G.M., PUCCI C., PAPANATTI B., BUCINI D., VANNESTE J. L., CORNISH D., VARVARO L., 2003. Relationship among dieback of hazelnut in the province of Viterbo, the insect *Anisandrus Dispar* F. and bacterial populations. *Journal of Plant Pathology*, 85: (4) 319.
- BALESTRA G.M., VUONO G., GENTILI A., FABI A., VARVARO L., 2004. Importance of agronomical practices on dieback (moria) disease of hazelnut (*Corylus avellana* L.) plants in Central Italy. XI° Congresso Nazionale della Società Italiana di Patologia Vegetale (S.I.Pa.V.), 29 settembre-1 ottobre 2004, Milano.
- FABI A., BALESTRA G. M., VUONO G., VARVARO L., 2003. The dieback of hazelnut in province of Viterbo: a study on the correlation among the diffusion of diseases, land characteristics and climatic parameters by using GPS/GIS technology. *Journal of Plant Pathology*, 85: (4) 282.
- FABI A., BELLI C., VUONO G., BALESTRA G.M., VARVARO L., 2004. Innovative strategies in epidemiological studies of hazelnut dieback by using G.P.S./G.I.S. and A.Sp.I.S. technology. P. 91. VIth International Hazelnut Congress, 14-18 Giugno 2004, Tarragona, Spagna.
- FAO, ISRIC, and ISSS, 1998. World Reference Base For Soil Resources. World Soils Resources Report N°84, F.A.O. Rome, Italy, pp. 88.
- REGIONE EMILIA ROMAGNA - SERVIZIO GEOLOGICO, SISMICO E DEI SUOLI, 2002. Manuale di campagna. Progetto "Metodologie pedologiche", Sottoprogetto 2, pp. 105.
- SALTER P.J., WILLIAMS J.B., 1969. The influence of texture on the moisture characteristics of soil. V. Relationship between particle size composition and moisture contents at the upper and lower limits of available water. *J. Soil Sci.* 20: 128-131.
- SAS/STAT SAS Institute Inc. SAS/STAT User's Guide, Release 8.2. Cary, NC: SAS Institute Inc., 2004.
- SCHABENBERGER, O. and PIERCE, F.J., 2002. Contemporary Statistical Models for the Plant and Soil Sciences. CRC PRESS, pp. 738.
- SCORTICHINI M., ROSSI M.P., LAZZARI M., VALENTINI B., TESTA F., MICHELI R., 1994. Moria del nocciolo nel Viterbese: indagine sulla presenza di *Pseudomonas syringae* pv. *Avellanae*. *L'Informatore fitopatologico* 1: 58-60.
- SCORTICHINI M., 1998. *Pseudomonas Avellanae* sul nocciolo nei colli Cimini. *L'Informatore Agrario*, 44: 71-75.
- SOIL SURVEY STAFF – SOIL CONSERVATION SERVICE, U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 2003. Keys to Soil Taxonomy. 9th Edition. Pocahontas Press, Inc.. Blacksburg, Virginia. USA.
- VARVARO L., COSTA A., and BALESTRA G.M., 1990. A new bacterial disease of *Corylus avellana*. 8th Int. Congr. Mediterranean Phytopath. Union. Agadir - Marocco, 28 Oct-3 Nov., 1990: 469 - 471.
- VARVARO L., 1993. Hazelnut disease caused by *Erwinia* sp. in Italy. Primo incontro italo-francese di Patologia Vegetale, Alghero 14-18 aprile 1993. *Petria*, 3, Suppl. 1: 84.
- VARVARO L., 1994. A dieback of hazelnut (*Corylus avellana* L.) in the north of Latium: etiology and control. *Acta Horticulturae*, 351: 559-565.

# SISTEMA INFORMATIVO PEDOLOGICO FINALIZZATO ALLO STUDIO DELL'ATTITUDINE DEI SUOLI ALLO SPARGIMENTO DEI LIQUAMI ZOOTECNICI

Samantha Lorito <sup>1</sup>, Gilmo Vianello <sup>1</sup>, Bruna Basso <sup>2</sup>, Valentina Bassan <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Università di Bologna – DiSTA – Centro Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo, Via Fanin, 40 – 40127 Bologna

<sup>2</sup> Provincia di Venezia - Ufficio Difesa del Suolo – Rampa Cavalcavia, 31 Mestre - Venezia

## Riassunto

Viene presentato uno studio condotto nella zona nord est della Provincia di Venezia compresa fra il fiume Sile e il Livenza, caratterizzata dall'alternanza di depressioni con quote inferiori al livello medio del mare e dossi di origine fluviale.

All'evoluzione di questo territorio hanno contribuito numerosi fattori di carattere ambientale quali il succedersi di esondazioni, il variare del livello marino, il progressivo fenomeno della subsidenza. A questa complessa situazione si sono andate sovrapponendo nel tempo l'azione dei corsi d'acqua che attualmente lambiscono il territorio, di cui è possibile individuare sul terreno, mediante aerofotogrammetria e terilevamento, gli antichi percorsi, che con i loro ripetuti processi erosivi e sedimentari hanno vistosamente modellato la superficie di questa parte di pianura prossima alla linea di costa. A tutto ciò si aggiungono numerosi interventi antropici mirati ad incanalare i corsi d'acqua principali (Piave, Livenza) e a bonificare le aree paludose.

Il lavoro è stato svolto per fasi successive. In primo luogo il territorio è stato suddiviso in Unità di Paesaggio omogenee codificate seguendo le indicazioni del catalogo dei paesaggi della pianura veneta; l'individuazione di tali Unità si è basata su tecnologia informatica in ambiente GIS ArcView, utilizzando come cartografie di base la Carta Geomorfologica Informatizzata del territorio provinciale - terraferma (progetto DOGE) e la Carta del microrilievo e i modelli digitali da essa derivati. Come tematismi di verifica e di taratura sono stati inoltre utilizzate le cartografie pedologiche e geologiche già disponibili.

L'elaborazione delle informazioni pedologiche desunte dai rilievi di campo opportunamente georeferenziate, la classificazione dei suoli effettuata in funzione della tipologia del profilo e la distribuzione areale di alcuni caratteri fisico chimici, hanno permesso di delineare associazioni e consociazioni dei suoli presenti come presupposto alla redazione di cartografia pedologica informatizzata.

**Parole chiave:** Cartografia pedologica, banche dati Sistema informativo geografico, database pedologico

## Abstract

More than 5000 soil samples were analyzed by Venice Province (Soil Protection Agency), in the last ten years.

All the pedologic data were organised in a geodatabase. For each soil sample the spatial localisation is connected with the horizons sequence and description, the physical and chemical analysis, soil taxonomy and WRB soil classification. On the same way geologic and geomorphologic data, groundwater vulnerability study and altimetric maps were created and store in a Geographical Information System.

That allows the simultaneous use of all the environmental information's necessary for a correct environmental management and sustainable land planning.

Soil map creations in Venice Province are now facilitated by GIS technology, which allow a quick over mapping of geomorphologic, altimetry and pedologic data. In that way the maps are continuously revised when new data are added. Many other maps were created thanks to the collection of data that Venice Province organised in the last ten years. In particular we want to show the articulate GIS-based process used to realise the "zootechnical sewage spreading attitude map of Venice Province". This maps was created in order to reuse zootechnical sewage in agriculture, limiting the environmental impact on ground water and soil resource, in an area characterised by altimetric depression, high groundwater vulnerability, and a fragile Laguna ecosystem who guests the city of Venice.

**Key words:** Pedologic map, geo-database, soil information system

## Introduzione

Il Veneto è una regione del nord-est dell'Italia, bagnata dal Mar Adriatico per 200 km di costa. Il territorio è in gran parte pianeggiante con solo il 29% di montagne che hanno come punto più elevato la vetta della Marmolada con i suoi 3342 metri posta nelle Dolomiti (Alpi Meridionali).

Dal punto di vista geomorfologico la provincia di Venezia ricade interamente nell'ambito della pianura veneta, pianura la cui formazione e modellamento ha risentito della formazione e avanzamento dei ghiacciai alpini pleistocenici e l'innalzamento eustatico del livello marino durante l'Olocene, con conseguente formazione dei sistemi lagunari. Nel quaternario recente i fiumi veneti hanno ripetutamente cambiato percorso formando, nel tratto terminale alvei pensili con formazioni di dossi fluviali rilevati.



Dal punto di vista pedologico la provincia di Venezia presenta caratteristiche peculiari legate all'abbondanza di carbonati presenti nei depositi alluvionali, originatesi da rocce calcaree e dolomitiche delle Alpi meridionali, sabbie di origine marina, aree lagunari di recente bonifica caratterizzate da suoli idromorfi (gleysols) ricchi in sostanza organica.

#### La normativa di riferimento

L'esigenza di una banca dati pedologica nasce da un preciso dettato normativo regionale.

In ottemperanza a quanto previsto dalla tale normativa la Regione del Veneto ha pubblicato il Piano Regionale di Risanamento delle Acque -P.R.R.A. - (DGRV 3733/92).

In particolare l'allegato D di tale Piano contiene le "Norme per lo spargimento sul suolo agricolo dei liquami derivanti da allevamenti zootecnici" prevede la realizzazione della "cartografia relativa all'attitudine dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici". Base di partenza dunque una accurata cartografia pedologica. Secondo questa normativa "lo spargimento dei liquami sul suolo agricolo costituisce normale pratica agronomica e potrà quindi avvenire nei periodi più idonei a conseguire la migliore fertilizzazione dei terreni".

E' noto infatti che tale pratica agricola, pur rientrando tra le pratiche agricole tradizionali di concimazione, non esistendo più un rapporto diretto tra allevamento e coltivazione dei fondi, può determinare situazioni di rischio ambientale ed inquinamento delle acque superficiali e sotterranee.

La Regione ribadisce inoltre il concetto che l'impiego dei liquami zootecnici sia da preferire all'utilizzo di altri ammendanti e/o fertilizzanti di sintesi.

Con una delibera della Giunta Regionale del 21 febbraio 1996 n.615 si è arrivati alla redazione della "Metodica Unificata per l'elaborazione della cartografia relativa all'attitudine dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici" come previsto dall'Allegato D del P.R.R.A. e successive modifiche.

La "Metodica unificata" prevede la realizzazione di studi specifici di tipo pedologico, idrogeologico ed agronomico con l'acquisizione di dati sperimentali e creazione di banche dati.

I dati raccolti vengono elaborati per giungere alla suddivisione del territorio in base alla vulnerabilità e sensibilità dei suoli, da un lato, e alla vulnerabilità degli acquiferi dall'altro. Dall'incrocio di tali tematismi è possibile valutare, in termini quali-quantitativi, l'attitudine dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici.

La "Metodica unificata" auspica che gli archivi siano informatizzati e collegati a G.I.S. in modo da poter aggiornare e consultare i dati con facilità.

#### Banca dati provinciale

La Provincia di Venezia da oltre vent'anni sta realizzando una serie di ricerche, tra loro coordinate e coerenti nell'ambito di una visione programmatica, finalizzata all'acquisizione di conoscenze sull'ambiente nelle sue varie forme. Mediante censimenti, analisi e prove in situ è stato possibile creare una cospicua banca dati comprendente un archivio bibliografico, un archivio cartografico-cartaceo e un archivio informatizzato.

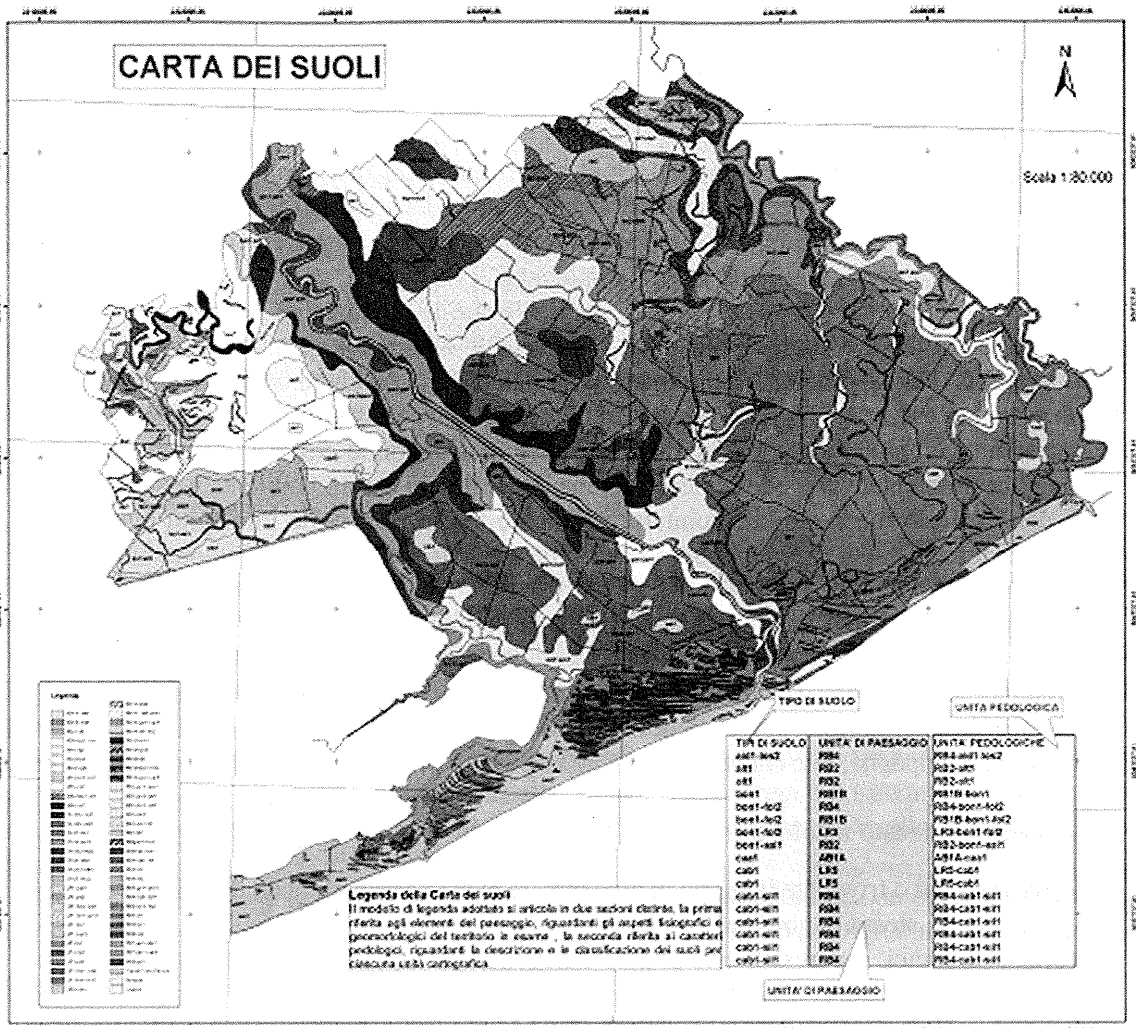
L'archivio informatizzato, utilizzato nel presente studio e ampliato dallo stesso, comprende a tutt'oggi:

- una banca dati pedologica, costituita da 7000 trivellate pedologiche e circa 450 profili di suolo con relative analisi dei terreni;
- un archivio informatizzato delle prove geognostiche, comprendente oltre 3.500 sondaggi e prove penetrometriche, 3270 pozzi;
- una banca dati relativa alla rete di monitoraggio degli acquiferi, comprendente circa 80 punti e alcuni dati relativi alle analisi delle acque sotterranee.

I dati così memorizzati risultano un essenziale ausilio alla costruzione di cartografie di base e derivate, come le carte pedologiche, geomorfologiche e geologiche in corso di realizzazione.

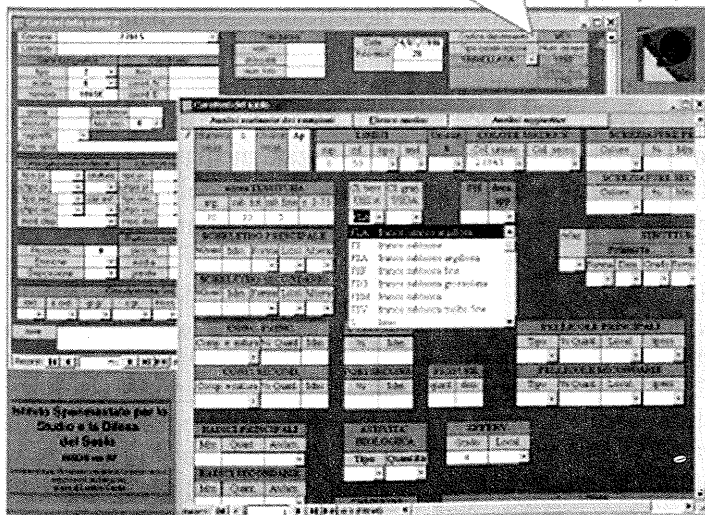
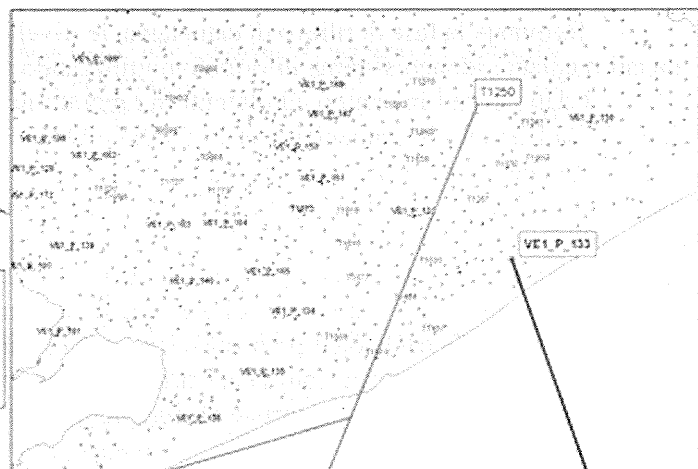
Profili e trivellate sono stati georeferenziati e memorizzati in formato digitale mediante un sistema informativo geografico. Le caratteristiche di ogni profilo, oltre ad essere contenute nel database associato alla carta dei punti di prelievo, sono stati esplicitati sottoforma di schede descrittive del profilo stesso e identificative della tipologia di suolo da esso rappresentato.

Analogamente lo stesso procedimento è stato utilizzato nella creazione della banca dati del sottosuolo, dove sono stati censiti e georiferiti i pozzi e la localizzazione delle prove geognostiche.



Le trivellate ed i profili pedologici vengono opportunamente georeferenziati mediante idoneo sistema informativo utilizzando come base cartografica la CTR alla scala 1:20.000.

I dati rilevati in campo ed ottenuti in laboratorio sono invece archiviati su apposite schede approntate dall'Istituto Sperimentale per lo Studio e Difesa del Suolo di Firenze ed informatizzate su programma "ISSDS"elaborato in "Access".



| CODICE  | PROFILI | NOI. TRIVELLATE | ANALISI | ABB. SOIL |
|---------|---------|-----------------|---------|-----------|
| VE 1120 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1121 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1122 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1123 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1124 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1125 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1126 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1127 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1128 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1129 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1130 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1131 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1132 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1133 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1134 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1135 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1136 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1137 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1138 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1139 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1140 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1141 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1142 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1143 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1144 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1145 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1146 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1147 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1148 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1149 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1150 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1151 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1152 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1153 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1154 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1155 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1156 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1157 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1158 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1159 | Ap/B/C  | 1               |         |           |
| VE 1160 | Ap/B/C  | 1               |         |           |

**BANCA DATI GEOREFENZATA:  
PROFILI E TRIVELLATE  
PEDOLOGICHE**

Figura 1. Rappresentazione semplificata della banca dati pedologica informatizzata

## Materiali e metodi

Come previsto dalla metodica unificata, per poter realizzare una carta di orientamento pedologico allo spargimento dei liquami zootecnici, è necessario partire dallo studio dei suoli del territorio provinciale, dal momento che il suolo svolge un'azione fondamentale di interfaccia tra il liquame, le piante che dovrebbero trarne beneficio, le acque superficiali e il sottosuolo, con le falde in esso contenute.

La realizzazione della "Carta dei Suoli", atta a rilevare le potenzialità naturali ed agricole del territorio, prevede la combinazione di due tipologie di indagine: l'ambientale e la pedologica.

Tali indagini si avvalgono di sistemi operativi, quali i GIS, che aiutano ad organizzare i dati creando strati informativi che potranno essere sovrapposti per la deduzione di nuove informazioni; la sovrapposizione non è da intendersi come una semplice unione ma come una interazione di dati secondo criteri logici definiti dall'operatore.

L'indagine ambientale prevede la ricostruzione degli antichi assetti ambientali, l'elaborazione dei dati climatici, la lettura del territorio mediante la fotointerpretazione e la diagnosi delle immagini telerilevate, dunque una raccolta sistematica di informazioni che devono portare come risultato finale alla distinzione di ambiti territoriali con specifiche caratteristiche ecologiche.

Momento di sintesi dell'indagine ambientale è la definizione e l'individuazione cartografica delle unità di paesaggio.

L'indagine pedologica si realizza utilizzando da un lato metodi di rilevamento di campagna e dall'altro analisi chimico-fisiche di laboratorio. Sulla base dei risultati ottenuti dall'indagine ambientale si arriva alla progettazione del rilevamento di campagna; tale rilevamento viene impostato principalmente sulle caratteristiche delle unità di paesaggio cartografate.

Esso viene realizzato mediante:

- rilievi speditivi o trivellate in grado di evidenziare alcune caratteristiche peculiari e ripetibili in aree classificate con la stessa denominazione di unità e sottounità di paesaggio;
- profili pedologici, rappresentativi di aree omogenee per tipologia di suolo, atti a definirne le caratteristiche salienti tramite il prelievo di campioni di suoli;
- analisi chimico-fisiche dei campioni di terreno (pH, calcare totale, sostanza organica, tessitura, C.S.C., ecc.)

Terminata la fase di rilievo di campagna, le trivellate ed i profili pedologici vengono opportunamente georeferenziati mediante idoneo sistema informativo utilizzando come base cartografica la CTR alla scala 1:20.000.

I dati rilevati in campo ed ottenuti in laboratorio sono invece archiviati mediante un database relazionale sviluppato dall'Istituto Sperimentale per lo Studio e Difesa del Suolo di Firenze.

Il database è costituito da 6 tabelle, correlate attraverso relazioni "uno a molti" (one to many); ciascuna osservazione pedologica è univocamente definita da tre informazioni: *codice-rilevamento*, *tipo di osservazione (trivellata o profilo)*, *numero progressivo dell'osservazione*. Il collegamento fra le singole osservazioni presenti nel database e la piattaforma GIS viene garantito dall'applicativo ODBC (open database connectivity) che consente di accedere alle informazioni dai diversi sistemi di gestione delle banche dati.

Il sistema ODBC non è però sufficiente a garantire una gestione dinamica delle informazioni in ambiente Gis. Per tale motivo le informazioni necessarie all'individuazione delle unità pedologiche (orizzonti, analisi tessiture, ecc.) sono state direttamente riportate all'interno del GIS e georeferenziate in funzione della localizzazione delle osservazioni.

La classificazione del suolo e la sua rappresentazione cartografica viene realizzata mediante procedure ormai standardizzate. In particolare, sulla base dei risultati dell'indagine ambientale e del rilevamento, i tipi di suolo presenti in un'area vengono compiutamente descritti, campionati e classificati secondo i sistemi tassonomici del Soil Survey Staff dell'U.S.D.A. (Keys to Soil Taxonomy, 1998) e del World Reference Base for Soil Resources (WRB, 1999).

La carta pedologica così ottenuta è una mappa interamente digitale, realizzata mediante procedure di overlay topologico e map query. La base di partenza è il frutto dell'indagine ambientale, la carta delle unità di paesaggio, nella quale vengono individuati ambiti omogenei per caratteristiche ecologico-ambientali e pertanto plausibilmente caratterizzate da medesimi eventi pedogenetici.

Le unità di paesaggio vengono messe in relazione con le informazioni pedologiche derivate dall'analisi puntuale di profili e trivellate in ambiente GIS, individuando vere e proprie *unità pedologiche omogenee*. La carta pedologica digitale così derivata possiede alcune peculiari caratteristiche:

- ogni unità pedologica viene classificata in base alla unità ambientale di appartenenza e alla tipologia di suolo in essa contenuti
- ad esse sono associate schede descrittive delle unità pedologiche e dei singoli profili esaminati

- il database contiene riferimenti diretti alle unità di paesaggio territoriali e pertanto facilmente collegabile mediante procedure di join e link alla mappa stessa
- vengono riportati i collegamenti necessari per poter risalire ai profili pedologici e poter così collegare la banca dati profili-trivellate alla carta pedologica.
- L'aggiunta di nuove informazioni pedologiche (profili e trivellate) può essere facilmente inserita nella banca dati e può permettere un facile e rapido affinamento della cartografia pedologica fin'ora prodotta.

La carta pedologica è da considerarsi il fulcro del database pedologico informatizzato della Provincia di Venezia: la carta contiene i rimandi alle banche dati utilizzate per la propria realizzazione e permette l'elaborazione di nuove carte tematiche ad essa direttamente correlate.

#### Le carte derivate

La carta dei suoli, così concepita, costituisce un importante documento da cui estrarre informazioni che, considerate nel loro insieme od integrate con altri dati, permettono di "costruire" documenti derivati di più facile comprensione ed applicazione.

In particolare la carta di orientamento pedologico dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici prevista dal Piano Regionale del Veneto di risanamento delle acque e dalle relative norme attuative, è strettamente legata alle caratteristiche pedologiche, morfologiche, ambientali dell'area oggetto di studio, come viene esplicitato dalla tabella 1.

Le norme tecniche previste dal piano per lo spargimento dei liquami tengono conto di fattori limitanti riguardanti contemporaneamente caratteri interni ed esterni ai suoli; ne consegue il trattamento di un numero elevato di informazioni sia di tipo areale, puntuale e tabellare tale da richiederne la gestione mediante idoneo sistema informativo geografico (GIS).

Nel caso specifico della Provincia di Venezia ad ogni unità pedologica omogenea è stato attribuito un valore ponderato in funzione della matrice di tabella 1 e prevista dalla normativa DGRV n. 615/96.

Tabella 1. Matrice per la definizione dell'orientamento pedologico dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici secondo la normativa della Regione Veneto (D.G.R.V. 615/96)

|                             | Fattori limitanti                                 | Disponibilità dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici  |  |   |   |
|-----------------------------|---|--|--|---|---|
|                             |   | Adatti   | Moderatamente adatti                                 | Poco adatti                                 | Non adatti  |
| <b>CARATTERI AMBIENTALI</b> | <b>Vegetazione naturale</b>                       |  |  |   | Presente  |
|                             | <b>Inondabilità</b>                               | Assente  | Una volta ogni 5 anni                                | Più di una volta ogni 5 anni                | Una volta l'anno                                      |
|                             | <b>Rocciosità (%)</b>                             |  | 0-2  | 2-10  | >10   |
|                             | <b>Pietrosità (%)</b>                             | 0-15   | 15-35  | 35-50                                       | >50   |
|                             | <b>Pendenza (%)</b>                               | 0-5  | 5-10   | 10-15                                       | >15   |
|                             | <b>Morfologia infossata</b>                       | Aree fortemente infossate (Slittamento in difetto di una classe) |  |   |   |
| <b>CARATTERI DEL SUOLO</b>  | <b>Drenaggio interno</b>                          | Buono<br>Mediocre<br>Lento                                       | Lento<br>(con falda)<br>Molto lento                  | Molto lento<br>(con falda)<br>Rapido        | Impedito<br>Rapido<br>(con falda)                     |
|                             | <b>Scheletro (%)</b>                              | <35  | 35 - 50  | 50 - 70                                     | >70   |
|                             | <b>Crepacciature superficiali</b>                 | Presenti con substrato fine o moderatamente fine                 | Presenti con substrato moderat. sciolto entro 100 cm | Presenti con substrato sciolto entro 100 cm | Presenti con substrato sciolto entro 100 cm con falda |
|                             | <b>Profondità strato permeabile (cm dal p.c.)</b> | 80 - 100   | 50 - 80  | 30 - 50                                     | 30 - 50 con falda entro 150 cm                        |
|                             | <b>Tessitura (intero profilo)</b>                 | F - AS - FSA - FA - FL - L - FLA - A - AL                        | FS   | SF  | S oppure SF con falda entro 150 cm                    |
|                             | <b>Torba</b>                                      | Assente  | Presente tra 100 e 150 cm                            | Presente tra 50 e 100 cm                    | Presente entro 50 cm                                  |

Per quanto riguarda il territorio esaminato fra i fattori limitanti lo spargimento dei liquami zootecnici vengono considerati quelli relativi alle caratteristiche dei suoli, ed invece, non considerate le caratteristiche ambientali (roc-

ciosità, pietrosità, acclività, ecc.) in quanto non valutabili nel contesto territoriale in cui si è operato. In corrispondenza di aree fortemente depresse le classi di attitudine precedentemente ricavate vengono penalizzate di una classe.

Seguendo le indicazioni della metodica unificata, per poter redigere la carta di attitudine dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici, è necessario combinare le informazioni contenute nella carta di orientamento pedologico con le informazioni contenute nella carta della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento.

Quest'ultima rappresenta uno strumento che permette di valutare la suscettibilità del sottosuolo ad ingerire un inquinante idrotrasportato. Si tratta di una cartografia diffusa, da diverse decine di anni, in varie parti del mondo.

Per la realizzazione della cartografia della vulnerabilità degli acquiferi, la "Metodica unificata" adotta gli standard proposti dal Programma Speciale VAZAR (Vulnerabilità degli Acquiferi di Zone ad Alto Rischio) del Gruppo Nazionale Difesa Catastrofi Idrogeologiche del CNR (GNDCI-CNR).

Tale metodologia prevede la suddivisione del territorio in 6 classi a differente vulnerabilità, due delle quali, nella metodica regionale, vengono accorpate, come illustrato nella seguente tabella.

Nella provincia di Venezia, è stata valutata la vulnerabilità della "prima falda" (falda freatica o debolmente confinata). Si tratta di una falda che dal punto di vista idropotabile presenta potenzialità praticamente nulle, sia per i bassi quantitativi estraibili che per la bassa soggiacenza che la caratterizza. Risulta stretto però il legame tra la falda e la rete scolante. Valutarne la vulnerabilità permette quindi di tutelare, nell'ottica dello sviluppo sostenibile, l'ambiente agricolo, urbano e lagunare della provincia di Venezia.

Tabella 2. Classi di vulnerabilità previste dalla Legenda CNR-VAZAR, dalla Metodica Unificata e correlazione con il punteggio SINTACS

| Classi di vulnerabilità CNR-Vazar | Intervallo SINTACS | Classi di vulnerabilità Metodica Unificata (D.G.R.V. 615/96) | Classi di attitudine idrogeologica |
|-----------------------------------|--------------------|--|------------------------------------|
| Bassissima                        | 0-80               | Bassa  | Bassa                              |
| Bassa                             | 81-105             |  |                                    |
| Media                             | 106-140            | Media  | Moderatamente adatto               |
| Alta                              | 141-186            |  |                                    |
| Elevata                           | 187-210            | Elevata  | Poco adatto                        |
| Elevatissima                      | 211-260            | Molto elevata  | Non adatto                         |

L'indagine effettuata ha preso avvio dalla consultazione della banca dati informatica che, in oltre 20 anni di lavoro, ha sviluppato la Provincia di Venezia. Essa contiene una banca dati delle prove geognostiche, informatizzata tramite sistema GIS.

## Risultati

La metodica si realizza in sintesi, mediante la sinergia di tre discipline che si esplicano in diverse fasi di lavoro, temporalmente coordinate e precedute dalla costituzione dell'archivio degli allevamenti zootecnici: pedologia, idrogeologia, informatica territoriale.

Il risultato del progetto è la "carta dell'attitudine dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici".

Quest'ultima è stata realizzata mediante sovrapposizione rispettivamente della Carta di orientamento pedologico allo spargimento dei liquami zootecnici e della Carta della Vulnerabilità intrinseca dei corpi idrici sotterranei.

L'intersezione degli strati cartografici sovrapposti, e dei relativi attributi, si è avvalsa di specifiche tecniche di analisi spaziale (OVERLAY TOPOLOGICI) proprie dei Sistemi Informativi Geografici.

La successiva riclassificazione della carta di intersezione così ottenuta, si è basata sulle indicazioni fornite dalla normativa regionale, riportate nella matrice di tabella 3.

Tabella 3. Matrice della intersezione tra classi di attitudini pedologica ed idrogeologica allo spargimento dei liquami zootecnici

|   |                      | Classi di attitudine pedologica allo spargimento dei liquami |                      |             |            |
|---|----------------------|--|----------------------|-------------|------------|
|   |                      | Adatto   | Moderatamente adatto | Poco Adatto | Non adatto |
| Classe di attitudine idrogeologica allo spargimento dei liquami | Adatto               | Adatto   | Moderatamente adatto | Poco adatto | Non adatto |
|   | Moderatamente adatto | Moderatamente adatto   | Moderatamente adatto | Poco adatto | Non adatto |
|   | Poco adatto          | Poco adatto  | Poco Adatto          | Poco adatto | Non adatto |
|   | Non adatto           | Non adatto   | Non Adatto           | Non adatto  | Non adatto |



Dall'incrocio dei risultati delle due classificazioni, pedologica e idrogeologica, scaturisce il giudizio finale rispetto all'attitudine dei terreni allo spargimento dei liquami zootecnici, nel senso che viene assegnata a ciascuna delle Unità, che derivano dalla sovrapposizione informatizzata delle classi di attitudine allo spargimento su basi pedologiche e delle classi di attitudine su basi di vulnerabilità dei corpi idrici sotterranei, la classe più limitativa all'uso dei liquami. Per ogni singola classe di suoli sono inoltre individuati dalla normativa regionale i quantitativi di liquami spandibili in rapporto al carico di azoto delle diverse specie animali.

### **Conclusioni**

In un territorio di recente bonifica quale quello veneziano, interessato da ripetute modifiche del sistema idrico superficiale sia per cause naturali, che per interventi antropici e di estrema fragilità per tutto ciò che insiste sulla sua laguna, per lo studio dell'ecosistema, preliminare a quello pedologico, è risultata essenziale ai fini dell'indagine l'integrazione tra i descrittori dei caratteri microaltimetrici e geomorfologici ottenuti mediante elaborazioni cartografiche e fotogrammetriche. E' risultato infatti possibile suddividere il territorio in ambiti omogenei alla scala di semidettaglio, al cui interno sono stati eseguiti circa 7000 rilievi pedologici in forma speditiva (trivellate) e aperti circa 450 profili tipo. Nell'arco di un decennio i dati di campo, trascritti su apposita schedatura, e quelli di laboratorio hanno permesso di realizzare una banca dati pedologica di semidettaglio con il duplice scopo di utilizzare la tassonomia del Sistema WRB (World Reference Base for Soil Resources) adottato dalla Comunità Europea ai fini della redazione della carta dei suoli d'Europa alla scala 1:250.000, e di contribuire alla corretta applicazione della normativa della Regione Veneto che regola lo spargimento dai reflui zootecnici al suolo.

La banca dati così realizzata risponde adeguatamente alla densità delle osservazioni pedologiche richieste, pari a circa 3 per ogni 100 ettari, in relazione alla redazione finale della carta dei suoli e delle derivate previste alla scala 1:50.000; la banca diviene pertanto un importante tassello del Sistema Informativo Territoriale della Regione Veneto e della Provincia di Venezia vuoi nei programmi di protezione dell'ambiente, vuoi come valido contributo alla valorizzazione e conservazione dei suoli agricoli.

### **Bibliografia**

- BALLESTRA G., BERTOZZI R., BUSCAROLI A., GHERARDI M., VIANELLO G. (1996)- Applicazione dei Sistemi informativi geografici nella valutazione delle modificazioni ambientali e territoriali- Franco Angeli.
- BERETTA G.P., CIVITA M., FRANCANI V., MURATORI A., PAGOTTO A., VERGA G., ZAVATTI A., ZUPPI G.M., (1988). Proposta di normativa per l'istituzione delle fasce di rispetto delle opere di captazione di acque sotterranee. GNDICI-C.N.R., pubbl. 75, 277 pp., GEO-GRAPH ed., Milano.
- BRACCESI G., PRANZINI G. (1999). Carta della Vulnerabilità Ponderata degli Acquiferi dell'Isola d'Elba. Quaderni di Geologia Applicata suppl. 2/99: 359-368. Atti 3° Conv. Naz. protezione e gestione delle acque sotterranee per il III millennio. Parma 13-14-15 ottobre 1999, Pitagora Ed., Bologna.
- BONDESAN A., MENEGHEL M.: Geomorfologia della provincia di Venezia - Esedra editrice 2004
- CIVITA M. (1990). Legenda unificata per le carte della vulnerabilità dei corpi idrici sotterranei/Unified legend for the aquifer pollution vulnerability Maps. Studi sulla vulnerabilità degli acquiferi, I (Append.), Pitagora Edit., Bologna, 13 pp.
- CIVITA M. (1994). Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: Teoria e pratica. Studi sulla vulnerabilità degli acquiferi, 7, 325 pp., Pitagora Ed., Bologna.
- CIVITA M., DE MAIO M. (1997). SINTACS - un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Metodologia & automatizzazione. Pitagora Ed., Bologna.
- D.G.R.V. N. 615 del 21.02.96 - Metodica Unificata per la redazione della "Cartografia relativa all'attitudine dei suoli allo spargimento dei liquami".Direttiva del Consiglio del 12 dicembre 1991 relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole ("Direttiva nitrati") (91/676/CEE).
- PIANO REGIONALE DI RISANAMENTO DELLE ACQUE (PRRA) - Allegato D - "Norme per lo spargimento dei liquami provenienti da allevamenti zootecnici" (approvato con provvedimento del Consiglio Regionale n. 962 del 1/9/89).
- PROVINCIA DI VENEZIA . Indagine Idrogeologica del territorio provinciale di Venezia - anno 2000.
- SOIL SURVEY STAFF (1998) Keys to Soil Taxonomy, USDA-NRCS
- ZANGHERI P. (1999) - Carta della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento dell'area centrale e meridionale della Provincia di Venezia. Inedito.
- WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES (1998) - FAO-ISSDS (Firenze)



# **EFFETTO DELL'UTILIZZO IRRIGUO DEI REFLUI ZOOTECCNICI SUL CONTENUTO DEI METALLI PESANTI NEL SUOLO: RISULTATI PRELIMINARI**

Girolamo Mecella, Chiara Piccini, Maria Antonietta Delicato, Gianluca Fabrizio, Ulderico Neri <sup>1</sup>

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante

Via della Navicella, 2-4 - 00184 Roma; e-mail: girolamo.mecella@entecra.it

## **Riassunto**

Obiettivo della ricerca è stata la valutazione dell'accumulo di Cu, Mn, Ni, Pb e Zn in forma totale e biodisponibile in un terreno irrigato con acque reflue depurate provenienti da allevamenti intensivi di suini. A tale scopo è stato allestito un campo sperimentale coltivato a mais da insilato irrigato con reflui suini depurati.

L'acqua reflua depurata presenta una conducibilità elettrica notevole e un contenuto in azoto ammoniacale particolarmente elevato; i contenuti in metalli pesanti risultano sempre al di sopra dei limiti ammessi per l'utilizzo irriguo delle acque. Anche i contenuti di sostanze organiche somministrate con l'irrigazione risultano elevati.

I terreni presentano una tessitura equilibrata con abbondanti quantitativi della frazione limosa calcarea, struttura grumosa molto stabile, moderata permeabilità, reazione subalcalina, un complesso di scambio equilibrato nei cationi alcalini ed alcalino-terrosi e risultano privi di sali solubili in eccesso.

La sperimentazione condotta mostra, almeno per il primo anno di attività, che l'irrigazione con acque reflue depurate provenienti da allevamenti intensivi di suini, pur non influenzando i contenuti in metalli pesanti nella forma totale, aumenta la loro biodisponibilità. Ciò può essere attribuito alla sostanza organica apportata con i liquami suini che può aver modificato gli equilibri chimici dei metalli presi in considerazione.

---

**Parole chiave:** reflui, irrigazione, metalli pesanti, vulnerabilità del suolo.

## **Abstract**

In order to evaluate Cu, Mn, Ni, Pb and Zn accumulation - as total and bioavailable form - in a soil irrigated with depurated waste water from intensive swine-breeding, an experimental field cultivated with maize has been prepared. The field has been irrigated with depurated swine waste water.

Depurated waste water has a remarkably high electrical conductivity and considerable ammoniacal nitrogen contents. The quantities of heavy metals are always above the maximum allowed values for irrigation water. Considerably high is also the amount of organic matter given to the soil with the irrigation.

The surveyed soils have a loam texture with prevalent calcareous silt, a very strong crumb structure, a moderate permeability, a subalkaline reaction as pH, a well balanced exchangeable complex, and are practically free from soluble salts.

The total heavy metal contents of soil was not affected by one year of irrigation with waste water from intensive swine-breeding. On the other hand the heavy metal bioavailability increased significantly after the waste water irrigation treatment.

---

**Key words:** waste water, irrigation, heavy metals, soil vulnerability.

## **Introduzione**

L'utilizzo di acque reflue zootecniche in irrigazione può essere visto come un ritorno al terreno stesso delle sostanze fertilizzanti in esse contenute (N, P, K, sostanze organiche); dal punto di vista dell'influenza sulla qualità dei terreni tale pratica deve essere considerata come una fonte di elementi inquinanti e/o indesiderati quali i metalli pesanti.

Oltre alla concentrazione dei metalli pesanti in forma totale, è importante considerare la loro quota biodisponibile che è influenzata da diversi fattori come la sostanza organica presente e/o apportata nel suolo e da altri parametri chimico-fisici del suolo (reazione in pH, natura del complesso di scambio, composizione granulometrica e natura delle argille).

Nell'ambito del progetto "Ottimizzazione a fini irrigui delle qualità delle acque reflue per la salvaguardia della risorsa suolo e per l'utilizzo plurimo della risorsa acqua"<sup>2</sup> la ricerca ha inteso valutare l'accumulo di Cu, Mn, Ni, Pb e Zn in forma totale ed estraibile in DTPA (biodisponibile) in un terreno irrigato con acque reflue depurate provenienti da allevamenti intensivi di suini.

## Materiali e metodi

L'Unità Operativa ARPA UMBRIA in collaborazione con la CODEP Soc. Coop a r.l. in località Passaggio di Bettona (PG) ha allestito e gestito un campo sperimentale coltivato a mais da insilato classe 600 ed irrigato con reflui suini depurati. Tale campo è stato suddiviso in due parcelle di 300 m<sup>2</sup>; la parcella AR1 (tesi) è stata irrigata utilizzando le acque reflue del depuratore CODEP, mentre la parcella AR2 (testimone) è stata irrigata con acqua di pozzo. La parcella AR2 è stata concimata utilizzando 244 kg ha<sup>-1</sup> di azoto e 180 kg ha<sup>-1</sup> di fosforo, mentre la parcella AR1 non ha subito alcuna concimazione.

L'irrigazione è stata effettuata con ala piovana di 34 m di apertura con un sistema di apporto delle acque direttamente a livello della superficie del suolo, evitando quindi ogni contatto delle acque con la vegetazione. Per tutto il periodo irriguo l'ARPA UMBRIA ha somministrato, con sette interventi irrigui, circa 220 mm di acqua/refluo, mentre gli apporti meteorici, durante lo stesso periodo, sono stati pari a 67 mm.

Al fine di verificare gli impatti sul suolo degli interventi irrigui, l'Unità Operativa dell'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante ha effettuato, all'inizio della sperimentazione, in n° 5 siti per ogni parcella, la caratterizzazione dei suoli con carotaggi fino alla profondità di cm 150 e, dopo la coltura, il prelevamento dell'orizzonte arabile (0-40 cm) negli stessi siti dei carotaggi.

Su tutti i campioni di suolo prelevati da ciascun orizzonte individuato, sono state eseguite, secondo le metodologie ufficiali (MIPA, 1997; MiPAF, 2000), le determinazioni necessarie per la caratterizzazione chimico-fisica dei suoli e, limitatamente allo strato arabile, per evidenziare le concentrazioni dei micronutrienti e metalli pesanti (Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) in forma totale (estrazione in miscela nitrico-perclorica nel rapporto 2,5-1) e biodisponibile (estraibile in DTPA) (Lindsay e Norvell, 1978). La determinazione delle concentrazioni dei metalli negli estratti è stata eseguita mediante spettrometria al plasma (ICP).

È stato inoltre effettuato un monitoraggio con frequenza settimanale delle acque utilizzate per l'irrigazione (MiPAF, 2001), a partire dall'inizio del periodo irriguo, mediante determinazione chimica sia delle acque di pozzo che delle acque effluenti dagli impianti di trattamento delle acque reflue.

Alla fine del ciclo colturale sono state determinate anche le concentrazioni dei citati metalli presenti nel mais. Gli stessi metalli sono stati determinati anche nella soluzione del suolo prelevata in due piezometri installati nelle parcelle alla profondità di cm 150.

## Risultati e discussione

Dall'esame dei risultati esposti nella Tabella 1 si evidenzia che l'acqua di pozzo presenta caratteristiche ottimali per un'acqua irrigua. È di reazione neutra, con conducibilità elettrica bassa e lo ione calcio prevalente sugli altri cationi solubili; è praticamente priva di metalli pesanti e i contenuti in azoto solubile risultano di lieve entità.

L'acqua reflua depurata presenta una conducibilità elettrica notevole, un contenuto in cationi solubili pari 25,3 meq L<sup>-1</sup> con netta prevalenza del potassio solubile. Particolarmente elevato risulta il contenuto in azoto sotto forma ammoniacale. I contenuti in micronutrienti e metalli pesanti risultano sempre al di sopra dei limiti ammessi per l'utilizzo irriguo delle acque reflue (Caliandro *et al.*, 2004, Giardini *et al.*, 2004); particolarmente elevata è la presenza del rame.

Per quanto riguarda le caratteristiche fisiche e chimiche dei suoli all'inizio della sperimentazione (tabella 2), queste presentano valori abbastanza uniformi sia all'interno della parcella che tra le parcelle. Il suolo, classificato come Calcaric Fluvisols (FAO-UNESCO, 1990) è di tessitura equilibrata con abbondanti quantitativi della frazione limosa calcarea, con struttura grumosa molto stabile, discreta permeabilità, reazione subalcalina e un complesso di scambio equilibrato nei cationi alcalini ed alcalino-terrosi. Il suolo risulta privo di sali solubili in eccesso.

Nella Tabella 3 sono riportate le concentrazioni in forma totale ed assimilabile, prima e dopo la coltura, dei microelementi e metalli pesanti presi in considerazione.

L'irrigazione con acque reflue non ha apportato differenze significative in termini di accumulo dei micronutrienti e metalli pesanti complessivamente presenti; le concentrazioni rientrano nella media dei terreni italiani (Mecella *et al.*, 1992, Mecella *et al.*, 2004). Per quanto riguarda invece le forme assimilabili o biodisponibili i risultati ottenuti sottoposti all'analisi della varianza con modello lineare generalizzato a misure ripetute mostrano un aumento significativo di Mn e Zn nella parcella irrigata con acqua reflua. I contenuti biodisponibili di Cu, Ni e Pb, pur subendo un aumento nella parcella irrigata con acqua reflua, mostrano variazioni poco significative. Ciò può essere giustificato dalla variabilità dei contenuti che, per questi elementi, si presentava prima della stagione irrigua presumibilmente a seguito dello spargimento sul terreno di fanghi provenienti dal depuratore effettuato negli anni precedenti alla sperimentazione.

L'incremento della biodisponibilità dei metalli Mn e Zn può essere attribuito alla quantità ed alla tipologia della sostanza organica apportata con il refluo. Il legame Zn-sostanza organica, ad esempio, si instaura preferenzialmente con le frazioni non umificate e tale peculiarità lo rende più mobile e biodisponibile a differenza del Cu che

invece forma composti più stabili con la componente della sostanza organica più umificata (Bellicioni *et al.*, 1996, Rossi *et al.*, 2000).

La maggiore solubilizzazione di Zn e Mn viene confermata anche dalle concentrazioni dei metalli pesanti presenti nella soluzione del suolo raccolta nei piezometri al termine della coltura, nella quale le quantità di Zn e Mn presenti nel suolo irrigato con acqua reflua sono risultate significativamente diverse da quelle presenti nel testimone (tabella 4).

L'aumento della frazione biodisponibile nel suolo non provoca tuttavia un accumulo degli stessi metalli nella coltura. Infatti le loro concentrazioni rilevate nel silomais alla raccolta (tabella 5) non mostrano aumenti significativi tra la parcella irrigata con acqua reflua ed il testimone.

Tabella 1. Caratteristiche delle acque irrigue

|                               |                       | Acqua pozzo |      | Acqua reflua |        |
|-------------------------------|-----------------------|-------------|------|--------------|--------|
|                               |                       | Media       | D.S. | Media        | D.S.   |
| ECw                           | $\mu\text{S cm}^{-1}$ | 487         | 290  | 5.077        | 3.897  |
| pH                            |                       | 7,25        | 0,22 | 8,42         | 0,10   |
| Ca <sup>++</sup>              | meq L <sup>-1</sup>   | 6,98        | 3,02 | 2,61         | 2,25   |
| Mg <sup>++</sup>              | meq L <sup>-1</sup>   | 1,80        | 0,51 | 1,32         | 0,43   |
| Na <sup>+</sup>               | meq L <sup>-1</sup>   | 0,86        | 0,36 | 8,43         | 6,17   |
| K <sup>+</sup>                | meq L <sup>-1</sup>   | 0,04        | 0,04 | 13,04        | 12,35  |
| CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  | meq L <sup>-1</sup>   | 0,59        | 0,68 | 12,31        | 6,72   |
| HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | meq L <sup>-1</sup>   | 3,92        | 1,98 | 45,33        | 37,92  |
| Cl <sup>-</sup>               | meq L <sup>-1</sup>   | 0,88        | 0,28 | 14,18        | 9,12   |
| N-NH <sub>4</sub>             | mg L <sup>-1</sup>    | 0,79        | 0,99 | 1.243,43     | 387,76 |
| N-NO <sub>3</sub>             | mg L <sup>-1</sup>    | 2,82        | 1,65 | 55,91        | 24,86  |
| N-NO <sub>2</sub>             | mg L <sup>-1</sup>    | 0,02        | 0,03 | 0,06         | 0,09   |
| B                             | mg L <sup>-1</sup>    | ass         |      | 0,03         | 0,01   |
| P                             | mg L <sup>-1</sup>    | 0,01        | 0,02 | 9,60         | 7,87   |
| Cu                            | mg L <sup>-1</sup>    | ass         |      | 15,32        | 20,31  |
| Mn                            | mg L <sup>-1</sup>    | 0,01        | 0,02 | 1,27         | 0,83   |
| Ni                            | mg L <sup>-1</sup>    | 0,04        | 0,09 | 0,40         | 0,25   |
| Pb                            | mg L <sup>-1</sup>    | ass         |      | 0,20         | 0,21   |
| Zn                            | mg L <sup>-1</sup>    | 0,04        | 0,06 | 4,87         | 2,89   |
| S.A.R                         |                       | 0,4         |      | 6,0          |        |
| COD                           | mg L <sup>-1</sup>    | 5,3         | 0,74 | 2.416        | 1.550  |

Tabella 2. Caratteristiche chimiche dei suoli (strato arabile)

|                     |                         | AR1   |          | AR2   |          |
|---------------------|-------------------------|-------|----------|-------|----------|
|                     |                         | Media | Dev. St. | Media | Dev. St. |
| Sabbia              | %                       | 17.6  | 2.70     | 21.2  | 4.14     |
| Limo                | %                       | 60.2  | 1.64     | 57.0  | 6.16     |
| Argilla             | %                       | 22.2  | 1.79     | 21.8  | 3.03     |
| pF = 2.0            | %                       | 30.9  | 0.61     | 30.6  | 1.17     |
| pF = 2.5            | %                       | 24.9  | 0.73     | 23.4  | 0.63     |
| pF = 3.0            | %                       | 20.8  | 1.23     | 19.1  | 1.07     |
| pF = 4.2            | %                       | 13.1  | 0.69     | 12.7  | 3.02     |
| ECe                 | dS m <sup>-1</sup>      | 1.3   | 0.11     | 1.0   | 0.17     |
| pH <sub>1:2.5</sub> |                         | 8.1   | 0.10     | 8.2   | 0.08     |
| Calcare totale      | %                       | 31.6  | 1.41     | 30.3  | 1.67     |
| Calcare attivo      | %                       | 10.9  | 1.25     | 9.7   | 0.75     |
| C.S.C.              | meq 100 g <sup>-1</sup> | 14.90 | 0.75     | 12.42 | 1.68     |
| Na <sup>+</sup>     | meq 100 g <sup>-1</sup> | 0.27  | 0.04     | 0.22  | 0.07     |
| K <sup>+</sup>      | meq 100 g <sup>-1</sup> | 0.52  | 0.07     | 0.49  | 0.07     |
| Ca <sup>++</sup>    | meq 100 g <sup>-1</sup> | 12.01 | 0.75     | 9.98  | 1.23     |
| Mg <sup>++</sup>    | meq 100 g <sup>-1</sup> | 2.06  | 0.22     | 1.72  | 0.70     |
| Na*                 | %                       | 1.8   | 0.45     | 1.8   | 0.83     |
| C organico          | %                       | 1.16  | 0.26     | 0.82  | 0.15     |
| P                   | Ppm                     | 12.6  | 16.35    | 75.4  | 52.05    |
| N totale            | ‰                       | 0.58  | 0.33     | 0.74  | 0.31     |

Tabella 3. Concentrazioni dei metalli nello strato arabile del suolo

|                             | Cu    |       | Mn     |       | Ni    |       | Pb    |      | Zn    |      |
|-----------------------------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|------|-------|------|
|                             | ppm   |       | ppm    |       | ppm   |       | ppm   |      | ppm   |      |
|                             | Media | D.S.  | Media  | D.S.  | Media | D.S.  | Media | D.S. | Media | D.S. |
| <b>AR1 Pre-irrigazione</b>  |       |       |        |       |       |       |       |      |       |      |
| Totale                      | 31,42 | 11,08 | 667,12 | 44,89 | 49,62 | 10,41 | 13,22 | 0,44 | 65,78 | 2,39 |
| Biodisponibile              | 2,71  | 0,28  | 7,55   | 0,64  | 0,48  | 0,28  | 0,78  | 0,04 | 0,68  | 0,05 |
| <b>AR1 Post-irrigazione</b> |       |       |        |       |       |       |       |      |       |      |
| Totale                      | 38,64 | 14,67 | 655,44 | 33,94 | 45,18 | 5,97  | 13,76 | 0,84 | 69,42 | 8,93 |
| Biodisponibile              | 3,81  | 0,82  | 14,06  | 4,34  | 0,66  | 0,21  | 1,09  | 0,40 | 2,81  | 1,21 |
| <b>AR2 Pre irrigazione</b>  |       |       |        |       |       |       |       |      |       |      |
| Totale                      | 48,62 | 18,69 | 662,64 | 48,35 | 44,24 | 3,56  | 13,62 | 1,14 | 68,38 | 5,22 |
| Biodisponibile              | 3,97  | 1,73  | 7,27   | 1,74  | 0,32  | 0,06  | 0,82  | 0,23 | 1,17  | 0,58 |
| <b>AR2 Post-irrigazione</b> |       |       |        |       |       |       |       |      |       |      |
| Totale                      | 47,04 | 18,23 | 669,20 | 16,41 | 45,06 | 2,65  | 14,04 | 1,22 | 74,24 | 7,60 |
| Biodisponibile              | 4,20  | 1,40  | 8,41   | 1,23  | 0,36  | 0,07  | 1,02  | 0,30 | 1,81  | 0,55 |

### Conclusioni

L'analisi dei risultati ottenuti nel primo anno di sperimentazione evidenzia che l'irrigazione con acque reflue zootecniche depurate non ha comportato variazioni particolarmente rilevanti nel contenuto dei micronutrienti e di alcuni metalli pesanti sia nel suolo, sia nella pianta che nella soluzione del suolo.

L'utilizzazione dei reflui suini depurati ha influenzato la frazione biodisponibile dei micronutrienti e dei metalli pesanti con modalità differenti, con un significativo incremento nel caso del manganese e dello zinco. Si presume che la quantità di sostanza organica apportata con l'acqua reflua possa aver modificato gli equilibri chimici degli elementi presi in considerazione spostandoli verso forme maggiormente assimilabili.

Tabella 4. Concentrazioni dei metalli nella soluzione di suolo

|     | Cu    |      | Mn    |      | Ni    |      | Pb    |      | Zn    |      |
|-----|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|
|     | ppm   |      | ppm   |      | ppm   |      | ppm   |      | ppm   |      |
|     | Media | D.S. | Media | D.S. | Media | D.S. | Media | D.S. | Media | D.S. |
| AR1 | 0.16  | 0.01 | 1.17  | 0.06 | 0.03  | 0.01 | 0.01  | 0.00 | 0.30  | 0.10 |
| AR2 | 0.16  | 0.01 | 0.13  | 0.04 | 0.01  | 0.01 | 0.01  | 0.00 | 0.11  | 0.01 |

Tabella 5. Concentrazioni dei metalli nel silomais

|     | Cu    |      | Mn    |      | Ni    |      | Pb    |      | Zn    |      |
|-----|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|
|     | ppm   |      | ppm   |      | ppm   |      | ppm   |      | ppm   |      |
|     | Media | D.S. | Media | D.S. | Media | D.S. | Media | D.S. | Media | D.S. |
| AR1 | 11.7  | 1.71 | 52.2  | 0.96 | 3.0   | 0.00 | 1.02  | 1.75 | 50.0  | 0.00 |
| AR2 | 10.2  | 1.71 | 41.8  | 0.50 | 3.7   | 0.50 | 0.00  | 0.50 | 46.8  | 5.90 |

Benché per un corretto giudizio sull'influenza che l'utilizzo irriguo di acque reflue zootecniche depurate ha sul terreno e in definitiva sull'ambiente sia necessaria una sperimentazione pluriennale, sulla base dei risultati ottenuti e delle conoscenze bibliografiche si può ipotizzare la possibilità, almeno per le caratteristiche dei suoli presi in considerazione, di utilizzare tali acque senza particolari problematiche, ferma restando la necessità di un costante controllo.

Infatti le concentrazioni dei micronutrienti e dei metalli pesanti determinate sia in forma totale che biodisponibile rientrano nei valori ritenuti normali per i suoli agrari. Tali elementi non vengono accumulati nella coltura ed anche la loro presenza nella soluzione del suolo rientra nella normalità.

### Note

1. Gli Autori, che hanno collaborato in parti uguali alla ricerca, ringraziano l'ARPA Umbria e la Società CODEP Soc. Coop a r.l.
2. Impiego del Fondo speciale per lo sviluppo della ricerca di interesse strategico. (Art. 51, comma 9, della 27 dicembre 1997, n.449). Anno 1999. D.M. 10/5/2000 - Risorse Idriche - Coofinanziamento MiUR- MiPAF

## **Bibliografia**

- FAO-UNESCO, 1990, Soil Map of the world. Revised legend. Roma
- MiPA - Ministero delle Politiche Agricole, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, 1997. Metodi di analisi fisica del suolo. Franco Angeli Ed.
- MiPAF - Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Franco Angeli Ed.
- MiPAF - Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, 2001. Metodi di analisi delle acque per uso agricolo e zootecnico. Franco Angeli Ed.
- BELLICIONI, S., COLOMBO, L., CANTONE, P., FIGLIOLIA, A., 1996. Valutazione della distribuzione nelle diverse forme chimiche di Cu e Zn nel sistema suolo-pianta a seguito di utilizzo di reflui zootecnici. Atti XIV Convegno Nazionale Società Italiana di Chimica Agraria
- CALIANDRO A., MECELLA G., SCANDELLA P., PICCINI C., TEDESCHI P., (2004). Utilizzo irriguo delle acque salmastre. Irrigazione Sostenibile – La buona pratica irrigua. Progetto Editoriale PANDA, Ed. L'Informatore Agrario.
- GIARDINI L., MECELLA G., SCANDELLA P., PICCINI C., BORIN M., 2004. Qualità delle acque per uso irriguo. Irrigazione Sostenibile – La buona pratica irrigua. Progetto Editoriale PANDA, Ed. L'Informatore Agrario.
- LINDSAY W.L., NORWELL W.A., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42
- MECELLA, G., SCANDELLA, P., 1992. Influence de l'irrigation avec des eaux d'égout civiles de dépuración sur les caractéristiques physiques et hydro-pédologiques du sol. International Conference Supplementary Irrigation and Drought Water Management. Bari
- MECELLA G., SCANDELLA P., (2004). Aspetti idropedologici. I fanghi di depurazione delle acque. Progetto Editoriale PANDA, Ed. L'Informatore Agrario.
- ROSSI G., SOCCIARELLI S., FIGLIOLIA A., 2000. Effetto della somministrazione pluriennale di effluenti bovini sul contenuto in metalli pesanti del suolo. Atti XVIII Convegno Nazionale Società Italiana di Chimica Agraria – Catania.

## IL SUOLO PRESENTE IN AMBIENTE OFIOLITICO: SUA SPECIFICITÀ E BIODIVERSITÀ

Antonio Nassisi <sup>1</sup>, Claudio Baffi <sup>2</sup>, Gian Maria Beone <sup>2</sup>, Carla Corti <sup>3</sup>, Giuseppe Fricano <sup>3</sup>, Sandro Silva <sup>2</sup>

<sup>1</sup> ARPA Emilia Romagna Sez. Prov di Piacenza Sistemi Ambientali Eccellenza Suolo

loc. Gariga 29027 Podenzano (PC); e-mail: anassisi@pc.arpa.emr.it

<sup>2</sup> Istituto di Chimica Agraria e Ambientale Università Cattolica del Sacro Cuore

via Emilia Parmense, 84 - 29100 Piacenza

<sup>3</sup> Istituto di Botanica e Genetica Vegetale Università Cattolica del Sacro Cuore

via Emilia Parmense, 84 - 29100 Piacenza

### Riassunto

Negli anni 2001-2003 sono state condotte indagini preliminari di tipo pedologico e botanico su un'area dell'Appennino Settentrionale con la presenza di emergenze ofiolitiche (peridotiti serpentizzate) in località Barberino, Val Trebbia, provincia di Piacenza; sono stati individuati e caratterizzati due profili con le chiavi della Soil Taxonomy (1999), previa descrizione ed effettuazione delle analisi chimiche e chimico-fisiche.

La biodiversità è stata valutata attraverso la ricchezza delle specie botaniche raccolte sulle rupi e in aree limitrofe all'affioramento.

L'area, dopo ulteriori accertamenti attraverso la misura di opportuni indicatori biologici (QBS, etc.), potrebbe avere le potenzialità per essere proposta per l'inserimento in un SIC (Sito di Importanza Comunitaria) o in un ZSC (Zona Speciale di Conservazione) come area protetta, in accordo con la vigente legislazione comunitaria (Direttiva 92/43/CEE).

**Parole chiave:** suolo, flora, ofioliti, biodiversità.

### The soil of an ophiolitic environment: its specificity and biodiversity

#### Abstract

In the years 2001-2003 preliminary pedological and botanical trials were carried out in an area in the northern Apennines with presence of ophiolitic outcrops (serpentinized peridotites) in the site of Barberino, Val Trebbia, province of Piacenza; two soil profiles were chosen and characterized with the keys of Soil Taxonomy (1999), after a description and some chemical and physico-chemical analysis carried out on soil samples.

The biodiversity was evaluated through the richness of botanical species collected on rocks and in areas near to the outcrop.

This area, after the measurement of other biological indicators (QBS, etc) could be suggested to be inserted into a SCI (Site of Community Importance) or a ZSC (Zones of Special Conservation) as a protected area, according to the Directive 92/43/CEE, as foreseen in the present UE legislation.

**Key words:** soil, flora, ophiolites, biodiversity.

### Introduzione

Il Parlamento Europeo riguardo alla comunicazione della Commissione COM (2002) 179 "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" al punto J.24 ritiene che le politiche comunitarie in materia ambientale debbano essere sottoposte a revisione, ove necessario, per migliorare la protezione degli equilibri naturali prevenendo il declino della biodiversità. Inoltre al punto J.31 si afferma che occorre potenziare la ricerca circa gli effetti dei concimi chimici e dei prodotti fitosanitari sulla biodiversità del suolo, con un approccio interdisciplinare.

Recenti conferenze (AHTEG 10-14 giugno 2003 Tjärno Svezia; Convention on Biological Diversity (CBD) febbraio 2004 Malaysia) hanno evidenziato l'importanza della biodiversità ai fini della conservazione e protezione ambientale. Nel CBD è stata sottolineata l'importanza delle "aree protette" definite come aree geografiche istituite e gestite per raggiungere obiettivi specifici di conservazione (Art 2). In tale Convention è stato anche stilato un decalogo con funzioni chiave per le aree protette comprendente, al punto 7, il suolo. L'Art 8 del CBD chiede l'istituzione di un sistema di aree protette o aree dove occorrono speciali misure per conservare la diversità biologica. Conservare aree ad alta biodiversità può essere considerato un modo efficiente e semplice della distribuzione delle risorse.

La biodiversità è distribuita in modo eterogeneo sulla Terra. Essa comprende una varietà di differenti aspetti quantificabili, come numero e varietà di specie, diversità di fenotipi, e non può essere espressa misurandone



un solo aspetto. L'uso dell'approccio con la ricchezza delle specie, in combinazione con altri criteri, può aiutare a progettare set più completi di aree prioritarie (key biodiversity area) (Blamford, 2002).

La Direttiva 92/43/CEE ha stabilito norme per la salvaguardia della biodiversità attraverso la conservazione, la tutela ed il miglioramento di habitat naturali, della flora e fauna rappresentativi del territorio europeo. I nuovi termini introdotti a livello legislativo sono: habitat di interesse comunitario, specie di interesse comunitario, SIC (siti d'importanza comunitaria) e ZSC (zone speciali di conservazione).

Strumento operativo individuato dalla Direttiva 92/43/CEE è la Rete Natura 2000. A livello nazionale il Ministero dell'Ambiente ha identificato sul territorio italiano 2330 siti, proposti per il riconoscimento come SIC, alla Commissione Europea; in Emilia-Romagna sono stati identificati 113 SIC e 61 ZPS per un'area totale di 236.500 ha. Con DPR 357/97 e DPR 120/03 sono state recepite le disposizioni della Dir 92/43/CEE e attribuite alle Regioni le funzioni di monitoraggio, gestione e valutazione per SIC e ZPS. La regione Emilia-Romagna sta per varare nuova legge per i SIC.

Per il territorio piacentino le Delibere Regionali DGR 1242/02 e DGR 1333/02 individuano 15 SIC (di cui 5 interprovinciali con la provincia di Parma) per un'area totale di 26.125 ha. In essi sono stati individuati 29 habitat di interesse comunitario.

Scopo del presente lavoro è stata la valutazione di alcuni aspetti della biodiversità in un'area ofiolitica dell'Appennino Settentrionale (SIC IT 4010004 M.Capra, M. Tre Abati, M. Armelio, S.Agostino, Lago di Averaldi - 6.230 ha in Val Trebbia, provincia di Piacenza) in relazione alla presenza di specie botaniche. Le osservazioni qui riportate si riferiscono al periodo 2001-2003 e rappresentano un lavoro preliminare tuttora in corso di svolgimento.

## Materiali e Metodi

### L'area di studio: geomorfologia, suoli e flora

L'area di studio, di estensione di circa 1 km<sup>2</sup>, è sita in Val Trebbia - comune di Bobbio - provincia di Piacenza località Barberino, altezza 250 m s.l.m. (lat N 44° 48' long E 9° 25'). Fa parte delle emergenze ofiolitiche del M. Barberino (m. 480), geologicamente appartiene alle Liguridi Esterne del Dominio Ligure; rappresentate da successioni caratterizzate dalla presenza di complessi di base "ofiolitiferi" e di Flysch ad elmintoidi del Cretaceo Superiore (Elter e Raggi, 1965; Vernia, 2002).

Da un punto di vista climatico, l'area è caratterizzata da massimi di precipitazioni in aprile e novembre e da un periodo secco nei mesi di giugno, luglio e agosto.

Per il suolo il regime termico più attendibile è quello mesico ed il regime di umidità è quello ustico, come emerge dall'elaborazione dei dati disponibili effettuata con il modello di simulazione Newhall (Van Wambeke *et al.*, 1986) confrontata con data-base regionali (Regione Emilia-Romagna, 1994) e locali (Lega, 1999). Nell'area le ofioliti si presentano come peridotiti serpentizzate, sotto forma di grandi masse alloctone come olistoliti o "slide-blocks" intercalate all'interno dei "complessi di base" di origine sedimentaria, quasi totalmente del Cretaceo Superiore (Vernia, 2002).

Tabella 1. Contenuto di macroelementi (% di ossidi) e metalli in traccia ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) in peridotite serpentizzata e in gabbri/basalti

| %                        | Al   | Ca   | Fe   | K    | Mg   | Si   | Ti   |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Peridotite/serpentizzata | 0,66 | 1,26 | 8,82 | 0,01 | 14,7 | 19,6 | 0,05 |
| Gabbri/basalti           | 8,50 | 6,57 | 5,48 | 0,29 | 4,53 | 23,7 | 0,68 |
| $\mu\text{g g}^{-1}$     | Co   | Cr   | Ni   | Pb   | V    | Zn   |      |
| Peridotite/serpentizzata | 103  | 1170 | 1840 | 0,70 | 83   | 47,2 |      |
| Gabbri/basalti           | 37   | 178  | 92   | 44   | 254  | 27   |      |

Fonti: Dati peridotite (Bettinelli *et al.*, 2003); dati gabbri/basalti (Vianello, 2002)

Tali rocce, rispetto alla maggior parte delle rocce silicatiche, mostrano contenuti più bassi di Al e Si e più alti di Fe e Mg; ciò favorisce l'incremento di elementi in traccia vicarianti del Fe (Vianello, 2002). I contenuti di Ni, Cr e Co osservati nelle peridotiti (tab. 1) sono risultati maggiori rispetto a quelli presenti in gabbri/basalti (Bettinelli *et al.*, 2003, Vianello, 2002)

I substrati pedogenetici che si originano da tali rocce contribuiscono alla formazione di suoli "anomali" per le proprietà chimico-fisiche e tali da contribuire ad una decisa selezione della vegetazione (Vianello, 2002)

Nel settembre 2001 sono stati individuati e scelti due profili nell'area; essi sono stati descritti e classificati secondo USDA-Soil Taxonomy (1999); le analisi sui principali parametri chimico-fisici sono state effettuate in accordo con i Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo (1999); le analisi dei metalli sono state eseguite, dopo mineralizzazione acida con acqua regia ( $\text{HCl}:\text{HNO}_3 = 3:1$ ) mediante spettrometro ottico ad emissione a plasma ICP-OES; la granu-

lometria è stata eseguita con il metodo alla pipetta con granulometro automatico TDF; il carbonio organico determinato con il metodo ossidimetrico con titolatore automatico; l'azoto totale determinato con analizzatore elementare.

Nel profilo 1, sulla sostanza organica dei primi 2 orizzonti (A<sub>11</sub> e A<sub>12</sub>) sono state effettuate, in accordo con i Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo (1999) e Ciavatta *et al.* (1988, 1990), determinazioni del tasso, grado e indice di umificazione e anche analisi termiche di termogravimetria derivata (DGT) e calorimetria a scansione differenziale (DSC) con termoanalizzatore simultaneo Netzsch STA 409 con di testa di misura TG/DSC a flusso di calore avente termocoppia di tipo S (PtRh10-Pt); profili di elettrofocalizzazione isoelettrica sono stati realizzati con l'impiego di cella elettroforetica LKB, Multiphore II (Dell'Abate, 2002).

Da un punto di vista vegetazionale l'area è inserita nella fascia altitudinale dei querceti misti collinari. Le specie botaniche sono state raccolte nel 2002 in 11 erborizzazioni effettuate, da marzo - settembre, su rupi dove sono stati preparati e descritti i profili pedologici, in aree circostanti a copertura detritica e di modesto spessore, e ai margini del bosco lungo un sentiero che conduce all'affioramento roccioso vero e proprio. Per la determinazione delle specie è stata utilizzata la Flora d'Italia (Pignatti, 1982) e altri lavori specifici (Cesca, 1969; Foggi *et al.*, 2001) per l'approfondimento dei taxa controversi.

## Risultati e discussione

### I suoli

La natura delle peridotiti serpentizzate, ricche in metalli pesanti, l'elevata rocciosità e pietrosità del substrato hanno qui originato suoli poco profondi, con debole differenziazione rispetto al materiale parentale. La conformazione del rilievo ha favorito invece fenomeni erosivi a discapito di fenomeni infiltrativi delle acque meteoriche (Vianello, 2002).

Tabella 2. Profilo 1. Contenuto di macroelementi (% di ossidi) e metalli in traccia (µg g<sup>-1</sup>)

| Parametri<br>Orizzonti | classe S*        | L     | A                              | pH                             | CaCO <sub>3</sub>    | Corg | N                | Pass  | CSC                     | Σbasi<br>scambio               | Ca<br>sc.               | Mg<br>sc.               | K<br>sc.                | Na<br>sc. |      |      |
|------------------------|------------------|-------|--------------------------------|--------------------------------|----------------------|------|------------------|-------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------|------|------|
| cm                     | text°            | %     | %                              |                                | H <sub>2</sub> O tot | tot  | tot              | (P)   | cmol <sub>(+)</sub> /kg | cmol <sub>(+)</sub> /kg        | cmol <sub>(+)</sub> /kg | cmol <sub>(+)</sub> /kg | cmol <sub>(+)</sub> /kg |           |      |      |
|                        |                  | %     | %                              |                                | g/kg                 | g/kg | g/kg             | mg/kg | mg/kg                   | mg/kg                          | mg/kg                   | mg/kg                   | mg/kg                   |           |      |      |
| A <sub>11</sub>        | 0-5              | FS    | 66,0                           | 22,5                           | 11,5                 | 7,3  | <LRM             | 14,56 | 1,2                     | 2                              | 22,8                    | 22,0                    | 4,55                    | 17,2      | 0,17 | 0,09 |
| A <sub>12</sub>        | 5-18             | FS    | 62,5                           | 21,5                           | 16,0                 | 7,3  | 10               | 9,05  | 0,9                     | 3                              | 22,0                    | 20,6                    | 4,46                    | 15,9      | 0,16 | 0,09 |
| AC                     | 18-25            | FS    | 67,0                           | 17,0                           | 16,0                 | 8,2  | 10               | 4,81  | 0,8                     | 1                              | 22,9                    | 21,9                    | 4,52                    | 17,1      | 0,15 | 0,11 |
| Metalli<br>pesanti tot | Al               | Cd    | Co                             | Cr                             | Cu                   | Fe   | Hg               | Mn    | Ni                      | Pb                             | Zn                      |                         |                         |           |      |      |
| g/kg                   | mg/kg            | mg/kg | mg/kg                          | mg/kg                          | mg/kg                | g/kg | mg/kg            | mg/kg | mg/kg                   | mg/kg                          | mg/kg                   |                         |                         |           |      |      |
| A <sub>11</sub>        | 0-5              | 16,3  | <LRM                           | 81                             | 1220                 | 29,0 | 50               | 0,50  | 1040                    | 1530                           | 14,0                    | 84                      |                         |           |      |      |
| A <sub>12</sub>        | 5-18             | 16,9  | <LRM                           | 73                             | 1180                 | 27,0 | 54               | 0,24  | 954                     | 1610                           | 3,7                     | 79                      |                         |           |      |      |
| AC                     | 18-25            | 17,7  | <LRM                           | 74                             | 1040                 | 22,7 | 53               | 0,80  | 880                     | 1750                           | <LRM                    | 65                      |                         |           |      |      |
| Ossidi                 | SiO <sub>2</sub> | MgO   | Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | Na <sub>2</sub> O    | CaO  | K <sub>2</sub> O | MnO   | NiO                     | Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | TiO <sub>2</sub>        |                         |                         |           |      |      |
| %                      | %                | %     | %                              | %                              | %                    | %    | %                | %     | %                       | %                              | %                       |                         |                         |           |      |      |
| A <sub>11</sub>        | 0-5              | 39,00 | 23,2                           | 4,02                           | 6,85                 | 0,16 | 0,81             | 0,39  | 0,13                    | 0,170                          | 0,230                   | 0,41                    |                         |           |      |      |
| A <sub>12</sub>        | 5-18             | 40,40 | 22,2                           | 4,77                           | 7,57                 | 0,16 | 1,08             | 0,40  | 0,12                    | 0,150                          | 0,230                   | 0,43                    |                         |           |      |      |
| AC                     | 18-25            | 43,90 | 21,7                           | 5,44                           | 7,84                 | 0,18 | 0,79             | 0,49  | 0,13                    | 0,170                          | 0,170                   | 0,53                    |                         |           |      |      |

° secondo USDA; S \* L A = sabbia, limo, argilla; FS = franco-sabbioso; LRM = limite di rivelabilità del metodo

I due profili scelti mostrano entrambi le caratteristiche di suoli "ofiolitici" cioè sono caratterizzati da elevate concentrazioni di elementi metallici e siderofili, basse concentrazioni di elementi minerali nutritivi per le piante, rapporti Ca/Mg < 1 (tab. 2 e tab. 3); il profilo 1 mostra una totale decarbonatazione dell'orizzonte superficiale e presenta, rispetto al profilo 2, caratteristiche più peculiari di un suolo "ofiolitico" tipico; infatti esso mostra un epipedon A<sub>11</sub> a struttura grumosa dove si sviluppano la maggior parte degli apparati radicali; l'orizzonte A<sub>12</sub> possiede una struttura poliedrica e meno radici; l'orizzonte AC è ricco di scheletro e inospitale per le radici. Per gli orizzonti del profilo 1 si osserva totale decarbonatazione, elevate aliquote di Mg scambiabile (media di 16,5%), valori di Cr e Ni totali sempre elevati (attorno a 1000 e 1500 mg kg<sup>-1</sup> rispettivamente) ed una regolare diminuzione della sostanza organica (da 2,5 a 0,8%) scendendo verso il basso. I valori osservati per il Ni nell'orizzonte C, cui si associano elevati valori di Co, Cr, Cu e Zn confermano i caratteri ultramafici della roccia madre. Dall'esame dei dati degli ossidi (tab. 2) si nota lungo il profilo 1 una diminuzione del Mg associata ad un aumento di Si e Al. Questa caratteristica, osservata da alcuni Autori (Bonifacio *et al.*, 1997; Widman *et al.*, 1968) durante i processi di alterazione che hanno luogo in ambienti ofiolitici, è dovuta probabilmente all'instabilità dei minerali serpentinitici presenti in tali ambienti. In base all'esame dei suddetti parametri e ad altre caratteristiche degli orizzonti del profilo (colore, forma, struttura, tessitura, presenza di radici, tipo di limiti) si ritiene di classificare il suolo del profilo 1 come un *Lithic Haplustolls loamy-skeletal, magnesian, mesic, superactive*.

Tabella 3. Profilo 2. Contenuto di macroelementi (% di ossidi) e metalli in traccia ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

| Parametri                | classe S*        | L     | A                              | pH                             | CaCO <sub>3</sub> | Corg  | N                | Pass  | CSC                     | Σbasi                          | Ca                      | Mg                      | K                       | Na                      |      |      |
|--------------------------|------------------|-------|--------------------------------|--------------------------------|-------------------|-------|------------------|-------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------|------|
| Orizzonti                | text°            | %     | %                              | H <sub>2</sub> O tot           | tot               | tot   | tot              | (P)   | scambio                 | sc.                            | sc.                     | sc.                     | sc.                     | sc.                     |      |      |
| cm                       |                  | %     | %                              | g/kg                           | g/kg              | g/kg  | g/kg             | mg/kg | cmol <sub>(+)</sub> /kg | cmol <sub>(+)</sub> /kg        | cmol <sub>(+)</sub> /kg | cmol <sub>(+)</sub> /kg | cmol <sub>(+)</sub> /kg | cmol <sub>(+)</sub> /kg |      |      |
| A <sub>1</sub> 0-17/21   | FS               | 53,0  | 29,0                           | 18,0                           | 7,2               | <LRM  | 33,4             | 2,0   | 2                       | 28,3                           | 25,2                    | 10,9                    | 13,7                    | 0,48                    | 0,07 |      |
| 2A <sub>1</sub> 17/21-40 | AL               | 27,8  | 36,0                           | 36,2                           | 7,8               | <LRM  | 10,3             | 0,9   | 1                       | 36,5                           | 44,5                    | 7,41                    | 36,8                    | 0,26                    | 0,09 |      |
| 2AC 40-62                | F                | 34,2  | 41,8                           | 24,0                           | 7,8               | <LRM  | 7,0              | 0,9   | 1                       | 36,5                           | 45,2                    | 6,26                    | 38,6                    | 0,19                    | 0,08 |      |
| 3C <sub>K</sub> 62-80+   | FS               | 57,2  | 28,5                           | 14,3                           | 7,8               |       | 330              | 9,5   | 1,0                     | 1                              | 18,8                    | 21,2                    | 12,5                    | 8,44                    | 0,12 | 0,14 |
| Metalli                  | Al               | Cd    | Co                             | Cr                             | Cu                | Fe    | Hg               | Mn    | Ni                      | Pb                             | Zn                      |                         |                         |                         |      |      |
| pesanti tot              | mg/kg            | mg/kg | mg/kg                          | mg/kg                          | mg/kg             | mg/kg | mg/kg            | mg/kg | mg/kg                   | mg/kg                          | mg/kg                   |                         |                         |                         |      |      |
| A <sub>1</sub> 0-17/21   | 18,0             | 0,32  | 27,9                           | 1154                           | 27,9              | 47,5  | 0,35             | 990   | 1440                    | 24,2                           | 64,7                    |                         |                         |                         |      |      |
| 2A <sub>1</sub> 17/21-40 | 24,0             | 0,30  | 30,1                           | 861                            | 30,1              | 43,1  | 0,22             | 920   | 1260                    | 14,2                           | 50,7                    |                         |                         |                         |      |      |
| 2AC 40-62                | 25,0             | 0,28  | 32,4                           | 684                            | 32,4              | 39,9  | 0,35             | 990   | 990                     | 13,8                           | 54,9                    |                         |                         |                         |      |      |
| 3C <sub>K</sub> 62-80+   | 13,0             | 0,32  | 24,5                           | 547                            | 24,5              | 25,2  | 0,20             | 650   | 890                     | 11,9                           | 36,4                    |                         |                         |                         |      |      |
| Ossidi                   | SiO <sub>2</sub> | MgO   | Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | Na <sub>2</sub> O | CaO   | K <sub>2</sub> O | MnO   | NiO                     | Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | TiO <sub>2</sub>        |                         |                         |                         |      |      |
|                          | %                | %     | %                              | %                              | %                 | %     | %                | %     | %                       | %                              | %                       |                         |                         |                         |      |      |
| A <sub>1</sub> 0-17/21   | 40,0             | 24,71 | 5,52                           | 8,77                           | 0,23              | 1,41  | 0,53             | 0,16  | 0,155                   | 0,196                          | 0,21                    |                         |                         |                         |      |      |
| 2A <sub>1</sub> 17/21-40 | 39,6             | 19,50 | 7,22                           | 8,88                           | 0,20              | 1,30  | 0,63             | 0,15  | 0,142                   | 0,159                          | 0,29                    |                         |                         |                         |      |      |
| 2AC 40-62                | 36,5             | 19,53 | 6,76                           | 7,71                           | 0,20              | 1,40  | 0,74             | 0,14  | 0,108                   | 0,135                          | 0,28                    |                         |                         |                         |      |      |
| 3C <sub>K</sub> 62-80+   | 26,5             | 19,63 | 4,02                           | 5,55                           | 0,13              | 16,7  | 0,31             | 0,10  | 0,100                   | 0,105                          | 0,16                    |                         |                         |                         |      |      |

° secondo USDA; S \* L A = sabbia, limo, argilla; FS = franco-sabbioso; LRM = limite di rivelabilità del metodo

Per il profilo 2 dall'esame delle analisi chimiche, si nota che la presenza di un orizzonte 3C<sub>K</sub> ricco di carbonati, unito al limite abrupto dell'orizzonte 2AC e alla tessitura più sabbiosa, oltre che al minore tenore di Mg rispetto al profilo 1, fanno propendere verso l'ipotesi che tale substrato appartenga ad una breccia poligenica ofiolitica e calcarea che in una fase successiva è poi stata ricoperta da altro materiale terroso e che quindi non evidenzerebbe rapporti genetici con 3C<sub>K</sub>. La serie di ricoprimenti ipotizzata sembrerebbe trovare riscontro nella geologia del sito dove, a monte, insiste un'estesa formazione di argille a palombini, talvolta a base sabbiosa, con intercalazione di breccie poligeniche e di arenarie di Casanova (AA.VV., 2002). In base all'esame dei suddetti parametri e ad altre caratteristiche degli orizzonti del profilo (colore, forma, struttura, tessitura, presenza di radici, tipo di limiti) si ritiene di classificare il suolo del profilo 2 come un *Typic Haplustolls loamy-skeletal, magnesian, mesic*.

Tabella 4. Profilo 1. Valori dei parametri di umificazione per il suolo degli orizzonti A<sub>11</sub> e A<sub>12</sub>

| Parametri               | TOC                | TEC                | TEC/TOC | C <sub>(HA+FA)</sub> | C <sub>UMINA</sub> | C/N | DH | HR    | HI   |
|-------------------------|--------------------|--------------------|---------|----------------------|--------------------|-----|----|-------|------|
| Orizzonti               | g kg <sup>-1</sup> | g kg <sup>-1</sup> |         | g kg <sup>-1</sup>   | g kg <sup>-1</sup> |     | %  | %     |      |
| A <sub>11</sub> 0-5 cm  | 10,7               | 5,6                | 0,52    | 2,8                  | 5,1                | 8,9 | 50 | 26,10 | 1,00 |
| A <sub>12</sub> 5-18 cm | 9,4                | 5,1                | 0,54    | 2,5                  | 4,3                | 7,8 | 49 | 26,59 | 1,04 |

Per il profilo 1 le analisi effettuate sulla sostanza organica del suolo nei due primi orizzonti A<sub>11</sub> e A<sub>12</sub> ne hanno evidenziato un basso grado di umificazione; i dati, mostrati in tabella 4, indicano che i valori del carbonio organico totale (TOC) ed estraibile (TEC) risultano bassi e decrescenti lungo il profilo. Il rapporto TEC/TOC, indicativo della resa di estrazione, mostra che più del 40% del C non è estraibile e che il processo di umificazione porta ad un accumulo di sostanze umiche sotto forma di umina.

L'analisi dei parametri di umificazione concorda con i dati sul carbonio, mostrando valori elevati per l'indice di umificazione HI, a testimonianza della presenza di sostanza organica labile, nonché scarsa attività umificante (Vianello, 2002). Dalle prove eseguite con uso di tecniche di termogravimetria derivata (DGT), calorimetria a scansione differenziale (DSC) ed elettrofocalizzazione isoelettrica (IEF) sulla sostanza organica estratta dagli orizzonti sopraccitati (figure non riportate nel testo) si osserva, nell'intervallo di temperatura tra 145°C e 394°C, una perdita in peso del 15,2%, che rappresenta circa il 70% della sostanza organica presente nell'estratto. Per l'IEF le bande focalizzano in corrispondenza di pH ≤ 4,5, a sottolineare la presenza di sostanza organica labile e scarsamente umificata (AA.VV., 2002).

Il basso grado di umificazione può essere spiegato ipotizzando una scarsa dotazione di biomassa microbica a causa di un possibile effetto tossico indotto dalla presenza, nella matrice litologica, di elementi quali Co, Ni, Cr e Zn (Vianello, 2002), ipotesi che potrebbe essere convalidata dal proseguimento della ricerca.

Dall'esame critico dei dati del carbonio organico, degli indici di umificazione e dalle risultanze delle analisi termiche effettuate sui campioni degli orizzonti del profilo 1, emergono caratteri più tipici degli Entisuoli (es. scar-

so sviluppo degli orizzonti pedogenetici; scarsa umificazione della sostanza organica) rispetto a quelli dei Mollisuoli; pertanto si ritiene giustificato proporre per il profilo 1 la nuova classificazione come *Lithic Ustorthens loamy-skeletal, magnesian, mesic, invece di Lithic Haplustolls loamy-skeletal, magnesian, mesic, superactive*. Ulteriori accertamenti verranno effettuati per confermare questa ipotesi, anche relativamente al profilo 2, per il quale, sempre per gli stessi motivi visti per il profilo 1, le analisi dei parametri di umificazione e quelle termiche, suggeriscono una classificazione come *Udic Ustorthent loamy-skeletal, magnesian, mesic, invece di Typic Haplustolls loamy-skeletal, magnesian, mesic*.

### La flora

La flora delle ofioliti affioranti nel piacentino è stata finora oggetto di sporadici contributi (Pavarino 1912; 1914; 1918; Grilli 1961; Pignatti 1971; Cartasegna 1983; 1984), che non hanno tuttavia riguardato l'emergenza di Monte Barberino. La presente indagine botanica è stata effettuata nel 2003 al fine di completare lo studio preliminare del 2002; si ritiene tuttavia non esaustiva dell'intero affioramento perché limitata ad una parte di esso, e precisamente al versante esposto a Sud, sulla riva sinistra del fiume Trebbia.

Sono state raccolte 110 entità specifiche distribuite in 88 generi e 33 famiglie. La Tabella 5 mostra che le Compositae hanno predominanza (12,72 %), seguite da Graminaceae e Leguminosae (10,90 %), Caryophyllaceae (9,09 %) e Labiatae (8,1 %). Interessante è la percentuale di "Altre" (41,8 %), che comprende le Famiglie (in tutto 27) aventi un numero di specie uguale o inferiore a 5; ciò indica elevata diversificazione delle comunità vegetali. La composizione delle famiglie dell'area esaminata, ad eccezione di qualche caso, non si discosta in modo significativo da quelle riscontrate in aree simili (Ferrari, 1992).

Tabella 5. Flora delle ofioliti località Barberino; composizioni percentuali delle Famiglie

| Famiglie    | %     | Famiglie        | %    |
|-------------|-------|-----------------|------|
| Compositae  | 12,72 | Caryophyllaceae | 9,09 |
| Graminaceae | 10,90 | Labiatae        | 8,18 |
| Leguminosae | 10,90 | Rosaceae        | 6,36 |
|             |       | Altre*          | 41,8 |

\* gruppo di Famiglie presenti con numero di specie  $\leq 5$

Nonostante l'area indagata sia una parte dell'intero affioramento, si può rilevare la presenza di alcune specie molto interessanti che stanno a dimostrare la capacità selettiva e la valenza ecologica che le rocce ofiolitiche hanno sulla vegetazione. Infatti nell'elenco floristico si possono distinguere specie endemiche ofiolitiche (*Alyssum bertolonii* e *Asplenium cuneifolium*), che sono "serpentinofite tipiche" esclusive di questi ambienti; "serpentinofite preferenziali" (*Cheilanthes marantae*, *Linum campanulatum* e *Linaria supina*) che pur non essendo endemiche delle ofioliti, in ambito regionale si trovano solo su tali substrati.

Si segnala inoltre la presenza di peculiarità geobotaniche come *Sempervivum arachnoideum*, specie protetta dalla legge regionale dell'Emilia-Romagna; tale entità, che appartiene al gruppo delle orofite e che generalmente vive in ambienti aridi silicei della fascia altitudinale montana, si è ben adattata a 250 m s.l.m., costituendo un esempio di "relict" nella fascia collinare.

La determinazione delle specie ha spesso comportato problemi per la presenza di caratteri peculiari attribuibili al tipo di substrato e di ambiente.

Dalla letteratura (Pichi Sermolli, 1948) è noto che la flora delle ofioliti mostra elementi di complessità per la presenza di modificazioni morfologiche (stenofillia, plagiotropismo, apparato radicale ridotto, etc.), indicate come serpentinomorfose. Le cause sono da attribuire alle stressanti condizioni ambientali sia fisiche (scarsa disponibilità di acqua, elevato calore del suolo, forte vento), che chimiche (scarsità di elementi nutritivi: Ca, K, P, N; abbondanza di Mg; elevata presenza di elementi potenzialmente tossici per le piante: Ni, Co, Cr e altri). A tal riguardo è stato osservato un fenomeno di stenofillia (riduzione dell'apparato fogliare) in campioni di *Asplenium adiantum-nigrum*, risultati essere sempre ridotti in tutte le loro parti, per confronto con una specie tipica raccolta in un ambiente non ofiolitico.

Infine si è riscontrato variabilità all'interno della stessa specie, come già descritto precedentemente (Fricano, Corti 2002) per *Alyssum bertolonii*. Infatti dal confronto di più campioni raccolti nella stessa stazione si è visto che alcuni caratteri (es. dimensione fogliare, statura, forma dei petali, morfologia dei peli ricoprenti la siliquetta) sono incostanti e spesso si discostano dal tipo descritto dalla guida botanica (Pignatti, 1982), tanto da renderne dubbia la presenza a Monte Barberino. Tale constatazione ha suggerito uno studio sia di monitoraggio della pianta in ambito provinciale, dove gli affioramenti ofiolitici sono molto frequenti, che di caratterizzazione morfologica e molecolare (DNA), al fine di studiare i rapporti fra la specie, le rocce ofiolitiche e l'eventuale presenza di popolazioni diversificate.

Questi processi di adattamento hanno favorito l'origine di entità sottospecifiche che possono essere l'inizio di una differenziazione ecologica o genetica rispetto alle specie originarie. Tale fatto associato all'isolamento geografico degli affioramenti ofiolitici mette in risalto l'importanza di questi ambienti nei confronti della speciazione delle piante (origine di nuove specie) e quindi del mantenimento e incremento della biodiversità.

### Conclusioni

Lo studio preliminare effettuato su un'area ristretta dell'Appennino Settentrionale (Val Trebbia- provincia di Piacenza) ha evidenziato per il suolo caratteristiche specifiche di un sito ofiolitico (elevata concentrazione di Ni, Cr, Co totali; rapporti Ca/Mg<1; elevate aliquote di Mg scambiabile; basso grado di umificazione della sostanza organica). In particolare ai fini della classificazione dei suoli si sono rivelati importanti i contributi delle analisi del carbonio, dei parametri di umificazione e di alcune analisi termiche condotte sulla sostanza organica, che hanno portato nuovi elementi, utili ai fini di una più completa comprensione delle dinamiche pedogenetiche presenti.

Le osservazioni botaniche hanno messo in evidenza una spiccata biodiversità, valutata in base alla ricchezza delle entità specifiche, al numero di famiglie e alla presenza di specie endemiche (*Alyssum bertolonii* e *Asplenium cuneifolium*) e "relicte" (*Sempervivum arachnoideum*). I processi di adattamento qui osservati hanno favorito l'origine di entità sottospecifiche che possono essere l'inizio di una differenziazione ecologica o genetica rispetto alle specie originarie. Tale fatto associato all'isolamento geografico degli affioramenti ofiolitici mette in risalto l'importanza di questi ambienti nei confronti della speciazione delle piante (origine di nuove specie) e quindi del mantenimento e incremento della biodiversità.

Lo studio, completato con un'analisi di opportuni indicatori biologici (QBS, etc.) potrebbe rappresentare la base per il riconoscimento del sito come idoneo per inserimento in area protetta (SIC, ZSC) come previsto dalla legislazione comunitaria vigente (Dir 92/43/CEE).

### Bibliografia

- AA.VV. 2002. Guida all'escursione pedologica Convegno SISS "La conservazione della risorsa suolo" Piacenza 8-10 giugno 2002. Parva Naturalia pp. 112.
- BETTINELLI M., BEONE G.M., BAFFI C., SPEZIA S., NASSISI A. 2003. Characterization of environmental samples in an ophiolitic area of Northern Italy using ICP-OES, ICP-MS and XRF. Atomic Spectroscopy 24 (5): 159 – 168.
- BLAMFORD A., 2002. Selecting sites for conservation. In: Norris K., Pain D.J. (ed.) Conserving bird biodiversity – General principles and their application. Cambridge: Cambridge Univ. Press pp. 75 – 104.
- BONIFACIO E., ZANINI E., BOERO V., FRANCHINI-ANGELA M. 1997. Pedogenesis in a soil catena on serpentinite in North-Western Italy. Geoderma 75 : 33 – 51.
- CARTASEGNA N., 1983. Aggiunte alla florula della Pietra Parcellara (Val Trebbia). In: Atti Istituto di Botanica e Laboratorio Crittogamico Università di Pavia, ser.7; 2: 147.
- CARTASEGNA N., 1984. Lineamenti flogistici e vegetazionali del Monte Nero (val Nure – Piacenza). In: Atti Istituto di Botanica e Laboratorio Crittogamico Università di Pavia, ser.7; 2: 109-115.
- CESCA G., 1969. Ricerche tassonomiche nelle Euphorbiaceae: *Euphorbia spinosa* L., *E. Bivonae* Steud., *E. Melitensis* Parl., *E. Acanthothamnus* Heldr. Et Sart., Giorn. Bot. Ital. 103: 205-263.
- CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P. 1988. A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. Agrochimica 32 (5-6): 511 – 517.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P. 1990. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinyl-pirrolidone. Journal of Chromatography 509: 141 – 146.
- DECRETO MINISTERIALE 13 Maggio "Approvazione dei Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo" Suppl. Ord. G.U.R.I. n° 248 del 21 ottobre 1999. Serie generale.
- DELL' ABATE M.T. 2002 Indicatori chimici. In: Atti seminario "Ecotossicologia : comparto terrestre" UNICHIM Milano 26-27 nov 2002.
- ELTER P., RAGGI 1965. Contributo alla conoscenza dell'Appennino Ligure: 3) tentativo di interpretazione delle breccie ofiolitiche cretache in relazione ai movimenti orogenetici nell'Appennino Ligure. Boll. Soc. Geol. It. 84 (5): 1 – 12.
- FERRARI C., LOMBINI A., CARPENE' D., 1992. The Serpentine Flora of the Northern Apennines (Italy). In J. Proctor, A.J.M. Baker & R.D. Reeves (eds) The Vegetation of Ultramafic (Serpentine) Soils, Intercept, Andover, Hampshire (UK), 13: 159 – 173.
- FOGGI B., SIGNORINI M.A., 2001. La misteriosa festuca *Robustifolia* Markgr.-Dann., specie malconosciuta della Flora italiana. Inf. Bot. It. 33; 2 : 514-519.
- FRICANO G., CORTI C. 2002. Osservazioni preliminari su un'emergenza ofiolitica di monte Barberino. In: Guida all'escursione pedologica Convegno SISS "La conservazione della risorsa suolo" Piacenza 8-10 giugno 2002. Parva Naturalia : 59 – 68.
- GRILLI M., 1961. La *Notholaena marantae* r. Br. Nell' Appennino Piacentino. Ann. Fac. Agr. U.C.S.C., Nuova serie, Anno 1; 1: 36-42.
- LEGA P., 1999. L'andamento climatico sul territorio della provincia di Piacenza. Riepilogo dell'anno 1998. Ann. Provincia di Piacenza. Rapporto interno n. 59/m/99.
- PARLAMENTO EUROPEO 2003. Relazione sulla comunicazione della Commissione "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" (COM(2002) 179 – C5-0328/2002 – 2002/2172 (COS)) a cura di C. Gutiérrez Cortines. pp. 22.
- PAVARINO G.L., 1912. Intorno alla flora del serpentino dell' Appennino bobbiese. Contribuzione I. In: Atti Istituto di Botanica e Laboratorio Crittogamico Università di Pavia, 12: 21 – 56.



- PAVARINO G.L., 1914. Intorno alla flora del serpentino dell' Appennino bobbiese. Contribuzione II. In: Atti Istituto di Botanica e Laboratorio Crittogamico Università di Pavia, 14: 19 - 42.
- PAVARINO G.L., 1918. Intorno alla flora del serpentino dall' Appennino bobbiese. Contribuzione III. In: Atti Istituto di Botanica e Laboratorio Crittogamico Università di Pavia, 15: 89 - 108.
- PICHI SERMOLLI R., 1948. Flora e vegetazione delle serpentine e delle altre ofioliti dell'Alta valle del Tevere (Toscana). *Webbia*, 6: 1 - 380.
- PIGNATTI S., 1971. La vegetazione dei serpentini sull' Appennino Piacentino. *Giorn. Bot. It.*, 105.
- REGIONE EMILIA ROMAGNA 1994. I suoli dell'Emilia Romagna. Carta dei suoli regionale alla scala 1:250.000 con note illustrative. Bologna Servizio cartografico Ufficio Pedologico.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2004. Biodiversity Issues for consideration in the planning, establishment and management of protected area sites and networks. CBD Technical Series n° 15. Montreal, SCBD pp. 164
- VAN WAMBEKE A., HASTINGS P., NEWHALL T.M. 1986. Simulation model, a basic program for the IBM PC. Dep. Of Agron., Cornell University, Ithaca, NY. [floppy disk computer file]
- VERNIA L., 2002. Le rocce ofiolitiche dell' Appennino Settentrionale. In: Regione Emilia Romagna (ed.) *Le ofioliti isole sulla terraferma*. Atti del Convegno nazionale 22-23 giugno 2001 a cura di A. Saccani, Volume unico: 29 - 43.
- VIANELLO G., 2002. Particolarità e problematiche dei suoli ofiolitici ultrafemici. In: Regione Emilia Romagna (ed.) a cura di A. Saccani. *Le ofioliti isole sulla terraferma*. Atti del Convegno nazionale 22-23 giugno 2001. pp. 315 - 326.
- WIDMAN W.E., JACKSON M.L., WITTING L.D. 1968. Iron-rich montmorillonite formation in soils derived from serpentine. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32 : 787 - 794.



## VALUTAZIONE DELLA SUSCETTIBILITÀ ALL'INCROSTAMENTO TRAMITE TORBIDIMETRIA

Sergio Pellegrini, Nadia Vignozzi, Elisa Batistoni, Andrea Rocchini

CRA - Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo  
Piazza D'Azeglio 30, 50121, Firenze; e-mail: pellegrini@issds.it

### Riassunto

La formazione di croste superficiali è uno dei più diffusi fenomeni di degradazione fisica dei suoli agrari, con effetti negativi sull'infiltrazione dell'acqua, sull'erosione, sugli scambi gassosi suolo-atmosfera e sull'emergenza delle colture. La stabilità degli aggregati è fondamentale ai fini del mantenimento di buone condizioni strutturali. Precedenti ricerche hanno dimostrato come la quantificazione tramite torbidimetria dell'argilla dispersa fornisca valide indicazioni riguardo la stabilità strutturale del suolo. Il presente lavoro riporta i risultati di una prova finalizzata a verificare l'efficacia del metodo torbidimetrico nel valutare le variazioni nella suscettibilità all'incrostamento di un suolo franco limoso dopo 2 anni di somministrazione di differenti ammendanti organici (compost da scarti lignocellulosici e frazione organica dei rifiuti solidi urbani e letame). Le tesi a confronto sono: 1) aggiunta di 40 Mg ha<sup>-1</sup> di sostanza organica (s.o.) da compost (C40), 2) aggiunta di 10 Mg ha<sup>-1</sup> di s.o. da compost (C10), 3) aggiunta di 10 Mg ha<sup>-1</sup> di s.o. da letame (L), 4) testimone non ammendato (T). I valori normalizzati di torbidità sono stati utilizzati per calcolare un indice di stabilità degli aggregati ( $I_t$ ).

I diversi trattamenti hanno fatto registrare modesti valori di  $I_t$  ( $< 0,4$ ), a testimonianza dell'elevata suscettibilità all'incrostamento di questo tipo di suolo. Valori di  $I_t$  significativamente più elevati ( $P \leq 0,05$ ) si sono comunque riscontrati nelle tesi C40 e L, a conferma della relazione diretta tra resistenza degli aggregati e tenore di sostanza organica. I risultati mostrano inoltre come la quantità di argilla disperdibile sia funzione dell'umidità del suolo. La quantificazione della macroporosità delle croste tramite micromorfometria non ha mostrato differenze significative tra i trattamenti, sia in termini di porosità totale che di distribuzione dimensionale dei diversi tipi di pori; tuttavia è stato possibile individuare, a livello di tendenza, una maggiore porosità nelle tesi ammendate. L'aumento del contenuto di s.o. totale indotto dalla somministrazione di differenti ammendanti organici non è stato tale da modificare significativamente la suscettibilità del suolo alla formazione di superfici sigillate nelle condizioni climatiche e gestionali dell'area sperimentale.

La torbidimetria, per la capacità di evidenziare le differenze indotte da diversi sistemi di gestione, la semplicità di utilizzo e la riproducibilità dei risultati sembra possedere buone potenzialità per un suo futuro utilizzo negli studi sui caratteri strutturali del suolo.

**Parole chiave:** Crosta superficiale; Torbidimetria; Stabilità strutturale; Compost; Letame; Macroporosità.

### Abstract

Soil crusting is one of the most common aspects of physical degradation of agricultural soils, having negative effects on water infiltration, soil erosion, gaseous exchange and crop establishment. Aggregate stability is fundamental in order to maintain adequate soil structural conditions. Previous research has demonstrated dispersible clay, as evaluated by turbidimetry, being able to provide good indications about soil structural stability.

This paper reports the results of a research aimed to verify the effectiveness of turbidimetry in evaluating crusting susceptibility of a silt loam soil after 2 years of organic amendment treatments (compost from lignocellulosic biomass and organic fraction of urban waste, and livestock manure). Treatments put into comparison were: 1) compost-derived organic matter (o.m.) addition at 40 Mg ha<sup>-1</sup> rate (C40); 2) compost-derived o.m. addition at 10 Mg ha<sup>-1</sup> rate (C10); 3) manure-derived o.m. addition at 10 Mg ha<sup>-1</sup> rate (L); 4) control (T). Normalized turbidity values were used to calculate an aggregate stability index ( $I_t$ ).

Different treatments showed low  $I_t$  values ( $< 0.4$ ), due to the high crusting susceptibility of this type of soil. However, significantly higher  $I_t$  values ( $P \leq 0.05$ ) were observed for C40 and L treatments. Results also showed that dispersible clay values are affected by soil moisture content. Determination of crust macroporosity by image analysis on soil thin sections, did not evidence significant differences between treatments, both as total porosity and as pore size distribution; nevertheless, as a trend, porosity of the crust was higher in amended soil. Under the climatic and management conditions of the experimental area, the increase of soil organic matter content due to amendments was not able to significantly modify soil crusting susceptibility. Turbidimetry seems to be a valuable technique for the assessment of soil structure conditions due to its potential in evidencing differences induced by different management systems, to its easy use and to its analytical confidence.

**Key words:** Soil crusting; Turbidimetry; Aggregate stability; Compost; Manure; Macroporosity.

## Introduzione

La formazione di croste superficiali è uno dei più diffusi fenomeni di degradazione fisica dei suoli agrari, i cui effetti si ripercuotono negativamente sull'infiltrazione dell'acqua, sull'erosione, sugli scambi gassosi suolo-atmosfera e sull'emergenza delle colture. Il sigillamento superficiale del suolo è il risultato dell'azione combinata a carico degli aggregati di 4 diversi meccanismi di natura fisica e chimico-fisica: (i) lo *slaking*, cioè la rottura degli aggregati causata dall'aumento della pressione dell'aria all'interno degli aggregati a seguito del loro rapido inumidimento; (ii) la disgregazione per microfessurazione, conseguenza del diverso grado di rigonfiamento (differential swelling) degli aggregati in caso di inumidimento lento; (iii) la disgregazione meccanica per impatto delle gocce di pioggia; (iv) la dispersione chimico-fisica, risultato della riduzione delle forze di attrazione fra le particelle colloidali (Levy e Mamedov, 2002). L'azione meccanica delle precipitazioni, oltre alla disgregazione degli aggregati, causa il compatto della superficie del suolo, con conseguente riduzione della porosità. Le singole particelle elementari e i microaggregati originati dalla disgregazione dei singoli "peds", provocano l'occlusione dei pori al di sotto della superficie e la drastica riduzione della permeabilità che ne deriva, innescando fenomeni di trasporto e deposizione. L'insieme di questi processi conduce alla formazione di uno strato compatto con bassa permeabilità (sigillo), da cui in seguito a essiccamento si origina la crosta (Loch e Foley, 1994).

La stabilità degli aggregati è fondamentale ai fini del mantenimento di buone condizioni strutturali. La suscettibilità del suolo alla formazione di croste superficiali è infatti funzione della capacità degli aggregati di resistere all'azione disgregante dell'acqua, ed è in genere inversamente correlata con il contenuto di sostanza organica (s.o.) del suolo (Tisdall e Oades, 1982).

Misure di stabilità degli aggregati in acqua vengono quindi comunemente utilizzate per valutare, in maniera indiretta, questo particolare processo di degradazione (Le Bissonais, 1996). Altre forme di valutazione indiretta prevedono il ricorso a funzioni di stima che utilizzano parametri comunemente determinati quali la composizione granulometrica e il contenuto di sostanza organica (e.g., indice di sensibilità all'incrostamento; MiPAF-ISSDS e Regione Toscana, 2002).

I metodi diretti (simulazioni di pioggia) riescono a riprodurre nel modo migliore i processi responsabili della formazione delle croste, tuttavia sono più raramente utilizzati in quanto troppo laboriosi e onerosi.

Precedenti ricerche hanno dimostrato come la quantificazione tramite torbidimetria dell'argilla dispersa fornisca valide indicazioni sulle condizioni strutturali del suolo (Panabokke e Quirk, 1957; Pojasok e Kay, 1990; Dexter e Czyz, 2000). In particolare, Williams *et al.* (1966) hanno riscontrato come la quantificazione dell'argilla dispersa fosse più sensibile, nell'evidenziare gli effetti sulla struttura ad opera di sistemi colturali diversi, rispetto alla determinazione della frazione dispersa di ogni altra classe dimensionale. Inoltre, secondo Moloche *et al.* (1985), il metodo torbidimetrico mostra con maggior chiarezza le differenze di stabilità indotte da trattamenti diversi rispetto al setacciamento in acqua, indipendentemente dalla modalità di inumidimento dei campioni di suolo sottoposti a setacciamento.

Per valutare i metodi analitici è comunque necessario verificare i risultati tramite la quantificazione di variabili di risposta la cui relazione con il parametro oggetto di analisi sia sufficientemente provata. Poiché precedenti esperienze (Biielders e Baveye, 1995; Panini *et al.*, 1997) hanno evidenziato l'esistenza di una relazione diretta tra energia cumulata della pioggia e diminuzione della porosità nello strato superficiale del suolo, determinata tramite analisi di immagine su sezioni sottili, l'analisi micromorfometrica è stata utilizzata per valutare l'adeguatezza del metodo torbidimetrico ai fini della previsione della suscettibilità all'incrostamento.

Il presente lavoro riporta i risultati di una prova finalizzata a verificare l'efficacia del metodo torbidimetrico nel valutare la mutata suscettibilità all'incrostamento di un suolo franco limoso dopo 2 anni di somministrazione di differenti ammendanti organici (compost da scarti lignocellulosici e frazione organica dei rifiuti solidi urbani e letame).

## Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta nei pressi di Parma, in un'area a giacitura pianeggiante, su un suolo franco limoso con elevata suscettibilità all'incrostamento, evolutosi dai sedimenti del fiume Taro e classificato come Udifluventic Ustochrept (USDA, 1999) o come Haplic Calcisol (FAO-IUSS-ISRIC, 1998). Quattro trattamenti (replicati 4 volte) sono stati testati in parcelle di 55x5,5 m, organizzate secondo un disegno sperimentale a blocchi randomizzati. Le tesi a confronto sono: 1) Aggiunta di 40 Mg ha<sup>-1</sup> di sostanza organica (s.o.) da compost (C40), 2) Aggiunta di 10 Mg ha<sup>-1</sup> di s.o. da compost (C10), 3) Aggiunta di 10 Mg ha<sup>-1</sup> di s.o. da letame (L), 4) Testimone non ammendato (T). Le principali caratteristiche fisiche e chimiche del suolo e del compost utilizzato sono riportate nella tabella 1. Il compost e il letame vengono distribuiti ogni anno nell'autunno precedente la semina. Il terreno, coltivato a sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench), viene arato a 300 mm di profondità subito dopo la distribuzione degli ammendanti

e la preparazione del letto di semina viene effettuata con un erpice rotante abbinato alla seminatrice. La semina è effettuata all'inizio di Maggio.

**Tabella 1.** Principali caratteristiche fisiche e chimiche del suolo e del compost ottenuto da scarti lignocellulosici e frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU)

| Suolo                             |      | Compost *                              |      |
|-----------------------------------|------|--|------|
| Sabbia (g kg <sup>-1</sup> )      | 148  | Sostanza secca (%)                     | 77,0 |
| Limo grosso (g kg <sup>-1</sup> ) | 155  | Sostanza organica (%)                  | 55,8 |
| Limo fine (g kg <sup>-1</sup> )   | 432  | pH                                     | 8,4  |
| Argilla (g kg <sup>-1</sup> )     | 265  | N totale (% s.s.)                      | 1,7  |
| Sostanza organica (%)             | 2,1  | N organico (% s.s.)                    | 1,67 |
| pH (1:2,5) H <sub>2</sub> O       | 8,0  | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (% s.s.) | 0,85 |
| N totale (%)                      | 1,25 | K <sub>2</sub> O (% s.s.)              | 2,18 |
| C/N                               | 9,6  | C/N                                    | 16   |
| CSC (meq/100 g)                   | 20,5 | C umico (HA+FA) (% s.s.)               | 9,7  |
| CaCO <sub>3</sub> (%)             | 15   |  |      |
| ESP                               | 0,9  |  |      |

\* Rossi e Piccinini (2002)

I campioni di suolo dello strato superficiale (0-100 mm) sono stati prelevati, in un solo blocco sperimentale, in 3 diverse epoche (Aprile, Luglio e Settembre 2003) e conservati in contenitori impermeabili fino al momento dell'analisi. Alle stesse epoche sono stati inoltre prelevati campioni indisturbati per l'analisi micromorfometrica su sezione sottile.

Circa 10 g di aggregati (1-2 mm) sono stati inseriti in contenitori plastici da 300 ml contenenti 250 ml di acqua distillata. Le bottiglie (h 112 mm, diametro 60 mm), dopo 1h e 18h di agitazione su agitatore rotante (30 rpm, distanza baricentro-asse di rotazione 30 mm), sono state tenute in ambiente a temperatura costante per il tempo necessario alla sedimentazione della sabbia e del limo; i tempi di sedimentazione sono stati calcolati utilizzando la legge di Stokes.

1 ml di sospensione è stato estratto, diluito con 29 ml di acqua distillata e inserito nella cella di lettura del torbidimetro (WTW - Turb 550IR). Le letture, espresse come Unità Nefelometriche di Torbidità (NTU), sono state normalizzate utilizzando un coefficiente di correzione per l'umidità. Per ogni trattamento e tempo di oscillazione sono state effettuate 4 repliche. L'indice torbidimetrico ( $I_t$ ) di stabilità degli aggregati è stato calcolato utilizzando la formula:

$$I_t = 1 - \text{NTU}_{1h} / \text{NTU}_{18h}$$

dove  $\text{NTU}_{1h}$  e  $\text{NTU}_{18h}$  rappresentano i valori di torbidità dopo 1h e 18h di agitazione ( $\text{NTU g}^{-1} \text{L}^{-1}$ ).

Il C organico totale è stato determinato per ossidazione a caldo con bicromato di potassio, in presenza di acido solforico, e successiva titolazione con sale di Möhr (Yeomans e Bremner, 1988). Il dato di C organico è stato utilizzato per calcolare il contenuto di s.o. (fig. 2) tramite moltiplicazione per un fattore di conversione (1,724).

L'analisi micromorfometrica, effettuata tramite analisi di immagine su sezioni sottili (3 repliche) preparate da campioni indisturbati di terreno prelevati in superficie (0-100 mm), è stata utilizzata al fine di determinare la porosità totale delle croste. I campioni sono stati essiccati seguendo il metodo che prevede la sostituzione dell'acqua con acetone e impregnati sotto vuoto con una resina poliesteri; una volta induriti, da ogni campione è stata preparata una sezione sottile, verticalmente orientata, delle dimensioni di 60x70 mm e dello spessore di circa 30  $\mu\text{m}$  (Murphy, 1986). Le sezioni sottili sono state esaminate mediante un analizzatore di immagine, usando il software Image-Pro Plus, prodotto dalla "Media Cybernetics" (Silver Spring, MD, USA), per le misure di porosità. Le misure sono state effettuate nelle zone caratterizzate dalla presenza di crosta strutturale (West *et al.*, 1992), individuate tramite esame delle sezioni sottili al microscopio polarizzatore Zeiss R POL (25X). I pori sono stati caratterizzati secondo la loro forma (espressa dal seguente fattore di forma:  $\text{perimetro}^2 / 4\pi \text{ area}$ ), e divisi in tre gruppi morfologici: pori più o meno regolari (fattore di forma 1-2); pori irregolari (fattore di forma 2-5); pori allungati (fattore di forma >5). I pori di ciascun gruppo sono stati poi ulteriormente suddivisi in classi dimensionali secondo il loro diametro equivalente per i regolari e irregolari e secondo la loro larghezza per quelli allungati (Pagliai *et al.*, 2000).

I dati relativi all'indice torbidimetrico, al contenuto di s.o. e alla macroporosità sono stati sottoposti ad analisi della varianza (ANOVA) e la separazione delle medie è stata eseguita utilizzando il test HSD di Tukey.

## Risultati e discussione

Nella figura 1 sono illustrati i valori dell'indice di stabilità strutturale ( $I_t$ ), ottenuti mediando i dati relativi alle 3 epoche di campionamento. I diversi trattamenti hanno fatto registrare modesti valori di  $I_t$  ( $< 0,4$ ), a testimonianza dell'elevata suscettibilità all'incrostamento di questo tipo di suolo. Valori di  $I_t$  significativamente più elevati ( $P \leq 0,05$ ) si sono comunque riscontrati nelle tesi C40 e L.

In termini generali, si osserva una buona corrispondenza fra valori di stabilità strutturale e contenuto di s.o. La tesi L, pur mostrando un minor contenuto di s.o. rispetto al suolo ammendato con compost (fig. 2), presenta tuttavia valori di stabilità statisticamente simili. L'interpretazione di questo risultato necessita di alcune considerazioni circa il ruolo fondamentale che la sostanza organica svolge nel determinare la capacità degli aggregati di resistere alle forze disgreganti. In questo caso la determinazione del contenuto totale di s.o. può non essere stata in grado di evidenziare gli effetti sulla stabilità di struttura, poiché specifiche frazioni del "pool organico" potrebbero aver svolto il ruolo di agenti stabilizzanti principali (Janzen *et al.*, 1992; Papini *et al.*, 2002).

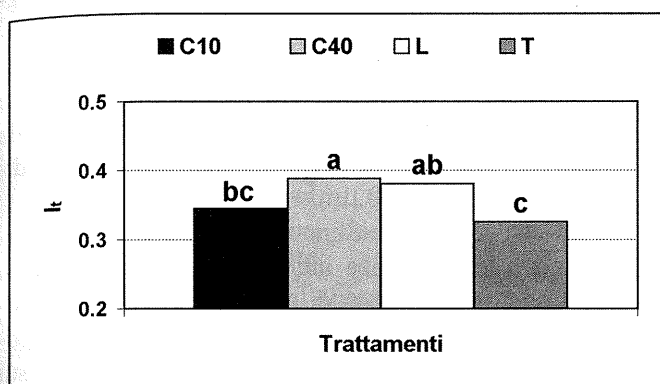


Figura 1. Valori medi dell'indice di stabilità strutturale ( $I_t$ ).  
Barre contrassegnate da lettera diversa sono significativamente differenti ( $P \leq 0,05$ ) secondo il test HSD di Tukey

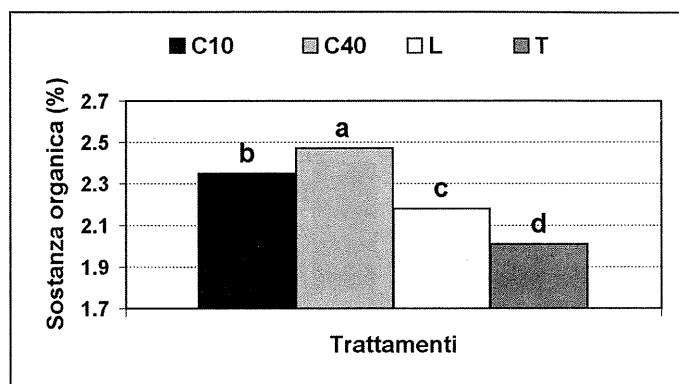


Figura 2. Contenuto di sostanza organica totale nei diversi trattamenti. Barre contrassegnate da lettera diversa sono significativamente differenti ( $P \leq 0,05$ ) secondo il test HSD di Tukey

L'effetto dei diversi trattamenti sull'andamento stagionale dell'indice di stabilità strutturale ( $I_t$ ) degli aggregati è riportato nella figura 3. Le tesi L e C40 hanno indotto un significativo aumento dei valori di stabilità degli aggregati umidi fin dalla prima epoca di campionamento. In Aprile la tesi L ha evidenziato gli stessi effetti positivi di C40 a carico della stabilità di struttura, pur avendo apportato un quantitativo di s.o. quattro volte inferiore. Si può ipotizzare, in accordo con le osservazioni di altri autori, che l'effetto di ammendanti diversi sulla struttura sia funzione della loro specifica capacità di produrre cementi organici temporanei (Tisdall e Oades, 1982); nell'espressione di tali capacità, un ruolo primario è svolto dalla componente microbica, sia presente nel suolo che associata al materiale ammendante utilizzato (Carter *et al.*, 1999). Nei campioni prelevati in estate non si sono registrate differenze tra i trattamenti; in quest'epoca sembra infatti prevalere un effetto strutturante di natura fisica, riconducibile alla presenza di un fitto capillizio radicale delle piante. I risultati relativi alle analisi condotte su aggregati con diverso contenuto iniziale di umidità, mostrano come la quantità di argilla dispersa sia funzione di questa variabile; i campioni prelevati in Settembre (9,4 % di umidità) evidenziano una stabilità più elevata rispetto alle precedenti epoche di campionamento (Aprile e Luglio, rispettivamente 17,2 e 18,3 % di umidità). L'incremento della stabilità osservato con campioni secchi all'aria è causato, come già osservato da altri autori (Kay e Dexter, 1992; Haynes, 1993), dall'aumento delle forze di legame, a seguito della contrazione derivante dalla perdita di acqua, e dal conseguente minor rilascio di particelle argillose dalla superficie dei frammenti prodotti dall'azione dei diversi meccanismi, fisici e chimico-fisici, coinvolti nel processo di frammentazione degli aggregati. L'effetto del contenuto di umidità sulla stabilità di struttura determinata tramite torbidimetria, può contribuire a spiegare il valore di  $I_t$  significativamente minore osservato per la tesi L nel campionamento di Settembre; a questa data, infatti, gli aggregati di L presentavano un contenuto di umidità maggiore rispetto agli altri trattamenti (10,8% contro 9,8, 8,7 e 8,4% rispettivamente per C10, C40 e T).

Se l'analisi con campioni secchi all'aria risponde a comprensibili esigenze di standardizzazione, ai fini di un più agevole confronto dei risultati, dall'altro impedisce di apprezzare le differenze di comportamento di un suolo, o di suoli diversi, al mutare dell'umidità. Questo aspetto appare particolarmente critico qualora lo specifico fenomeno di degradazione sia funzione di questa variabile.

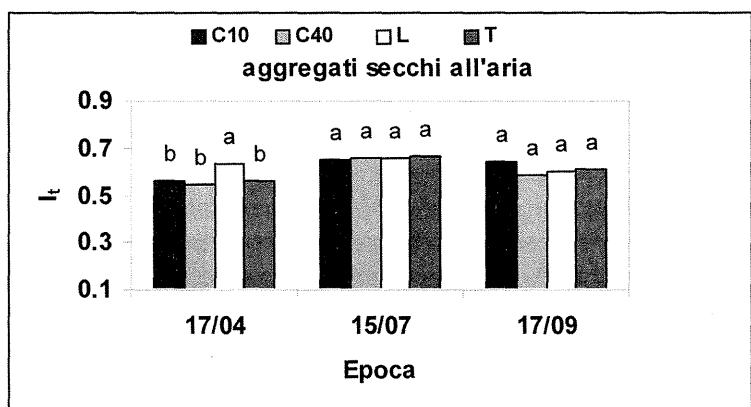
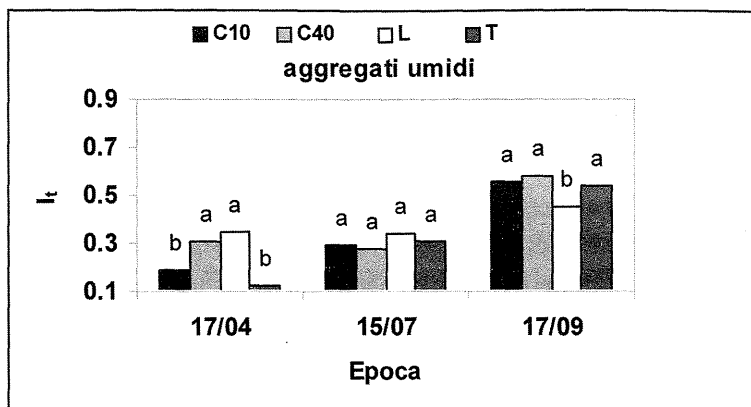


Figura 3.

Andamento stagionale dell'indice di stabilità strutturale ( $I_t$ ) per le diverse tesi in funzione dell'umidità degli aggregati.

Ad ogni epoca, barre contrassegnate da lettera diversa sono significativamente differenti ( $P \leq 0,05$ ) secondo il test HSD di Tukey

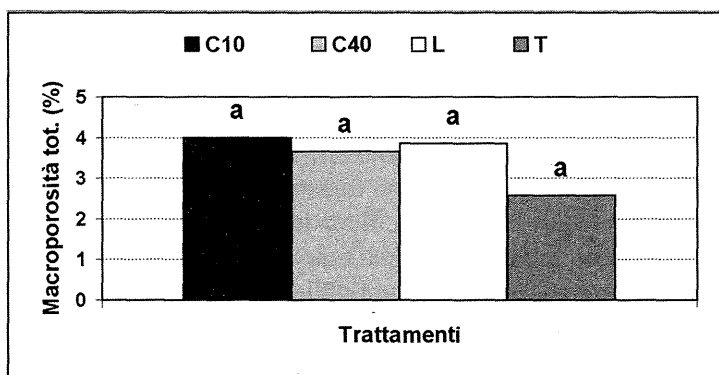


Figura 4. Macroporosità delle croste nei diversi trattamenti, espressa come percentuale di area occupata dai pori  $>50 \mu\text{m}$ .

Barre contrassegnate da lettera diversa sono significativamente differenti ( $P \leq 0,05$ ) secondo il test HSD di Tukey

La quantificazione della macroporosità è stata effettuata in corrispondenza di aree interessate dalla presenza di crosta deposizionale. Questa scelta è stata dettata dalla considerazione che in tali aree la porosità è fondamentalmente il risultato della riorganizzazione dei frammenti prodotti dalla disgregazione meccanica, mentre non giocano alcun ruolo i processi di sedimentazione e classazione delle particelle elementari e dei frammenti stessi. L'analisi dei dati non ha mostrato differenze significative tra i trattamenti, sia in termini di porosità totale della crosta (fig. 4) che di distribuzione dimensionale dei diversi tipi di pori (fig. 5). Tuttavia è possibile individuare, a livello di tendenza, una maggiore macroporosità nelle tesi ammendate, indipendentemente dalla natura e dalla quantità dell'ammendante. L'analisi della figura 5 evidenzia come tale differenza sia sostanzialmente imputabile alla maggior presenza di pori allungati della classe dimensionale  $100-200 \mu\text{m}$ .

La torbidimetria, per la capacità di evidenziare le differenze indotte da diversi sistemi di gestione, la semplicità di utilizzo e la riproducibilità dei risultati sembra quindi possedere buone potenzialità per un suo futuro utilizzo negli studi sui caratteri strutturali del suolo. Il metodo utilizzato però, come del resto la quasi totalità delle analisi per la misura della stabilità degli aggregati, prevede l'applicazione di un livello arbitrario di energia. Finché verranno utilizzati metodi che non consentono la quantificazione dell'energia applicata e una sufficientemente precisa riproduzione dei processi responsabili della formazione di superfici sigillate, gli indici ottenuti potranno essere utilizzati soltanto per stimare una generale suscettibilità del suolo all'incrostamento. Al contrario, la definizione di metodi per la misura della stabilità di struttura che utilizzino input energetici quantificabili e in grado di riprodurre adeguatamente le forze che agiscono in campo, potrebbe consentire la formulazione di algoritmi per la stima di alcuni parametri fisici (capacità di infiltrazione, sorptività), utilizzati nei modelli previsionali dell'erosione operanti su base di singolo evento (Eurosem, LISEM), la cui misura risulta particolarmente laboriosa. Si potrebbe, ad esempio, utilizzare la torbidimetria per quantificare la frazione  $<125 \mu\text{m}$ , che dalle esperienze di Loch e Foley (1994) risulta significativamente correlata ( $R^2 = 0,83$ ) con l'infiltrazione della pioggia su suoli privi di copertura vegetale; sono infatti le particelle elementari e i microaggregati di questa classe dimen-

sionale ( $<100 \mu\text{m}$ ) che costituiscono la frazione preponderante dei frammenti prodotti in seguito alla disgregazione degli aggregati ad opera dell'azione meccanica delle idrometeore (Loch, 1994), considerata da molti autori (e.g., Nearing e Bradford, 1985) la principale causa di degradazione strutturale della superficie, fatta eccezione per i suoli con un alto contenuto di Na scambiabile ( $\text{ESP} > 10$ ). Sarà inoltre possibile una più precisa definizione dei quantitativi minimi di sostanza organica, e delle sue diverse componenti, in grado di ridurre il rischio di incrostamento.



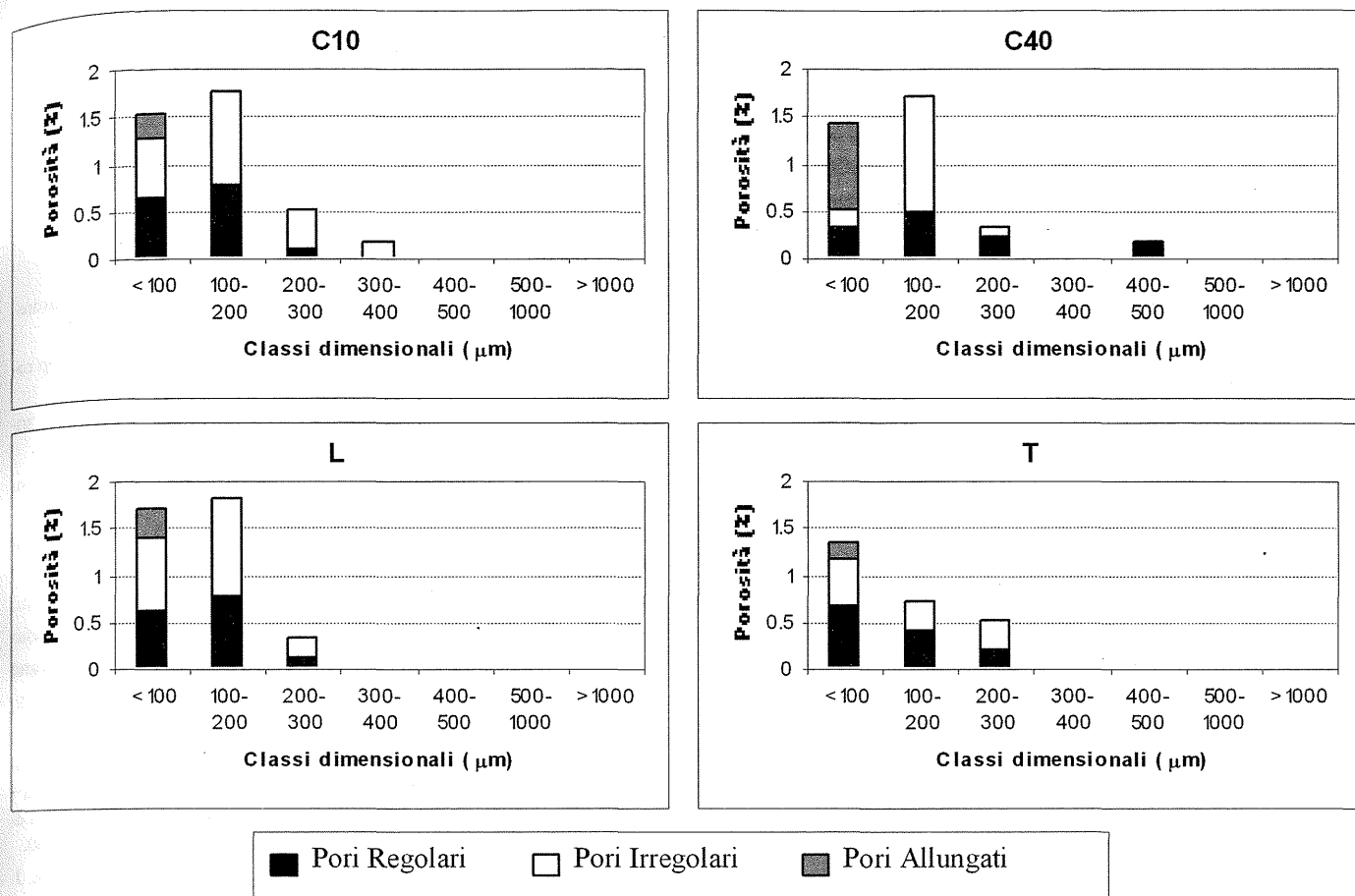


Figura 5. Distribuzione dimensionale dei differenti tipi di macropori ( $>50 \mu\text{m}$ ) nelle diverse tesi.

## Conclusioni

La torbidimetria è risultata in grado di individuare una tendenza alla diminuzione della suscettibilità all'incrostamento indotta da 2 anni di somministrazione di ammendanti, anche se le condizioni iniziali di umidità degli aggregati influenzano in maniera considerevole le risposte ottenibili tramite questa metodologia analitica.

L'aumento del contenuto di s.o. totale indotto dalla somministrazione di differenti ammendanti organici non è stato comunque tale da modificare significativamente la suscettibilità del suolo alla formazione di superfici sigillate nelle condizioni climatiche e gestionali dell'area sperimentale.

Si rende quindi sempre più necessaria la definizione di "valori soglia" per gli indici di stabilità di struttura, da individuarsi tramite la quantificazione di variabili di risposta correlate con i singoli aspetti di degradazione. In assenza di tali valori di riferimento risulta infatti difficile esprimere giudizi in merito alla suscettibilità del suolo a qualsivoglia fenomeno di degradazione.

## Ringraziamenti

Lavoro svolto nell'ambito del Progetto MiPAF "Conservazione e valorizzazione della risorsa suolo: definizione delle qualità del suolo ai fini della gestione agricola e forestale ecocompatibile - Qualità del suolo funzionali alla prevenzione della degradazione fisica e biologica della risorsa" e del Progetto CRPA 2001 "Ripristino e mantenimento della sostanza organica nei terreni mediante l'uso di ammendanti compostati" coordinato dal Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA) di Reggio Emilia, finanziato dalla regione Emilia-Romagna, Assessorato Agricoltura e Ambiente ai sensi della L.R. 28/98.

## Bibliografia

BIELDERS C.L., BAVEYE P., 1995. Processes of structural crust formation on coarse-textured soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 46 (2): 221-232.  
 CARTER M.R., GREGORICH E.G., ANGERS D.A., BEARE M.H., SPARLING G.P., WARDLE D.A., VORONEY R.P., 1999. Interpretation of soil microbial



- biomass measurements for soil quality assessment in temperate humid regions. *Can. J. Soil Sci.*, 79:507-520.
- DEXTER A.R., CZYZ E.A., 2000. Effects of soil management on the dispersibility of clay in a sandy soil. *International Agrophysics*, 14: 269-272.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION, 1998. World Reference Base for Soil Resources. Report No. 84, Rome, Italy.
- HAYNES R.J., 1993. Effect of sample pretreatment on aggregate stability measured by wet sieving or turbidimetry on soils of different cropping history. *Journal of Soil Science*, 44: 261-270.
- LE BISSONNAIS Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.*, 47: 425-437.
- LEVY G.J., MAMEDOV A.I., 2002. High-energy- moisture-characteristic aggregate stability as a predictor for seal formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 1603-1609.
- LOCH R.J., 1994. A method for measuring aggregate water stability with relevance to surface seal development. *Aust. J. Soil Res.*, 32: 687-700.
- LOCH R.J., FOLEY J.L., 1994. Measurement of aggregate breakdown under rain: comparison with tests of water stability and relationships with field measurements of infiltration. *Aust. J. Soil Res.*, 32: 701-720.
- JANZEN H.H., CAMPBELL C.A., BRANDT S.A., LAFOND G.P., TOWNLEY-SMITH L., 1992. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 1799-1806.
- KAY B.D., DEXTER A.R., 1992. The influence of dispersible clay and wetting/drying cycles on the tensile strength of a red-brown earth. *Aust. J. Soil Res.*, 30: 297-310.
- MiPAF-ISSDS, REGIONE TOSCANA, 2002. Guida alla descrizione dei suoli in campagna e alla definizione delle loro qualità. [Online] consultabile su <http://www.soilmaps.it/download/guidasuoliRT.pdf> (verificato 30.06.2004).
- MOLOPE M.B., PAGE E.R., GREVE I.C., 1985. A comparison of soil aggregate stability tests using soils with contrasting cultivation histories. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 16: 315-322.
- MURPHY C.P., 1986. Thin section preparation of soils and sediments. A B Academic Publishers, Herts. pp. 149.
- NEARING M.A., BRADFORD J.M., 1985. Single waterdrop splash detachment and mechanical properties of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 547-552.
- PAGLIAI M., VIGNOZZI N., PELLEGRINI S., CECCON P., GIOVANARDI R., COIUTTI C., 2000. Impact of different cropping systems on soil porosity and structure. *Italian Journal of Agronomy*, 4, (1): 43-51.
- PANABOKKE C.R., QUIRK J.P., 1957. Effect of initial water content on stability of soil aggregates in water. *Soil Sci.*, 83: 185-195.
- PANINI T., TORRI D., PELLEGRINI S., PAGLIAI M., SALVADOR SANCHIS M.P., 1997. A theoretical approach to soil porosity and sealing development using simulated rainstorms. *Catena*, 31: 199-218.
- PAPINI R., PIOVANELLI C., GAMBA C., BRANDI G., BATISTONI E., 2002. Influenza del tipo di lavorazione sulle caratteristiche biologiche e sul contenuto di sostanza organica e di azoto nel profilo del suolo in una monocoltura di mais. *Atti del XX Convegno SICA, Padova, Settembre 2002*, 123-130.
- POJASOK T., KAY B.D., 1990. Assessment of a combination of wet sieving and turbidimetry to characterise the structural stability of moist aggregates. *Can. J. Soil Sci.*, 70: 33-42.
- ROSSI L., PICCININI S., 2002. L'impiego di compost in agricoltura. *L'Informatore Agrario*, 6: 29-33.
- TISDALL J.M., OADES J.M., 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33: 141-163.
- USDA-NRCS, 1999. Soil Taxonomy, a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd ed., Agriculture handbook N° 436, Washington D.C.
- WEST L.T., CHIANG S.C., NORTON L.D., 1992. The morphology of surface crusts. In: M.E. Sumner e B.A. Stewart (eds.) *Soil crusting: physical and chemical processes*. Lewis, Boca Raton, Florida, 73-92.
- WILLIAMS B.G., GREENLAND D.J., LINDSTROM G.R., QUIRK J.P., 1966. Techniques for the determination of the stability of soil aggregates. *Soil Sci.*, 101: 157-163.
- YEOMANS J.C., BREMNER M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 19(13): 1467-1476.

# IL FABBISOGNO INVERNALE IN SURPLUS IDRICO (FISI) PER VALUTARE I PROCESSI DI SALINIZZAZIONE-LISCIVIAZIONE E SALIFICAZIONE-DISSALAZIONE DEI SUOLI. UN NUOVO INDICE PER IL CONTROLLO DELLA DESERTIFICAZIONE

Salvatore Raimondi <sup>1</sup>, Antonino Indorante <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Agronomia Ambientale e Territoriale (DAAT)

Viale delle Scienze - 90128 Palermo; e-mail: sraimond@unipa.it

<sup>2</sup> Dottore di Ricerca in Pedologia. Palermo

## Riassunto

Gli Autori presentano l'indice "Fabbisogno Invernale in Surplus Idrico, FISI", definito come valore del surplus idrico invernale (mm) necessario ad allontanare un grammo di sali solubili da ogni chilogrammo di massa terrosa. L'indice può essere riferito ad un orizzonte superficiale, a più orizzonti a partire dalla superficie o all'intero suolo. L'interpretazione dell'indice consente la valutazione dei processi di salinizzazione, salificazione, lisciviazione e dissalazione dei suoli, in relazione al clima. Gli AA. applicano la metodologia ai dati ottenuti da un monitoraggio triennale di quattro suoli in cui la salificazione è operata dall'aerosol marino, mettendo in evidenza l'andamento dei processi nel tempo. Inoltre, sottolineano l'importanza del monitoraggio di un lungo periodo per definire la normalità del processo nel sito considerato, l'applicabilità nel campo della lotta alla desertificazione e la facilità di estensione della valutazione del processo dominante a territori simili tramite il valore del surplus idrico invernale.

**Parole chiave:** salinizzazione, lisciviazione, umidità, desertificazione, Mediterraneo.

## The winter water surplus requirement index

### Abstract

The Winter Water Surplus Requirement Index (WWSRI) is proposed as the amount of water surplus (winter season) needed to solubilize one gram of salts per kilogram of soil. This Index is suitable as well for upper horizons and whole soil. Mechanisms of salification, leaching, desalination processes in soils are goals of the Index. Four soils over three years of sea aerosol deposition have been studied chronologically. Handling, extrapolation constraints and land upscaling of the WWSRI are considered.

**Keywords:** salinization, leaching, moisture, desertification, Mediterranean.

### Introduzione

I processi di salinizzazione-lisciviazione e salificazione-dissalazione indirizzano la formazione e l'evoluzione dei suoli in prevalenza negli ambienti aridi e semiaridi. Essi si riferiscono all'accumulo ed all'allontanamento di sali solubili in orizzonti specifici del suolo o del suo intero profilo rispettivamente per via naturale, a partire dalla roccia (nel primo caso), o artificiale operata dall'uomo (antropica) o da altro agente di trasporto (acqua, vento). Con l'espressione sali solubili si fa riferimento a tutti quei sali con una solubilità in acqua più alta rispetto a quella del gesso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{Log } K_s = -4,85$  a  $25^\circ\text{C}$ ). Risultano quindi esclusi gli orizzonti gipsici. In tutti gli ambienti terrestri si hanno sali solubili all'interno del suolo; ma soltanto in alcuni siti a drenaggio difettoso o dove c'è un'intensa produzione di sali solubili essi imprimono al suolo la loro caratteristica (processo di salificazione) o la loro azione sul complesso di scambio (processo di sodicizzazione). In tutti gli altri ambienti la formazione dei suoli salini è controllata dal clima, attraverso la piovosità. Negli ambienti aridi e semiaridi tali processi si verificano in relazione all'andamento termopluviometrico. Nel campo dei suoli agrari possono avere origine antropica. La fertilizzazione minerale e l'irrigazione con acque salmastre possono determinare salificazione del suolo. Il miglioramento del drenaggio del suolo o l'irrigazione liscivante possono invece provocare dissalazione. Negli ultimi venti anni con la variazione della temperatura dell'aria (tendenza all'aumento) e con la diminuzione della piovosità o con una diversa distribuzione di essa nel corso dell'anno (Ministero dell'Ambiente, 1999) in alcuni ambienti climatici del bacino del Mediterraneo tali processi pedologici sono stati esaltati (Cantore *et al.*, 2002; Raimondi *et al.*, 2002; Ventrella *et al.*, 2002; Raimondi *et al.*, 2003a). I periodi siccitosi prolungati e ricorrenti hanno favorito l'accumulo di sali solubili nel suolo, mentre durante

i periodi piovosi, o non si è avuto l'allontanamento di essi, oppure sono stati asportati e dispersi in profondità o in parte nella rete drenante (Indorante *et al.*, 2002). La salificazione dei suoli è diventata un'emergenza ambientale in alcune aree costiere dell'Italia meridionale, perché diminuisce l'abitabilità del suolo nei confronti delle radici delle piante con: diminuzione dell'acqua disponibile, tossicità di alcuni elementi, decremento della fertilità del suolo, limitazione nelle possibili scelte colturali (Van Hoorn *et al.*, 1993). Tutto questo si sintetizza con l'espressione "**Progressiva desertificazione, cioè diminuzione della adattabilità dell'ambiente ad ospitare esseri viventi vegetali ed animali**". È quest'ultimo processo che favorisce talora la migrazione delle popolazioni (Raimondi, 2003b). In tali ambienti l'attività di monitoraggio della salinità dei suoli consente di seguire l'andamento dei processi nel tempo, di adottare tecniche alternative di gestione del suolo, eco-compatibili per il territorio e sostenibili per le popolazioni, prima di arrivare ad una degradazione irreversibile.

Scopo di questo lavoro è quello di presentare i primi dati sul monitoraggio della salinità di alcuni suoli in un ambiente in cui si ha un processo di salificazione per l'azione dell'aerosol marino. Durante l'elaborazione dei dati è stato messo a punto un indice definito "**Fabbisogno Invernale in Surplus Idrico (FISI)**", finalizzato ad una migliore gestione di tali suoli.

## Materiali e metodi

### Caratteristiche dell'area

La piana di Castelluzzo (TP) è ubicata nella Sicilia nord-occidentale e precisamente nella penisola di S. Vito Lo Capo. L'area è caratterizzata da alcuni rilievi con quote che oscillano dai 450 m s.l.m. fino ad oltre i 900 m s.l.m. e da alcune superfici sub-pianeggianti riconducibili a dei terrazzi marini quaternari (Di Maggio *et al.*, 1999), attribuiti al Pleistocene inferiore (Ruggieri, 1967). La piana è aperta al mare in direzione nord – ovest, mentre è chiusa nelle altre tre direzioni. Lungo un transect perpendicolare alla linea di costa è stata monitorata la salinità di quattro suoli.

### Il clima e pedoclima

Le piogge cadono in prevalenza nel periodo autunno vernino, raggiungendo il massimo nel mese di dicembre (79 mm) ed il minimo nel mese di luglio (3 mm), la media annuale è di 495 mm (stazione Capo S. Vito, 6 m s.l.m.). Per quanto riguarda la temperatura, si registra il valore medio mensile più alto in agosto (27,2 °C) e quello più basso in gennaio (12,7 °C); la media annua è di 18,9 °C. Il clima secondo il sistema di Bagnouls e Gaussen ( $P \leq 2T$ ) si classifica di tipo termomediterraneo. Il periodo secco è superiore ai cinque mesi ed è compreso fra l'inizio della terza decade d'aprile e la metà della terza decade di settembre. Secondo il sistema di C.W. Thornthwaite (Raimondi e Lupo, 1998) le formule climatiche sono: per i suoli con storage di 25 mm:  $DB'_3sa'$ ; mentre per quelli con storage di 50, 100 e 139 mm è  $DB'_3da'$ . Precisamente, clima semiarido (**D**), varietà climatica terzo mesotermico (**B'\_3**), eccedenza idrica variabile da moderata a debole in inverno (**s** e **d**) e concentrazione estiva dell'efficienza termica pari al 46,86% (**a'**). L'eccedenza idrica si verifica prevalentemente nel periodo autunno vernino e, se la topografia non è limitante, può determinare l'allontanamento dei sali solubili dal suolo (lisciviazione). Nei tipi pedologici in cui il surplus idrico è assente (suoli molto profondi) o negli anni siccitosi in cui esso è assente, il processo non si verifica e se al suolo arrivano sali solubili, ad esempio con l'aerosol marino, essi si accumulano.

Il regime di temperatura del suolo è termico marittimo ( $19 \leq T \text{ °C del suolo} < 22$ ), per l'influenza del mare (Raimondi e Lupo, 1998). Il regime di umidità è intermedio xerico torrico per  $ST < 50$  mm, xerico per i valori più alti.

### I suoli monitorati

I suoli, per il monitoraggio della salinità originata dalla salsedine, sono stati individuati in relazione alla distanza dal mare. A partire dalla linea di costa sono state delimitate delle fasce territoriali. I terrazzi interessati sono i primi due e vengono indicati come **terrazzo n. 0** ed **1** (Lupo, tesi di dottorato inedita).

La **prima fascia (A)** interessa, iniziando dalla linea di costa, i primi 20 metri circa del terrazzo n. 0. È quella soggetta alle onde del mare durante le mareggiate e le alte maree. Si presenta durante l'inverno con una serie di concavità riempite di acqua del mare, mentre in estate hanno sul fondo una crosta salina che si forma dopo l'evaporazione dell'acqua. Non esiste il suolo, le particelle terrose che si originano dall'alterazione della calcarenite (abrasione) sono preda delle onde che vi si infrangono durante le mareggiate. Le piante superiori sono assenti.

La **seconda fascia (B)**, ampia 20 metri circa (terrazzo n. 0) è raggiunta raramente direttamente dalle onde del mare, mentre è facilmente interessata dagli spruzzi delle onde e dall'aerosol del mare durante le mareggiate e le giornate ventose. La vegetazione anche se oasistica è presente. La roccia affiorante è dominante (95% circa). I suo-

li si riscontrano soltanto nelle concavità della calcarenite e risultano superficiali. Secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999) rientrano fra i Lithic Torripsamment, famiglia sabbiosa, carbonatica, termico marittima, fase a salinità molto forte ( $E_{Ce}$  8,9  $dS\ m^{-1}$ ). Secondo il WRB (IUSS-ISRIC-FAO, 1998) sono dei Sali-Lithic Leptosol.

La **terza fascia (C)** è ampia **10** metri circa ed appartiene al terrazzo n. 0. E' la prima area in cui i suoli, poco profondi, occupano uniformemente la superficie, che si presenta in leggerissimo pendio. Rappresenta il primo tratto della scarpata di collegamento fra il terrazzo n. 0 ed il n. 1. Durante il periodo invernale viene investita dalle acque che scendono dal terrazzo n. 1. Si riscontrano delle piante superiori spontanee con una densità più alta rispetto alla fascia precedente. Secondo la Soil Taxonomy sono dei Typic Natrixeralfs, famiglia sabbiosa su fine, carbonatica su mista, termico marittima, fase erosa. Secondo il WRB sono dei Calci-Aridic Solonetz.

La **quarta fascia (D)** è larga **200** m circa, ricade sul terrazzo n. 1, ad una quota di 4 m s.l.m. circa. E' separata dalla precedente da una scarpata alta 1,5 m circa. Sono presenti suoli molto profondi, uniformemente diffusi, evoluti, meglio conservati, utilizzati a pascolo. L'aerosol vi arriva, anche se con intensità minore rispetto alle aree precedenti. Nel primo tratto si riscontra una notevole pietrosità antropica, che delimitava i campi coltivati. Secondo la Soil Taxonomy sono dei Typic Natrixeralfs, famiglia franca su fine, mista, termico marittima, fase molto profonda per ispessimento, a salinità da forte (0 - 80 cm di profondità,  $E_{Ce}$  5  $dS\ m^{-1}$  circa) a molto forte (> di 80 cm,  $E_{Ce}$  11  $dS\ m^{-1}$  circa). Secondo il WRB sono dei Calci-Hyposalic Solonetz.

La **quinta fascia (E)** si trova mediamente a 10 m s.l.m. ed a **250** m circa dalla linea di costa (terrazzo n. 1). E' molto estesa, **500** m circa. L'aerosol vi arriva raramente. Il suolo non interessa l'intera superficie, in quanto in alcuni punti affiora il substrato calcarenitico. L'erosione idrica è dominante e la massa terrosa asportata è depositata nella fascia precedente ove determina l'ispessimento del suolo. La destinazione d'uso è il pascolo. Si riscontrano suoli mediamente profondi, che secondo la Soil Taxonomy rientrano fra i Petrocalcic Rhodoxeralfs famiglia fine, mista, termico marittima, fase erosa. Secondo il WRB sono dei Rhodic Luvisol.

### Il monitoraggio

Nei quattro siti, in estate ed in inverno, sono stati prelevati dei campioni dal suolo ad ogni 25 cm fino ad un metro di profondità o alla base del suolo, oppure secondo gli orizzonti per i suoli superficiali. Specificatamente, durante il periodo estivo, quando la salinità del suolo raggiunge il livello più alto per il fenomeno della risalita capillare, ed alla fine del periodo invernale, dopo l'azione lisciviante del surplus idrico invernale. Sui campioni della massa terrosa e sull'acqua del mare sono state effettuate, secondo i metodi ufficiali (Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, 1997, 2000 e 2001) le analisi fisiche e chimiche. In questa sede si riportano soltanto i dati relativi alla salinità totale (calcolata dall'estratto pasta satura) ed i dati sui cloruri, espressi come NaCl ( $g\ kg^{-1}$ ) e determinati sull'estratto 1:5. Il periodo di monitoraggio è quadriennale per i siti B e C e triennale per gli altri. Contemporaneamente, è stata effettuata un'indagine sull'andamento delle condizioni termopluviometriche.

### Il Fabbisogno Invernale in Surplus Idrico (FISI)

I dati annuali sulla salinità della massa terrosa, ottenuti dal monitoraggio, sintetizzano la variazione nel tempo di tale caratteristica chimica. Precisamente, se la differenza fra il contenuto in sali solubili estivo e quello invernale è positiva prevale la lisciviazione o la dissalazione, se invece è negativa domina la salinizzazione o la salificazione. Se invece è nulla (0) nessun processo emerge e le condizioni del suolo rimangono "relativamente costanti".

Quindi la differenza:

Salinità di agosto dell'anno n - Salinità del mese di febbraio dell'anno n+1

è così interpretabile (I approssimazione):

se è > 0 si ha lisciviazione o dissalazione;

se è < 0 si ha salinizzazione o salificazione;

se è = 0 nessun processo domina. Le condizioni del suolo restano "relativamente costanti".

L'intensità dei processi è direttamente proporzionale al valore assoluto. Inoltre, quando la variazione stagionale della salinità è inferiore ad un  $g\ kg^{-1}$ , sulla base dei dati rilevati in diverse aree della Sicilia, si può affermare che il comportamento del suolo rimane quasi costante. Anche se per talune concentrazioni in sali solubili del suolo si può registrare un cambiamento di classe. Le classazioni di qualsiasi classificazione sono necessarie per mettere ordine, però è anche vero che sono delle costruzioni dell'uomo dedotte da osservazioni sperimentali per soddisfare delle esigenze pratiche. In questa sede qualsiasi variazione del contenuto salino si valuta leggera e tale da non cambiare il comportamento del suolo (I approssimazione).

Avendo a disposizione una serie storica di dati ottenuti dal monitoraggio di un sito, attraverso la loro analisi è possibile conoscere i processi nel tempo e mettere in evidenza la normalità del processo. Disponendo di serie storiche di dati relativi a siti diversi adiacenti (scelti in armonia con la carta pedologica, ad esempio su diversi tipi pedologici) è possibile conoscere la distribuzione dei processi nel territorio monitorato. Per una gestione ecocompatibile del territorio, i dati ricavati in una zona possono essere utilizzati anche in altre aree, effettuando delle estrapolazioni, tramite delle correlazioni che fanno riferimento a parametri ambientali sensibili dei processi considerati. A tal fine, per i territori con caratteristiche fisiche simili, in quanto vicini all'area in cui si effettua il monitoraggio (esempio i suoli dei primi terrazzi marini adiacenti all'area di Castelluzzo nelle zone di San Vito Lo Capo e Trapani), ma con condizioni climatiche leggermente diverse, come parametro ambientale può essere utilizzato il surplus idrico invernale ottenuto dal bilancio idrico del suolo. Il surplus idrico invernale qui è inteso come somma dei valori (mm) sia dei tre mesi invernali (dicembre-febbraio) sia dei mesi autunnali umidi. Nell'estendere il dato al nuovo territorio adiacente bisogna far riferimento agli stessi tipi pedologici a cui si riferisce il monitoraggio. In questa sede si propone un indice ottenuto dal rapporto fra il surplus idrico del suolo o di uno strato specifico (strato esplorato dall'apparato radicale delle piante agrarie) ed i g kg<sup>-1</sup> di sali solubili allontanati in quella stagione. Sotto le stesse condizioni climatiche, al variare del tipo pedologico cambia tale rapporto. Tale indice rappresenta l'ammontare del surplus idrico invernale necessario ad allontanare un grammo di sali solubili, per ogni chilogrammo di massa terrosa di quel suolo ed è applicabile quando la variazione di salinità è  $\geq 1$  g kg<sup>-1</sup>. Esso esprime anche l'efficienza liscivante del surplus idrico. L'indice è strettamente unito al suolo, è una caratteristica complessa del suolo e dipende dall'andamento climatico, dal tipo pedologico (comprendendo tutti gli aspetti) e dallo strato del profilo a partire dalla superficie del suolo considerato nel bilancio. Tale indice negli ambienti in cui il suolo è a rischio di salinizzazione o di salificazione rappresenta una importante qualità del suolo, in quanto lega il suolo, la gestione agronomica ed il clima, mettendo in evidenza le possibilità che si hanno nel territorio ad allontanare i sali solubili che riceve.

$$\text{Fabbisogno Invernale in Surplus Idrico (FISI)} = \frac{\text{Surplus idrico invernale (mm)}}{\text{la diminuzione stagionale della salinità (g kg}^{-1} \text{ agosto anno } n - \text{g kg}^{-1} \text{ febbraio anno } n+1)}$$

mm g<sup>-1</sup> kg

ove: n = anno solare (2000; 2001 ....).

Campo di applicabilità dell'indice: quando la diminuzione della salinità è  $\geq 1$  (I approssimazione).

A parità di surplus idrico invernale due suoli con diverso indice indicano condizioni pedoclimatiche diverse per la lisciviazione e cioè al diminuire del valore dell'indice migliorano le condizioni pedologiche che favoriscono la lisciviazione, diminuiscono i rischi di salinizzazione e salificazione del suolo, migliorano le condizioni di abitabilità del suolo per gli esseri viventi. Al contrario suoli diversi, nello stesso ambiente, possono comportarsi in maniera tendenzialmente uguale.

Il calcolo dell'indice non ha significato pratico (non reale) quando il quantitativo di sali solubili allontanati durante il periodo umido è inferiore ad 1 g kg<sup>-1</sup>. La significatività bassa è legata al fatto che il processo di lisciviazione ha un'intensità molto bassa (è il caso dei suoli non salini) oppure che il bilancio salino stagionale ha una bassa incidenza sulla salinità totale del suolo (bassa variazione nei suoli salini).

## Risultati e discussione

### L'acqua del mare

Nella tabella 1 si riportano i dati analitici.

Tabella 1. Dati analitici dell'acqua di mare prelevata il 05 Agosto 2002

| Cationi solubili         |                |                  |                  | Somma                    | Anioni solubili          |                              |                               | Somma                        | SAR                      | ECw | pH                 |     |
|--------------------------|----------------|------------------|------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|--------------------------|-----|--------------------|-----|
| cmol (+) L <sup>-1</sup> |                |                  |                  | cationi                  | cmol (-) L <sup>-1</sup> |                              |                               | anioni                       |                          |     |                    |     |
| Na <sup>+</sup>          | K <sup>+</sup> | Ca <sup>++</sup> | Mg <sup>++</sup> | cmol (+) L <sup>-1</sup> | Cl <sup>-</sup>          | SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | cmol (-) L <sup>-1</sup> |     | dS m <sup>-1</sup> |     |
| 473,83                   | 12,56          | 25,55            | 116,67           | 628,61                   | 675,88                   | 53,23                        | 3,10                          | 1,40                         | 733,61                   | 56  | 66,3               | 7,8 |

La conducibilità elettrica è di 66.3 dS m<sup>-1</sup>, la reazione è debolmente alcalina, prevale il cloruro di sodio (196 g L<sup>-1</sup>). Nella zona domina il maestrale; quando soffia solleva goccioline d'acqua ricche di sali che distribuisce sulla terraferma determinando salificazione del suolo e sodicizzazione del complesso di scambio.



### L'andamento termopluviometrico

Nei pressi del centro abitato di Castelluzzo, in prossimità dell'area sperimentale, è presente un pluviografo gestito dall'Assessorato Agricoltura e Foreste della Regione Sicilia. Per la termometria si prendono in considerazione i dati registrati presso la stazione di Trapani. I dati termopluviometrici sono stati elaborati, attraverso il bilancio idrico del suolo, secondo il concetto dell'annata agraria (Raimondi *et al.*, 1997). Sono stati determinati: l'andamento climatico, il surplus idrico mensile ed il pedoclima. Gli andamenti climatici annuali del triennio, secondo Thornthwaite, si inseriscono rispettivamente nel clima da subumido a subarido il 2000-2001, nel semiarido il 2001-2002 e nel subumido a subarido il 2002-2003. Il surplus è stato calcolato considerando il primo strato di suolo ed ipotizzando una capacità a trattenere acqua di 25 mm. La piovosità ed il surplus idrico mensile si riportano nella Figura 1 insieme ai dati sulla salinità dei suoli ottenuti dal monitoraggio.

### La salinità totale ed il fabbisogno invernale specifico in surplus idrico nei siti considerati

La salinità totale nell'area B (Figura 1), calcolata utilizzando la conduttività elettrica della pasta satura e la saturazione percentuale, è oscillata da 0,97 a 24,19 g kg<sup>-1</sup>. L'azione lisciviante del surplus idrico del semestre autunno vernino 2001-2002 è evidente, mentre nel semestre 2002-2003 le frequenti mareggiate invernali hanno determinato una forte salificazione del suolo annullando l'azione del surplus idrico. Nel semestre 2003-2004 ritorna a prevalere il surplus idrico che determina un abbassamento del contenuto salino della massa terrosa. Il fabbisogno invernale in surplus idrico (Tabella 2) è stato calcolato rispettivamente di 19 mm g<sup>-1</sup> kg nel 2001-2002 e di 27 mm g<sup>-1</sup> kg nel semestre 2003-2004.

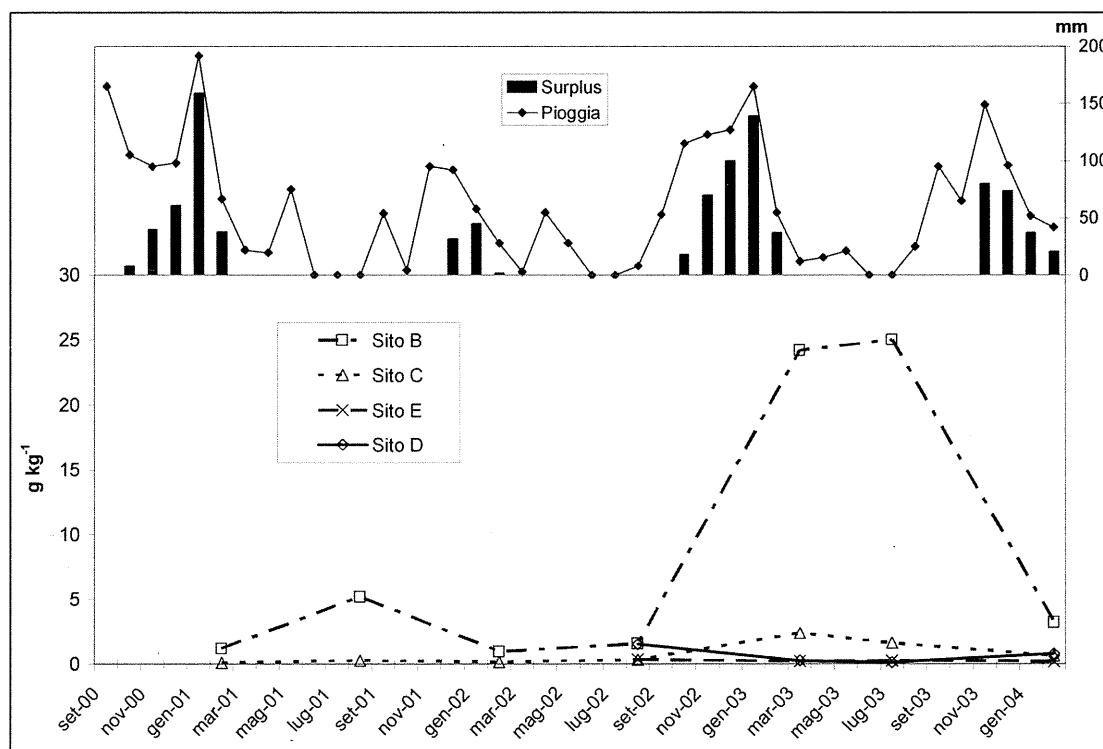


Figura 1. Andamento della piovosità, del surplus idrico mensile e del contenuto in sali solubili totali (calcolati dalla ECe) durante il periodo di monitoraggio

Nell'area C la salinità totale (Figura 1) è variata da 0,13 a 2,40 g kg<sup>-1</sup>. L'andamento è stato simile all'area B. Le mareggiate invernali hanno agito salificando il suolo. Precisamente, nel 2001-2002, come nel 2003-2004 si è avuta una leggera lisciviazione, mentre nel semestre dell'annata agraria 2002-2003 il processo di salinizzazione è stato dominante. Considerando le variazioni stagionali di salinità piuttosto basse (< 1 g kg<sup>-1</sup>) non ha significato calcolare l'indice che qui si propone.

Nell'area D la salinità totale (Figura 1) è oscillata da 1,60 a 0,16 g kg<sup>-1</sup>. I dati monitorati si riferiscono agli ultimi due anni. Dal grafico è evidente l'azione lisciviante del surplus idrico invernale durante il semestre tra gli anni 2002-2003 (variazione stagionale della salinità positiva). La variazione di salinità stagionale negativa



(-0,25 g kg<sup>-1</sup>) del semestre 2003-2004, mette in evidenza il processo di salificazione operato dalla salsedine. Il processo registra una bassa intensità. Il valore del fabbisogno invernale in surplus idrico in questo sito raggiunge il valore più alto registrato pari a 270 mm g<sup>-1</sup> kg. L'azione salificante delle mareggiate non è evidente durante il primo semestre, mentre è stata eclatante nel secondo. In assenza delle mareggiate, l'azione liscivante del surplus idrico invernale è attiva ed è stata registrata anche durante il periodo primaverile estivo.

Nell'area E la salinità totale registrata (Figura 1) è molto bassa da 0,37 a 0,21 g kg<sup>-1</sup> (suoli non salini) ed ha subito piccole variazioni nel tempo, in quanto per la lontananza dalla linea di costa la salsedine vi arriva raramente. La variazione positiva della salinità, < 1 g<sup>-1</sup> kg evidenzia la presenza di una leggera lisciviazione. Il calcolo del fabbisogno invernale in surplus idrico quindi non ha significato.

### Conclusioni

Nell'area B il processo di salificazione è maggiore ed è legato alle mareggiate per la presenza a poca distanza del mare. L'azione liscivante del surplus idrico invernale in alcuni anni è annullata dall'arrivo dei sali solubili con gli spruzzi delle mareggiate. In presenza di piogge, non accompagnate dalle mareggiate, l'azione del surplus idrico invernale è molto evidente, in armonia con quanto osservato durante i semestri 2001-2002 e 2003-2004. Nel periodo 2002-2003 si è registrata invece la salificazione del suolo.

Nell'area C l'andamento nel tempo è stato simile a quello dell'area B. I valori relativi alla salinità del suolo registrati sono stati inferiori per la maggiore distanza dal mare. Anche la variazione stagionale della salinità durante il periodo invernale ha fatto registrare valori più bassi. Il processo di salificazione del suolo in questo sito è stato attivo in un solo anno.

Nell'area D i processi di salificazione-lisciviazione sono ancora più attenuati per la maggiore distanza dal mare. Infatti, la massa terrosa raggiunge il valore di salificazione più basso (-0,25 g kg<sup>-1</sup>).

Tabella 2. Calcolo dell'indice "Fabbisogno invernale in surplus idrico"

| Annata Agraria  | Surplus idrico invernale<br>mm | Lisciviazione -salificazione<br>(valore assoluto)<br>(g kg <sup>-1</sup> ) |        | Intensità della lisciviazione (%)*** |      | Indice Fabbisogno invernale in Surplus Idrico (FISI)<br>(mm g <sup>-1</sup> di sali) |
|---|--------------------------------|--|--------|--------------------------------------|------|--|
|   |                                | Sali sol.*   | NaCl** | Sali sol.                            | NaCl |  |
| <b>Castelluzzo Area B. Anni di riferimento: 2001-2002; 2002-2003; 2003-2004</b> |                                |  |        |                                      |      |  |
| 2001-02   | 79                             | 4.23   | 6.22   | 81                                   | 92   | 19   |
| 2002-03   | 364                            | -22.61   | -21.62 | ----                                 | ---- | ----   |
| 2003-04   | 212                            | 7.96   | 21.82  | 71                                   | 87   | 27   |
| <b>Castelluzzo Area C: 2001-2002; 2002-2003; 2003-2004</b>                      |                                |  |        |                                      |      |  |
| 2001-02   | 79                             | 0.14   | 0.36   | 47                                   | 78   | ----   |
| 2002-03   | 364                            | -2.05  | -1.84  | ----                                 | ---- | ----   |
| 2003-04   | 212                            | 0.97   | 1.97   | 60                                   | 79   | ----   |
| <b>Castelluzzo Area D: 2002-2003; 2003-2004</b>                                 |                                |  |        |                                      |      |  |
| 2002-03   | 364                            | 1.35   | 1.31   | 84                                   | 94   | 270  |
| 2003-04   | 212                            | -0.25  | -0.20  | ----                                 | ---- | ----   |
| <b>Castelluzzo Area E: 2002-2003; 2003-2004</b>                                 |                                |  |        |                                      |      |  |
| 2002-03   | 364                            | 0.14   | 0.12   | 37                                   | 67   | ----   |
| 2003-04   | 212                            | 0.07   | 0.08   | 26                                   | 50   | ----   |

\* Calcolati dalla conduttività elettrica dell'estratto pasta satura e dalla percentuale di saturazione.

\*\* Calcolati dalla concentrazione dello ione cloro nell'estratto 1:5.

\*\*\* Incidenza della frazione salina allontanata sul contenuto totale iniziale (estate precedente).

Nell'area E il contenuto salino registrato è molto basso e prevale una leggerissima lisciviazione. Nell'ambito dei sali solubili il cloruro di sodio è quello che viene allontanato facilmente (tabella 2). In conclusione, osservando i dati in relazione all'anno, si può osservare che il processo di salificazione dei suoli è più intenso in prossimità del mare e diminuisce all'aumentare della distanza del sito, in armonia con quanto si ipotizzava. Il processo di lisciviazione o dissalazione è evidenziato da una variazione positiva della concentrazione salina del suolo. L'intensità del processo è più basso nei suoli in cui la salinità totale è minore (tabella 2). La variabilità del fabbisogno invernale in surplus idrico varia con la piovosità, con i processi di salificazione e con le caratteristiche del suolo. I dati attual-

mente disponibili non consentono di poter esprimere un giudizio definitivo sull'andamento normale del fenomeno nella zona. Il monitoraggio dell'area è ancora in corso e continuerà nei prossimi anni. L'elaborazione dei dati di un lungo periodo di monitoraggio, secondo i concetti dell'anno normale, consentiranno di evidenziare la normalità del fenomeno nel sito considerato. Inoltre, spazializzando la normalità del fenomeno, su una base cartografica, si avrà la possibilità di evidenziare le aree più sensibili alla salificazione, bisognose di una diversa gestione o di interventi sistematori per rallentare la degradazione dei suoli.

Il fabbisogno invernale in surplus idrico mette in evidenza l'interazione clima-processi di salificazione-lisciviazione dei suoli. I risultati e le loro interpretazioni, ottenuti attraverso il monitoraggio, possono essere estesi a territori con suoli, clima e gestione simili, attraverso la variabile surplus idrico invernale, che per i territori a clima semiarido costituisce la più importante qualità ambientale, in quanto da essa dipende la salvaguardia della fertilità dei suoli (Raimondi, 2000).

### **Bibliografia**

- CANTORE V., BOARI F., DE PALMA E., 2002. Effetti della salinità sulle produzioni e la qualità del pomodoro. In: atti del convegno "Ottimizzazione dell'uso delle risorse idriche, convenzionali e non, in sistemi colturali sostenibili", progetto POM-OTRIS". Bari 28-29 novembre 2001. Ed. Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Foggia. Stampa Centrografico Francescano, Foggia, pp. 338-353.
- DI MAGGIO C., INCANDELA A., MASINI F., PETRUSO D., RENDA P., SIMONELLI C., BOSCHIAN G., 1999. Oscillazioni eustatiche, biocronologia dei depositi continentali quaternari e neotettonica nella Sicilia nord-occidentale (Penisola di San Vito lo Capo - Trapani). *Il Quaternario*, 12 (1), 25-49.
- IUSS-ISRI-FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. Food and Agriculture, Organization of the United Nations. Roma, pp. 91.
- INDORANTE A., LAUDICINA V.A., RAIMONDI S., TUSA D., 2002. Evoluzione della salinità del suolo durante un biennio di osservazioni in due ambienti irrigui siciliani. Atti del convegno "Ottimizzazione dell'uso delle risorse idriche, convenzionali e non, in sistemi colturali sostenibili", progetto POM-OTRIS". Bari 28-29 novembre 2001. Ed. Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Foggia. Stampa Centrografico Francescano, Foggia, pp. 249-262.
- LUPO M., tesi inedita. I suoli rossi della Piana di Castelluzzo (TP). Genesi, classificazione ed uso, dei suoli evoluti sui terrazzi marini dal Pleistocene inferiore - Pleistocene medio al Neotirreniano. Tesi di dottorato di Ricerca in Pedologia XII Ciclo. Anno Accademico 1998/1999.
- Ministero dell'Ambiente, 1999. Comunicazione Nazionale per la lotta alla Siccità ed alla Desertificazione. Tipar Poligrafica editrice.
- OSSERVATORIO NAZIONALE PEDOLOGICO E PER LA QUALITÀ DEL SUOLO, MIPAF, 1997. Metodi ufficiali di analisi fisica del suolo. Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali. Roma.
- OSSERVATORIO NAZIONALE PEDOLOGICO E PER LA QUALITÀ DEL SUOLO, MIPAF, 2000. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. Ministero per le Politiche Agricole. Roma.
- OSSERVATORIO NAZIONALE PEDOLOGICO E PER LA QUALITÀ DEL SUOLO, MIPAF, 2001. Metodi ufficiali di analisi delle acque. Franco Angeli.
- RAIMONDI S., LUPO M., 1998. Il clima ed il pedoclima dei suoli della Sicilia occidentale. *Sicilia Foreste* anno V, 19/20: 59-64.
- RAIMONDI S., POMA I., FRENDA A.S., 1997. Il pedoclima come fattore di sensibilità ambientale: esempio di metodologia applicata all'agro di Sparacia - Cammarata (AG). *Rivista di Agronomia*, anno XXXI n. 3 suppl.: 726-733.
- Raimondi S., 2000. La valutazione del surplus come qualità dei suoli negli ambienti aridi e semiaridi: esempio nell'agro di Gela (CL). In: Atti del convegno "Indicatori per la qualità del suolo: prospettive ed applicabilità" organizzato da: Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Società Italiana della Scienza del Suolo ed Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Roma, 29 marzo 2000; pp. 381-388.
- RAIMONDI S., INDORANTE A., LO PAPA G., PALADINO V., TUSA D., 2002. Effetti dell'irrigazione con acque salmastre su suoli antropici e "naturali" nella piana di Licata (AG). In: atti del convegno "Ottimizzazione dell'uso delle risorse idriche, convenzionali e non, in sistemi colturali sostenibili", progetto POM-OTRIS". Bari 28-29 novembre 2001. Ed. Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Foggia. Stampa Centrografico Francescano, Foggia, pp. 227-248.
- RAIMONDI S., INDORANTE A., TUSA D., 2003a. Aridità dei suoli e rischi per l'attività vegetativa delle colture erbacee e della flora pabulare dei pascoli nel bacino del fiume Salso (Sicilia centro-meridionale). Atti convegno nazionale AIAM 2002 (Associazione Italiana di AgroMeteorologia) dal titolo "L'agrometeorologia nel mediterraneo". Acireale (CT) 6-7 giugno 2002. Regione Siciliana, Assessorato Agricoltura e Foreste, Servizio IX - Assistenza Tecnica U.O. n. 50 SIAS Palermo e U.O. n. 78 Catania. [www.puntografica.net](http://www.puntografica.net), Catania, pp. 96-107.
- RAIMONDI S., INDORANTE A., PALAZZOLO E., PANNO M., MANNO C., MARCELLINO A., 2003b. Risposta produttiva del pomodoro in coltura protetta, irrigazione con acque saline e impatto ambientale nella piana di Licata (AG). Atti del convegno annuale della SISS dal titolo "Qualità del suolo, impatto antropico e qualità dei prodotti agricoli. L'agricoltura che produce paesaggio". Siena 9-12 giugno 2003. pp. 235-241.
- RUGGIERI G., 1967. Quadro sintetico del Quaternario fra Castellammare del Golfo e Altavilla (Palermo). *Atti Accademia di Gioenia Scienze Naturali*, 18, 345-355.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for making and interpreting soil surveys. U.S.D.A. Washington. pp. 869.
- VAN HOORN J.W., KATERJI N., HAMADY A., MASTRORILLI M., 1993. Effect of saline water on soil salinity and on water stress, growth and yield of wheat and potatoes. *Agric. Water Manag.*, 23:247-265.
- VENTRELLA D., LOSAVIO N., MARRONE G., GONNELLA A.V., 2002. Impiego sostenibile di acque salmastre: effetti nel terreno e su accrescimento e resa di barbabietola da zucchero, mais e sorgo da granella. In: atti del convegno "Ottimizzazione dell'uso delle risorse idriche, convenzionali e non, in sistemi colturali sostenibili", progetto POM-OTRIS". Bari 28-29 novembre 2001. Ed. Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Foggia. Stampa Centrografico Francescano, Foggia, pp. 301-248.

## INDAGINI SUL RUOLO PEDOGENETICO DEI POLIFENOLI. 2. VARIABILITÀ DELLE FORME POLIFENOLICHE IN RELAZIONE A GENESI, ORIZZONTAZIONE E USO DEL SUOLO

M. Rubino <sup>1</sup>, E. Coppola <sup>1</sup>, A. Benedetti <sup>2</sup>, C. Dazzi <sup>3</sup>, P. Odierna <sup>1</sup>, F. Previtoli <sup>4</sup>, S. Vacca <sup>5</sup>, A. Buondonno <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli

Via Vivaldi, 43 - 81100 Caserta

<sup>2</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante (I.S.N.P.)

Via della Navicella 2, 00184 Roma

<sup>3</sup> Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia (ACEP), Facoltà di Agraria

Viale delle Scienze - 90128 Palermo

<sup>4</sup> Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano-Bicocca

Piazza della Scienza, 1 - 20126 Milano

<sup>5</sup> Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Sezione di Pedologia, Università di Sassari

Località Sa Terra Mala - 08100 Nuoro

### Riassunto

E' stata analizzata la distribuzione dei polifenoli (totali, PPT; umici, PPh; solubili, PPs) in 20 suoli (Andosols, Calcisols, Cambisols, Fluvisols, Lixisols, Phaezoms, Podzols, Umbrisols), provenienti da differenti ambienti (alpino, pianura su substrati misti, collinare-montano su sabbie, collinare-montano su vulcaniti) e con diversi uso e copertura vegetale (erbacea, arborea, boschiva). In riferimento all'orizzontazione, i valori di PPh ed i rapporti PPT/SO e PPh/PPs sono in media più elevati negli orizzonti di superficie, ma si osservano frequentemente incrementi degli stessi valori negli orizzonti subsuperficiali caratterizzati da fenomeni di illuviazione di colloidali e di complessi organo-minerali (Bt, Bhs, Bs, Bws). Elevati valori dei parametri polifenolici si accertano anche nei suborizzonti A2, quale possibile riflesso di processi di trasporto in atto, anche se in assenza di evidenti fenomeni di illuviazione. Appare infine evidente che gli stessi polifenoli sono estranei alla formazione degli orizzonti calcici. In relazione all'ambiente pedoclimatico ed all'uso del suolo, i rapporti PPT/SO e PPh/PPs sono particolarmente elevati negli orizzonti di superficie sotto roverella e castagno negli ambienti collinari-montani su vulcaniti (in media, PPT/SO = 6, PPh/PPs = 120), mentre assumono valori minimi nei suoli coltivati dei Cambisols e Fluvisols delle pianure su substrati misti (in media, PPT/SO = 0.9, PPh/PPs = 3.3).

**Parole chiave:** Polifenoli del suolo; illuviazione, copertura vegetale; uso del suolo; indicatori.

### Abstract

An investigation was carried out aiming at evaluating the distribution of polyphenols (total, PPT; humic, PPh; soluble, PPs) in 20 soils (Andosols, Calcisols, Cambisols, Fluvisols, Lixisols, Phaezoms, Podzols, Umbrisols) from different environments (alpine, plain on mixed substrates, hilly-mountain on sand, hilly-mountain on volcanites) and with various use and vegetal cover (grass, trees, woody). With reference to soil profile, PPh contents and PPT/OM and PPh/PPs ratios are usually larger in surface horizons, but frequently they increase in subsurface horizons characterized by colloids and organo-mineral complexes illuviation (Bt, Bhs, Bs, Bws). Polyphenolic parameters are also large in A2 sub-horizons, as a possible consequence of current transport processes, even if with no illuviation evidence. Besides, it is quite evident that polyphenols take no part to the formation of calcic horizons. With reference to pedoclimatic environment, PPT/OM and PPh/PPs ratios are particularly large in surface horizons under pubescent oak and chestnut of hill-mountain soils on volcanic substrates (on the average, PPT/SO = 6, PPh/PPs = 120), while they dramatically decrease in cultivated Cambisols and Fluvisols of plain on mixed substrates (on the average, PPT/SO = 0.9, PPh/PPs = 3.3)

**Key words:** Soil polyphenols; illuviation, vegetal cover; soil use; soil indicators.

### Introduzione

E' noto che i polifenoli rappresentano una componente significativa della sostanza organica del suolo (Stevenson and Fitch, 1986; McKeague et al., 1986; Stevenson, 1982). In funzione del loro notevole potere complessante, associato ad elevata mobilità e reattività chimica nei confronti dei colloidali, essi sono coinvolti in diversi processi pedogenetici. Numerosi studi hanno evidenziato il loro ruolo nell'alterazione dei minerali primari e nei processi di formazione e strutturazione dei ped (Frimmel and Christman, 1988; Griffiths and Burns, 1972; McKeague et al.

1986; Stevenson, 1982; van Bremen and Burman, 1998; Buondonno et al., 2001), nonché nei fenomeni di cheluviazione (Vance et al., 1986). In precedenti indagini è stato accertato che la frazione polifenolica associata alle sostanze umiche si distribuisce differentemente lungo il profilo del suolo, sia in funzione della specifica orizzontazione che in relazione alla copertura vegetale (Vacca et al., 2003), ed è direttamente coinvolta nella formazione degli orizzonti spodici (Buondonno et al., 2004). Il presente lavoro è finalizzato ad ampliare le conoscenze sul ruolo pedogenetico delle frazioni umiche e solubili dei polifenoli nel suolo in diversi ambienti pedoclimatici italiani. In particolare, si è inteso analizzare la variabilità delle componenti umiche e solubili dei polifenoli in suoli fortemente differenziati sia per genesi ed evoluzione, sia per gestione ed esposizione all'impatto antropico.

## **Materiali e Metodi**

### **Aree di studio**

Sono stati presi in considerazione quattro differenti ambienti del territorio nazionale, caratterizzati da diverse tipologie pedologiche e condizioni d'uso del suolo (Tabella 1).

#### **Ambiente alpino (ALP)**

Sei profili (4 Podzols, 1 Cambisol, 1 Phaeozem) sono stati campionati in Valchiavenna (SO) a quote variabili tra 1700 e 2600 m s.l.m. I suoli, sottili, sviluppati da rocce cristalline, da detriti acidi e da marmi, in condizioni di elevata umidità, presentano tessitura da franca a franco-sabbiosa e sono fortemente desaturati. Il contenuto di S.O. è elevato. La copertura vegetale è quella tipica dell'ambiente alpino (erbacea mesofila, nardeto, curvuleto, lariceto, alneto).

#### **Ambienti di pianura su substrati misti (PSM)**

Tre profili (Cambisols) sono stati campionati nella piana del Campidano sud-orientale (CA). I suoli si sono sviluppati entro alluvioni oloceniche, giacenti su marne e marne arenacee del Miocene; sono molto profondi, evoluti in ambiente con forte deficit idrico, hanno tessitura da franca a franco-sabbiosa e sono caratterizzati dalla presenza di orizzonti di accumulo di carbonati, elevata saturazione in basi, grado di reazione da subalcalino ad alcalino, ridotto contenuto di S.O. L'uso del suolo è a seminativo con copertura erbacea.

Un Haplic Fluvisol è stato campionato nelle aree golenali del Basso Volturno (CE). Il materiale parentale è costituito da alluvioni sabbio-limo-argillose, ricche in carbonati e frammenti piroclastici. Il suolo, evoluto in ambiente xerico, è moderatamente profondo, con tessitura franco-argillosa, calcareo, a reazione subalcalina e scarso contenuto di S.O. L'uso è a seminativo.

#### **Ambiente collinare-montano su sabbie plio-pleistoceniche (CMS)**

Tre profili (un Calcisol e due Lixisols) sono stati campionati nell'area boscata dei Monti Erei presso Piazza Armerina (EN), a quote variabili tra 700 e 800 m s.l.m. Il substrato è costituito da sabbie e calcareniti plio-pleistoceniche. I suoli, molto profondi, evoluti in regime xerico, presentano orizzonti di accumulo di argilla o di carbonati, tessitura prevalentemente da franco-sabbiosa a sabbioso-franca, che diventa franco-sabbioso-argillosa nei Bt. La saturazione è elevata, il grado di reazione variabile dal subacido al subalcalino, con contenuto di S.O. di norma scarso. La copertura è a eucalipto.

#### **Ambiente collinare-montano su vulcaniti (CMV)**

Tre profili (un Umbrisol e due Cambisols) sono stati campionati nell'area di S. Antonio di Macomer (NU) sul complesso basaltico pleistocenico di Monte Ferru, a quote variabili da 625 a 765 m s.l.m. I suoli, moderatamente profondi, sono evoluti in regime xerico-ustico, presentano tessitura generalmente franco-sabbiosa, forte desaturazione delle basi, reazione acida e parziale espressione di andicità. Il contenuto di S.O. è molto elevato. La copertura vegetale è a roverella.

Tre profili (un Lixisol e due Andosols) sono stati campionati sul complesso del Roccamonfina (CE), a quote variabili tra 600 e 800 m s.l.m. I suoli sono molto profondi. I Lixisols, più evoluti, si sono sviluppati sui trachibasalti più antichi; i più recenti, andici, sulle latiti della caldera. Il regime di umidità è xerico. La tessitura è generalmente franco-sabbiosa tranne che per gli orizzonti illuviali, la saturazione in basi è bassa e il grado di reazione acido, il contenuto di S.O. moderatamente elevato. La copertura è a castagneto.

Un Andic Cambisol è stato campionato sul complesso del Somma-Vesuvio (NA) a 300 m s.l.m. Il suolo è profondo, evoluto in ambiente xerico su substrato piroclastico a leucititi. La tessitura è sabbioso-franca, la reazione neutra, il contenuto di S.O. modesto. La copertura è a frutteto.

Tabella 1. Caratteri generali delle stazioni

| <i>Ambiente</i>                | <i>Profilo</i> | <i>Substrato</i>  | <i>Vegetazione</i>   | <i>Classificazione WRB</i>  | <i>Profondità solum (cm)</i> |
|--------------------------------|----------------|---|--|-----------------------------|------------------------------|
| Alpino                         | ALP1           | Scisti sericitici   | Lariceto-Alneto rado   | Skeletal-Entic Podzol       | 30                           |
|                                | ALP2           | Detrito morenico di versante  | Nardeto passante a lariceto rado                                   | Dystric-Skeletal-Cambisol   | 15                           |
|                                | ALP3           | Scisti cristallini  | Erbacea mesoigrofila ai margini di lariceto con rododendro e felci | Skeletal-Humic Umbrisol     | 30                           |
|                                | ALP4           | Detrito colluviale misto a morenico, ad elementi scistoso-cristallini | Nardeto  | Skeletal-Entic Podzol       | 42                           |
|                                | ALP5           | Detrito colluviale misto a morenico, ad elementi scistoso-cristallini | Curvuleto  | Skeletal-Entic Podzol       | 45                           |
|                                | ALP6           | Marmi fratturati  | Erbacea mesofila   | Skeletal-Epileptic Phaeozem | 34                           |
| Pianura su substrati misti     | PSM7           | Marne arenacee (Miocene)  | Assente (campo arato)  | Calcaric Cambisol           | 140                          |
|                                | PSM8           | Alluvioni sabbiose (Olocene)  | Erbacea  | Fluvic Cambisol             | 160                          |
|                                | PSM9           | Alluvioni sabbioso-argillose  | Erbacea  | Fluvic Cambisol             | 140                          |
|                                | PSM10          | Alluvionale misto   | Cerealicole  | Haplic Fluvisol             | 70                           |
| Collinare-montano su sabbie    | CMS11          | Sabbie  | Bosco con pini ed eucalipto  | Petric Calcisol             | 90                           |
|                                | CMS12          | Sabbie  | Bosco misto di eucalipto   | Arenic Lixisol              | 130                          |
|                                | CMS13          | Sabbie e calcareniti  | Bosco misto di eucalipto   | Arenic Lixisol              | 120                          |
| Collinare-montano su vulcaniti | CMV14          | Basalti grigiastri alterati   | Roverella  | Andic-Dystric Cambisol      | 63                           |
|                                | CMV15          | Basalti rossastrati alterati  | Roverella  | Andic-Dystric Cambisol      | 75                           |
|                                | CMV16          | Basalti grigi poco alterati   | Roverella  | Humic Umbrisol              | 70                           |
|                                | CMV17          | Trachibasalti di stratovulcano  | Castagneto da frutto   | Humic Lixisol               | 140                          |
|                                | CMV18          | Latite  | Castagneto da frutto   | Dystric Andosol             | 130                          |
|                                | CMV19          | Tufo grigio campano   | Castagneto da frutto   | Dystric Andosol             | 150                          |
|                                | CMV20          | Piroclastiti leucitiche   | Frutteto   | Andic Cambisol              | 170                          |

I suoli sono stati campionati e classificati in accordo con i criteri del World Reference Base for Soil Resources (FAO-ISRIC-ISSS, 1998). Sono stati presi in considerazione gli orizzonti di superficie e subsuperficiali, ivi compresi gli orizzonti di transizione di tipo AC e BC, e con esclusione degli orizzonti C ed R. Le analisi dei suoli sono state condotte secondo i Metodi Ufficiali di Analisi del Suolo (MIPAF, 2000). La frazione dei "polifenoli solubili" (PPs) è stata estratta in H<sub>2</sub>O secondo la metodologia descritta da Lowe (1993). Il contenuto di "polifenoli totali" PPt, costituito dalle frazioni solubili e da quelle associate alle sostanze umiche, è stato determinato nell'estratto NaOH (0.5M): suolo 10 : 1 secondo la stessa procedura descritta per i PPs (Buondonno et al., 2004). Nello specifico, la frazione polifenolica delle sostanze umiche, indicata come "polifenoli umici" (PPh) è stata calcolata come differenza PPh = PPt-PPs. La determinazione spettrofotometrica (750 nm) dei polifenoli, espressi come acido vanillico equivalente, è stata effettuata utilizzando 20 mL di estratto per i PPs e 10 mL di estratto per i PPt.



## Risultati e Discussione

### Sostanza Organica e Polifenoli

La tabella 2 riporta i valori medi, con i relativi indici di variabilità, del contenuto di C organico e di polifenoli determinati nei campioni esaminati. In accordo con quanto osservato in precedenti indagini (Vacca et al., 2003; Buondonno et al., 2004) si accerta un'ampia variabilità per tutti i parametri ( $95 < CV\% < 150$ ). Sono stati determinati contenuti medi di C variabili da  $0.7 \text{ g kg}^{-1}$  a  $188.4 \text{ g kg}^{-1}$ , contenuti di PPh variabili da  $0.003 \text{ g kg}^{-1}$  a  $18.308 \text{ g kg}^{-1}$  e di PPs variabili da  $0.005 \text{ g kg}^{-1}$  a  $0.161 \text{ g kg}^{-1}$ . Il contenuto medio di polifenoli umici è sempre molto più elevato ( $\approx 60:1$ ) di quello delle rispettive frazioni solubili. Valori elevati di C organico ( $> 100 \text{ g kg}^{-1}$ ), si riscontrano nell'orizzonte A1 del Dystric-Skeletal Cambisol ALP2 ( $128.3 \text{ g kg}^{-1}$ ), sotto vegetazione alpina, e nell'orizzonte umbrico del Humic Umbrisol CMV 16 ( $188.4 \text{ g kg}^{-1}$ ), sotto roverella. In quest'ultimo orizzonte si accerta anche il maggiore tenore di PPt ( $18.4 \text{ g kg}^{-1}$ ). Valori minimi di C organico ( $\leq 1.0 \text{ g kg}^{-1}$ ) e di PPt ( $< 0.03 \text{ g kg}^{-1}$ ) si osservano negli orizzonti di profondità (Bk, Bw) dei Cambisol PSM7 (Calcaric) e PSM8 (Fluvic) campionati nella piana campidanese.

Tabella 2. Contenuti medi e relativi indici di variabilità di C organico e polifenoli ( $\text{g kg}^{-1}$ ) determinati nei campioni esaminati

|         | C organico | PPt    | PPh    | PPs   |
|---------|------------|--------|--------|-------|
| Min     | 0.70       | 0.013  | 0.003  | 0.005 |
| Media   | 32.47      | 2.624  | 2.581  | 0.044 |
| MAX     | 188.41     | 18.434 | 18.308 | 0.161 |
| Dev Std | 36.50      | 3.785  | 3.765  | 0.041 |
| CV%     | 112        | 144    | 146    | 95    |

### Distribuzione dei polifenoli e del rapporto PPt/SO % e PPh/PPs

In tabella 3 si riportano i valori medi di C organico, PPt, PPs, PPh ( $\text{g kg}^{-1}$ ) e dei rapporti PPt/SO % e PPh/PPs per tutti gli orizzonti A (esclusi gli A2 e gli orizzonti di transizione AE, e AC) e quelli per tutti gli orizzonti B (esclusi i BC).

Tabella 3. Valori medi di C organico, PPt PPs, PPh ( $\text{g kg}^{-1}$ ) e dei rapporti PPt/SO % e PPh/PPs in tutti gli A (esclusi gli orizzonti AE, A2 e AC) e in tutti i B (esclusi gli orizzonti BC)

|   | n  | C      | PPt   | PPs   | PPh   | PPt/SO % | PPh/PPs |
|---|----|--------|-------|-------|-------|----------|---------|
| A | 20 | 52.292 | 4.043 | 0.068 | 3.976 | 3.47     | 73.44   |
| B | 24 | 17.477 | 1.165 | 0.028 | 1.137 | 3.23     | 33.62   |

Il contenuto di PPt varia da circa  $4 \text{ g kg}^{-1}$  per gli orizzonti superficiali a  $1.2 \text{ g kg}^{-1}$  per gli orizzonti di profondità, i PPs variano da  $0.07 \text{ g kg}^{-1}$  per gli orizzonti di superficie a  $0.03 \text{ g kg}^{-1}$  per quelli più profondi, mentre i PPh variano da circa 4 per gli orizzonti superficiali a  $1.1 \text{ g kg}^{-1}$  per quelli di profondità. Per ciascun tipo di orizzonte i valori medi di PPh sono molto più elevati di quelli dei rispettivi PPs. Inoltre, mentre per il rapporto PPt/SO % non c'è differenza significativa tra i valori medi assunti dagli orizzonti superficiali e quelli profondi (per ambedue le medie, errore standard = 0.66), per il rapporto PPh/PPs i valori medi assunti dagli orizzonti di superficie sono pari a circa il doppio di quelli degli orizzonti sub-superficiali.

Nella Tabella 4 sono riportati i valori medi dei contenuti di C organico, i valori di PPt, PPs, PPh e i valori dei rapporti PPt/SO e PPh/PPs, raggruppati per tipologia di orizzonte al fine di rendere più agevole il confronto. I valori medi più elevati relativi al contenuto di PPh ed ai rapporti PPt/SO % e PPh/PPs si riscontrano di norma negli orizzonti di superficie, fatta eccezione per gli Ap, in cui i valori di PPh e di PPt/SO % sono particolarmente bassi; per gli stessi orizzonti, per altro, l'elevato valore medio del rapporto PPh/PPs risente del consistente contributo dato dall'Ap del Dystric Andosol CMV 18, sotto castagneto da frutto, in cui i polifenoli solubili rappresentano una frazione minima ( $\approx 0.2\%$ ) dei polifenoli totali. E' interessante osservare che valori elevati di PPh, PPt/SO % e PPh/PPs si accertano anche negli orizzonti subsuperficiali A2 di incipiente differenziazione, frequentemente identificati nei profili dell'ambiente alpino e di quello collinare-montano su vulcaniti, e nell'orizzonte di transizione AE soggiacente all'orizzonte mollico del Phaeozem ALP 6.

In relazione agli orizzonti di profondità, i valori di PPh, PPt/SO % e PPh/PPs sono tendenzialmente, pur se non sistematicamente, più elevati negli orizzonti con caratteri spodici più o meno espressi (Bws, Bs, Bhs). Per gli stessi parametri, i valori minimi si raggiungono negli orizzonti di accumulo di carbonati Bk, presenti in tutti i Cambisols della Piana del Campidano (PSM 7, 8, 9) e nel Petric Calcisol CMS11 sulle arenarie plio-pleistoceniche dei Monti Erei.



Tabella 4. Contenuti medi di PPt, PPs, PPh e dei rapporti PPt/SO % e PPh/PPs per tipologia di orizzonte

|     | n* | PPt (g kg <sup>-1</sup> ) | PPs (g kg <sup>-1</sup> ) | PPh (g kg <sup>-1</sup> ) | PPt/SO % | PPh/PPs |
|-----|----|---------------------------|---------------------------|---------------------------|----------|---------|
| A   | 12 | 5.626                     | 0.080                     | 5.547                     | 3.57     | 71.94   |
| Ap  | 6  | 1.165                     | 0.017                     | 1.148                     | 2.70     | 94.33   |
| Ah  | 2  | 3.181                     | 0.146                     | 3.034                     | 5.11     | 19.80   |
| A2  | 6  | 4.346                     | 0.031                     | 4.314                     | 5.30     | 155.57  |
| AE  | 1  | 4.534                     | 0.075                     | 4.459                     | 6.14     | 59.32   |
| AC  | 2  | 0.562                     | 0.014                     | 0.548                     | 8.82     | 44.91   |
| Bw  | 10 | 0.998                     | 0.023                     | 0.977                     | 3.23     | 52.02   |
| Bws | 1  | 4.242                     | 0.063                     | 4.179                     | 5.76     | 66.57   |
| Bs  | 2  | 1.372                     | 0.031                     | 1.341                     | 2.86     | 40.15   |
| Bhs | 3  | 3.183                     | 0.061                     | 3.122                     | 5.14     | 49.24   |
| Bk  | 6  | 0.027                     | 0.009                     | 0.018                     | 0.94     | 2.79    |
| Bt  | 2  | 0.642                     | 0.056                     | 0.586                     | 6.36     | 11.06   |
| BC  | 1  | 0.825                     | 0.021                     | 0.804                     | 3.56     | 38.08   |

n\*: numero di campioni per tipologia di orizzonte.

La figura 1 riporta il grafico della distribuzione dei valori medi dei rapporti PPt/SO % e PPh/PPs negli orizzonti di superficie (A, Ah, Ap) per tipo di copertura vegetale. Ambedue i parametri mostrano un andamento chiaramente decrescente nell'ordine roverella > castagneto > vegetazione alpina > eucalipto > suoli coltivati. Sotto eucalipto, i PPt rappresentano una frazione apprezzabile della SO (PPt/SO % = 3.6), ma la loro componente associata alle sostanze umiche è esigua (PPh/PPs = 14.10). Nei suoli coltivati la percentuale di polifenoli presenti nella sostanza organica scende al di sotto del 1.5 %, ed il rapporto PPh/PPs è inferiore a 10.

La Figura 2 riporta la distribuzione dei rapporti PPt/SO % e PPh/PPs negli stessi orizzonti di superficie, ma in funzione del tipo di ambiente pedoclimatico. Anche in questo caso i due parametri mostrano andamento concorde, decrescente nell'ordine CMV > ALP > CMS > PSM. Fanno eccezione i valori rapporto PPt/SO % per ALP e CMS, che sono praticamente coincidenti (3.7 e 4.0, rispettivamente). L'andamento osservato è chiaramente congruente con le differenti coperture vegetali e tipologie d'uso del suolo. Infatti, roverella e castagneto sono le essenze dominanti negli ambienti collinari-montani su vulcaniti. Fa eccezione il frutteto presente sull'Andic Cambisol CMV20, nel cui orizzonte Ap si accertano valori di PPt/SO % = 4.4 e di PPh/PPs = 31.9, molto inferiori quindi ai rispettivi valori medi osservati in tali ambienti (PPt/SO % = 8.8, PPh/PPs = 128.8). Vegetazione alpina ed eucalipto sono rispettivamente associati all'ambiente alpino ed al complesso collinare-montano delle "sabbie" degli Erei, mentre tutti i suoli utilizzati a seminativo si ritrovano nelle piane del Campidano e del Basso Volturno. Per questi ultimi ambienti i valori medi dei parametri considerati sono i più bassi in assoluto (PPt/SO % = 0.9, PPh/PPs = 3.3).

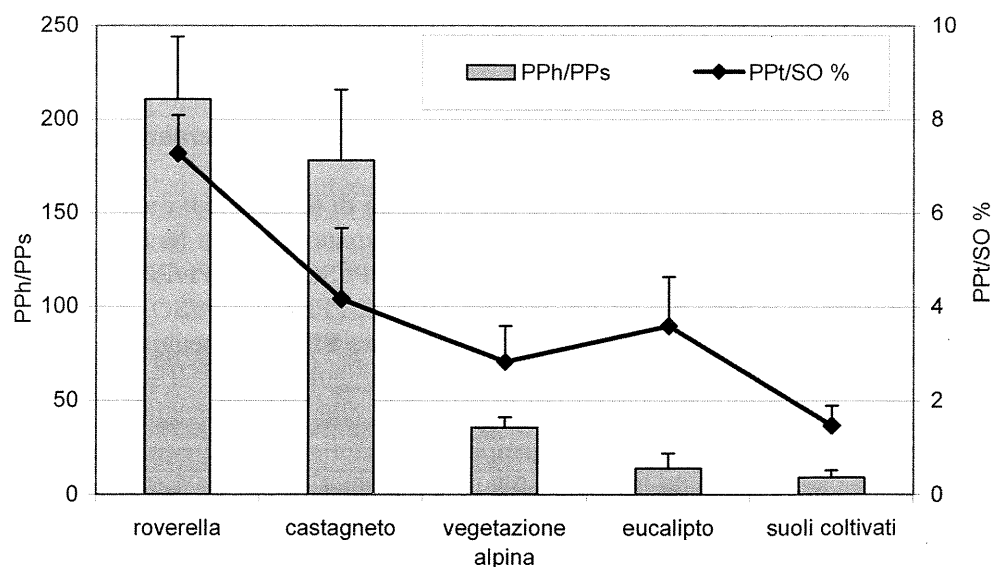


Figura 1. Distribuzione di PPt/SO % e PPh/PPs negli orizzonti di superficie per tipo di copertura vegetale. Le barre indicano i rispettivi errori standard

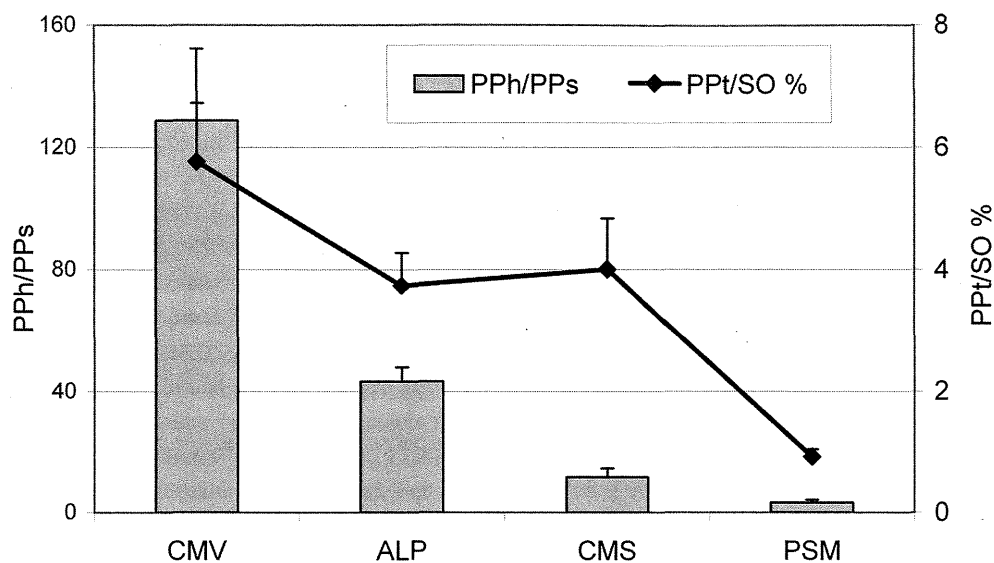


Figura 2. Distribuzione di PPh/PPs e PPt/SO % negli orizzonti di superficie per tipo di ambiente. Le barre indicano i rispettivi errori standard

### Conclusioni

I risultati ottenuti, analizzati nei loro aspetti pedoambientali, conducono a due ordini di considerazioni. In primo luogo, anche in accordo con precedenti osservazioni (Vacca *et al.* 2003; Buondonno *et al.* 2004), la componente polifenolica della sostanza organica, ed in particolare la frazione polifenolica associata alle sostanze umiche, è direttamente coinvolta nella formazione degli orizzonti illuviali di tipo spodico. Tuttavia, essa sembra svolgere un ruolo importante anche nelle fasi di incipiente differenziazione degli orizzonti, come evidenziato dagli elevati valori dei parametri polifenolici nei suborizzonti A2 che potrebbero essere il riflesso di processi di trasporto in atto, anche se in assenza di evidenti fenomeni di illuviazione. Va approfondito in tal senso il ruolo dei polifenoli nella formazione degli orizzonti argillici, mentre appare evidente che gli stessi polifenoli sono estranei alla formazione degli orizzonti calcici.

In secondo luogo, nell'ambito dell'indagine effettuata, i parametri polifenolici assumono, nel loro insieme, significato di indicatore di qualità pedoambientale. Infatti, negli orizzonti di superficie, i valori di tali parametri diminuiscono significativamente all'aumentare dell'esposizione all'impatto antropico. Inoltre, nell'ambito dei suoli coltivati, gli stessi parametri sono modulati in funzione dell'ambiente: essi sono relativamente più elevati in ambiente collinare-montano vulcanico - e in tale contesto più nel castagneto da frutto che nel frutteto -, mentre assumono valori minimi nei seminativi delle pianure.

### Bibliografia

- BUONDONNO A., COPPOLA E., 2001. Modeling soil ped formation: properties of aggregates formed by montmorillonitic clay, Al or Fe poorly-ordered oxides and polyphenol in acidic milieu. In: *Studies in Surface Science and Catalysis*, 140, pp. 87-101.
- BUONDONNO A., CHERSICH S., COMOLLI R., PREVITALI F., COPPOLA E., RUBINO M., SOLARO S. 2004. Ruolo pedogenetico dei polifenoli nella formazione degli orizzonti spodici. Analisi di un caso studio in Val Chiavenna (SO). *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*. 53/1-2: 261-266.
- FRIMMEL F.H., CHRISTMAN R.F., 1988. *Humic Substances and Their Role in the Environment*. (Eds Wiley J. and Sons), pp.270. USA.
- FAO-ISRIC-ISSS. 1998. *World Reference Base for Soil Resources*, World Soil Resources Report 84. FAO, Rome.
- GRIFFITHS E., AND BURNS R.G., 1972. Interaction Between Phenolic Substances and Microbial Polysaccharides in Soil Aggregation. In: *Plant and Soil*, 36, pp. 599-612.
- LOWE L.E., 1993. Water-soluble Phenolic Materials. In: *Soil sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, (Lewis Publishers), pp. 409-412. Boca Raton, FL, USA.
- MCKEAGUE J.A., CHESHIRE M.V., ANDREUX F., BERTHELIN J., 1986. Organo-Mineral Complexes in Relation to Pedogenesis. In: *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*, (Eds. P.M. Huang and M. Schnitzer), SSSA sp. publ. n°17, pp. 549-592. Madison, WI, USA.
- Mi.P.A.F. - 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. FrancoAngeli). Milano, Italia.
- STEVENSON F.J., 1982. *Humus chemistry*. (Eds. Wiley J. and Sons), pp. 443. USA.
- STEVENSON F.J., FITCH A. 1986. Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. In: *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*. SSSA sp. publ. n°17, Soil Sci. Soc. Am. Ed., (Eds. P.M. Huang and M. Schnitzer), pp. 29-58. Madison, WI, USA.

- VACCA S., BUONDONNO A., COPPOLA E., FARRIS E., MADRAU S., BIAGIOLI M. 2003. Primi accertamenti sulla distribuzione dei polifenoli in suoli sotto differenti coperture vegetali in un'area della Sardegna centro-occidentale. *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*, 52/1-2: 523-533.
- van BREEMEN N., BUURMAN P., 1998 *Soil Formation*, (Kluwer Academic Pub.), pp. 377 Dordrecht, The Netherlands.
- VANCE, G.F., MOKMA D.L., BOYD S.A., 1986. Phenolic compounds in soils of hydrosequences and developmental sequences of spodosols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, pp. 992-996.

**RELAZIONE TRA PROPRIETÀ SPETTRALI E MINERALOGIA DI SUOLI VULCANICI**

Vincenzo Michele Sellitto, Giuseppe Palumbo, Antonella Di Cerce, Claudio Colombo

Dipartimento di Scienze Animali Vegetali e dell'Ambiente, Università del Molise, Campobasso, 86100

**Riassunto**

Questa ricerca è stata svolta nell'ambito del progetto COST Action 622 "Soil Resources of European Volcanic Systems", e ha avuto come oggetto lo studio delle proprietà spettrali di suoli vulcanici. In particolare sono state confrontate le misure del colore ottenute con la spettrofotometria di riflettanza diffusa (RDS) con le misurazioni effettuate *in situ* durante la descrizione dei profili. Le misurazioni in laboratorio sono state ottenute con l'impiego di uno spettrofotometro Jasco 560 UV-visible equipaggiato con una sfera di integrazione. Le curve di riflettanza sono state elaborate per calcolare i parametri del colore nel sistema C.I.E. e successivamente convertite nel sistema Munsell e C.I.E.-Lab. I suoli vulcanici provenienti da diversi paesi d'Europa (Italia, Portogallo, Islanda, Spagna, Grecia, Francia e Ungheria) hanno presentato gradazioni di colore molto diverse in relazione alla composizione del materiale ed al contenuto di sostanza organica. Infatti le misure del colore ottenute con lo spettrofotometro sono variate dal bruno scuro (10 YR) al giallo rossastro chiaro (7.5 YR) con valori di value compresi tra 3.8 e 7.4 e di chroma compresi tra 1.5 e 5.4. Dalla comparazione delle misure effettuate in campo con le misure spettrofotometriche sono emerse forti differenze. In particolare le misurazioni visive del colore hanno mostrato una minore variabilità rispetto a quelle ottenute in laboratorio. Tali differenze sono da attribuire alle diverse condizioni di illuminazione, alla diversa umidità dei campioni e alla diversa granulometria. Correlazioni significative sono state riscontrate tra contenuto di sostanza organica ed alcuni parametri dei sistemi colorimetrici. I valori di Value sono generalmente diminuiti con l'aumentare del contenuto di sostanza organica. Utilizzando l'analisi di correlazione lineare, sono state osservate alcune relazioni significative tra i parametri C.I.E., Munsell e C.I.E.-Lab e i dati ottenuti dalle analisi chimiche in particolare con il ferro, l'alluminio, il manganese estratti con il citrato-bicarbonato-ditionito e ammonio ossalato. Tali correlazioni indicano che alcune fasi amorfe del ferro contribuiscono in modo significativo alla definizione del colore nei suoli vulcanici.

**Parole chiave:** Andosuoli, colore del suolo, Riflettanza diffusa

**Relation between spectral properties and some mineralogical properties of volcanic soils****Abstract**

The specific objectives of this study were to compare field and laboratory soil color measurements and to assess significant correlation between color parameters and some important volcanic soil properties. We investigated the color of twenty volcanic soil profiles from different European sites. All the volcanic soil samples shown yellowish Hues (from 7.5YR to 3 Y), with Values ranging from 3.8 to 7.4, and Chromas from 1.5 to 5.4, according to the spectrophotometric measurements. The visual estimates of Munsell color parameters and the spectrophotometric measurements were moderately correlated. Divergence between field and laboratory visual and spectrophotometer determinations can be attributed to methodological differences in precision level. The reflectance level of all soil decreased in proportional way as organic carbon content increased but with very different behaviour according to the different group of soils. For example volcanic soils examined in Italy, Hungary and Greece shown a curvilinear trend whereas other soils examined in Spain and France shown a linear decreasing behaviour. The presence of great amount of organic matter in the topsoil could mask the effects of iron and reduced diffuse spectra reflectance intensity.

**Key words:** Andosols, Soil Color, Diffuse Reflectance Spectroscopy

**Introduzione**

Il colore dei suoli è generalmente molto scuro in superficie per la presenza di elevate quantità di sostanze umiche, mentre gli orizzonti profondi appaiono con gradazioni di colore molto chiare in relazione alla composizione chimica del materiale parentale. Il colore è una proprietà del suolo di facile osservazione normalmente descritta durante le descrizioni pedologiche di campo ed è di fondamentale importanza nella classificazione dei suoli. Un modo semplice per descrivere il colore del suolo è attraverso il confronto di campioni di suolo con le Munsell Soil Color Charts. Questo metodo consente di esprimere in modo sintetico e numerico il colore in base a tre coordinate cromatiche (Marcus, 1998). La figura 1a mostra il sistema colorimetrico Munsell formato da tre parametri Hue (lunghezza d'onda dominante), il Chroma che esprime la saturazione del colore ed infine il Value che esprime la luminosità totale. Il limite del sistema Munsell risiede nella forte soggettività dell'operatore. Per ridurre la disparità nelle misure del colore del suolo è stato recentemente applicato un colorimetro tristimulus che permette misure più accurate (Torrent e Barrón, 1993). Oltre al colorimetro le misure del colore sono state anche ottenute con maggiore precisione median-

te la spettrofotometria di riflettanza diffusa (RSD). Con tale metodo le curve spettrali sono facilmente convertite nei tre parametri dei sistemi colorimetrici, C.I.E. (*Commission Internationale de l'Eclairage*), Munsell e C.I.E.-Lab. La tecnica consiste nell'acquisire le curve di riflettanza del suolo nel dominio ottico riflessivo tra 350 e 700 nm e di convertire le curve di riflettanza successivamente nei tre parametri tristimulus (X, Y, Z) che definiscono il colore percepito dall'occhio umano, dove "X" rappresenta la quantità di rosso, "Y" la quantità di verde e "Z" la quantità di azzurro. Successivamente, i valori tristimulus possono essere convertiti sia nel sistema Munsell sia nel sistema colorimetrico C.I.E.-Lab. Quest'ultimo sistema si caratterizza per i parametri  $a^*$ ,  $b^*$  e  $L^*$  rappresentati in uno spazio tridimensionale con tre assi ortogonali, dove  $a^*$  rappresenta il colore da rosso ( $+a^*$ ) a verde ( $-a^*$ ),  $b^*$  da giallo ( $+b^*$ ) ad azzurro ( $-b$ ) e  $L^*$  rappresenta la luminosità (Fig.1,b). Numerosi studi hanno avuto come oggetto le proprietà spettrali di suoli ma pochi hanno riguardato in particolare il colore dei suoli vulcanici. I suoli vulcanici, recentemente riconosciuti come unità pedologiche, prendono il nome di Andosuoli termine che deriva dal giapponese "An-do", dove "An" significa scuro e "do" suolo, infatti il colore di questi suoli è generalmente molto scuro in superficie mentre gli orizzonti profondi appaiono con gradazione di colori molto chiari dipendendo dalla composizione chimica del materiale parentale. (Wada, 1985; Shoji *et al.* 1993).

Questa ricerca è stata sviluppata nell'ambito del progetto COST Action 622 "Soil Resources of European Volcanic Systems". Il colore è stato calcolato attraverso le curve di riflettanza spettrale (RDS) e confrontato con le misurazioni effettuate *in situ* durante la descrizione dei profili usando Munsell Soil Color Charts. Infine i parametri C.I.E., Munsell e C.I.E.-Lab sono stati correlati con i dati ottenuti dalle estrazioni chimiche selettive per evidenziare le principali componenti minerali che contribuiscono alla definizione del colore dei suoli vulcanici.

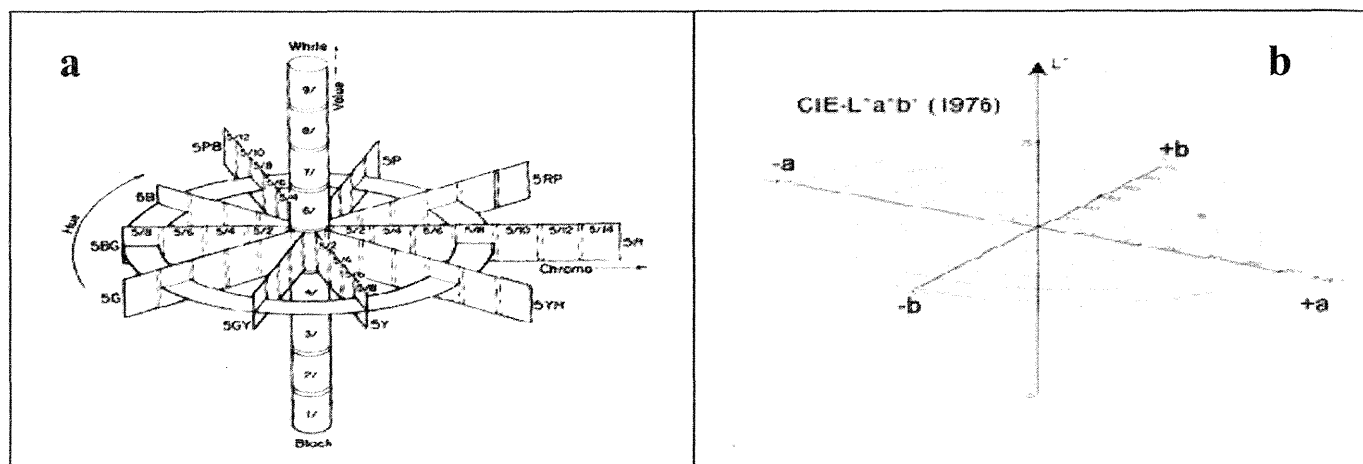


Figura 1 a. Rappresentazione tridimensionale del sistema colorimetrico Munsell. Hue rappresenta la lunghezza d'onda dominante, Chroma esprime la saturazione o purezza del colore ed infine Value esprime la luminosità totale.  
b) sistema colorimetrico CIE-Lab dove  $a^*$  rappresenta il colore rosso ( $+a^*$ ) e verde ( $-a^*$ ),  $b^*$  il giallo ( $+b^*$ ) e ( $-b$ ) l'azzurro e  $L^*$  rappresenta la luminosità

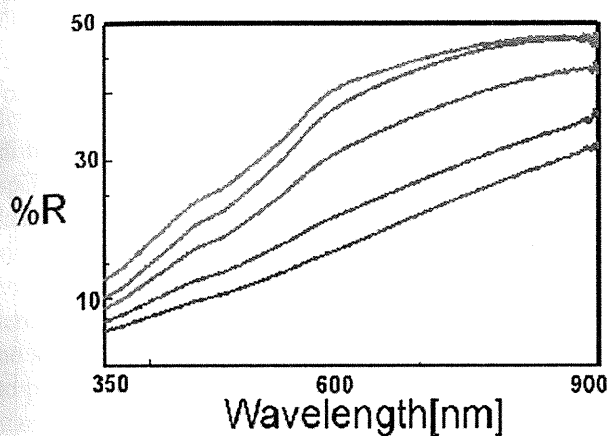
## Materiali e metodi

Sono stati studiati 20 profili di suoli vulcanici di diversi paesi d'Europa (Italia, Portogallo, Islanda, Spagna Grecia, Francia e Ungheria) per un totale di 100 campioni di suolo. I profili oggetto di questo studio sono stati descritti e campionati per le analisi chimiche di laboratorio (Soil Survey Division Staff, 1999). Le misure colorimetriche in situ sono state effettuate alla luce naturale attraverso la comparazione visuale del colore dei campioni di suolo con le tavole Munsell. Le misurazioni di riflettanza diffusa sono state ottenute con l'impiego di uno spettrofotometro Jasco 560 UV-visibile equipaggiato con una sfera di integrazione di 53 mm di diametro. La sfera di integrazione ha permesso di ottenere misure simultanee di riflettanza del campione e del bianco di riferimento (polytetrafluoroethylene con riflettanza del 100%). La geometria della sfera è tale che solo la luce diffusa è raccolta mentre la componente speculare è diretta fuori della sfera attraverso la stessa apertura di entrata del raggio. Le misure sono state effettuate su campioni di suolo seccati all'aria e setacciati a  $< 2$  mm. I campioni di suolo sono stati triturati in un mortaio di agata per 10 minuti secondo la metodologia proposta da Torrent e Barrón 1993 per ridurre l'effetto della diversa granulometria. Le misure di riflettanza diffusa sono state condotte tra 350 e 700 nm con una risoluzione spettrale di 0.5 nm. Successivamente, integrando le curve di riflettanza, sono stati calcolati i parametri del colore nel si-

stema C.I.E. e convertiti nel sistema Munsell e C.I.E.-L.a.b. Le conversioni sono state eseguite mediante il software scaricabile dal sito web, [www.munsell.com](http://www.munsell.com). Gli spettri di riflettanza sono stati filtrati per ridurre il rumore strumentale, utilizzando un algoritmo tipo Spline (Press *et al.*, 1992).

**Risultati e discussioni**

Gli spettri di riflettanza diffusa hanno mostrato una forma caratteristica dove la riflettanza diffusa aumenta con l'aumentare della lunghezza d'onda (Fig. 2). La figura 2 mostra un esempio di misure effettuate su di un profilo di suolo vulcanico proveniente dal vulcano di Vico; le curve mostrano valori di riflettanza più bassi (colori più scuri) in corrispondenza di orizzonti organici di superficie Ah1, Ah2 e Ah3. In tali curve le bande di riflessione a cui corrispondono il violetto azzurro (450 nm) e il giallo arancio (600 nm) tendono a ridursi sensibilmente con l'aumentare del contenuto di sostanza organica (Hoffer e Johannsen, 1969).



| Orizzonte | Profondità (cm) | Sistema colorimetrico Munsell | C. Organico (g/kg) |
|-----------|-----------------|-------------------------------|--------------------|
| Ah1       | 2-10            | 9,5 YR 3,8/1,9                | 12,52              |
| Ah2       | 10-27           | 9,6 YR 3,7/1,7                | 11,22              |
| Ah3       | 27-45           | 9,8 YR 4,1/1,8                | 8,19               |
| Bw1       | 45-72           | 1 Y 5,8/1,8                   | 2,23               |
| Bw2       | 72-107/142      | 1 Y 6,1/1,7                   | 1,36               |

Figura 2. Curve di riflettanza diffusa del profilo EUR03 campionato in prossimità del vulcano di Vico (Italia). Le curve presentano valori di riflettanza più elevati (% R) in relazione alla maggiore quantità di sostanza organica

I colori dei suoli vulcanici europei sono variati dal bruno scuro (10 YR) al rossastro chiaro (7.5 YR) al giallo chiaro (1 YR) con valori di value compresi tra 3.8 e 7.4 e di chroma compresi tra 1.5 e 5.4. Le misure del colore, ottenute con la spettrofotometria di riflettanza diffusa sono state comparate con quelle ottenute con il sistema Munsell. Il confronto tra i due sistemi di misura del colore eseguite in campo hanno mostrato una significativa correlazione positiva sia dei valori di Value che di Chroma, come mostrano le figure 3a e 3b.

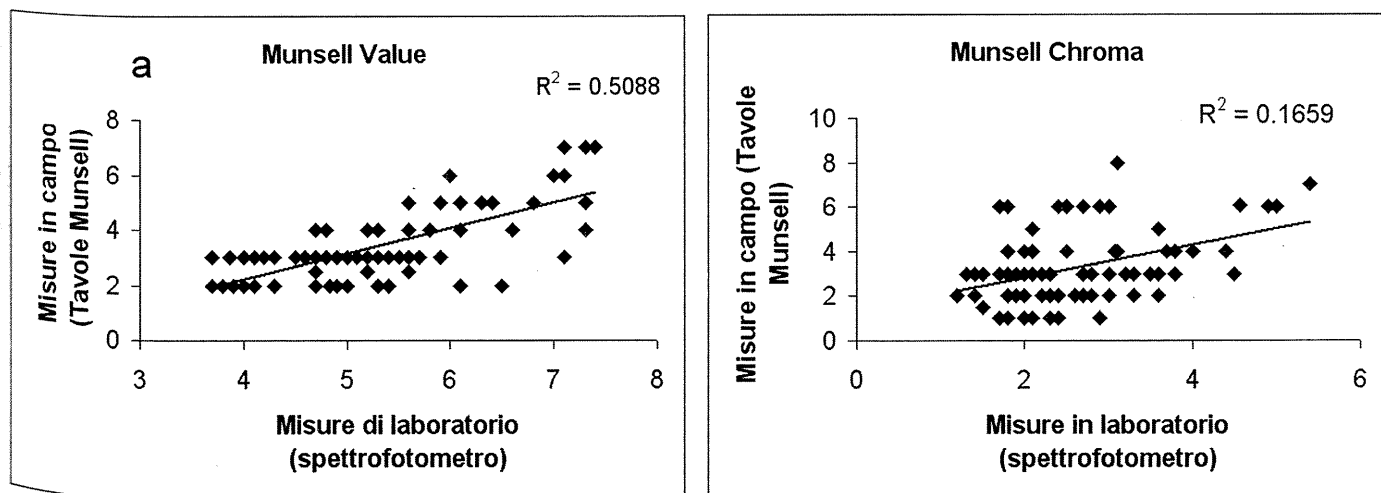


Figura 3. a) Confronto dei valori di Value del sistema colorimetrico Munsell misurato con lo spettrofotometro e tramite la stima visiva in campo. b) Confronto dei valori di chroma del sistema colorimetrico Munsell misurato con lo spettrofotometro e tramite la stima visiva in campo



In termini generali è stato osservato che le misurazioni visive del colore hanno una minore variabilità in relazione a quelle ottenute direttamente in laboratorio. Per esempio, il valore stimato di value pari a 3 corrisponde a valori di laboratorio degli stessi campioni variabili tra 3.8 a 7.4. Tali differenze sono da attribuire alle diverse condizioni di illuminazione, alla diversa umidità dei campioni, alla diversa granulometria e fundamentalmente alla componente soggettiva presente nelle misurazioni visive in campo.

I dati di questa ricerca indicano che le stime visuali sono piuttosto imprecise nella determinazione di colore. Il controllo di questi fattori in laboratorio (dimensione delle particelle, forma degli aggregati, umidità, orientamento delle particelle ecc...) è di fondamentale importanza in quanto essi influiscono sulla riflettanza del suolo è quindi sulla luminosità della superficie analizzata. (Torrent et al., 1983; Bedidi et al., 1992; Fernandez and Schulze, 1992; Madeira et al., 1997). In questo studio, il trattamento del suolo con un mortaio d'agata sembra controllare adeguatamente questa influenza. La maggiore luminosità ottenuta dalle misurazioni spettrofotometriche sembra essere dovuta ad una maggiore omogeneità della superficie del campione di suolo. Correlazioni significative sono state riscontrate tra il contenuto di sostanza organica e i parametri colorimetrici della scala Munsell. Infatti i valori di Value sono diminuiti in modo significativo con l'aumentare del contenuto di sostanza organica. I suoli vulcanici hanno mostrato comportamenti molto diversi in relazione alla loro posizione geografica (Fig. 4a). Per esempio i suoli vulcanici campionati in Italia, Ungheria e Grecia hanno mostrato un trend curvilineo mentre altri suoli campionati in Spagna e Francia hanno mostrato un andamento lineare decrescente. Anche con i parametri CIE è stato osservato un aumento progressivo verso colori più scuri con l'aumentare del contenuto della sostanza organica (Fig 4b).

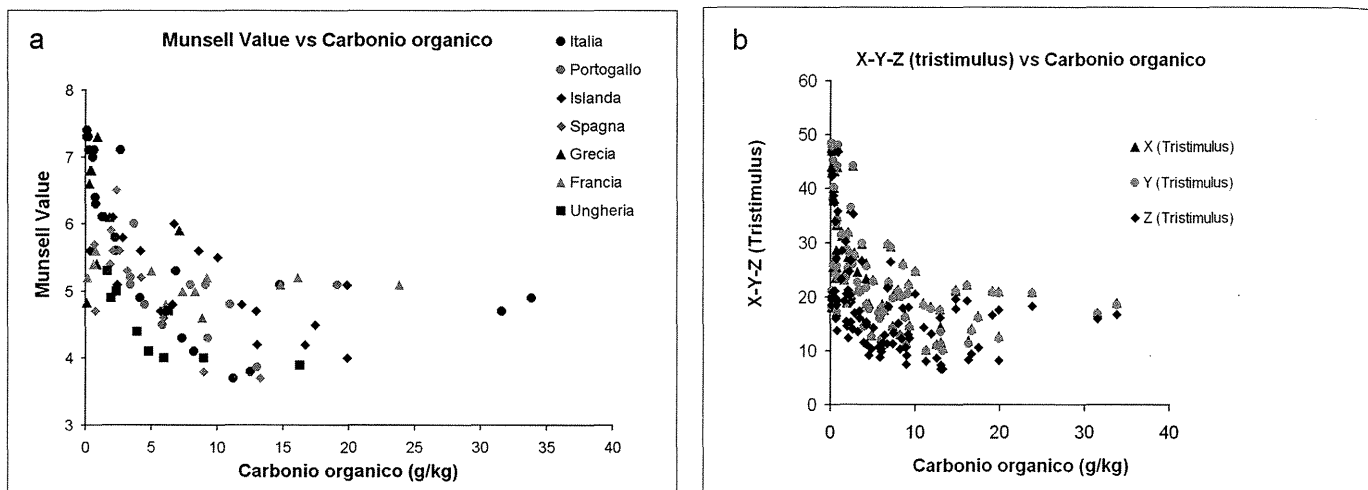


Figura 4. a) Correlazione tra il contenuto di sostanza organica (g/kg) e il value del sistema colorimetrico Munsell. b) Relazione tra il contenuto di sostanza organica (g/kg) e i parametri X, Y, e Z del sistema C.I.E.

La tabella 1 mostra le correlazione lineare tra i parametri C.I.E., Munsell e C.I.E.-L a b. ed i dati ottenuti dalle estrazioni chimiche selettive.

Tabella 1. Coefficienti di correlazione lineare (r) tra i parametri cromatici ( Munsell, C.I.E. e Lab) ottenuti dalle misure spettrofotometriche e il Carbonio Organico (C.org) , l'alluminio (AlD), il ferro (FeD) e il manganese (MnD) estratti con ditionito e l'alluminio (AlO), il ferro (FeO), il manganese (MnO) e il silicio (SiO) estratti con ossalato. (\*\* La correlazione è significativa al livello 0,01, \* La correlazione è significativa al livello 0,05)

|       | Sistema Munsell |            |           | Sistema C.I.E. |            |            | Sistema C.I.E.-Lab |           |           |
|-------|-----------------|------------|-----------|----------------|------------|------------|--------------------|-----------|-----------|
|       | Hue             | Value      | Chroma    | X              | Y          | Z          | L                  | a         | b         |
| C.org | 0.358(**)       | -0.531(**) | -0.127    | -0.522(**)     | -0.520(**) | -0.439(**) | -0.550(**)         | 0.214(*)  | -0.102    |
| Al D  | 0.151           | -0.348(**) | 0.390(**) | -0.341(**)     | -0.358(**) | -0.435(**) | -0.338(**)         | 0.399(**) | 0.385(**) |
| Fe D  | 0.169           | -0.329(**) | 0.615(**) | -0.316(**)     | -0.342(**) | -0.479(**) | -0.314(**)         | 0.581(**) | 0.565(**) |
| Mn D  | 0.216(*)        | -0.348(**) | 0.257(*)  | -0.309(**)     | -0.317(**) | -0.352(**) | -0.341(**)         | 0.320(**) | 0.225(*)  |
| Al O  | 0.095           | -0.299(**) | 0.320(**) | -0.315(**)     | -0.326(**) | -0.397(**) | -0.275(**)         | 0.269(*)  | 0.323(**) |
| Fe O  | 0.104           | -0.330(**) | 0.490(**) | -0.336(**)     | -0.352(**) | -0.461(**) | -0.310(**)         | 0.426(**) | 0.475(**) |
| Mn O  | 0.047           | -0.184     | 0.354(**) | -0.216(*)      | -0.227(*)  | -0.325(**) | -0.156             | 0.214(*)  | 0.336(**) |
| Si O  | 0.188           | -0.334(**) | 0.151     | -0.298(**)     | -0.301(**) | -0.310(**) | -0.326(**)         | 0.218(*)  | 0.131     |

I valori chroma Munsell ottenuti dagli spettri di riflettanza diffusa sono apparsi significativamente correlati con il contenuto di ferro estratto con il ditionito ( $r = 0.615^{**}$ ) e con quello estratto in ossalato ( $r = 0.490$ ). Tale risultato è particolarmente interessante perché indica che una componente importante del colore come il chroma è condizionata dalla presenza di minerali del ferro, poco cristallini come la ferridrite, o cristallini come la magnetite e l'ematite. I colori dei suoli vulcanici studiati che vanno dal rossastro chiaro (7.5 YR) al giallo chiaro sono quindi determinati da queste componenti minerali. Infatti gli ossidi di ferro, anche se presenti in quantità molto piccole, grazie al loro forte potere pigmentante sono in grado di condizionare il colore sia in termini di lunghezza d'onda (Hue) che di purezza del colore. Al contrario l'influenza della sostanza organica sul colore è stata principalmente apprezzata sul parametro Value del sistema Munsell indicando che per valori di sostanza organica molto bassi la luminosità è fortemente influenzata mentre per valori più elevati, superiori al 10%, l'influenza si riduce nettamente luminosità.

### **Conclusioni**

Il colore è senza dubbio la proprietà del suolo che fornisce importanti informazioni sulla natura degli elementi che lo compongono, dato che molte di queste componenti presentano caratteristiche cromatiche ben determinate. Il colore del suolo per la sua importanza dovrebbe essere determinato in modo univoco con semplici parametri che caratterizzano la sensazione di un colore. Il confronto tra misure di colore in laboratorio e misurazione di campo ha confermato che esse sono influenzate da fattori come l'adattamento al contorno di ogni punto osservato, lo sfondo, il tipo di illuminazione ed altri fattori ambientali che modificano la sensazione del colore. La curva spettrale ottenuta con la spettrofotometria di riflettanza diffusa (RDS) mostra in modo quantitativo le diverse componenti del colore e fornisce la risposta più obiettiva della cromaticità della luce. Quindi l'utilizzo di tale tecnica minimizza gli errori della stima visiva del colore dando risultati precisi e riproducibili. Inoltre, i risultati preliminari di questa ricerca indicano che la sostanza organica influenza in modo significativo il comportamento spettrale del suolo e che esistono relazioni molto interessanti tra proprietà cromatiche dei suoli e contenuto e proprietà chimiche della sostanza organica. Tali proprietà sono apparse particolarmente evidenti nel gruppo di suoli vulcanici europei e possono essere oggetto di approfondimento per valutare in modo semplice e diretto le modificazioni che subiscono i suoli per effetto della dinamica della sostanza organica e dell'alterazione del materiale parentale. Inoltre è stato osservato che i valori Chroma del sistema Munsell sono apparsi significativamente correlati con le forme di ferro ottenute con le estrazioni chimiche selettive. Tale risultato è particolarmente interessante perché indica che la presenza di minerali del ferro poco cristallini come la ferridrite o cristallini come la magnetite e l'ematite condizionano una componente importante del colore come il Chroma. Infatti tali minerali, anche se presenti in quantità molto piccole, grazie al loro forte potere pigmentante sono in grado di condizionare il colore sia in termini di lunghezza d'onda (Hue) che di purezza del colore (Chroma).

### **Ringraziamenti**

Questa ricerca rientra nel programma COST Action 622 Soil Resources of European Volcanic Systems.

### **Bibliografia**

- BEDIDI A., CERVELLE B. 1996. Mesures spectrophotométriques de laboratoire. Photo-Interprétation. 2:9-33
- BEDIDI A., CERVELLE B., MADEIRA, J., POUGET M. 1992. Moisture effects on visible spectral characteristics of lateritic soils. *Soil Sci.* 153:129-141
- FERNANDEZ, R.N., SCHULZE, D.G. 1992. Munsell colors of soils simulated by mixtures of goethite and hematite with kaolinite. *Z. Pflanzenernahr. Bodenkd.* 155, 473-478
- HOFFER R.M., JOHANNSEN C.J. 1969. Ecological potentials in spectral signature analysis. In *Remote Sensing in Ecology* (P.L. Johnson, Ed.), Univ. Of Georgia Press, Athens, 1-29.
- MADEIRA, J., BEDIDI A., CERVELLE B., POUGET M., FLAY, N. 1997. Visible spectrometric indices of hematite (Hm) and goethite (Gt) content in lateritic soils: the application of a Thematic Mapper (TM) image for soil mapping in Brasilia, Brazil. *Int. J. Remote Sens.* 18:2835-2852.
- MARCUS, R.T. 1998. The measurement of color. In: Nassau, K. (Ed.), *Color for Science, Art and Technology*. Elsevier, Amsterdam. 31-96.
- KUBELKA P., MUNK F. 1931. Ein Beitrag zur Optik der Farbanstriche. *Z. tech. Physik*, 12:593.
- PRESS W.H., TEUKOLSKY S.A., VETTERLING, W.T. e FLANNERY B.P. 1992. Numerical recipes in fortran. The art of scientific computing. Press Syndicate of the University of Cambridge. 99-116
- SHOJI, S., NANYO M., DAHLGREN R. 1993. Volcanic ash soils: Genesis, properties and utilization. *Developments in Soil Science* 21. Elsevier, Amsterdam. 288.
- SOIL SURVEY DIVISION STAFF, 1999. Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys, 2nd edition. Agriculture Handbook, vol.435. USDA, US government Printing Office, Washington DC.
- TORRENT J., e BARRON V. 1993. Laboratory measurement of soil color: theory and practice. In *Soil Color* (J.M. Bigham and E.J. Ciolkosz eds). SSSA Special Publication, 31:21-33.
- TORRENT J., SCHWERTMANN, U., FECHTER, H., ALFEREZ, F., 1983. Quantitative relationships between soil color and hematite content. *Soil Sci.* 136:354-358.
- WADA, K. 1985. The distinctive properties of Andosols. *Advances of Soil Science*, vol. 2. Springer-Verlag, New York, 2:173-228.

## **SUOLI INQUINATI DA METALLI PESANTI: NUOVA STRATEGIA DI DECONTAMINAZIONE MEDIANTE ELETTROBONIFICA E TRAPPOLA SELETTIVA DI ZEOLITI. STUDIO, IN SCALA DI LABORATORIO, DI TERRENI SIMULATI**

Ornella Ursini, Edo Lilla, Roberta Montanari

Istituto di Metodologie Chimiche, C.N.R.

Area della Ricerca di Roma 1 - Via Salaria Km.29.300 - 00016 Monterotondo St. (RM); ornella.ursini@imc.cnr.it

### **Riassunto**

Il delicato equilibrio del nostro ecosistema terra è fortemente sensibile alla presenza di inquinanti ambientali come i metalli pesanti dispersi ed assorbiti nel terreno. L'inquinamento dei suoli si ripercuote direttamente sulla salute dell'uomo attraverso il ciclo produttivo vegetale e di vita animale. Alcuni studi condotti su diverse specie di piante rurali hanno dimostrato che l'esposizione a condizioni di stress determina alterazioni nel normale ciclo riproduttivo delle piante, ritardando ad esempio i periodi di fioritura e di fruttificazione, abbassando le prospettive di sopravvivenza e riducendo la capacità di produzione di semi.

La bonifica dei suoli contaminati da metalli pesanti rappresenta pertanto un settore di ricerca aperto. Gli autori propongono una strategia innovativa di bonifica in situ dei suoli inquinati, basata sulla tecnica di decontaminazione per via elettrocinetica accoppiata ad un sistema che garantisce un efficace intrappolamento dei metalli in settori selettivi ad alta capacità di cattura e successivamente rigenerabili.

La decontaminazione per via elettrocinetica, nota anche come elettrobonifica o decontaminazione elettrochimica, è una metodologia di bonifica "in situ" sviluppata per terreni argillosi a bassa permeabilità. Applicando un campo elettrico costante tra due elettrodi posizionati direttamente nel terreno si verifica la migrazione delle specie cariche verso l'elettrodo di polarità opposta. Lo scopo del nostro studio è di catturare selettivamente ed efficacemente i cationi dei metalli che migrano verso l'elettrodo negativo in una trappola di zeoliti.

Le zeoliti sono solidi cristallini caratterizzati da una struttura tridimensionale con pori di diversa geometria spaziale e di diverse dimensioni. Ciascuna zeolite è in grado di adsorbire all'interno delle proprie cavità i diversi cationi metallici, con una disposizione spaziale ben definita, e una selettività specifica. La capacità di scambio cationico, CEC, è la proprietà che permette di adsorbire e catturare i cationi dei metalli pesanti all'interno dei pori.

Abbiamo investigato come la CEC delle zeoliti sia profondamente modificata in funzione delle diverse caratteristiche chimico-fisiche dei terreni argillosi, e delle reazioni chimiche proprie del processo elettrocinetico. I risultati ottenuti indicano che l'accoppiamento tra elettrobonifica e trappola di zeoliti è un valido metodo per concentrare selettivamente i metalli in una regione specifica. Per ciascun elemento inquinante vanno investigate le migliori condizioni per una cattura efficace e selettiva in funzione della affinità reticolare all'interno dei pori, delle caratteristiche chimico-fisiche del terreno argilloso e della specifica mobilità ionica dovuta al campo elettrico.

**Parole chiave:** Bonifica di suoli inquinati, metalli pesanti, decontaminazione elettrochimica, zeoliti.

### **Heavy metals polluted soils: new remediation strategy by electrochemical decontamination and zeolites. Study of synthetic soils on laboratory scale**

#### **Abstract**

Heavy metals in soils are receiving increased attention due to the greater understanding to the toxicological importance in ecosystems and for human health. The heavy metals tend to be immobilized in the upper layer of the soil, so plants with the bulk of their roots in the top soil are affected directly by the high soil concentrations of metals. Some studies are showed that ruderal plant species respond to stress modifying their reproductive strategy like delay in flowering and fruiting, low survival and low seed set.

The heavy metal soil remediation is an open research field. The authors propose a new strategy using in situ soil remediation coupled with an effective heavy metal trapping system.

The electrokinetic soil remediation is a promising decontamination technique for removal of heavy metals from polluted sites. This method aims to remove heavy metallic contaminants from low permeability contaminated soils under the influence of an applied direct current. When DC electric fields are applied to contaminated soils via electrodes placed into the ground, migration of charged ions occurs. The interest for the electrokinetic process is based on the proper nature of the in situ remediation technology. Like other in situ methods such as bioremediation, vapour extraction, and soil flushing, the electrokinetic remediation has advantages in avoiding high costs and human risks of excavation. Additionally, the electrokinetic remediation is well-suited to heavy metal contaminants unlike bioremediation and vapor extraction, and it is applicable to contaminants in heterogeneous and low-permeability soils, unlike soil flushing.

The Cation Exchange Capacity, CEC, of porous zeolites allows to adsorb in the framework cavities the pollutant heavy metal ions. We investigate the CEC behaviour of different zeolites, during the electrokinetic process. The aim of this study is to create a special interface re-

gion where to locate and concentrate the heavy metallic ions, during their migrating process, prior to reach the electrode.. The 13 X zeolite shows the higher ion adsorption in the acidic hard pH electrokinetic conditions. In the soil in situ remediation experiments, no trace of metallic deposition are present on the electrode's surface. The electrokinetic process and the zeolite interface region prove to be a good coupling methodology, to overtake the drawbacks of simple electrokinetic process and to create a defined zeolite region where to confine and trap the heavy metal ions.

**Keywords:** polluted soils, heavy metals, electrochemical decontamination, zeolites.

## **Introduzione**

La contaminazione del suolo si ripercuote in modo diretto su tutte le attività umane, con possibilità di diffusione inquinante nelle falde acquifere, danni diretti alle piante e possibilità di diffusione diretta all'uomo attraverso i cibi vegetali o animali. La comunità scientifica ha investigato ed è ancora impegnata nel trovare soluzioni sempre più efficienti e mirate alla decontaminazione dei suoli. Poiché la natura dei suoli è ampiamente diversa e gli inquinanti possono essere sia di natura organica che inorganica come metalli pesanti, è necessario di volta in volta ricercare la più opportuna e efficiente strategia di bonifica.

Lo scopo di questa ricerca è di migliorare la strategia di bonifica dei suoli inquinati da metalli pesanti, mirata a terreni di bassa permeabilità che non possono essere trattati con tecniche semplici come "soil washing". La decontaminazione elettrochimica, conosciuta come electroreclamation o electrokinetic process, è una metodologia di bonifica dei suoli che offre il notevole vantaggio di essere una tecnica "in situ", applicabile direttamente al terreno inquinato. Nel terreno sono posti degli elettrodi alimentati con corrente costante e la migrazione dei cationi metallici tossici avviene direttamente per effetto del campo elettrico presente. I principali meccanismi che regolano il movimento degli ioni nel processo di decontaminazione elettrochimica studiati da autori come Acar (1993), Probst (1993) sono: l'elettromigrazione, l'elettroosmosi, l'elettroforesi e la diffusione. L'elettromigrazione, ossia il movimento degli ioni verso l'elettrodo di carica opposta è stato stimato da Li (1998), e da Virkutyte (2002) essere il meccanismo dominante nel processo elettrocinetico, di un ordine di grandezza maggiore rispetto agli altri meccanismi di processo.

Le reazioni chimiche fondamentali della decontaminazione elettrocinetica dei suoli umidi contaminati sono:

- l'elettrolisi dell'acqua che produce all'anodo protoni e al catodo anioni ossidrili,
- la migrazione dei cationi metallici inquinanti verso il catodo, e successiva reazione di riduzione del catione metallico a stato di ossidazione zero.

Pertanto, il processo di decontaminazione elettrocinetica comporta che i metalli tossici si accumulino, nella loro forma neutra, sulla superficie dell'elettrodo negativo, rendendolo sede di altissima contaminazione e riducendo nettamente l'efficienza di lavoro elettrochimico.

Lo scopo della nostra ricerca è di tentare di oltrepassare questa limitazione propria del processo di decontaminazione elettrocinetica, utilizzando una barriera efficace ed efficiente posta prima del catodo, dove intrappolare e catturare i cationi metallici tossici nella loro forma ossidata, impedendo la riduzione del metallo sulla superficie dell'elettrodo. A tale scopo abbiamo investigato il comportamento e la capacità di cattura cationica di materiali solidi cristallini, naturali, economici e non tossici, le zeoliti, nell'obiettivo di rendere il processo elettrocinetico di bonifica dei suoli come efficace, nuova metodologia "di processo di chimica - verde".

## **Materiali e metodi**

Per studiare processo di decontaminazione elettrocinetico è stata costruita, in laboratorio, una cella elettrochimica di materiale resistente in ambiente acido e avente le dimensioni: lunghezza 12 cm, altezza 14 cm e profondità 5 cm (fig. 1). La cella è stata riempita con il terreno argilloso oggetto di indagine, saturato con un volume noto di una soluzione 0,24M di nitrato rameico. Gli studi relativi alla capacità di cattura del metallo della zeolite nel processo elettrocinetico sono stati preceduti da indagini volte a stimare la CEC (Cation Exchange Capacity) della zeolite in soluzioni acquose.

Gli esperimenti di scambio cationico sono stati condotti mettendo a contatto una soluzione acquosa del sale del volume di 250 ml e avente una concentrazione di 0,24 moli/litro con 6,6 g di zeolite. I tempi di scambio sono stati fissati a 7 e 24 ore. Il processo è stato condotto a temperatura ambiente e sotto continua agitazione magnetica.

Rispetto agli esperimenti di scambio cationico descritti sopra ed effettuati per misurare la CEC della zeolite; nel processo elettrochimico è stato conservato il rapporto zeolite/ $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$  al fine di garantire la stessa disponibilità numerica di siti attivi per la cattura dello ione  $\text{Cu}^{2+}$ . Il sale utilizzato,  $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , è stato acquistato dalla Aldrich. I due elettrodi sono stati posizionati direttamente nel terreno ad 8 cm di distanza l'uno dall'altro. Davanti al

catodo è stata posta una trappola contenente le zeoliti e separata dal terreno da una matrice di nylon permeabile al passaggio degli ioni. La zeolite utilizzata nel processo elettrocinetico è stata la 13X avendo essa mostrato negli esperimenti di scambio cationico, rispetto alle altre zeoliti studiate, il più alto grado di assorbimento ai bassi valori di pH caratteristici del processo elettrochimico. Per ogni esperimento la trappola è stata riempita con 3,13g di zeolite 13X. E' stata quindi applicata al sistema un voltaggio opportuno tale da garantire una corrente di 0.2 Ampere. Il decorso del processo è stato studiato rispettivamente a 140 minuti, 280 minuti e 420 minuti. Tale studio è stato effettuato mediante la misura, ai tempi stabiliti, della concentrazione di  $\text{Cu}^{2+}$  all'interno delle zeoliti. Le misure sono state condotte mediante Assorbimento Atomico. Lo strumento utilizzato è uno Shimadzu AA 6300 con un sistema di correzione del fondo mediante una lampada al deuterio. Le misure di assorbimento atomico sono state precedute da una fase di dissoluzione della struttura cristallina della zeolite stessa con una soluzione di HF al 10% v/v; gli ioni  $\text{Cu}^{2+}$  sono resi così disponibili per la misura AA. Il tempo impiegato per la dissoluzione è stato di 10 minuti a temperatura ambiente e sotto agitazione magnetica. Successivamente il campione è stato lasciato per 2-3 ore a  $70^\circ\text{C}$ , sempre sotto agitazione magnetica, per consentire l' evaporazione della soluzione di HF. Il campione, oramai completamente essiccato, è stato disciolto in una soluzione acquosa di  $\text{HNO}_3$  al 3% a volume noto e quindi analizzata.

### Risultati e discussione

Le zeoliti sono solidi cristallini, naturali e sintetici costituiti da una struttura reticolare tridimensionale di alluminosilicati. Sono materiali fortemente oggetto di studio e di ricerca in processi di catalisi chimica ambientale per il degrado di inquinanti presenti nell'atmosfera, sono impiegati nel processo di cracking catalitico per la raffinazione del petrolio, sono usati nella formulazione di detersivi ecologici. Le proprietà chimico-fisiche delle zeoliti fondamentali, sono la presenza di pori o cavità all'interno della struttura reticolare, la capacità di scambio cationico e di caratteristiche di acidità di Bronsted e di Lewis. Ciascuna zeolite è caratterizzata da una propria geometria spaziale di pori e da dimensioni delle cavità del reticolo diverse per ciascuna zeolite. La capacità di scambio cationico è la proprietà per cui all'interno dei pori si alloggiano i cationi metallici o protoni bilanciando la carica negativa del reticolo cristallino dovuta alla sostituzione isomorfa Silicio - Alluminio. Scopo di questa studio è di costituire una trappola selettiva di zeoliti in cui catturare i cationi metallici trasportati per effetto del campo elettrico e di investigare come la natura delle diverse argille, costituenti principali di un terreno di bassa permeabilità, influenzi la capacità di cattura dei cationi. In figura 1 è schematizzata la cella elettrochimica impiegata.

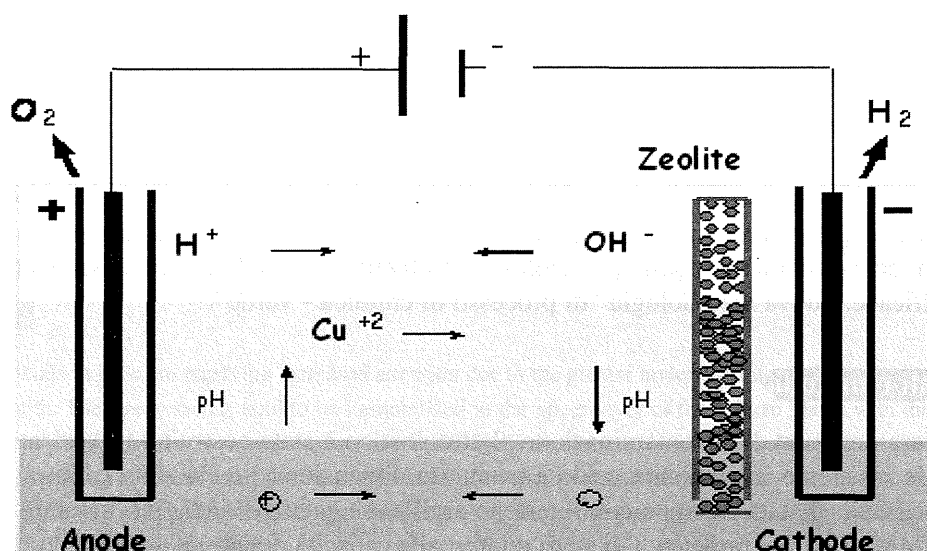


Figura 1. Cella per il processo elettrocinetico di bonifica dei suoli

Il catione metallico inquinante oggetto di studio è il Rame.

Per valutare quale zeolite manifesti il miglior comportamento nella cattura del  $\text{Cu}^{2+}$  abbiamo dapprima valutato la capacità di scambio cationico di alcune zeoliti di dimensioni e geometria di pori diversa.

In tabella 1 sono riportati i valori di scambio cationico delle zeoliti investigate. La zeolite 13X mostra avere una buona capacità di scambio cationico per entrambe le due tipologie di sali inorganici impiegati. Rispetto alle zeoliti NaY e H-Beta risulta avere la migliore capacità di cattura per gli ioni  $\text{Cu}^{2+}$ . Inoltre confrontando le zeoliti



13X con 5 A, a parità di sale inorganico, il solfato di rame, la 13X risulta essere più efficiente rispetto alla 5 A, seppur nelle drastiche condizioni di  $\text{pH} = 1$ . I valori inferiori di capacità di scambio cationico per la zeolite H-Beta è correlabile sia alla diversa geometria del reticolo cristallino sia all'effetto competitore dei protoni inizialmente già presenti in concentrazione maggiore ( $\text{pH} = 3.4$ ).

Tabella 1. Effetto dell'ambiente acido sulla capacità di scambio cationico delle zeoliti

| Zeolite | Sale di Rame               | Tempo di scambio | $\text{pH}_{t=0'}$ | $\text{pH}_{t=420'}$ | mg $\text{Cu}^{2+}/\text{g}$ zeolite |
|---------|----------------------------|------------------|--------------------|----------------------|--------------------------------------|
| 13X     | $\text{CuSO}_4$            | 420'             | 4.6                | 4.3                  | 133.6                                |
| 13X     | $\text{CuSO}_4$            | 420'             | 1.0                | 3.7                  | 63.9                                 |
| 13X     | $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ | 420'             | 4.3                | 4.1                  | 123.9                                |
| 13X     | $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ | 420'             | 1.0                | 1.0                  | 45.0                                 |
| 5A      | $\text{CuSO}_4$            | 420'             | 4.5                | 4.3                  | 128.7                                |
| 5A      | $\text{CuSO}_4$            | 420'             | 1.0                | 1.0                  | 31.0                                 |
| H-Beta  | $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ | 420'             | 3.4                | 3.6                  | 16.2                                 |
| NaY     | $\text{CuSO}_4$            | 420'             | 3.9                | 4.5                  | 88.3                                 |

Come descritto da Acar (1993) nel processo elettrocinetico di bonifica, per elettrolisi dell'acqua contenuta nel terreno, si sviluppa all'anodo un fronte acido che si muove per effetto del campo elettrico verso il catodo. Anche gli ioni  $\text{Cu}^{2+}$  si muovono verso il catodo, così la capacità di scambio cationico della zeolite è fortemente influenzata dall'effetto competitore tra i due cationi. Per comprendere come la capacità di scambio cationico della zeolite sia influenzata dalla presenza dei protoni competitori abbiamo simulato il processo, riducendo il  $\text{pH}$  della soluzione di scambio fino ad  $\text{pH}=1$ . Nella tabella 1 si evidenzia che in ambiente fortemente acido la capacità di scambio cationico della zeolite 13X per il rame diminuisce dovuta alla presenza dei protoni assumendo valori di circa 64 mg di rame per grammo di zeolite per il sale  $\text{CuSO}_4$  e di 45 mg di rame per grammo di zeolite per il sale  $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ .

Per valutare come il processo elettrocinetico di bonifica dei suoli sia influenzato dalle caratteristiche chimico-fisiche del terreno e investigare l'efficienza di cattura dello ione  $\text{Cu}^{2+}$  nella trappola di zeoliti abbiamo studiato il processo elettrocinetico simulando i suoli a bassa permeabilità con due argille di caratteristiche diverse, inquinate opportunamente con una soluzione di rame a molarità nota e utilizzando anche la sabbia come il più semplice e maggioritario componente di un terreno sintetico, "synclay" così come preparato da Acar (1997). La densità di carica superficiale, descritta da Acar (1995), segue l'ordine:

Sabbia < Kaolinite < Illite < Montmorillonite.

Nelle tabelle 2, 3, 4 sono riportati i risultati delle esperienze di elettrobonifica usando rispettivamente come suoli, la sabbia (tabella 2), la kaolinite (tabella 3) e infine la montmorillonite (tabella 4). Il processo elettrocinetico è stato investigato a vari tempi per comprendere l'andamento di cattura del  $\text{Cu}^{2+}$  entro la trappola di zeolite 13X.

Tabella 2. Risultati del processo di elettrobonifica condotto sulla Sabbia

| Tempo | Ampere | mg $\text{Cu}/\text{g}$ zeolite | mg $\text{Cu}$ totali |
|-------|--------|---------------------------------|-----------------------|
| 140'  | 0,2    | 51,8                            | 162,4                 |
| 280'  | 0,2    | 61,5                            | 193                   |
| 420'  | 0,2    | 48,56                           | 152,2                 |

Tabella 3. Risultati del processo di elettrobonifica condotto sulla Caolinite

| Tempo | Ampere | mg $\text{Cu}/\text{g}$ zeolite | mg $\text{Cu}$ totali |
|-------|--------|---------------------------------|-----------------------|
| 140'  | 0,2    | 32,08                           | 100,3                 |
| 280'  | 0,2    | 56,33                           | 176,2                 |
| 420'  | 0,2    | 61,72                           | 193,07                |

Tabella 4. Risultati del processo di elettrobonifica condotto sulla Montmorillonite

| Tempo | Ampere | mg $\text{Cu}/\text{g}$ zeolite | mg $\text{Cu}$ totali |
|-------|--------|---------------------------------|-----------------------|
| 140'  | 0,2    | 6,7                             | 21,04                 |
| 280'  | 0,2    | 6,7                             | 20,97                 |
| 420'  | 0,2    | 6,88                            | 21,55                 |



Si evidenzia come per la sabbia e la kaolinite, in tempi diversi del processo di elettrobonifica si raggiunge il massimo valore di capacità di scambio cationico della 13X nelle condizioni estreme, stimato nella soluzione di scambio a  $\text{pH}=1$ .

La necessità di tempi elettrocinetici diversi, per la sabbia e la kaolinite, per avere la massima capacità di cattura del rame nella zeolite, è fortemente correlata alla densità di carica superficiale.

La densità di carica superficiale è legata alla sostituzione isomorfa della struttura reticolare, e si traduce nella capacità più o meno pronunciata di far muovere gli ioni al suo interno per effetto di un campo elettrico.

La sabbia ha una densità di carica superficiale inferiore alla kaolinite, ciò si traduce in una maggiore mobilità ionica e pertanto in tempi inferiori di mobilità degli ioni  $\text{Cu}^{2+}$  entro il terreno sabbioso.

Nella kaolinite i cationi si muovono più lentamente, pertanto è necessario un tempo più lungo (420 minuti da confrontarsi con i 280 minuti per la sabbia) per richiamare i cationi metallici al catodo a parità di campo elettrico applicato.

Nella sabbia dopo il tempo elettrocinetico necessario per ottenere la massima capacità cationica della zeolite 13X, l'ulteriore procedere del processo elettrochimico si traduce in una diminuzione del rame presente nella zeolite. Questo è spiegabile con l'istaurarsi del contro-scambio  $\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Cu}^{2+}$  nel reticolo della zeolite che comporta una diminuzione del rame catturato. D'altra parte la concentrazione dei protoni in competizione è notevolmente maggiore ai cationi  $\text{Cu}^{2+}$  presenti, inoltre sono prodotti in continuo per l'elettrolisi dell'acqua e sono molto mobili.

Acar (1993 - 1997) dimostra come la mobilità ionica del protone nei terreni argillosi è molto maggiore, di circa 7 volte, la mobilità ionica di qualsiasi catione alcalino terroso o metallico.

E' da evidenziare che la trappola di zeoliti per questi due terreni "sintetici" è decisamente efficiente nel catturare tutti gli ioni  $\text{Cu}^{2+}$  trasportati dal campo elettrico. Non si evidenzia alcuna traccia di deposizione di rame metallico sulla superficie dell'elettrodo.

La capacità di cattura del rame entro la trappola di zeoliti, decresce sensibilmente in presenza della montmorillonite, (tabella 4) come unico costituente del terreno.

La comprensione di questo risultato sperimentale deve altresì fare i conti con una deposizione di rame metallico sulla superficie dell'elettrodo. Entrambi i fattori chiariscono come in queste condizioni estreme la zeolite non è in grado di catturare efficacemente il rame. Sono condizioni estreme perché nessun terreno argilloso reale o simulato in laboratorio è costituito da una così alta percentuale di montmorillonite.

La nostra ipotesi per spiegare questo comportamento sperimentale si basa sulla conoscenza che la mobilità ionica effettiva  $\mu^*$ , come descritta da Baraud *et al.* (1997) e Acar *et al.* (1993) è proporzionale alla mobilità ionica  $\mu$  a diluizione infinita moltiplicata per il fattore di porosità  $\eta$  ed il fattore di tortuosità  $\tau$  caratteristici del terreno; ossia  $\mu^* = \mu \eta \tau$ .

La mobilità ionica effettiva nel suolo è decisamente inferiore alla mobilità a diluizione infinita per effetto frenante delle caratteristiche chimico-fisiche del terreno. Nella montmorillonite i cationi  $\text{Cu}^{2+}$  sembrano procedere, per effetto del campo elettrico, con velocità ionica maggiore rispetto alla kaolinite e alla sabbia, probabilmente con un valore di mobilità ionica simile a quello della soluzione. Per questa ipotesi, siamo confortati dalle prove sperimentali di processo elettrocinetico condotto per soluzioni acquose di sali di rame. Nella fase acquosa, le zeoliti 13X agiscono sempre da efficaci sistemi di trappola, catturando il rame con capacità di scambio cationico elevate, ma l'alta mobilità ionica nel mezzo acquoso non impedisce che in parte il rame si depositi, altresì sulla superficie dell'elettrodo.

## Conclusioni

Le zeoliti possono costituire un efficace ed efficiente sistema di trappola per la cattura dei cationi metallici presenti in terreni inquinati a bassa permeabilità. Nella tecnica di bonifica per via elettrocinetica gli ioni si muovono, per effetto del campo elettrico, verso l'elettrodo a polarità opposta. I cationi metallici sono trasportati verso l'elettrodo negativo. La trappola di zeoliti posta prima dell'elettrodo negativo garantisce un buon sistema per catturare e confinare in una zona delimitata i metalli tossici. Maggiore è la capacità di scambio cationico della zeolite, maggiore è la quantità di metallo presente nel reticolo cristallino della zeolite. Per elettrolisi dell'acqua presente nel terreno si forma all'anodo un fronte acido che si muove, verso il catodo. I cationi metallici e i protoni migrano, con velocità ioniche diverse verso l'elettrodo negativo.

Per essere efficaci sistemi di trappola dei cationi metallici, la capacità di scambio cationico delle zeoliti non deve subire una profonda diminuzione per effetto della competizione dei protoni. La diversa geometria e la diversa dimensione dei pori delle zeoliti, nonché la diversa interazione chimica che ciascun catione metallico instaura all'interno delle cavità del reticolo cristallino, permette di ampliare il campo d'indagine e cercare per ciascun elemento inquinante la zeolite più adatta per intrappolare selettivamente i cationi metallici. Questa metodologia d'interfaccia del processo elettrocinetico di bonifica dei suoli con le zeoliti può costituire una nuova metodologia "di processo di chimica - verde".

## **Bibliografia**

- ACAR, Y. B., ALSHAWABKEH A.N. Environ. Sci. Technol. 1993, 27, 2638-2647.
- ACAR, Y.B., ALSHAWABKEH A.N., PUPPALA S.K., GALE R.J., BRICKA M. Journal of Hazardous Materials 1997, 55, 203-220
- ACAR, Y.B., ALSHAWABKEH A.N., PUPPALA S.K., GALE R.J., BRICKA M., PARKER M. Journal of Hazardous Materials 1995, 40, 117-137
- BARAUD F., TELLIER S., ASTRUC M. Journal of Hazardous Materials 1997, 56, 315-332
- LI, Z.; YU, J. M.; NERETNIEKS, I. Environ. Sci. Technol. 1998, 32, 394-397.
- PROBSTEIN, R. F.; HICHS, R. E. Science 1993, 260, 498-503.
- SHAPHIRO, A. P.; PROBSTEIN, R. F. Environ. Sci. Technol. 1993, 27, 283-291.
- VIRKUTYTE, J., SILLANPAA M., LATOSTENMAA P., The Science of Total Environment 2002, 289, 97-121

## UN APPROCCIO MICROMORFOLOGICO PER LO STUDIO DEI PROCESSI DI DEGRADAZIONE DEI SUOLI IN CONTESTO AGROPASTORALE

C. Zucca <sup>1</sup>, S. Solaro <sup>2</sup>, F. Previtoli <sup>2</sup>

1 NRD (Nucleo Ricerca Desertificazione), Università degli Studi di Sassari  
Via de Nicola, 9 - Sassari; e-mail: nrd@uniss.it

2 DISAT (Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio), Università di Milano-Bicocca,  
P.za della Scienza, 1 - Milano

### Riassunto

Il presente contributo riporta i risultati di una ricerca sperimentale condotta in un'area agropastorale della Sardegna. L'area di studio è ubicata in una zona collinare della Sardegna centro-orientale, caratterizzata da morfologia accidentata e pendenze elevate. Le attività agropastorali svolte nell'area, in particolare l'aratura ed il sovrappascolamento, stanno causando un'intensa erosione del suolo e compromettendo la produttività agricola. I segni di degradazione dei suoli osservati in campo consistono in compattazione meccanica, formazione localizzata di sottili croste superficiali, diminuzione del contenuto in sostanza organica, riduzione dell'attività biologica, indebolimento della struttura e calo della porosità. Nel corso dello studio sono state svolte analisi micromorfologiche qualitative e quantitative (analisi d'immagine digitale), al fine di mettere a punto un set specifico di indicatori capaci di evidenziare la presenza e l'intensità dei processi di degradazione osservati. Lo studio è stato condotto in tesi sperimentali scelte in modo da confrontare coppie di profili pedologici comparabili per condizioni geopedologiche e morfologiche, ma caratterizzati da storia d'uso (e pressione antropica) diversa. Sono state confrontate coppie sotto diversa copertura vegetale: macchia mediterranea e pascolo. Gli indicatori utilizzati hanno evidenziato fenomeni di degradazione del suolo legati alle dinamiche d'uso degli ultimi decenni.

**Parole chiave:** suoli; pratiche agropastorali; micromorfologia; erosione; compattazione.

### A micromorphological approach for the study of soil degradation processes in agro-pastoral contexts

### Abstract

The present contribution reports the results of an experimental research carried out in an agro-pastoral area in Central-Eastern Sardinia. The agro-pastoral practices developed in this area, particularly the ploughing with heavy machinery and overgrazing, are causing intensive soil erosion compromising the agricultural productivity. Mechanical compaction, localised formation of thin superficial crusts, diminution of the organic matter content, reduction of the biological activity, structure weakening and porosity decrease were observed. Qualitative and quantitative micromorphological analyses (digital image analysis) have been carried out in order to define a specific set of indicators able to highlight the presence and the intensity of the considered degradation processes. The study has been developed in properly chosen experimental plots, in order to compare couples of pedological profiles comparable for geopedological and morphological conditions but characterized by a different use history (and anthropic pressure).

**Keywords:** soils; agro-pastoral practices; micromorphology; erosion; compaction.

### Introduzione

La Sardegna è una delle regioni italiane dove maggiormente la pressione antropica dovuta ad attività agropastorali si manifesta con diffusi fenomeni di degradazione (Pulina *et al.*, 1997). Negli anni '70 e '80 ebbe luogo una fase di consistente incremento del numero di capi. Le attività pastorali si intensificarono nelle aree collinari e montane, dove la zootecnia ovina era forse l'unica forma di valorizzazione delle risorse sia economiche che sociali. Per soddisfare le accresciute esigenze foraggere, la Regione Sardegna adottò una politica di sostegno finanziario ad interventi di "miglioramento fondiario" per l'incremento della produzione foraggiera. In mancanza di adeguate direttive e controlli per l'esecuzione degli interventi, questi furono attuati indiscriminatamente anche in aree non adatte, per condizioni morfologiche e pedologiche (D'Angelo *et al.*, 2001). La qualifica di "pascolo migliorato" si applica a quelle superfici, utilizzate a pascolo, sulle quali vengono realizzati interventi meccanizzati, con l'intento di incrementarne la produttività e la resa in termini di sostanza secca prodotta. Tali interventi consistono in genere spietramenti, decespugliamenti lavorazioni e semine. Le lavorazioni, come arature ed erpicature, hanno frequenza multiannuale e vengono spesso eseguite a rittochino su pendenze elevate, innescando così intensi fenomeni erosivi in particolare se eseguite prima delle intense precipitazioni autunnali. Alcuni di questi interventi, per le loro dimensioni ed intensità, possono essere considerati fra le cause primarie dei processi di degrado e di desertificazione in corso in vaste aree dell'Isola.

A fronte di fenomeni ambientali di tale entità, è importante disporre di indicatori quali-quantitativi oggettivi per la valutazione ed il monitoraggio multitemporale delle proprietà del suolo che ne determinano la vulnerabilità nei confronti delle attività antropiche. Essi dovranno essere di preferenza (Enne e Zucca, 2000):

- correlati con proprietà del suolo non soggette a variazioni temporali rapide, ma piuttosto costanti, quindi più adatti a fornire una risposta integrata nel tempo;
- correlati alla qualità del suolo, intesa come la capacità del suolo di esprimere le funzioni che gli sono proprie (nel caso specifico, relative alle fertilità ed alla erodibilità);
- correlati alla resilienza del suolo, ossia la capacità di recupero naturale delle funzioni compromesse da pressioni di diversa origine e natura.

È noto che l'erosività dei suoli è influenzata in larga misura dal tipo e dal grado di stabilità degli aggregati (Le Bissonais, 1996; Ramos e Nacci, 1998; Cammeraat e Imeson, 1998; Barthès e Roose, 2002) e del sistema di pori del suolo, i quali a loro volta sono influenzati dal contenuto in sostanza organica e dall'attività biologica. Lavorazioni meccaniche ripetute per lungo tempo danneggiano, anche direttamente, sia la porosità del suolo, sia l'attività biologica. (Bullock, 1985; Pagliai, 1988; Pagliai *et al.*, 1998). Inoltre, se combinate con il calpestio degli animali pascolanti, possono produrre una compattazione del suolo. Precedenti studi svolti in Sardegna (Madrau *et al.*, 1995; Previtali, 1996), hanno evidenziato tale effetto, sottolineando come l'analisi micromorfologica possa costituire un efficace strumento per lo studio dell'impatto delle pratiche agro-pastorali sulla struttura dei suoli.

Nel presente lavoro sono state utilizzate tecniche di analisi micromorfologica, sia visiva che digitale quantitativa, allo scopo di individuare indicatori di degradazione del suolo basati sulla porosità e di farne una valutazione comparata rispetto ad indicatori di natura diversa, utilizzando la porosità come un indicatore delle condizioni strutturali del suolo. Le tecniche micro-morfologiche di analisi visiva e digitale permettono, tra l'altro, una caratterizzazione dettagliata del sistema dei pori. Attraverso tecniche di analisi di immagine su sezioni sottili è in particolare possibile quantificare la porosità in molti suoi aspetti: numero di pori, area, perimetro, forma, regolarità, orientazione, continuità, distribuzione dimensionale.

### **Materiali e metodi**

L'area interessata dal presente lavoro si estende su circa 700 ha ed è situata nel territorio comunale di Irgoli (Nu) nella Sardegna centro-settentrionale. Il rilievo è collinare, piuttosto accidentato. Il clima è secco sub-umido, con una temperatura media annua di circa 17 °C e precipitazioni medie annue variabili fra 500 e 700 mm. La distribuzione temporale delle precipitazioni durante l'anno è molto irregolare, con picchi autunnali ed invernali. Gli eventi piovosi di inizio autunno sono spesso caratterizzati da alta erosività. Il tipo di vegetazione più rappresentativo è la macchia mediterranea, in diverse forme legate ai processi di degrado, con prevalenza di macchia bassa e degradata, con *Cistus spp.* e altre specie arbustive. La macchia alta ed evoluta, caratterizzata dalla prevalenza di *Quercus ilex*, è limitata alle aree da lungo tempo non percorse da incendi. Dal punto di vista geologico e litologico il territorio in esame si trova nella zona di contatto tra due formazioni del basamento cristallino paleozoico: il granito bianco orientato a due miche di M.te e' Senes ed i paragneiss minuti, prevalentemente a scistosità poco pronunciata e piana, a grana fine. La maggior parte dei suoli ha regime di umidità xerico ed il regime di temperatura termico. Il grado evolutivo pedogenetico è generalmente scarso, tanto che i suoli più diffusi sono classificabili, secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999), come appartenenti all'ordine degli Entisols, e principalmente al Grande Gruppo degli Xerorthents. Il Sottogruppo dominante è quello dei Lithic Xerorthents. Sono subordinatamente presenti suoli ascrivibili all'ordine degli Inceptisols (Haploxerepts). I profili più frequenti sono del tipo A-R o A-C con potenza media 20-35 cm. La tessitura va da franco-sabbiosa o franca negli orizzonti superficiali, a franco-sabbioso-argillosa negli orizzonti profondi. In genere si tratta di suoli subacidi, moderatamente saturi.

Le indagini sperimentali sono state concentrate su confronto tra pascoli migliorati e macchia. Le tesi sperimentali sono state definite incrociando:

- il livello di pressione antropica subito dai pascoli negli ultimi decenni, definito in termini di "età del pascolo migliorato" (cioè la lunghezza dell'arco temporale nel quale sono avvenute le lavorazioni) in quanto i pascoli migliorati sono gestiti con criteri abbastanza omogenei e costanti nel tempo;
- la classe di attitudine specifica dei pascoli rispetto alle pratiche agropastorali in atto, così come definita per l'area in esame nel corso di precedenti ricerche (d'Angelo *et al.*, 2001).

Lo studio è stato condotto, in ogni tesi, su parcelle adiacenti, fra loro simili ma con diversa storia d'uso. Più esattamente, classificati i pascoli per età ed attitudine, per ciascuna classe di pascolo sono state individuate parcel-

le nelle quali fosse disponibile anche il corrispondente "bianco" sotto macchia, con l'accorgimento che il "bianco" fosse il più rigorosamente possibile confrontabile con il pascolo da tutti i punti di vista (pendenza, esposizione, substrato, etc.), tranne che per storia d'uso e copertura vegetale. Le osservazioni sotto macchia sono quindi sempre a poca distanza dalle corrispondenti sotto pascolo. Lo schema sperimentale effettivamente realizzato è quello riportato nella Tabella 1.

**Tabella 1.** Schema sperimentale realizzato. P, M, Md significano rispettivamente pascolo, macchia, macchia degradata

|             | Attitudini bassa (A) |          |     | Attitudini media (B) |      | Attitudini elevata (C) |      |
|-------------|----------------------|----------|-----|----------------------|------|------------------------|------|
|             | Loc. Sos canzellos   |          |     | Loc. Sos canzellos   |      | Loc. Sant'andria       |      |
| 1 (vecchi)  | 1AP                  | 1AMd     |     | 1BP                  | 1BMd | 1CP                    | 1CMd |
|             | Loc. Othierie        |          |     | Loc. Palicottu       |      |                        |      |
| 2 (recenti) | 2AP                  | 2AMd     | 2AM | 2BP                  | 2BMd |                        |      |
|             | Loc. Palicottu       |          |     |                      |      |                        |      |
| ripetizioni | 2APbis               | 2AMd bis |     |                      |      |                        |      |

In corrispondenza di ciascuna tesi è stato descritto un *minipit* e sono stati raccolti campioni per analisi chimico-fisiche (analisi di routine, più misure di densità apparente e penetrometrie con penetrometro tascabile) e micro-morfologiche. In alcune tesi sono stati raccolti anche campioni per analisi della comunità dei microartropodi con metodo QBS (Parisi, 2001). I campioni per analisi micromorfologica sono stati prelevati nel profilo pedologico, generalmente entro i primi 10-15 cm di spessore. Il prelievo di norma è stato eseguito mediante scatolette metalliche 10x5 cm.

L'analisi è stata realizzata secondo uno specifico protocollo di indicatori appositamente predisposto (Tabella 2) allo scopo di valutare qualitativamente e quantitativamente gli effetti delle pratiche agropastorali sulle proprietà fisiche e biologiche dei suoli. Gli indicatori utilizzati sono sia di tipo macro-morfologico che di tipo micro-morfologico, i primi valutati in campo, i secondi su sezione sottile. Si tratta di indicatori morfologici e morfometrici in senso stretto e di indicatori bio-morfologici (indicatori di attività biologica basati sull'osservazione visiva di oggetti di natura biologica e di loro caratteristiche geometriche). Per quanto riguarda gli aspetti macroscopici, i descrittori cui si fa riferimento sono quelli comunemente utilizzati nelle descrizioni dei profili pedologici in campagna e codificati dai più diffusi manuali.

**Tabella 2.** Protocollo di indicatori per l'analisi morfologica degli effetti delle pratiche agropastorali sulle proprietà dei suoli (analisi quantitative eseguite su fotogrammi campione selezionati negli intervalli di profondità 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm, 6-8 cm)

| TIPO DI INDICATORE   | INDICATORE  | DESCRIZIONE  |
|--|---|--|
| Macro-morfologici, osservati in campo.                           |   |  |
| Struttura  | Presenza e spessore di croste o strati compattati superfic.       | Si assume che la presenza di tali strati, dovuta all'azione della pioggia battente e del passaggio di macchinari e del bestiame, sia sintomo e conseguenza di struttura fragile e degradata.   |
|  | Dimensione, tipo, grado di consistenza degli aggregati            | Si assume che una struttura poliedrica, in particolare se angolare, con aggregati di grosse dimensioni e buona consistenza, sia indicatore di minor livello di disturbo, a parità di altri fattori.  |
| Radici   | Presenza di strutture secondarie planari, piani di rottura orizz. | Ci si riferisce a struttura secondaria, riconoscibile in sovrapposizione a quella primaria (aggregati), conseguenza di compattazione meccanica.  |
|  | Abbondanza (a parità di copert. veg.) e andamenti preferenziali   | Si ritiene che abbondanza, distribuzione verticale, presenza di andamenti preferenziali delle radici, siano correlate con il diverso grado di compattazione degli orizzonti causato dal disturbo antropogenico (pertanto indicatori speditivi di impatto sull'attività biologica). |
| Micro-morfologici, studiati sulle sezioni sottili da 80 x 50 mm. |   |  |
| <i>(Analisi visiva su intera sezione)</i>                        |   |  |
| Struttura  | Presenza, tipo e dimensione aggregati                             | La presenza di aggregati millimetrici ben espressi, la porosità interna, sono indicatori di qualità del suolo, sensibili alla compattazione.   |
| Sintomi di idromorfia  | Presenza di screziature   | Se correlabili con ristagni idrici locali e temporanei, dovuti alla presenza di strati compattati meccanicamente, sono un indicatore di degradazione fisica.   |
| Attività biologica   | Quantità di residui organici e livello di degradazione            | A livello microscopico è possibile osservare, a diverse profondità nella sezione, l'abbondanza dei residui organici ed il livello medio di degradazione, indicatori dell'intensità dell'attività biologica.  |
|  | Quantità escrementi microfauna                                    | Si tratta in questo caso di indicatori di intensità dell'attività biologica riferita alla sola microfauna (es., microartropodi)  |
| <i>(Analisi quantitativa su fotogrammi digitali)</i>             |   |  |
| Porosità   | Porosità totale (n° pixel pori / n° totale pixel)                 | Sono definite classi di compattezza secondo la scala seguente:<br><5%, <10%, <25%, <40%, >40%  |
|  | Porosità totale per classi dimensionali (di diametro equivalente) | Le classi dimensionali adottate (discusse nel capitolo 5) sono le seguenti: <0,5 micron, <50, <500, >500 micron<br>(La prima non è stata di fatto considerata in quanto il livello di ingrandimento utilizzato per l'analisi non era sufficiente).                                 |
|  | Regolarità, secondo fattore morfometrico                          | L'indice utilizzato è lo "shape factor", basato su area e perimetro della sezione bidimensionale del poro e definito come $(4\pi a)/(p)^2$ .   |



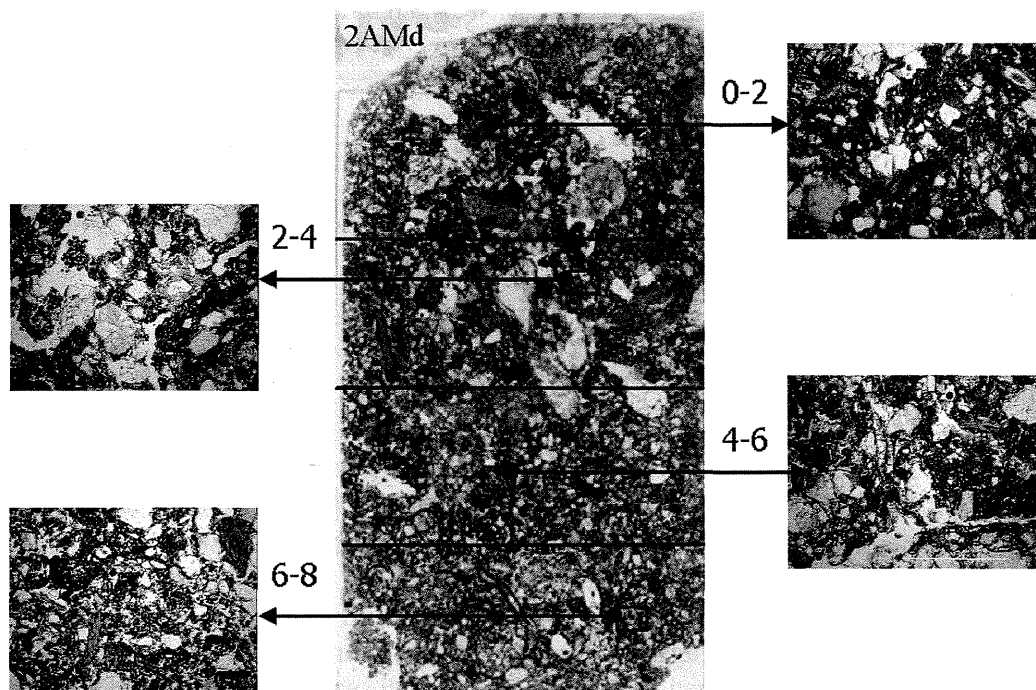


Figura 1. Suddivisione delle sezioni sottili in fasce orizzontali alte 2 cm e selezione di fotogrammi per analisi digitali.  
 Dim sezione: 5x8 cm. Dim fotogrammi: 4,89x3,66 mm

Altri sono di tipo indiretto, quali le tracce di ristagno idrico (idromorfia) causato dalla compattazione, e quelle di attività biologica, la quale generalmente migliora i caratteri fisici del suolo. La presenza di aggregati alme-no millimetrici ben espressi, la loro porosità interna, il loro grado di sviluppo, sono indicatori del livello di stabilità della struttura del suolo. Per quanto riguarda l'attività biologica è utile quantificare i residui organici e il loro grado di degradazione, oltre a descrivere le tracce della pedofauna, che in genere sono di due tipi: a) le strutture caratteristiche create dall'attività degli organismi, come canali e microgranuli; b) i prodotti del loro metabolismo (escrementi).

La caratterizzazione quantitativa della porosità è stata effettuata su fotogrammi digitali relativi a 4 por-zioni di 6 delle sezioni sottili disponibili (3 coppie macchia-pascolo relative alle tesi 2A, 1A, 1B): ogni sezione è sta-ta suddivisa in 4 fasce orizzontali di 2 cm l'una e all'interno di ciascuna è stato acquisito un fotogramma digitale, su una piccola area ritenuta rappresentativa sulla base di una valutazione visiva accurata ma inevitabilmente soggettiva, delle dimensioni di circa 4,89 X 3,66 mm (Figura 1). Le immagini sono state acquisite con sistema di scansione digi-tale collegato ad un microscopio polarizzatore. La risoluzione geometrica massima del sistema digitale di acquisizio-ne è fissa ed è di 768 X 574 pixel, cioè 1 pixel = 0,0064 mm (6,4 micron). Le immagini sono state analizzate con una versione demo del software SigmaScan Pro 5.

### Risultati e discussione

I risultati delle analisi chimico-fisiche (Tabella 3) evidenziano differenze molto nette. In particolare sono evidenti, al passaggio da macchia a pascolo:

- riduzione del contenuto in sostanza organica (-61%), la riduzione della CSC (-44%);
- aumento della densità apparente e della resistenza alla penetrazione (+49% e + 74%);
- diminuzione della potenza (-30%) e delle percentuali di limo e argilla (-16% e -19%).

I cambiamenti osservati testimoniano rispettivamente dell'intensità dei processi di depauperamento della fertilità, di compattazione fisica, di erosione idrica (della quale è indicatore indiretto l'impovertimento in componenti granulometriche fini). Tali processi hanno agito in un periodo di tempo relativamente breve (dai 15 ai 30 anni), ma hanno già cambiato in modo drastico le caratteristiche dei suoli dell'area, ad un ritmo non sostenibile nemmeno nel medio periodo.



Tabella 3. Risultati del confronto tra suoli sotto macchia e suoli sotto pascolo. Analisi chimico-fisiche e indice QBS

|               | Media scarti macchia-pascoli | Var %  | Media tutti pascoli | Media tutte macchie |
|---------------|------------------------------|--------|---------------------|---------------------|
| Limo          | 20,5                         | -15,68 | 110,3               | 130,8               |
| Argilla       | 28,6                         | -19    | 122,0               | 150,6               |
| pH            | -0,06                        | 1,03   | 5,44                | 5,39                |
| s.o.          | 60,33                        | -60,94 | 38,67               | 99,00               |
| C/N           | 4,89                         | -25,36 | 14,39               | 19,28               |
| CSC           | 15,56                        | -44,35 | 19,52               | 35,07               |
| TSB.          | 3,50                         | -5,44  | 60,83               | 64,33               |
| D.A.          | -0,43                        | 49,24  | 1,31                | 0,88                |
| Penetrometria | -1,83                        | 74,05  | 4,30                | 2,47                |
| Potenza       | 6,83                         | -30,60 | 15,50               | 22,33               |
| QBSmax        | 48,00                        | -29,45 | 115,00              | 163,00              |
| QBSmed        | 54,50                        | -45,04 | 66,50               | 121,00              |

Per quanto riguarda gli aspetti micromorfologici, l'analisi qualitativa ha evidenziato una serie di aspetti comuni a tutte le sezioni, riassunti di seguito. La struttura prevalente della matrice è porfirica: il materiale fine riempie tutti i pori interstiziali tra i costituenti più grossolani. I vuoti prevalenti sono quelli tra gli aggregati mentre minori sono quelli all'interno di questi ultimi: gli aggregati, quando presenti, sono piccoli e molto compatti. In taluni campioni, dove il materiale più fine forma aggregati che si accumulano negli spazi intergranulari tra i componenti più grossolani, la struttura tende localmente a divenire enolica, tipica di materiali che vengono frequentemente disturbati. Tutti i campioni sono ricchi di scheletro fine. I grani minerali sono tutti molto alterati, con pareti esterne ricoperte da patine di alterazione costituite da ossidi (soprattutto di ferro) liberato dai reticoli dei minerali.

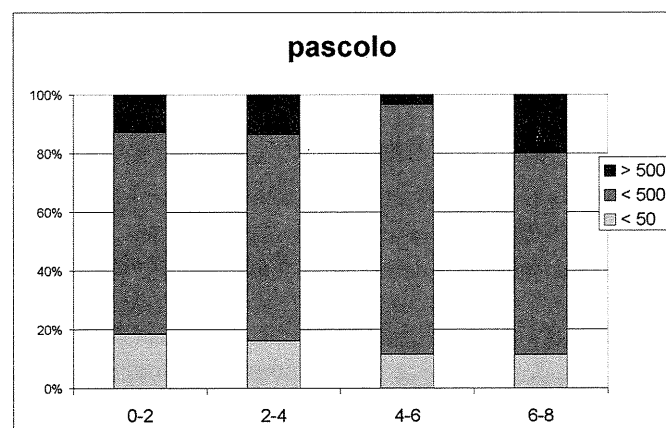
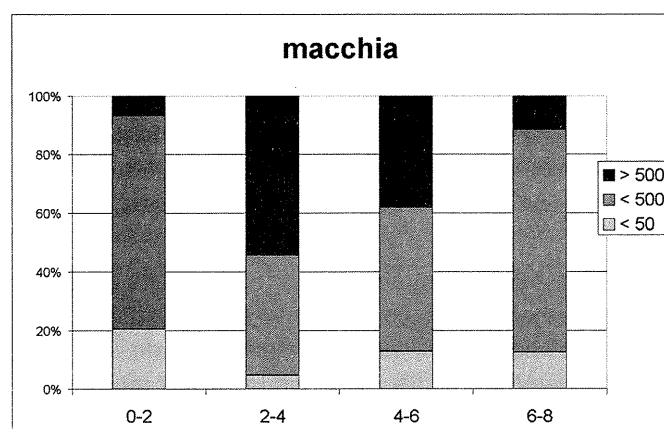
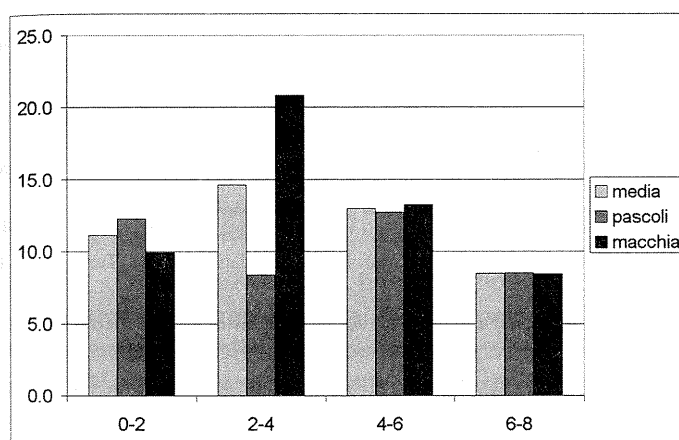
La microstruttura dominante è quella *crumby*, con aggregati dai bordi rugosi non accomodati e spesso costituiti da aggregati più piccoli fusi insieme. Le dimensioni degli aggregati (quando presenti) sono abbastanza ridotte (in genere < 100 micron) e il grado di sviluppo è basso. Talvolta la microstruttura diventa poliedrica angolare o subangolare, con un grado di sviluppo leggermente più alto di quella *crumby*. L'osservazione del b-fabric ha rivelato l'assenza di strutture birifrangenti caratteristiche. I pori dominanti sono quasi essenzialmente packing voids, derivanti dalla disposizione spaziale degli aggregati; le loro dimensioni sono dello stesso ordine di grandezza degli aggregati (tra 0.05 e 3 mm). A volte è possibile individuare dei pori all'interno degli aggregati. Considerando il fatto che le sezioni sottili appartengono tutte a campioni di orizzonti superficiali A (riguardano comunque sempre i primi 10-13 cm di suolo), il contenuto di materiale organico non risulta essere molto alto ed è costituito da resti vegetali a diverso grado di alterazione. In nessuna delle sezioni studiate sono evidenti caratteri ricollegabili a fenomeni di ristagno idrico né altri pedocaratteri degni di nota. Confrontando suoli sotto pascolo e sotto macchia, gli aggregati nei campioni del pascolo hanno dimensioni nettamente maggiori, come risulta anche dalle valutazioni macroscopiche di campo. Si noti che gli orizzonti campionati sotto macchia sono quasi sempre degli A con struttura grumosa, oppure da grumosa a poliedrica subangolare, friabile e raramente forte. Viceversa sotto pascolo si ha quasi sempre un unico orizzonte A o Ap eroso, con struttura poliedrica subangolare che, in qualche caso, nei suoli più compattati, diventa angolare. Gli aggregati, essendo molto piccoli e di tipo *crumby*, sono generalmente separati in modo incompleto e spesso sono coalescenti, soprattutto sotto macchia, mentre sotto pascolo la separazione è a volte evidente. Riguardo alla granulometria, i campioni del pascolo possiedono meno materiale fine di quelli della macchia (il limite tra grossolano e fine è stato convenzionalmente posto a 50 µm). Per quanto riguarda la struttura, in sintesi, i campioni sotto pascolo mostrano una aggregazione leggermente migliore di quelli della macchia, un migliore grado di separazione e maggiori dimensioni medie degli aggregati.

La quantità di materiale organico è chiaramente superiore sotto macchia, in particolare in rapporto ai tessuti vegetali in genere e alle radici. Anche il contenuto in escrementi è nettamente maggiore sotto macchia. La porosità totale è mediamente maggiore sotto pascolo, almeno ad una valutazione visiva d'insieme. Questo è dovuto alla presenza di fessure che individuano gli aggregati principali, maggiormente separati, e può spiegarsi anche considerando l'azione delle periodiche lavorazioni che rimescolano e rompono gli aggregati più grandi e più compatti. Tuttavia, l'osservazione quantitativa effettuata secondo il procedimento descritto sopra, evidenzia una diversa distribuzione della microporosità. Considerando la porosità media delle sezioni, calcolata come media dei valori quantificati su ciascuna delle 4 immagini (Tabella 4), si osserva che essa è mediamente maggiore sotto macchia (sezioni II, V, VII) e che la differenza è data quasi esclusivamente dal diverso contenuto in pori con diametro maggiore di 500 micron cioè i pori drenanti.

**Tabella 4.** Porosità media e per classi dimensionali e fattore morfologico, misurati sulle sezioni sottili, calcolati come media dei valori quantificati su ciascuno dei 4 fotogrammi

| profilo | sezione | por tot | por < 50 $\mu\text{m}$<br>(%) | por < 500 $\mu\text{m}$<br>(%) | por > 500 $\mu\text{m}$<br>(%) | fatt. morfologico |
|---------|---------|---------|-------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-------------------|
| 2AP     | I       | 12,9    | 12,9                          | 65,6                           | 21,5                           | 0,63              |
| 1AP     | IV      | 6,8     | 14,5                          | 75,2                           | 17,3                           | 0,57              |
| 1BP     | VI      | 11,7    | 16,4                          | 83,6                           | 0,0                            | 0,50              |
| 2AMd    | II      | 14,7    | 11,3                          | 59,6                           | 29,1                           | 0,62              |
| 1AMd    | V       | 10,9    | 10,4                          | 53,3                           | 36,3                           | 0,61              |
| 1BMd    | VII     | 13,8    | 16,2                          | 66,3                           | 17,4                           | 0,61              |

Considerando il profilo verticale della porosità (Figura 2, a), si osserva che essa è mediamente maggiore tra 2 e 4 cm di profondità, decrescendo sia in superficie che in profondità. Tuttavia tale comportamento è da ascrivere totalmente ai suoli sotto macchia, in quanto i suoli sotto pascolo presentano, in media, comportamento opposto. Osservando infine il profilo verticale delle tre classi dimensionali della porosità (Figura 2, b e c), si evidenzia che il comportamento medio osservato è in buona parte controllato dall'andamento della porosità drenante, che sotto macchia assume valori massimi proprio tra 2 e 4 cm.



**Figura 2.** A) Profilo verticale medio della porosità (profondità espressa in centimetri rispetto alla superficie del suolo); b) e c) Profilo verticale medio delle tre classi dimensionali della porosità (<50 micron; <500 micron; >500 micron) sotto macchia e sotto pascolo

## Conclusioni

L'utilizzo comparato di indicatori pedologici di natura diversa ha consentito di valutare e quantificare la perdita di qualità subita da suoli sottoposti ad un sistema di gestione basato su pratiche agropastorali non sostenibili. Nell'insieme, per l'area di studio considerata si può affermare che alcuni decenni di attività agropastorali, condotte con crescente intensità, hanno già avuto un impatto considerevole sui suoli dell'area. I dati elaborati convergono nel segnalare come il sistema di gestione agropastorale, attualmente in uso nell'area, sia inadatto alle reali vocazioni di gran parte dei suoli presenti, e come esso sia quindi non sostenibile. La ricerca sin qui svolta non può considerarsi esaustiva, in quanto alcune delle tecniche adottate nel presente lavoro non sono state sperimentate in modo estensivo,

avendo richiesto una attenta messa a punto metodologica. La sperimentazione di queste tecniche ha evidenziato il loro potenziale e suggerisce l'interesse di ulteriori approfondimenti e di una più estesa attività di test e confronto.

### **Ringraziamenti**

La ricerca finanziata dal progetto DesertNet (INTERREG IIIB 2002-01-4.4-I-032). Si ringraziano tutti i colleghi che hanno contribuito alla ricerca, in modo particolare D. Pittalis.

### **Bibliografia**

- BARTHÈS B. AND ROOSE E., (2002). Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena* 47, pp.133-149.
- BULLOCK P., FEDOROFF N., JONGERIUS A., STOOPS G., TURSINA T., (1985). Handbook for thin soil description. Wolverhampton: Waine Res. Pub.
- CAMMERAAT L. H. AND IMESON A. C., (1998). Deriving indicators of soil degradation from soil aggregation studies in southeastern Spain and southern France. *Geomorphology* 23, pp.307-321.
- D'ANGELO M., ENNE G., MADRAU., ZUCCA C., (2001). Land cover changes at landscape-scale in Sardinia (Italy): the role of agricultural policies on land degradation. In A. Conacher Land Degradation. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. pp. 127-140.
- ENNE G., ZUCCA C., (2000). Desertification indicators for the European Mediterranean region. State of the art and possible methodological approaches. pp. 261. ANPA. Rome.
- LE BISSONNAIS Y., (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Eur. J. Of Soil Science*. 47, pp.425-437.
- MADRAU S., DEROMA M. A., DESSÌ G., GOUSSIKPE Y., (1995). Soil properties and trafficability of the Rio Astimini-Fiume Santo experimental plots. In: Enne G, Aru A. and Pulina G. (eds). Land use and soil degradation. MEDALUS in Sardinia. Università degli Studi di Sassari, Sassari, Italy, pp. 211-220.
- PAGLIAI M., (1988). Soil porosity aspects. *Int. Agrophys.* 4, pp. 215-232.
- PAGLIAI M., ROUSSEVA S., VIGNOZZI N., PIOVANELLI C., PELLEGRINI S., MICLAUS N., (1998). Tillage impact on soil quality. I. Soil porosity and related physical properties. *Ital. J. Agron.*, 2, 1, 11-20.
- PARISI V., (2001). La qualità bioogica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense"*. Vol. 37 – NN. ¾, pp.105-114.
- PREVITALI F., (1996). Soil degradation processes and land use in North-Western Sardinia (Italy). *Proceed. Int. Conf. Land Degradation. Adana (Turchia)*, 10-14 Giugno 1996.
- PULINA G., D'ANGELO M., DETTORI S., CAREDDA S., ENNE G., (1997). Attività agropastorali e degrado ambientale nel bacino del Mediterraneo. *Genio Rurale*, LIX, 6: pp.48-53.
- RAMOS M. C. AND NACCI S., (1998). Surface aggregate stability and its relationship with the soil erodibility in the Anioia-Penedes soils. 16th World Congr. Soil Science. Pubbl on CD ROM. CIRAD.

# UN ESEMPIO METODOLOGICO DI UTILIZZO DELLA MODELLISTICA IDROLOGICA E DELLE PROCEDURE GIS NELLA DI ZONAZIONE VITICOLA

Antonello Bonfante <sup>1</sup>, Angelo Basile <sup>2</sup>, Maurizio Buonanno <sup>2</sup>, Piero Manna <sup>1</sup>, Fabio Terribile <sup>1</sup>

<sup>1</sup> DISSPA, Università Federico II di Napoli

<sup>2</sup> C.N.R. - I.S.A.FO.M. Sez. di Napoli

## Riassunto

Nell'attuale scenario agricolo ed ambientale la zonazione viticola rappresenta il passaggio obbligato per sviluppare una viticoltura che integri la produzione di qualità, il reddito e la conservazione sostenibile del paesaggio agrario. In questo lavoro, proponendo un approccio alternativo, si integra il concetto di *terroir* con informazioni addizionali, quali quelle sullo stato idrico della coltura, prodotte tramite simulazioni di bilancio dell'acqua con modelli deterministici sorretti da database georeferenziati in ambiente GIS (Geographical Information System).

Lo studio è stato condotto in un areale campano, la Valle Telesina, caratterizzato da un'elevata variabilità pedologica e climatica (BN) (20.000 ha), tradizionalmente considerato vocato alla coltivazione della vite ed in cui sussistono produzioni enologiche DOC e DOCG.

La metodologia applicata consta dei seguenti passaggi: (i) elaborazione e spazializzazione di dati climatici giornalieri attraverso procedure fisicamente basate e geostatistiche (per gli apporti pluviometrici); (ii) applicazione nell'area di studio di un modello idrologico deterministico per lo studio del movimento dell'acqua nel sistema suolo-pianta-atmosfera (Swap); (iii) produzione ed applicazione nella procedura di zonazione della cartografia di unità pedoclimatiche con mappatura dell'indice di Amerine e Winkler e di carte tematiche degli output del modello (mappa dell'andamento dello stress idrico per la vite nelle diverse fasi fenologiche).

Il presente lavoro è chiaramente di tipo metodologico ed ha una base fisica migliore rispetto agli approcci classici ma necessita di ulteriori indagini di validazione dei risultati.

## Introduzione

La zonazione è un processo molto complesso e consiste in uno studio integrato e interdisciplinare che mira, mediante una complessa analisi geopedologica, climatologica e agroviticola, a suddividere il territorio in funzione della vocazionalità alla coltivazione della vite. È noto infatti che "la qualità di un vino è legata strettamente al suo *terroir*, cioè all'integrazione delle caratteristiche ambientali di una zona con l'adattamento di un vitigno a queste" (Fregoni *et al.*, 1992; Amerine e Winkler, 1944).

In Italia, l'importanza dell'indagine pedologica nell'analisi della zonazione viticola viene affermata con chiarezza nei primi anni ottanta (Lulli *et al.*, 1980; Lulli *et al.*, 1989) per venire ulteriormente sviluppata in quest'ultima decade (Costantini *et al.*, 1990; Costantini e Pinzauti, 1992; Aramini *et al.*, 2003). Oggi inoltre concorrono al miglioramento dello studio dell'ambiente pedologico nella zonazione viticola l'utilizzo dei GIS (Geographical Information System) e dei database georeferenziati.

L'approccio pedologico alla zonazione viticola può essere sintetizzato nelle seguenti fasi:

1. Scomposizione del territorio in aree omogenee (id. di sottozone) attraverso lo studio e la definizione dei pedo-paesaggi
2. Caratterizzazione viticola dei vigneti guida: comportamento vegeto-produttivo e caratteristiche quantitative delle produzioni (panel test)
3. Individuazione dei fattori funzionali dei suoli caratterizzanti la produzione di un vino di qualità e definizione di sottozone a diversa attitudine e/o con differenti problematiche di gestione.

Tale metodologia rappresenta il risultato di un grande contributo che la scienza del suolo, e più specificamente la pedologia, ha offerto al miglioramento delle procedure di zonazione viticola. Secondo gli autori di questo articolo, questo approccio, pur nella positività dei risultati ottenuti, mostra alcuni limiti molto rilevanti dettati dalla forte base empirica connaturata al concetto di "Terroir" in cui l'interazione tra vitigno e ambiente rappresenta una "scatola nera" all'interno della quale il determinismo che lega il pedoclima ad una certa qualità del prodotto è, nel migliore dei casi, descritto qualitativamente ma non ulteriormente indagato e/o utilizzato. Ciò è certamente determinato dalla difficoltà e complessità insiti nell'indagare il sistema clima-suolo-pianta-prodotto finale.

È indubbio che per ottenere una buona procedura di zonazione si deve valutare l'interazione suolo-pianta-clima. Tale interazione è però fortemente governata dalla scala locale (es: bilancio idrico giornaliero) e necessita quindi di un'elevata risoluzione spaziale e temporale dei dati. La necessità di un'analisi del bilancio dell'acqua su base giornaliera (e quindi la necessità di dati climatici giornalieri) nasce, tra l'altro, dallo stretto legame esistente tra qua-

lità dei vini e lo stress idrico a cui è sottoposta la pianta nelle diverse fasi fenologiche. (Esteban *et al.*, 1999; Kennedy *et al.*, 2000; Matthews *et al.*, 1988; Bravdo e Naor, 1996).

L'approccio qui proposto alla zonazione integra il concetto di *terroir* con informazioni addizionali, quali quelle sullo stato idrico della coltura, prodotte tramite simulazioni di bilancio dell'acqua con modelli idrologici deterministici. Questo lavoro si limita a valutare un migliore utilizzo delle informazioni territoriali e non esamina l'aspetto, pur fondamentale, della sperimentazione vitigno-ambiente nelle diverse "zone" classificate.

Lo studio è stato condotto in un areale campano, la Valle Telesina caratterizzato da un'elevata variabilità pedologica e climatica (BN) (20.000 ha), tradizionalmente considerato vocato alla coltivazione della vite ed in cui sussistono produzioni enologiche DOC e DOCG.

La metodologia applicata può definirsi innovativa per alcuni passaggi che la differenziano dai comuni approcci multidisciplinari applicati frequentemente nella zonazione viticola e che si riscontrano in letteratura. In particolare: (i) utilizzo di dati climatici giornalieri spazializzati; (ii) applicazione nell'area di studio di un modello che descrive, su base fisica, la dinamica del movimento dell'acqua nel sistema suolo-pianta-atmosfera (Swap); (iii) produzione ed applicazione nella procedura di zonazione della cartografia di unità pedoclimatiche con mappatura dell'indice di Amerine e Winkler e di carte tematiche degli output del modello.

Il presente lavoro è chiaramente di tipo metodologico; per cui in alcuni casi le metodologie impiegate sono esse stesse parte dei risultati dell'indagine ed esse verranno quindi trattate nella sezione dei risultati e discussione.

## **Materiali e metodi**

### **Dati pedologici e topografici**

I dati pedologici sono stati ottenuti dalla carta dei suoli realizzata dal CNR-ISPAIM di Ercolano (NA) (oggi ISAFOM-CNR) in collaborazione con la Regione Campania (Terribile *et al.*, 1996); il DEM con un passo di 20X20 m è stato ottenuto dalla digitalizzazione delle carte topografiche (1:25.000) dell'Istituto Geografico Militare Italiano (IGMI).

### **Dati climatici**

Sono stati raccolti i dati termici e pluviometrici giornalieri delle stazioni climatiche distribuite dentro e fuori l'areale di studio e monitorate dagli uffici regionali del CEPICA di Telesse Terme (BN) e dal Dipartimento per i Servizi Tecnici Nazionali - Servizio Idrografico e Mareografico del Provveditorato di Napoli.

Per i dati termici sono state individuate 12 stazioni di rilevamento dati (Tab. 1), con valori delle temperature minime e massime giornaliere dal 1984 al 1996, da cui è stata elaborata la media.

Per le precipitazioni giornaliere, sono state individuate 25 stazioni pluviometriche (Tab. 1) con valori degli apporti pluviometrici dal 1984 al 1996.

La determinazione dell'evapotraspirazione di riferimento giornaliera è stata condotta applicando il metodo proposto da Blaney e Criddle:  $E_{to} = (0.46 \cdot T + 8) \cdot p$  dove: T = temperatura media giornaliera; p = rapporto percentuale fra le ore di illuminazione giornaliera ed il totale delle ore di illuminazione dell'anno alla latitudine in cui si opera e nel mese considerato.

### **Bilancio dell'acqua**

Per il calcolo del bilancio idrico su base giornaliera è stato utilizzato il modello numerico unidimensionale denominato SWAP (van Dam *et al.*, 1997). Tale modello è un algoritmo diffusamente impiegato per la simulazione del moto dell'acqua, dei soluti e del calore nel sistema suolo-atmosfera-pianta.

Per calcolare i flussi d'acqua attraverso il suolo il modello utilizza l'equazione differenziale di Richards risolvendola con uno schema numerico alle differenze finite, basandosi sulle funzioni idrauliche del suolo, ritenzione idrica e conducibilità idraulica, descritte rispettivamente dalle espressioni analitiche di van Genuchten (1980). In questo studio, l'algoritmo SWAP è stato applicato per il calcolo di "proprietà funzionali" in base alle quali poter eseguire valutazioni comparative del comportamento idrologico dei suoli investigati, assegnate le condizioni iniziali e al contorno del campo di moto. La scelta delle proprietà funzionali da analizzare è in genere guidata dall'obiettivo che ci si propone dal contesto ambientale nell'area di studio considerata (Wösten *et al.*, 1986). In questa applicazione è stato definito un indice qualitativo, "l'indice di stress idrico" per la vite nel periodo che va dalla ripresa vegetativa della pianta alla raccolta (1 aprile- 15 settembre), ottenuto dal rapporto tra la traspirazione attuale o reale stimata dal modello e la traspirazione potenziale definita come aliquota della evapotraspirazione potenziale. In tabella 2 sono riportate le condizioni al contorno del campo di moto imposte durante le simulazioni e i parametri più importanti utilizzati.

Tabella 1. Stazioni termiche e pluviometriche analizzate

| Quota (m s.m.) | Stazione            | Lat. Nord | Long. Est | Termica | Pluviometrica |
|----------------|---------------------|-----------|-----------|---------|---------------|
| 60             | Telese              | 41°13'    | 2°4'      | *       | *             |
| 140            | Castelvenere        | 41° 14'   | 14° 33'   | *       | *             |
| 144            | Benevento           | 41°8'     | 2°19'     | *       | *             |
| 170            | Solopaca            | 41° 11'   | 2° 4'     | *       | *             |
| 177            | Faicchio            | 41° 16'   | 2° 2'     |         | *             |
| 187            | Piedimonte Matese   | 41°21'    | 1°56'     | *       | *             |
| 205            | Caiazzo             | 41°10'    | 1°55'     |         | *             |
| 263            | Bucciano            | 41°5'     | 2°7'      | *       | *             |
| 277            | Cerreto Sannita     | 41° 16'   | 2° 6'     |         | *             |
| 348            | Reino               | 41° 18'   | 2°22'     |         | *             |
| 357            | S. Lorenzo Maggiore | 41°15'    | 2°10'     |         | *             |
| 358            | Paduli              | 41°10'    | 2°26'     | *       | *             |
| 380            | Pescosannita        | 41°14'    | 2°22'     |         | *             |
| 390            | S. Angelo D'alife   | 41°22'    | 1°49'     |         | *             |
| 400            | Guardia Sanframondi | 41° 15'   | 2° 8'     | *       | *             |
| 437            | Vitulano            | 41°10'    | 2°11'     |         | *             |
| 519            | Campolattaro        | 41°17'    | 2°17'     |         | *             |
| 526            | S. Gregorio Matese  | 41°23'    | 1°55'     |         | *             |
| 545            | Piedimonte M.muto   | 41°21'    | 1°53'     | *       | *             |
| 560            | Montesarchio        | 41°2'     | 2°13'     | *       | *             |
| 580            | S.Giorgio la Molara | 41°16'    | 2°28'     |         | *             |
| 640            | Morcone             | 41°21'    | 2°13'     |         | *             |
| 700            | S. Croce del Sannio | 41°22'    | 2°17'     | *       | *             |
| 740            | Colle Sannita       | 41°22'    | 2°33'     |         | *             |
| 1287           | Montevergine        | 40°43'    | 3° 05'    | *       | *             |

Tabella 2. Condizioni al contorno del campo di moto imposte durante le simulazioni e parametri principali

| Periodo di simulazione | Contorno inferiore | Contorno superiore   | Proprietà Idrauliche  | Dati principali della coltura   |
|------------------------|--------------------|--|---|---|
| Dal 1/4 al 31/10       | assenza di falde   | - piogge giornaliere misurate e stimate                            | Stimate da dati tessiturali e sostanza organica dal database HYPRES (Wösten et al., 1999) | - Stimati da osservazioni in sito (altezza della coltura, profondità dell'apparto radicale) |
|                        | drenaggio libero   | - evapotraspirazione giornaliera stimata mediante Blaney e Criddle |   | - Stimati da bibliografia (LAI, Kc)   |
|                        |                    | - assenza d'irrigazione  |   |   |

## Risultati

In considerazione di quanto già esposto nell'introduzione, la metodologia di zonazione proposta necessita, in aggiunta all'informazione pedologica, anche di altri strati informativi quali quelli idrologici e bioclimatici.

E' stato così necessario elaborare alcuni strati informativi riportati nella tabella 3, ritenuti molto importanti per l'analisi del sistema suolo-pianta-atmosfera finalizzata alla zonazione viticola. Tutti i dati sono stati integrati nel GIS sotto forma di matrici georeferenziate, a passo 20 metri.

## Il suolo

Lo strato informativo suolo è stato ottenuto dalla carta dei suoli accorpando le unità cartografiche ad elevata altimetria dei rilievi carbonatici (U.C. Mol, Mot). Tali unità infatti per cause climatiche, per l'elevata pendenza dei versanti e per un uso del suolo forestale, sono stati considerati areali non idonei alla coltivazione della vite.



Tabella 3. Strati informativi elaborati, ritenuti molto importanti per l'analisi del sistema suolo-pianta-atmosfera finalizzata alla zonazione viticola

| Tematismo     | Strato informativo elaborato                                      | Tipo di informazione derivata ai fini della zonazione |
|---------------|---|---|
| Suolo         | Matrice dei suoli<br>(rielaborata dalla Carta dei Suoli)          | Definizione dei paesaggi pedologici                   |
| Clima         | Matrice del deficit pluviometrico<br>(Aprile-Ottobre)             | Definizione dell'ambiente climatico                   |
| Clima         | Matrice dell'indice bioclimatico<br>di Amerine e Winkler          | Definizione delle esigenze termiche del bionte        |
| Clima e suolo | Matrice dell'indice di stress idrico<br>(Output del modello SWAP) | Definizione delle esigenze idriche del bionte         |

### Il clima

Molte delle zonazioni prodotte, anche quelle con approcci interdisciplinari, utilizzano nel comparto clima un dato aggregato temporalmente che si riferisce ad uno o più punti specifici del paesaggio (Falcetti *et al.*, 1992; Scienza *et al.*, 1992); ciò induce evidenti limiti spaziali e temporali in queste procedure. Inoltre, nei progetti di zonazione, il riferimento del dato climatico è generalmente mensile, creando delle difficoltà nelle applicazioni di indici bioclimatici (somme termiche) esigenti di dati giornalieri (purtroppo essi sono spesso derivati direttamente dal valore mensile).

I dati climatici delle stazioni meteorologiche, come spesso accade, non sono risultati completi nella scala temporale rilevata (dati mancanti). I dati di ogni stazione meteorologica sono stati così elaborati per ottenere un database omogeneo, che consentisse di derivare un anno medio di dati giornalieri da poter spazializzare nell'area di studio. L'importanza di un database temporalmente omogeneo nasce dalla necessità di poter confrontare i diversi punti (stazioni) dello spazio in cui sono avvenute le misurazioni e valutarne la similarità o la dissimilarità; inoltre si è cercato di ottenere una distribuzione altimetrica delle stazioni rappresentativa dell'intervallo altimetrico presente nell'area di studio, col fine di ottenere una migliore rappresentazione della variabilità del clima lungo il gradiente altimetrico.

Col fine di ottenere un'informazione con un'elevata risoluzione spaziale e temporale, l'analisi del clima ha previsto la produzione di matrici giornaliere, per tutto l'areale di studio, delle temperature e delle piogge, quale input nel processo di zonazione viticola.

I dati climatici puntuali forniti dagli enti regionali sono stati sottoposti ad una accurata analisi ed elaborazione per l'ottimizzazione della successiva spazializzazione del dato. Tale analisi ha previsto l'individuazione e la ricostruzione dei dati termici e pluviometrici giornalieri non misurati nelle stazioni termopluviometriche utilizzate.

Nelle stazioni termiche i dati mancanti sono stati ricostruiti con l'utilizzo di metodi di regressione lineare, ottenendo per ogni stazione un anno medio dei dati termici giornalieri.

Per i dati pluviometrici, a causa del numero eccessivo di dati giornalieri mancanti, le stazioni analizzate sono state ridotte da 25 a 17. Per poter stimare i valori degli eventi pluviometrici giornalieri mancanti, è stato realizzato un database decadale, caratterizzato anch'esso da missing-data, al quale applicare la metodica di ricostruzione utilizzata per i dati termici. Una volta ottenuti i dati decadal mancanti è stato possibile stimare ed individuare gli eventi giornalieri all'interno delle decadi stimate attraverso un lavoro puntuale. Tale lavoro è definito dall'individuazione degli eventi nella decade e dalla distribuzione del valore decadale ricostruito tra gli eventi, ottenendo un database giornaliero omogeneo in anni, dal quale produrre l'anno medio delle precipitazioni giornaliere per le diverse stazioni.

La spazializzazione (cioè la stima di una proprietà nei punti dello spazio dove non è stata misurata) dei dati è stata effettuata con una metodologia su base fisica per la temperatura media giornaliera e con una metodologia geostatistica per l'apporto pluviometrico giornaliero.

La metodologia su base fisica per la spazializzazione del dato termico ha previsto l'individuazione delle funzioni di regressione giornaliera tra la quota e la temperatura da applicare al modello digitale del terreno (DEM). Tale spazializzazione è stata condotta in ambiente GIS ottenendo 366 matrici (in considerazione dell'anno bisestile) dell'andamento della temperatura media giornaliera.

I dati pluviometrici giornalieri sono stati spazializzati applicando come modello di interpolazione il Kriging ordinario (Castrignanò *et al.*, 1997). Le mappe prodotte mediante il software "Surfer" sono state riportate in ambiente GIS, ottenendo 366 matrici dei valori pluviometrici giornalieri. Il modello utilizzato per la spazializzazione è stato sottoposto a procedure di "cross validation" per valutarne la riproducibilità dei dati.

La "cross-validation" o "validazione-incrociata", consiste nell'effettuare una stima della variabile indagata anche nei punti campionati, come se questi non lo fossero, utilizzando lo stesso modello di stima, e nel confrontare le stime ottenute con i valori sperimentali. La differenza fra la stima ed il dato sperimentale rappresenta l'errore

sperimentale. L'affidabilità del modello utilizzato (riproducibilità dei dati) è stata definita mediante l'utilizzo di indici quali l'errore residuo medio (ME) e l'errore residuo quadratico medio (MSE) standardizzati (G.J. Battaglia, 1996; ISATIS, 2004).

Gli errori di stima evidenziati, secondo gli autori, potrebbero essere sensibilmente ridotti mediante l'introduzione di ulteriori stazioni di misura del dato pluviometrico. Al fine di ridurre l'errore di stima è stata effettuata un'indagine per valutare l'esistenza o meno di correlazione tra la variabile indagata (precipitazioni) e la variabile "quota". L'indagine non ha evidenziato alcuna correlazione significativa. L'obiettivo era quello di sfruttare la quota come variabile esterna e poi ricorrere in un interpolatore tipo Kriging con deriva esterna.

Per valutare l'importanza dell'errore commesso nella stima del dato pluviometrico sull'analisi territoriale ed in particolare sul bilancio idrico giornaliero, è stata investigata l'influenza che questo errore comporta su uno dei fattori principali che determinano la qualità de prodotto finale: lo stress idrico. La procedura è stata effettuata simulando con il modello SWAP, l'andamento dello stress idrico come rapporto fra la traspirazione reale e quella potenziale in alcuni punti del paesaggio in cui i dati climatici sono stati anche misurati. Le simulazioni sono state condotte dove la spazializzazione produceva una sovrastima (Solopaca) ed una sottostima dell'apporto pluviometrico (Telese). La figura 1 mostra l'andamento nei due siti della proprietà funzionale (trasp. attuale / trasp. potenziale) nel periodo di attività vegetativa della pianta (1 aprile-31 ottobre) attraverso l'utilizzo dei dati misurati e degli stimati.

Si nota bene come l'andamento delle curve per ogni stazione dei dati stimati o misurati rispetta le differenze di comportamento dei due ambienti sostanzialmente diversi da un punto di vista pedologico. L'entrata in stress tra le curve dei dati stimati e quelle dei misurati presenta lo stesso scarto; la pendenza e l'andamento delle curve "stimate" rispetto alle "misurate" non si scosta di molto fino all'avvento delle precipitazioni che si presentano con intensità diverse nel periodo settembre-ottobre a parità di evapotraspirazione di riferimento.

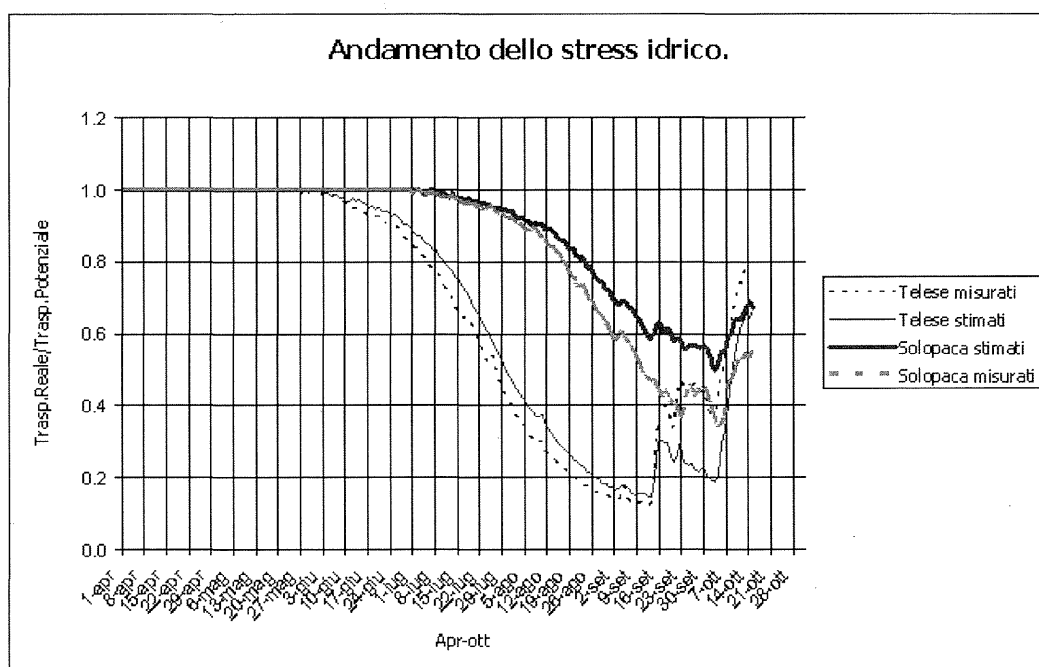


Figura 1. Confronto fra l'andamento dello stress idrico prodotto con l'utilizzo di dati pluviometrici stimati e quelli misurati

L'obiettivo di tale analisi comparativa (si riportano i dati di due siti) è stato quello di valutare gli effetti delle procedure di spazializzazione sulla determinazione di una proprietà funzionale derivata dall'applicazione di un modello idrologico deterministico.

In questo lavoro si vuole evidenziare come in situazioni in cui non vi è la possibilità di migliorare la caratterizzazione climatica dell'area di studio, l'utilizzo di dati climatici spazializzati anche se affetti da errori moderati, non compromette la bontà del risultato finale (in questo caso lo stress idrico). Tale affermazione è dimostrata dai confronti fra le simulazioni condotte con dati pluviometrici stimati e misurati.

Il comportamento ambientale verificato dal modello indica come l'errore di stima accertato nel dato climatico abbia un'incidenza moderata, quasi irrilevante, sulla definizione della proprietà funzionale (stress idrico) a causa dell'elevato numero di variabili presenti nel sistema analizzato (proprietà fisiche dei suoli, pianta, condizioni al con-

torno, ecc.). Tale comportamento ci consente di applicare il modello di simulazione in tutta l'area di studio e di ottenere un'informazione di sintesi qualitativa diretta capace di fornire forte strumento di classificazione del territorio.

La stima nell'area di studio dell'evapotraspirazione di riferimento, ET<sub>0</sub>, è stata condotta attraverso l'utilizzo degli strati informativi delle temperature medie prodotti nella fase di spazializzazione del dato termico. La funzione di Blaney-Criddle è stata applicata per ogni pixel delle matrici delle temperature medie, tenendo conto delle variazioni che il coefficiente di correzione subisce durante i diversi mesi dell'anno. Sono stati così calcolati i valori dell'ET<sub>0</sub> e la sua spazializzazione ottenendo 366 strati informativi dell'ET<sub>0</sub> giornaliera.

I risultati di questa indagine climatica hanno così consentito di elaborare una serie di informazioni climatiche spazializzate nel territorio ottenendo degli importanti indici aggregati (deficit pluviometrico e indici bioclimatici).

Per una valutazione idrologica sintetica dei diversi ambienti climatici è stata elaborata la matrice del deficit pluviometrico. Essa è stata calcolata nel periodo di attività fisiologica della vite, sommando le differenze tra le matrici degli apporti pluviometrici giornalieri e dell'ET<sub>0</sub> dal 1/04 al 31/10.

### L'indice bioclimatico di Amerine e Winkler

Per valutare le esigenze termiche della vite sono stati utilizzati i dati termici giornalieri spazializzati. Essi hanno consentito l'applicazione dell'indice bioclimatico di Amerine e Winkler nell'area di studio con l'ottenimento della mappa dell'andamento dell'indice in Valle Telesina (BN).

La mappa dell'andamento dell'indice di Amerine e Winkler mostra un valore massimo dell'indice pari a 1900°gg ed un minimo pari a 740°gg. Tale strato informativo rappresenta un importante strumento di gestione territoriale, consentendo di individuare le aree dove i diversi vitigni, in funzione della loro esigenza termica, possono essere coltivati ed esprimere al meglio le loro potenzialità.

### Applicazione del modello di simulazione

L'applicazione del modello SWAP ha prodotto l'andamento dello stress idrico giornaliero, dal germogliamento ( $t_1$ ) alla raccolta della vite ( $t_2$ ), nelle 32 unità pedologiche individuate nell'elaborazione della carta dei suoli della Valle Telesina (Fig. 2).

Per effettuare tali simulazioni bisogna conoscere le caratteristiche pedo-idrologiche del profilo di suolo e le condizioni al contorno superiore ed inferiore del campo di moto da simulare. Le informazioni delle condizioni al contorno superiore ed inferiore devono essere giornaliera, e quindi sono state utilizzate le informazioni climatiche giornaliera spazializzate descritte nella sezione precedente.

L'indice di stress IST si ottiene dagli output del modello ed è definito da:

$$I_{ST} = 100 \int_{t_1}^{t_2} T_r / T_p dt$$

dove  $t_1$  e  $t_2$  sono il 1 aprile e il 15 settembre e  $T_r/T_p$  è il rapporto fra traspirazione reale e potenziale.

L'indice  $I_{ST}$  è stato calcolato anche nelle diverse fasi fenologiche della vite variando i tempi  $t_1$  e  $t_2$  di integrazione. Tale analisi ha individuato un valore massimo dell'indice stress idrico totale pari al 27,3% nell'unità Col4 ed un valore minimo pari a 5,6% nel Tea6. Un valore massimo relativo in germogliamento pari al 0,3% nell'unità Col6, 0,18% alla fioritura nell'unità Ped2, 17,7% all'allegagione nell'unità Col4 e 36,5% nell'unità Col5 all'invaiaura-raccolta (Fig. 2).

### Elaborazione della zonazione viticola

L'integrazione tra le unità pedologiche, le matrici dell'indice di Amerine e Winkler espresso in cinque classi (1=<1200°gg; 2=1200-1400°gg; 3=1400-1600°gg; 4=1600-1800°gg; 5=1800-1900°gg), il deficit pluviometrico e l'indice di stress totale, ha generato la cartografia della zonazione viticola (Fig. 3).

L'area di studio è suddivisa in 5 ambienti che hanno presentato le seguenti caratteristiche:

- Nell'**ambiente collinare** le classi più presenti dell'indice di Amerine e Winkler sono la 2 e la 4 (tra 1400 e 1800 °gg.) con la presenza di suoli franchi (franco argillosi, franco scheletrici) o argillosi (argilloso scheletrici) con profondità utile da scarsa ad elevata, calcarei, ben drenati. Tale ambiente mostra un'elevata capacità d'impianto sia per la tipologia dei suoli presenti che ben si prestano alle esigenze della vite, sia per l'ampio range espresso dall'indice di Winkler che favorisce l'impianto delle cultivar a me-

- dio ed elevato fabbisogno termico. L'indice di stress idrico totale presenta un valore medio del 18,3% un massimo del 27,3 % ed un minimo del 9,5 %.
- Nell'**ambiente montano** le classi più presenti dell'indice di Winkler sono la 1 e la 2 (valori < 1400° gg.) con la presenza di suoli franchi (franco scheletrici, franco limosi, franco limoso argilloso) con profondità utile per lo più scarsa, da calcarei a non calcarei, ben drenati con proprietà andiche ben espresse in alcuni casi (Suoli Fosse P111). Tale ambiente mostra un elevata variabilità delle classi dell'indice di Amerine e Winkler, che nell'unità Mot varia da 1 a 4 e nella Mol da 1 a 3. L'indice di stress idrico totale assume valore pari a 15,7% nell'unità Mol ed 6,5% nella Mot. I valori espressi dall'indice bioclimatico confermano ulteriormente che tale ambiente non è idoneo alla coltivazione della vite.
  - Nella **pianura alluvionale** la classe più presente dell'indice di Amerine e Winkler è la 5 (tra 1800 e 1900 °gg.) con la presenza di suoli franchi calcarei, ben drenati con profondità utile elevata. L'indice di stress idrico totale mostra un valore pari a 21,3%. Tale ambiente risponde bene all'esigenze delle coltivar con elevato fabbisogno termico.
  - Nell'ambiente della **pianura pedomontana** le classi più presenti dell'indice di Amerine e Winkler sono la 4 e la 5 (tra 1600 e 2000°gg.) con suoli franco sabbiosi, presenza, in alcuni casi, di moderate proprietà andiche (Ped2). L'indice di stress idrico totale presenta un valore medio del 18,2% un massimo del 24,3 % ed un minimo del 12,5 %. Tali aree sono attualmente in gran parte destinate alla viticoltura.
  - Nei **terrazzi** le classi più presenti dell'indice di Amerine e Winkler sono la 4 e la 5 (tra 1600-1900) con presenza di suoli franchi (franco limoso, franco argilloso, franco scheletrici), calcarei e non calcarei, ben drenati e con la presenza in alcuni casi di caratteristiche andiche ben espresse (Tea2). L'indice di stress idrico totale presenta un valore medio del 14,4% un massimo del 21,7% ed un minimo del 5,6%. Tale ambiente come la pianura pedomontana attualmente è destinato in gran parte alla coltivazione della vite.

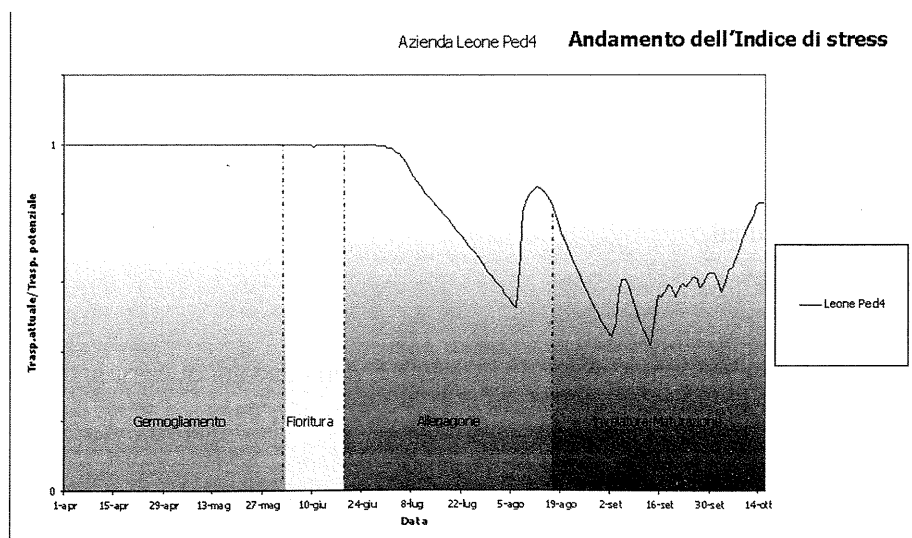
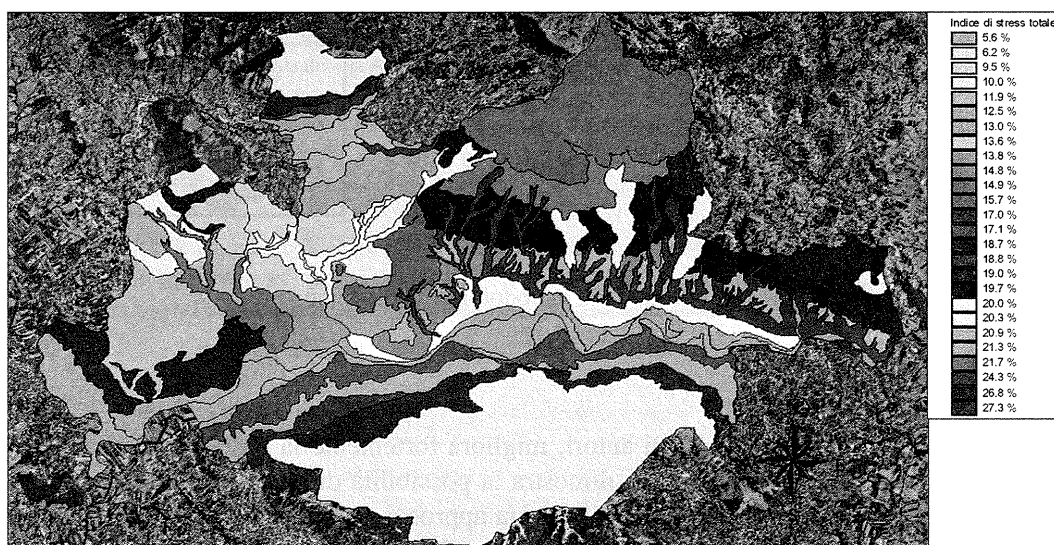


Figura 2. Mappa della distribuzione dell'indice di stress (totale %) della vite ed esempio di caratterizzazione del suo andamento

Nell'areale l'andamento del deficit pluviometrico nelle unità ecopedologiche mostra una distribuzione quasi omogenea con una differenza tra i valori medi minimi e massimi di 123,1 mm. L'entità dello scarto non permette una grossa diversificazione tra gli ambienti ma si può comunque evidenziare un andamento decrescente nel seguente ordine:

Pianura alluvionale > Pianura pedomontana > Terrazzi >  
Collinare > Montano

L'analisi ha confermato l'uso attuale di alcune aree vitate, che hanno mostrato valori ottimali dell'indice di Amerine e Winkler (per i vitigno locale Falanghina) e condizioni di stress medio-alto. La presenza contemporanea di queste due componenti rappresenta il presupposto ideale per la produzione di un vino di qualità, da validare successivamente con una indagine qualitativa dell'uva e del vino sul territorio.

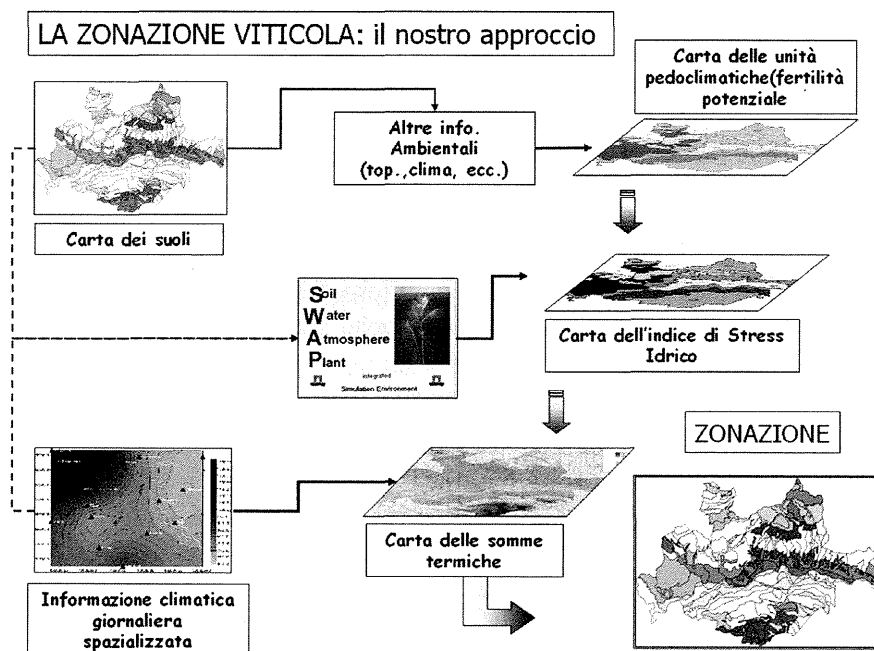


Figura 3. Schema della metodologia di zonazione proposta.

## Conclusioni

L'approccio illustrato, secondo gli autori, migliora fortemente la base dati territoriale per la produzione di un'ideale zonazione viticola. In particolare si dimostra la possibilità di spazializzare dati climatici giornalieri utilizzando sia approcci deterministici (temperatura-quota) sia approcci geostatistici (pioggia). E' possibile quindi valutare l'errore prodotto da queste procedure di spazializzazione utilizzando come output (proprietà funzionale) di un modello idrologico fisicamente basato lo stress idrico (stimato dal modello) della vite. In questo modo, grazie ad una procedura di cross-validation, è possibile valutare gli effetti degli errori immessi in questa procedura di spazializzazione.

La spazializzazione del dato climatico ha così consentito di produrre alcuni strati informativi del tutto innovativi nella zonazione viticola come (i) la distribuzione ad alta risoluzione spaziale dell'indice di Amerine Winkler; (ii) lo strato informativo del deficit pluviometrico giornaliero; (iii) lo strato informativo dello stress idrico.

La zonazione così prodotta ha una base fisica migliore rispetto agli approcci classici ma necessita di ulteriori indagini di validazione dei risultati.

## Ringraziamenti

Si ringrazia il Dott. Giampiero Scaglione c/o ARBOPAVE della Facoltà di Agraria di Portici per aver fornito le informazioni sulle esigenze termiche dei vitigni.

## Bibliografia

- AMERINE, M.A., WINKLER, A.J., (1944), "Composition and quality of musts and wines of California grapes." *Hilgardia*, 15, 493-675.  
 ARAMINI G., COLLOCA C., COREA A.M., PAONE R. (2003) - "La zonazione della denominazione d'origine del Cirò". *L'informatore Agrario* 19/2003 65-70.



- BATTAGLIA GLENN J., (1996) – “Mean Square Error”. *Amp Journal of Technology* Vol. 5 June, 1996.
- Bravdo B. and Naor A., (1996) – “Effect of water regime on productivity and quality of fruit and wine”. *Proc. Workshop Strategies to Optimize Wine Grape Quality*. Eds. S.Poni, E. Peterlunger, F.Iacono, C.Intrieri *Acta Hort.* 427. ISHS 1996.
- CATRIGNANÒ, A., STELLUTI, M., (1997), “Metodi di studio della variabilità spaziale e delle proprietà fisiche del suolo”. *Riv. di Agron.*, 31, 2, 361-374.
- COSTANTINI E.A.C., PINZAUTI S. (1992) – “L'importanza dell'indagine pedologica in viticoltura”.-Atti del convegno:La zonazione viticola tra innovazione agronomica, gestione e valorizzazione del territorio. L'esempio del Trentino. San Michele all'Adige, 28 Agosto 1992. Editi da M. Falcetti, Trento, 1992, 137-156.
- COSTANTINI E.A.C., LULLI L., PINZAUTI S., CHERUBINI P., SIMONCINI S., (1990) – “Indagine sui caratteri funzionali del suolo che agiscono sulla qualità del vino”. Atti del X° incontro su: Contributi ed influenza della chimica nella produzione, conservazione e commercializzazione del vino”. Università di Siena. Istituto di Chimica organica: 27-40
- ESTEBAN MA, VILLANUEVA MJ, LISSARRAGUE JR (1999) – “Effect of irrigation on changes in berry composition of Tempranillo during maturation. Sugars, organic acids, and mineral elements”. *American Journal of Enology & Viticulture* 50: 418-434
- FALCETTI, M., PINZAUTI, S., SCIENZA, A., (1992), “La zonazione dei terreni vitati del trentino.” *Vignevini*, 9, 57-64.
- FREGONI, M., ZAMBONI, M., BORSELLI, M., FRASCHINI, E., SCIENZA, A., VALENTI, L., PANONT, CA., BRANCADORO, L., BODONI, M., FAILLA, O., LARUCCIA, N., NARDI, I., FILIPPI, N., LEGA, P., LINONI, F., E LIBÉ, A., (1992), “Ricerca pluridisciplinare per la zonazione viticola della Val Tidone (Piacenza, Italia)”. *Vignevini*, 11.
- KENNEDY JA, MATTHEWS MA, WATERHOUSE AL (2000) – “Changes in grape seed polyphenols during fruit ripening”. *Phytochemistry* 55: 77-85
- ISATIS Software manual 5th Edition (March 2004) – Published, sold and distributed by Geovariances. [www.geovariances.com](http://www.geovariances.com)
- LULLI L., LORENZONI P., ARRETINI A. (1980)- “Esempi di cartografia tematica e di cartografia derivata (sezione Lucignano – Foglio Firenze)” – La carta dei suoli, la loro capacità d'uso, l'attitudine dei suoli all'olivo e al Sangiovese. C.N.R., P.F. Conservazione del suolo, Firenze.
- LULLI L., COSTANTINI E.A.C., MIRABELLA A., GIGLIOTTI A., BUCCELLI P. (1989) – “Influenza del suolo sulla qualità della Vernaccia di San Gimignano”. *Vignevini*, 12: 53-62.
- MATTHEWS M.A., AND ANDERSON M.M., (1988). – “Fruit ripening in *Vitis Vinifera* L. Response to seasonal water deficits”. *Amer. J. Enol. Vitic.* 39: 313-320.
- SCIENZA A., FALCETTI M., BODONI M., CAMPOSTRINI F. (1992)-“Le zonage des terroirs viticoles effectué au moyen de l'étude de l'interaction <capace x environnement>. Application pour l'évaluation de plusieurs sites de l'Italie”. Atti XX Congresso Mondiale della vite e del vino. O.I.V., Madrid e La Rioja, 18-26 Maggio.
- TERRIBILE, F., DI GENNARO, A, DE MASCELLIS, R., (1996), “Carta dei suoli della Valle Telesina. Progetto U.O.T.” Relazione finale convenzione CNR-ISPAIM - Regione Campania, Assessorato alla Agricoltura.
- VAN DAM, J.C., HUYGEN, J., WESSELING, J.G., FEDDES, R.A., KABAT, P., VAN WALSUM, P.E.V., GROENENDIJK, P., E VAN DIEPEN, C.A., (1997), “Theory of SWAP version 2.0.”, Report 71, Dpt. of Water Resources, WAU, Wageningen, The Netherlands.
- VAN DAM J.C., HUYGEN J., WESSELING J.G., FEDDES R.A., KABAT P., VAN WALSUM P., GROENENDIJK P., & VAN DIEPEN C.A. (1997).“Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Atmosphere-Plant environment. Theory of SWAP 2.0”. Technical Document 45 DLO-SC, 168 pp.
- VAN GENUCHTEN, M.TH. (1980): “A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils”. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 892-898.
- WÖSTEN J.H.M., BANNIK M.H., DE GRUIJTER J.J., BOUMA J. (1986) – “A procedure to identify different groups of hydraulic-conductivity and moisture-retention curves for soil horizons”. *J.Hydrol.*, 86, pp. 133-145.



## L'IMPORTANZA DEGLI ORIZZONTI DIAGNOSTICI NELLO STUDIO DEGLI ELEMENTI IN TRACCIA – L'ESPERIENZA DELLA VALCHIAVENNA (SO)

Elda Bernardelli, Roberto Comolli, Franco Previtali

Dip.to di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano Bicocca

Piazza della Scienza, 1 - 20126 Milano; e-mail roberto.comolli@unimib.it

### Riassunto

La Valchiavenna (SO) si articola in una serie di cime e valli con una notevole varietà di ambienti, dal basso fondovalle alluvionale in cui sorge l'abitato di Chiavenna (333 m s.l.m.), fino a cime rocciose che superano i 3.000 m di quota (Pizzo Tambò, m 3279). La variabilità delle condizioni stazionali condiziona fortemente la pedogenesi, cosicché, accanto a Cambisols e Podzols, si ritrovano Umbrisols, Leptosols, Regosols, Histosols, Gleysols, Fluvisols, Phaeozems e Anthrosols.

I tenori di elementi in traccia sono quelli tipici dei suoli non contaminati, come ci si aspetta da un territorio in gran parte poco antropizzato; nei limitati casi in cui la concentrazione diventa sensibile, si ha a che fare con un maggior contenuto già a partire dal materiale parentale.

L'analisi statistica multivariata ha messo in luce che gli elementi in traccia si dividono in due gruppi: da una parte Pb, che ha una correlazione particolarmente elevata con il carbonio organico; dall'altra Cr, Cu e Ni, che sono fortemente correlati tra loro mentre hanno scarsa correlazione con le altre variabili.

Per Cr, Cu e Ni è stato calcolato il rapporto di concentrazione subsoil/topsoil, nell'insieme dei profili classificati come Podzols, Cambisols e Umbrisols (con orizzonte cambico). L'impiego di metodi statistici di analisi multivariata ha evidenziato che è difficile individuare raggruppamenti significativi di profili, almeno quando topsoil e subsoil sono definiti in termini di orizzonti genetici (A, B) oppure in termini di strati di spessore definito; risultati migliori si ottengono invece se i dati vengono rielaborati in funzione degli orizzonti diagnostici (ochrico, umbrico, cambico, spodico).

Vengono avanzate ipotesi sul ruolo della pedogenesi nella distribuzione di alcuni elementi in traccia lungo il profilo, ponendo le basi per sviluppare un modello concettuale che possa associare la distribuzione interna al suolo ai diversi tipi tassonomici.

**Parole chiave:** elementi in traccia, suoli alpini, orizzonti genetici, orizzonti diagnostici.

### The importance of diagnostic horizons in trace elements study - The Valchiavenna (SO) experience

### Abstract

Valchiavenna (SO) includes peaks and valleys with a large number of landscape types, from alluvial floodplain (Chiavenna, 333 m a.s.l.) to peaks over 3000 m high (Pizzo Tambò, 3279 m a.s.l.). The variability of site conditions affects pedogenetic processes: besides Cambisols and Podzols there are Umbrisols, Leptosols, Regosols, Histosols, Gleysols, Fluvisols, Phaeozems and Anthrosols.

Trace elements content is typical of non contaminated soils, as is expected in a little urbanized area; in some cases concentrations are greater, but due to a richer parent material.

Multivariate statistic analysis highlights that trace elements can be divided in two groups: Pb (highly correlated with organic matter content) and Cr, Cu and Ni (highly correlated one with another, but having poor relation with other variables).

For Podzols, Cambisols and Umbrisols with cambic horizon was calculated the subsoil/topsoil concentration ratio concerning Cr, Cu and Ni. Multivariate analysis showed that is difficult to group profiles using genetic horizons or defined thickness approach; better results were obtained using diagnostic horizons (ochric, umbric, cambic, spodic).

Some hypothesis on pedogenic processes role in trace elements distribution along soil profile are advanced, to develop a conceptual model that could associate soil taxonomic types with trace elements distribution in soil profiles.

**Key words:** trace elements, alpine soils, genetic horizons, diagnostic horizons.

### Introduzione

La Valchiavenna viene studiata da alcuni anni, dal punto di vista pedologico, nell'ambito del *Progetto Valchiavenna* del CNR (Bertolino *et al.*, 1999; Chersich *et al.*, 2001; Buondonno *et al.*, 2003) e in un progetto PRIN-COFIN relativo alla variabilità spaziale delle caratteristiche dei suoli (Comolli e Ferrè, 2004). Gli studi condotti vertono sia sugli aspetti relativi alla genesi e alla distribuzione dei suoli, sia sulla valutazione del contenuto di elementi in traccia; queste conoscenze sono necessarie da un lato per poter gestire in modo sostenibile le sempre più diffuse e pesanti trasformazioni antropiche, dall'altro per affrontare eventuali situazioni di degrado (che localmente iniziano a verificarsi, malgrado l'ambiente della valle sia in generale soggetto solo a limitate modificazioni antropiche), avendo

come riferimento lo stato iniziale (concentrazione di background dei metalli). Oggetto di particolare attenzione in questi studi è la distribuzione degli elementi in traccia nelle diverse matrici ambientali.

Il presente lavoro si pone l'obiettivo di verificare se, nella comprensione delle dinamiche degli elementi in traccia nei suoli, l'approccio pedologico (classificazione dei suoli, trattazione per orizzonti) risulti vantaggioso rispetto ad approcci più semplici. I dati relativi agli elementi in traccia presenti in profili significativi della Valchiavenna sono stati considerati sia dal punto di vista delle diverse tipologie tassonomiche (Podzols, Cambisols, Umbrisols), sia da quello dei diversi orizzonti (genetici, diagnostici) e strati, per verificare se la conoscenza degli aspetti pedologici s.s. possa risultare un valore aggiunto nell'interpretazione dei dati.

## Materiali e metodi

### Descrizione dell'area di studio

La Valchiavenna si trova nel centro delle Alpi, aperta a Sud al Lago di Como e confinante a Nord, Est e Ovest con la Svizzera. Essa divide le Alpi Lepontine dalle Retiche e si articola in una serie di cime e valli con una notevole varietà di ambienti, dal basso fondovalle alluvionale in cui sorge l'abitato di Chiavenna (333 m s.l.m.), fino a cime rocciose che superano i 3.000 m di quota (Pizzo Tambò, m 3279).

Dal punto di vista geologico, la valle presenta litologie prevalentemente cristallino-acide (ortogneiss, paragneiss, gneiss migmatitici, micascisti, metagraniti, filladi); sono inoltre presenti coperture sedimentarie mesozoiche, corpi intrusivi tardo-alpini e un gruppo di rocce mafiche e ultramafiche (Complesso Ofiolitico di Chiavenna). Per quanto riguarda i suoli, più che le formazioni geologiche sottostanti sono importanti le coperture di materiale sciolto, di tipo alloctono, depositatesi per gravità oppure per azione glaciale, fluviale o eolica.

I principali processi geomorfogenetici in alta Valle sono quelli glaciali; attorno ai pochi ghiacciai rimasti e in generale ad altitudine medio-alta sono attivi i processi periglaciali (gelifrazione, creep, geliflusso, cuscinetti erbosi, rock glaciers). Un altro importante fattore della morfogenesi è la gravità, la cui azione provoca movimenti di roccia, detrito e suolo (soil creep, soliflusso, erosione superficiale, frane, colamenti, sackung). Anche le acque superficiali hanno un ruolo importante nelle dinamiche del territorio (erosione, trasporto, deposizione). Dove la litologia è di tipo carbonatico, grande importanza assumono inoltre i fenomeni carsici (doline, valli cieche, karren).

Le precipitazioni sono ben ripartite durante l'anno, con totali di 1300-1600 mm. Il regime di umidità dei suoli è sempre udico-perudico, mentre quello di temperatura è mesico fino a circa 1100 m di quota, per poi passare a cryico (Previtali *et al.*, 2001).

La fascia basso-montana della valle, fino verso i 1100 m di quota, è occupata da boschi ad acero e tiglio; la fascia montana superiore (1100-1700 m) da peccete montane, triseteti e pascoli di malga; la fascia subalpina (1700-2200 m) da boschi misti di larice e abete rosso, lariceti di sostituzione, pascoli di malga; la fascia alpina inferiore (2200-2500/2800 m) da pascoli alpini (curvuleti, nardeti) e arbusteti nani; infine, la fascia nivale è occupata da vegetazione litofitica (Ravazzi, 2001).

### Conoscenze pedologiche esistenti

A tutt'oggi, nell'area sono stati descritti e campionati 105 profili pedologici, ripartiti lungo 19 transetti altitudinali, entro i quali i profili sono stati distanziati di circa 300 m di dislivello. Sui 383 campioni prelevati sono state eseguite numerose determinazioni analitiche (fisiche e chimiche) di laboratorio.

Oltre alle normali analisi per la caratterizzazione pedologica e per valutare il grado di fertilità dei suoli, sui campioni sono stati determinati vari elementi in traccia in forma pseudototale, utilizzando il metodo di Bettinelli *et al.* (2000): estrazione con acqua regia in forno a microonde, con tre step successivi a diverse potenze (250 W per 2', 400 W per 2' e 500 W per 10') e lettura con GFAAS.

In Valchiavenna, la presenza di un clima freddo-umido ha orientato la pedogenesi verso la brunificazione e la podzolizzazione: Cambisols e Podzols (ISSS, ISRIC, FAO, 1998) rappresentano dunque le tipologie pedologiche più evolute (Previtali *et al.*, 2001). La variabilità delle condizioni stazionali (legate soprattutto alla dinamica dei versanti, alla topografia locale, alla litologia del materiale parentale, alla presenza di particolari vegetazioni, alle forti modificazioni antropiche) determina tuttavia una notevole differenziazione tipologica, cosicché, accanto a Cambisols e Podzols, si ritrovano vari altri gruppi: Umbrisols, Leptosols, Regosols, Phaeozems, Histosols, Fluvisols, Anthrosols.

### Suoli presi in esame nell'elaborazione

Le elaborazioni che seguono sono state svolte su un set di 30 profili, estratti dai 105 disponibili. In tab. 1 sono elencate le loro principali caratteristiche stazionali. La scelta dei profili da considerare ha tenuto presente la necessità di utilizzare per il confronto suoli con un grado di sviluppo pedogenetico (testimoniato dal dato tassonomico)

comparabile; inoltre, poiché una parte importante delle elaborazioni doveva riguardare il rapporto di concentrazione degli elementi in traccia fra orizzonti profondi e superficiali, la scelta ha riguardato profili in possesso di un numero sufficiente di orizzonti analizzati e tipologie pedologiche provviste almeno di un epipedon e di un orizzonte pedologico di profondità. La scelta è dunque caduta sui Podzols (considerandone gli orizzonti genetici A e B, tralasciando quindi gli E; dal punto di vista diagnostico, utilizzando ocri e spodici, non gli albici), sui Cambisols (orizzonti genetici A e B; orizzonti diagnostici ocrico e cambico) e sugli Umbrisols provvisti di orizzonte cambico (orizzonti genetici A e B; orizzonti diagnostici umbrico e cambico). Per ciascun tipo tassonomico sono stati selezionati 10 profili, considerati particolarmente significativi: la scelta ha evitato, nei limiti del possibile, i profili con bisequenze, oltre a quelli con caratteri particolari (es.: idromorfia) o con orizzonti profondi (cambico, spodico) poco sviluppati.

Tabella 1. Caratteristiche stazionali dei 30 profili pedologici considerati

| Profilo          | Quota m s.l.m. | Pendenza % | Geomorfologia | Materiale parentale | Copertura vegetale |
|------------------|----------------|------------|---------------|---------------------|--------------------|
| <b>Podzols</b>   |                |            |               |                     |                    |
| P13              | 2320           | 20         | AV            | DG                  | PS                 |
| P16              | 1770           | 45         | MV            | DMV                 | PP                 |
| P21              | 2350           | 35         | AV            | DG                  | PS                 |
| P31              | 1950           | 25         | F             | DG                  | PP                 |
| P40              | 2615           | 100        | AV            | DG                  | PN                 |
| P43              | 1760           | 45         | BV            | DMV                 | PP                 |
| P82              | 2130           | 45         | MV            | DG                  | PS                 |
| P93              | 1855           | 60         | AV            | DG                  | BC                 |
| P95              | 2340           | 20         | AV            | DG                  | PS                 |
| P102             | 1810           | 20         | BV            | DG                  | PM                 |
| <b>Cambisols</b> |                |            |               |                     |                    |
| P11              | 1750           | 45         | BV            | DMV                 | PP                 |
| P22              | 2100           | 55         | AV            | DAG                 | PP                 |
| P24              | 1320           | 45         | BV            | DMV                 | BM                 |
| P41              | 2050           | 80         | AV            | DMV                 | PP                 |
| P46              | 280            | 0          | CA            | DA                  | Pr                 |
| P56              | 1200           | 45         | F             | DG                  | PM                 |
| P65              | 1100           | 75         | MV            | DMV                 | PP                 |
| P75              | 1545           | 40         | MV            | DMV                 | PP                 |
| P86              | 1400           | 20         | F             | DMV                 | PM                 |
| P87              | 1140           | 20         | F             | DAG                 | PP                 |
| <b>Umbrisols</b> |                |            |               |                     |                    |
| P17              | 1270           | 35         | BV            | DAG                 | Pr                 |
| P20              | 940            | 65         | BV            | DMV                 | BL                 |
| P50              | 1290           | 80         | MV            | DAG                 | Pr                 |
| P55              | 350            | 45         | BV            | DMV                 | Pr                 |
| P58              | 1220           | 35         | MV            | DMV                 | PP                 |
| P74              | 1810           | 70         | BV            | DMV                 | PM                 |
| P78              | 610            | 45         | BV            | DMV                 | BL                 |
| P88              | 910            | 10         | BV            | DMV                 | Pr                 |
| P98              | 1735           | 100        | MV            | DMV                 | PMA                |
| P105             | 1265           | 10         | BV            | DAG                 | Pr                 |

#### Legenda

Geomorfologia: AV alto versante; MV medio versante; BV basso versante; CA conoide alluvionale; F fondovalle. Substrato pedogenetico: DG deposito glaciale; DMV deposito misto di versante; DA deposito alluvionale; DAG deposito alluvionale e gravitativo. Copertura vegetale: PP pascolo pingue; PM pascolo magro; PMA pascolo magro arbustato; PS prateria seminaturale; PN prateria naturale; Pr prato; BL bosco latifoglie; BC bosco conifere; BM bosco misto

I Podzols selezionati sono quasi tutti Skeletic e Humic; inoltre risultano Arenic o, in alternativa, Siltic. Metà dei profili possiede carattere Entic (assenza di orizzonte albico). I Cambisols selezionati sono tutti Skeletic, quasi tutti Hyperdystric e Humic; alcuni risultano Fluvic, Siltic, Arenic o Leptic. Gli Umbrisols selezionati sono tutti Humic, per metà Skeletic, alcuni Pachic o Siltic.

I principali caratteri fisici e chimici (valori medi) delle tre tipologie sono riportati in tab. 2. Si può notare che gli Umbrisols risultano significativamente meno acidi rispetto a Podzols e Cambisols; lo scheletro aumenta sempre considerevolmente con la profondità; la densità apparente è bassa ovunque in superficie, ma nel subsoil è più alta per gli Umbrisols; la quantità di sostanza organica è molto simile fra Cambisols e Umbrisols, mentre i Podzols ne sono più ricchi in superficie e nel subsoil (l'orizzonte B è spesso un Bhs); l'indice spodico, infine, risulta elevato nei podzols ma è piuttosto alto anche negli Umbrisols.

Tabella 2. Valori medi di alcune variabili fisiche e chimiche per i profili considerati  
(N.B.: Indice spodico =  $Al_0 \% + 1/2 Fe_0 \%$ )

| Tipo pedologico | Orizzonte | Scheletro | Densità apparente | pH               | Sabbia | Argilla | C org. | Indice spodico |
|-----------------|-----------|-----------|-------------------|------------------|--------|---------|--------|----------------|
|                 |           | %/vol.    | g/cm <sup>3</sup> | H <sub>2</sub> O | %      | %       | %      |                |
| PZ              | A         | 9         | 0,79              | 4,3              | 53     | 13      | 8.5    | 0,43           |
|                 | B         | 37        | 0,91              | 4,3              | 60     | 8       | 3.4    | 1,09           |
|                 | C         | 49        | 1,17              | 4,7              | 60     | 9       | 1.4    | 0,76           |
| CM              | A         | 16        | 0,74              | 4,3              | 47     | 11      | 5.8    |                |
|                 | B         | 49        | 0,95              | 4,6              | 58     | 9       | 1.9    |                |
|                 | C         | 69        | 1,07              | 4,7              | 58     | 6       | 1.6    |                |
| UM              | A         | 10        | 0,85              | 4,8              | 53     | 10      | 5.1    | 0,47           |
|                 | B         | 34        | 1,20              | 5,0              | 59     | 8       | 1.9    | 0,51           |
|                 | C         | 52        |                   | 5,4              | 68     | 6       | 0.9    |                |

### Metodi di elaborazione

I parametri relativi agli orizzonti diagnostici sono stati ricavati anche attraverso le medie ponderate (in relazione allo spessore) degli orizzonti genetici (cioè degli orizzonti campionati): ciò è stato necessario in caso di presenza di orizzonti di transizione, che contribuivano alla formazione dell'orizzonte diagnostico.

Le elaborazioni per orizzonti genetici hanno preso in esame, per ogni profilo, il primo orizzonte A e il primo orizzonte B ben espressi a partire dalla superficie.

Le elaborazioni per spessori hanno distinto un topsoil convenzionale (stabilito fra 0 e 10 cm di profondità) e un subsoil convenzionale (stabilito fra 30 e 40 cm di profondità); per ottenere i valori dei diversi parametri sono state utilizzate medie ponderate degli orizzonti genetici coinvolti, in relazione agli spessori di interesse.

Le elaborazioni statistiche univariate e multivariate (Webster, 2001) sugli elementi in traccia e sulle loro relazioni con gli altri parametri dei suoli sono state eseguite con il software Statistica 6.0.

### Risultati e discussione

#### Tenori di Cr, Cu, Pb e Ni

Per i 30 profili oggetto del presente studio si dispone dei dati di concentrazione (mg/kg) di Cr, Cu, Pb e Ni di 132 campioni di suolo, prelevati per orizzonti genetici (fig. 1 e tab. 3). I livelli, in modo analogo a quelli dell'intero dataset da cui sono stati estratti (*Progetto Valchiavenna*), sono tipici dei suoli non contaminati (Kabata-Pendias e Pendias, 1984). Cr e Pb sono gli elementi con le percentuali in peso maggiori (valori medi pari a 33,8 e 27,6 mg/kg), segue Ni (21,7 mg/kg) e in ultimo Cu (13,1 mg/kg); solo il profilo P31 (Skeleti-Entic Podzol), aperto a 1950 m s.l.m. in Val Loga, presenta valori particolarmente elevati, superiori alle concentrazioni limite riportate nel D.M. 471/99 per i siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale; si tratta comunque di tenori attribuibili alle sole fonti naturali, in particolare al materiale parentale (depositi glaciali di natura cristallino-acida gneissica), che in tutta la Val Loga si presenta con livelli di elementi in traccia superiori alla media dell'intera Valchiavenna. Anche la Val Schiesone, da cui è stato selezionato il profilo P58 (Skeleti-Humic Umbrisol; 1220 m s.l.m.), si distingue per l'elevata concentrazione di elementi in traccia, in particolare di Ni, per la presenza di un materiale parentale più ricco in tali elementi (depositi misti di natura ultrabasica).

Escludendo i valori estremi e considerando gli interdecili e interquartili, le concentrazioni di Cr, Cu, Pb e Ni spaziano su diversi ordini di grandezza, con una variabilità maggiore per Cr e Pb, più contenuta per Cu e Ni. La distribuzione non è però simmetrica: le frequenze sono massime nelle prime classi di concentrazione, mentre all'aumentare di questa diminuiscono. I risultati del test di Shapiro-Wilk applicato alle trasformate logaritmiche delle concentrazioni di Cr, Cu, Pb e Ni, evidenziano come queste seguano una distribuzione di tipo lognormale: il valore della statistica-test è molto elevato (0,98) per tutti e quattro gli elementi.

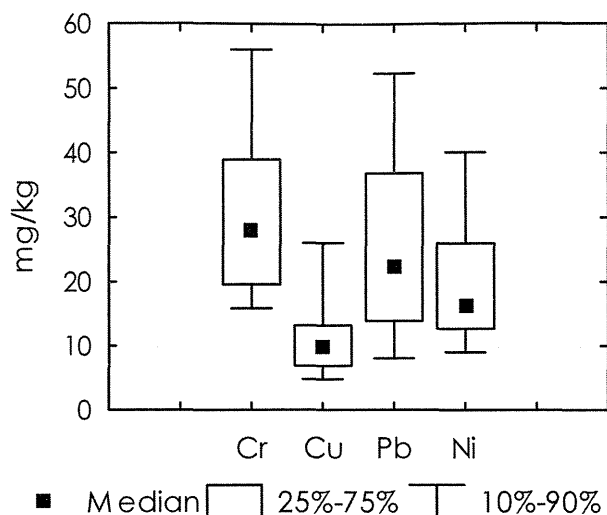


Figura 1. Rappresentazione mediante box-plot della distribuzione di Cr, Cu, Pb e Ni

Tabella 3. Indici statistici complessivi di posizione e variabilità relativi agli elementi in traccia

|                       | Cr   | Cu   | Pb   | Ni   |
|-----------------------|------|------|------|------|
| N° campioni           | 132  | 132  | 132  | 132  |
| Media (mg/kg)         | 33,8 | 13,1 | 27,6 | 21,7 |
| Mediana (mg/kg)       | 28,0 | 9,8  | 22,2 | 16,2 |
| Interquartile (mg/kg) | 19,4 | 6,3  | 23,0 | 13,2 |
| Dev. St. (mg/kg)      | 24,2 | 11,6 | 19,7 | 15,5 |

Riguardo alle relazioni tra gli elementi in traccia e le principali variabili chimiche e fisiche (pH, tessitura, carbonio organico, ecc.), sono stati calcolati i coefficienti di correlazione lineare (tab. 4) ed è stata eseguita un'analisi multivariata delle componenti principali (fig. 2 e tab. 5). Sia i coefficienti di correlazione che i loadings mostrano una suddivisione degli elementi in traccia in due gruppi: Cr, Cu e Ni da una parte, Pb dall'altra. Cr, Cu e Ni sono fortemente correlati tra di loro e non presentano coefficienti di correlazione significativi con le altre variabili; Pb invece risulta scarsamente correlato con i precedenti, mentre presenta una molteplicità di coefficienti di correlazione significativi con le altre variabili, in particolare con C organico, composizione del complesso di scambio e profondità. Il grafico dei loadings nello spazio delle componenti principali 1 e 3 (fig. 2) illustra chiaramente tale suddivisione.

Sulla base di queste considerazioni si è deciso di affrontare lo studio di Pb separatamente da quello di Cr, Cu e Ni, concentrando l'attenzione, per Pb, sulla relazione con le variabili chimiche e fisiche cui è maggiormente correlato, per Cr, Cu e Ni ricercando invece una regola di distribuzione in funzione dei processi pedogenetici.

Tabella 4. Coefficienti di correlazione lineare fra elementi in traccia e caratteri pedologici; in neretto quelli con  $p < 0,05$

|                     | Cr           | Cu           | Pb           | Ni          |
|---------------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| Profondità          | -0,10        | -0,07        | <b>-0,36</b> | 0,09        |
| Scheletro           | 0,09         | 0,17         | <b>-0,36</b> | 0,20        |
| pH H <sub>2</sub> O | -0,08        | -0,08        | <b>-0,28</b> | -0,04       |
| pH KCl              | -0,01        | -            | <b>-0,38</b> | 0,02        |
| Sabbia              | 0,07         | 0,17         | <b>-0,35</b> | 0,04        |
| Argilla             | <b>-0,22</b> | <b>-0,39</b> | 0,03         | -0,23       |
| C organico          | -0,02        | -0,16        | <b>0,39</b>  | -0,13       |
| CSC                 | -0,02        | -0,16        | 0,08         | -0,13       |
| TSB                 | 0,12         | -0,13        | <b>0,39</b>  | -0,03       |
| Ca scamb.           | -            | -0,03        | <b>0,31</b>  | -0,10       |
| Mg scamb.           | 0,04         | -0,03        | <b>0,42</b>  | -0,07       |
| Na scamb.           | 0,03         | -0,14        | 0,15         | -0,12       |
| K scamb.            | -0,07        | -0,09        | <b>0,60</b>  | -0,16       |
| Cr                  | 1,00         | <b>0,78</b>  | -0,12        | <b>0,72</b> |
| Cu                  |              | 1,00         | 0,07         | <b>0,80</b> |
| Pb                  |              |              | 1,00         | 0,06        |
| Ni                  |              |              |              | 1,00        |



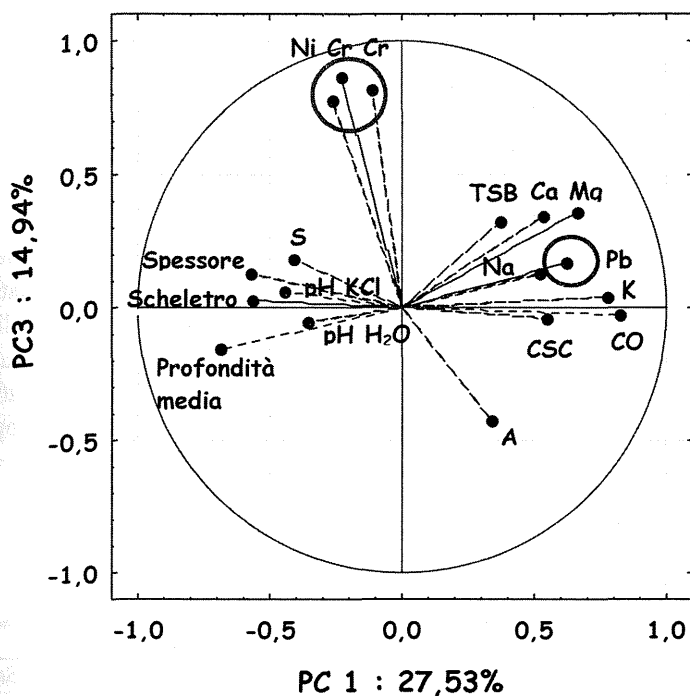


Figura 2. Loadings plot nello spazio delle componenti principali 1 e 3

Tabella 5. Matrice dei loadings per le prime tre componenti principali, con indicazione delle relative varianze spiegate

|                     | PC1<br>27,53% | PC2<br>18,15% | PC3<br>14,94% |
|---------------------|---------------|---------------|---------------|
| Profondità          | <b>-0,690</b> | -0,445        | -0,154        |
| Scheletro           | -0,576        | -0,109        | 0,131         |
| pH H <sub>2</sub> O | -0,357        | <b>-0,777</b> | -0,052        |
| pH KCl              | -0,455        | <b>-0,743</b> | 0,061         |
| Sabbia              | -0,410        | 0,066         | 0,180         |
| Argilla             | 0,338         | -0,249        | -0,427        |
| C organico          | <b>0,822</b>  | 0,151         | -0,029        |
| CSC                 | 0,544         | 0,197         | -0,041        |
| TSB                 | 0,370         | <b>-0,721</b> | 0,324         |
| Ca scamb.           | 0,535         | <b>-0,637</b> | 0,347         |
| Mg scamb.           | <b>0,660</b>  | -0,544        | 0,359         |
| Na scamb.           | 0,520         | -0,467        | 0,130         |
| K scamb.            | <b>0,777</b>  | -0,042        | 0,038         |
| Cr                  | -0,112        | 0,202         | <b>0,818</b>  |
| Cu                  | -0,227        | 0,253         | <b>0,867</b>  |
| Pb                  | <b>0,618</b>  | 0,071         | 0,172         |
| Ni                  | -0,260        | 0,219         | <b>0,776</b>  |

### Concentrazione di Pb negli orizzonti superficiali

Come già avevano mostrato i coefficienti di correlazione lineare (tab. 4), il contenuto in C organico esercita un forte controllo sulla ripartizione di Pb tra gli orizzonti del suolo. A questo riguardo, appare determinante la profondità: infatti, indipendentemente dal tenore assoluto di C organico e dal tipo di orizzonte, la massima concentrazione si ritrova sempre nei primi 10 cm di suolo: la mediana è pari a 35,0 mg/kg, contro quella generale (di tutti i campioni) pari a 22,2 mg/kg; questo si verifica sia in suoli con epipedon ocrici che in suoli con epipedon umbrici, nonostante i secondi siano generalmente più ricchi di sostanza organica. La spiegazione di questa elevata concentrazione di Pb in superficie può essere duplice (Baize, 1997): ricadute atmosferiche o asportazione da parte delle radici negli orizzonti profondi e rilascio nel topsoil alla morte dei vegetali (ipotesi del ciclo biogeochimico).

### Analisi della distribuzione di Cr, Cu, e Ni per gruppi pedologici

Per gli elementi Cr, Cu e Ni, che non presentano significative relazioni con le altre variabili chimiche e fisiche del suolo, ci si è proposti di studiare il ruolo della pedogenesi sulla loro distribuzione, associando a ciascun profilo un indice della loro differenziazione interna e utilizzando l'unità tassonomica come variabile qualitativa di raggruppamento, rappresentativa dei diversi processi pedogenetici.

È stato scelto come indice della differenziazione interna il rapporto di concentrazione tra campioni di profondità e campioni di superficie (Xiaoping *et al.*, 2002), in modo da avere una grandezza adimensionale, indipendente dall'ordine di grandezza dei valori osservati (correlata principalmente alla tipologia del materiale parentale) e che rappresentasse le variazioni relative.

I rapporti di concentrazione sono stati calcolati con tre diversi approcci: per orizzonti diagnostici, per orizzonti genetici e per strati (tab. 6). Verificata la normalità con il test di Shapiro-Wilk (statistica test mediamente intorno a 0,80), è stata eseguita un'analisi della varianza (ANOVA) per individuare quale dei tre approcci meglio evidenziasse le differenze tra Podzols, Cambisols e Umbrisols nella distribuzione di Cr, Cu e Ni. Dai risultati (tab. 7) emerge che non esiste una chiara differenza tra gruppi pedologici se i rapporti di concentrazione vengono calcolati per orizzonti genetici o, ancor peggio, per strati; i risultati migliori vengono forniti dall'approccio per orizzonti diagnostici.

Alla luce di questi risultati si possono avanzare ipotesi sul ruolo della pedogenesi nella distribuzione degli elementi in traccia. Da una prima osservazione dei valori medi dei rapporti si distinguono innanzitutto i Podzols che, rispetto ai Cambisols e agli Umbrisols, presentano una netta concentrazione in profondità di Cu, Ni e, in modo meno evidente, anche di Cr. In analogia con l'accumulo illuviale di composti amorfi di Fe, Al e C organico che ca-



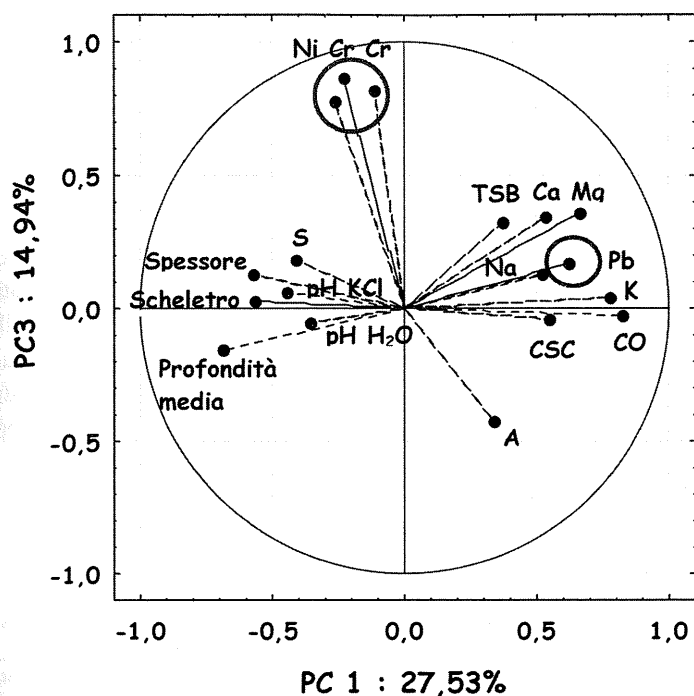


Figura 2. Loadings plot nello spazio delle componenti principali 1 e 3

Tabella 5. Matrice dei loadings per le prime tre componenti principali, con indicazione delle relative varianze spiegate

|                     | PC1<br>27,53% | PC2<br>18,15% | PC3<br>14,94% |
|---------------------|---------------|---------------|---------------|
| Profondità          | <b>-0,690</b> | -0,445        | -0,154        |
| Scheletro           | -0,576        | -0,109        | 0,131         |
| pH H <sub>2</sub> O | -0,357        | <b>-0,777</b> | -0,052        |
| pH KCl              | -0,455        | <b>-0,743</b> | 0,061         |
| Sabbia              | -0,410        | 0,066         | 0,180         |
| Argilla             | 0,338         | -0,249        | -0,427        |
| C organico          | <b>0,822</b>  | 0,151         | -0,029        |
| CSC                 | 0,544         | 0,197         | -0,041        |
| TSB                 | 0,370         | <b>-0,721</b> | 0,324         |
| Ca scamb.           | 0,535         | <b>-0,637</b> | 0,347         |
| Mg scamb.           | <b>0,660</b>  | -0,544        | 0,359         |
| Na scamb.           | 0,520         | -0,467        | 0,130         |
| K scamb.            | <b>0,777</b>  | -0,042        | 0,038         |
| Cr                  | -0,112        | 0,202         | <b>0,818</b>  |
| Cu                  | -0,227        | 0,253         | <b>0,867</b>  |
| Pb                  | <b>0,618</b>  | 0,071         | 0,172         |
| Ni                  | -0,260        | 0,219         | <b>0,776</b>  |

#### Concentrazione di Pb negli orizzonti superficiali

Come già avevano mostrato i coefficienti di correlazione lineare (tab. 4), il contenuto in C organico esercita un forte controllo sulla ripartizione di Pb tra gli orizzonti del suolo. A questo riguardo, appare determinante la profondità: infatti, indipendentemente dal tenore assoluto di C organico e dal tipo di orizzonte, la massima concentrazione si ritrova sempre nei primi 10 cm di suolo: la mediana è pari a 35,0 mg/kg, contro quella generale (di tutti i campioni) pari a 22,2 mg/kg; questo si verifica sia in suoli con epipedon ocrici che in suoli con epipedon umbrici, nonostante i secondi siano generalmente più ricchi di sostanza organica. La spiegazione di questa elevata concentrazione di Pb in superficie può essere duplice (Baize, 1997): ricadute atmosferiche o asportazione da parte delle radici negli orizzonti profondi e rilascio nel topsoil alla morte dei vegetali (ipotesi del ciclo biogeochimico).

#### Analisi della distribuzione di Cr, Cu, e Ni per gruppi pedologici

Per gli elementi Cr, Cu e Ni, che non presentano significative relazioni con le altre variabili chimiche e fisiche del suolo, ci si è proposti di studiare il ruolo della pedogenesi sulla loro distribuzione, associando a ciascun profilo un indice della loro differenziazione interna e utilizzando l'unità tassonomica come variabile qualitativa di raggruppamento, rappresentativa dei diversi processi pedogenetici.

È stato scelto come indice della differenziazione interna il rapporto di concentrazione tra campioni di profondità e campioni di superficie (Xiaoping *et al.*, 2002), in modo da avere una grandezza adimensionale, indipendente dall'ordine di grandezza dei valori osservati (correlata principalmente alla tipologia del materiale parentale) e che rappresentasse le variazioni relative.

I rapporti di concentrazione sono stati calcolati con tre diversi approcci: per orizzonti diagnostici, per orizzonti genetici e per strati (tab. 6). Verificata la normalità con il test di Shapiro-Wilk (statistica test mediamente intorno a 0,80), è stata eseguita un'analisi della varianza (ANOVA) per individuare quale dei tre approcci meglio evidenziasse le differenze tra Podzols, Cambisols e Umbrisols nella distribuzione di Cr, Cu e Ni. Dai risultati (tab. 7) emerge che non esiste una chiara differenza tra gruppi pedologici se i rapporti di concentrazione vengono calcolati per orizzonti genetici o, ancor peggio, per strati; i risultati migliori vengono forniti dall'approccio per orizzonti diagnostici.

Alla luce di questi risultati si possono avanzare ipotesi sul ruolo della pedogenesi nella distribuzione degli elementi in traccia. Da una prima osservazione dei valori medi dei rapporti si distinguono innanzitutto i Podzols che, rispetto ai Cambisols e agli Umbrisols, presentano una netta concentrazione in profondità di Cu, Ni e, in modo meno evidente, anche di Cr. In analogia con l'accumulo illuviale di composti amorfi di Fe, Al e C organico che ca-

ratterizza gli orizzonti spodici, si può ipotizzare che anche la concentrazione di Cr, Cu e Ni in profondità sia legata a processi illuviali (Tyler, 2004).

Anche i Cambisols, seppure in misura minore rispetto ai Podzols, mostrano tenori di Cr, Cu e Ni tendenzialmente più alti negli orizzonti sottosuperficiali. Negli Umbrisols, invece, non si manifesta una differenza fra gli orizzonti: una possibile spiegazione di questo fatto è legata alla dinamica di formazione di molti degli Umbrisols della Valchiavenna, che sembra dipendere in modo sostanziale da apporti ripetuti di materiale colluviale o alluvionale. Questo comporta da un lato un maggior spessore di questi suoli, dall'altro una omogeneità di caratteri costitutivi.

Per verificare ulteriormente la correttezza dell'ipotesi di una distribuzione degli elementi in traccia differenziata per gruppi pedologici (Hernandez *et al.*, 2003) e per mettere in luce anche una regola di classificazione statistica, è stata infine eseguita un'analisi discriminante (Vaselli *et al.*, 1997), metodo basato sul teorema di Bayes delle probabilità a posteriori e sull'analisi delle matrici di covarianza per classi e della matrice di covarianza comune. Fra i tre rapporti di concentrazione, quelli di Cu e Ni risultano avere un potere discriminante sufficiente e sono quindi utilizzabili per costruire una regola di classificazione, mentre quello di Cr non è abbastanza differenziato nei tre gruppi pedologici e non è quindi utilizzabile. La riclassificazione dei 30 profili mediante la regola così individuata è risultata corretta nel 60% dei casi (tab. 8), un primo esito da considerare positivo.

Tabella 6. Media, mediana e deviazione standard dei rapporti di concentrazione (o numeri indice NI) di Cr, Cu e Ni, per la totalità dei profili e per gruppi pedologici (PZ, CM e UM)

|        |    | Orizzonti diagnostici |         |         | Orizzonti genetici |         |         | Strati |         |         |
|--------|----|-----------------------|---------|---------|--------------------|---------|---------|--------|---------|---------|
|        |    | Media                 | Mediana | Dev.St. | Media              | Mediana | Dev.St. | Media  | Mediana | Dev.St. |
| Totale | Cr | 1,2                   | 1,1     | 0,4     | 1,1                | 1,1     | 0,4     | 1,2    | 1,0     | 0,8     |
|        | Cu | 1,4                   | 1,2     | 0,8     | 1,3                | 1,1     | 0,7     | 1,8    | 1,2     | 1,6     |
|        | Ni | 1,5                   | 1,3     | 0,8     | 1,4                | 1,2     | 0,8     | 1,6    | 1,2     | 1,0     |
| PZ     | Cr | 1,3                   | 1,2     | 0,5     | 1,3                | 1,1     | 0,5     | 1,2    | 1,2     | 0,3     |
|        | Cu | 1,9                   | 1,5     | 1,0     | 1,7                | 1,5     | 1,0     | 2,7    | 2,1     | 2,0     |
|        | Ni | 2,0                   | 1,7     | 1,2     | 1,9                | 1,4     | 1,1     | 2,0    | 2,2     | 0,9     |
| CM     | Cr | 1,2                   | 1,1     | 0,3     | 1,1                | 1,0     | 0,4     | 1,0    | 1,0     | 0,3     |
|        | Cu | 1,3                   | 1,2     | 0,6     | 1,3                | 1,2     | 0,6     | 1,3    | 1,2     | 0,6     |
|        | Ni | 1,3                   | 1,3     | 0,3     | 1,2                | 1,0     | 0,4     | 1,4    | 1,0     | 1,0     |
| UM     | Cr | 1,0                   | 1,0     | 0,2     | 1,0                | 1,0     | 0,2     | 1,3    | 0,9     | 1,3     |
|        | Cu | 0,9                   | 1,0     | 0,3     | 1,0                | 1,0     | 0,4     | 1,3    | 1,0     | 1,4     |
|        | Ni | 1,1                   | 1,1     | 0,3     | 1,1                | 1,1     | 0,3     | 1,4    | 1,1     | 0,9     |

Tabella 7. Risultati dell'ANOVA applicata ai 30 profili pedologici, utilizzando come variabile di gruppo la classe tassonomica e come variabili indipendenti i rapporti di concentrazione (o numeri indice NI) di Cr, Cu e Ni.

In neretto sono evidenziate le differenze significative (p-level<0,05) tra i gruppi

|    | Orizzonti diagnostici |             | Orizzonti genetici |             | Strati |         |
|----|-----------------------|-------------|--------------------|-------------|--------|---------|
|    | F                     | p-level     | F                  | p-level     | F      | p-level |
| Cr | 1,94                  | 0,16        | 1,17               | 0,32        | 0,42   | 0,66    |
| Cu | 5,10                  | <b>0,01</b> | 2,87               | 0,07        | 3,04   | 0,06    |
| Ni | 4,59                  | <b>0,02</b> | 3,66               | <b>0,04</b> | 1,74   | 0,20    |

Tabella 8. Matrice di classificazione ottenuta dall'analisi discriminante: nelle righe si leggono le classificazioni osservate, nelle colonne quelle predette

|        | Percentuale corretta | PZ | CM | UM |
|--------|----------------------|----|----|----|
| PZ     | 60,0                 | 6  | 3  | 1  |
| CM     | 50,0                 | 0  | 5  | 5  |
| UM     | 70,0                 | 1  | 2  | 7  |
| Totale | 60,0                 | 7  | 10 | 13 |

## Conclusioni

A seguito dei risultati ottenuti, sembra di poter concludere che l'approccio tassonomico ai suoli e la suddivisione in orizzonti diagnostici rappresentino un valido ausilio nell'interpretazione dei livelli di concentrazione degli elementi in traccia nel suolo e nella comprensione delle loro dinamiche. Il valore predittivo di queste conoscenze è massimo se i dati pedologici vengono rielaborati in funzione degli orizzonti diagnostici (ocrico, umbrico, cambico, spodico), mentre è di minor importanza se i dati vengono considerati per orizzonti genetici o rielaborati per strati di spessore definito.

## Bibliografia

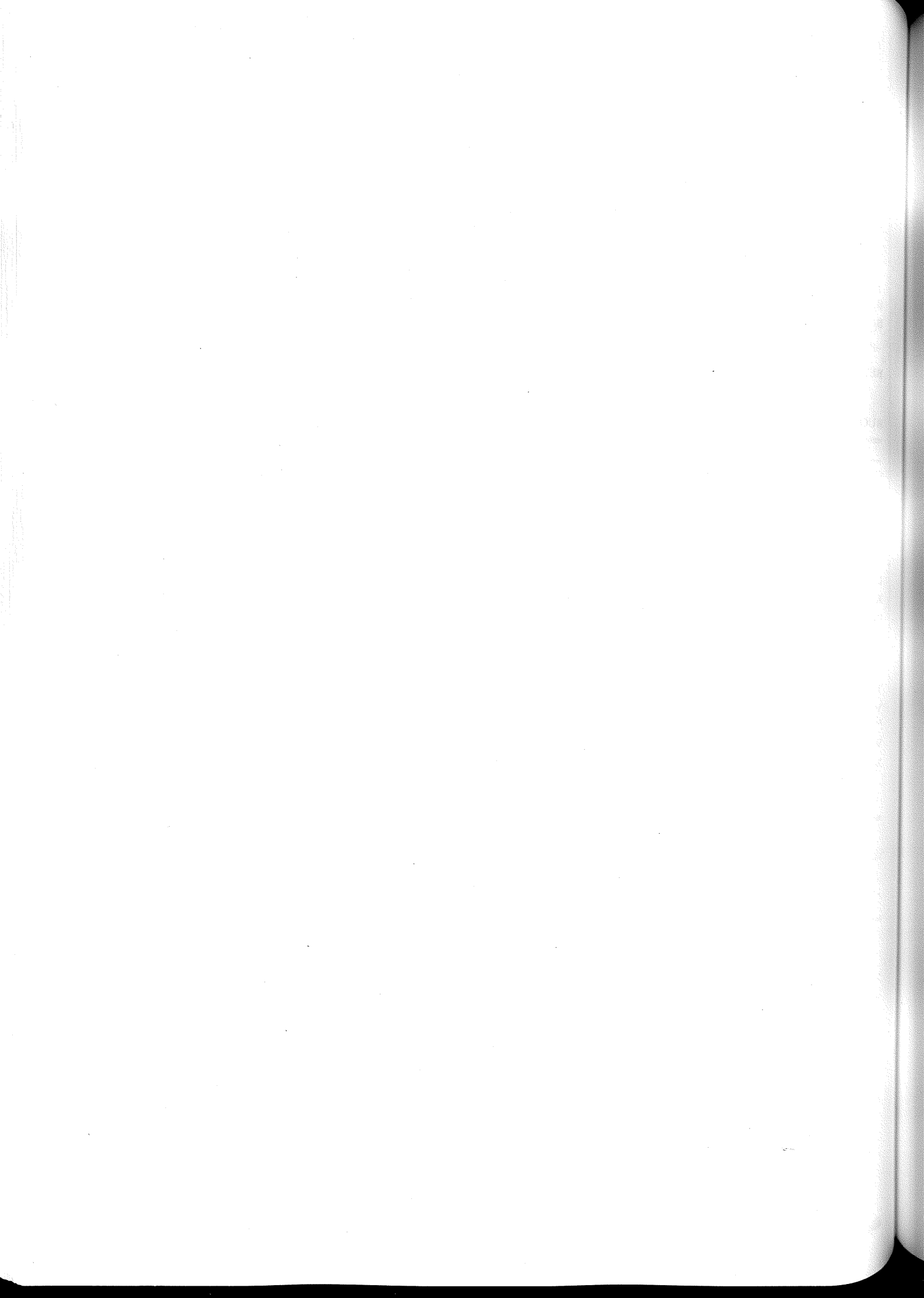
- BAIZE D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA, Paris.
- BERTOLINO F., BUONDONNO A., CHERSICH S., COMOLLI R., COPPOLA E., DE GENNARO M., MOIA F., PATRINI B., PREVITALI F., SALVI M., SOLARO S., 1999. I suoli dell'alta Valchiavenna (Sondrio) e il loro significato quali indicatori di contaminazione in ambiente alpino. Poster presentato al Convegno annuale SISS La scienza del suolo in Italia: bilancio di fine secolo, Gressoney, 22-25 giugno 1999.
- BETTINELLI M., BAFFI C., BEONE G.M., Spezia S., 2000. Determinazione di metalli pesanti in suoli e terreni mediante digestione in forno a microonde e analisi ICP-AES, ICP-MS e GF-AAS. In: Minoia C. et al. (eds.), Applicazioni dell'ICP-MS nel laboratorio chimico e tossicologico. Edizioni Morgan, Milano.
- BUONDONNO A., CHERSICH S., COMOLLI R., COPPOLA E., LETIZIA A., PREVITALI F., SAMARIA M., SOLARO S., 2003. Distribuzione di elementi potenzialmente tossici (PTE) all'interfaccia suolo/ambiente in un transetto della Valchiavenna (Sondrio). Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo, 52(1-2): 689-699.
- CHERSICH S., COMOLLI R., PREVITALI F., SOLARO S., CANTELLI D., 2001. Concentrazioni e provenienze di elementi in traccia in suoli di ambiente alpino. Poster presentato al Convegno annuale della Società Italiana della Scienza del Suolo (SISS) L'emergenza suolo, Erice, 16-22 maggio 2001.
- COMOLLI R., FERRÈ C., 2004. Microvariabilità pedologica e distribuzione di elementi in traccia in suoli di ambiente alpino (Valchiavenna, SO). Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo, 53(1-2): 285-291.
- HERNANDEZ L., PROBST A., PROBST J.L., ULRICH E., 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. The Science of the Total Environment, 312: 195-219.
- ISSS, ISRIC, FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. FAO, Roma.
- KABATA-PENDIAS A., Pendias H., 1984. Trace elements in soil and plants. CRC Press, Boca Raton, FL.
- PREVITALI F., COMOLLI R., SOLARO S., 2001. Suoli. In: Pedoambienti delle Alpi centrali: suoli alpini e contaminazione del territorio in Valchiavenna (SO), Guida all'escursione, Giornate pedologiche SIPe 2001.
- RAVAZZI C., 2001. Vegetazione. In: Pedoambienti delle Alpi centrali: suoli alpini e contaminazione del territorio in Valchiavenna (SO), Guida all'escursione, Giornate pedologiche SIPe 2001.
- TYLER G., 2004. Vertical distribution of major, minor and rare elements in a Haplic Podzol. Geoderma, 119: 277-290.
- VASELLI O., BUCCIANTI A., DE SIENA C., BINI C., CARADOSSI N., ANGELONE M., 1997. Geochemical characterization of ophiolitic soils in a temperate climate: a multivariate statistical approach. Geoderma, 75: 117-133.
- Webster R., 2001. Statistics to support soil research and their presentation. European Journal of Soil Science, 52: 331-340.
- XIAOPING P.Z., WEI D., XUEMING M.Y., 2002. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China Journal of Asian Earth Sciences, 21: 167-174.

## Conclusioni

A seguito dei risultati ottenuti, sembra di poter concludere che l'approccio tassonomico ai suoli e la suddivisione in orizzonti diagnostici rappresentino un valido ausilio nell'interpretazione dei livelli di concentrazione degli elementi in traccia nel suolo e nella comprensione delle loro dinamiche. Il valore predittivo di queste conoscenze è massimo se i dati pedologici vengono rielaborati in funzione degli orizzonti diagnostici (ocrico, umbrico, cambico, spodico), mentre è di minor importanza se i dati vengono considerati per orizzonti genetici o rielaborati per strati di spessore definito.

## Bibliografia

- BAIZE D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA, Paris.
- BERTOLINO F., BUONDONNO A., CHERSICH S., COMOLLI R., COPPOLA E., DE GENNARO M., MOIA F., PATRINI B., PREVITALI F., SALVI M., SOLARO S., 1999. I suoli dell'alta Valchiavenna (Sondrio) e il loro significato quali indicatori di contaminazione in ambiente alpino. Poster presentato al Convegno annuale SISS La scienza del suolo in Italia: bilancio di fine secolo, Gressoney, 22-25 giugno 1999.
- BETTINELLI M., BAFFI C., BEONE G.M., Spezia S., 2000. Determinazione di metalli pesanti in suoli e terreni mediante digestione in forno a microonde e analisi ICP-AES, ICP-MS e GF-AAS. In: Minoia C. et al. (eds.), Applicazioni dell'ICP-MS nel laboratorio chimico e tossicologico. Edizioni Morgan, Milano.
- BUONDONNO A., CHERSICH S., COMOLLI R., COPPOLA E., LETIZIA A., PREVITALI F., SAMARIA M., SOLARO S., 2003. Distribuzione di elementi potenzialmente tossici (PTE) all'interfaccia suolo/ambiente in un transetto della Valchiavenna (Sondrio). Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo, 52(1-2): 689-699.
- CHERSICH S., COMOLLI R., PREVITALI F., SOLARO S., CANTELLI D., 2001. Concentrazioni e provenienze di elementi in traccia in suoli di ambiente alpino. Poster presentato al Convegno annuale della Società Italiana della Scienza del Suolo (SISS) L'emergenza suolo, Erice, 16-22 maggio 2001.
- COMOLLI R., FERRÈ C., 2004. Microvariabilità pedologica e distribuzione di elementi in traccia in suoli di ambiente alpino (Valchiavenna, SO). Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo, 53(1-2): 285-291.
- HERNANDEZ L., PROBST A., PROBST J.L., ULRICH E., 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. The Science of the Total Environment, 312: 195-219.
- ISSS, ISRIC, FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. FAO, Roma.
- KABATA-PENDIAS A., Pendias H., 1984. Trace elements in soil and plants. CRC Press, Boca Raton, FL.
- PREVITALI F., COMOLLI R., SOLARO S., 2001. Suoli. In: Pedaambienti delle Alpi centrali: suoli alpini e contaminazione del territorio in Valchiavenna (SO), Guida all'escursione, Giornate pedologiche SIPe 2001.
- RAVAZZI C., 2001. Vegetazione. In: Pedaambienti delle Alpi centrali: suoli alpini e contaminazione del territorio in Valchiavenna (SO), Guida all'escursione, Giornate pedologiche SIPe 2001.
- TYLER G., 2004. Vertical distribution of major, minor and rare elements in a Haplic Podzol. Geoderma, 119: 277-290.
- VASELLI O., BUCCIANTI A., DE SIENA C., BINI C., CARADOSSI N., ANGELONE M., 1997. Geochemical characterization of ophiolitic soils in a temperate climate: a multivariate statistical approach. Geoderma, 75: 117-133.
- Webster R., 2001. Statistics to support soil research and their presentation. European Journal of Soil Science, 52: 331-340.
- XIAOPING P.Z., WEI D., XUEMING M.Y., 2002. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China Journal of Asian Earth Sciences, 21: 167-174.





**Sessione 2**

**Gestione sostenibile del suolo**

**Chairman: Edoardo A. Costantini e Carmelo Dazzi**





## IL SUOLO E LA SOSTENIBILITÀ DEGLI AGROECOSISTEMI

Fabio Caporali

Dipartimento di Produzione Vegetale - Università della Tuscia  
Via S. Camillo De Lellis - 01100 Viterbo; e-mail: caporali@unitus.it

### Riassunto

Il suolo è presentato come una struttura di processo di ecosistemi terrestri, cioè come un significativo crocevia tra le catene di pascolo e di detrito di ecosistemi terrestri, che ha sia memoria del passato che potenziale per lo sviluppo futuro. Come struttura di processo negli agroecosistemi, il suolo è largamente influenzato dagli interventi umani e le sue caratteristiche e proprietà dipendono in gran misura dalla organizzazione agraria e dalle pratiche condotte a livello aziendale. Coloro che si occupano in teoria ed in pratica di agricoltura, come pure gli scienziati e i responsabili politici, dovrebbero tenere in considerazione l'impegno responsabile per un approccio sistemico al suolo al fine di promuovere la sostenibilità degli agroecosistemi.

Vengono forniti esempi notevoli di studi di agroecosistemi in regimi contrastanti di gestione (convenzionale contro organico), dove gli indicatori di prestazioni agroecologiche sono significative caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del suolo.

**Parole chiave:** suolo, approccio sistemico, indicatori di qualità del suolo, sostenibilità.

### Soil and the sustainability of agro-ecosystems

#### Abstract

Soil is presented as a process structure of terrestrial ecosystems, i.e. as a meaningful crossroads between the grazing and the detritus chains of terrestrial ecosystems, which has got both memory of the past and potential for future development. As a process structure in agro-ecosystems, soil is particularly influenced by human interventions and its characteristics and properties largely depend on agricultural organisation and practices being carried out at on-farm level. Agricultural practitioners and professionals, as well as scientists and decision makers should both take on a responsible attitude and make a responsible action in favour of a systemic approach to soil, in order to promote sustainability in agro-ecosystems.

Case studies of monitored agro-ecosystems in contrasting regimes of management (conventional vs. organic) are reported, where meaningful indicators of agroecological performances are physical, chemical and biological characteristics of the soil.

**Key words:** soil, systemic approach, soil quality indicators, sustainability.

### Introduzione

Gli agroecosistemi sono ecosistemi modificati per soddisfare principalmente le esigenze di sostegno trofico dell'umanità. Presuppongono quindi una organizzazione di componenti e processi che mira a produrre, mantenendo le condizioni che consentono la produzione. La capacità di questa organizzazione a mantenersi nel tempo si definisce sostenibilità (Caporali, 1991, Caporali, 2004). Tradizionalmente, l'attitudine di un agroecosistema a produrre è stata collegata a quella proprietà del suolo che è stata definita come fertilità, termine metaforico collegato alla capacità degli organismi di produrre discendenza e quindi capacità di perpetuazione della specie. In pratica, la perpetuazione della specie umana è una condizione che viene riconosciuta essere in diretta connessione con la fertilità del suolo, con l'agricoltura che rappresenta il cordone ombelicale tra la madre terra e l'umanità figlia. Le caratteristiche di sostenibilità che l'agricoltura tradizionale ha espresso nei paesi di lunga storia agricola sono state recentemente compromesse dalla svolta indotta dall'agricoltura industrializzata, poiché la specializzazione degli agroecosistemi che si è affermata non si concilia con il ruolo polifunzionale che ad essi si richiede e genera invece impatti bio-fisici e socio-economici non tollerabili per lungo tempo. Da qui l'emergenza di metafore quali la "salute del suolo" e la "salute dell'ambiente" (Doran e Zeis, 2000; Caporali, 2004), per identificare la necessità di procedere ad un ulteriore atto decisionale, da condividere socialmente, volto a ricondurre l'agricoltura sui binari della sostenibilità. La responsabilità di procedere verso nuove forme di agricoltura sostenibile attiene in modo particolare alle Istituzioni che nella società producono cultura agraria, quali le Università ed i singoli loro appartenenti, e le Società scientifiche ed i singoli loro appartenenti. Questa assunzione di responsabilità deve essere manifestata con atti concreti, organizzando una ricerca ed una didattica mirate al conseguimento della sostenibilità dell'agricoltura (Wals e Bawden, 2000).

## Il suolo come processo ecosistemico

In accordo con il paradigma ecosistemico, la sostenibilità è una proprietà dell'ecosistema terrestre che deriva dalla sua organizzazione spontanea basata su: a) l'utilizzazione della radiazione solare, b) il riciclo della materia, c) la biodiversità. Questa organizzazione identifica i tre principi di ecosviluppo ai quali si dovrebbe ispirare ogni sistema

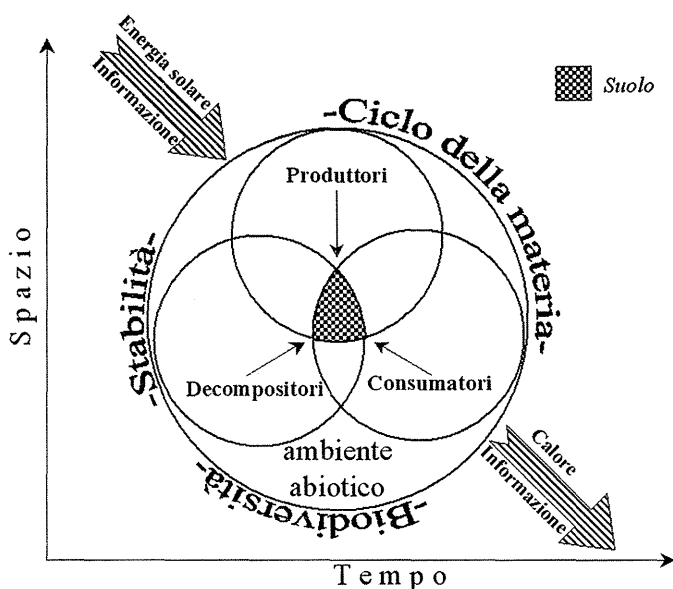


Figura 1. Il suolo come "crocevia" negli ecosistemi terrestri

di attività umana, in primo luogo l'agricoltura che usa nella sua organizzazione principalmente componenti e processi naturali. Nel paradigma ecosistemico il suolo rappresenta il punto di intersezione tra le catene di pascolo e di detrito che procedono entro il contesto fisico dell'ambiente terrestre (figura 1) ed è quindi l'inevitabile punto di convergenza di tutti gli input biotici e abiotici che operano nell'ecosistema. Quello che definiamo suolo è in realtà lo stato corrente del processo ecosistemico nel punto di massima convergenza degli input e di rilascio degli output. Essendo uno stato di un processo in corso, il suolo è suscettibile di cambiamento più o meno rapido, soprattutto in rapporto all'azione umana. Per queste sue caratteristiche, il suolo è il luogo della memoria e del significato di un ecosistema e determina la sua attitudine a produrre, cioè la sua fertilità.

È interessante rilevare come questa posizione epistemologica del significato e ruolo del suolo nell'ecosistema sia condivisa dagli studiosi specialisti del suolo (Amundson e Jenny, 1997), che rappresentano il suolo e le caratteristiche dell'ecosistema secondo un modello di fattore di stato (a state factor model) riassumibile nella seguente funzione:

Suolo e proprietà degli ecosistemi =  $f(\text{clima, organismi, topografia, roccia madre, tempo, esseri umani...})$

Questa funzione caratterizza il suolo come risultante di diversi componenti e processi che si svolgono in uno spazio definito ed in una continuità temporale, dove compare come fattore determinante anche l'azione umana, che non era compresa nei primi modelli di suolo forniti dalla letteratura (Shaw, 1930). La presenza dell'azione umana è sottolineata come presenza culturale, cioè come assemblaggio di idee e di tecnologie, capace ormai di incidere in maniera risolutiva sulle caratteristiche evolutive del suolo e dell'ecosistema. È in relazione a questa nuova consapevolezza che diventa indispensabile una assunzione di responsabilità mirata alla gestione sostenibile del suolo e degli ecosistemi.

## Il ruolo del suolo nel modello di agroecosistema tradizionale

Nei modelli di agricoltura tradizionale, come ad esempio quello espresso nel lavoro di Draghetti (1948), si identifica il ruolo del suolo nell'agroecosistema come portante della sostenibilità dell'attività agricola (Figura 2). Questi modelli, rispecchiando l'intera tradizione agricola italiana e quindi generazioni e generazioni di agricoltori che avevano imparato per esperienza diretta e tramandata, mostrano che solamente attraverso la integrazione ed il potenziamento reciproco delle catene di pascolo e di detrito si può realizzare un quadro di soddisfacente produttività vegetale ed animale sostenuto dalla naturale attitudine a produrre basata sui tre principi di ecosviluppo (uso integrale della radiazione solare, riciclo dei materiali, valorizzazione della biodiversità).

Nel sistema suolo-pianta della organizzazione agraria, l'elemento stabile è il suolo e l'elemento temporaneo è la coltura. Ne consegue che, per garantire una adeguata funzionalità del sistema suolo-pianta, la successione delle colture (o sistema colturale) deve essere tale da mantenere nel tempo le condizioni di fertilità del suolo (fisica, chimica e biologica). Da questa concezione sistemica, si origina la ricerca delle buone pratiche di rotazione e consociazione agraria al fine di mantenere stabilità sia di produzione che di fertilità del suolo. Inoltre, in questo quadro il ruolo dell'allevamento animale in azienda è visto sotto il duplice scopo di fornire produzioni animali lungo la catena di pascolo e produzioni di materiali organici fertilizzanti il suolo lungo la catena di detrito. La opportuna reintegrazione di energia-materia dalla stalla al campo ottenuta con le tradizionali letamazioni, fornisce un adeguato sostegno per la promozione della fertilità dei suoli con il rafforzamento delle sinergie tra i componenti dell'intero sistema aziendale, che diventa così in gran parte autonomo nella sua funzione di produzione, riducendo al minimo l'intensità d'uso di input esterni.

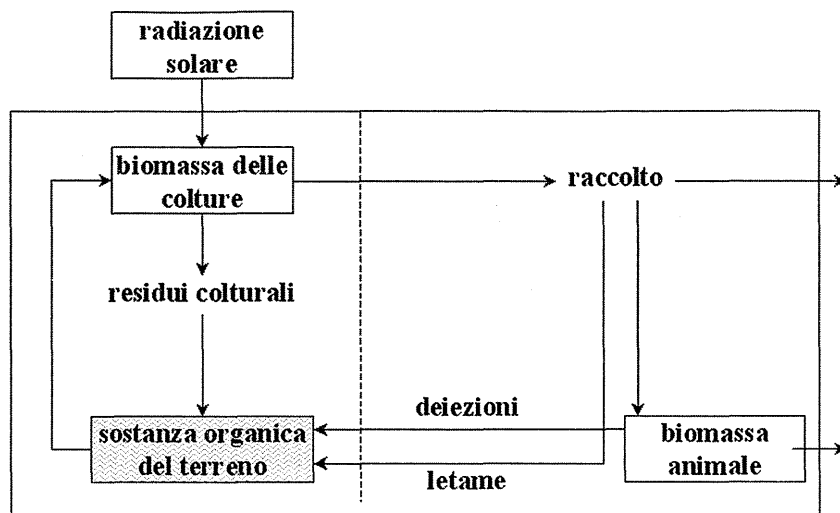


Figura 2. Funzionamento di un sistema tradizionale di azienda mista (Caporali, 1991)

**La insostenibilità della sostituzione del metabolismo biologico con il metabolismo industriale negli agroecosistemi**

L'evoluzione degli agroecosistemi nel periodo della industrializzazione ha comportato la loro semplificazione strutturale, fino a condizioni di monoculture e mosuccessioni e ad allevamenti animali senza terra, con introduzione di un massivo flusso di energia-materia proveniente dall'industria, supportato dall'uso di energia fossile (figura 3). Le implicazioni negative sulla salute del suolo e dell'ambiente, nonché sulla salute dell'uomo, sono divenute sempre più manifeste. I suoli agrari soffrono attualmente di più erosione, meno fertilità e più inquinamento. La fame di energia (o di carbonio) della società industrializzata si è estesa attualmente ad ogni tipo di legame organico, antico (combustibili fossili), recente (biomasse forestali tropicali) e intermedio, come l'humus del suolo, con la conseguenza che anche le riserve energetiche accumulate con l'umificazione spontanea nel suolo si vanno assottigliando sempre più in ogni continente. Il saccheggio delle risorse energetiche del pianeta deve essere in qualche modo contrastato se si vuole assicurare sostenibilità allo sviluppo delle future generazioni.

Al fine di rendere più agevole l'uso di grandi macchinari in agricoltura, le antiche sistemazioni protettive del suolo e delle sua fertilità sono state smobilizzate. E' cambiato il paesaggio agrario gentile, per la sua struttura a piccoli campi, ricchi di biodiversità, verso soluzioni di accorpamento su grandi superfici, con file e filari di colture disposte lungo la linea di massima pendenza, più facilmente investibili a monoculture da trattare meccanicamente per pratiche culturali, dalle lavorazioni ai trattamenti concimanti o di protezione fitosanitaria, fino alle operazioni di raccolta.

In questa situazione, il suolo dei nostri vigneti, oliveti e frutteti, è soggetto al trasporto erosivo ed alla inevitabile perdita di fertilità. Una simile gestione richiede in prospettiva sempre maggiori interventi di sostegno in termini di meccanizzazione, irrigazione, fertilizzazione difesa fitosanitari, per supplire alla perdita dei componenti e dei processi interni che garantiscono la funzionalità dell'agroecosistema. L'introduzione delle biotecnologie in agricoltura - così come si prospetta attualmente e a prescindere dall'eventuale inquinamento genetico del suolo (Bruinsma *et al.*, 2002)-, rappresenta un ulteriore rafforzamento della tendenza alla specializzazione degli agroecosistemi e quindi ad un rafforzamento dei pericoli che riguardano la perdita del suolo e della sua fertilità, con la compromissione della sostenibilità dell'agricoltura a lungo termine.

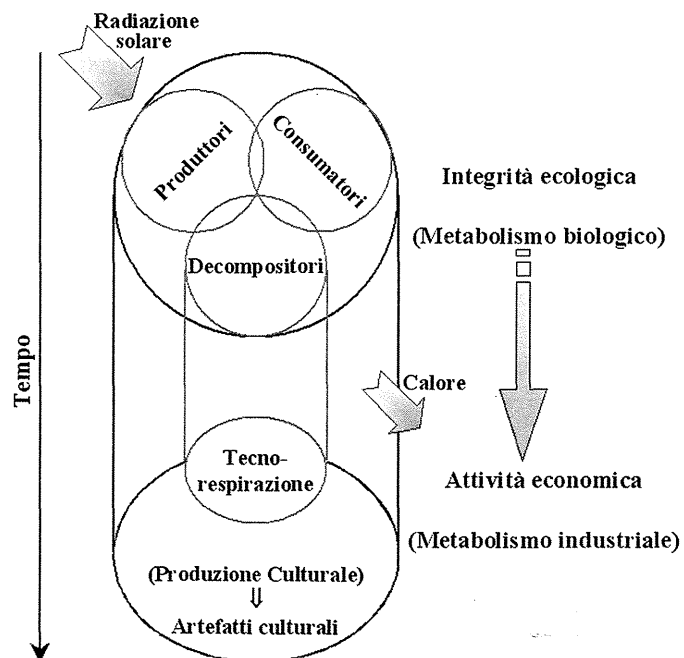


Figura 3. L'uomo come decompositore nell'ecosistema

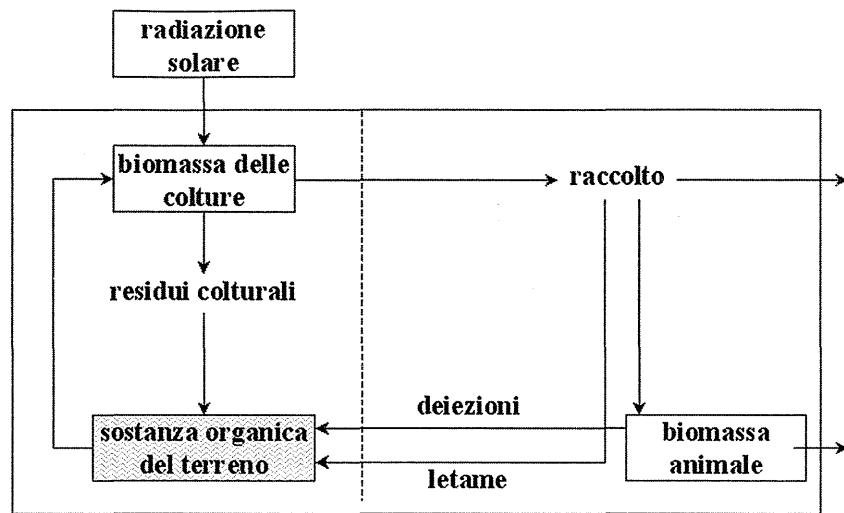


Figura 2. Funzionamento di un sistema tradizionale di azienda mista (Caporali, 1991)

**La insostenibilità della sostituzione del metabolismo biologico con il metabolismo industriale negli agroecosistemi**

L'evoluzione degli agroecosistemi nel periodo della industrializzazione ha comportato la loro semplificazione strutturale, fino a condizioni di monoculture e mosuccessioni e ad allevamenti animali senza terra, con introduzione di un massivo flusso di energia-materia proveniente dall'industria, supportato dall'uso di energia fossile (figura 3). Le implicazioni negative sulla salute del suolo e dell'ambiente, nonché sulla salute dell'uomo, sono divenute sempre più manifeste. I suoli agrari soffrono attualmente di più erosione, meno fertilità e più inquinamento. La fame di energia (o di carbonio) della società industrializzata si è estesa attualmente ad ogni tipo di legame organico, antico (combustibili fossili), recente (biomasse forestali tropicali) e intermedio, come l'humus del suolo, con la conseguenza che anche le riserve energetiche accumulate con l'umificazione spontanea nel suolo si vanno assottigliando sempre più in ogni continente. Il saccheggio delle risorse energetiche del pianeta deve essere in qualche modo contrastato se si vuole assicurare sostenibilità allo sviluppo delle future generazioni.

Al fine di rendere più agevole l'uso di grandi macchinari in agricoltura, le antiche sistemazioni protettive del suolo e delle sua fertilità sono state smobilitate. E' cambiato il paesaggio agrario gentile, per la sua struttura a piccoli campi, ricchi di biodiversità, verso soluzioni di accorpamento su grandi superfici, con file e filari di colture disposte lungo la linea di massima pendenza, più facilmente investibili a monoculture da trattare meccanicamente per pratiche culturali, dalle lavorazioni ai trattamenti concimanti o di protezione fitosanitaria, fino alle operazioni di raccolta.

In questa situazione, il suolo dei nostri vigneti, oliveti e frutteti, è soggetto al trasporto erosivo ed alla inevitabile perdita di fertilità. Una simile gestione richiede in prospettiva sempre maggiori interventi di sostegno in termini di meccanizzazione, irrigazione, fertilizzazione difesa fitosanitari, per supplire alla perdita dei componenti e dei processi interni che garantiscono la funzionalità dell'agroecosistema. L'introduzione delle biotecnologie in agricoltura - così come si prospetta attualmente e a prescindere dall'eventuale inquinamento genetico del suolo (Bruinsma *et al.*, 2002)-, rappresenta un ulteriore rafforzamento della tendenza alla specializzazione degli agroecosistemi e quindi ad un rafforzamento dei pericoli che riguardano la perdita del suolo e della sua fertilità, con la compromissione della sostenibilità dell'agricoltura a lungo termine.

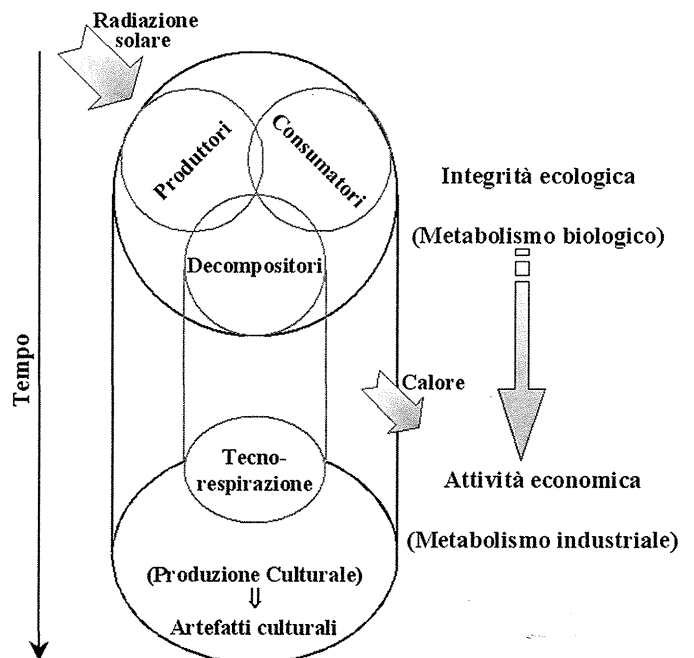


Figura 3. L'uomo come decompositore nell'ecosistema

## Agricoltura biologica, stato del suolo e sostenibilità degli agroecosistemi

L'agricoltura biologica è un tipo di agricoltura, definita per legge in Europa ed in altri Paesi, che si propone di rendere sostenibile l'attività agricola anche attraverso misure per il mantenimento del suolo, del suo stato di fertilità e del suo stato di salute. I suoi standard, o regole di produzione, si ispirano al quadro sistemico proprio dell'agroecologia ed ai principi di ecosviluppo (Caporali, 2004), e mirano all'introduzione di pratiche sinergiche per il mantenimento del suolo e della sua fertilità, evitando inoltre l'uso di sostanze di sintesi che possano pregiudicare la salute del suolo, inclusi gli organismi geneticamente modificati.

Per rendere più operativo il concetto di sostenibilità, di recente si è sviluppato un importante campo di ricerca e di applicazione dedicato alla individuazione e messa a punto di "Indicatori di sostenibilità" (Tellarini e Caporali, 2000; Caporali *et al.*, 2003), che mirano a "misurare" la sostenibilità di agroecosistemi a diversa scala gerarchica (sistema suolo-pianta, sistemi colturali, sistemi aziendali, sistemi regionali o nazionali). Molti di questi indicatori prendono in considerazione le caratteristiche del suolo stesso (fisiche, chimiche e biologiche) e il tipo di uso del suolo negli agroecosistemi considerati. L'uso degli indicatori di sostenibilità si rivela molto utile per comparare le prestazioni di agroecosistemi in differente regime di conduzione e per formulare giudizi di merito che possano ispirare soluzioni a livello programmatico e politico-decisionale. Più indicatori insieme consentono di raffigurare aree di sostenibilità che identificano la differente capacità degli agroecosistemi indagati di fornire prestazioni di sostenibilità. Vengono segnalati di seguito tre casi documentativi dell'uso di indicatori per la qualità del suolo e del suo uso, tratti da lavori recenti e pubblicati su riviste internazionali di grande prestigio come "Nature" e "Science".

Nella figura 4, relativa ad una comparazione tra agroecosistemi aziendali in regime convenzionale ed in regime biologico in Provincia di Viterbo (Caporali *et al.* 2003), si evidenzia come l'area di sostenibilità sia notevolmente maggiore nelle aziende in regime biologico. In particolare, l'uso del suolo nelle aziende in regime biologico risulta caratterizzato da una maggiore presenza di superfici boschive, con appezzamenti più numerosi e dispersi nel tessuto aziendale, che danno luogo ad un ambiente più ricco di ecotoni e quindi di biodiversità. Inoltre, le superficie agrarie delle aziende in regime biologico risultano costituite da appezzamenti più piccoli (circa 4 ha contro 8 ha nelle aziende convenzionali), determinando una più fitta rete di strutture di margine e quindi di ecotoni e biodiversità. Entro i campi coltivati, maggiore è la presenza di coltivazioni foraggere leguminose, specialmente di erba medica, che qualifica le aziende biologiche come più potenzialmente attrezzate per condurre la fissazione biologica dell'azoto e quindi per determinare condizioni di migliore fertilità del suolo indotte biologicamente.

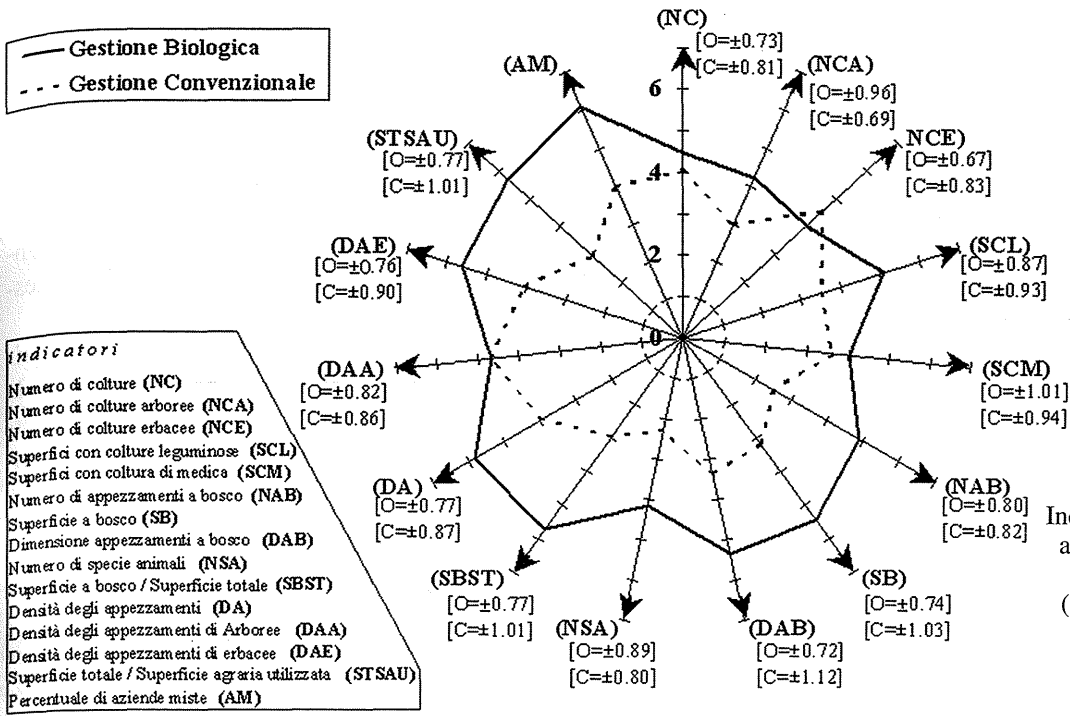
Nella tabella 1, relativa ad una indagine condotta su coltivazioni di melo in tre differenti regimi di conduzione (convenzionale, biologico ed integrato) (Reganold *et al.*, 2001), si rileva come gli indicatori di qualità del suolo assunti per evidenziare funzioni qualitative come l'assunzione idrica, la disponibilità ed il trasporto idrico, la resistenza alla degradazione della struttura superficiale del suolo e l'attitudine a sostenere le produzioni quanti-qualitative dei frutti, risultino più favorevoli nei regimi biologico ed integrato a seguito soprattutto degli interventi di aggiunta di fertilizzanti organici. Nella stessa indagine, viene documentato come a parità di produzione di frutti nei tre regimi di coltivazione, si registrano per il regime biologico un minore impatto ambientale a seguito dei composti usati per la concimazione e la difesa fitosanitaria e un più favorevole coefficiente di utilizzazione dell'energia utilizzata durante il processo produttivo (rapporto output/input pari a 1,18; 1,13 e 1,11 per, rispettivamente, regime biologico, integrato e convenzionale).

Tabella 1. Qualità del suolo in tre sistemi di produzione di melo (Reganold *et al.*, 2001)

| Funzioni di qualità del suolo                             | anno | Biologico | Convenzionale | Integrato |
|---|------|-----------|---------------|-----------|
| Facilità di infiltrazione dell'acqua                      | 1998 | 0,21 a    | 0,16 b        | 0,23 a    |
|   | 1999 | 0,21 a    | 0,16 b        | 0,20 ab   |
| Facilità di movimento e disponibilità di acqua            | 1998 | 0,21 a    | 0,21 a        | 0,24 b    |
|   | 1999 | 0,19 a    | 0,18 a        | 0,20 a    |
| Resistenza superficiale alla degradazione della struttura | 1998 | 0,23 ab   | 0,19 a        | 0,24 b    |
|   | 1999 | 0,21 a    | 0,15 b        | 0,21 a    |
| Sostegno alla produzione e qualità dei frutti             | 1998 | 0,24 a    | 0,23 ab       | 0,21 b    |
|   | 1999 | 0,22 a    | 0,21 a        | 0,21 a    |
| Valutazione totale della qualità del suolo                | 1998 | 0,88 a    | 0,78 b        | 0,92 a    |
|   | 1999 | 0,83a     | 0,70 b        | 0,81 a    |

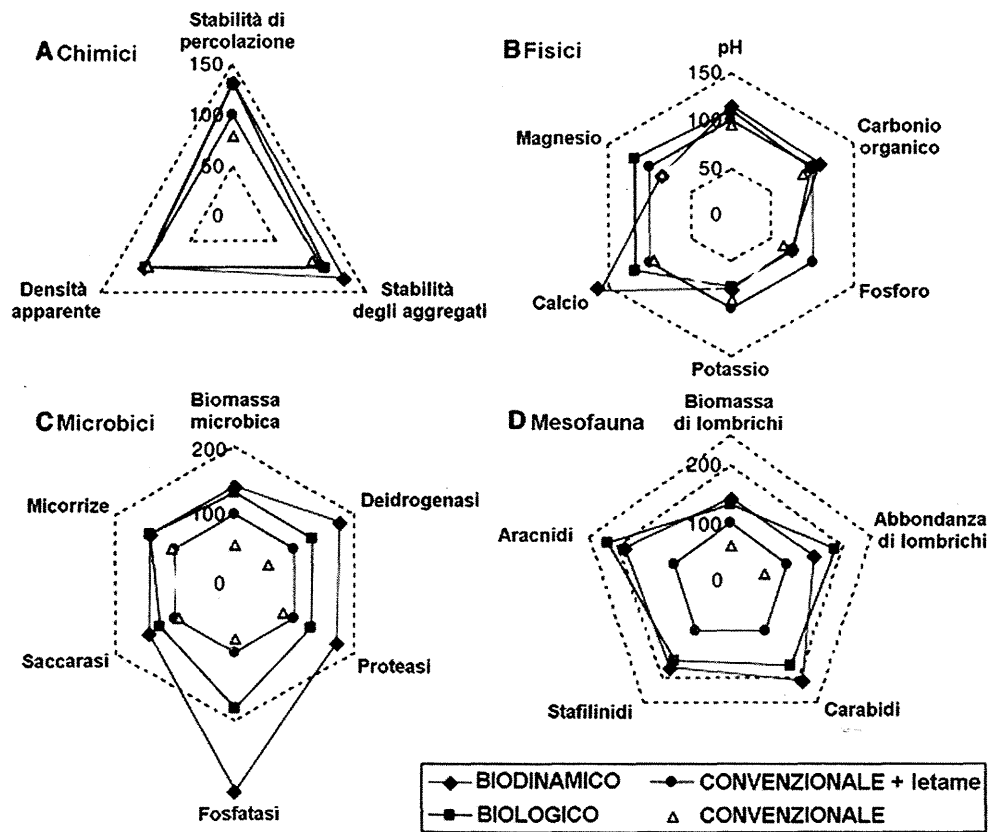
Per ciascuna delle quattro funzioni di qualità del suolo è stato assegnato un valore massimo pari a 0,25. Dalla loro somma si determina la qualità del suolo di ogni sistema con valore massimo pari a 1,0. La valutazione totale della qualità del suolo pari 1,0 rappresenta le condizioni ottimali per la produzione e per la qualità ambientale. Differenze significative per  $P < 0,05$  tra i valori annuali sono segnalate da lettere differenti.





**Figura 4.** Indicatori di agrobiodiversità di aziende biologiche e convenzionali in Centro Italia (i valori tra le parentesi sono l'errore standard) (Caporali et al., 2003)

Nella figura 5, relativa ad una indagine durata 21 anni su un sistema culturale erbaceo condotto sotto quattro diversi regimi (due tipi di convenzionale, biologico, biodinamico), dove le colture e le varietà impiegate e le operazioni di lavorazione del suolo erano identiche, vengono presentate con il metodo dei grafici radiali, quattro aree di raffigurazione della qualità del suolo con indicatori pertinenti alle caratteristiche fisiche, chimiche, biologiche (micro- e meso-fauna) (Mader et al., 2002). Le maggiori differenze a favore dei regimi organici (biologico e bio-dinamico) si registrano a carico degli indicatori di attività biologica del suolo, mentre per i parametri chimici e fisici le differenze non sono altrettanto sostanziali. In termini produttivi, le rese (output) in regime organico pur risultando inferiori del 20 % rispetto al convenzionale, hanno però comportato una sostanziale riduzione degli input di fertilizzanti (-34%), di energia (-58%) e di pesticidi (-97), realizzando pertanto condizioni di maggiore efficienza produttiva e minore impatto ambientale.



**Figura 5.** Indicatori di qualità del suolo in regimi contrastanti di gestione (Mader et al., 2002)

## Conclusioni

L'attuale tendenza ad utilizzare indicatori di prestazioni agro-ecologiche per misurare la qualità dello stato dell'agroecosistema e del suolo in uno scenario di regimi di conduzione contrastanti può essere di grande aiuto nell'indirizzare verso soluzioni pratiche di sostenibilità. In questo caso la ricerca riveste non solo una finalità di conoscenza, ma anche una finalità pratica che orienta alla scelta del bene comune. Il suolo è allo stesso tempo un prodotto dell'ecosistema e dell'attività umana e una risorsa per il mantenimento dell'agroecosistema in condizioni durevoli. Le scelte di organizzazione degli agroecosistemi, alle diverse scale gerarchiche spazio-temporali, hanno una influenza decisiva sullo stato di evoluzione del suolo e sulle caratteristiche che determinano la conservazione del suolo stesso, della sua fertilità e del suo stato di salute.

Reciprocamente, le caratteristiche del suolo influenzano le scelte di gestione finalizzate all'attività agricola. Mantenere il suolo in stato di "salute" significa garantirne la utilizzazione a scopo agricolo, e quindi garantire la sopravvivenza dell'umanità. Il compito non è solo di carattere scientifico-tecnico, ma investe il campo etico e determina una assunzione di responsabilità che deve essere consapevolmente recepita negli atti decisionali (figura 6), anche a livello di istituzione di nuove offerte didattiche, per una educazione e una formazione culturale e scientifica che sia mirata alla sostenibilità dell'agricoltura come sistema di attività umana.

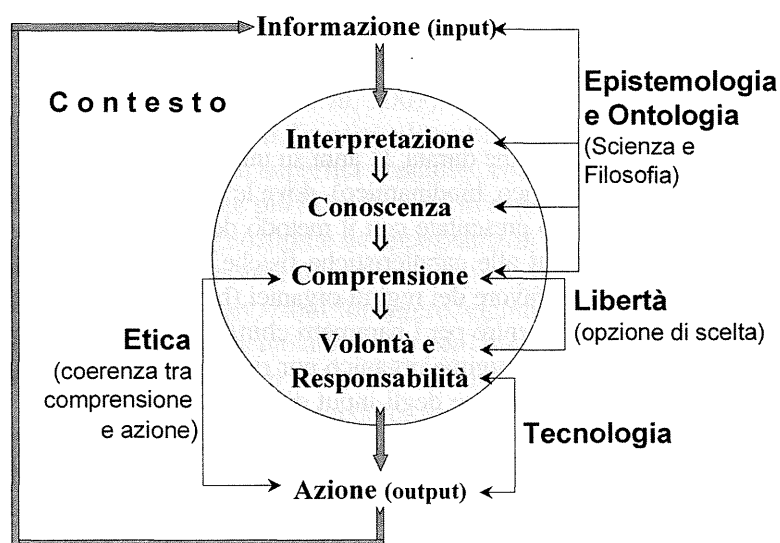


Figura 6. Concettualizzazione del processo decisionale umano (componenti e proprietà)

## Bibliografia

- AMUNDSON R., JENNY, H. 1997. On a state factor model of ecosystems. *BioScience*, 47 (8): 536-543.
- BRUINSMA M.K., KOWALCHUCK G.A., VAN VEEN J.A., 2002. Effects of genetically modified plants on microbial communities and processes in soil. *Biol. Fertil Soil*, 37: 329-337.
- CAPORALI F., 1991. *Ecologia per l'Agricoltura*. Utet-Libreria, Torino.
- CAPORALI F., 2004. *Agriculture and Health. The challenge of Organic Farming*. Editeam, Cento (FE).
- CAPORALI F., MANCINELLI R., CAMPIGLIA E., 2003. Indicators of Cropping System Diversità in Organic and Conventional Farms in Central Italy. *Int. Journ. of Agric. Sustainability*, 1 (1): 67-72.
- DORAN J.W., Zeiss M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15: 3-11.
- DRAGHETTI A., 1948. *Principi di fisiologia dell'azienda agraria*. Ist. Edizioni Agricole, Bologna.
- MADER P., FLIESSBACK A., DUBOIS D., GUNSTL, FRIED P., NIGGLI U., 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science*, 296: 1694-1697.
- REGANOLD J.P., GLOVER J.D., ANDREWS P.K., HINMAN H.R., 2001. Sustainability of three apple production systems. *Nature*, 410: 926-930.
- SHAW C.F., 1930. Potent factors in soil formation. *Ecology*, 11 (2): 239-245.
- TELLARINI V., CAPORALI F., 2000. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems. An application of indicators to farms in Central Italy. *Agric. Ecosyst. Environm.*, 77: 111-123.
- WALS A., BAWDEN R., 2000. Integrating Sustainability into Agricultural Education: dealing with complexity, uncertainty and diverging worldviews. *ICA. AFANet*, 2000, Universitei Gent.

# EVOLUZIONE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE E FISICHE DEL SUOLO E DELLA VEGETAZIONE SU PISTE TEMPORANEE DI ESBOSCO

Maria Costanza Andrenelli <sup>1</sup>, Rossella Papini <sup>2</sup>, Sergio Pellegrini <sup>2</sup>, Dino Torri <sup>3</sup>

1 Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale Facoltà di Scienze Agrarie

Via San Bonaventura, 13 - Quaracchi - Firenze; e-mail: andrenelli@issds.it

2 Istituto Sperimentale per lo Studio e Difesa del Suolo - Firenze

3 Istituto di Ricerca per la Protezione Idrogeologica - Firenze

## Riassunto

La pista temporanea di esbosco fa parte della viabilità non permanente interna ad un bosco il cui impiego è limitato alla durata delle operazioni colturali quali, tagli per diradamenti e per ceduzione, con successiva fase di esbosco, nonché tutte le opere generali di manutenzione del bosco stesso. Secondo la "Legge Forestale della Toscana" (L.R. n°39/2000) "al termine del taglio e delle operazioni ad esso connesse, le piste, sia di nuova realizzazione sia esistenti, devono essere ripristinate in modo da garantire il rapido reinsediamento della vegetazione, mediante lo sbarramento al transito, il livellamento superficiale, la regolazione delle acque di scorrimento".

E' sorto quindi l'interesse di studiare l'evoluzione temporale della capacità di ripristino naturale della copertura vegetale su alcune piste temporanee di esbosco ai fini della attenuazione del loro impatto sul regime idrologico dell'area interessata. Per tale ricerca sono state studiate, dal punto di vista geografico, geometrico, morfologico, pedologico e vegetazionale, quattro piste temporanee di esbosco, con soprassuolo a faggio, ubicate nell'Appennino pistoiense, e caratterizzate da età differenti di ultimo utilizzo. E' stato eseguito anche un campionamento dei suoli, relativamente al primo orizzonte minerale (0÷5 cm), sia in pista sia all'esterno di essa, per la caratterizzazione fisica e chimica. In particolare è stata determinata la densità apparente e la stabilità degli aggregati mediante turbidimetria, il pH del suolo, la sostanza organica totale e l'azoto totale. Differenze significative, relative alla sostanza organica, all'azoto totale ed al pH, così come alle caratteristiche fisiche, sono state riscontrate tra i campioni prelevati sul bordo della pista e quelli estratti all'esterno di essa. Inoltre, è stata osservata una correlazione positiva tra incremento dell'indice di stabilità strutturale ed età di ultimo utilizzo della pista stessa.

**Parole chiave:** Piste di esbosco, Stabilità strutturale, Densità apparente, Sostanza organica, Azoto totale

## Evolution of soil chemical and physical characteristics and of the vegetation on temporary harvesting trails

### Abstract

Harvesting trails are part of the forest non permanent road network which are exclusively used during the forest practises such as thinning and felling logging, covering the consecutive timber extraction, as well as all the forest ordinary maintenances. In accordance with the "Tuscany Forest Law"(L.R. n°39/2000) "at the end of the logging phase and of the connected operations, new and existing trails, have to be restored in order to guarantee a quick vegetable rebirth, through traffic closing, superficial levelling of the ground, runoff controls".

There, the interest arose in studying the temporal evolution of the natural capability of the vegetation to re-establish a protective coverage on the temporary forest trails and consequently to reduce the hydrological impacts at the catchment scale.

In order to carry out this research four temporary trails of different age, under a beechwood placed within the Tuscan Apennines (NW of town of Pistoia), are studied from geographical, geometrical, morphological, pedological and vegetative perspectives.

A soil sampling, relative to the first mineral horizon (0÷5 cm), inside and outside each trail, was carried out in order to study physical and chemical aspects.

In particular, bulk density, aggregate stability by turbidimetry, soil pH, total organic matter and total nitrogen were analysed.

Significant differences about organic matter and total nitrogen content and pH values, as well as, about all the physical parameters were found between each couple of samples collected on the border and outside the trails. Besides, a positive correlation between stability index values and age of the last use of each trail was observed.

**Key words:** Harvesting trails, Structural stability, Bulk density, Organic matter, Total nitrogen.

### Introduzione

Il lavoro che gli Autori presentano è stato svolto nell'ambito di una tesi di dottorato di ricerca la quale è sorta come approfondimento di alcune prescrizioni dettate dal Regolamento attuativo della L.R. 39/00, in merito alla gestione della rete viaria forestale. Occorre fare presente che nonostante lo studio sia stato rivolto esclusivamente alla viabilità non permanente interna al bosco, nel corso del presente lavoro è emerso come molte piste codificate dal-

la legge come "temporanee" divengono successivamente permanenti per l'inevitabile passaggio più o meno continuo di animali (soprattutto cinghiali ed ungulati), di persone (alcune insistono su sentieri C.A.I.), ma anche di mountain-bike, e perfino di moto (il cui transito è vietato). Questo aspetto ha ridotto il divario esistente tra esigenza di disporre di studi pregressi inerenti questo ambito di ricerca, estremamente innovativo, da un lato, ed effettiva disponibilità di dati, dall'altro. Infatti, gran parte delle ricerche mirate allo studio dell'impatto esercitato dalla viabilità forestale focalizza l'attenzione agli aspetti idrologici in senso lato e non prende in esame le modalità di colonizzazione della vegetazione, poiché studia esclusivamente tracciati permanenti: si tratta spesso di lavori tecnici che hanno l'obiettivo di fornire suggerimenti sulle modalità di realizzazione della viabilità forestale, indicando l'opportunità di condurre interventi di manutenzione al fine di attenuare eventuali conseguenze negative. Tra questi studi, numerosi sono gli approfondimenti relativi alla produzione di sedimenti conseguente l'utilizzo delle viabilità forestale; Reid e Dunne (1984), in particolare, evidenziano come sui tracciati forestali abbandonati si registrino idrogrammi platocurtici e le portate solide siano indipendenti da quelle liquide, mentre, sui tracciati in uso, il deflusso solido sia proporzionale a quello liquido: ciò può essere spiegato dal fatto che i sedimenti che possono essere trasportati dallo scorrimento superficiale, nel caso di piste abbandonate, non vengono reintegrati dal passaggio dei veicoli, per cui si crea una condizione di mancanza di alimentazione di sedimenti.

Studi sull'impatto esercitato da diverse tipologie di gestione forestale, all'interno di aree di esbosco, sembrano offrire utili suggerimenti al presente lavoro. Anche in questo ambito la bibliografia è estremamente copiosa, poiché negli ultimi anni è incrementata sensibilmente l'attenzione nei confronti di questa problematica. Wulfsohn (1999) affronta il problema della stima dell'impatto delle pratiche forestali di esbosco in termini di compattazione, espressa come resistenza alla penetrazione, a partire da una serie di analisi fisiche (tessitura, densità apparente ed umidità) su campioni di suolo. Nonostante la riconosciuta elevata variabilità spaziale di tali parametri fisici sui suoli forestali, tale metodo di regressione multipla sembra fornire uno strumento utile per evidenziare distintamente aree a differente grado di compattazione.

I suoli forestali sono notoriamente caratterizzati da valori particolarmente elevati di conducibilità idraulica, benché estremamente variabili spazialmente, dovuti alla presenza di una elevata macroporosità rappresentata dai canalicoli lasciati dalle radici degradate oppure creata dalla mesofauna, all'interno della quale l'acqua può infiltrarsi velocemente; per tale motivo la porosità "matriciale" in questo ambiente riveste soltanto un ruolo secondario. Il compattamento, conseguente la realizzazione di piste forestali e l'esecuzione di pratiche colturali di esbosco, causa una drastica riduzione della macroporosità. Per quanto riguarda il fattore stabilità degli aggregati, utilizzato come indice di qualità del suolo in senso lato, Barthès e Rose (2002) ed Herrick *et al.* (2001) hanno trovato una relazione inversa tra stabilità degli aggregati e suscettibilità del suolo all'erosione. Inoltre, in presenza di un suolo dotato di struttura stabile può aver luogo con maggiore facilità la colonizzazione da parte della vegetazione la quale, a sua volta, incrementa la protezione del suolo stesso nei confronti dei processi erosivi.

## Materiali e metodi

La scelta dei tracciati sui quali condurre il presente studio è ricaduta in una realtà geografica della Toscana, quale l'Appennino pistoiese, contraddistinta da una significativa copertura boschiva di elevato valore economico e pertanto intensamente sfruttata.

L'area di studio, ubicata nei pressi della Loc. Prataccio (Comune di Piteglio), è compresa tra il Rio Buio ed il Poggio Salaiolo, dove sono state analizzate quattro piste forestali disetanee (FC97, FAC99, FA01, FC03), collocate ad una quota compresa tra 940 e 1100 m s.l.m., queste sono state tracciate all'interno di bosco di faggio, con governo sia a fustaia sia a ceduo. Il codice attribuito alle piste designa, per la parte letterale, rispettivamente la tipologia di soprassuolo dominante ("F" = Faggio) e la tipologia di governo ("C" = Ceduo; "A" = Alto Fusto); la parte numerica indica, invece, l'anno di ultimo utilizzo della pista stessa: così "03" sta per anno 2003 e "97" indica l'anno 1997.

Il clima della zona è contraddistinto da una temperatura media annua diurna intorno ai 9,4 °C, con valori massimi di 18 °C in agosto e minimi di 1,6 °C in gennaio.

La piovosità relativa ai mesi autunnali (settembre-ottobre-novembre), con 617 mm, costituisce poco più del 30% rispetto al totale annuo. Le precipitazioni iniziano a decrescere dal mese d'aprile per raggiungere il minimo estivo. Nel trimestre giugno-luglio-agosto, le precipitazioni medie ammontano a 258 mm, superando abbondantemente i 150 millimetri di pioggia, valore sotto il quale l'estate viene considerata siccitosa.

Dal punto di vista geologico, il substrato roccioso è rappresentato dalla Formazione delle Arenarie di Monte Modino: si tratta di arenarie turbiditiche da medie a grossolane, in strati di 100-150 cm intercalati a livelli decimetrici di arenarie fini (marne e marne siltose) e talora ad argilliti. Dall'analisi della carta tecnica geologico-morfologica redatta dalla Provincia di Pistoia si nota come le Arenarie di M. Modino, relativamente all'area in esame, siano particolarmente predisponenti forme di dissesto: numerose sono, infatti, le aree cartografate come accumuli di de-

trito soggetti a franosità, così come frane recenti o in atto, o ancora forme di erosione accelerata.

I suoli, che si sviluppano all'esterno dei tracciati viari, vengono classificati come *Dystric Eutrochrepts*. Le caratteristiche chimiche e fisiche per l'orizzonte superficiale (A 0÷15 cm) di tali suoli, indicano un tenore di S.O. del 12%, una reazione intorno a 5,8; una tessitura franca ricca di scheletro e una struttura poliedrica subangolare fine. Al di sotto, per uno spessore di 50 cm, si individua un orizzonte argillico alterato (Bw) e poi, a 90 cm di profondità, il substrato roccioso non degradato (C).

Ogni pista di esbosco è stata suddivisa in transetti interdistanti l'uno dall'altro di 10 m, dove sono stati eseguiti rilievi geografici con GPS, geometrici, geomorfologici e del grado di copertura vegetale. Il campionamento dei suoli, che ha riguardato i primi 5 cm, è stato condotto su alcuni transetti, adottando il disegno sperimentale riportato nella figura 1. Da questo emerge come sulla sede viaria siano stati complessivamente raccolti tre campioni (SI/sx, C, B/dx), mentre all'esterno di essa, è stato condotto un unico campionamento, rispettivamente al di sopra della pista ( $E_{sopra}$ ), oppure indifferentemente a destra o a sinistra ( $E_{dx}$ - $E_{sx}$ ), sui tracciati privi di scarpata.

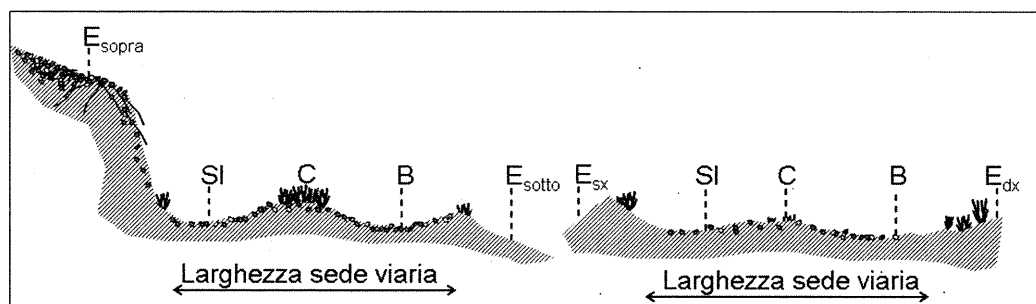


Figura 1. Disegno sperimentale di campionamento dei suoli all'esterno e sulla sede viaria dotata di scarpata (sinistra) o sviluppata secondo la massima pendenza (destra)

Questo disegno sperimentale ha permesso di evidenziare le diverse modalità di comportamento del fondo stradale e di metterle a confronto con le condizioni "non disturbate", esterne alla pista.

Le analisi chimiche hanno riguardato la determinazione del pH, della sostanza organica e dell'azoto totale. Per la caratterizzazione fisica dei suoli è stata determinata la densità apparente e la stabilità della struttura.

La procedura analitica, impiegata per la determinazione del pH del suolo in acqua, ha seguito le prescrizioni dettate dai Metodi Ufficiali (1994), secondo le quali, il passante al vaglio dei 2 mm viene addizionato ad acqua distillata in proporzione 1:2,5, quindi agitato con una bacchetta, e fatto riposare per due ore, dopo le quali viene fatta la lettura all'elettrodo potenziometrico contestualmente a quella della temperatura.

La percentuale di sostanza organica di un suolo è stata stimata indirettamente moltiplicando per un fattore correttivo ( $1,724=1/0,58$ ) la percentuale di C organico, determinata per via analitica. La procedura analitica segue il metodo per ossidazione a caldo di Nebus modificato, da condurre con titolatore automatico.

Per la determinazione dell'azoto totale è stato impiegato il metodo Kjeldahl. Questo metodo può essere applicato a tutti i tipi di suoli e consente di determinare l'azoto trasformato nella forma ammoniacale mediante attacco con acido solforico concentrato.

Per la determinazione della stabilità della struttura la metodologia più utilizzata è senz'altro quella del setacciamento in acqua, la quale fornisce un indice di stabilità degli aggregati (WSA Water Stable Aggregates) espresso dal rapporto tra il peso degli aggregati di diametro superiore ai 250  $\mu$ m, trattenuti dal setaccio dopo un tempo prestabilito di trattamento, ed il peso totale del campione.

Per il presente studio è stato invece adottato il metodo messo a punto da Watts *et al.* (1996), nell'ambito di una ricerca finalizzata a valutare l'effetto di differenti interventi agronomici sulla stabilità della struttura del suolo. In tale lavoro gli Autori hanno sviluppato una procedura molto semplice per determinare la stabilità degli aggregati, basandosi sull'assunzione che la quantità di argilla facilmente disperdibile in acqua, a seguito della rottura degli aggregati, è determinabile attraverso misure turbidimetriche (esprese come unità nefelometriche NTU). La stabilità degli aggregati viene espressa da un indice, dato dal rapporto tra la torbidità della miscela acqua-argilla dispersa dopo un certo tempo di trattamento (inversioni) e quella massima che il campione è in grado di produrre in virtù della percentuale di argilla che possiede. L'eq. 1 fornisce l'espressione dell'indice di stabilità impiegato nel presente lavoro, adottando la durata di 1 ora per il primo trattamento e di 17 ore per quello finale.



$$\text{Stability index} = \left( 1 - \frac{NTU_{1h}}{NTU_{17h}} \right)$$

La densità apparente è tra i parametri fisici più comunemente determinati per caratterizzare il grado di costipamento dei suoli sottoposti a carichi. Non esiste un unico metodo di misura della densità apparente del suolo; sono le situazioni locali a scegliere di volta in volta le strategie migliori di prelievo del campione, che stabiliscono il metodo da impiegare. Senza dubbio il suolo forestale, ed in particolar modo se prelevato su una sede viaria, presenta maggiori difficoltà di prelievo per un campione indisturbato a causa dell'elevata pietrosità ed accentuata scabrezza della superficie della sede stradale.

Il metodo impiegato per determinare questa grandezza è consistito nel prelevare campioni indisturbati mediante l'inserimento di un cilindro in acciaio inox, di volume noto (diametro=7,8 cm, altezza=5 cm), con il bordo inferiore tagliente.

Dato che i campioni sono stati prelevati in ambiente forestale e soprattutto lungo dei tracciati viari, è stato ritenuto necessario effettuare la correzione della densità per la presenza dello scheletro nel suolo, come previsto dai metodi ufficiali e secondo quanto riportato nel lavoro di Torri *et al.* (1994). Infatti, è bene ricordare che la densità apparente si riferisce alla sola frazione matriciale del suolo e non comprende frazioni litiche di diametro superiore ai 2 mm.

Dopo aver condotto le misure sopra riportate, il campione è stato lavato per recuperare lo scheletro il quale è stato successivamente essiccato in stufa a 105°C e poi pesato.

Per calcolare la densità media dello scheletro di tutti i campioni sono state condotte delle prove di immersione in cilindri graduati su 5 campioni di scheletro prelevati dai suoli analizzati, e misurati i rispettivi volumi.

La formula per il calcolo della densità apparente corretta viene definita dalla seguente espressione:

$$\rho_{asf} = \frac{(P_{ss} - P_{scs})}{\left( V_s - \frac{P_{scs}}{\rho_{asc}} \right)} \quad \text{Eq. 2}$$

dove:

$\rho_{asf}$  = densità apparente del suolo senza scheletro [g/cm<sup>3</sup>];

$P_{ss}$  = peso secco del suolo con scheletro [g];

$P_{scs}$  = peso secco dello scheletro [g];

$V_s$  = volume del campione [cm<sup>3</sup>];

$\rho_{asc}$  = densità dello scheletro [g/cm<sup>3</sup>];

Dal lavoro di Torri *et al.* (1994) emerge come per percentuali (p/p) dello scheletro inferiori al 60-65% sia possibile applicare la correzione di cui sopra, senza apportare errori significativi. Viceversa, percentuali superiori di scheletro all'interno del suolo favoriscono il contatto tra gli elementi litici e ciò porta alla formazione di spazi non occupati dalla frazione matriciale. In conseguenza di ciò il valore percentuale dello scheletro, rispetto al peso totale, aumenta pur mantenendosi costante il suo volume. Questo significa che l'eq. 2 non tiene in considerazione l'incremento di porosità creato dagli spazi esistenti tra clasto e clasto, non sempre interamente occupati dalla parte fine del terreno. Nel corso delle misure di densità sui campioni prelevati lo scheletro (%) è risultato sempre inferiore al range dei valori sopra indicato, e ciò ha consentito di applicare l'eq. 2. I valori di densità a cui ci si riferirà in seguito sono quindi quelli corretti secondo l'eq. 2.

## Risultati e discussione

Nella figura 2 sono riportati i risultati sotto forma di diagrammi box-whiskers dei parametri fisici e chimici relativi ai suoli campionati all'interno ed all'esterno della sede viaria.

Da un esame sommario dei caratteri rilevati nelle sub-zone in cui si sono suddivise le traverse emerge che la zonazione fatta corrisponde a differenze reali in un buon numero dei parametri esaminati.

Per quanto riguarda la copertura vegetale (erbacea), si osservano valori maggiori in C e secondariamente in SI sulle sedi viarie dei tracciati del '97 e del '99; i valori minori si registrano sulla pista del '01, probabilmente perché recente e caratterizzata da un governo a fustaia, il quale riduce sensibilmente il grado di assolazione del suolo. Sul tracciato del '97 la presenza di un tratto di chiarezza all'interno del bosco ceduo di faggio, ha favorito lo svilup-



po di una densa copertura vegetale che ha incrementato notevolmente il valore medio del grado di copertura sull'intero tracciato.

Sul bordo (B) di tutte le piste si notano le caratteristiche sia chimiche sia fisiche più distanti dalle corrispondenti rilevate all'esterno dei tracciati le quali descrivono le condizioni preesistenti l'apertura e l'utilizzo della pista. Inoltre, si osserva come i campioni prelevati dalle posizioni centrali e sulla scarpata interna assumano valori più elevati in S.O. e viceversa, i suoli sul bordo ne siano meno arricchiti, sia perché maggiormente sottoposti al calpestamento, da parte di persone e/o animali, sia perché più facilmente soggetti a fenomeni erosivi.

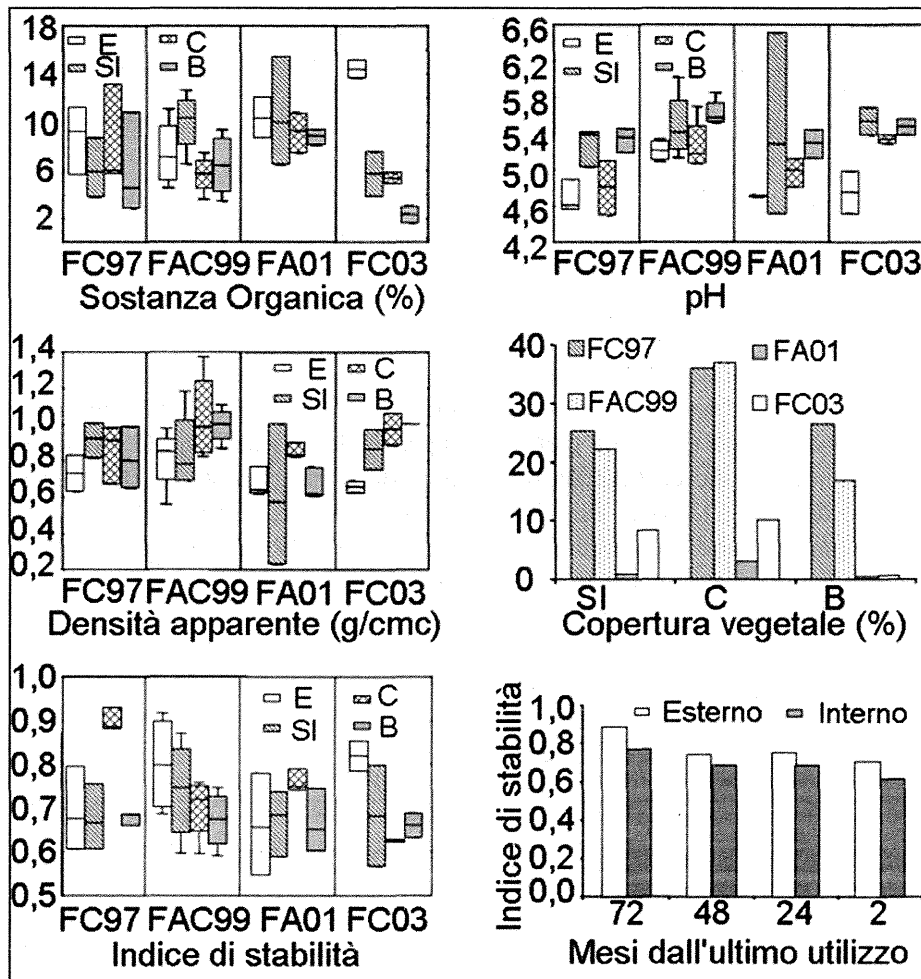


Figura 2. Diagrammi Box-Whiskers dove le dimensioni del box rappresentano il 25 ed il 75 percentile, mentre, il segmento interno al box, la mediana relativa a ciascun parametro fisico e chimico analizzato. Sulla seconda riga viene riportata la distribuzione dei valori percentuali del grado di copertura vegetale nelle diverse posizioni della sede viaria di ciascun tracciato e nell'ultima la distribuzione dei valori medi dell'indice di stabilità della struttura all'interno ed all'esterno dei tracciati espressi in termini del numero dei mesi trascorsi dal loro ultimo utilizzo

La densità apparente, riferita alla sola frazione fine del suolo, assume valori minori in E ed in SI e massimi in C ed in B, indipendentemente dalla data di ultimo utilizzo del tracciato stesso, indicando come questo parametro richieda tempi estremamente lunghi per riportarsi alle condizioni non disturbate. I bassi valori della densità misurati all'esterno dei tracciati e nella scarpata interna sono dovuti rispettivamente all'elevato spessore di lettiera e all'alto contenuto in S.O. degradata nella prima, ed al continuo accumulo di nuovo materiale organico e minerale disposto in modo caotico, nella seconda. Nella posizione centrale, usualmente soggetta in modo minore al costipamento esercitato dal passaggio dei mezzi forestali, si registrano valori inferiori di densità rispetto al bordo.

Si osserva inoltre che a valori maggiori di acidità dei suoli si associano tenori più elevati in sostanza organica ed in azoto (non rappresentato in quanto segue fedelmente l'andamento della sostanza organica) come ci si può attendere in questi ambienti dove il grado di acidità indica generalmente anche il livello di pedogenesi: ciò si osserva soprattutto all'esterno della pista (E), secondariamente nella scarpata interna (SI) e nella posizione centrale (C) della sede viaria.

I campioni di suolo prelevati dalle posizioni centrali della sede viaria (C), dove spesso si è potuta sviluppare solo una copertura vegetale, assumono valori di pH prossimi, se non addirittura più bassi, a quelli esterni. Questo può essere messo in relazione alla velocità di degradazione della sostanza organica, più elevata di quella relativa alla SO da specie arboree o arbustive presenti invece all'esterno dei tracciati. L'indice di stabilità della struttura assume valori maggiori in C sul tracciato abbandonato da un maggiore numero di anni (FC97) e su FA01, caratterizzato da una esigua asportazione del suolo a seguito delle pratiche forestali. I valori minori dell'indice di stabilità si osservano sul bordo di tutte le piste dove generalmente perdura il disturbo causato dal passaggio di persone ed animali. La pista utilizzata nel corso del 2003, anche nelle posizioni meno disturbate della sede viaria (SI e C), assume sempre valori molto bassi dell'indice di stabilità.

Accanto alla rappresentazione mediante box-whiskers relativa all'indice di stabilità della struttura vengono visualizzati i due diversi andamenti di tale parametro, per i campioni esterni ed interni alla sede viaria, tra le diverse piste identificate dal numero di mesi trascorsi dal loro ultimo utilizzo.

Dal grafico si evidenzia come al crescere del numero dei mesi trascorsi dall'ultimo passaggio sulla pista con mezzi meccanici, aumenti il valore della stabilità della struttura per i suoli esterni ed interni ai tracciati. Si fa presente, in particolare, che i valori medi interni dell'indice di stabilità ai tracciati corrispondenti a 72, 48 e 2 mesi sono statisticamente differenti. Il comportamento assunto dalla pista del '01, benché poco distante da quello del '99, a causa dalla maggiore varianza interna non risulta statisticamente differente dal tracciato del '97.

La figura 3 illustra un modello ipotetico di evoluzione delle caratteristiche geometriche, pedologiche e vegetazionali di una pista temporanea di esbosco. Da questo emerge come con il passare del tempo il profilo della scarpata superiore tenda a raccordarsi con la sede viaria e lo spessore del suolo ad aumentare nella posizione SI. In B si assiste, dopo l'abbandono del tracciato, ad una continua erosione della frazione più fine finché non si crea un'armatura continua sulla sede viaria costituita dalla pietrosità superficiale; la posizione C subisce in minore misura l'azione dell'erosione a seguito del ridotto costipamento esercitato dal passaggio dei mezzi forestali e dal graduale rinsaldo offerto dallo sviluppo della vegetazione. Tale evoluzione si manifesta con modalità e tempi diversi in funzione della intensità del disturbo causato dalle operazioni forestali e dalle caratteristiche intrinseche della stazione stessa. Ad esempio a parità di disturbo la tipologia di governo, e quindi il diverso grado di assolazione, influenzano sensibilmente la capacità della sede viaria di essere ricolonizzata da parte della vegetazione e quindi la possibilità di essere protetta nei confronti dei processi erosivi.

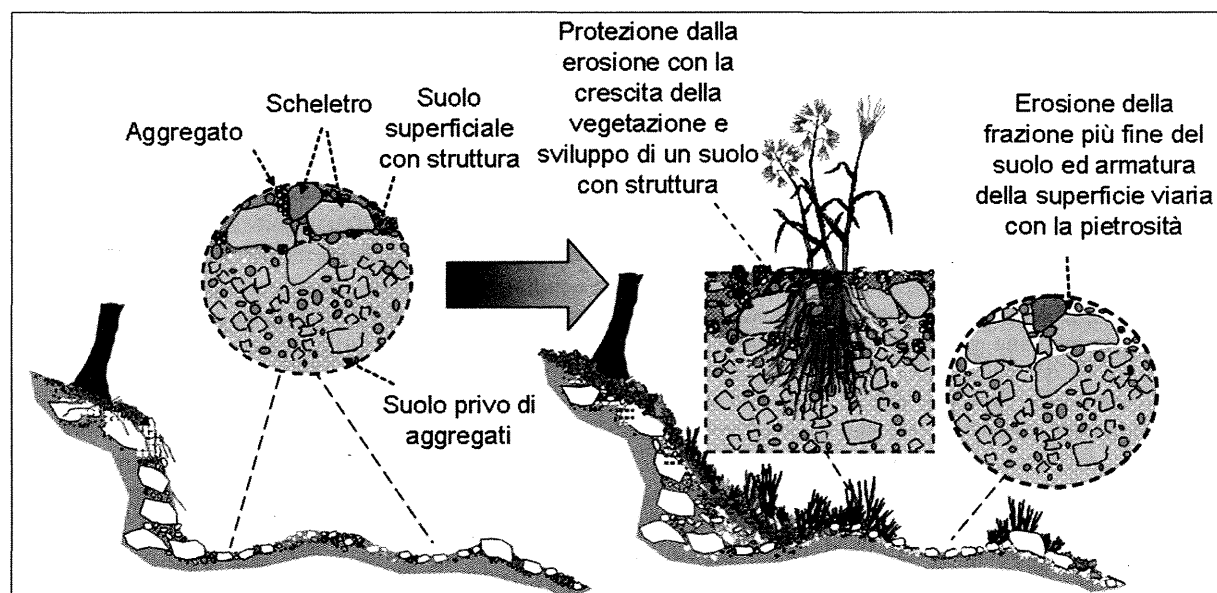


Figura 3. Modello ipotetico di evoluzione delle caratteristiche geometriche, pedologiche e vegetazionali di una pista temporanea di esbosco

## Conclusioni

Il presente lavoro di tesi è sorto in risposta alla entrata in vigore del Regolamento attuativo alla "Legge Forestale della Toscana" (L.R. n°39/2000), in materia di gestione e conservazione del patrimonio forestale, con particolare riguardo alla viabilità non permanente interna ai boschi. Il lavoro si proponeva di studiare, per ciascun traccia-

to, le modalità di recupero delle proprietà originarie dei suoli, a partire dall'ultimo utilizzo della pista, avvenuto in occasione delle operazioni forestali di esbosco. E' noto, infatti, come la copertura vegetale costituisca un'importante deterrente nei confronti dell'erosione del suolo, riducendo l'impatto delle gocce sulla superficie ed attenuando l'energia esercitata dal ruscellamento superficiale.

Al fine di condurre tale studio sono stati individuate quattro piste temporanee ubicate all'interno di un bosco di faggio caratterizzato da differenti forme di governo (ceduo e fustaia).

Dallo studio è emerso come le modalità di recupero delle condizioni preesistenti, definite come optimum di fertilità, siano fortemente influenzate dalle caratteristiche stazionali, quali la tipologia di governo nonché l'intensità dell'intervento stesso. Inoltre, si è appurato come tali piste, benché definite temporanee, in realtà non lo siano a tutti gli effetti, poiché rappresentano sempre una via preferenziale per il passaggio dell'uomo e spesso anche della fauna; in conseguenza di ciò, piste, anche dopo 7 anni dal loro ultimo utilizzo, mantengono caratteristiche distinte da quelle presenti all'esterno del tracciato. Tale studio ha inoltre mostrato come all'interno della sede viaria si sviluppino modalità differenti di recupero delle caratteristiche originarie relativamente a densità apparente, sostanza organica, azoto totale ed alla stabilità della struttura: il primo settore sulla pista che riesce a ripristinare le proprietà originarie, consentendo lo sviluppo di una copertura vegetale protettiva, è rappresentato dalla posizione centrale, dove l'effetto del costipamento esercitato dal passaggio dei trattori è stato minore; il secondo settore si colloca sulla scarpata interna, la quale con il progredire del tempo viene colmata dai detriti e dalla terra fine, che scendono dal versante ubicato a monte, fino a che non si crea un raccordo tra scarpata e sede viaria. Infine, l'ultimo settore, che difficilmente consentirà lo sviluppo di un suolo profondo, è ubicato sul bordo, dove continuano a concentrarsi due azioni: da un lato il costipamento da parte di persone e/o di animali, dall'altro, il ruscellamento incanalato delle acque superficiali.

I tempi e le modalità con i quali i tre distinti settori di cui sopra riescono a migliorare le proprie caratteristiche dipendono fortemente dalla geometria del tracciato, in particolare dalla pendenza, nonché dall'intensità del disturbo. Inoltre, il fattore esposizione e grado di copertura del soprassuolo arboreo influenzano le capacità del tracciato di ospitare nuovamente la vegetazione e conseguentemente di proteggersi con maggiore efficacia dai processi erosivi.

Sarebbe pertanto auspicabile che gli interventi selvicolturali tenessero soprattutto in conto le caratteristiche stazionali delle particelle forestali (grado di copertura del soprassuolo e forma di governo), al fine di attenuare i danni al momento dell'intervento, il cui effetto comunque continua a farsi sentire nel tempo. Sarebbe quindi opportuno presidiare con interventi di regimazione idrica, sia a livello di sede viaria sia di tutto il bacino sotteso dal tracciato, le piste a maggiore rischio d'erosione, perché sviluppate su un ripido versante, o ancora perché soggette comunque ad un utilizzo continuo, e nelle quali la vegetazione trova maggiore difficoltà di sviluppo.

## **Bibliografia**

- B.U.R.T. Parte Prima n. 30, Decreto del Presidente della Giunta regionale 5 settembre 2001, n.44/R- Regolamento di attuazione della L.R. 21 marzo 2000 n. 39 "Legge forestale della Toscana".
- BARTHÈS B., ROOSE E., 2002. Aggregate stability as indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels, *Catena*, 47, 2: 133-149.
- HERRIC J.E., WHITFORD W.G., DE SOYZA A.G., VAN ZEE J.W., HAVSTAD K.M., SEYBOLD C.A. AND WALTON M., (2001), Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations, *Catena*, 44, 1: 27-35.
- METODI UFFICIALI DI ANALISI CHIMICA DEL SUOLO, 1994. Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali. Roma, 63: 121-122.
- TORRI D., POESEN J., MONACI F., BUSONI E., 1994. Rock fragment and fine soil bulk density, *Catena*, 23: 65-71.
- WATTS C.W., DEXTER A.R., DUMITRU E., ARVIDSSON J., 1996. An assessment of the vulnerability of soil structure to destabilisation during tillage. Part I, A laboratory test. *Soil Tillage Res*, 37: 161-174.
- WULFSOHN D., RICHARDSON E.M., SHI Y.-L., 1999. Prediction of spatially distributed site impacts from forest harvesting systems, Proc. 13th International Conference of the ISTVS, Munich, Germany, September 14-17.

## DINAMICA DI MACRONUTRIENTI IN UN SUOLO TRATTATO CON FANGHI IN AMBIENTE CONTROLLATO

R. Aromolo <sup>1</sup>, C. Beni <sup>1</sup>, R. Gorga <sup>2</sup>, B. Felici <sup>1</sup>, A. Marcucci <sup>1</sup>, F.A. Biondi <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Roma

<sup>2</sup> Consiglio Nazionale delle Ricerche, Ist. Geologia Ambientale e Geoingegneria - Roma

### Riassunto

Questa ricerca ha voluto mettere in luce alcuni aspetti della dinamica delle frazioni solubili in acqua dei principali cationi alcalino-terrosi in un suolo trattato con fanghi di depurazione, a seguito di diversi cicli dry-wetting eseguiti in laboratorio. Sono state impiegate, per questa esperienza, due tesi disposte in capsule Petri, una solo con suolo (T) e l'altra con suolo addizionato con fango di depurazione (T+F). I campioni sono stati sottoposti a cicli di dry-wetting, con aggiunta di acqua distillata (1:2,5). Dopo 24 ore è stato estratto il surnatante e i suoli sono stati essiccati a 40°C e sottoposti ad un nuovo ciclo. Dai risultati ottenuti, si può ipotizzare che l'aggiunta di fanghi al suolo rende disponibili maggiori quantitativi di nutrienti disponibili per le colture, mentre il rischio del passaggio in soluzione dei metalli pesanti, alle condizioni sperimentali, è da considerare irrilevante.

### Flow of main nutrients in a soil treated with sludge in a controlled environment

### Abstract

This research has outlined some aspects of the main cations' water soluble fractions dynamics in the soil-waste system as a consequence of several laboratory dry-wetting cycles.

The laboratory test has been set up with two series of Petri disks, one containing soil plus waste (TF test) and one containing soil without waste (T test). The dry-wetting cycles have consisted in the addition of distilled water with a 24 hours extraction time and a soil-water ratio of 1:2,5. Afterwards these soils have been dried at 40°C before to the next cycle.

It can be stated that the addition of waste to the soil release a noticeable quantity of nutrients in available form, whereas in the experimental conditions the risk of heavy metal in solution is negligible.

### Introduzione

L'utilizzo agricolo di fanghi di depurazione può costituire una valida pratica per contribuire alla conservazione della fertilità del suolo, per il loro contenuto in sostanza organica e in elementi nutritivi. Possono inoltre scaturire indubbi vantaggi dal punto di vista ambientale, sociale ed economico, dovuti sia alla riduzione dei costi che lo stabilimento di depurazione deve sostenere per la gestione e lo smaltimento dei materiali, grazie al mancato conferimento in discarica, sia al contenimento delle spese per l'acquisto e la distribuzione di fertilizzanti e altri ammendanti (Figliolia *et al.*, 2000).

La degradazione della componente organica dei fanghi è sufficientemente rapida; la maggior parte dei cationi alcalino-terrosi e metallici è legata in vario modo al materiale organico e viene liberata a seguito di mineralizzazione da parte dei microrganismi tellurici. Nel suolo, detti elementi, ceduti dai fanghi, si combinano con altre sostanze cristalline o amorfe in diverse forme, ma parte di essi passa in soluzione diventando facilmente disponibile per i vegetali. Il pericolo pertanto è costituito dalla presenza di eccessive quantità della frazione solubile di ciascun elemento (Frigerio, 1987).

Uno dei fattori limitanti per l'uso in agricoltura dei fanghi di depurazione, secondo i risultati della maggior parte degli studi condotti, è dato dall'elevato contenuto di alcuni elementi nutritivi, soprattutto azoto, nonché dalla presenza di xenobiotici, in particolare metalli pesanti, che possono passare in soluzione e quindi migrare in profondità e/o essere assimilati dalle piante.

Il presente studio ha voluto mettere in luce alcuni aspetti della dinamica delle frazioni solubili in acqua dei principali cationi alcalino-terrosi e metallici nel sistema suolo-fango a seguito di diversi cicli dry-wetting eseguiti in laboratorio.

### Materiali e metodi

Per questa esperienza è stato utilizzato un campione prelevato da un suolo franco-sabbioso a reazione alcalina (Haplustalf tipico secondo la classificazione USDA) e fanghi di depurazione urbana prelevati da un impianto

di depurazione di un piccolo centro urbano (Tarquinia), senza apporti di acque reflue industriali. L'orizzonte superficiale è caratterizzato da un pH subalcalino-alcalino e da una tessitura franco-sabbiosa. Nel complesso il suolo presenta un contenuto di sostanza organica basso, buona capacità di scambio cationico, la riserva utile di acqua risulta bassa e il drenaggio interno mediocre.

Le caratteristiche del suolo adibito alla sperimentazione sono riportate nella tabella 1.

**Tabella 1.** Caratteristiche del suolo adibito alla sperimentazione (profondità 0-30 cm)

| Parametro                         | Valore |
|-----------------------------------|--------|
| pH in acqua 1:2,5                 | 7,9    |
| CSC c mol kg <sup>-1</sup>        | 19,8   |
| C organico g kg <sup>-1</sup>     | 6,2    |
| N totale g kg <sup>-1</sup>       | 0,42   |
| P assimilabile g kg <sup>-1</sup> | 0,28   |
| Sabbia g kg <sup>-1</sup>         | 654    |
| Limo g kg <sup>-1</sup>           | 163    |
| Argilla g Kg <sup>-1</sup>        | 183    |

**Tabella 2.** Caratteristiche chimico-fisiche dei fanghi

| Parametro               | Unità di misura          | Valore |
|-------------------------|--------------------------|--------|
| Umidità                 | %                        | 86,5   |
| Residuo a 105° C        | %                        | 13,5   |
| pH in acqua             | 1:2,5                    | 7,3    |
| C organico              | g kg <sup>-1</sup>       | 284    |
| N totale                | g kg <sup>-1</sup>       | 54     |
| P totale                | g kg <sup>-1</sup>       | 10     |
| Conducibilità elettrica | mS cm <sup>-1</sup>      | 4,8    |
| Cd totale               | mg kg <sup>-1</sup> s.s. | 3,0    |
| Cr totale               | mg kg <sup>-1</sup> s.s. | 38     |
| Ni totale               | mg kg <sup>-1</sup> s.s. | 30     |
| Pb totale               | Mg kg <sup>-1</sup> s.s. | 56     |
| Cu totale               | mg/kg <sup>-1</sup> s.s. | 172    |
| Zn totale               | mg/kg <sup>-1</sup> s.s. | 388    |
| Hg totale               | mg/kg <sup>-1</sup> s.s. | 1,1    |

L'esperienza ha previsto l'impiego di due tesi: T = suolo tal quale (150 g); T+F = suolo (150 g) addizionato con fango di depurazione (40 g). Ciascuna tesi è stata replicata quattro volte. I campioni sono stati disposti in capsule Petri, per essere sottoposti a 6 cicli di dry-wetting, nell'arco di sei mesi.

Tali cicli prevedevano l'aggiunta di 150 ml di acqua distillata per ciascuna capsula. Dopo 24 ore veniva prelevato il surnatante e analizzato. I suoli venivano quindi asciugati in stufa ventilata a 40°C, macinati e sottoposti a un nuovo ciclo. Sui surnatanti sono state determinate, mediante analisi con ICP AES, le concentrazioni: dei principali cationi (Ca, Mg, K, Na), di alcuni metalli pesanti: (Cd, Cu, Pb, Zn, Ni) e del P.

Inoltre, all'inizio e alla fine dell'esperienza, i suoli sono stati sottoposti a diffrattometria ai raggi X (con diffrattometro Rigaku, tubo al rame, radiazione Cu k-alfa, monocromatore in cristallo di grafite pirolitica).

### **Risultati e discussione**

La S.O. nella tesi T+F ha subito mediamente un calo del 67 %, mentre nella tesi T è rimasta invariata. Ciò farebbe ipotizzare che nella procedura eseguita del dry-wetting (con asciugatura in stufa ventilata a 40°C) si sia favorita una mineralizzazione della sostanza organica del fango, che ha avuto il suo massimo di attività tra il III ed il IV ciclo. In corrispondenza di detti cicli infatti si è registrato il maggior rilascio di alcuni macronutrienti (Na e P) e metalli pesanti, (Cd, Cu, Pb). Si potrebbe quindi ipotizzare che si sia verificata una riorganizzazione dei colloidi ed in particolare di quelli minerali, che potevano disporre di una soluzione del suolo con una concentrazione di ioni più elevata del normale.

Tabella 3. Carbonio organico nelle tesi

| TESI  | C org g Kg <sup>-1</sup> |
|-------|--------------------------|
| T+F   | 57,2                     |
| 2 F   | 15,2                     |
| 3F    | 22,6                     |
| 6F    | 18,1                     |
| 7 F   | 18,5                     |
| media | 18,6                     |
| T     | 7,1                      |
| 5T    | 6,5                      |
| 6T    | 6,5                      |
| 8T    | 7,6                      |
| 5T    | 7,4                      |
| media | 7,0                      |

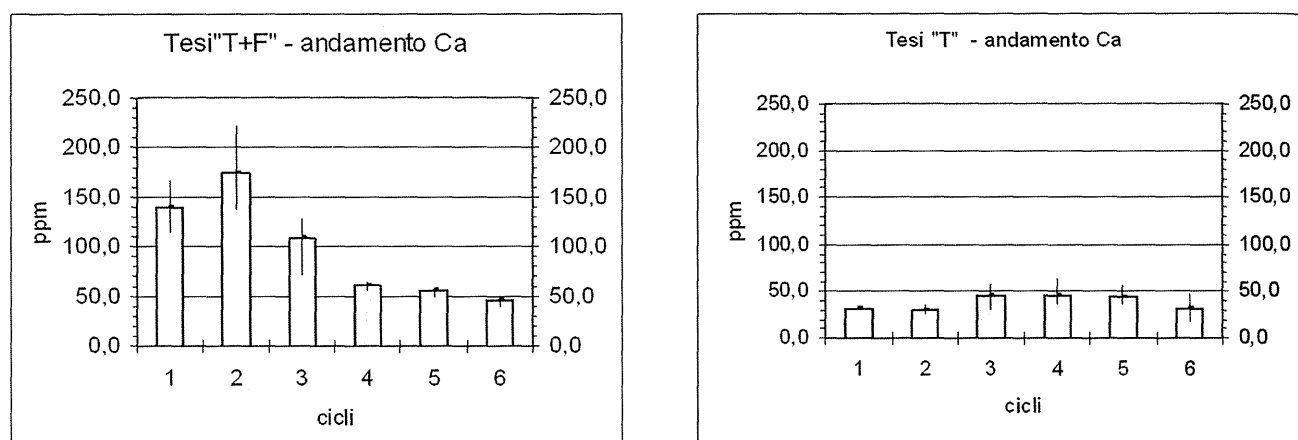


Figura 1. Andamento del Ca nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata

Mettendo a confronto i risultati dei vari cicli del suolo trattato con fango (T+F) con il non trattato (T), si evince, per quanto riguarda il Ca, che il rilascio del catione è inizialmente molto elevato nelle tesi con fango, con un successivo andamento decrescente, fino ad uniformarsi quasi ai valori del terreno non trattato, per presentare poi una tendenza pressochè lineare (Fig. 1).

L'andamento del Mg, nella tesi con fango, è simile a quello del Ca, mentre, nel terreno non trattato si evidenzia un andamento crescente, tale che al VI° ciclo il valore è nettamente superiore a quello della tesi T+F (Fig. 2).

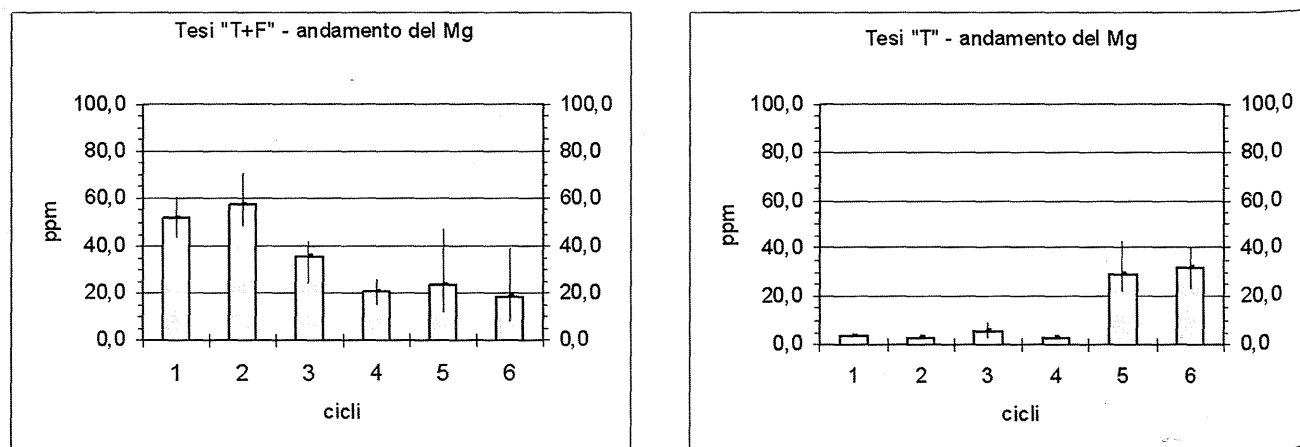


Figura 2. Andamento del Mg nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata



Il K ha un andamento analogo al Mg, per entrambe le tesi, con un netto aumento nella tesi T, già a partire dal V° ciclo (Fig. 3).

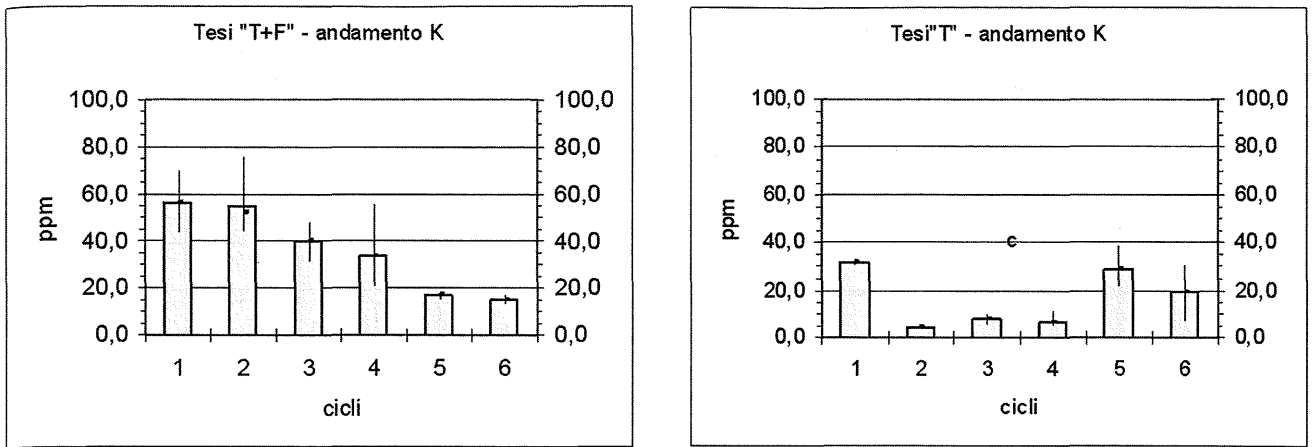


Figura 3. Andamento del K nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata

Il Na presenta in tutti i cicli valori della tesi T+F nettamente superiori alla tesi T, in particolare nel III° e nel IV° ciclo (Fig. 4).

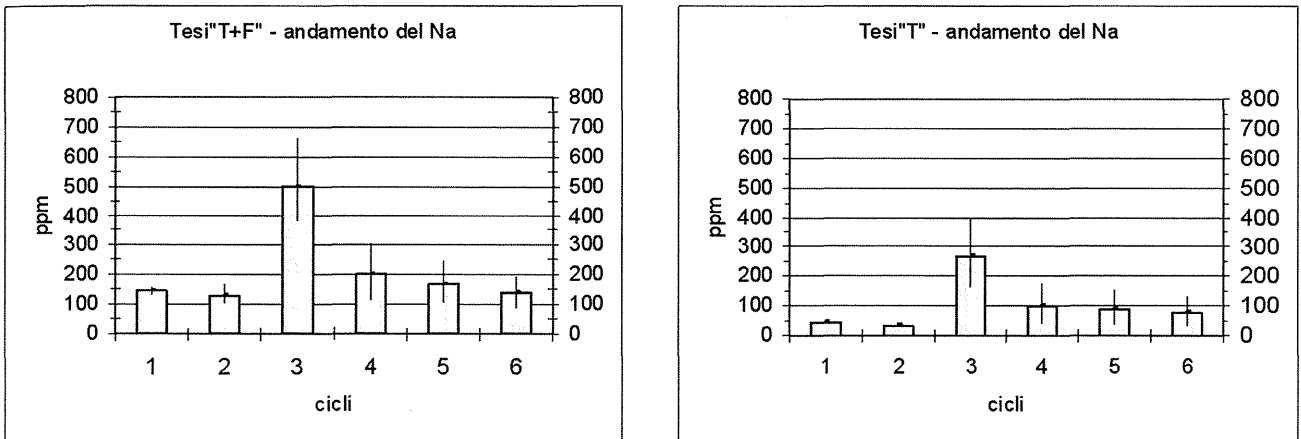


Figura 4. Andamento del Na nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata

Per quanto riguarda il P, si osserva un andamento pressochè simile a quello riscontrato per il Na, con la sola eccezione che la massima differenza tra le tesi si evidenzia nel IV° ciclo (Fig. 5).

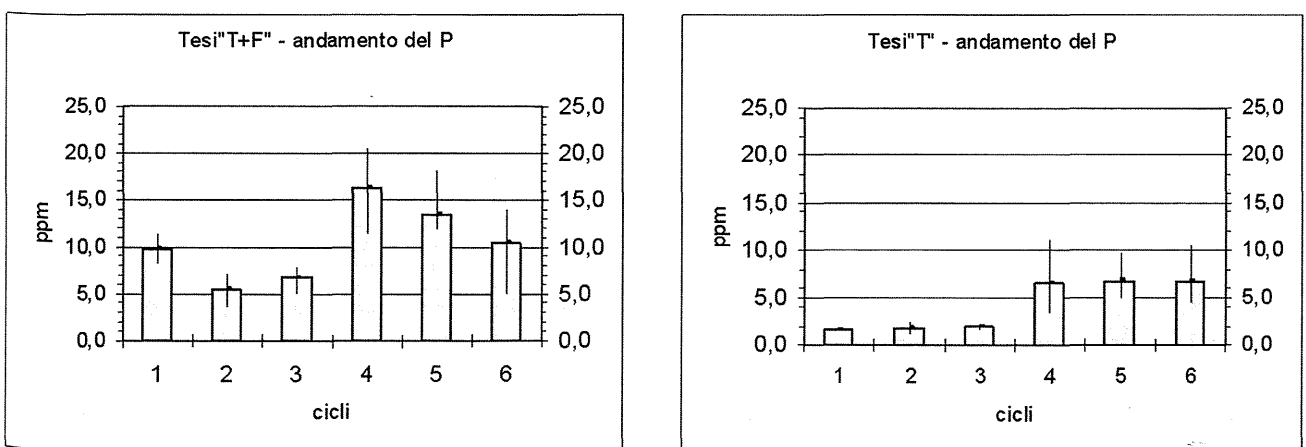


Figura 5. Andamento del P nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata (detection limits < 0,005)

Nei metalli, il Cd presenta nella tesi con fango valori notevolmente più elevati rispetto alla tesi T, nel III° e IV° ciclo (Fig. 6), mentre nel V e VI si nota una inversione di andamento.

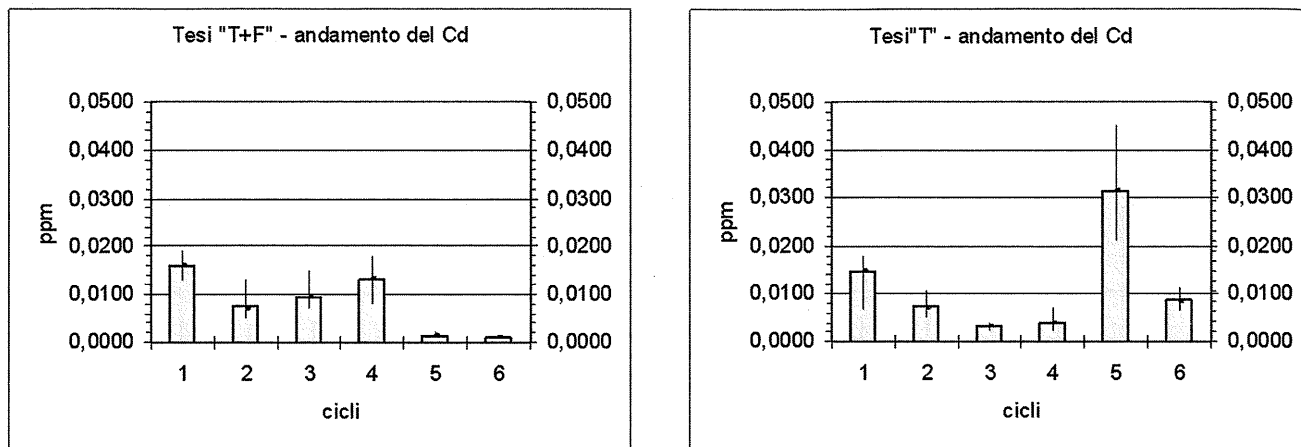


Figura 6. Andamento del Cd nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata (detection limits < 0,005)

Per il Cu emerge un andamento sinusoidale, sia nella tesi T+F che nella tesi T, in particolare si evidenzia un valore nettamente superiore nella tesi T+F nel III° ciclo (Fig. 7).

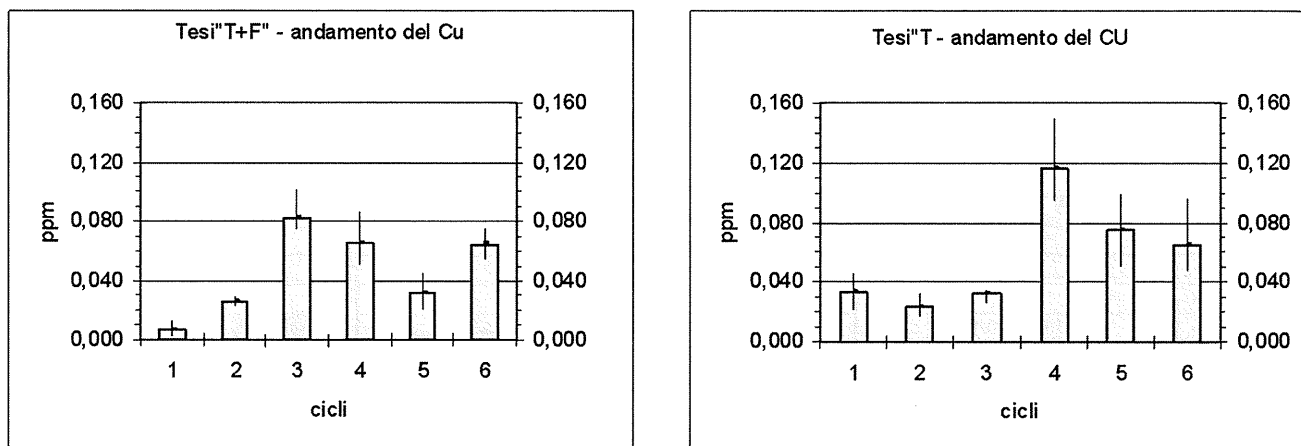


Figura 7. Andamento del Cu nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata (detection limits < 0,005)

Anche per il Ni si osserva una tendenza analoga, eccetto che per il IV° ciclo, in cui il valore della tesi T è nettamente superiore a quello della tesi T+F (Fig. 8)

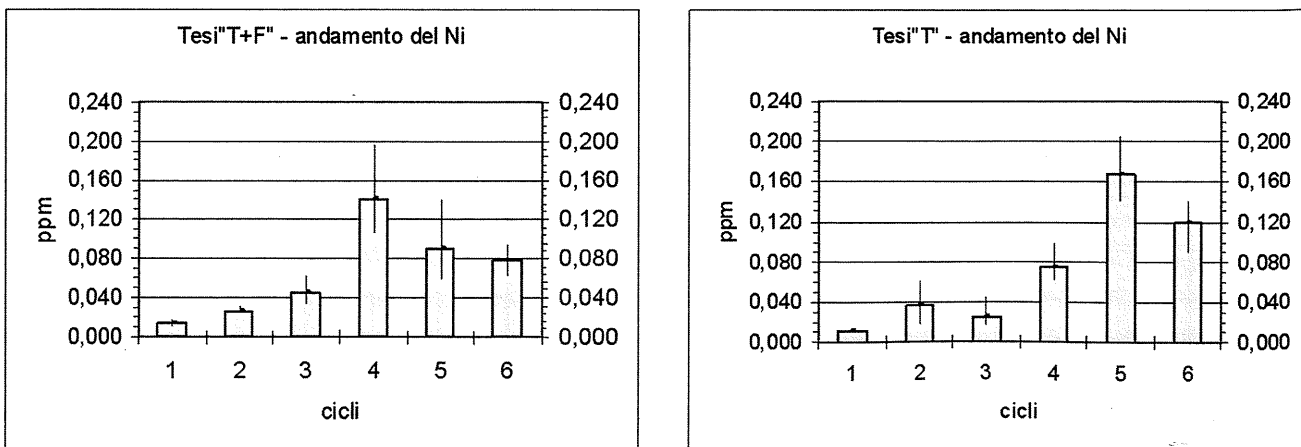


Figura 8. Andamento del Ni nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata (detection limits < 0,005)

Per il Pb si rileva un andamento fluttuante, con un picco massimo di concentrazione al III° ciclo per la tesi T+F (Fig. 9).

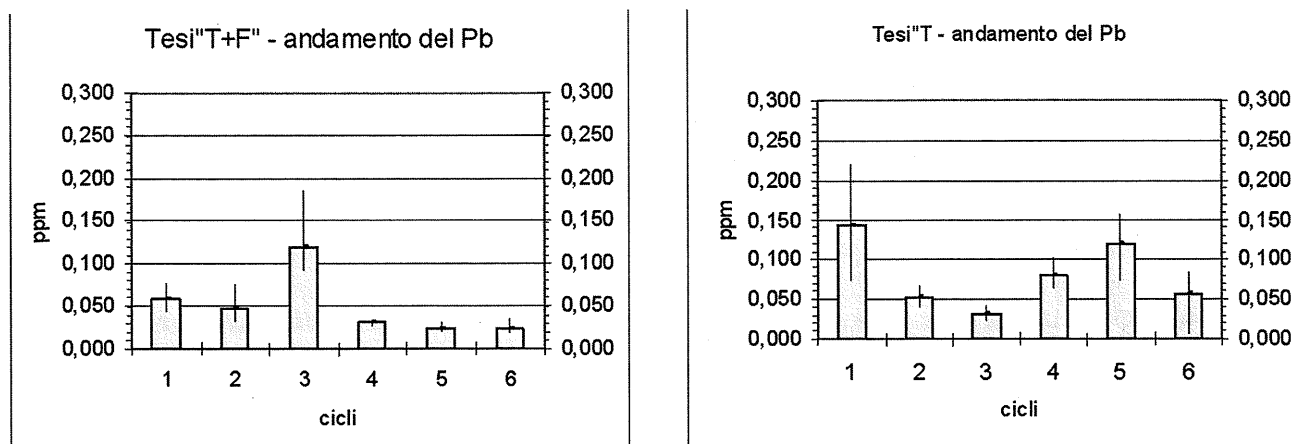


Figura 9. Andamento del Pb nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata (detection limits <math>< 0,005</math>)

Anche per lo Zn si osserva un'alternanza tra i cicli, con valori diversificati del rilascio per entrambe le tesi. Più precisamente, la tesi T+F presenta inizialmente un valore elevato, diminuendo nel II° ciclo, tornando elevato nel III° e IV° ciclo, per diminuire nuovamente negli ultimi due cicli (Fig. 10). Nella tesi T, invece, si presenta pressochè costante, per diminuire nel V° e VI° ciclo.

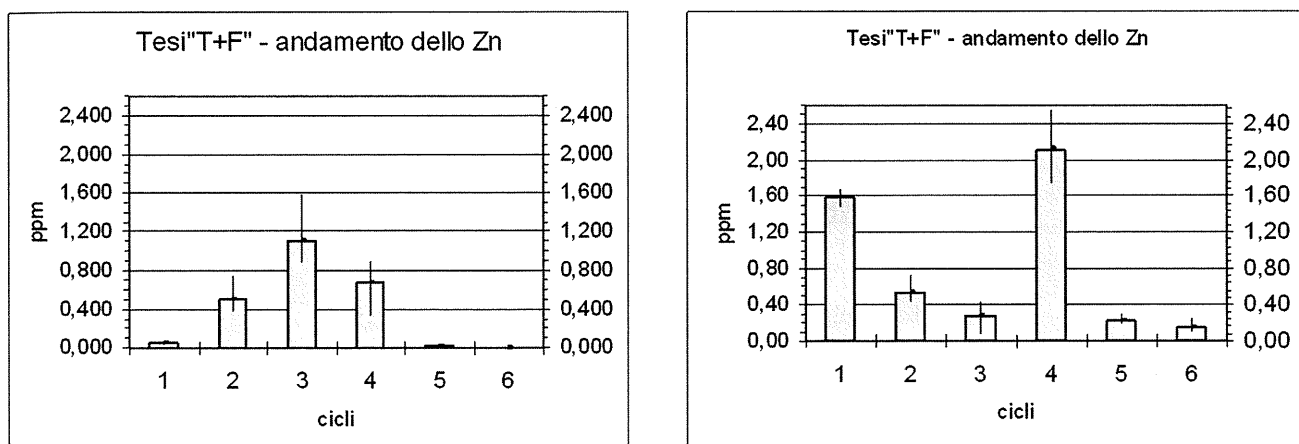


Figura 10. Andamento dello Zn nella tesi trattata con fango e nella tesi non trattata (detection limits <math>< 0,005</math>)

Dall'analisi dei diffrattogrammi a raggi X, si osserva sui terreni sottoposti ai cicli dry-wetting, un aumento dei picchi relativi alla montmorillonite e alla caolinite, rispetto al terreno di inizio esperienza. Il fenomeno è particolarmente evidente nelle tesi trattate con fango (Figg. 11, 12 e 13).

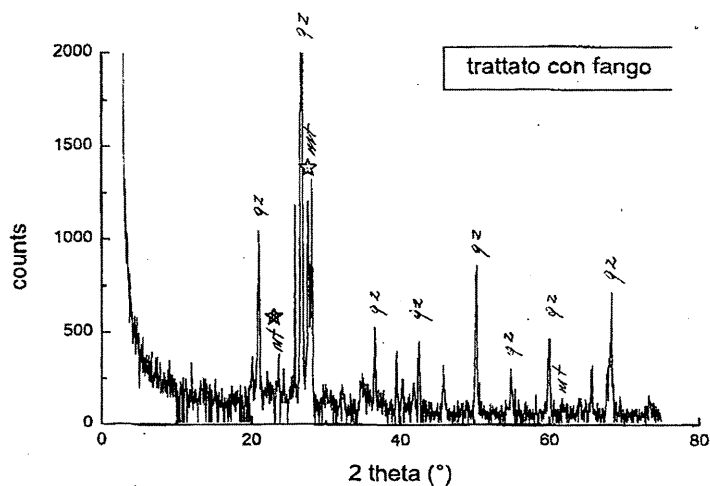


Figura 11.

Analisi con i raggi X della tesi trattata con fango

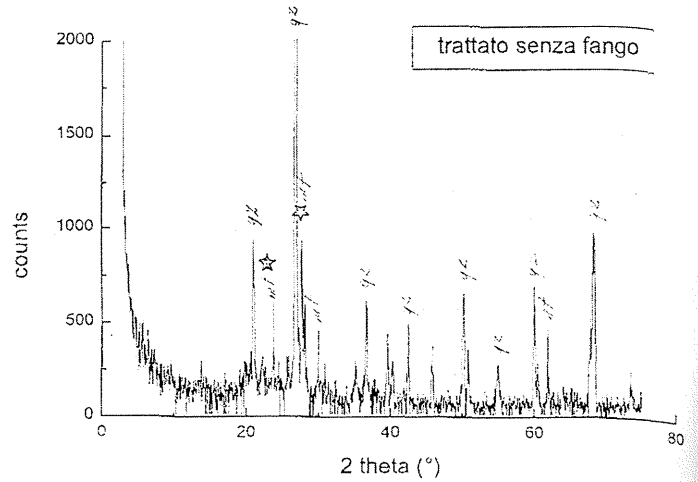


Figura 12.

Analisi con i raggi X della tesi senza fango

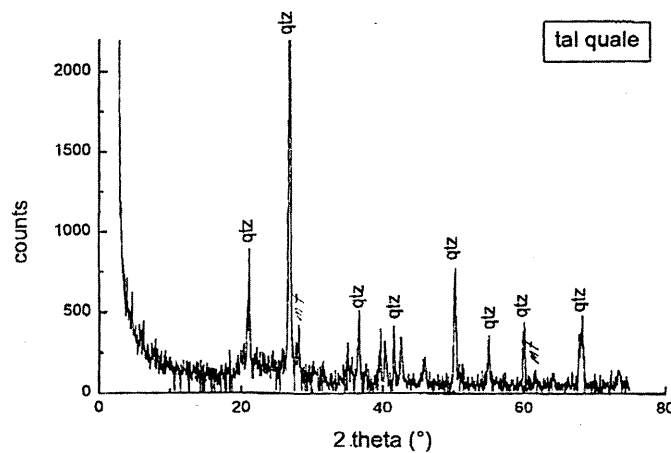


Figura 13. Analisi con i raggi X del suolo ad inizio prova

## Conclusioni

A seguito della somministrazione di fango al suolo, in un ambiente controllato, il rilascio degli elementi alcalino-terrosi e dei metalli presenta un andamento fluttuante del tipo sinusoidale. In particolare, si osserva frequentemente un valore più elevato nel III° e nel IV° ciclo nella tesi trattata rispetto al controllo.

Inoltre, si rileva che al VI° ciclo il rilascio degli elementi nella tesi T è sempre superiore a quello della tesi T+F, ad eccezione del Na e del P.

Tale andamento, consentirebbe di ipotizzare che tra il III° e IV° ciclo sia avvenuta una riorganizzazione dell'argilla.

Quest'ultima è maggiormente presente nella tesi T+F, giustificando un minore rilascio dei cationi, sia alcalino-terrosi che metallici, negli ultimi cicli (Biondi *et al.*, 1995).

Da questi risultati si potrebbe ipotizzare che:

- l'alterazione della sostanza organica del fango una volta aggiunta al suolo avvenga in due fasi, la prima è caratterizzata da una fermentazione abbastanza rapida, la seconda più lenta secondo le caratteristiche peculiari dell'ambiente;
- per tutto il periodo della fermentazione "rapida" c'è un rilascio significativo di macronutrienti (e di metalli pesanti);
- finita la fermentazione "rapida" il suolo comunque rimane arricchito di S.O.; questa ultima è soggetta ad un processo di umificazione più lento e, in questa seconda fase, il rilascio di ioni solubili diminuisce.

Questi primi risultati dovranno necessariamente essere verificati con ulteriori ricerche, comprendenti anche uno studio approfondito del grado di umificazione della sostanza organica.

In conclusione l'aggiunta di fanghi al suolo metterebbe a disposizione maggiori quantitativi di nutrienti (Biondi *et al.*, 1998) disponibili per le colture, mentre il rischio del passaggio in soluzione dei metalli pesanti, alle condizioni sperimentali, è da considerare irrilevante, grazie alla formazione di colloidali minerali.

### **Bibliografia**

- FIGLIOLIA A., ROSSI G., BENI C. (2000). Un decennio di utilizzazione agricola di fanghi di depurazione civile: aspetti ambientali, economici ed energetici. Atti del Convegno "Ricicla 2000". Rimini, 8-11 novembre.
- FRIGERIO A. Acque reflue e fanghi. Centro Scientifico Internazionale, 1987.
- BIONDI F.A., DI DIO C., LEITA L., SOCCIARELLI S. E FIGLIOLIA A: Effects of Cu e Zn added to an agricultural soil in laboratory open system and in Mitcherlich pots., International Workshop on: Improved Crop Quality by Nutrient Management. Bornova, Izmir -Turkey. Kluwer Academic Publisher. 63: 277-280; 1998.
- IZZA C., MANGIONE D., INDIATI R., FIGLIOLIA A.. Heavy metal pollution: role of the soil organic matter in the dynamics of Cd, Pb, Cu and Zn. Proceedings of the XXIV ESNA annual meeting. Varna. 1994
- SEQUI P. AND CIAVATTA C. Use of Tanning Residue as Organic Fertilizers. Proceedings of the International Workshop on Chemistry and Technology of Tanning Processes. Ed. F. Perghem, 89-97. San Miniato, Italy 1988.
- BIONDI A., FIGLIOLIA A., SOCCIARELLI S., DI DIO C., DI CARLO V., Heavy metals dynamics on the soilplant system of a sludge ammended soil. Atti XVI Congres Mundial de Science du Soil .Montpellier France 1998
- BIONDI A., FIGLIOLIA A., SOCCIARELLI S., SEQUI P. Influenza del Cu e dello Zn sui cationi del complesso di scambio. Atti I° Congresso nazionale di Chimica ambientale. 1995.
- BIONDI A., DI DIO C., FIGLIOLIA A. Potassium release in function of Cu and Zn added to an agricolture soil in a laboratory system. Fres. Environ. Bull. 7.750-755. 1998.
- BIONDI A., FIGLIOLIA A., DI DIO C. Interazione di alcuni metalli pesanti sul complesso di scambio del suolo. Atti Convegno Nazionale AIP (Associazione italiana Pedologici) 1998.
- BIONDI A., FIGLIOLIA A., SOCCIARELLI S., DI DIO C., DI CARLO V. Heavy metals dynamics on the soilplant system of a sludge ammended soil. Atti XVI Congres Mundial de Science du Soil .Montpellier France 1998.
- BENI C., BIONDI F.A., FIGLIOLIA A., SOCCIARELLI S., AROMOLO R., MATURILLI R. (2002). Utilizzo di fanghi di depurazione su mais da insilato per la conservazione della fertilità del suolo. Atti del Convegno "Sviluppo Sostenibile del Sistema Agricolo, Agroambientale ed Agroindustriale della Regione Lazio. Sabaudia, 11 Dicembre
- BENI C., AROMOLO R., DE SIMONE C., FERRAZZA P., STURCHIO E., MENESATTI P., PEZZELLA M. (2002). Impiego di compost da Rsu: studio multi-parametrico su un suolo agrario e valutazione dell'ecotossicologica su piante di Vicia Faba. Convegno Annuale Siss. 8-10 Giugno, Piacenza.
- AROMOLO R., BENI C., FIGLIOLIA A., BIONDI F.A. (2002). Utilizzo di fanghi di depurazione urbana in un'area agricola nell'ambiente mediterraneo. Convegno Varirei, L'Aquila

# PROSPETTIVE DI IMPIEGO DEI TEST DI BIOTOSSICITÀ CON RICCI DI MARE (PARACENTROTUS LIVIDUS) PER LA VALUTAZIONE DELLA CONTAMINAZIONE DEI SUOLI

G. Battaglia<sup>1</sup>, E. Coppola<sup>1</sup>, E. De Nicola<sup>2</sup>, G. Pagano<sup>2</sup>, A. Buondonno<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli

Via Vivaldi, 43 - 81100 Caserta; e-mail: andrea.buondonno@unina2.it

<sup>2</sup> Istituto Nazionale Tumori, Fondazione G. Pascale

Via Mariano Semola, 80131 Napoli

## Riassunto

È stato condotto uno studio finalizzato a definire le prospettive di impiego dei bio-saggi su riccio di mare (*Paracentrotus lividus*) nella valutazione dello stato di contaminazione dei suoli da Elementi Potenzialmente Tossici (PTE). Sono stati utilizzati due pedotipi, rappresentativi del Bacino del Basso Volturno (Campania), con caratteristiche fortemente contrastanti, (Typic Xerorthents: SO = 9.4 g/kg; argilla = 90.9 g/kg; CSC = 8.6 cmol<sub>[+]</sub>/kg; Chromic Haploxererts: SO = 34.5 g/kg; argilla = 320.9 g/kg; CSC = 37.7 cmol<sub>[+]</sub>/kg), entrambi calcarei, neutro-alcinali. I campioni di suolo sono stati contaminati con Pb (2000 mg/kg), Cu (1200 mg/kg) e Zn (3000 mg/kg). I bio-saggi hanno fornito risultati ampiamente coerenti con le proprietà dei suoli utilizzati e con le caratteristiche tossicologiche dei PTE considerati. Questi ultimi hanno mostrato tossicità crescente nell'ordine Pb << Zn ≤ Cu. In tutti i casi i campioni contaminati ottenuti dall'Entisuolo, caratterizzato da minima attività del complesso di scambio, hanno determinato condizioni di maggiore danno biologico. I bio-saggi hanno inoltre mostrato maggiore sensibilità analitica, fornendo risposta positiva anche quando la concentrazione degli elementi tossici era al di sotto del limite di rilevabilità strumentale. Nel loro insieme, i risultati preliminari acquisiti suggeriscono che i test di biotossicità con *P. lividus* sono applicabili come test speditivi innovativi per la valutazione della contaminazione del suolo.

**Parole chiave:** Contaminazione del suolo, Test di biotossicità, *Paracentrotus lividus*, Entisols, Vertisols.

## Abstract

A study was carried out aiming at assessing the suitability of bio-toxicity tests with sea urchins (*Paracentrotus lividus*) for the evaluation of soil pollution by Potential Toxic Elements (PTE). Two contrasting pedotypes from Volturno river low basin (Campania region) were utilized (a Typic Xerorthents, with OM = 9.4 g/kg; clay = 90.9 g/kg; CEC = 8.6 cmol<sub>[+]</sub>/kg; and a Chromic Haploxererts, with OM = 34.5 g/kg; clay = 320.9 g/kg; CEC = 37.7 cmol<sub>[+]</sub>/kg), both neutral-alkaline and with carbonates. Soil samples were contaminated with Pb (2000 mg/kg), Cu (1200 mg/kg) e Zn (3000 mg/kg). Bio-test outcomes were clearly consistent with both soil properties and toxicological features of the considered PTE. These last produced toxic effects increasing along with the order Pb << Zn ≤ Cu. In any case, polluted samples from Entisol, with very poor exchange properties, produced the most severe toxic effects. Furthermore, bio-tests were much more sensitive than chemical methods in revealing the presence of PTE. On the whole, our preliminary results suggest that bio-toxicity tests with *P. lividus* tests could be applied as innovative quick tests for the evaluation of soil contamination.

**Key words:** Soil pollution, Bio-toxicity tests, *Paracentrotus lividus*, Entisols, Vertisols.

## Introduzione

È noto che la contaminazione è una delle cause globali di riduzione di qualità del suolo, e quindi di degradazione, che destano sempre più crescenti preoccupazioni sia in ambito scientifico che a livello di enti pubblici ed organismi internazionali. Le metodologie più diffuse per la stima della contaminazione del suolo da elementi potenzialmente tossici (PTE) si basano sulla valutazione del loro contenuto totale e sulla loro estrazione tramite reattivi specifici. Le procedure di analisi chimica, tuttavia, non consentono di stimare la reale biodisponibilità dei diversi agenti tossici nei suoli contaminati, né l'effetto, sinergico o antagonista, prodotto dagli stessi sulla componente biotica. Recenti studi (Meriç *et al.*, 2004) hanno dimostrato la possibilità di utilizzare i ricci di mare (*Paracentrotus lividus*) come indicatori della tossicità di matrici solide in luogo dei tradizionali test tossicologici condotti su organismi di acqua dolce. Infatti, le matrici solide ricche di elettroliti e di componenti fini e colloidali possono profondamente alterare le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua dolce del mezzo di coltura, producendo quindi forti stress ambientali sulle specie in sviluppo, quali *Daphnia magna* o *Selenastrum capricornutum*; per altro, l'eventuale torbidità delle sospensioni delle stesse matrici solide limita fortemente la penetrazione della luce, e quindi non consente di utilizza-



re saggi di crescita di organismi autotrofi fotosintetizzanti marini, quali ad esempio l'alga *Dunaliella tertiolecta*, come indicatori di biotossicità di tali matrici. Per contro, le caratteristiche ecologiche di *P. lividus*, la buona conoscenza della biologia del suo sviluppo, la capacità di osservare gli effetti tossici prodotti su diverse fasi del ciclo vitale e l'alta sensibilità ad un gran numero di sostanze xenobiotiche rendono questa specie di riccio di mare un potenziale bioindicatore per la valutazione degli effetti biologici indotti da suoli contaminati. Infatti:

- un temporaneo contatto con acqua marina non altera significativamente le caratteristiche della matrice suolo, fatto salvo l'incremento di salinità; per contro, l'elevata concentrazione ionica, l'elevata forza ionica ed il pH alcalino ( $\approx 8.2$ ) della stessa acqua marina esaltano l'attività del complesso di scambio che controlla la mobilità dei PTE nell'interfaccia suolo/soluzione;
- il suolo, a sua volta, non modifica in modo apprezzabile le proprietà chimico-fisiche dell'acqua di mare, non creando quindi ulteriori effetti collaterali di stress per gli organismi, che porterebbero a sovrastime della tossicità.

Su queste premesse è stato avviato uno studio finalizzato a valutare la possibilità di impiego di *P. lividus* come bioindicatore della tossicità del suolo in confronto con i metodi chimici convenzionali. Nel presente lavoro vengono discussi i risultati preliminari di un'indagine condotta su due pedotipi rappresentativi del Bacino del Basso Volturno (Typic Xerorthents e Chromic Haploxererts) contaminati con Pb, Cu e Zn. Tali metalli rappresentano i più comuni Elementi Potenzialmente Tossici (PTE) sia nei siti industriali, sia nelle aree urbane ed agricole (Alloway, 1995; Kabata-Pendias and Pendias, 1992; Pais and Jones, 1997). Di tali PTE è peraltro nota la differente tossicità nei confronti di *P. Lividus*, crescente nell'ordine  $Pb \ll Cu \cong Zn$  (Fernández e Beiras 2001; Pagano *et al.* 1982).

## Materiali e metodi

### Area di studio

Il Bacino del Basso Volturno fa parte della Piana Campana ed è delimitato dal Mare Tirreno a ovest, dal Monte Massico e dal complesso del Roccamonfina a nord, dal massiccio dei Tifatini e Monte Maggiore a est e dai Campi Flegrei a sud. Il comprensorio occupa circa 600 km<sup>2</sup> e, pur rappresentando una delle aree più fertili e di maggior valore economico-produttivo della regione Campania, con allevamenti bufalini, frutticoltura (pesco, susino), cerealicoltura (mais), orticoltura, colture industriali (soprattutto pomodoro e tabacco), è soggetto a gravi e diffusi fenomeni di contaminazione conseguenti soprattutto alla presenza di numerose discariche abusive di materiali tossico-nocivi (Coppola *et al.*, 2002, 2003). Per la sperimentazione sono stati scelti due pedotipi con caratteri genetici fortemente diversificati: un Typic Xerorthent e un Chromic Haploxerert (Soil Survey Staff, 1998). Il primo, campionato a Mondragone (Caserta), verrà in seguito denominato MND; il secondo, campionato a Brezza (Caserta), verrà in seguito denominato BRZ. I campioni di suolo utilizzati per la sperimentazione sono stati prelevati dai rispettivi orizzonti di superficie, essiccati all'aria, amminutati e setacciati a 2 mm. Le proprietà dei suoli sono state determinate sulla terra fina ( $< 2$  mm). Le analisi sono state effettuate in accordo con i Metodi Ufficiali per le analisi dei suoli del Mi.P.A.F (2000).

### Preparazione dei Modelli di Suolo Contaminato (MCS)

Sono stati preparati Modelli di Suolo Contaminato (MSC) per simulare le condizioni di grave contaminazione dell'ordine di grandezza di quelle accertate nei siti di discarica abusiva dell'area (Coppola *et al.*, 2002, 2003).. A tal fine, si è scelto di aggiungere Pb, Cu o Zn a campioni di suolo MND e BRZ in modo da ottenere una concentrazione totale finale di ciascuno dei PTE pari o molto prossima al doppio del limite massimo ammissibile per i suoli dei siti ad uso commerciale e industriale ai sensi del D.M. n. 471/99, All. 1 (Ministero dell'Ambiente, 1999). Tali limiti corrispondono a 1000, 600 e 1500 mg/kg per Pb, Cu e Zn, rispettivamente, mentre sono fissati in 100, 120 e 150 mg/kg per Pb, Cu e Zn, rispettivamente, per i suoli a verde pubblico, privato o residenziale.

I materiali di partenza per la preparazione dei Modelli di Suolo Contaminato (MSC) sono:

- MND terra fina ( $\varnothing < 2$  mm);
- BRZ terra fina ( $\varnothing < 2$  mm);
- Pb soluzione madre da nitrato: 1000 mg Pb/L;
- Cu soluzione madre da nitrato: 600 mg Cu /L;
- Zn soluzione madre da nitrato: 1500 mg Zn/L.

Per ciascun suolo, sono stati allestiti tre differenti MSC aggiungendo ai campioni MND e BRZ un'opportuna aliquota delle soluzioni madre di Pb, Zn e Cu; tali MSC saranno in seguito denominati Pb-MND, Cu-MND, Zn-MND, Pb-BRZ, Cu-BRZ, o Zn-BRZ, rispettivamente. Ciascun MSC è stato preparato secondo la seguente proce-

dura: 25 g di campione di suolo sono stati trasferiti in un tubo da centrifuga da 120 mL registrando il peso suolo+tubo da centrifuga; 50 mL di ciascuna soluzione madre contaminante sono stati aggiunti al suolo, i tubi da centrifuga sono stati tappati, posti in agitazione per 24 ore a 120 oscillazioni per minuto e quindi centrifugati per 10 minuti a 3600 rpm. Il surnatante, scartato per allontanare l'eccesso di PTE in soluzione, è stato filtrato su Whatman 42<sup>®</sup>; dopo averne misurato il volume, il surnatante è stato analizzato al fine di determinare le concentrazioni residue di Pb, Cu, e Zn all'equilibrio. Ciascun tubo da centrifuga con il MSC umido è stato pesato e posto in stufa a 40 °C per una settimana ad essiccare; il peso finale suolo+tubo da centrifuga è stato di nuovo registrato. L'ammontare di PTE effettivamente adsorbito da ciascun MSC, è stato determinato considerando sia la concentrazione di PTE nel surnatante sia il volume residuo di soluzione madre contaminante nel MSC dopo la centrifugazione, sulla base dei vari pesi suolo+tubo da centrifuga registrati durante le diverse fasi di preparazione dei modelli.

La concentrazione dei PTE nei filtrati è stata determinata mediante Spettrofotometria in Assorbimento Atomico utilizzando un Perkin-Elmer A-Analyst 100.

Le quantità estraibili di Pb, Cu e Zn dai MSC sono state, infine, determinate mediante estrazione con DTPA (Mi.P.A.F., 2000)

Tutte le determinazioni sono state condotte in non meno di tre repliche. I valori si riferiscono a massa di suolo seccato in stufa a 105°C.

### Saggi su embrioni e gameti di *Paracentrotus lividus*

Per la realizzazione dei saggi di tossicità sono stati utilizzati ricci di mare della specie *Paracentrotus lividus* raccolti nel Golfo di Napoli. La raccolta e la manipolazione dei gameti è stata effettuata utilizzando metodologie applicate in lavori precedenti (Pagano et al., 1982; 1983; 1986; 1993). I saggi di embriotossicità sono stati condotti esponendo le colture di embrioni, durante tutta l'embriogenesi, ovvero dallo stadio di embrione (10 min dopo la fecondazione) allo stadio di pluteo (72 h dopo la fecondazione) a sospensioni in acqua di mare filtrata a 50 µm (SW) contenente campioni dei suoli non contaminati o i diversi MSC in 8 differenti rapporti MSC/SW: 0.025, 0.1, 0.25, 1.0, 2.5, 10, 25 e 100 g/L MSC/SW). In particolare, al fine di poter osservare andamenti dose/risposta biologica significativi per i diversi MSC, e considerando la differente sensibilità di *P. lividus* ai PTE considerati, la differente attività del complesso di scambio dei suoli, nonché le differenti quantità dei PTE presenti nei MSC in forma totale e estraibile, sono stati utilizzati i seguenti rapporti: 0.025, 0.1, 0.25, 1.0 e 2.5, g MSC/L SW per i modelli contaminati con Cu o Zn, e 2.5, 10, 25 e 100 g MSC/L SW per i modelli contaminati con Pb. In ambedue i casi, si è utilizzato come bianco di riferimento acqua di mare senza alcuna aggiunta di suolo. Le larve sono state, quindi, sottoposte ad analisi embriologica e sono stati osservati i danni causati allo sviluppo larvale durante l'esposizione alle differenti sospensioni MSC/SW a 72 ore dalla fecondazione. Per la classificazione morfologica delle larve sono stati definiti i seguenti parametri, espressi in percentuale, derivanti dall'esame di 100 larve-embrioni in ogni pozzetto di coltura: plutei normali (N) e plutei ritardati (R) [ $\leq 1/2$  dimensione vs plutei normali] che insieme rappresentano la categoria delle larve vitali (V); larve patologiche malformate (P1) ed embrioni patologici (P2) incapaci di differenziarsi fino allo stadio di pluteo, che rappresentano la categoria delle larve patologiche (P); embrioni e larve morte (D) [misurati come plutei morti (D1), o come mortalità precoce allo stadio embrionale (D2)]. In ciascuna sospensione MSC/SW sono state determinate le concentrazioni dei PTE all'equilibrio ([PTE]-SW, mg/L).

I saggi di spermio-tossicità sono stati condotti esponendo una sospensione allo 0.1% di sperma concentrato per 2 h a campioni di suolo non contaminato ed ai diversi MSC. Durante l'esposizione i campioni di suolo sono lasciati sedimentare e 50 µL di surnatante contenente lo sperma è stato utilizzato per inseminare 10 mL di sospensione di uova non trattate. Le alterazioni del tasso di fecondazione (% uova fecondate) sono state determinate osservando gli embrioni vivi nel corso della segmentazione (1-3 h dopo la fecondazione). Gli embrioni discendenti sono stati quindi coltivati in condizioni ideali di non contaminazione. Il test di spermio-tossicità ha previsto anche la verifica dei danni causati sullo sviluppo larvale nella progenie dello sperma trattato. A questo scopo, è stata eseguita la lettura delle colture larvali, procedendo secondo la metodica del test di embriotossicità.

Tutti i test sono stati condotti in non meno di sei repliche.

## Risultati e discussione

### Suoli non contaminati e Modelli di Suolo Contaminato

Le principali proprietà dei suoli non contaminati sono riportati in Tabella 1.

In accordo con la stretta affinità tra i rispettivi substrati pedogenetici, costituiti da alluvioni fluviali con granulometrie da sabbiose ad argillose, includenti frammenti calcarei e piroclastici, i suoli considerati sono moderatamente calcarei, con pH subalcalino e bassa Conducibilità (CE). I contrastanti caratteri pedogenetici si riflettono es-

senzialmente sui contenuti di argilla e di C organico e, di conseguenza, sui valori di CSC, tutti notevolmente più elevati nei campioni del vertisuolo BRZ.

La tabella 2 riporta le quantità totali e DTPA-estraibili di Pb, Zn e Cu determinate nei suoli non contaminati utilizzati per la sperimentazione.

Tabella 1. Principali proprietà dei campioni di suolo non contaminato utilizzati per la sperimentazione.  
Valori medi  $\pm$  Errore Standard (n=3)

| Campione | Sabbia<br>(g/kg) | Limo<br>(g/kg) | Argilla<br>(g/kg) | pH*           | CE<br>(dS/m)*     | CaCO <sub>3</sub><br>(g/kg) | CO<br>(g/kg)   | N<br>(g/kg)   | CSC<br>(cmol/kg) |
|----------|------------------|----------------|-------------------|---------------|-------------------|-----------------------------|----------------|---------------|------------------|
| BRZ      | 194 $\pm$ 7      | 484 $\pm$ 7    | 320 $\pm$ 3       | 7.7 $\pm$ 0.1 | 0.434 $\pm$ 0.006 | 20 $\pm$ 0                  | 20.0 $\pm$ 0.8 | 2.6 $\pm$ 0.1 | 37.7 $\pm$ 0.1   |
| MND      | 521 $\pm$ 10     | 386 $\pm$ 6    | 91 $\pm$ 1        | 7.7 $\pm$ 0.1 | 0.338 $\pm$ 0.007 | 42 $\pm$ 1                  | 5.4 $\pm$ 0.3  | 0.7 $\pm$ 0.1 | 8.6 $\pm$ 0.2    |

\* in sospensione 1:2.5 w/v.

Tabella 2. Quantità totali e DTPA-estraibili di Pb, Zn e Cu determinate nei campioni di suolo non contaminato.  
Valori medi  $\pm$  Errore Standard (n=3)

| Campione | Totale         |                |                | 1:2-DTPA                           |                                  |                                  |
|----------|----------------|----------------|----------------|------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
|          | Pb (mg/kg)     | Cu (mg/kg)     | Zn (mg/kg)     | Pb (mg/kg)<br>(% totale)           | Cu (mg/kg)<br>(% totale)         | Zn (mg/kg)<br>(% totale)         |
| BRZ      | 40.1 $\pm$ 2.2 | 51.3 $\pm$ 2.7 | 72.7 $\pm$ 4.2 | 9.7 $\pm$ 0.2<br>(24.3 $\pm$ 0.5)  | 2.3 $\pm$ 0.1<br>(4.5 $\pm$ 0.2) | 1.2 $\pm$ 0.1<br>(1.7 $\pm$ 0.1) |
| MND      | 32.2 $\pm$ 1.9 | 48.1 $\pm$ 3.2 | 55.3 $\pm$ 4.2 | 10.0 $\pm$ 0.3<br>(31.2 $\pm$ 0.9) | 4.2 $\pm$ 0.2<br>(8.7 $\pm$ 0.4) | 1.4 $\pm$ 0.1<br>(2.6 $\pm$ 0.2) |

Le concentrazioni totali dei PTE nei due suoli risultano essere sempre nettamente inferiori ai limiti massimi accettabili ai sensi del D.M. 471/99, All. 1 (Ministero dell'Ambiente, 1999) per i suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale, pari a 100, 120 e 150 mg/kg per Pb, Cu e Zn, rispettivamente. Le quantità DTPA-estraibili sono sempre modeste, < 2.0 mg/kg per lo zinco, 2 ÷ 4 mg/kg per il rame, e  $\approx$  10 mg/kg per il piombo. Nei suoli esaminati, quest'ultimo elemento appare più mobile rispetto a Cu e Zn, dal momento che le quantità di Pb-DTPA rappresentano il 24.3 ÷ 31.2 % del Pb-totale, mentre le quantità di Cu-DTPA e Zn-DTPA rappresentano, nell'ordine, il 4.5 ÷ 8.7 % e il 1.7 ÷ 2.6 % dei rispettivi totali. In accordo con la tessitura più grossolana e con la più modesta attività di scambio, nell'Entisuolo MND si riscontrano i più bassi contenuti totali dei PTE considerati ma, nel contempo le più elevate quantità estraibili in DTPA, sia in termini assoluti che percentuali.

La tabella 3 riporta le quantità totali e DTPA-estraibili di Pb, Cu e Zn nei Modelli di Suolo Contaminato. Nel calcolo si è tenuto conto delle rispettive quantità inizialmente presenti nei campioni non contaminati. In accordo con le finalità della sperimentazione, i valori finali di concentrazione delle forme totali dei PTE nei MSC sono risultati molto prossimi al doppio dei corrispondenti valori limite ammissibili dalla legge italiana per i suoli dei siti ad uso commerciale ed industriale, dell'ordine di 10 ÷ 20 volte superiori ai limiti normativi per siti destinati a verde pubblico, residenziale e privato (Ministero dell'Ambiente, 1999). Anche nei MSC il Pb risulta essere il PTE più mobile, dal momento che il DTPA estrae il 52.6 % ed il 75.6 % delle forme Pb-totali da BRZ e da MND, rispettivamente.

Tabella 3. Quantità totali e DTPA-estraibili di Pb, Cu e Zn nei modelli di suolo contaminato.  
Valori medi  $\pm$  Errore Standard (n=3)

| Forme            | Pb-MSc            |                   | Cu-MSc            |                   | Zn-MSc            |                   |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|                  | BRZ               | MND               | BRZ               | MND               | BRZ               | MND               |
| Totali (mg/kg)   | 1956.1 $\pm$ 18.2 | 1948.3 $\pm$ 18.3 | 1312.2 $\pm$ 11.2 | 1310.3 $\pm$ 13.2 | 2806.7 $\pm$ 32.3 | 2735.1 $\pm$ 28.6 |
| 1:2-DTPA (mg/kg) | 1029.3 $\pm$ 4.1  | 1472.5 $\pm$ 2.2  | 427.3 $\pm$ 3.1   | 388.2 $\pm$ 6.5   | 645.2 $\pm$ 2.4   | 584.3 $\pm$ 7.2   |
| (% totale)       | (52.6 $\pm$ 0.2)  | (75.6 $\pm$ 0.1)  | (32.5 $\pm$ 0.2)  | (29.6 $\pm$ 0.4)  | (23.0 $\pm$ 0.1)  | (21.4 $\pm$ 0.2)  |

### Indagini preliminari

I risultati di analisi preliminari finalizzate a verificare l'applicabilità dei biosaggi con *P. lividus* alla matrice suolo hanno mostrato che l'esposizione a sospensioni suolo non contaminato/acqua di mare, SNC/SW, non produce effetti spermotossici ed embriotossici significativi se la concentrazione di suolo nella sospensione non è superiore a 100g SNC per L SW. Dati di letteratura (Fernández and Beiras 2001; Pagano *et al.* 1982) indicano inoltre che, nei confronti di *P. lividus*, Cu e Zn sono molto più tossici di Pb; in particolare, per soluzioni di sali puri in acqua ma-

senzialmente sui contenuti di argilla e di C organico e, di conseguenza, sui valori di CSC, tutti notevolmente più elevati nei campioni del vertisuolo BRZ.

La tabella 2 riporta le quantità totali e DTPA-estraibili di Pb, Zn e Cu determinate nei suoli non contaminati utilizzati per la sperimentazione.

**Tabella 1.** Principali proprietà dei campioni di suolo non contaminato utilizzati per la sperimentazione.  
Valori medi  $\pm$  Errore Standard (n=3)

| Campione | Sabbia<br>(g/kg) | Limo<br>(g/kg) | Argilla<br>(g/kg) | pH*           | CE<br>(dS/m)*     | CaCO <sub>3</sub><br>(g/kg) | CO<br>(g/kg)   | N<br>(g/kg)   | CSC<br>(cmol/kg) |
|----------|------------------|----------------|-------------------|---------------|-------------------|-----------------------------|----------------|---------------|------------------|
| BRZ      | 194 $\pm$ 7      | 484 $\pm$ 7    | 320 $\pm$ 3       | 7.7 $\pm$ 0.1 | 0.434 $\pm$ 0.006 | 20 $\pm$ 0                  | 20.0 $\pm$ 0.8 | 2.6 $\pm$ 0.1 | 37.7 $\pm$ 0.1   |
| MND      | 521 $\pm$ 10     | 386 $\pm$ 6    | 91 $\pm$ 1        | 7.7 $\pm$ 0.1 | 0.338 $\pm$ 0.007 | 42 $\pm$ 1                  | 5.4 $\pm$ 0.3  | 0.7 $\pm$ 0.1 | 8.6 $\pm$ 0.2    |

\* in sospensione 1:2.5 w/v.

**Tabella 2.** Quantità totali e DTPA-estraibili di Pb, Zn e Cu determinate nei campioni di suolo non contaminato.  
Valori medi  $\pm$  Errore Standard (n=3)

| Campione | Totale         |                |                | 1:2-DTPA                           |                                  |                                  |
|----------|----------------|----------------|----------------|------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
|          | Pb (mg/kg)     | Cu (mg/kg)     | Zn (mg/kg)     | Pb (mg/kg)<br>(% totale)           | Cu (mg/kg)<br>(% totale)         | Zn (mg/kg)<br>(% totale)         |
| BRZ      | 40.1 $\pm$ 2.2 | 51.3 $\pm$ 2.7 | 72.7 $\pm$ 4.2 | 9.7 $\pm$ 0.2<br>(24.3 $\pm$ 0.5)  | 2.3 $\pm$ 0.1<br>(4.5 $\pm$ 0.2) | 1.2 $\pm$ 0.1<br>(1.7 $\pm$ 0.1) |
| MND      | 32.2 $\pm$ 1.9 | 48.1 $\pm$ 3.2 | 55.3 $\pm$ 4.2 | 10.0 $\pm$ 0.3<br>(31.2 $\pm$ 0.9) | 4.2 $\pm$ 0.2<br>(8.7 $\pm$ 0.4) | 1.4 $\pm$ 0.1<br>(2.6 $\pm$ 0.2) |

Le concentrazioni totali dei PTE nei due suoli risultano essere sempre nettamente inferiori ai limiti massimi accettabili ai sensi del D.M. 471/99, All. 1 (Ministero dell'Ambiente, 1999) per i suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale, pari a 100, 120 e 150 mg/kg per Pb, Cu e Zn, rispettivamente. Le quantità DTPA-estraibili sono sempre modeste, < 2.0 mg/kg per lo zinco, 2 ÷ 4 mg/kg per il rame, e  $\cong$  10 mg/kg per il piombo. Nei suoli esaminati, quest'ultimo elemento appare più mobile rispetto a Cu e Zn, dal momento che le quantità di Pb-DTPA rappresentano il 24.3 ÷ 31.2 % del Pb-totale, mentre le quantità di Cu-DTPA e Zn-DTPA rappresentano, nell'ordine, il 4.5 ÷ 8.7 % e il 1.7 ÷ 2.6 % dei rispettivi totali. In accordo con la tessitura più grossolana e con la più modesta attività di scambio, nell'Entisuolo MND si riscontrano i più bassi contenuti totali dei PTE considerati ma, nel contempo le più elevate quantità estraibili in DTPA, sia in termini assoluti che percentuali.

La tabella 3 riporta le quantità totali e DTPA-estraibili di Pb, Cu e Zn nei Modelli di Suolo Contaminato. Nel calcolo si è tenuto conto delle rispettive quantità inizialmente presenti nei campioni non contaminati. In accordo con le finalità della sperimentazione, i valori finali di concentrazione delle forme totali dei PTE nei MSC sono risultati molto prossimi al doppio dei corrispondenti valori limite ammissibili dalla legge italiana per i suoli dei siti ad uso commerciale ed industriale, dell'ordine di 10 ÷ 20 volte superiori ai limiti normativi per siti destinati a verde pubblico, residenziale e privato (Ministero dell'Ambiente, 1999). Anche nei MSC il Pb risulta essere il PTE più mobile, dal momento che il DTPA estrae il 52.6 % ed il 75.6 % delle forme Pb-totali da BRZ e da MND, rispettivamente.

**Tabella 3.** Quantità totali e DTPA-estraibili di Pb, Cu e Zn nei modelli di suolo contaminato.  
Valori medi  $\pm$  Errore Standard (n=3)

| Forme            | Pb-MSC            |                   | Cu-MSC            |                   | Zn-MSC            |                   |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|                  | BRZ               | MND               | BRZ               | MND               | BRZ               | MND               |
| Totali (mg/kg)   | 1956.1 $\pm$ 18.2 | 1948.3 $\pm$ 18.3 | 1312.2 $\pm$ 11.2 | 1310.3 $\pm$ 13.2 | 2806.7 $\pm$ 32.3 | 2735.1 $\pm$ 28.6 |
| 1:2-DTPA (mg/kg) | 1029.3 $\pm$ 4.1  | 1472.5 $\pm$ 2.2  | 427.3 $\pm$ 3.1   | 388.2 $\pm$ 6.5   | 645.2 $\pm$ 2.4   | 584.3 $\pm$ 7.2   |
| (% totale)       | (52.6 $\pm$ 0.2)  | (75.6 $\pm$ 0.1)  | (32.5 $\pm$ 0.2)  | (29.6 $\pm$ 0.4)  | (23.0 $\pm$ 0.1)  | (21.4 $\pm$ 0.2)  |

### Indagini preliminari

I risultati di analisi preliminari finalizzate a verificare l'applicabilità dei biosaggi con *P. lividus* alla matrice suolo hanno mostrato che l'esposizione a sospensioni suolo non contaminato/acqua di mare, SNC/SW, non produce effetti spermotossici ed embriotossici significativi se la concentrazione di suolo nella sospensione non è superiore a 100g SNC per L SW. Dati di letteratura (Fernández and Beiras 2001; Pagano *et al.* 1982) indicano inoltre che, nei confronti di *P. lividus*, Cu e Zn sono molto più tossici di Pb; in particolare, per soluzioni di sali puri in acqua ma-

rina, l'effetto dose/risposta si osserva per concentrazioni dell'ordine di  $10^0$  mg/L per Cu e Zn, e dell'ordine di  $10^2$  mg/L per Pb. Congruentemente con tali dati, i risultati dell'indagine preliminare hanno consentito di accertare che l'intervallo di effetto biologico dei due pedotipi contaminati con Pb si trova a concentrazione SNC/SW più elevate (da 2.5g/L a 100g/L) rispetto a quello dei due pedotipi contaminati con Cu e Zn (da 0.025g/L a 2.5g/L).

### Test di Biotossicità

Le figure 1, 2 e 3 riassumono, per ciascun suolo studiato, i risultati dei test di biotossicità e delle indagini chimiche in funzione della concentrazione delle differenti sospensioni MSC/SW. In particolare, l'ascissa riporta le quantità totali di PTE (solubili+assorbite dalla fase solida, mg/L) presenti nelle differenti sospensioni MSC/SW; l'ordinata a sinistra riporta i valori del tasso di fecondazione (%FR) e del tasso di vitalità larvale (%V), ambedue espressi in percentuale rispetto al bianco di riferimento (SW senza MSC); l'ordinata a destra riporta i valori delle concentrazioni all'equilibrio delle forme solubili di Pb, Cu o Zn ([Pb]-SW, [Cu]-SW, [Zn]-SW, mg/L) determinate nelle differenti sospensioni MSC/SW.

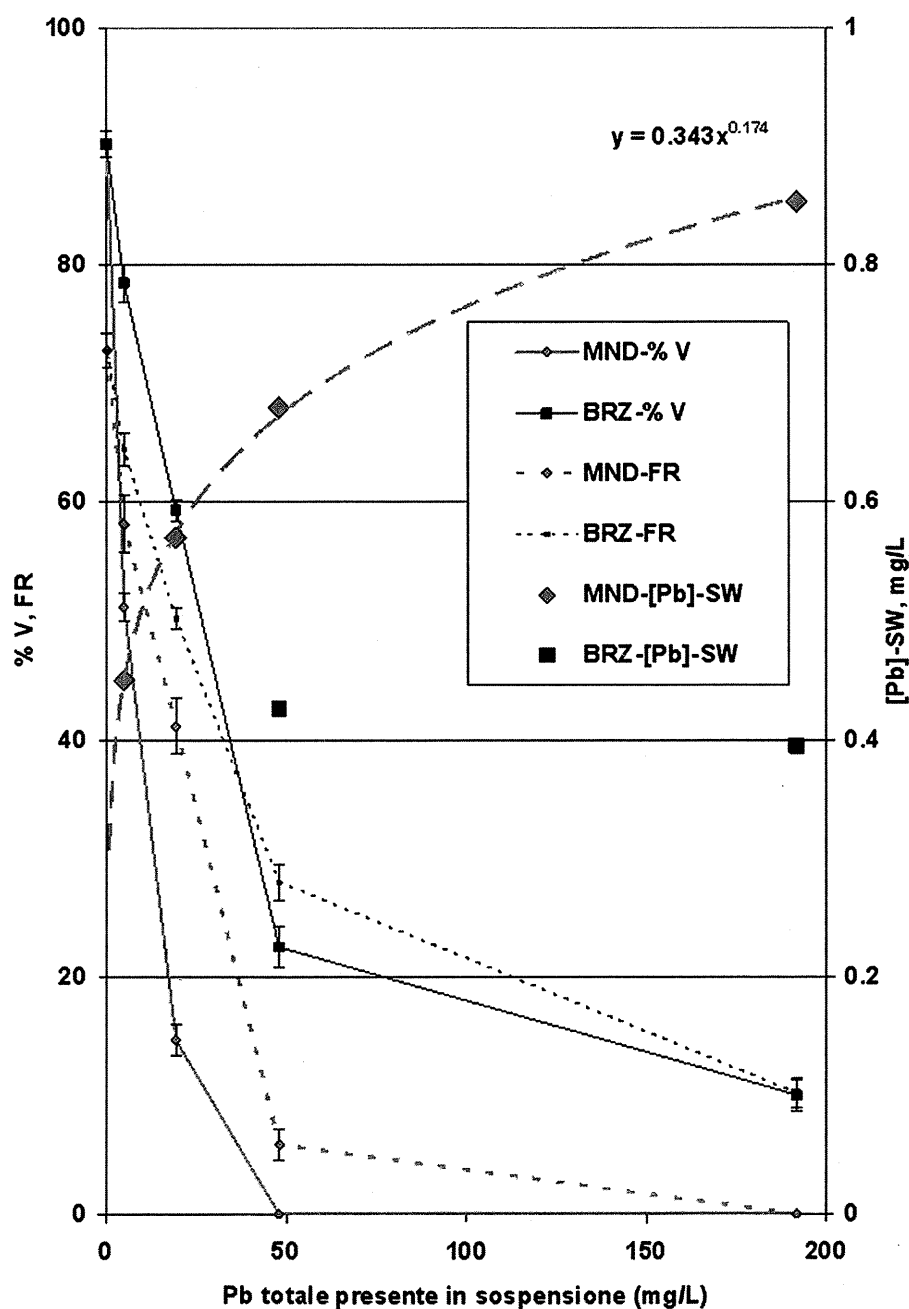


Figura 1. Tasso di Vitalità larvale (V), Tasso di Fecondazione (FR), in ordinata a sinistra, e concentrazioni di Pb solubile all'equilibrio, in ordinata a destra, nelle sospensioni Pb-MSC/SW. Le barre indicano l'Errore Standard (n=6)



Concentrazioni di PTE all'equilibrio nelle sospensioni MSC/SW

Le concentrazioni di PTE all'equilibrio nei diversi sistemi studiati sono risultate ampiamente differenziate, sia in funzione dei suoli che degli elementi. Nel caso dei modelli Pb-MSC (figura 1), si accertano valori di [Pb]-SW apprezzabili e crescenti nell'intero intervallo di concentrazioni di MSC/SW solo nel caso dei modelli ottenuti utilizzando i campioni dell'Entisuolo MND; tali valori sono risultati interpolabili con una funzione esponenziale del tipo  $y = A \times B^x$ , dove  $y = [\text{PTE-solubile}]\text{-SW mg/L}$ ,  $x = [\text{Pb-totale}]/\text{SW mg/L}$ , A e B = costanti. Per contro, per i modelli Pb-MSC-BRZ, le [Pb]-SW sono misurabili solo a partire dalle sospensioni con le concentrazioni più elevate, pari a 25 g MSC per L SW ([Pb-totale] = 47.9 mg/L), e restano praticamente invariate nelle sospensioni con concentrazioni pari a 100 g MSC per L SW ([Pb-totale] = 191.6 mg/L). Nel caso dei modelli Cu-MSC (figura 2), le [Cu]-SW sono risultate, per ambedue i suoli, sempre al di sotto della soglia di sensibilità analitica strumentale. Nel caso dei modelli Zn-MSC, infine, per ambedue i suoli i valori di [Zn]-SW sono misurabili in tutto l'intervallo di concentrazioni delle sospensioni (figura 3), ed interpolabili con la medesima funzione  $y = A \times B^x$  adottata per il modello Pb-MSC. In quest'ultimo caso, la curva con pendenza maggiore si accerta per i campioni Zn-MSC-BRZ.

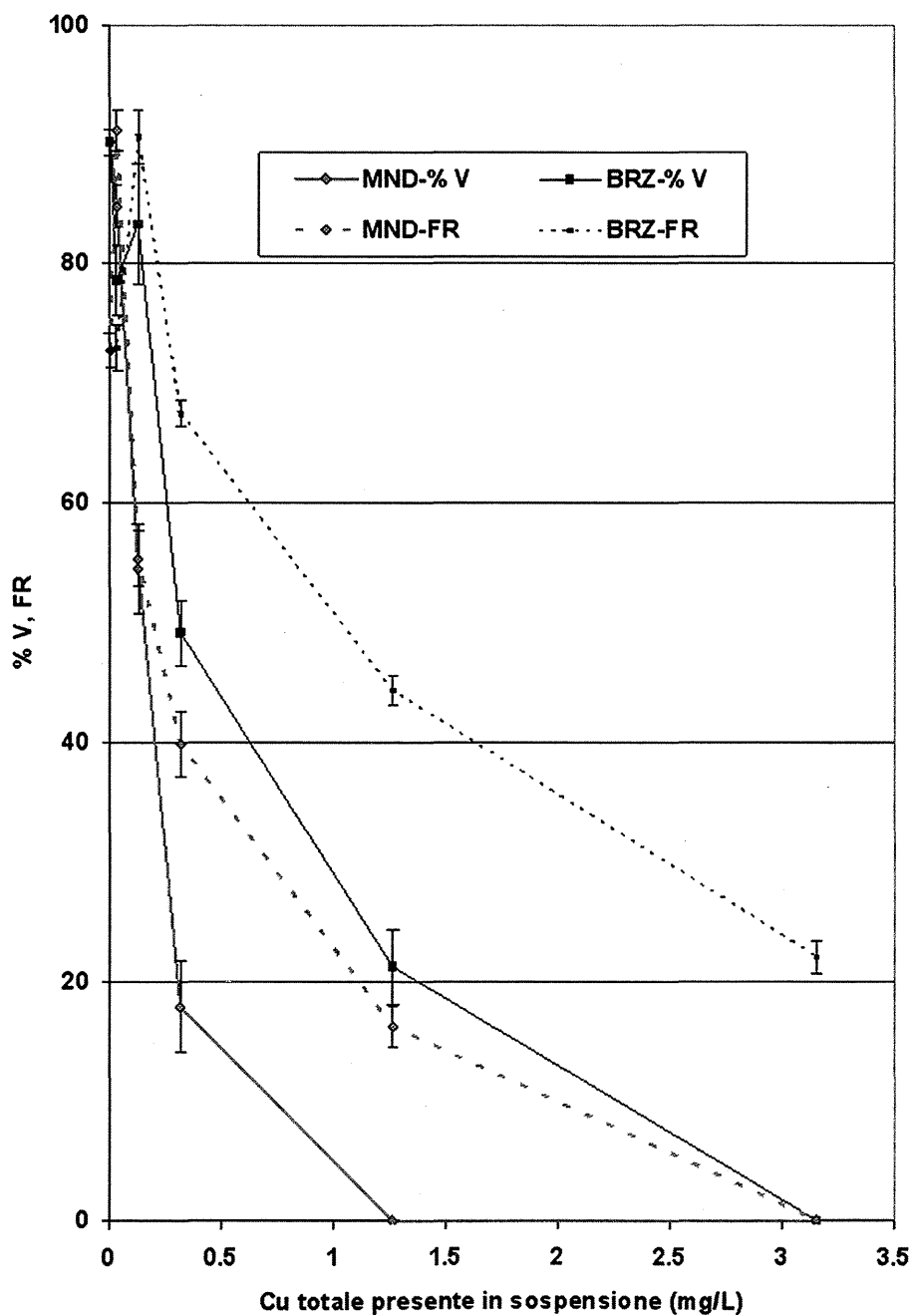


Figura 2. Tasso di Vitalità larvale (V) e Tasso di Fecondazione (FR) nelle sospensioni Cu-MSC/SW. Le barre indicano l'Errore Standard (n=6)



## Test di Spermiotossicità

Gli andamenti dose/risposta della capacità fecondante dello sperma esposto a concentrazioni crescenti dei due suoli contaminati con Pb mostrano una significativa riduzione del tasso di fecondazione ed una più alta capacità inibitoria dell'Entisuolo contaminato rispetto al Vertisuolo (Figura 1). Esponendo lo sperma di *P. lividus* a concentrazioni crescenti dei due pedotipi contaminati con Cu (Figura 2) e Zn (Figura 3) si osserva una risposta biologica con andamento non monotono: la capacità fecondante, infatti, subisce un effetto di promozione (ormesi) rispetto al bianco di controllo quando lo sperma viene esposto a concentrazioni di suolo basse (0.025 g/L e 0.10 g/L) e di inibizione quando la concentrazione di suolo aumenta (da 0.1 a 2.5g/L).

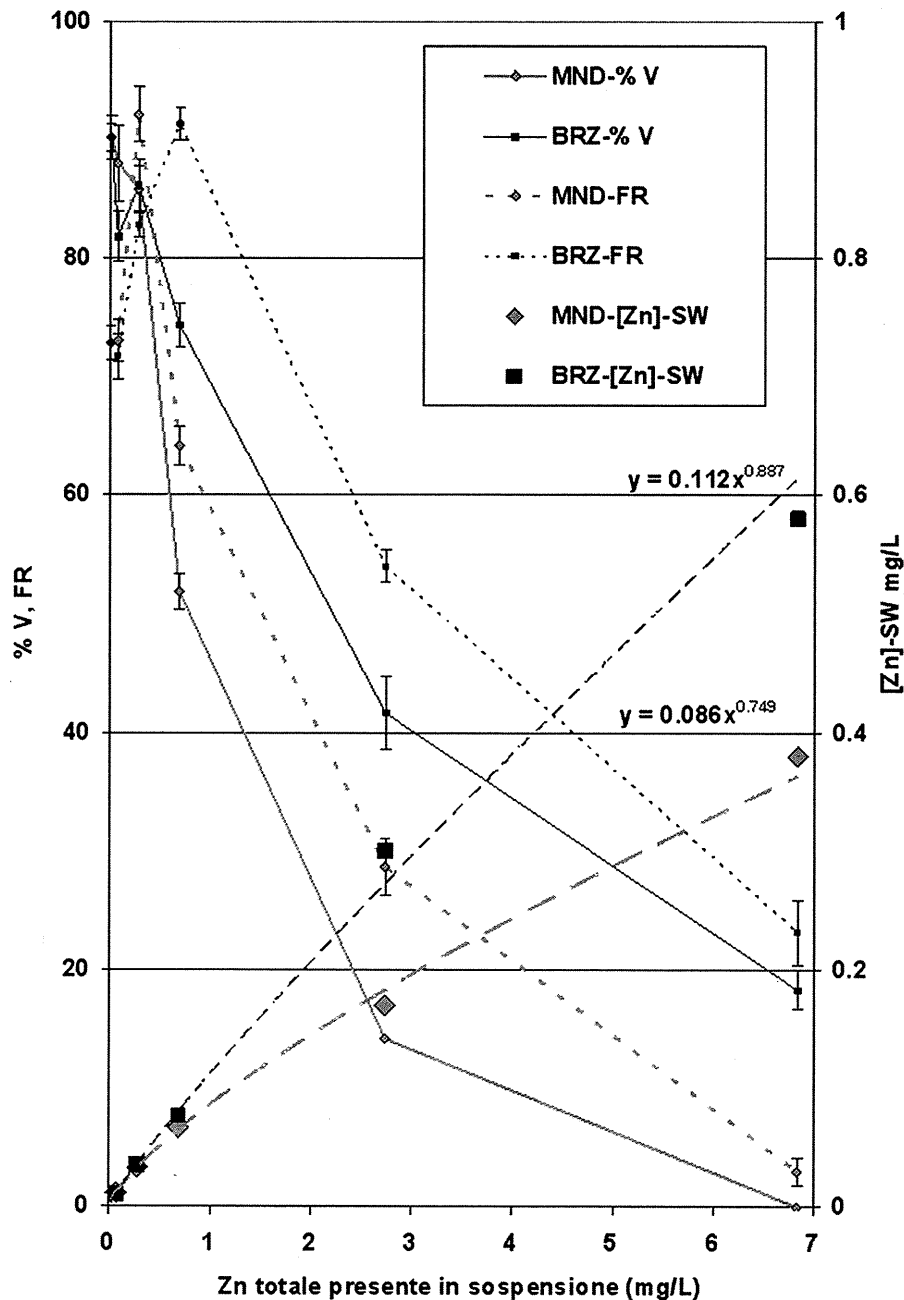


Figura 3. Tasso di Vitalità larvale (V), Tasso di Fecondazione (FR), in ordinata a sinistra, e concentrazioni di Zn solubile all'equilibrio, in ordinata a destra, nelle sospensioni Zn-MSC/SW. Le barre indicano l'Errore Standard (n=6)

E' interessante, inoltre, notare che i modelli di suolo contaminati con il Cu risultano circa quattro volte più tossici rispetto a quelli contaminati con lo Zn, nonostante le quantità totali di quest'ultimo elemento nelle sospensioni siano più che doppie rispetto alle relative quantità totali di Cu. Tale dato appare formalmente in contraddizione con i dati riportati in letteratura (Fernández e Beiras 2001; Pagano et al., 1982). Va tuttavia evidenziato che tali dati

si riferiscono a soluzioni in SW contenenti unicamente sali puri dei PTE considerati. Nella presente sperimentazione vengono invece utilizzate sospensioni di suolo in SW, nelle quali i cationi in soluzione possono presentarsi differentemente specciati; non soltanto quindi come ioni idratati liberi, ma anche come complessi o fasi chelate organiche labili. E' osservabile, infine, in conformità con i risultati ottenuti dai modelli contaminati con Pb, una riduzione del tasso di fecondazione più alta prodotta dai modelli MND rispetto ai modelli BRZ, a qualsiasi livello di concentrazione. Infine, in accordo con i dati di letteratura (Fernández e Beiras 2001; Pagano *et al.*, 1982), l'analisi embriologica della progenie generata da sperma esposto ai diversi MSC-PTE ha mostrato assenza di effetti sulle larve, evidenziando così che il danno non è geneticamente trasmesso alla progenie.

### Test di Embriotossicità

La maggiore biotossicità dei modelli MSC preparati utilizzando i campioni dell'Entisuolo MND si riscontra anche nei risultati dei test di embriotossicità, ed è strettamente congruente con le caratteristiche pedologiche dei due suoli, in particolare con la loro diversa Capacità di Scambio Cationico. La risposta biologica alla contaminazione degli embrioni produce una riduzione progressiva della qualità larvale con un incremento significativo della percentuale delle patologie larvali (P1) ed embrionali (P2) nelle colture esposte a concentrazioni crescenti di suolo contaminato. E' interessante osservare che mentre i MSC-BRZ non producono incrementi della mortalità larvale (D1) ed embrionale (D2), un aumento significativo della percentuale di embrioni morti è osservabile nelle colture esposte alle concentrazioni più elevate dei MSC-MND contaminati con Pb (in 100g/L % D2 = 100) e con Cu (in 2.5g/L %D2 = 78). Va ancora osservato che, mentre i valori di [Pb]-SW e di [Zn]-SW sono ancora misurabili strumentalmente alle più alte concentrazioni di sospensione MSC/SW di effetto biologico, le quantità residuali di [Cu]-SW non sono analiticamente determinabili nonostante l'elevata biotossicità dei modelli MSC-Cu che, congruentemente con quanto evidenziato dal test di spermiossicità, inducono effetti più severi sullo sviluppo larvale.

### Conclusioni

I test di biotossicità con *P. lividus* hanno dato risultati chiaramente congruenti sia con le caratteristiche pedochimiche dei suoli utilizzati per la preparazione dei modelli di suolo contaminato, sia con lo stato di contaminazione dei modelli stessi. Infatti, pur se le quantità totali di ciascun PTE esaminato sono praticamente coincidenti nei rispettivi modelli ottenuti a partire dall'Entisuolo o dal Vertisuolo, in tutti i casi i modelli di Entisuolo contaminato hanno determinato il maggiore danno biologico, osservato come riduzione della capacità fecondante dello sperma, alterazione del regolare sviluppo e perdita di vitalità delle larve. Tale circostanza è da porre in relazione alla minore attività di scambio di tali modelli, che evidentemente determinano, nelle sospensioni modello di suolo contaminato/acqua di mare, più elevate concentrazioni di PTE all'equilibrio. Per contro, minore coerenza si riscontra tra i dati chimico-analitici e la risposta biologica, dal momento che si osservano sia fenomeni della riduzione della qualità biologica, sia fenomeni di ormesi, ovvero di promozione dell'efficienza riproduttiva e della vitalità delle larve, anche nei casi in cui la concentrazione del PTE non è rilevabile strumentalmente. In relazione ai PTE considerati, è interessante altresì osservare che la loro tossicità nei confronti di *P. lividus* è risultata essere crescente nell'ordine  $Pb \ll Zn \leq Cu$ , quindi quasi pienamente concorde con la serie di tossicità osservata per gli stessi elementi in soluzioni di sali puri in acqua di mare. In conclusione le acquisizioni ottenute in questo lavoro preliminare indicano che i test di biotossicità con *P. lividus* sono applicabili come test innovativi per la valutazione della contaminazione del suolo. Infatti, pur se *P. lividus* ovviamente non è un organismo appartenente alla pedofauna, la rapidità, economicità, sensibilità e attendibilità dei biotest condotti lo rendono idoneo ad essere utilizzato come bioindicatore di screening preliminari di contaminazione dei suoli su larga scala. Tali considerazioni suggeriscono di ampliare il campo di indagine sia ai fini della valutazione della tossicità complessa da fonti eterogenee, sia ai fini della valutazione della tossicità "di fondo" dei suoli in relazione a caratteristiche pedoclimatiche, copertura vegetale ed uso del suolo, esposizione all'impatto antropico. Particolare attenzione si dovrà dare alla speciazione delle forme di volta in volta responsabili del danno biologico osservato.

### Bibliografia

- ALLOWAY B.J. (Ed.), 1995. Heavy metals in soils, 2nd ed., Blackie Academic and Professional, Glasgow, UK, 368 pp.
- COPPOLA E., BATTAGLIA G., BUCCI M., CEGLIE D., COLELLA A., LANGELLA A., BUONDONNO A. AND COLELLA C., 2002. Neapolitan yellow tuff for the recovery of soils polluted by potential toxic elements in illegal dumps of Campania Region. *Studies in Surface Science and Catalysis*, 147: 1759-1766.
- COPPOLA E., BATTAGLIA G., BUCCI M., CEGLIE D., COLELLA A., LANGELLA A., BUONDONNO A. AND COLELLA C., 2003. Remediation of Cd- and Pb-polluted soil by treatment with organo-zeolite conditioner. *Clays and Clay Minerals*, 51/6: 609-615.

- FERNÁNDEZ N., BEIRAS R., 2001. Combined Toxicity of Dissolved Mercury with Copper Lead and Cadmium on Embryogenesis and Early Larval Growth of *Paracentrotus Lividus* Sea-Urchin. *Ecotoxicology*, 10: 263-271
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1992. Trace elements in soils and plant. 2nd ed., CRC Press, Boca Raton, USA. 365 pp.
- MERIC S., DE NICOLA E., IACCARINO M., GALLO M., DI GENNARO A., MORRONE G., WARNAU M., PAGANO G., 2004. Effluent toxicity in a leather tannery wastewater treatment plant in sea urchins and marina microalgae. *Chemosphere*, (submitted)
- MINISTERO DELL'AMBIENTE, 1999. D.M. del 25 ottobre 1999, n.471 Bonifica dei siti inquinati (Supplemento ordinario n.218/L alla "Gazzetta Ufficiale", 15 Dicembre 1999, n.293), Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n.22, e successive modificazioni e integrazioni.
- MI.P.A.F. – 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 FrancoAngeli Ed., Milano, Italy.
- PAGANO G., GIORDANO G.G., 1982. Fertilization and larval development in sea urchins following exposure of gametes and embryos to cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 11: 47-55.
- PAGANO G., ESPOSITO A., BOVE P., DE ANGELIS M., ROTA A., GIORDANO G.G., 1983. The effects of hexavalent and trivalent chromium on fertilization and development in sea urchins. *Environ. Res.*, 30: 442-452.
- PAGANO G., CIPOLLARO M., CORSALE G., ESPOSITO A., RAGUCCI E., GIORDANO G.G., TRIEFF N.M., 1986. The sea urchin: Bioassay for the assessment of damage from environmental contaminants. In: Cairns J, Jr (ed) *Community Toxicity Testing*. Association for Standard Testing and Materials, Philadelphia, pp 66-92.
- PAGANO G., ANSELMINI B., DINNEL P.A., ESPOSITO A., GUIDA M., IACCARINO M., MELLUSO G., PASCALE M., TRIEFF N.M., 1993. Effects on sea urchin fertilization and embryogenesis of water and sediment from two rivers in Campania, Italy. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 25: 20-26.
- PAIS I., JONES J.B., 1997. *The handbook of trace elements*. St. Lucie Press, Boca Raton, USA, 223 pp.
- SOIL SURVEY STAFF – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 1998. *Soil Taxonomy, A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*, 2nd ed., Agriculture Handbook n. 436, U.S.D.A., Natural Resources Conservation Service, NY, 870 pp.

## VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DEL RIMBOSCHIMENTO IN ZONE ARIDE DELLA SARDEGNA. SUOLI ED EROSIONE IDRICA \*

Livio Bianchi <sup>1</sup>, Giuseppe Delogu <sup>2</sup>, Enrico Gregori <sup>3</sup>, Simona Pallanza <sup>4</sup>, Giovanni Zorn <sup>3</sup>

1 DISTAF, Università di Firenze - Via S. Bonaventura, 13 - 50145 Firenze

2 Corpo Forestale e di Vigilanza Ambientale, Regione Sardegna - Via Trieste, 44 - 08100 Nuoro

3 Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - Piazza D'Azeglio 30, 50121 Firenze; e-mail: gregori@issds.it

4 Corpo Forestale e di Vigilanza Ambientale, Regione Sardegna - Via Cagliari, 264 - 09170 Oristano

### Riassunto

Sono riferiti i risultati di un'indagine svolta in tre zone della Sardegna sulla valutazione degli effetti del rimboschimento con conifere sui caratteri edafici e sulle proprietà del profilo pedologico rispetto ad aree adiacenti con copertura spontanea a macchia mediterranea.

Dallo studio emerge che le modificazioni afferibili al cambiamento d'uso del suolo dipendono non solo dal tipo di substrato e dalla stazione, ma anche dalle modalità di preparazione del terreno, dalle successive vicende e dalle condizioni climatiche nel corso delle prime fasi della piantagione. Gli andosuoli su trachi-basalti di Monte Arci (OR) si sono dimostrati molto vulnerabili sia nei confronti dell'erosione idrica che di altri fenomeni degradativi, quali la compattazione e l'ossidazione della sostanza organica: le conseguenze del rimboschimento di pino marittimo, preceduto da una lavorazione andante e profonda, sono state in questo caso drammatiche, con perdite cospicue di suolo e di nutrienti, riduzione della capacità idrica di ritenzione, scadimento della conducibilità idraulica. Negli inceptisuoli derivati dalle filladi di Montes (NU) il rimboschimento di pino laricio su piccoli gradoni livellari ha avuto conseguenze favorevoli (miglioramento dell'infiltrometria e del sequestro di sostanza organica), nonostante livelli elevati di erodibilità degli orizzonti superficiali, di pendenza e di aggressività climatica. Effetti meno eclatanti sono riferibili alla piantagione di conifere miste sugli inceptisuoli dei graniti di Usinavà (NU).

L'applicazione della USLE per la stima del tasso medio annuo di erosione non ha evidenziato differenze rilevanti sulla capacità attuale di protezione del suolo; al momento in cui la copertura vegetale è stata minima i valori stimati dell'erosione sono risultati tuttavia piuttosto cospicui, salvo nel caso di Usinavà.

Nel complesso i risultati ottenuti confermano l'importante ruolo del rimboschimento nel promuovere ed accelerare le dinamiche evolutive della componente suolo degli ecosistemi mediterranei, nei quali l'impatto delle operazioni di preparazione del terreno può assumere livelli preoccupanti.

**Parole chiave:** rimboschimento conifere, ambiente mediterraneo, effetti sul suolo, erosione idrica, USLE.

### Reforestation effects in dry areas of Sardinia. Soil properties and water erosion

#### Abstract

This paper reports the results of an investigation carried out in three different areas of Sardinia (Italy) in order to evaluate the effects of conifer plantations on soil characters and profile properties, in comparison with adjacent areas covered by spontaneous Mediterranean Macchia.

The study shows that the effects vary considerably as a function of substrate type, site conditions, pre-planting preparation treatments, subsequent events, as well as of climatic conditions during the first plantation steps. The andosols developed on trachy-basalts of Monte Arci proved to be very vulnerable, both to water erosion and to other degradative phenomena like compaction and organic matter oxidation: the consequences of planting *Pinus pinaster* after deep trenching of the entire plot were drastic in terms of loss of soil and nutrients, available water capacity reduction and decline of hydraulic properties. At Montes, the plantation of *Pinus nigra* on small manually-opened terraces had good effects on the Inceptisols originated by metamorphic rocks (improvement of infiltration rate and of organic matter sequestration capacity), despite the high level of surface layers erodibility, inclination and climate erosivity. Less manifest effects resulted for the mixed conifer plantation of Usinavà, on granite-derived Inceptisols.

The USLE application failed to show any relevant difference about the current capacity of the vegetation types to protect the soil, whereas the estimates of erosion rates for the early stage of plantation were rather remarkable, at least for the first two locations.

As a whole, results confirm the important role of forest plantations in promoting and speeding up the evolutive dynamics in Mediterranean ecosystems, especially by altering the equilibrium in the soil compartment. The impact of soil preparation practices may become worrying, both for the magnitude of the effects and for their rapidity.

**Key words:** conifer plantation, Mediterranean environment, effects on soil, water erosion, USLE.

\* Lavoro svolto nell'ambito del progetto MIUR Cofin2000 "Studio dell'influenza e del ruolo di frangivento, alberature e rimboschimenti nella lotta alla desertificazione in ambiente mediterraneo".

## Introduzione

Nel bacino del Mediterraneo le risorse vegetali naturali sono sottoposte a sfruttamento antropico da oltre 3000 anni; nonostante il modesto livello di intensità dell'uso agricolo, tradizionalmente imperniato sulla pastorizia, i fenomeni di degradazione a carico della copertura vegetale e del suolo assumono rilevanza sia in termini di entità che di diffusione, soprattutto per il ricorso sistematico all'incendio. Le modificazioni della compagine vegetale possono essere veramente repentine, mentre quelle relative alle proprietà fisiche e biologiche del suolo sono generalmente considerate fenomeni più diluiti nel tempo (Kosmas *et al.*, 2000; Martinez-Fernandez *et al.*, 1995). I recenti cambiamenti socio-economici, che hanno profondamente modificato alcuni settori agricoli tradizionali per l'area mediterranea quali la viticoltura e l'olivicoltura, non hanno comportato una sostanziale diminuzione della pressione sulle risorse foraggere spontanee o dell'uso del fuoco per controllare la vegetazione legnosa.

Le modificazioni climatiche legate all'aumento della CO<sub>2</sub> atmosferica potranno avere conseguenze negative sugli ecosistemi mediterranei, in particolare dove si siano già verificati fenomeni degradativi da eccessivo sfruttamento antropico o comunque dove la resilienza della vegetazione sia limitata dallo scarso spessore del suolo (Schlesinger *et al.*, 1990). La plausibile contrazione del grado di copertura vegetale, associata all'aumento del potenziale erosivo delle piogge (Nearing, 2001) e all'eccessivo sfruttamento dei soprassuoli, comporterà l'accentuazione dei processi erosivi e quindi una maggiore vulnerabilità degli ecosistemi nei confronti dei fenomeni degradativi definiti con il termine "desertificazione" ed il cui rischio è abbastanza diffuso nell'Italia meridionale ed in particolare in Sardegna (Motroni *et al.*, 2003).

Il rimboschimento nelle aree a clima mediterraneo ha assunto finalità sempre più produttive, anche se resta comunque sottointeso un certo beneficio sotto il profilo della conservazione del suolo e delle acque. Indagini recenti hanno tuttavia dimostrato che la piantagione di eucalipto è meno efficace delle forme degradate di macchia mediterranea nel controllo del ruscellamento superficiale e dell'erosione. Nella rassegna dei risultati del progetto MEDALUS, Kosmas *et al.* (1997) riportano infatti, sotto queste piantagioni, valori medi annui di perdita di suolo confrontabili con quelli dei seminativi a grano (rispettivamente 2,4 e 1,8 t/ha/anno), ma superiori di un fattore 3 rispetto alla macchia (0,7 t/ha/anno). Il ricorso a tecniche intensive di preparazione del terreno negli anni Settanta ed Ottanta ha rappresentato quasi la norma, con largo impiego di macchinari per il decespugliamento andante, rippatura superficiale, scasso con aratro ed eventuale terrazzamento (Fusaro e Lucci, 2003). Tali operazioni, associate a quelle relative alle cure colturali, hanno frequentemente esposto i suoli a preoccupanti fenomeni di degradazione (Aru e Baldaccini, 1993; Delogu, 1993; Lucci, 1993). L'eliminazione della vegetazione spontanea e la lavorazione del terreno comportano infatti un netto deterioramento delle proprietà degli orizzonti di superficie (aumento della densità apparente, riduzione della sostanza organica, destabilizzazione degli aggregati) che si traduce in un aumento del ruscellamento e delle perdite di suolo (Castillo *et al.*, 1997; Lucci e Della Lena, 1994).

La valutazione delle effettive conseguenze del rimboschimento sui diversi aspetti edafici, nel medio e lungo periodo, presenta aspetti aleatori non indifferenti, dal momento che manca quasi sempre una adeguata informazione sui caratteri e sulle proprietà dei profili di suolo preesistenti all'intervento. Alcuni effetti delle piantagioni forestali possono tuttavia essere dedotti assumendo come termine di confronto la condizione attualmente presente in zone adiacenti non rimboschite e con identiche caratteristiche geomorfologiche, nell'ipotesi che le proprietà iniziali del suolo fossero, se non proprio identiche, almeno molto simili.

In quest'ottica, in 3 aree distinte della Sardegna centrale è stata condotta un'indagine comparativa su alcuni aspetti pedologici attuali di parcelle rimboschite e di zone adiacenti coperte da macchia mediterranea. La presente nota riferisce sui risultati ottenuti da tale studio e tenta una valutazione nel medio periodo delle conseguenze sul sottosistema suolo afferibili al rimboschimento con conifere in ambienti di tipo mediterraneo, con particolare riguardo ai fenomeni erosivi.

## Materiali e metodi

### Gli ambienti esaminati

L'edificio vulcanico plio-pleistocenico di **Monte Arci**, è caratterizzato da lave con diversi gradi di acidità, con dominanza, nella fase terminale, di lave basaltiche ed andesitico-basaltiche. L'area è costituita da una superficie sub-pianeggiante (*plateaux vulcanico* o *pranus*) formata da una colata di lave basaltiche fluide solo parzialmente deformata da movimenti tettonici. La morfologia locale è costituita da un modesto avvallamento sviluppato in direzione NW-SE circoscritto da due rilievi poco pronunciati e raccordati al fondovalle con versanti di debole pendenza. I due profili esaminati sono ubicati a quota di circa 730 m s.l.m. nella parte bassa di un versante esposto a SW, in un contesto ambientale omogeneo caratterizzato dall'assenza di apprezzabili fenomeni erosivi. Gli aspetti comuni alle due stazioni sono: rocciosità comune, pietrosità superficiale frequente, drenaggio esterno trascurabile, permeabilità elevata e drenaggio interno buono. La zona a vegetazione spontanea, probabilmente derivata dall'abbandono del pascolo, è



ricoperta da macchia mediterranea alta, molto densa, a netta prevalenza di corbezzolo, con un grado di copertura del 100% e non soggetta a fattori di disturbo da almeno una ventina d'anni (ultimo incendio nel 1983). Il rimboschimento ospita invece una piantagione di pino marittimo con sesto di impianto iniziale di 2,5 x 2,5 m (1600 piante/ha) realizzata nel 1971 con finalità produttive previo decespugliamento, spietramento superficiale e rippatura ad una profondità di circa 80 cm; successivamente all'incendio del 1983, che ha interessato solo marginalmente la zona rimboschita, è stato effettuato un diradamento di tipo misto, con l'asportazione di circa il 35% della massa in piedi, che ha isolato le chiome delle piante residuali. Attualmente si osserva una fase di attiva dinamica successionale, che vede l'affermazione di una abbondante e rigogliosa rinnovazione naturale di pino e subordinatamente di specie arboree autoctone (leccio e roverella), decisamente affrancate dal corbezzolo e dall'erica arborea che dominano lo strato arbustivo.

L'area di **Montes** è occupata da filladi grigie e sericitiche ricche di iniezioni di quarzo, appartenenti al complesso metamorfico del Paleozoico. Le due stazioni sono poste ad un'altitudine di circa 1100 m s.l.m., sulla parte medio-alta di un versante irregolare con pendenza del 30-40% ed esposizione E-NE. La rocciosità è comune, la pietrosità superficiale abbondante, la permeabilità da media ad elevata, il drenaggio interno buono. Il carattere differenziale relativo all'uso del suolo è in questo caso ancora più spinto rispetto alla località precedente e si deve notare l'assenza di incendi nell'ultimo trentennio. La copertura spontanea è costituita da macchia mediterranea bassa, a netta prevalenza di erica arborea, con locale aspetto di gariga, ed un grado di copertura mediamente dell'85%; il drenaggio esterno è da elevato a medio e sono presenti modesti fenomeni di erosione idrica diffusa. La zona rimboschita è caratterizzata invece da un drenaggio esterno molto ridotto e dall'assenza di erosione idrica; ospita una pineta di pino laricio messa a dimora nel 1970 a fini prevalentemente protettivi con una densità d'impianto di circa 1500 piante/ha, su terreno sistemato con piccoli gradoni della larghezza media di 70 cm aperti manualmente; successivamente sono stati eseguiti diradamenti deboli dal basso che hanno mantenuto nel tempo una densità colma. Il sottobosco è praticamente assente, anche per effetto dei frequenti interventi di prevenzione degli incendi che riducono lo strato arbustivo a pochi ricacci di erica arborea; sul terreno è diffuso invece uno spesso strato di lettiera di pino solo parzialmente decomposta.

L'area di **Usinavà** si trova sui graniti ercinici del Paleozoico ed è situata a 550 m s.l.m., nella parte intermedia di un versante convesso con pendenza minore del 10%, esposto prevalentemente a settentrione. La rocciosità è comune o abbondante, la pietrosità superficiale molto abbondante, la permeabilità elevata, il drenaggio interno buono, quello esterno basso o molto basso. La stazione analizzata è ricoperta da macchia mediterranea bassa con locale aspetto di gariga, composta in prevalenza da erica arborea, corbezzolo e cisti, con grado medio di copertura del 90% ed assenza di erosione idrica. La zona rimboschita è caratterizzata invece dalla presenza di una piantagione mista, a prevalenza di pino marittimo, realizzata nel 1986 con finalità soprattutto protettive, dopo preparazione del terreno con aratura livellare profonda 70-80 cm, spietramento e accumulo in andane del materiale lapideo di maggiori dimensioni; ciò ha determinato la formazione di una morfologia ondulata che permane tuttora in maniera evidente e favorisce la presenza localizzata di modesti fenomeni erosivi e di risedimentazione. Delle 1500 piante/ha inizialmente messe a dimora, ne rimangono attualmente solo 400 circa, a causa dell'elevata mortalità iniziale; la scarsa copertura arborea ha consentito l'ingresso e/o il ricaccio di molte specie arbustive tipiche della macchia (corbezzolo, erica arborea, cisti, fillirea e lavandula).

Le caratteristiche climatiche delle tre aree sono abbastanza omogenee, con temperatura media annua fra 12,4 e 13,9 °C, 1000 - 1100 mm di precipitazione, 710 - 750 mm di ETP secondo Thornthwaite ed indice di aridità di Bagnouls e Gausson compreso fra 50 (Montes) e 70 (Monte Arci); il clima è temperato con stagione secca e temperatura media del mese più caldo > di 22°C (*Csa* di Köppen) ed appartiene al *Castanetum caldo* con siccità estiva del sistema fitoclimatico di Pavari (Bianchi *et al.*, 2003).

### Il rilievo pedologico

Nella primavera del 2001 è stato aperto un profilo in ciascuna delle 6 stazioni esaminate, descritto secondo le specifiche codificate in Gardin *et al.* (1998). Per ciascun orizzonte pedogenetico sono stati prelevati campioni destinati alle analisi di laboratorio, asportando volumi rappresentativi di suolo in modo da misurare, dopo essiccazione all'aria, anche il contenuto in scheletro mediante assortimento manuale delle parti più grossolane e successiva vagliatura a 7,5 cm e 2 mm. Sul passante da quest'ultimo vaglio (terra fine) sono state effettuate le principali analisi fisico-chimiche secondo i metodi proposti dall'Osservatorio Nazionale Pedologico (Autori Vari, 1997 e 2000). La densità apparente e i contenuti idrici (a saturazione, a -10 e a -1500 kPa, mediante piastra di Richards) di ciascun orizzonte sono stati determinati su 1-3 campioni indisturbati di 120 cm<sup>3</sup> di volume. Solo per i profili di Monte Arci è stata determinata la quantità di materiali amorfi presenti nella frazione delle sabbie e del limo grossolano; dopo eliminazione della sostanza organica (a 280°C per 6 ore) e vagliatura a 0,02 mm, i campioni sono stati sottoposti a solubilizzazione degli ossidi di ferro "liberi" con agitazione per 24 ore in soluzione di Na ditionito e Na citrato, lavati con acqua distillata su vaglio a 0,02 mm e sottoposti alla conta dei granuli di vetri amorfi mediante microscopio ottico.



I suoli sono stati classificati secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1998) ed il World Reference Base (FAO, 1998).

Per la misura della conducibilità idraulica a saturazione è stato impiegato il metodo dell'infiltrometro a cilindro (Autori Vari, 1997) mediante anelli di 30 cm di diametro infissi per circa 15 cm nel terreno. Le prove sono state eseguite in doppio 4 volte nel corso di un biennio (lug e dic/2001, mag e dic/2002); a partire dalla seconda misura, al fine di verificare la variabilità spaziale e/o i valori particolarmente elevati della velocità di infiltrazione nelle stazioni rimboschite, sono stati utilizzati 3 cilindri.

### La stima dell'erosione

L'entità media annua dell'erosione idrica è stata valutata con l'Universal Soil Loss Equation (Wischmeier e Smith, 1978), di più semplice applicazione rispetto alla versione rivista o RUSLE (RENARD *et al.*, 1996), di cui peraltro si è adottata la procedura per il fattore topografico. Per ciascuna località sono state condotte tre simulazioni, due riferibili alle condizioni attuali dei popolamenti a confronto e l'altra alla situazione ipotizzabile per il rimboschimento al momento della piantagione; quest'ultima stima ha valore puramente indicativo, dal momento che il modello utilizzato non è valido per annate o eventi meteorici singoli, ma potrebbe spiegare le differenze osservate nei profili pedologici.

Data l'indisponibilità dei dati di base per l'applicazione del metodo USLE, il fattore  $R$  medio annuo è stato stimato come somma dell'erosività degli eventi giornalieri ( $R_g$ ) con l'equazione di Richardson *et al.* (1983)

$$R_g = a \cdot (\text{Afflusso in mm})^b; \quad [1]$$

Haith e Merrill (1987) hanno validato i parametri originali ( $a = 0,41$ ,  $b=1,81$ ) per diverse stazioni degli USA, ma D'Asaro (1994) ha trovato per 32 stazioni della Sicilia un esponente pari a 1,54. Altre indagini (Bagarello e D'Asaro, 1994; Calzolari *et al.*, 2001; Gregori e Sani, 1998) hanno evidenziato che per l'Italia centro-meridionale i parametri variano sensibilmente:  $0,07 \div 0,94$  per la costante e  $1,22 \div 2,08$  per l'esponente. Nello studio presente sono state applicate diverse combinazioni dei due parametri alle piogge giornaliere di 8 stazioni (Tab. 1) tra quelle considerate da Bianchi *et al.* (2003) per l'inquadramento climatico delle 3 aree: i valori di  $R$  utilizzati rappresentano la media di quelli ottenuti con le equazioni valide per Grosseto ( $a = 0,75$ ,  $b = 1,50$ ; Sani, com. pers.) e per la Sicilia ( $a = 0,51$ ,  $b = 1,65$ ; Bagarello e D'Asaro, 1994).

Tabella 1. Caratteri salienti delle stazioni meteorologiche analizzate e periodo di osservazione dei dati pluviometrici giornalieri

| Area di studio | Stazione      | Altitudine (m s.l.m.) | Latitudine Nord | Long. Ovest (M. Mario) | Precipitazione annua (mm) | Indice $F_{FAO}$ | Periodo di osservazione |
|----------------|---------------|-----------------------|-----------------|------------------------|---------------------------|------------------|-------------------------|
| Monte Arci     | Ales          | 167                   | 39° 46'         | 3° 38'                 | 708                       | 75               | 1951 - 2001             |
|                | Montevecchio  | 370                   | 39° 33'         | 3° 52'                 | 716                       | 82               | 1951 - 2001             |
| Montes         | Genna Silana  | 1010                  | 40° 9'          | 2° 56'                 | 1019                      | 109              | 1951 - 2001             |
|                | Montes        | 1060                  | 40° 9'          | 3° 3'                  | 1074                      | 117              | 1951 - 2001             |
|                | Fonni         | 992                   | 40° 7'          | 3° 12'                 | 947                       | 101              | 1951 - 2001             |
| Usinavà        | Budoni        | 20                    | 40° 42'         | 2° 47'                 | 567                       | 61               | 1958 - 2001             |
|                | Ala dei Sardi | 663                   | 40° 39'         | 3° 7'                  | 933                       | 101              | 1951 - 2001             |
|                | Mazzinaiu     | 617                   | 40° 42'         | 3° 4'                  | 1015                      | 110              | 1951 - 2001             |

A titolo di confronto si è fatto ricorso anche alla stima indiretta di  $R$  con formule proposte da diversi Autori. Solo alcune di queste relazioni hanno fornito tuttavia valori paragonabili con quelli stimati dalla [1], in particolare quelle che utilizzano come variabili in ingresso la pioggia massima di 6 ore e tempo di ritorno di 2 anni (Athesian, 1974; Wischmeier e Smith, 1978) e l'indice di Fournier modificato, noto come indice  $F_{FAO}$ , e o la precipitazione totale annua (Renard e Freimund, 1994; Lo *et al.*, 1985).

La procedura di Gold *et al.* (1986) è stata utilizzata per calcolare la probabilità di eventi piovosi potenzialmente erosivi in relazione alle condizioni preesistenti di umidità del suolo, definite dall'*Antecedent Moisture Condition* (AMC) del *Curve Number* (Soil Conservation Service, 1972) come  $AMC_I$ ,  $AMC_{II}$  e  $AMC_{III}$  rispettivamente per suoli asciutti, umidi e vicini alla saturazione; sulla base delle indicazioni di Gregori e Sani (1998), le soglie degli eventi giornalieri con erosività bassa, media ed elevata sono state prefissate in 13, 25 e 45 mm e la probabilità di superamento dell'ultima soglia è stata stimata con il modello dei massimi periodici secondo una distribuzione cumulativa di frequenza di tipo lognormale. Lo stesso modello è stato applicato ai dati degli afflussi massimi di 6 ore, adottando però una distribuzione del massimo valore del 1° tipo (o di Gumbel), per quantificare l'evento atteso con un tempo di ritorno di 2 anni.

Il fattore erodibilità del suolo ( $K$  della USLE) è stato determinato secondo l'Handbook 537 (Wischmeier e Smith, 1978) dai dati dei profili di ciascuna stazione (Allegato A), tenendo conto dell'effetto *mulch* del materiale lapideo di superficie; tali valori sono risultati molto simili a quelli derivati dalla formula di Williams *et al.* (1984) per il modello EPIC.

Per confrontare il fattore morfologia della situazione attuale dei popolamenti artificiali con quello relativo alle prime fasi della piantagione si è fatto ricorso all'approccio implementato nella RUSLE; il sottofattore pendenza ( $S$ ) è stato allora stimato dall'equazione

$$S = 16,8 \cdot \text{sen (pendenza in } ^\circ) - 0,50, \quad [2]$$

valida per pendenze superiori al 9% (McCool *et al.*, 1987), mentre il sottofattore  $L$ , lunghezza del versante, è stato individuato tenuto conto del rapporto fra erosione di tipo *rill* ed *interill* a partire dall'equazione classica

$$L = (\text{lunghezza in m}/22,1)^m, \quad [3]$$

in cui  $m = \beta/(1+\beta)$ ,  $\beta_{(\text{terreni spogli lavorati})} = (\text{sen(pendenza)}/0,0896)/(3 \cdot (\text{sen(pendenza)})^{0,8} + 0,56)$  e  $\beta$  da dimezzare o raddoppiare rispettivamente per i suoli sodi (attualità) e per le condizioni di forte disturbo successive a scasso o rippatura (McCool *et al.*, 1989).

Per praticità il fattore copertura è stato valutato con la tabella 10 dell'Handbook 537 valida per pascoli, incolti e boschi disturbati (Wischmeier e Smith, 1978). Allo scopo, nel maggio del 2002, sono stati eseguiti dei rilievi visuali su aree quadrate di 2 m di lato, rilevando il grado di copertura (viva e morta) direttamente a contatto del suolo e quello della copertura vegetale aerea secondo gli strati previsti in funzione dell'altezza media di gocciolamento: erbe e suffrutici ( $h = 0,5$  m), frutici e cespugli ( $h = 2$  m) ed alberi ( $h = 4$  m).

Il fattore pratiche antierosive è stato valutato solamente per le stazioni rimboschite di Montes e di Usinavà, sempre secondo l'Handbook 537, tenuto conto rispettivamente della presenza di sistemazione a gradoncini livellari e della preparazione del terreno secondo le curve di livello.

## Risultati e discussione

### Caratteri pedologici

I profili di **Monte Arci** rappresentano andosuoli relativamente ben conservati e con buona fertilità, che supportano popolamenti vegetali a copertura e produttività elevate. Riassumendo i dati di maggior rilievo, riportati in Allegato A, questi suoli hanno in comune una tessitura media, scheletro frequente nei primi 50 cm e abbondante a maggiore profondità, buon drenaggio interno, saturazione in basi bassa o modesta e cospicuo spessore degli orizzonti A, ma si differenziano nettamente per altre proprietà. Il suolo della macchia presenta infatti una profondità elevata (circa 120 cm di spessore potenzialmente esplorabile dalle radici), buona capacità di ritenuta idrica ed orizzonti superficiali con bassa densità apparente ed elevati tassi di carbonio organico, azoto totale e fosforo assimilabile; è mediamente acido, con capacità di scambio cationico elevata in superficie ed intermedia negli orizzonti inferiori. Il profilo del rimboschimento di pino marittimo, meno evoluto dal punto di vista pedogenetico, presenta valori di pH leggermente superiori e spessore inferiore al metro; sofficià, dotazione di carbonio organico, azoto e fosforo, capacità idrica di ritenuta nonché tasso di saturazione in basi risultano inoltre inferiori. Queste differenze sembrano attribuibili prevalentemente alle lavorazioni preparatorie, mentre il possibile ostacolo alla pedogenesi dovuto all'apporto di lettiera acidificante nella pineta trova riscontro solo parziale nel rapporto C/N e nel grado di saturazione in basi degli orizzonti superficiali, ma non nei valori di pH. Il profilo della piantagione presenta una dotazione di humus nettamente inferiore ed un minore accumulo di lettiera: circa 40 t/ha di sostanza secca contro le 65 t/ha della macchia (Bianchi *et al.*, in stampa). La notevole differenza nella quantità di sostanza organica presente nel e al suolo delle due stazioni non può essere spiegata dal diverso grado di disturbo dell'incendio del 1983, che avrebbe interessato più la macchia che il rimboschimento. Essa sarebbe pertanto da ricondurre ad elevata erosione iniziale in assenza di copertura e a forti processi di ossidazione della sostanza organica in seguito alla pedoturbazione provocata dalle lavorazioni preparatorie e secondarie. Tale alterazione si è tradotta del resto in un sensibile costipamento del terreno rimboschito, che presenta nei primi 50 cm una densità apparente di 1,15 g/cm<sup>3</sup>, contro una media ponderale di 0,85 g/cm<sup>3</sup> del suolo sotto la macchia, a cui corrispondono velocità di infiltrazione dell'acqua alla superficie del profilo pari rispettivamente a 330 e 1010 mm/h (Allegato A). La riduzione consistente dello spessore del suolo sotto il rimboschimento trova quindi giustificazione almeno parziale nella variazione della densità apparente, ma anche l'ipotesi di perdite consistenti di suolo per erosione potrebbe essere invocata; l'anno in cui è stato effettuato l'impianto (1971) e quello successivo sono stati infatti decisamente piovosi (entrambe le annate si collocano nel terzo quartile della serie storica 1921-2001), con afflussi mensili di tutto rilievo sia nel novembre 1971 (203 mm), che nel febbraio 1972 (205 mm), riferibili grosso modo al 95° percentile della serie storica suddetta.

I suoli di **Montes** rappresentano il risultato di processi pedogenetici nettamente condizionati dalle caratteristiche sfavorevoli del substrato e della morfologia e non manifestano sostanziali differenze nelle due situazioni; come riferito nell'Allegato A, si tratta infatti di profili moderatamente profondi (circa 65 cm potenzialmente esplorabili dalle radici), a tessitura moderatamente grossolana e con abbondante scheletro. Hanno una capacità di ritenuta idrica bassa o molto bassa e sono ben forniti di carbonio organico (oltre 5% nell'orizzonte A). Il *topsoil*, piuttosto soffice, è mediamente acido e presenta una elevata capacità di scambio cationico, con un tasso di saturazione in basi che non arriva al 25%; il *subsoil* esibisce invece caratteristiche fisico-chimiche più scadenti. A questa omogeneità si contrappone tuttavia una notevole differenziazione stazionale: la zona a macchia bassa di erica arborea, presenta una copertura viva dell'85%, suolo con discrete proprietà idrauliche, ma anche con evidenti tracce di drenaggio esterno e di erosione idrica, mentre la copertura piena della pineta di pino laricio garantisce al suolo una eccezionale velocità di infiltrazione a saturazione (quasi 1500 mm/h), condizioni di drenaggio esterno molto basso ed assenza di fenomeni di erosione. La buona riuscita del rimboschimento, sia per la scelta della specie che per le adeguate cure e manutenzioni, ha avuto in questo caso effetti ambientali rilevanti e decisamente positivi, almeno sotto il profilo della conservazione del suolo e della circolazione delle acque meteoriche, sicuramente da associare anche al basso impatto della preparazione manuale del terreno in piccoli gradoni livellari; all'aumento sensibile della densità apparente, riferibile alla pedoturbazione iniziale, fa riscontro infatti una maggiore porosità in termini di abbondanza e dimensioni dei pori. A 30 anni dall'impianto, inoltre, i contenuti di sostanza organica nel suolo sono più elevati nel rimboschimento, con valori di 300 e 100 t/ha rispettivamente sotto forma di humus e di lettiera, contro 230 e 65 t/ha della macchia (Bianchi *et al.*, in stampa).

I suoli di **Usinavà** hanno ereditato dal substrato granitico un contenuto in scheletro relativamente modesto, soprattutto nel *topsoil*, ed una tessitura moderatamente grossolana; presentano uno spessore generalmente scarso (fino a 50 cm di suolo potenzialmente esplorabili dalle radici) ed una capacità di ritenuta idrica molto bassa. Si tratta di suoli mediamente acidi, con capacità di scambio cationico media, che tende a ridursi con la profondità soprattutto nella macchia, e tasso di saturazione in basi molto basso. Il *topsoil* è ben fornito di carbonio organico (oltre il 3%), che mantiene elevata la dotazione in fosforo assimilabile. Data la minore pendenza e rocciosità nel rimboschimento, è probabile che il suolo di questa stazione fosse già in origine più profondo ed evoluto dell'altro, ma le analisi eseguite non fanno emergere consistenti differenze. Le lavorazioni profonde preliminari alla piantagione di conifere miste non sembrano aver apportato vistose conseguenze, eccezion fatta per la presenza localizzata di fenomeni di erosione diffusa (peraltro contrastati dalla morfologia ondulata derivante dalla disposizione in andane delle pietre e dalla scarsa pendenza), ed hanno comportato più che altro una maggiore omogeneizzazione degli orizzonti edafici. Aridità climatica e scarsa capacità di ritenzione idrica dei suoli determinano qui condizioni meno favorevoli alla vegetazione rispetto alle località precedenti, con livelli più ridotti sia di biomassa che di flussi di sostanza organica nel comparto suolo: 100 e 220 t/ha di humus nel terreno rispettivamente della macchia e del rimboschimento, a fronte di quantità piuttosto omogenee di lettiera al suolo pari a circa 22 t/ha (Bianchi *et al.*, in stampa).

#### Stima dell'erosione idrica

Come media generale delle 8 stazioni analizzate ed in maniera alquanto omogenea, il 94% dei giorni nel periodo maggio-ottobre ricade nella classe  $AMC_I$  del Curve Number (Soil Conservation Service, 1972) e presentano quindi terreno praticamente asciutto. La differenziazione delle stazioni rispetto alla frequenza dei giorni del periodo novembre-marzo con terreno saturo appare invece molto più marcata. La probabilità giornaliera che si verificano condizioni favorevoli al ruscellamento, e quindi predisponenti l'erosione idrica, è scarsa nella stazione costiera di Budoni (8%) ed in quelle più meridionali, ma raggiunge livelli rilevanti nelle località interne collinari e montane. I suoli di Ales e Montevecchio si trovano infatti nella condizione  $AMC_{III}$  in circa il 14% dei giorni, ma nelle altre località tale proporzione è nettamente maggiore (19 - 25%).

La serie storica delle precipitazioni giornaliere massime di ciascun mese, interpretata mediante la distribuzione cumulativa della funzione log-normale, fornisce la probabilità che l'afflusso di un qualunque giorno di pioggia eguagli o superi alcune soglie prefissate. I risultati di questa analisi inferenziale per Montes e di Montevecchio, che rappresentano le condizioni estreme del campione analizzato, indicano che nella prima stazione la probabilità che l'afflusso di un giorno piovoso superi la soglia di 60 mm è rilevante ( $P \geq 0,10$ ) in tutti i mesi, eccetto aprile, maggio e luglio, con frequenze attese più elevate nei mesi autunnali; nel bimestre novembre-dicembre quasi 8 giorni piovosi su 10 presentano almeno 20 mm di pioggia e in più della metà di questi l'afflusso uguaglia o supera i 40 mm. A Montevecchio, per contro, la probabilità che la pioggia giornaliera superi le varie soglie è sempre inferiore rispetto a Montes; fanno eccezione gli eventi meno cospicui del trimestre ottobre-dicembre, che risultano sensibilmente più frequenti. Merita ancora osservare che da giugno a settembre la probabilità associata agli eventi più cospicui, di tipo temporalesco, è superiore a quella delle altre soglie in tutte le stazioni.

Considerando i dati di Mazzinaiu e di Montevecchio rappresentativi delle condizioni rispettivamente di Usinavà e di Monte Arci (tenuto conto di altitudine e vicinanza), è lecito affermare che in quest'ultima località l'aggressività climatica è nettamente inferiore a quella delle altre due: a fronte di valori praticamente identici di frequenza di giorni piovosi nel semestre autunno-invernale (dal 28 al 33%), a Montes e a Mazzinaiu la probabilità di superamento della soglia giornaliera di 60 mm è risultata infatti doppia ( $P=0,23$ ) rispetto a Montevecchio ( $P=0,11$ ). Questa conclusione è confermata dai risultati ottenuti applicando la procedura di Gold *et al.* (1986) per la stima del tempo di ritorno (*TR*) delle combinazioni giornaliere di afflusso e di umidità preesistente del suolo potenzialmente favorevoli all'innescio dei fenomeni erosivi, rappresentate dalle soglie di 13, 25 e 45 mm di pioggia rispettivamente in condizioni di  $AMC_{III}$ ,  $AMC_{II+III}$  e  $AMC_{I+II+III}$  (Tab. 2). Tenuto conto che l'annata idrologica media è quella caratterizzata da un *TR* di 2 anni, si può notare che a Montevecchio le condizioni predisponenti all'erosione sono la norma solamente in dicembre, a cui si devono aggiungere novembre e gennaio nelle stazioni interne settentrionali (Alà dei Sardi e Mazzinaiu), rappresentative delle condizioni di Usinavà. Il clima di Montes ed ancor più di Genna Silana si dimostrano invece più aggressivi, con 5 - 6 mesi in cui si verificano eventi erosivi con cadenza di almeno una volta ogni 2 anni.

Tabella 2. Tempo di ritorno in anni di eventi giornalieri potenzialmente erosivi stimato secondo Gold *et al.* (1986); in grassetto i valori inferiori o uguali a quelli corrispondenti all'annata idrologica media

| Stazione      | gen        | feb        | mar        | apr        | mag  | giu  | lug  | ago  | set | ott        | nov        | dic        |
|---------------|------------|------------|------------|------------|------|------|------|------|-----|------------|------------|------------|
| Ales          | 2,2        | 2,6        | 4,9        | 5,3        | 20,8 | 6,5  | 35,7 | 16,4 | 5,1 | 3,8        | 3,8        | <b>1,7</b> |
| Montevecchio  | 2,4        | 3,2        | 5,9        | 5,8        | 12,6 | 12,5 | 68,8 | 21,9 | 5,8 | 2,9        | 2,5        | <b>1,8</b> |
| Genna Silana  | <b>1,9</b> | <b>1,9</b> | <b>2,0</b> | 2,3        | 3,0  | 6,4  | 21,2 | 6,2  | 3,8 | <b>1,7</b> | <b>1,6</b> | <b>1,4</b> |
| Montes        | <b>1,7</b> | <b>1,6</b> | 2,1        | <b>1,9</b> | 4,3  | 7,8  | 17,8 | 8,4  | 3,6 | 2,2        | <b>1,5</b> | <b>1,3</b> |
| Fonni         | <b>1,9</b> | <b>1,8</b> | 2,4        | 2,4        | 5,1  | 8,3  | 11,6 | 8,5  | 6,0 | 3,1        | <b>1,6</b> | <b>1,3</b> |
| Budoni        | 4,1        | 4,3        | 3,0        | 3,6        | 8,6  | 9,7  | 33,3 | 10,1 | 3,9 | 2,2        | 2,2        | <b>1,9</b> |
| Alà dei Sardi | <b>1,8</b> | 2,1        | 2,1        | 3,9        | 5,0  | 7,0  | 18,6 | 6,2  | 6,3 | 2,8        | <b>1,9</b> | <b>1,4</b> |
| Mazzinaiu     | <b>1,7</b> | 2,2        | 2,2        | 2,8        | 2,9  | 5,7  | 13,8 | 5,3  | 4,2 | 2,2        | <b>1,6</b> | <b>1,4</b> |

La stima del fattore *R* della USLE con il modello di Richardson *et al.* (1983) ha fornito risultati abbastanza omogenei; alcune combinazioni dei parametri del modello non sono sembrate tuttavia adeguate alla realtà sarda, fornendo valori di *R* apparentemente eccessivi e validi forse per ambienti più continentali. Come detto in precedenza, le equazioni valide per la Sicilia e per Grosseto sono state ritenute più congrue, anche tenuto conto dei risultati analoghi conseguiti a partire dai parametri ricavati con i dati, ancorché parziali, riportati da Seuffert (1992) per la Sardegna; per le simulazioni successive è stata utilizzata la media dei due valori così ottenuti (Tab. 3). In generale, comunque, l'erosività delle piogge è risultata particolarmente elevata a Genna Silana, nonostante che dal computo siano state eliminate 2 annate con valori veramente esorbitanti di precipitazione, apparentemente privi di riscontro oggettivo nelle stazioni limitrofe<sup>1</sup>. Riguardo alla distribuzione stagionale di *R* si deve notare ancora che i valori medi mensili più elevati si verificano nel trimestre ottobre-dicembre (Fig. 1), con contributi ancora rilevanti di gennaio e febbraio solo per Montes. I risultati sono del tutto confrontabili con quelli della procedura di Gold *et al.* (1986): i valori medi di *R* sono infatti correlati con la probabilità di combinazioni potenzialmente erosive di pioggia e stato idrico del suolo, sia su base annuale che mensile ( $r = 0,90$  e  $0,93$  rispettivamente;  $P < 0,01$ ).

Tabella 3. Valore medio annuo dell'erosività delle piogge (fattore *R* della USLE) stimato con il modello di Richardson *et al.* (1983)

| Stazione      | Parametri relativi a |         | R annuo medio<br>(MJ*mm/ha*h*anno) |
|---------------|----------------------|---------|------------------------------------|
|               | Grosseto             | Sicilia |                                    |
| Ales          | 2442                 | 2092    | <b>2267</b>                        |
| Montevecchio  | 2439                 | 2095    | <b>2267</b>                        |
| Genna Silana  | 5833                 | 5680    | <b>5756</b>                        |
| Montes        | 5003                 | 4631    | <b>4817</b>                        |
| Fonni         | 3283                 | 2854    | <b>3068</b>                        |
| Budoni        | 2881                 | 2537    | <b>2709</b>                        |
| Alà dei Sardi | 3704                 | 3322    | <b>3513</b>                        |
| Mazzinaiu     | 4630                 | 4174    | <b>4402</b>                        |

L'erodibilità degli orizzonti superficiali, valutata con tre diverse procedure, è risultata del tutto comparabile; per i calcoli successivi, le stime di *K* ottenute con il metodo classico sono state corrette per l'effetto mulching prodotto dalla copertura lapidea di superficie (Tab. 4), secondo le indicazioni dell'Handbook 537.

Tabella 4. Stima dell'erodibilità degli orizzonti superficiali dei profili esaminati

| Località   | Soprassuolo    | USLE                      | Copertura      | Effetto mulch       | K effettivo         |
|------------|----------------|---------------------------|----------------|---------------------|---------------------|
|            |                | Wischmeier e Smith (1978) | pietre e rocce | (Handb. 537, Fig 6) | (t*ha*ora/ha*MJ*mm) |
| Monte Arci | macchia        | 0,047                     | 15%            | 0,685               | 0,035               |
|            | rimboschimento | 0,040                     | 17%            | 0,660               | 0,030               |
| Montes     | macchia        | 0,033                     | 19%            | 0,625               | 0,026               |
|            | rimboschimento | 0,034                     | 22%            | 0,580               | 0,024               |
| Usinavà    | macchia        | 0,014                     | 72%            | 0,150               | 0,005               |
|            | rimboschimento | 0,017                     | 70%            | 0,160               | 0,006               |

Il fattore morfologico per le condizioni attuali, ottenuto con le formule della RUSLE, presenta differenze stazionali di un certo rilievo solo ad Usinavà (Tab. 5), con effetti sensibili riferiti soprattutto alla pendenza. Con riferimento alle condizioni di suolo lavorato, più favorevoli all'erosione di tipo *rill*, il fattore LS per la fase iniziale del rimboscimento è risultato mediamente maggiorato del 20%.

Tabella 5. Stima del fattore morfologia secondo la RUSLE

| Località   | Soprassuolo    | Pendenza S (%) | Lunghezza versante L (m) | Fattore S                   | Fattore L  |      | Fattore LS |                              |
|------------|----------------|----------------|--------------------------|-----------------------------|--|------|------------|------------------------------|
|            |                |                |                          | McCool <i>et al.</i> (1987) | McCool <i>et al.</i> (1989) per rapporto <i>rill/interrill</i> |      | suolo sodo | suolo con rippatura o scasso |
|            |                |                |                          | [p>=9%]                     | basso  | alto |            |                              |
| Monte Arci | macchia        | 10             | 30                       | 1,17                        | 1,11   | N.A. | 1,30       | N.A.                         |
|            | rimboschimento | 10             | 30                       | 1,17                        | 1,11   | 1,23 | 1,30       | 1,44                         |
| Montes     | macchia        | 30             | 50                       | 4,33                        | 1,49   | N.A. | 6,46       | N.A.                         |
|            | rimboschimento | 40             | 50                       | 5,74                        | 1,53   | 1,94 | 8,77       | 11,14                        |
| Usinavà    | macchia        | 10             | 15                       | 1,17                        | 0,87   | N.A. | 1,02       | N.A.                         |
|            | rimboschimento | 5              | 40                       | 0,57                        | 1,16   | 1,40 | 0,66       | 0,80                         |

N.A.: non applicabile

I risultati dei rilievi diretti sulla copertura del suolo sono riepilogati in tabella 6. La biomassa vegetale aerea è risultata molto articolata nei diversi soprassuoli e località, sia in termini di stratificazione verticale che di distribuzione spaziale, mentre la copertura a diretto contatto del terreno si è dimostrata più uniforme. Nella macchia di Monte Arci la totalità della superficie saggiata è ricoperta da uno strato di lettiera spesso fino a 10 cm e condizioni molto simili si verificano nel rimboscimento di Montes; nelle altre stazioni a macchia e nel rimboscimento di Monte Arci la superficie del terreno è coperta in misura abbastanza elevata da una miscela piuttosto bilanciata di lettiera, muschi, licheni e frammenti lapidei di varie dimensioni. Solo nella piantagione di Usinavà il livello medio della copertura da componenti vive e morte a diretto contatto del suolo si è dimostrato alquanto modesto (dal 55 al 65%), anche se con distribuzione spaziale uniforme. I dati di copertura sono stati utilizzati per valutare il fattore C della USLE in base alla tabella 10 dell'Handbook 537, valida per incolti su terreno sodo e per boschi disturbati da pascolo, taglio o incendio. A Usinavà il fattore C è risultato più elevato rispetto alle altre due località (Tab. 6); per le stazioni a macchia le variazioni appaiono tuttavia relativamente limitate, mentre il contrasto maggiore si verifica nei rimboschimenti, che oscillano dal minimo assoluto di 0,002 al massimo di 0,039, con un rapporto di quasi 20.

Tabella 6. Risultati dei rilievi sulla copertura del terreno e valori del fattore copertura della USLE

| Località   | Soprassuolo    | Grado medio di copertura (%) |                      |                  |   | Fattore C (tabella 10 Handbook 537) |
|------------|----------------|------------------------------|----------------------|------------------|---|-------------------------------------|
|            |                | vegetale aerea               |                      |                  | al suolo (viva e morta)<br>graminoidi, muschi,<br>lettiera, sassi |                                     |
|            |                | alte erbe /<br>suffrutici    | frutici /<br>cesugli | alberi           |   |                                     |
|            |                | [h gocciol. 0,5 m]           | [h gocciol. 2 m]     | [h gocciol. 4 m] |   |                                     |
| Monte Arci | macchia        | 7                            | 58                   | 51               | 100   | 0,0021 **                           |
|            | rimboschimento | 42                           | 31                   | 0                | 90  | 0,0039 **                           |
| Montes     | macchia        | 74                           | 1                    | 0                | 82 *  | 0,0099                              |
|            | rimboschimento | 9                            | 1                    | 70               | 99  | 0,0021 **                           |
| Usinavà    | macchia        | 85                           | 6                    | 0                | 78  | 0,0111                              |
|            | rimboschimento | 73                           | 6                    | 6                | 59  | 0,0376                              |

\* danni da ungulati in 3 parcelle su 10

\*\* con fattore di riduzione di 0,7 per soprassuoli con rapido ripristino della sostanza organica.



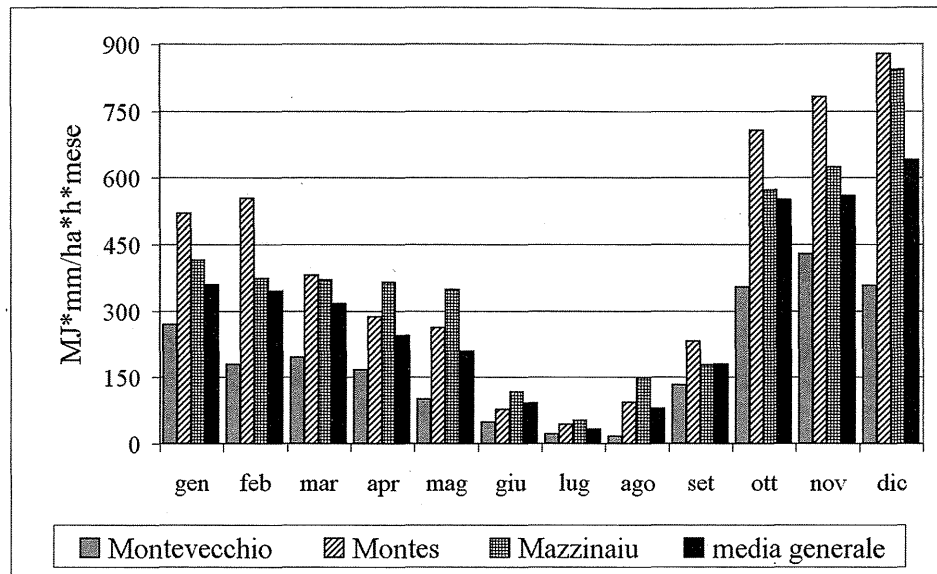


Figura 1. Valori medi mensili di R stimati secondo Richardson *et al.* (1983) per le località di riferimento a confronto con la media delle 8 stazioni analizzate

Il fattore copertura è stato inoltre stimato per le condizioni che si sono presumibilmente verificate nelle stazioni rimboschite delle tre località al completamento delle operazioni di preparazione del terreno o nel momento immediatamente successivo alla piantagione. Allo scopo è stata utilizzata la tabella 12 dell'Handbook 537, ipotizzando assenza di vegetazione, copertura di rocce e pietre pari a quella rilevata, condizioni edafiche residuali eccellenti (stabilità residua degli aggregati per presenza di radici fini e sostanza organica) associate a spiccata rugosità superficiale (Montes), oppure piuttosto scadenti nelle altre due località, con minore scabrosità (Usinavà) o in assenza di asperità superficiali (Monte Arci).

Il fattore pratiche antierosive, determinato secondo la USLE, è risultato ben differenziato (Tab. 7), considerando che ad Usinavà le lavorazioni sono state eseguite secondo le curve di livello e che a Montes la piantagione è avvenuta su gradoni; in quest'ultimo caso si è provveduto ad estrapolare i valori riportati da Wischmeier e Smith (1978) alla pendenza effettiva della stazione considerata.

La tabella 7 riassume i valori dei diversi fattori e riporta le stime medie annue della perdita di suolo per i due tipi di copertura nelle condizioni attuali e, per i rimboschimenti, una valutazione della situazione configurabile al momento della piantagione, sulla base di un comune fattore R (valido per il lungo periodo), delle ipotesi precedentemente avanzate rispetto ai fattori LS e C e mantenendo invariati K e P. Tenuto conto dello spessore di suolo esplorabile dalle radici, i tassi medi annui di erosione riferiti alla situazione attuale sono risultati inferiori alla soglia di tollerabilità proposta da Mc Cormack e Young (1981), fatta eccezione per la stazione a macchia di Montes. La vegetazione spontanea appare più efficace nel contrastare l'erosione sia a Monte Arci che ad Usinavà, mentre a Montes, nonostante che il fattore morfologia sia più svantaggioso, il rimboschimento sembra in grado di ridurre le perdite di suolo ad  $\frac{1}{6}$  di quelle della macchia per la migliore protezione offerta dalla copertura vegetale e soprattutto per le sistemazioni livellari. Lo stesso fattore, in combinazione con l'aspetto morfologico, risulta ancora determinante nel controllare efficacemente i livelli erosivi sotto il rimboschimento di Usinavà. I valori stimati per la macchia di Montes sono risultati nettamente superiori a quelli misurati nella Sardegna meridionale da Vacca *et al.* (2000) sotto copertura a macchia bassa di cisto in condizioni stagionali simili, ma con minore aggressività climatica.

Gli scenari prospettati al momento della piantagione, ancorché ipotetici, evidenziano come si siano verificate condizioni nettamente favorevoli all'erosione per i suoli più erodibili di Monte Arci e per quelli di Montes.

A Monte Arci, come già accennato, il minor spessore del suolo sotto il rimboschimento è collegato sicuramente sia alla costipazione degli orizzonti superficiali sia al maggiore tasso erosivo; le stime fornite dalla simulazione della USLE (Tab. 7) non sono tuttavia sufficienti per spiegare in maniera adeguata tale differenza, a meno di ipotizzare perdite di suolo molto più consistenti nelle fasi iniziali della piantagione. Questa tesi potrebbe fondarsi sulla maggiore erodibilità del suolo perturbato e, soprattutto, su una aggressività climatica contingente molto più accentuata: di fatto, il fattore R annuo stimato secondo Richardson *et al.* (1983) per le prime due annate dopo il rimboschimento risulta superiore del 20% rispetto a quello del lungo periodo, con piogge molto erosive concentrate al momento della piantagione (quadrimestre novembre 1971 - febbraio 1972). Nelle altre località, per contro, le prime due annate dall'impianto dei rimboschimenti sono state allineate con l'annata media a Montes e nettamente deficitarie (-60%) ad Usinavà.



**Tabella 7.** Stima dell'erosione media annua (in t/ha /anno) secondo la USLE e confronto con le soglie di Mc Cormack e Young (1981); in corsivo i valori ipotizzati per le fasi iniziali dei rimboschimenti

| Località   | Soprassuolo              | Fattori |               |              |               |             | Tasso erosione |             |
|------------|--------------------------|---------|---------------|--------------|---------------|-------------|----------------|-------------|
|            |                          | R       | K             | LS           | C             | P           | stimato        | tollerabile |
| Monte Arci | macchia                  | 2267    | 0,0349        | 1,30         | 0,0021        | 1           | 0,22           | 6,9         |
|            | rimboschimento           | 2267    | 0,0305        | 1,30         | 0,0039        | 1           | 0,35           | 4,8         |
|            | <i>terreno preparato</i> | 2267    | <i>0,0305</i> | <i>1,44</i>  | <i>0,4369</i> | <i>1</i>    | <i>43,58</i>   |             |
| Montes     | macchia                  | 4817    | 0,0256        | 6,46         | 0,0099        | 1           | 7,88           | 4           |
|            | rimboschimento           | 4817    | 0,0244        | 8,77         | 0,0021        | 0,57        | 1,23           | 4           |
|            | <i>terreno preparato</i> | 4817    | <i>0,0244</i> | <i>11,14</i> | <i>0,1051</i> | <i>0,57</i> | <i>78,41</i>   |             |
| Usinavà    | macchia                  | 3513    | 0,0047        | 1,02         | 0,0111        | 1           | 0,19           | 2,3         |
|            | rimboschimento           | 3513    | 0,0056        | 0,66         | 0,0376        | 0,5         | 0,24           | 3           |
|            | <i>terreno preparato</i> | 3513    | <i>0,0056</i> | <i>0,80</i>  | <i>0,1585</i> | <i>0,5</i>  | <i>1,24</i>    |             |

### Conclusioni

Il confronto in analoghe condizioni ambientali fra aree rimboschite e a macchia mediterranea ha evidenziato che la copertura arbustiva spontanea, anche se di origine secondaria (in prevalenza da incendio), sostiene suoli pedogeneticamente più evoluti. Nella migliore delle ipotesi (clima favorevole, oculata preparazione e sistemazione del terreno), la piantagione può risultare migliorativa per il suolo, grazie ad una maggior protezione dall'erosione ed un microclima più favorevole alla conservazione della sostanza organica.

Tutti i soprassuoli esaminati hanno esibito una buona valenza funzionale in relazione alla conservazione del suolo. Generalizzando sembra pertanto lecito affermare che le modificazioni della copertura vegetale appaiono fonte di modificazioni ambientali importanti solamente con combinazioni particolarmente sfavorevoli dei fattori stazionali (suoli erodibili, pendenze accentuate ed elevata aggressività climatica). Ogni operazione che intacca significativamente l'integrità fisica del terreno può avere forti ripercussioni sulla risorsa suolo e su tutti gli aspetti ambientali ad essa collegati, in particolare ciclo dell'acqua e produttività biologica; l'esito degli interventi risulta tuttavia condizionato dall'andamento climatico.

Un attento esame delle condizioni pedo-ambientali in cui si intende operare sembra essere quindi una premessa irrinunciabile per la scelta del sistema più adeguato di preparazione del substrato. I terreni con elevata erodibilità (caso degli andosuoli di Monte Arci) dovrebbero essere scoperti il meno possibile, ricercando comunque soluzioni a basso impatto (rilascio di bande non trattate, per esempio) anche quando la morfologia farebbe propendere per scelte più intensive. In stazioni con suoli abbastanza vulnerabili su pendenze accentuate ma con clima sufficientemente fresco (caso di Montes), la sistemazione a gradoncini livellari realizzati a mano o con mezzi meccanici di bassa potenza si è dimostrata efficace nel favorire la riuscita della piantagione e nel contenere l'erosione. La "convenienza ambientale" del rimboschimento in aree con forti limitazioni climatiche e/o edafiche (scarse precipitazioni e bassi valori di AWC), appare infine molto aleatoria, anche in condizioni stazionali poco favorevoli ai processi erosivi (caso di Usinavà).

La presente indagine ha evidenziato che le modificazioni edafiche possono essere più rapide di quanto comunemente ritenuto, con il rischio di innescare un ciclo vizioso che, a partire dalla perdita iniziale di fertilità, comporta una degradazione della copertura vegetale, che fornirà a sua volta minore protezione al suolo. Inoltre la capacità di resistere ai fenomeni degradativi (resilienza), in termini sia di prevenzione che di "ricicatrizzazione" delle ferite, dipende dalle condizioni climatiche, nel senso che stazioni più fresche ed umide (Montes) favoriscono un recupero vegetativo più rapido e generalizzato, come pure dalle caratteristiche del substrato pedologico.

Le considerazioni fatte assumono valenza soprattutto per i rimboschimenti delle Foreste Demaniali sarde: indagini ulteriori dovrebbero invece riguardare le esperienze più recenti (Regolamento CEE 2080), caratterizzate spesso da eccessiva tendenza alla meccanizzazione. Quanto esposto dovrebbe tuttavia rappresentare occasione di riflessione e di maggiore consapevolezza circa le possibili conseguenze della più recente politica di ampliamento e miglioramento delle superfici a pascolo permanente a scapito di macchie (tipicamente cisteti) e di formazioni forestali aperte (sugherete, per esempio), tradizionalmente soggette a forme estensive di utilizzazione. Il problema del rischio di desertificazione di ampie zone della Sardegna non si risolve sostituendo il fuoco con l'aratro da scasso o con il ripper.

### Note

1. Mentre si allestisce questa nota per la stampa finale si deve prendere atto che nel dicembre 2004 la Sardegna centro-orientale è stata investi-

ta da piogge torrenziali con effetti devastanti concentrati soprattutto nell'Ogliastra: la stazione di Villanova Strisaili ha fatto registrare nella sola giornata del 6 dicembre un afflusso di 517 mm, alla luce del quale la pioggia giornaliera di circa 400 mm dei due eventi estremi di Genna Silana appare del tutto plausibile.

### Ringraziamenti

Gli Autori sono grati a E.A.C. Costantini e G. Brandi dell'Istituto Sperimentale Studio e Difesa del Suolo per il contributo fornito rispettivamente in sede di classificazione dei profili e di esecuzione delle analisi dei campioni di suolo.

### Bibliografia

- ARU A., BALDACCINI P., 1993. I suoli della Sardegna. Caratteristiche, attitudini e problemi di conservazione. In: "La difesa del suolo in ambiente mediterraneo"; ERSAT, Cagliari: 33-41.
- ATHESIAN J.H.K., 1974. Estimation of rainfall erosion index. *Journal Irrigation Drainage Division*, 100: 293-307.
- AUTORI VARI, 1997. Metodi di analisi fisica del suolo. Coord. Pagliai M.; Franco Angeli, Milano.
- AUTORI VARI, 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Coord. Violante P.; Franco Angeli, Milano.
- BAGARELLO V., D'ASARO F., 1994. Estimating single storm erosion index. *Transactions of the ASAE*, 37: 785-791.
- BIANCHI L., CALAMINI G., GREGORI E., ZORN G., 2003. Valutazione degli effetti del rimboschimento in zone aride della Sardegna: Inquadramento climatico delle aree sperimentali. *L'Italia Forestale e Montana*, 5: 389-407.
- BIANCHI L., CALAMINI G., GREGORI E., PACI M., TANI A., ZORN G., in stampa. Valutazione degli effetti del rimboschimento in zone aride della Sardegna: Modificazioni ambientali relative ai processi di desertificazione. *L'Italia Forestale e Montana*.
- CALZOLARI C., BARTOLINI D., BORSELLI L., SANCHIZ P.S., TORRI D., UNGARO F., 2001. Applicazione in ambiente collinare e montano dell'Emilia Romagna di metodologie per la stima dell'erosione del suolo e della potenzialità alla generazione del deflusso. III Caratterizzazione delle principali unità di suolo presenti nel territorio di collina in termini di rischio di erosione: la definizione del parametro R, erosività delle piogge, per il modello RUSLE2. C.N.R. IGES, Firenze; Regione Emilia Romagna; Bologna.
- CASTILLO V.M., MARTINEZ-MENA M., ALBALADEJO J., 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of America Journal*; 61: 1116-1121.
- D'ASARO F., 1994. Valutazione dell'indice di erosività relativo a singoli eventi piovosi. *Rivista Ingegneria Agraria*, 2.
- DELOGU G., 1993. Proposte di linee guida per la valutazione di attitudine ai rimboschimenti in Sardegna. In: "La difesa del suolo in ambiente mediterraneo"; ERSAT, Cagliari: 216-221.
- FAO, 1998. World reference base for soil resources. Report 84; Roma.
- FUSARO E., LUCCI S., 2003. Confronto fra tecniche di preparazione del terreno per rimboschimenti produttivi in Sardegna. *Linea Ecologica*; XXXV (4): 49-56.
- GARDIN L., COSTANTINI E.A.C., NAPOLI R., 2002. Guida alla descrizione dei suoli in campagna e alla definizione delle loro qualità. Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Regione Toscana; Firenze.
- GOLD A.J., LOUDON T.L., NURNBERGER F.V., 1986. Runoff and erosive storm occurrence probabilities. *Transactions of the ASAE*, 29: 119-123.
- GREGORI E., SANI L., 1998. La componente climatica della pericolosità per la valutazione dei rischi ambientali associati all'utilizzazione agro-forestale del suolo. - 1: Previsione degli afflussi massimi e dell'erosività delle piogge. In: "Sensibilità e vulnerabilità del suolo: metodi e strumenti di indagine", a cura di Sequi e Vianello; Franco Angeli: 95-152.
- HAITH D.A., MERRILL D.E., 1987. Evaluation of a daily rainfall erosivity model. *Transactions of the ASAE*, 30: 90-93.
- KOSMAS C., DANALATOS N.G., CAMMERAAT L.H., CHABART M., DIAMANTOPOULOS J., FARAND R., GUTIERREZ R., JACOB A., MARQUES H., MARTINEZ-FERNANDEZ J., MIZARA A., MOUSTAKAS N., NICOLAU J.M., OLIVEROS C., PINNA G., PUDDU R., PUIGDEFABREGAS J., ROXO M., SIMAO A., STAMOU G., TOMASI N., USAI D., VACCA A., 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena*; 29: 45-59.
- KOSMAS C., DANALATOS N.G., GERONTIDIS St., 2000. The effect of land parameters on vegetation performance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena*, 40: 3-17.
- LO A., EL-SWAIFY S.A., DANGLER E.W., SHINSHIRO L., 1985. Effectiveness of EI30 as an erosivity index in Hawaii. In: El-Swaify, Moldenhauer and Lo (Editors), "Soil erosion and conservation". Soil Conservation Society of America, Ankeny: 384-392.
- LUCCI S., 1993. Conservazione del suolo e meccanizzazione nelle attività di rimboschimento. SAF, Centro Sperimentazione Agricola e Forestale, Roma.
- LUCCI S., DELLA LENA S., 1994. Effect of different site preparation techniques on runoff and erosion in plantation forestry. In: "Conserving soil resources: European perspectives"; ed. Rickson R.J.; CAB International, Wallingford: 379-386.
- MARTINEZ-FERNANDEZ J., LOPEZ-BERMEDEZ F., MARTINEZ-FERNANDEZ J., ROMERO-DIAZ A., 1995. Land use and soil-vegetation relationships in a Mediterranean ecosystem. *Catena*, 25: 153-167.
- MCCOOL D.K., BROWN L.C., FOSTER G.R., MUTCHLER C.K., MEYER L.D., 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transaction of the ASAE*, 30(5): 1387-1396.
- 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 ASAE*, 32 (5): 1571-1576.
- MCCORMACK D.E., YOUNG K.K., 1981. Technical and societal implications of soil loss tolerance. In: "Soil Conservation: Problems and Prospects", ed. Morgan; Wiley & Sons, Chichester: 365-376.
- MOTRONI A., S. CANU, G. BIANCO, LOJ G., 2003. Aree sensibili alla desertificazione (environmentally sensitive Areas to desertification, esas) in Sardegna. ERSAT, Cagliari
- NEARING M.A., 2001. Potential changes in rainfall erosivity in the U.S. with climate change during the 21st century. *Journal of Soil and Water Conservation*; 56(3): 229-232.

ta da piogge torrenziali con effetti devastanti concentrati soprattutto nell'Ogliastra: la stazione di Villanova Strisaili ha fatto registrare nella sola giornata del 6 dicembre un afflusso di 517 mm, alla luce del quale la pioggia giornaliera di circa 400 mm dei due eventi estremi di Genna Silana appare del tutto plausibile.

### Ringraziamenti

Gli Autori sono grati a E.A.C. Costantini e G. Brandi dell'Istituto Sperimentale Studio e Difesa del Suolo per il contributo fornito rispettivamente in sede di classificazione dei profili e di esecuzione delle analisi dei campioni di suolo.

### Bibliografia

- ARU A., BALDACCINI P., 1993. I suoli della Sardegna. Caratteristiche, attitudini e problemi di conservazione. In: "La difesa del suolo in ambiente mediterraneo"; ERSAT, Cagliari: 33-41.
- ATHESIAN J.H.K., 1974. Estimation of rainfall erosion index. *Journal Irrigation Drainage Division*, 100: 293-307.
- AUTORI VARI, 1997. Metodi di analisi fisica del suolo. Coord. Pagliai M.; Franco Angeli, Milano.
- AUTORI VARI, 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Coord. Violante P.; Franco Angeli, Milano.
- BAGARELLO V., D'ASARO F., 1994. Estimating single storm erosion index. *Transactions of the ASAE*, 37: 785-791.
- BIANCHI L., CALAMINI G., GREGORI E., ZORN G., 2003. Valutazione degli effetti del rimboschimento in zone aride della Sardegna: Inquadramento climatico delle aree sperimentali. *L'Italia Forestale e Montana*, 5: 389-407.
- BIANCHI L., CALAMINI G., GREGORI E., PACI M., TANI A., ZORN G., in stampa. Valutazione degli effetti del rimboschimento in zone aride della Sardegna: Modificazioni ambientali relative ai processi di desertificazione. *L'Italia Forestale e Montana*.
- CALZOLARI C., BARTOLINI D., BORSELLI L., SANCHIZ P.S., TORRI D., UNGARO F., 2001. Applicazione in ambiente collinare e montano dell'Emilia Romagna di metodologie per la stima dell'erosione del suolo e della potenzialità alla generazione del deflusso. III Caratterizzazione delle principali unità di suolo presenti nel territorio di collina in termini di rischio di erosione: la definizione del parametro R, erosività delle piogge, per il modello RUSLE2. C.N.R. IGES, Firenze; Regione Emilia Romagna; Bologna.
- CASTILLO V.M., MARTINEZ-MENA M., ALBALADEJO J., 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of America Journal*; 61: 1116-1121.
- D'ASARO F., 1994. Valutazione dell'indice di erosività relativo a singoli eventi piovosi. *Rivista Ingegneria Agraria*, 2.
- DELOGU G., 1993. Proposte di linee guida per la valutazione di attitudine ai rimboschimenti in Sardegna. In: "La difesa del suolo in ambiente mediterraneo"; ERSAT, Cagliari: 216-221.
- FAO, 1998. World reference base for soil resources. Report 84; Roma.
- FUSARO E., LUCCI S., 2003. Confronto fra tecniche di preparazione del terreno per rimboschimenti produttivi in Sardegna. *Linea Ecologica*; XXXV (4): 49-56.
- GARDIN L., COSTANTINI E.A.C., NAPOLI R., 2002. Guida alla descrizione dei suoli in campagna e alla definizione delle loro qualità. Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Regione Toscana; Firenze.
- GOLD A.J., LOUDON T.L., NURNBERGER F.V., 1986. Runoff and erosive storm occurrence probabilities. *Transactions of the ASAE*, 29: 119-123.
- GREGORI E., SANI L., 1998. La componente climatica della pericolosità per la valutazione dei rischi ambientali associati all'utilizzazione agro-forestale del suolo. - I: Previsione degli afflussi massimi e dell'erosività delle piogge. In: "Sensibilità e vulnerabilità del suolo: metodi e strumenti di indagine", a cura di Sequi e Vianello; Franco Angeli: 95-152.
- HAITH D.A., MERRILL D.E., 1987. Evaluation of a daily rainfall erosivity model. *Transactions of the ASAE*, 30: 90-93.
- KOSMAS C., DANALATOS N.G., CAMMERAAT L.H., CHABART M., DIAMANTOPOULOS J., FARAND R., GUTIERREZ R., JACOB A., MARQUES H., MARTINEZ-FERNANDEZ J., MIZARA A., MOUSTAKAS N., NICOLAU J.M., OLIVEROS C., PINNA G., PUDDU R., PUIGDEFABREGAS J., ROXO M., SIMAO A., STAMOU G., TOMASI N., USAI D., VACCA A., 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena*; 29: 45-59.
- KOSMAS C., DANALATOS N.G., GERONTIDIS St., 2000. The effect of land parameters on vegetation performance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena*, 40: 3-17.
- LO A., EL-SWAIFY S.A., DANGLER E.W., SHINSHIRO L., 1985. Effectiveness of EI30 as an erosivity index in Hawaii. In: El-Swaify, Moldenhauer and Lo (Editors), "Soil erosion and conservation". Soil Conservation Society of America, Ankeny: 384-392.
- LUCCI S., 1993. Conservazione del suolo e meccanizzazione nelle attività di rimboschimento. SAF, Centro Sperimentazione Agricola e Forestale, Roma.
- LUCCI S., DELLA LENA S., 1994. Effect of different site preparation techniques on runoff and erosion in plantation forestry. In: "Conserving soil resources: European perspectives"; ed. Rickson R.J.; CAB International, Wallingford: 379-386.
- MARTINEZ-FERNANDEZ J., LOPEZ-BERMUDEZ F., MARTINEZ-FERNANDEZ J., ROMERO-DIAZ A., 1995. Land use and soil-vegetation relationships in a Mediterranean ecosystem. *Catena*, 25: 153-167.
- MCCOOL D.K., BROWN L.C., FOSTER GR., MUTCHLER C.K., MEYER L.D., 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transaction of the ASAE*, 30(5): 1387-1396.
- MCCOOL D.K., FOSTER GR., MUTCHLER C.K., MEYER L.D., 1989. Revised slope length factor for the universal soil loss equation. *Transactions of the ASAE*, 32 (5): 1571-1576.
- MCCORMACK D.E., YOUNG K.K., 1981. Technical and societal implications of soil loss tolerance. In: "Soil Conservation: Problems and Prospects", ed. Morgan; Wiley & Sons, Chichester: 365-376.
- MOTRONI A., S. CANU, G. BIANCO, LOJ G., 2003. Aree sensibili alla desertificazione (environmentally sensitive Areas to desertification, esas) in Sardegna. ERSAT, Cagliari
- NEARING M.A., 2001. Potential changes in rainfall erosivity in the U.S. with climate change during the 21st century. *Journal of Soil and Water Conservation*; 56(3): 229-232.

- RENARD K.G., FOSTER G.R., WEESIES G.A., MCCOOL D.K., YODER D.C. (coord.), 1996. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA, Agriculture Handbook N° 703.
- 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.
- RICHARDSON C.W., FOSTER G.R., WRIGHT D.A., 1983. Estimation of erosion index from daily rainfall amount. *Transactions of the ASAE*, 24: 153-160.
- SCHLESINGER W.H., REYNOLDS J.F., CUNNINGHAM G.L., HUENNEKE L.F., JARRELL W.M., VIRGINIA R.A., WHITFORD W.G., 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science*; 247:1043-1048.
- SEUFFERT O., 1992. The project geocodynamics in Southern Sardinia. The rainfall-runoff-erosion catena: causes, dynamics and effects. *Geoöko*, 3: 111-128.
- SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972. National Engineering Handbook: Hydrology. U.S. Department of Agriculture, Washington.
- SOIL SURVEY STAFF, 1998. Keys to Soil Taxonomy. Eighth Edition. SMSS Technical Monograph n° 19; Pocahontas Press Inc., Blacksburg, Virginia.
- VACCA A., LODDO S., OLLESCH G., PUDDU R., SERRA G., TOMASI D., ARU A., 2000. Measurement of runoff and soil erosion in three areas under different land use in Sardinia (Italy). *Catena*; 40: 69-92.
- WILLIAMS J.R., JONES C.A., DYKE P.T., 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity *Transactions of the ASAE*, 27: 129-144.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. USDA, Agriculture Handbook 537.

**Allegato A: Tabelle riepilogative dei principali caratteri descrittivi ed analitici dei profili esaminati**

**Monte Arci (OR; coordinate UTM32: 4404440 Nord, 479460 Est)**

|                      | Macchia di corbezzolo                                      | Rimboschimento di pino marittimo                           |
|----------------------|--|--|
| Topografia           | pendenza 5 10% esposizione SW quota 730 m s.l.m.           | pendenza 5 10% esposizione SW quota 730 m s.l.m.           |
| Grado cop. viva      | 100%   | 100%   |
| Rocciosità           | comune (5 %)   | comune (5 %)   |
| Pietrosità sup.      | frequente (10%), per pietre piccole e medie                | frequente (12%), soprattutto da pietre grandi              |
| Drenaggio esterno    | trascurabile   | trascurabile   |
| Permeabilità         | elevata  | elevata  |
| Drenaggio interno    | ben drenato  | ben drenato  |
| Erosione idrica      | assente  | assente  |
| Velocità infiltraz.  | 1010 mm/h  | 330 mm/h   |
| AWC                  | 160 mm   | 90 mm  |
| Classificazione USDA | Loamy-skeletal, mixed, non acid, thermic Humic Vitrixerand | Loamy-skeletal, mixed, non acid, thermic Humic Haploxerand |
| Classif. WRB         | Umbri-Vitric Andosol                                       | Umbri-Vitric Andosol                                       |

| Orizz.                            | Limiti (cm) |  |
|-----------------------------------|-------------|--|
| <b>Profilo della macchia</b>      |             |  |
| Oi                                | 8 - 5,5     | lettiera indecomposta  |
| Oe                                | 5,5 - 1,5   | lettiera parzialmente decomposta   |
| Oa                                | 1,5 - 0     | sostanza organica molto decomposta   |
| A1                                | 0 - 20      | 5YR3/2, scheletro frequente (20%) come ghiaia grossolana (20-76 mm) alterata struttura grumosa media, ben sviluppata pori fini comuni, molto abbondanti quelli molto fini molte radici medie con andamento subverticale  |
| A2                                | 20 - 45     | 5YR3/2, scheletro frequente (20%) sia come ghiaia media e grossolana (20-76 mm) che come ciottoli, alterato struttura grumosa fine, debolmente sviluppata pori fini molto abbondanti, comuni quelli medi radici fini comuni, scarse quelle grossolane, entrambe con andamento subverticale         |
| Bw                                | 45 - 100    | 5YR4/3, scheletro abbondante (50%) sia come ghiaia media e grossolana (20-76 mm) che come ciottoli, alterato struttura poliedrica subangolare media, debolmente sviluppata pori molto fini scarsi radici medie comuni, poche quelle molto fini, con andamento subverticale o verticale             |
| BC                                | 100 - 120   | 5YR4/3, scheletro abbondante (60%) alterato, con ghiaie ma anche ciottoli subarrotondati e pietre angolari struttura poliedrica subangolare grande, debolmente sviluppata poche radici fini con andamento suborizzontale   |
| C/R                               | 120+        | massivo limite sconosciuto.  |
| <b>Profilo del rimboschimento</b> |             |  |
| A                                 | 0 - 50      | 5YR3/3; scheletro frequente (25%) in forma prevalentemente di ciottoli angolari poco alterati struttura grumosa fine, debolmente sviluppata pori fini abbondanti, comuni quelli medi radici fini abbondanti, comuni quelle medie, entrambe con andamento subverticale                              |
| BC                                | 50 - 80     | 5YR4/4, scheletro abbondante (50%) angolare, alterato, formato prevalentemente da pietre accompagnate da scarsi massi struttura poliedrica subangolare fine, debolmente sviluppata pori fini e molto fini comuni radici fini comuni suborizzontali, scarse quelle medie, con andamento orizzontale |
| C/R                               | 80 - 100    | massivo poche radici, sia fini subverticali che medie disposte orizzontalmente sfuma nella roccia molto alterata   |

| Orizzonte                              | macchia      |      |      |      | rimboschimento |      |      |
|--|--------------|------|------|------|----------------|------|------|
|  | A1           | A2   | Bw   | BC   | A              | BC   |      |
| Scheletro (% secco all'aria)           | 28,3         | 27,4 | 59,5 | 64,7 | 23,6           | 48   |      |
| Sabbia (% peso secco)                  | 2 mm-125 µm  | 11,7 | 23,8 | 42,4 | 51,4           | 21,7 | 31,8 |
|  | 50-125 µm    | 12,4 | 17,1 | 4,9  | 3,9            | 15,4 | 7,0  |
|  | totale       | 24,1 | 40,9 | 47,3 | 55,3           | 37,1 | 38,8 |
| Limo (% peso secco) 2-50 µm            | 72,2         | 53,4 | 40,9 | 31,3 | 59,5           | 51,9 |      |
| Argilla (% peso secco) < 2 µm          | 3,7          | 5,7  | 11,8 | 13,4 | 3,4            | 9,3  |      |
| pH in H <sub>2</sub> O 1:2,5           | 5,8          | 5,9  | 5,9  | 6,0  | 6,1            | 6,3  |      |
| Carbonio organico (% peso secco)       | 7,08         | 3,52 | 0,76 | 0,55 | 2,80           | 0,59 |      |
| Azoto totale (% peso secco)            | 1,15         | 0,44 | 0,06 | 0,01 | 0,33           | 0,04 |      |
| C/N                                    | 6,2          | 7,9  | 13,3 | 42,2 | 8,6            | 16,4 |      |
| Fosforo assimilabile (ppm peso secco)  | 228          | 266  | 466  | 435  | 171            | 342  |      |
| CSC (meq/100 g)                        | 37,9         | 23,6 | 15,8 | 15,3 | 22,6           | 15,6 |      |
| basi scambiabili (meq/100 g)           | 9,5          | 5,4  | 6,3  | 6,7  | 4,7            | 5,8  |      |
| Saturazione in basi (%)                | 25           | 23   | 40   | 44   | 21             | 37   |      |
| Densità apparente (g/cm <sup>3</sup> ) | 0,92         | 0,75 | 1,12 | 1,36 | 1,15           | 1,27 |      |
| Contenuto idrico (% in volume)         | a - 10 kPa   | 38,8 | 28,9 | 35,8 | 27,8           | 43,1 | 39,8 |
|  | a - 1500 kPa | 23,7 | 14,5 | 17,2 | 12,2           | 31,5 | 30,7 |

## Montes (NU; coordinate UTM32: 4441683 Nord, 532053 Est)

|                      | Macchia a prevalenza di erica arborea                        | Rimboscimento di pino laricio                                 |
|----------------------|--|---|
| Topografia           | pendenza 30% esposizione E quota 1100 m s.l.m.               | pendenza 40% esposizione NE quota 1100 m s.l.m.               |
| Grado cop. viva      | 85%  | 100%  |
| Rocciosità           | comune (3 %)   | comune (2 %)  |
| Pietrosità sup.      | abbondante (16%), da pietre medie (7,5-25 cm) e grandi       | abbondante (20%), sia per pietre medie (7,5-25 cm) che grandi |
| Drenaggio esterno    | da alto a medio  | molto basso   |
| Permeabilità         | media  | elevata   |
| Drenaggio interno    | ben drenato  | ben drenato   |
| Erosione idrica      | diffusa, moderata  | assente   |
| Velocità infiltraz.  | 300 mm/h   | 1440 mm/h   |
| AWC                  | 40 mm  | 50 mm   |
| Classificazione USDA | Loamy-skeletal, mixed, non acid, thermic Humic Dystrocherept | Loamy-skeletal, mixed, non acid, thermic Humic Dystrocherept  |
| Classif. WRB         | Skeletal, Humic Umbrisol                                     | Skeletal, Humic Umbrisol                                      |

| Orizz.                           | Limiti (cm) |  |
|----------------------------------|-------------|--|
| <b>Profilo della macchia</b>     |             |  |
| O                                | 0,5 - 0     | lettiera indecomposta, con muschi e licheni  |
| A                                | 0 - 40      | 7.5YR3/2, scheletro abbondante (40%), prevalentemente come ghiaie e subordinatamente ciottoli angolari poco alterati struttura grumosa fine e poliedrica subangolare media, debolmente sviluppate pori fini comuni molte radici fini, comuni quelle grossolane, entrambe con andamento suborizzontale  |
| BC                               | 40 - 65     | 10YR5/4, scheletro abbondante (65%), prevalentemente come ghiaie e subordinatamente ciottoli e pietre angolari poco alterati struttura poliedrica subangolare fine, debolmente sviluppata pori scarsi molto fini radici medie comuni, con disposizione orizzontale, radici molto fini comuni, con andamento suborizzontale                               |
| R                                | 65 +        | roccia abbastanza alterata   |
| <b>Profilo del rimboscimento</b> |             |  |
| Oi                               | 09-apr      | lettiera di aghi di pino poco o punto decomposta   |
| Oe                               | 4 - 0       | aghi di pino decomposti  |
| A                                | 0 - 45      | 7.5YR4/3, scheletro abbondante (45%), prevalentemente come ghiaie, ma anche come ciottoli irregolari poco o punto alterati struttura grumosa fine appena accennata e poliedrica subangolare media, debolmente sviluppata pori abbondanti, da fini a molto grandi abbondanti radici fini, subverticali, comuni quelle medie, con andamento suborizzontale |
| BC                               | 45 - 65     | 10YR5/6, scheletro abbondante (60%), prevalentemente come ghiaie e subordinatamente ciottoli e pietre irregolari non alterati struttura poliedrica subangolare media, debolmente sviluppata pori comuni, fini radici fini comuni, scarse quelle medie, entrambe con disposizione suborizzontale  |
| R                                | 65 +        | roccia abbastanza alterata   |

| Orizzonte                              | macchia      |      | rimboscimento |      |
|--|--------------|------|---------------|------|
|  | A            | BC   | A             | BC   |
| Scheletro (% secco all'aria)           | 52,1         | 70,1 | 54,5          | 54,8 |
| Sabbia (% peso secco)                  | 2 mm-125 µm  | 42,3 | 41,1          | 51,7 |
|  | 50-125 µm    | 8,4  | 6,6           | 0,7  |
|  | totale       | 50,7 | 47,7          | 47,7 |
| Limo (% peso secco) 2-50 µm            | 46,8         | 43,4 | 49,5          | 42,2 |
| Argilla (% peso secco) < 2 µm          | 2,5          | 8,9  | 2,8           | 5,4  |
| pH in H <sub>2</sub> O 1:2,5           | 5,9          | 5,4  | 5,8           | 5,7  |
| Carbonio organico (% peso secco)       | 5,49         | 1,33 | 5,37          | 1,45 |
| Azoto totale (% peso secco)            | 0,55         | 0,17 | 0,51          | 0,18 |
| C/N                                    | 10           | 7,6  | 10,4          | 8,2  |
| Fosforo assimilabile (ppm peso secco)  | 240          | 310  | 283           | 337  |
| CSC (meq/100 g)                        | 21,9         | 9,0  | 22,9          | 8,7  |
| basi scambiabili (meq/100 g)           | 4,8          | 0,6  | 3,1           | 0,5  |
| Saturazione in basi (%)                | 22           | 7    | 13            | 6    |
| Densità apparente (g/cm <sup>3</sup> ) | 0,69         | 1,18 | 0,93          | 1,25 |
| Contenuto idrico (% in volume)         | a - 10 kPa   | 29,0 | 22,5          | 25,8 |
|  | a - 1500 kPa | 23,7 | 28,8          | 14,5 |



**Usinavà (NU; coordinate UTM32: 4504232 Nord, 549018 )**

|                             | <b>Macchia bassa, mista</b>  | <b>Rimboschimento di conifere miste</b>  |
|-----------------------------|--|--|
| <i>Topografia</i>           | pendenza 10% esposizione NW quota 560 m s.l.m.                                       | pendenza 5% esposizione NE quota 550 m s.l.m.  |
| <i>Grado cop. viva</i>      | 90%  | 95%  |
| <i>Rocciosità</i>           | molto roccioso (12%)   | comune (10%)   |
| <i>Pietrosità sup.</i>      | molto abbondante (40%), soprattutto per pietre piccole (<7,5 cm) e medie (7,5-25 cm) | molto abbondante (40%), soprattutto per pietre piccole (<7,5 cm) e medie (7,5-25 cm) |
| <i>Drenaggio esterno</i>    | molto basso  | basso  |
| <i>Permeabilità</i>         | elevata  | elevata  |
| <i>Drenaggio interno</i>    | ben drenato  | ben drenato  |
| <i>Erosione idrica</i>      | assente  | localizzata con risedimentazione in loco   |
| <i>Velocità infiltraz.</i>  | 310 mm/h   | 200 mm/h   |
| <i>AWC</i>                  | 50 mm  | 50 mm  |
| <i>Classificazione USDA</i> | Loamy-skeletal, mixed, non acid, thermic Lithic Dystrocherept                        | Loamy, mixed, non acid, thermic Typic Dystrocherept                                  |
| <i>Classif. WRB</i>         | Leptic Dystric Cambisol  | Dystric Cambisol   |

| Orizz.                            | Limiti (cm) |  |
|-----------------------------------|-------------|--|
| <b>Profilo della macchia</b>      |             |  |
| <b>Oi</b>                         | 1,5 - 0,5   | foglie e lettiera legnosa indecomposta, talora sovrastante uno strato di licheni   |
| <b>Oe</b>                         | 0,5 - 0     | lettiera parzialmente decomposta   |
| <b>A</b>                          | 0 - 10      | 10YR3/2 scheletro frequente (25%), specialmente da ciottoli subarrotondati, poco alterati struttura granulare media e poliedrica subangolare grande, debolmente sviluppate pori molto fini abbondanti molte radici fini suborizzontali   |
| <b>Bw</b>                         | 10 - 25     | 10YR5/4 scheletro abbondante (40%), specialmente come ciottoli subarrotondati, poco o punto alterati struttura poliedrica subangolare media, sviluppata pori molto fini comuni radici medie scarse, suborizzontali   |
| <b>BC</b>                         | 25 - 40     | 7.5YR4/6 scheletro molto abbondante (>70%), rappresentato soprattutto da ghiaie medie subarrotondate e subordinatamente da ghiaie angolari grossolane, poco o punto alterate struttura poliedrica subangolare ed angolare, di dimensioni medie, debolmente sviluppata pori molto fini scarsi poche radici medie con andamento suborizzontale |
| <b>C</b>                          | 40 +        | 7.5YR4.5/6 scheletro molto abbondante (80%) formato da frammenti di tutte le dimensioni struttura poliedrica angolare media, debolmente sviluppata limite sconosciuto  |
| <b>Profilo del rimboschimento</b> |             |  |
| <b>Oi</b>                         | 1,5 - 0,5   | foglie e lettiera legnosa indecomposta   |
| <b>Oe</b>                         | 0,5 - 0     | lettiera parzialmente decomposta   |
| <b>A</b>                          | 0 - 15      | 10YR3/2 scheletro frequente (25%), poco o punto alterato, costituito soprattutto da ghiaie irregolari e subordinatamente da ciottoli struttura granulare e poliedrica subangolare medie, debolmente sviluppate pori fini abbondanti e medi, comuni molte radici fini e comuni molte medie, tutte con andamento suborizzontale                |
| <b>AB</b>                         | 10 - 30     | 10YR3/4 scheletro frequente (20%), specialmente come ghiaie irregolari, poco o punto alterate struttura poliedrica subangolare media e grande, ben sviluppata pori fini comuni poche radici medie, suborizzontali  |
| <b>Bw</b>                         | 30 - 50     | 7.5YR3/3 scheletro frequente (20%), rappresentato soprattutto da ghiaie irregolari, abbastanza alterate struttura poliedrica subangolare media, debolmente sviluppata pori molto fini scarsi poche radici grossolane disposte orizzontalmente  |
| <b>BC</b>                         | 50 +        | massivo limite sconosciuto   |

| Orizzonte                              | macchia      |      |      | rimboschimento |      |      |      |
|--|--------------|------|------|----------------|------|------|------|
|  | A            | Bw   | BC   | A              | AB   | Bw   |      |
| Scheletro (% secco all'aria)           | 9,2          | 44,0 | 31,5 | 11,7           | 10,3 | 36,6 |      |
| Sabbia (% peso secco)                  | 2 mm-125 µm  | 65,9 | 64,0 | 63,0           | 58,6 | 62,8 |      |
|  | 50-125 µm    | 7,7  | 3,7  | 0,6            | 3,6  | 2,3  |      |
|  | totale       | 73,6 | 67,7 | 63,6           | 62,2 | 62,9 | 65,1 |
| Limo (% peso secco) 2-50 µm            | 19,1         | 22,8 | 21,5 | 28,1           | 23,7 | 20,5 |      |
| Argilla (% peso secco) < 2 µm          | 7,3          | 9,5  | 14,9 | 9,7            | 13,4 | 14,4 |      |
| pH in H <sub>2</sub> O 1:2,5           | 6,1          | 5,6  | 5,7  | 5,5            | 5,9  | 5,4  |      |
| Carbonio organico (% peso secco)       | 3,39         | 1,01 | 0,47 | 5,26           | 1,84 | 1,15 |      |
| Azoto totale (% peso secco)            | 0,19         | 0,05 | 0,01 | 0,37           | 0,13 | 0,06 |      |
| C/N                                    | 17,4         | 20,2 | 64,9 | 14,1           | 14,1 | 18,4 |      |
| Fosforo assimilabile (ppm peso secco)  | 472          | 357  | 272  | 500            | 351  | 277  |      |
| CSC (meq/100 g)                        | 12,6         | 8,5  | 8,1  | 16,5           | 12,1 | 11,2 |      |
| basi scambiabili (meq/100 g)           | 4,4          | 1,8  | 1,96 | 5,7            | 2,9  | 2,9  |      |
| Saturazione in basi (%)                | 35           | 21   | 24   | 35             | 24   | 26   |      |
| Densità apparente (g/cm <sup>3</sup> ) | 1,05         | 1,44 | 1,57 | 0,93           | 1,26 | 1,54 |      |
| Contenuto idrico (% in volume)         | a - 10 kPa   | 27,9 | 23,7 | 21,4           | 31,3 | 21,1 | 26,4 |
|  | a - 1500 kPa | 20,0 | 11,6 | 8,0            | 23,8 | 12,5 | 12,5 |

# VULNERABILITÀ DEI SUOLI NEL TRIANGOLO INDUSTRIALE ARZIGNANO-MONTECCHIO-MONTORSO (VI), CON PARTICOLARE RIFERIMENTO AL CROMO

Claudio Bini e Anna Romanin

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia  
Dorsoduro, 2137 - Venezia; e-mail bini@unive.it

## Riassunto

Viene presentato uno studio geopedologico ed ambientale condotto nel comprensorio del cuoio (VI), una zona per la quale le informazioni sui suoli sono scarse, mentre sussiste uno stato di contaminazione di suoli e falde, conseguente a ripetuti sversamenti di cromo da parte dell'industria conciaria. L'area sottoposta a sversamenti non sembrerebbe molto vasta. La media di concentrazione riscontrata è di 210 ppm. La situazione sembra abbastanza allarmante dal punto di vista delle concentrazioni massime rilevate (un campione superficiale ha concentrazioni di 10.000 ppm, mentre altri campioni si attestano su 2000 ppm). Il confronto con la carta della vulnerabilità dell'acquifero mostra che i campioni superficiali maggiormente inquinati sono localizzati in zone a vulnerabilità alta o elevata, mentre in profondità l'area contaminata ha dimensioni più ridotte ed è limitata ad una zona di classe di vulnerabilità inferiore. Considerata tuttavia la vulnerabilità medio-alta del territorio indagato, sono necessarie misure precauzionali e di controllo per l'apporto di cromo ai suoli, onde evitare danni irreversibili alle risorse acqua e suolo, per la pericolosità di questo elemento di cui ancora non si conoscono bene gli effetti.

**Parole chiave:** suoli inquinati; cromo; vulnerabilità; polo conciario; suoli Veneto

## Soil vulnerability in the industrial area Arzignano-Montecchio-Montorso (VI), with reference to chromium

### Abstract

A soil and environmental survey carried out in the important leather tannery industry area (Vicenza, Northern Italy) allowed identification of soil typological units (Entisols, Inceptisols and Mollisols) with different levels of contamination by chromium, consequent to spreading of tannery waste in the territory. Mean Cr concentration (excluding the outliers) is 210 ppm in surface samples, and a little minor (196 ppm) in subsurface samples, i.e. higher than the reference levels. However, the area contaminated is limited to the municipality of Arzignano, with Cr levels up to 10.000 ppm. A comparison with the vulnerability of the territory (evaluated by the SINTACS parametric method) showed that the most contaminated soils are localized in areas with high or even elevated vulnerability. Therefore, actions should be decided by local and regional Authorities, against Cr addition to soils, in order to prevent environmental hazard and irreversible damage to soils and waters.

**Key Words:** contaminated soils; chromium; soil vulnerability; tannery

### Introduzione

Da lungo tempo si ritiene che il suolo abbia la capacità di trattenere le sostanze inquinanti, tamponandone gli effetti. La capacità del suolo di accumulare tali sostanze può effettivamente impedire l'immediata contaminazione di altri comparti ambientali, ma può anche determinare un improvviso rilascio degli inquinanti una volta raggiunto il limite di ritenzione. Tra i potenziali inquinanti, particolarmente temuti sono i metalli pesanti, che permangono nel suolo fino a che non siano trasportati da qualche meccanismo chimico, fisico o biologico in un altro comparto ambientale. La presenza di questi metalli, se in concentrazione superiore a determinate soglie, perturba gli equilibri microbiologici del suolo, condizionandone negativamente la fertilità. I metalli pesanti alterano anche il processo di assorbimento radicale da parte dei vegetali, con il rischio determinato dall'ingresso degli inquinanti nella catena alimentare. Anche per i metalli pesanti, come per i composti organici, esiste inoltre il rischio di una discesa verticale attraverso il suolo fino a provocare l'inquinamento delle acque sotterranee.

Il presente lavoro si propone di colmare una lacuna conoscitiva relativa ad una zona per la quale attualmente mancano quasi del tutto informazioni sulle diverse tipologie di suoli presenti. Oltre a questo, lo studio si prefigge di effettuare un monitoraggio dello stato di inquinamento del suolo da cromo, data l'elevata concentrazione di industrie conciaria. Inoltre, essendo questa zona sede di un importante acquifero indifferenziato alimentante altri acquiferi in pressione della pianura vicentina, si è ritenuto opportuno analizzare le caratteristiche di vulnerabilità della falda all'inquinamento ed evidenziare eventuali situazioni di rischio, considerata l'elevata quantità di fonti potenzialmente inquinanti presenti sul territorio.

## Materiali e Metodi

### Caratterizzazione del territorio

Il territorio indagato è localizzato nella bassa valle dell'Agno e del Chiampo, nel triangolo industriale Arzignano-Montecchio-Montorso, al margine occidentale della provincia di Vicenza.

Al fine di acquisire informazioni utili per la realizzazione dello studio, si è avviata una ricerca preliminare, considerando aspetti geologici, litologici, climatici e morfologici del territorio. Osservazioni sulla stratigrafia, idrogeologia e idrodinamica di questo tratto della valle, nonché sul chimismo delle acque sotterranee, hanno evidenziato la presenza di una spessa coltre di depositi alluvionali, che racchiudono un importante acquifero. La litologia di questi depositi è prevalentemente calcarea, ma sono frequenti anche elementi basaltici, derivanti dal disfacimento dei rilievi vulcanici circostanti. La granulometria, procedendo dalle aree più settentrionali, assume pezzature mediamente più fini: le ghiaie vengono progressivamente intercalate da livelli continui di sabbie, limi e argille, che suddividono l'acquifero indifferenziato in un sistema multi-falde (Antonelli, Dazzi e Gatto, 1993). Lo spessore delle alluvioni varia da luogo a luogo sia in relazione alle fasi deposizionali che hanno caratterizzato i corsi d'acqua principali, sia alla morfologia del substrato. La *conducibilità idraulica* di queste alluvioni si attesta su valori di  $10^{-2}$  cm/sec (Antonelli e Mari, 1990).

La qualità delle acque sotterranee, soprattutto per quanto riguarda la concentrazione di cromo e di solventi clorurati, all'inizio degli anni '90, risultava molto degradata (ARPAV, 2000), con concentrazioni di cromo comprese tra 10 e 50 µg/l. A 10 anni di distanza (ARPAV, 2000) la situazione è nettamente migliorata e la concentrazione massima di cromo rilevata nei pozzi monitorati dall'A.R.P.A.V. è di 10 µg/l.

### Rilevamento pedologico

L'area rilevata ha un'area di circa 16 kmq, e sono state effettuate 250 osservazioni fra profili e trivellate seguendo, a grandi linee, gli angoli di una griglia di 250 m di lato. La densità dei rilevamenti è di una osservazione ogni 6,4 ha. La fase preliminare del rilevamento ha condotto all'identificazione di 18 unità cartografiche (vedi oltre). Per ogni delineazione di maggior estensione è stato aperto un profilo fino alla profondità di 120 cm circa, e per ogni orizzonte sono stati prelevati campioni di suolo per le analisi di routine e per una migliore definizione tassonomica delle varie unità.

Per quanto riguarda i campioni da sottomettere ad analisi per il cromo, il territorio è stato suddiviso in due transetti, uno in direzione nord-est e uno sud-ovest.

Il transetto sud-ovest è caratterizzato da una litologia prevalentemente di carattere basaltico e dalla presenza di un'attività antropica di tipo insediativo e industriale, in prevalenza conciararia. Nella fascia più a nord di questa zona è ubicata l'area industriale di Arzignano.

Il transetto nord-est è ubicato nella piana alluvionale del fiume Agno-Guà. Dal punto di vista litologico vi è una prevalenza di elementi calcarei su quelli basaltici. In questa zona è più sviluppata l'attività agricola, mentre sono assenti le concerie. Vi sono inoltre ubicate parecchie cave e due discariche di rifiuti urbani.

Nella scelta dei punti di rilevamento si è cercato di tenere conto di due fattori:

- Tipologia dei suoli
- Presenza di potenziali fonti inquinanti.

In tutto sono state campionate 36 stazioni che coprono il territorio con una densità di 1,5 osservazioni/kmq. Per ogni stazione sono stati prelevati due campioni di terreno: uno appena al di sotto della superficie (> 10 cm) e uno alla profondità di 40 - 50 cm.

I campioni sono stati posti in un sacchetto di polietilene, portati in laboratorio e sottoposti ad analisi della concentrazione di cromo totale per spettrofotometria AA.

### Vulnerabilità nei confronti dell'acquifero

L'area oggetto della ricerca, come accennato, è caratterizzata da un acquifero freatico indifferenziato per la maggior parte della sua estensione, unica fonte di approvvigionamento idropotabile.

Per la valutazione della vulnerabilità è stata elaborata una carta, seguendo il metodo parametrico SIN-TACS proposto da Civita e De Maio (2000), implementato con l'introduzione del parametro suolo.

Il metodo è basato su punteggi e pesi assegnati a parametri pedologici ed idrogeologici, determinati e quantificati sull'intero territorio, quali:

- Soggiacenza
- Infiltrazione efficace
- Effetto di autodepurazione del Non- saturo
- Tipologia della copertura pedologica
- Caratteristiche idrogeologiche dell'Acquifero
- Conducibilità idraulica
- Acclività della Superficie topografica.

L'indice di vulnerabilità, per ogni elemento individuato, si ottiene dalla formula:

$$I_{\text{SINTACS}} = \sum_{N=1}^7 P_j * W_j \quad \text{con } P = \text{punteggio di ciascuno dei sette parametri}$$

e  $W = \text{peso della stringa scelta}$

L'indice complessivo può assumere valori compresi tra 26 e 260; a certi intervalli di valori vengono assegnate le 6 classi di vulnerabilità previste dal sistema.

## Risultati

### Carta dei suoli

Le informazioni ottenute con il rilevamento di campagna e con le analisi di laboratorio sono state elaborate per ottenere la Carta dei Suoli in scala 1:25.000. Per la realizzazione di questa è stato utilizzato il programma G.I.S MapInfo. Il territorio è stato suddiviso in 18 unità cartografiche, a livello tassonomico di famiglia; in più si sono segnalate le aree urbane, le cave e le discariche.

Nella tabella 1 viene riportato l'inquadramento tassonomico (sottogruppo) secondo la Soil Taxonomy.

Tabella 1. Inquadramento tassonomico dei suoli cartografati (USDA,1999)

| Ordine       | Sottordine | Grande Gruppo | Sottogruppo   | Unità Cartografiche |
|--------------|------------|---------------|---------------|---------------------|
| ENTISUOLI    | FLUVENTS   | UDIFLUVENTS   | TYPIC         | 1-2-3-4             |
|              | ARENTS     | UDARENTS      | MOLLIC        | 5                   |
| INCEPTISUOLI | UDEPTS     | EUTRUDEPTS    | TYPIC         | 6-7-8-9             |
|              |            |               | DYSTRIC       | 10                  |
|              |            |               | AQUIC DYSTRIC | 11                  |
|              |            |               | AQUIC         | 12                  |
| MOLLISUOLI   | UDOLLS     | HAPLUDOLLS    | AQUIC         | 13                  |
|              |            |               | ENTIC         | 14                  |
|              |            |               | LITHIC        | 15                  |
|              |            |               | TYPIC         | 16-17-18            |

L'area è costituita per lo più da suoli poco evoluti, sia a causa del breve periodo di pedogenesi, sia per i continui apporti di materiale da parte dei fiumi Agno e Chiampo. Anche il ruolo dell'uomo è fondamentale nella pedoturbazione, per la costante attività agricola.

Risulta evidente come la maggior parte degli Entisuoli sia sviluppata lungo il corso dei fiumi.

I Mollisuoli sono sviluppati in particolar modo nella fascia centro-meridionale del territorio considerato, spostati verso i rilievi collinari o in aree leggermente depresse.

Per quanto riguarda gli Inceptisuoli, si può fare un'importante distinzione tra i sottogruppi Dystric e Typic.

- i Dystric si trovano su sedimenti colluviali provenienti dalle formazioni collinari di natura basaltica;
- i Typic si sono formati su un substrato di alluvioni in prevalenza calcaree.

### Carta della litologia di superficie

Sulla base delle informazioni geologiche e pedologiche è stata realizzata la carta della litologia di superficie (profondità fra 0 e 50 cm), alla scala 1:25.000.

A seconda della tessitura e della profondità i terreni sono stati classificati in 4 classi:

- Terreni a tessitura prevalentemente argillosa (A, AL, FA);
- Terreni a tessitura prevalentemente sabbiosa (FSA, FS, SF);
- Terreni a tessitura prevalentemente limosa (F, FL FLA);
- Terreni sottili, con contatto con le alluvioni ghiaiose a profondità < di 50 cm.

Questa carta è di fondamentale importanza per la realizzazione della carta della vulnerabilità, poiché fornisce le informazioni tessiturali necessarie per la valutazione dei parametri "Tipologia della Copertura" e "Infiltrazione efficace" del metodo SINTACS.

#### Carta della vulnerabilità dell'acquifero

Per la realizzazione della carta della vulnerabilità intrinseca si è suddiviso il territorio in aree omogenee, ottenute dalla sovrapposizione della "Carta della Litologia Superficiale" con la "Carta dei Suoli" ed in base alle indicazioni desunte dall'analisi geologica. La carta è in scala 1:25.000.

Per ogni area si è proceduto al calcolo dell'indice SINTACS, ottenendo un valore numerico che ha permesso di individuare quattro classi di vulnerabilità (elevatissima, elevata, alta, media).

Dall'analisi della carta risulta evidente che:

- le aree a vulnerabilità elevata sono concentrate lungo il corso dei fiumi, in corrispondenza di aree a suolo sottile;
- le aree a vulnerabilità alta sono distribuite in tutto il territorio in corrispondenza di terreni a tessitura limosa, dove la falda risulta poco profonda;
- le zone industriali di Montecchio e Arzignano sono circondate da aree a vulnerabilità media, mentre quelle di Tezze, Montorso e Zermeghedo risultano circondate da terreni a vulnerabilità alta o elevata;
- le discariche individuate risultano ubicate in zone a vulnerabilità alta o elevata;
- le aree a vulnerabilità media sono ubicate per la maggior parte nella zona sud dell'area indagata, in corrispondenza di terreni argillosi abbastanza profondi e di valori di soggiacenza della falda superiori a 10 m.

#### Concentrazione e distribuzione del cromo nei suoli

Le concentrazioni di cromo nei campioni analizzati (Tab. 2) risultano abbastanza elevate rispetto ai livelli naturali, con valori medi (medie corrette con l'esclusione di outliers) leggermente più alti in superficie (210 ppm) che in profondità (196 ppm). Questi dati denotano un livello di inquinamento generale dei suoli, anche se non diffuso uniformemente sul territorio. Tuttavia, il "range" di concentrazione è molto elevato, passando da 45 ppm ad oltre 10.000 ppm nel topsoil, e da 43 ppm a 5.229 ppm in profondità, per di più con alcuni casi di distribuzione anomala fra topsoil e subsoil, probabilmente a causa di sversamenti occasionali nei vari siti. Questo è particolarmente evidente nei campioni dal 21 al 26, che hanno una concentrazione di cromo molto più alta degli altri, per contaminazione di tipo antropico. Tale contaminazione comunque risulta limitata alla zona industriale di Arzignano.

La mappa della distribuzione areale della concentrazione di cromo (Fig. 1), elaborata con il programma Surfer, versione 7, permette di visualizzare meglio l'entità della contaminazione nel territorio indagato.

Dai dati ottenuti si desume inoltre (v. anche la Fig. 2) che il valore di fondo dei suoli (in assenza di contaminazione) in sinistra idrografica del Guà-Agno è di circa 100 ppm, mentre quello dei suoli situati nella piana tra Guà e Chiampo e nella fascia pedecollinare di Montorso è 200 ppm. Questo può essere dovuto alla maggiore quantità di elementi di natura basaltica presenti nelle alluvioni trasportate dal Chiampo.

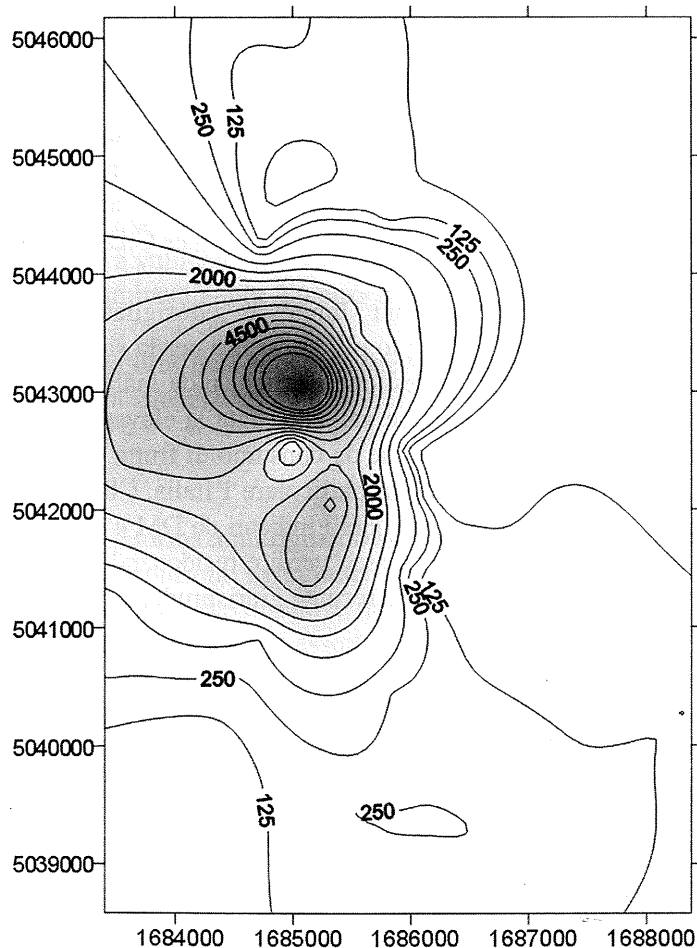


Figura 1. Isolinee di concentrazione del cromo in campioni superficiali



**Discussione****Stato di inquinamento dei suoli**

I suoli nel comune di Arzignano, nei pressi della zona industriale e verso est in zona agricola, risultano inquinati. Ad un esame di altri campioni di suolo prelevati nei comuni adiacenti (Montecchio, Montorso e Zermeghedo, questi ultimi due appartenenti al distretto della concia), non sono risultate concentrazioni rilevanti. I campioni sono stati prelevati per lo più in zone agricole, per monitorare l'uso di fertilizzanti ad alto contenuto in cromo. L'area sottoposta a sversamenti non sembrerebbe dunque così vasta, anche se il numero comunque esiguo dei campioni non permette di affermare che non vi siano altre zone inquinate.

La media di concentrazione riscontrata risulta superiore di gran lunga a quella stimata per le rocce calcaree (10 ppm). Tale arricchimento in cromo dei suoli potrebbe dipendere quindi, oltre che da fenomeni locali di contaminazione, dai sedimenti provenienti dalle formazioni rocciose basaltiche ampiamente diffuse nella Valle del Chiampo.

La situazione sembra comunque non allarmante, sia dal punto di vista delle concentrazioni massime rilevate (un solo campione ha concentrazioni di oltre 10.000 ppm, mentre gli altri considerati inquinati si attestano su 2000 ppm), inferiori comunque a quelle riscontrate in altri poli conciarci (fino a 65.000 ppm in India a Tamil Nadu: Mc Grath, 1995), sia dal punto di vista dell'estensione del fenomeno, che sembra limitato a parte del comune di Arzignano. Si valuti inoltre che il "Soil Screening Level" fornito dall'USEPA per la sola ingestione per Cr III è di 78.000 ppm (Palmer C.D., Puls W.R., 1994).

Le concentrazioni limite o consigliate dall'USEPA sono riferite per lo più al rischio per la salute umana derivante da ingestione di suolo o da inalazione di polveri (che andrebbe valutato, data la elevata concentrazione rilevata) e anche da consumo di frutta e verdura. Per quanto riguarda in particolare l'Italia, i limiti attualmente previsti sono quelli indicati da DM 471/99, e cioè 800 mg/kg di Cr totale per le aree commerciali ed industriali, e 150mg/kg per le aree verdi e residenziali (in assenza di limiti specifici, tale valore si applica anche per le aree agricole, secondo la più recente giurisprudenza). Gran parte dei campioni esaminati risulta pertanto al di sopra dei suddetti limiti tabellari.

**Relazioni cromo - falda**

Per determinare il rischio di inquinamento della falda, risulta interessante confrontare la carta della vulnerabilità dell'acquifero con le concentrazioni di cromo rilevate. A tale proposito, analisi condotte dall'ARPAV (2000) mostrano che le concentrazioni di cromo in falda nei pozzi della zona presentano valori bassi, con un andamento in costante diminuzione durante gli anni. Inoltre, i campioni di suolo risultati inquinati presentano una concentrazione di cromo molto superiore in superficie che in profondità, dimostrando l'efficacia protettiva del suolo per la falda.

Viene qui di seguito presentata (Fig. 2) una mappa di confronto tra la vulnerabilità del suolo e le concentrazioni di cromo in superficie.

Tabella 2. Concentrazione e distribuzione del cromo nei campioni esaminati

| Campione | Superficie | Profondità |
|----------|------------|------------|
| 1        | 237,1      | 237,6      |
| 2        | 250,6      | 283        |
| 3        | 300,3      | 275,8      |
| 4        | 273,1      | 310,1      |
| 5        | 473,8      | 340,3      |
| 6        | 213,8      | 227,4      |
| 7        | 237,3      | 205,9      |
| 8        | 244,3      | 231,8      |
| 9        | 254,5      | 249,4      |
| 10       | 241,5      | 240,3      |
| 11       | 209,7      | 182,3      |
| 12       | 243,4      | 246,3      |
| 13       | 156        | 150,1      |
| 14       | 130,3      | 103,8      |
| 15       | 125,8      | 114,3      |
| 16       | 103,5      | 85,6       |
| 17       | 103,3      | 92,3       |
| 18       | 88,8       | 42,9       |
| 19       | 160,8      | 149,8      |
| 20       | 148,3      | 159,8      |
| 21       | 3967,8     | 1885,6     |
| 22       | 4237,7     | 1910,6     |
| 23       | 1238,9     | 700,1      |
| 24       | 10594      | 5229,8     |
| 25       | 1564,6     | 81,4       |
| 26       | 2098,4     | 80,3       |
| 27       | 89,8       | 102,7      |
| 28       | 128,7      | 171,9      |
| 29       | 89,2       | 98,2       |
| 30       | 88,7       | 98,7       |
| 31       | 92,2       | 90,3       |
| 32       | 237,1      | 81,2       |
| 33       | 45,1       | 128        |
| 34       | 103,7      | 103,9      |
| 35       | 99,6       | 101        |
| 36       | 138,2      | 155        |



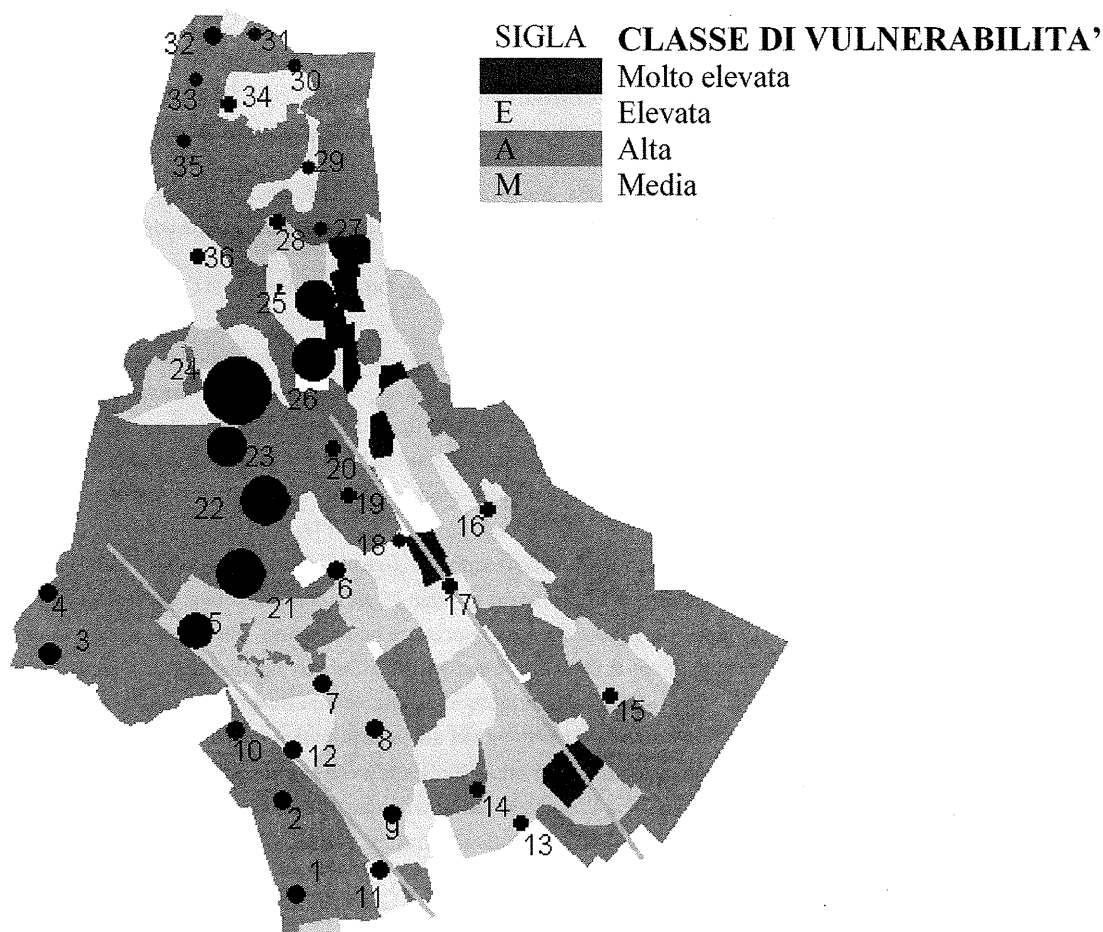


Figura 2. Concentrazione di cromo in superficie e carta della vulnerabilità dell'acquifero. Sono segnalati con diametro maggiore i punti con maggiore concentrazione di cromo

Si noti come i punti 21, 22, 23, 24 siano situati in zone a vulnerabilità alta o media nella zona industriale di Arzignano, mentre i punti 25 e 26 sono localizzati in zona a vulnerabilità alta o elevata. Analizzando la situazione in profondità (dati non presentati), si nota come l'area contaminata abbia dimensioni più ridotte e sia limitata alla sola zona industriale di Arzignano.

Vista comunque la vulnerabilità medio-alta del territorio indagato, sono necessarie misure precauzionali e di controllo per l'apporto di cromo ai suoli, onde evitare danni irreversibili alle risorse suolo e acqua.

### Considerazioni conclusive

Con il presente studio si è inteso ottenere maggiori informazioni riguardo ai suoli della zona indagata, importanti come risorsa in sé, ma anche come potere protettivo nei confronti della falda idrica, in una zona ad alta concentrazione industriale, soprattutto nel settore della concia. L'acquisizione di nuove informazioni sui suoli può essere di aiuto per una più corretta gestione del territorio e per valutare la capacità di assorbire gli impatti derivanti dalle attività industriali, senza causare danni irreversibili alle risorse e alle persone.

Il problema dell'inquinamento da cromo esiste e, anche se è di dimensioni abbastanza limitate per la fetta di territorio considerato, non va trascurato, per la pericolosità di un elemento (come il cromo) di cui ancora non si conoscono bene gli effetti negativi. Pertanto, è necessario un monitoraggio dell'uso degli scarti di lavorazione in agricoltura, ed un controllo degli sversamenti, per evitare che l'inquinamento diventi di tipo "diffuso" e quindi più difficile da gestire.

### Bibliografia

ANTONELLI R., MARI G.M. (1990) – Considerazioni su uno studio idrogeologico di base per la realizzazione della carta della vulnerabilità nella bassa valle del fiume Agno-Guà (M. Lessini orientali, Vicenza). Atti I Convegno Nazionale Protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecno-

logie e obiettivi. Marano sul Panaro (MO), 20-22 settembre 1990, 1, pp 17-39.

ANTONELLI R., DAZZI R., GATTO G., MARI G.M., MOZZI G., ZAMBON G. (1993) – Correlazioni litostratigrafiche ed idrostrutturali nel complesso alluvionale della bassa valle del fiume Agno-Guà e nell'antistante pianura vicentina (M. Lessini orientali, Vicenza). Boll. Serv. Geol. It., CIX, 7-14.

ARPAV (2000) – Rapporto sullo stato dell'ambiente nella Provincia di Vicenza. I, 33.

CIVITA M., DE MAIO M. (2000) – Valutazione e cartografia automatica della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento con il sistema parametrico SINTACS R5. Pitagora editrice, Bologna.

MC GRATH S.P. (1995) – Chromium and Nickel. In "Heavy metals in soils, 2nd edit., Alloway B.J. Edit., Blackie Academic & Professional, London.

PALMER C.D., PULS W.R., (1994) – EPA Ground Water Issues. Natural Attenuation of Hexavalent Chromium in Groundwater and Soils. U.S. Environmental Protection Agency Report, Washington D.C.

USDA – Soil Conservation Service (1999) – Soil Taxonomy. II Edit. U.S. Government Printing Office, Washington D.C.

# RELAZIONE TRA LE FRAZIONI DEL BORO E LE PROPRIETÀ DEI SUOLI IN UN AREALE DEL LAZIO

Giampietro Diana, Rita Aromolo, Ulderico Neri

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, MiPAF  
Via della Navicella 2/4, 00184 Roma; g.diana@isnp.it

## Riassunto

Il boro (B) è un micronutriente essenziale per le colture, ed è presente nel suolo in forme fisico-chimiche differenti, caratterizzate ognuna da una differente disponibilità per le piante. La determinazione delle forme del boro del terreno viene effettuata mediante estrazione chimica, basata sull'assunto secondo il quale i reagenti usati estraggono in maniera selettiva l'elemento associato ai diversi costituenti del suolo stesso. Si distinguono generalmente le seguenti forme: a) boro facilmente solubile, comprendente il boro solubile in acqua e quello non specificamente adsorbito (CasB - estratto con cloruro di calcio), b) boro specificamente adsorbito sui colloidi del suolo (SaB - estratto con fosfato di potassio), c) boro legato agli ossidrossidi di Fe e Al (OxB - estratto con ammonio ossalato e acido ossalico), d) boro legato alla materia organica (OmB - estratto con perossido di idrogeno e acido nitrico), e) boro associato con i silicati del suolo (ResB - estratto con acido perclorico).

Scopo del presente lavoro, condotto su 24 suoli in provincia di Frosinone (Lazio), diversificati tra loro, è stato quello i) di determinare le forme di B presenti nel suolo, ottenute con estrazione sequenziale, ii) di stimare il livello di B assimilabile con il metodo dell'acqua calda (HwsB - soluzione acquosa bollente di  $\text{CaCl}_2$  0.01M per 5 min) e di B totale del suolo (per dissoluzione acida con acqua regia e acido fluoridrico), e iii) di correlare i dati ottenuti con alcune delle proprietà dei suoli.

Il contenuto di B segue il seguente ordine, sia nei suoli acidi che calcarei:  $\text{ResB} \gg \text{OxB} > \text{OmB} > \text{SaB} > \text{CasB}$ . Le forme di boro facilmente solubili (CasB) e specificamente adsorbite (SaB), che rappresentano le frazioni più facilmente disponibili per le piante, costituiscono l'1.1-1.9% del B totale del frazionamento (rispettivamente per i suoli acidi e calcarei), le frazioni legate agli ossidi (OxB) e alla materia organica (OmB) costituiscono il 7.9-6.3%, mentre le forme residue (ResB) sono le maggiori con circa il 91% del B totale frazionato.

Le analisi di regressione hanno mostrato che il B solubile estratto con acqua calda (metodo adottato per la determinazione del B assimilabile) è correlato principalmente alle frazioni di B maggiormente disponibili (CasB e SaB), e in misura minore alla frazione legata alla materia organica; questi risultati indicano che il B incluso negli ossidrossidi e nei silicati è relativamente poco disponibile per la pianta. Riguardo alle proprietà dei suoli, per i suoli calcarei le principali correlazioni si verificano tra gli ossidi di Fe e Al e le frazioni OxB e OmB, tra la capacità di scambio cationica e le frazioni OmB e ResB, e tra il C organico e le frazioni SaB, OxB e OmB; per i suoli acidi tra le frazioni SaB e il C organico, tra le frazioni OxB e gli ossidi, e tra le frazioni residue ResB con gli ossidi e con le argille.

**Parole chiave:** frazionamento sequenziale di boro, forme di boro, boro totale, boro assimilabile.

## Relationship between soil boron fractions and soil properties in an area of the Latium (Central Italy)

### Abstract

Boron (B) is an essential micronutrient for plants found in soil under various forms. However, only few forms are available to plants and their determination has a vital significance for the estimation of its availability to plants. The different forms are influenced by various soil components such pH, organic matter (OM), Fe and Al oxides, carbonates, showing different grade of availability to plants.

The specification of the various nutrient forms is accomplished by sequential fractionation procedure, assuming that some reagents are able to extract nutrients associated with certain soil constituents. Generally, the soil B fractions has been divided into several categories: a) B easily soluble, comprising B in the soil solution and B non specifically adsorbed to soil surfaces (CasB - extracted with calcium chloride), b) B specifically adsorbed to soil surfaces (SaB - extracted with potassium phosphate), c) B bound to Fe and Al oxyhydroxides (OxB - extracted with ammonium oxalate and oxalic acid), d) B bound to soil organic matter (OmB - extracted with hydrogen peroxide and nitric acid), and e) B associated with soil silicates (ResB - extracted with perchloric acid).

The objectives of this study, carried out on twenty-four acidic and calcareous soils sampled in Frosinone (Latium), were i) to determine the B fractions of different soils by sequential fractionation, ii) to value the B available obtained by hot water extraction (HwsB - hot solution of 0.01M  $\text{CaCl}_2$ ) and total B content of soils (using hydrofluoric-aqua regia dissolution), and iii) to investigate relationships with some soil properties.

Results show that the boron contents in acidic and calcareous soils followed this order:  $\text{ResB} \gg \text{OxB} > \text{OmB} > \text{SaB} > \text{CasB}$ . The soil solution B (CasB) and specifically adsorbed B (SaB) are the major available forms of soil B to plants, comprised 1.1-1.9% (of total fractionated B, for acidic and calcareous soils, respectively); the B occluded in Fe and Al oxyhydroxides (OxB) and bound to soil organic matter (OmB) comprised 7.9-6.3%; the residual B constitutes the most important fraction and represents about 91% of total fractionated B.

The hot-water soluble boron was significantly correlated with the more available B fractions (CasB and SaB), and in less degree with OmB fraction; this results show that the B occluded in oxyhydroxides and in silicates is slightly available for plant. The principal correla-

tion with soil properties was: in calcareous soils between the OxB and OmB fractions and Fe and Al oxides, the OmB and ResB fractions and cation exchange capacity, and between the organic C and SaB, OxB, and OmB fractions; in acidic soils between organic C and SaB fractions, the Fe and Al oxides with OxB fractions, the ResB with oxides and clays.

**Key words:** sequential B fractionation, soil boron fractions, total boron, available boron.

## **Introduzione**

Il boro (B) è un microelemento presente nel suolo sia in fase solida sia in soluzione, ma solo il B presente nella soluzione del suolo risulta facilmente disponibile per le piante; esso costituisce, in genere, meno del 5% del B totale del suolo (Jin *et al.*, 1988). Tra i diversi fattori che influiscono sul contenuto di B disponibile, il pH è uno dei fattori più importanti: in particolare, a valori di pH elevati corrisponde una minore disponibilità dell'elemento per le piante (Barrow, 1989), a causa dell'adsorbimento di B da parte degli idrossidi e degli ossidi di alluminio e ferro, mediante scambio di ligandi con i gruppi idrossilici sulle particelle di argilla. L'adsorbimento di B aumenta anche con l'incremento nel suolo del contenuto di carbonati di calcio, che agiscono come importanti superfici di adsorbimento di B in suoli calcarei; inoltre, suoli con tessitura grossolana e con alto contenuto di argilla sono spesso caratterizzati da meno B disponibile.

Gli effetti negativi di quantità eccessive di B (limitazioni o riduzioni della crescita delle colture) possono essere ridotti dalla conoscenza delle reazioni chimiche, che determinano la differente mobilità del B nel suolo. Un utile approccio può essere la conoscenza e la quantificazione delle differenti forme di B presenti nel suolo, mediante l'uso di frazionamenti chimici, che forniscono informazioni applicabili nelle pratiche di conduzione dei suoli.

Il boro nel suolo è adsorbito da vari componenti del suolo come minerali di argilla, sesquiossidi, materia organica, sui quali il B può essere ritenuto o rimosso in dipendenza della sua concentrazione nella soluzione circolante (Evans e Sparks, 1983; Keren *et al.*, 1985). In particolare il contenuto di materia organica del suolo può, in alcuni casi, bloccare i siti di adsorbimento reattivi del B sulle argille (Marzadori *et al.*, 1991). La concentrazione di B nella soluzione del suolo è controllata dal pool di B nelle frazioni del suolo e dal loro reciproco equilibrio (Keren e Bingham, 1985).

Le procedure di frazionamento chimico sono utilizzate per separare le varie forme degli elementi nel suolo e nei sedimenti (Tessier *et al.*, 1979; Shuman, 1985; Miller *et al.*, 1986). Le procedure di frazionamento non sono standardizzate, ma ogni ricercatore usa un suo proprio schema o modifica quelli sviluppati da altri. Queste tecniche permettono di studiare le forme native dei microelementi e la loro fissazione e mobilità nel suolo, e forniscono utili indicazioni nei programmi di concimazione per correggere carenze e per l'eliminazione o inattivazione di quantità di microelementi tossiche per le piante.

Le forme di B del suolo possono essere generalmente divise in: facilmente solubile; non specificamente adsorbito; specificamente adsorbito; occluso in idrossidi di Mn; legato agli ossidi di Al e Fe; legato alla materia organica; forme residue in minerali silicati (Jin *et al.*, 1987; Tsadilas *et al.*, 1994; Hou *et al.*, 1994, 1996; Zerrari *et al.*, 1999).

Jin *et al.* (1987), utilizzando una procedura di frazionamento sequenziale nella quale un subcampione separato viene preso per l'estrazione di ogni frazione di B, e la quantità di B in ogni frazione viene calcolata per sottrazione di B dalla precedente estrazione, trovano che il B legato agli ossidrossidi cristallini e non cristallini di Al e Fe e nei silicati, sono relativamente poco disponibili per l'asportazione delle piante.

Hou *et al.* (1994) differenziano il B del suolo con procedure di estrazione sequenziale (rapporto suolo: soluzione 1:20) e separata, nella quale il B residuo viene ottenuto per sottrazione delle frazioni precedenti dal contenuto di B totale, determinato separatamente con digestione acida e fusione con carbonato di calcio ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ).

Zerrari *et al.* (1999) utilizzano lo stesso schema di frazionamento in forma sequenziale, e trovano che la frazione residua costituisce la parte più importante, mentre le caratteristiche del suolo che più influenzano le diverse forme del B sono la capacità di scambio cationico, la tessitura, la materia organica e il pH. Xu *et al.* (2001), su suoli cinesi ad alto contenuto di argilla, col frazionamento sequenziale trovano che la frazione solubile in acqua e non specificamente adsorbita aumenta con il pH e il Ca scambiabile.

La conoscenza delle forme di B nel suolo e dell'impatto di certe caratteristiche dei suoli sulla loro distribuzione e sul loro eventuale contributo alle necessità delle piante possono, quindi, favorire la comprensione del comportamento dell'elemento e della sua disponibilità.

Scopo del presente lavoro è stato quello di i) stimare il contenuto di B assimilabile di terreni presentanti un ampio spettro nelle loro caratteristiche chimiche fisiche, mediante procedure di estrazione, ii) determinare le frazioni di B nei differenti suoli, iii) studiare la distribuzione delle frazioni di boro del suolo e le loro relazioni con le proprietà dei suoli.

## Materiali e metodi

Il lavoro è stato condotto su 24 campioni di suolo (orizzonti superficiali) prelevati in provincia di Frosinone (Lazio). Secondo la classificazione FAO-UNESCO (1990) essi risultavano: cambisuolo eutrico (n=1), fluvisuolo eutrico (n=6), luvisuolo vertico ferrico (n=2), regosuolo eutrico + litosuolo (n=2), regosuolo calcareo con litosuolo (n=4), luvisuolo cromico-ortico (n=1), luvisuolo ortico (n=4), cambisuolo eutrico + litosuolo (n=3), litosuolo + cambisuolo cromico + luvisuolo cromico (n=1).

La caratterizzazione chimico-fisica dei suoli, seccati all'aria e vagliati a 2 mm, è stata effettuata secondo le metodiche previste dal MiPAF (2000). Sui campioni sono stati determinati: pH, con elettrodo a vetro (rapporto acqua:suolo 2.5:1); carbonio organico (C org) col metodo Walkley-Black; carbonati totali ( $\text{CaCO}_3$ ) col calcimetro Dietrich-Frhulig; P disponibile ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) col metodo di Olsen; capacità di scambio cationica (CEC) col metodo  $\text{BaCl}_2$ -TEA; ossidi di alluminio e ferro "amorfi" ( $\text{Al}_{\text{ox}}$  e  $\text{Fe}_{\text{ox}}$ ) mediante estrazione con soluzione di ossalato d'ammonio e acido ossalico a pH 3.0 [rapporto suolo:soluzione 1:40, tempo di agitazione 4 h, determinazione degli elementi mediante tecnica spettroscopica al plasma (ICP)].

Tabella 1. Metodi di estrazione per il boro dai suoli

| Metodi                   | Soluzioni                                   | Rapporto<br>suolo:soluzione | Tempo di<br>estrazione | Riferimenti                  |
|--------------------------|---|-----------------------------|------------------------|------------------------------|
| <i>Boro solubile</i>     |   |                             |                        |                              |
| HwsB                     | 0.01M $\text{CaCl}_2$                       | 1:2                         | 5 min a caldo          | Renan e Gupta, 1991          |
| <i>Frazioni del boro</i> |   |                             |                        |                              |
| Estrazione sequenziale   | (Figura 1)                                  | 1:20                        |                        | Zerrari <i>et al.</i> , 1999 |
| <i>Boro totale</i>       |   |                             |                        |                              |
| Open beaker              | acqua regia; HF 50%;<br>$\text{AlCl}_3$ 20% | 1:50                        | 15 min tot. a 140°C    | Zarcinas e Cartwright, 1987  |

Il contenuto di B estraibile nei suoli è stato determinato con il metodo dell'acqua calda, impiegando una soluzione acquosa bollente di 0.01M  $\text{CaCl}_2$  per 5 min (HwsB - *hot water soluble boron*) (Renan e Gupta, 1991) (tabella 1). Per la valutazione del B totale (TotB) nel suolo si è adottato il metodo della dissoluzione acida (*open beaker*) proposto da Zarcinas e Cartwright (1987) [miscela di acqua regia (acido nitrico 70%:acido cloridrico 30% 1:4.5) e acido fluoridrico 50% a 140°C, con aggiunta di cloruro di alluminio al 20%].

Utilizzando lo schema di estrazioni sequenziali, con modifiche, proposto da Zerrari *et al.* (1999) (figura 1), sono state determinate le diverse frazioni di B presenti nei suoli: a) B facilmente solubile (CasB - estrazione con 0.01M  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), b) B specificamente adsorbito (SaB - estrazione con  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), c) B legato agli ossidi [OxB - estrazione con  $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  e  $(\text{COOH})_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ], d) B legato alla materia organica (OmB - estrazione con  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% e  $\text{HNO}_3$  65%), e) B residuo (ResB - estrazione con  $\text{HClO}_4$  65%). Dopo ogni estrazione i suoli sono stati lavati con 20 ml di acqua distillata, centrifugati a 4000 rpm per 15-20 min, e dopo eliminazione del soprannatante trattati col successivo estraente.

La concentrazione di B nelle varie soluzioni è stata determinata mediante spettrometria di emissione atomica con sorgente al plasma (ICP), alla lunghezza d'onda di 249.773 nm.

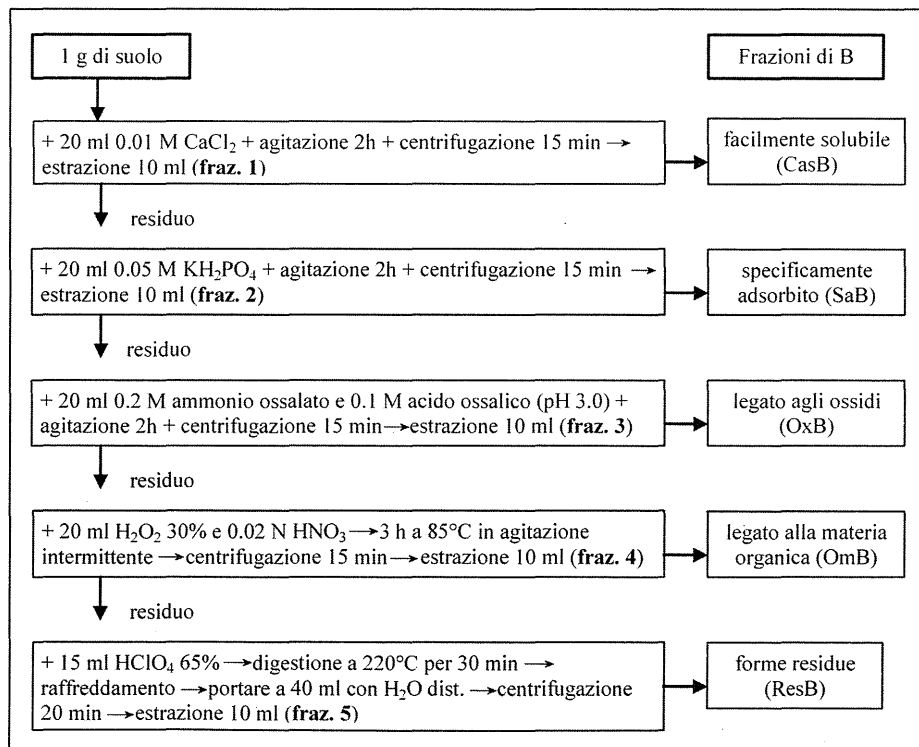


Figura 1. Schema delle procedure di estrazione sequenziale delle varie frazioni di boro



Tutte le determinazioni sono state effettuate in triplo e i risultati sono riportati come medie delle tre repliche. Le analisi statistiche di correlazione e di regressione sono state effettuate con il programma statistico di Excel (1994).

### Risultati e discussione

Alcune delle proprietà fisiche e chimiche dei suoli in esame sono mostrati in tabella 2. I suoli si presentano ben diversificati tra loro (pH = 5.7-8.2, argilla = 12-56%, K scambiabile = 47-913 mg/kg, calcare totale = 0.01-41.9%, CEC = 5.7-29.3 meq/100 g, ossidi di Al = 0.02-0.85%, ossidi di Fe = 0.03-0.70%). Il B totale risulta diversificato tra i suoli (14.6-122.8 mg/kg), ma con valori medi molto simili.

Tabella 2. Principali caratteristiche chimico-fisiche dei terreni studiati

| Parametro                                    | Unità di misura | Suoli acidi (n=12) |            |           | Suoli calcarei (n=12) |            |           |
|--|-----------------|--------------------|------------|-----------|-----------------------|------------|-----------|
|  |                 | Valore medio       | Intervallo | Dev. Std. | Valore medio          | Intervallo | Dev. Std. |
| limo   | %               | 39.8               | 21-72      | 13.5      | 44.7                  | 23-61      | 11.6      |
| argilla                                      | %               | 29.2               | 13-56      | 12.7      | 24.3                  | 12-51      | 11.7      |
| pH   |                 | 6.5                | 5.7-6.9    | 0.37      | 7.8                   | 7.2-8.2    | 0.32      |
| CEC  | meq/100 g       | 16.1               | 10.6-29.3  | 5.22      | 17.9                  | 5.7-28.1   | 7.84      |
| Corg   | %               | 0.42               | 0.01-1.44  | 0.52      | 0.94                  | 0.01-3.1   | 1.05      |
| Ntot   | %               | 0.04               | 0.01-0.16  | 0.05      | 0.18                  | 0.05-0.35  | 0.11      |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> assim. (Olsen) | mg/kg           | 23.3               | 5-86       | 28.56     | 35.9                  | 2-90       | 32.36     |
| K <sub>2</sub> O scamb.                      | mg/kg           | 252.9              | 61-819     | 261.13    | 298.6                 | 47-913     | 303.47    |
| Al <sub>ox</sub>                             | %               | 0.18               | 0.03-0.51  | 0.13      | 0.21                  | 0.02-0.85  | 0.26      |
| Fe <sub>ox</sub>                             | %               | 0.35               | 0.07-0.70  | 0.21      | 0.17                  | 0.03-0.46  | 0.15      |
| B <sub>tot</sub>                             | mg/kg           | 55.0               | 28.6-122.8 | 26.2      | 51.9                  | 14.6-76.6  | 20.2      |
| CaCO <sub>3</sub> tot                        | %               |                    |            |           | 14.6                  | 0.01-41.9  | 13.36     |

Le quantità di boro estraibile dai suoli (forme di B, B totale e B solubile) sono mostrate in tabella 3. Il metodo di estrazione con acqua calda (Hws), proposto originariamente da Berger e Truog (1940), estrae in media quantità di B (0.17-0.22 mg/kg, rispettivamente 0.3-0.4% del B totale dei suoli acidi e calcarei), che generalmente vengono associate alla quantità di B disponibile per le piante (Okazaki e Chao, 1968; Bingham, 1982).

I suoli calcarei hanno un minore contenuto di B totale (valore medio B = 51.9 mg/kg, n.s.): il B solubile estratto con acqua calda risulta maggiore rispetto ai suoli acidi, per i valori più alti presentati dall'insieme delle frazioni solubili e specificamente adsorbite.

#### Frazioni del boro

I risultati del frazionamento sequenziale dei suoli (tabella 3) mostrano che le frazioni di B più stabili (ResB) costituiscono la più importante frazione e rappresentano circa il 91% del B totale del frazionamento. Generalmente queste frazioni non sono in relazione al B disponibile per le piante (Jin *et al.*, 1987; Tsadilas *et al.*, 1994); per contro, le frazioni di B facilmente solubili (CasB) e specificamente adsorbite (SaB), che costituiscono il pool più labile, rappresentano una parte estremamente ridotta rispetto al B totale dei suoli (1.1% e 1.9% nei suoli acidi e calcarei, rispettivamente). Le frazioni intermedie (OxB - legate agli ossidi; OmB - legate alla materia organica) costituiscono insieme il 7.9% e il 6.3%. Questi risultati sono sostanzialmente in accordo con quelli ottenuti da altri ricercatori.

Jin *et al.* (1987), nel frazionamento sequenziale di 14 suoli in Virginia (USA), separano il boro del suolo in sette frazioni: solubile in acqua, estraibile in 0.02M CaCl<sub>2</sub> (B non specificamente adsorbito), scambiabile in mannitolo (B specificamente adsorbito), estraibile in NH<sub>2</sub>OH·HCl acidificato (B occluso in ossidrossidi di Mn), estraibile in ammonio ossalato al buio (pH 3.25) (B occluso in ossidrossidi non cristallini di Al e Fe) e in luce ultravioletta (B occluso in ossidrossidi cristallini di Al e Fe), e boro residuo (associato con i silicati del suolo). Essi trovano che la concentrazione di B in tessuti di mais (*Zea mays* L.) è positivamente correlata con il boro solubile in acqua, estraibile in CaCl<sub>2</sub>, scambiabile in mannitolo e in NH<sub>2</sub>OH·HCl; queste quattro frazioni, correlate alla disponibilità di B, costituiscono lo 0.4-2.0 % del B totale del suolo, mentre le frazioni associate agli ossidrossidi di Fe e Al ed ai silicati, forniscono poco B durante il periodo di crescita.

Hou *et al.* (1994), in 24 suoli dell'Ontario (Canada), trovano che le frazioni di B facilmente solubile e specificamente adsorbite sono meno del 2% del B totale, il 2.3% di B è associato a ossidi e idrossidi di Fe e Al, l'8.6% è legato alla materia organica, mentre le forme residue o occluse costituiscono la porzione maggiore di B del suolo (85%); inoltre trovano concordanza tra la procedura di estrazione in forma sequenziale e separata.



Nell'insieme, il contenuto di B segue l'ordine, sia nei suoli acidi che calcarei: ResB >> OxB > OmB > SaB > CasB. Le quantità totali di B estratte da ogni frazionamento variano nei suoli acidi tra 19.9 e 98.8 mg/kg (media di 42.5 mg/kg), e nei suoli calcarei tra 8.8 e 60.9 mg/kg (media di 40 mg/kg): i valori risultano inferiori rispetto alle quantità estratte con acqua regia e acido fluoridrico (circa il 77% del B totale).

Ciò può essere dovuto al fatto che la digestione a 220°C con l'acido perclorico, che rimuove il B presente nelle strutture primarie e secondarie come la tormalina (che è estremamente resistente al deterioramento) e le miche di argilla, può portare a perdite di boro per evaporazione, mentre nella dissoluzione con acqua regia (acido nitrico 70%:acido cloridrico 30%) e acido fluoridrico al 50%, quest'ultimo dissolve le strutture dei silicati (Chao e Sanzalone, 1989), e il fluoro residuo viene complessato con l'alluminio (con l'uso dell'alluminio cloruro 20%), per rilasciare B dallo ione fluoroborato stabile (Zarcinas e Cartwright, 1987).

Tabella 3. Quantità (mg/kg suolo) e valori percentuali delle diverse forme del boro nei suoli acidi e calcarei

| Forme di B | Media | Intervallo   | Dev. Std. | % su Tot frB | Suoli acidi |             | Suoli calcarei |              |
|------------|-------|--------------|-----------|--------------|-------------|-------------|----------------|--------------|
|            |       |              |           |              | Media       | Intervallo  | Dev. Std.      | % su Tot frB |
| CasB       | 0.21  | 0.04-0.44    | 0.14      | 0.49         | 0.21        | 0.13-0.38   | 0.08           | 0.54         |
| SaB        | 0.25  | 0.06-0.58    | 0.17      | 0.59         | 0.55        | 0.29-0.94   | 0.20           | 1.38         |
| OxB        | 3.03  | 0.56-6.07    | 10.72     | 7.12         | 2.24        | 0.65-5.28   | 1.72           | 5.59         |
| OmB        | 0.31  | 0.12-0.53    | 0.10      | 0.74         | 0.28        | 0.01-0.83   | 0.23           | 0.70         |
| ResB       | 38.68 | 18.46-94.95  | 20.88     | 90.98        | 36.75       | 6.55-57.12  | 15.96          | 91.80        |
| Tot frB    | 42.48 | 19.90-98.81  | 21.93     | 77.26*       | 40.03       | 8.85-60.95  | 16.89          | 77.09*       |
| TotB       | 54.98 | 28.61-122.76 | 26.25     |              | 51.92       | 14.63-76.64 | 20.18          |              |
| HwsB       | 0.17  | 0.04-0.44    | 0.11      | 0.30*        | 0.22        | 0.09-0.43   | 0.10           | 0.43*        |

Forme del boro: CasB = facilmente solubile; SaB = specificamente adsorbito; OxB = legato agli ossidi; OmB = legato alla materia organica; ResB = residuo; Tot frB = totale del frazionamento; TotB = totale estratto; HwsB = boro solubile estratto con acqua calda: \* = % su TotB

Le frazioni CasB e SaB rappresentano le frazioni di B più facilmente disponibili per la pianta: il calcio cloruro rimuove il B non specificamente adsorbito sui bordi di argilla e su altre superfici mediante sostituzione attraverso scambio anionico e reazione di massa; il fosfato di potassio agisce attraverso reazioni di scambio, desorbendo il B dai costituenti inorganici come ossidi idrati (Hou *et al.*, 1994). Anche Chaudhary e Shukla (2003) in 13 suoli del Rajasthan (India) trovano positiva correlazione della concentrazione di B e la sua asportazione in piante di senape con le frazioni di B facilmente solubile, specificamente adsorbite e legate alla materia organica.

Le frazioni legate agli ossidi sono relativamente alte rispetto a queste due frazioni, indicando che gli ossidi e gli idrossidi hanno un ruolo importante nella fissazione del B, mentre nella frazione residua la maggior parte del B è incluso nelle strutture cristalline dei minerali dei suoli. Queste frazioni forniscono verosimilmente poco boro alle piante durante il periodo di crescita (Jin *et al.*, 1987).

Il B solubile estratto con acqua calda (HwsB) è risultato correlato (tabella 4) con le frazioni facilmente solubili, specificamente adsorbite e legate alla materia organica per i due tipi di suoli. Questi risultati sono in accordo con i dati riportati in letteratura da altri autori (Hou *et al.*, 1996; Xu *et al.*, 2001). In uno studio su 20 suoli della Grecia (Tsadilas *et al.*, 1994) la frazione ottenuta con il metodo Hws era correlata a tutte le frazioni di B estratte (tranne le forme di B associate con gli ossidrossidi di Mn), e estraendo B principalmente dalle frazioni facilmente solubili e specificamente adsorbite.

Le frazioni legate alla materia organica presentano gradi di correlazione diverse con le altre frazioni, dovute alle differenti proprietà dei tipi di suoli, mentre le frazioni residue ResB non risultano correlate alle altre frazioni di B estraibile. L'assenza di correlazioni tra HwsB e le forme residue, legate agli ossidi e B totale, indica che il B incluso negli ossidrossidi e nei silicati è relativamente poco disponibile per le piante. Va comunque tenuto presente che le sorgenti minerali di B contribuiscono anch'esse al rilascio di B dopo l'estrazione del B solubile, attraverso processi di dissoluzione non stechiometrica, ad una velocità decrescente col tempo e con il pH, ed in funzione della dimensione delle particelle e del tipo di minerali, come segnalato da Su e Suarez (2004) in studi sul rilascio di B dal disgregamento di suoli con minerali diversi.

Secondo Jin *et al.* (1987) fattori "intensità" possono essere chiamate le frazioni di B facilmente solubili e quelle non specificamente adsorbite (boro del suolo più facilmente disponibile per la pianta), e fattori "quantità" le frazioni di B specificamente adsorbite e occluse in ossidrossidi di Mn. Anche le frazioni di B occluse in ossidrossidi di Fe e Al dovrebbero, secondo Tsadilas *et al.* (1994) essere incluse tra i fattori "quantità". I dati riportati in letteratura indicano comunque che le forme di B disponibili nelle piante possono variare tra le specie di piante.

Tabella 4. Coefficienti di correlazione tra le frazioni di B dei suoli studiati

| Frazioni di B         | CasB     | SaB      | OxB     | OmB     | ResB     | TotB   |
|-----------------------|----------|----------|---------|---------|----------|--------|
| <i>Suoli acidi</i>    |          |          |         |         |          |        |
| CasB                  | 1        |          |         |         |          |        |
| SaB                   | 0.818**  | 1        |         |         |          |        |
| OxB                   | 0.434    | 0.329    | 1       |         |          |        |
| Om                    | 0.585*   | 0.769**  | 0.256   | 1       |          |        |
| ResB                  | 0.055    | 0.058    | 0.555*  | 0.031   | 1        |        |
| TotB                  | 0.127    | 0.101    | 0.605*  | 0.072   | 0.998*** | 1      |
| HwsB                  | 0.705**  | 0.877*** | 0.211   | 0.789** | -0.111   | -0.067 |
| <i>Suoli calcarei</i> |          |          |         |         |          |        |
| CasB                  | 1        |          |         |         |          |        |
| SaB                   | 0.466    | 1        |         |         |          |        |
| OxB                   | -0.181   | 0.472    | 1       |         |          |        |
| OmB                   | 0.185    | 0.590*   | 0.689** | 1       |          |        |
| ResB                  | -0.254   | -0.038   | 0.431   | 0.487   | 1        |        |
| TotB                  | -0.239   | 0.034    | 0.516   | 0.552   | 0.995*** | 1      |
| HwsB                  | 0.835*** | 0.756**  | 0.226   | 0.566*  | -0.123   | -0.068 |

\*, \*\*, \*\*\* Significativo al livello di probabilità del 5%, 1% e 0,1%, rispettivamente

L'analisi dei parametri di relazione (tabella 5) tra le frazioni di B e il B solubile estratto con acqua calda evidenzia l'importanza, in entrambi i tipi di suolo, delle frazioni di B presenti nella soluzione del suolo o facilmente disponibili, che contribuiscono in quantità più rilevante, e della frazione di B legata alla materia organica, che contribuisce in misura minore. Questi risultati confermano che i valori del boro solubile estratto con il metodo Hws danno una stima attendibile della disponibilità per le piante del B del suolo.

Tabella 5. Equazioni di regressione ( $y=ax+b$ ;  $R^2$ ) tra le frazioni di boro del suolo (y) e il B solubile estratto con acqua calda (x)

| Y                  | X                     | $R^2$    | Y                     | X                     | $R^2$    |
|--------------------|-----------------------|----------|-----------------------|-----------------------|----------|
| <i>Suoli acidi</i> |                       |          | <i>Suoli calcarei</i> |                       |          |
| CasB               | $y = 0.86x + 0.06$    | 0.496**  | CasB                  | $y = 0.68x + 0.06$    | 0.698*** |
| SaB                | $y = 1.34x + 0.03$    | 0.768*** | SaB                   | $y = 1.52x + 0.21$    | 0.572**  |
| OxB                | $y = 3.27x + 2.49$    | 0.044    | OxB                   | $y = 3.86x + 1.37$    | 0.051    |
| OmB                | $y = 0.74x + 0.19$    | 0.623**  | OmB                   | $y = 1.29x - 0.007$   | 0.321*   |
| ResB               | $y = -20.94x + 42.14$ | 0.012    | ResB                  | $y = -19.43x + 41.08$ | 0.015    |
| TotB               | $y = -15.78x + 57.59$ | 0.005    | TotB                  | $y = -13.62x + 54.97$ | 0.005    |

\*, \*\*, \*\*\*= significativo al livello di probabilità del 5%, 1% e 0,1%, rispettivamente

#### Frazioni del boro in relazione alle proprietà dei suoli

La tabella 6 illustra le relazioni osservate tra le differenti forme di B estratte e le caratteristiche dei suoli. Le argille mostrano, in entrambi i tipi di suolo, relazioni significative con le forme residue di B e con il B totale, la CEC risulta ben correlata solo nei suoli calcarei alle frazioni legate alla materia organica, residue e al B totale. I suoli acidi mostrano relazioni significative di OxB con gli ossidi di Al e Fe, e di ResB con gli ossidi, l'argilla e CEC, e inversamente con il limo; per i suoli calcarei si hanno significative correlazioni delle frazioni OxB, OmB e ResB, con gli ossidi di Al e Fe, e con il C organico. Nessuna relazione è stata osservata tra la frazione SaB e le proprietà dei suoli, probabilmente per un effetto dominante dell'argilla sulla frazione (Xu et al., 2001).

Il pH del suolo viene considerato un'importante fattore che agisce sulla disponibilità di B, ma i risultati in letteratura danno relazioni diverse: dalla correlazione con tutte le frazioni (Tsadilas et al. 1994), a correlazioni parziali con alcune frazioni (Zerrari et al., 1999; Hou et al., 1994; Xu et al., 2001). I risultati ottenuti in questo lavoro mostrano una correlazione esclusivamente con la frazione OmB nei suoli acidi.

Utilizzando 0.02M  $\text{HNO}_3$ -30%  $\text{H}_2\text{O}_2$  per estrarre il B legato alla materia organica, Hou et al. (1996) trovarono che questa frazione non è significativamente correlata con la quantità di acido umico, a causa della bassa capacità dell'acido umico di trattenere B; Hou et al. (1994) trovano che dal 2 al 23% del B totale si trova in forme organicamente legate. Nel nostro studio, nei suoli calcarei la frazione legata alla materia organica OmB è correlata col C organico e con gli ossidi di Al e Fe, indicando una possibile parziale dissoluzione degli ossidi e/o idrossidi durante l'estrazione con  $\text{HNO}_3$ - $\text{H}_2\text{O}_2$  (Hou et al., 1994).

Restano tuttavia incertezze riguardo al ruolo della materia organica per la disponibilità in B: secondo Gu e Lowe (1990) nella maggior parte dei suoli acidi o vicini alla neutralità, gli acidi umici rivestono un ruolo minore nell'assorbimento di B dal suolo, mentre Marzadori *et al.* (1991) trovano che il trattamento dei suoli (con materia organica compostata) per rimuovere OM, aumenta l'assorbimento di B dal suolo. Il B legato alla materia organica diventa comunque assimilabile a misura del livello di degradabilità della materia organica stessa.

Tabella 6. Coefficienti di correlazione tra le frazioni di B e le proprietà dei suoli

|                       | CasB   | SaB      | OxB      | OmB      | ResB    | TotB     |
|-----------------------|--------|----------|----------|----------|---------|----------|
| <i>Suoli acidi</i>    |        |          |          |          |         |          |
| Al+Fe                 | 0.227  | 0.133    | 0.922*** | 0.095    | 0.695** | 0.728**  |
| argilla               | -0.293 | -0.171   | 0.479    | -0.007   | 0.798** | 0.794**  |
| limo                  | -0.249 | -0.098   | -0.564*  | 0.262    | -0.577* | -0.586*  |
| pH                    | 0.200  | 0.417    | -0.261   | 0.630*   | 0.240   | 0.233    |
| CEC                   | -0.143 | -0.309   | 0.425    | -0.314   | 0.208   | 0.224    |
| Corg                  | 0.581* | 0.847*** | 0.046    | 0.439    | -0.109  | -0.083   |
| <i>Suoli calcarei</i> |        |          |          |          |         |          |
| Al+Fe                 | -0.254 | 0.404    | 0.905*** | 0.701**  | 0.342   | 0.422    |
| argilla               | -0.128 | -0.066   | 0.265    | 0.298    | 0.661*  | 0.652*   |
| limo                  | -0.291 | -0.118   | 0.107    | 0.205    | 0.605*  | 0.584*   |
| pH                    | 0.254  | -0.370   | -0.480   | -0.377   | -0.170  | -0.219   |
| CEC                   | -0.059 | 0.267    | 0.557*   | 0.808*** | 0.786** | 0.815*** |
| Corg                  | 0.043  | 0.711**  | 0.773**  | 0.864*** | 0.343   | 0.422    |

Per  $r < 0.553$ , ns;  $0.553 < r < 0.684$ ,  $p < 0.05^*$ ; per  $0.684 < r < 0.801$ ,  $p < 0.01^{**}$ ; per  $r > 0.801$ ,  $p < 0.001^{***}$

## Conclusioni

Le correlazioni ottenute evidenziano che le sole forme del boro che sono suscettibili, in vario grado, all'asportazione delle piante sono le forme facilmente solubili, specificamente adsorbite e legate alla materia organica. Secondo lo schema di frazionamento adottato, le forme residue di B incluse nelle strutture cristalline costituiscono le quantità più rilevanti del boro totale del suolo, ma non sono in relazione con il B disponibile per le piante.

Le forme facilmente solubili e specificamente adsorbite contribuiscono probabilmente alla quasi totalità della nutrizione delle piante, mentre la disponibilità del B legato alla materia organica è condizionata dal tasso di mineralizzazione della stessa. Le quantità di B estratte dipendono comunque in gran parte dalle proprietà chimiche e fisiche dei suoli, soprattutto dagli ossidi di Al e Fe, dalle argille, e dai parametri legati alla sostanza organica.

Le procedure di frazionamento possono risultare utili per esaminare sia le forme native di boro sia le forme aggiunte al suolo come fertilizzante, ed essere utilizzate per determinare gli effetti delle pratiche di gestione dei suoli sullo stato del boro controllandone le variazioni nella distribuzione di B nel tempo dovute al cambiamento delle pratiche agronomiche.

## Bibliografia

- BARROW N.J., 1989. Testing a mechanistic model. X. The effect of pH and electrolyte concentration on borate sorption by a soil. *J. Soil Sci.*, 40: 427-435.
- BERGER K.C., TRUOG E., 1940. Boron deficiencies as revealed by plant and soil tests. *J. Am. Soc. Agron.*, 32: 297-301.
- BINGHAM F.T., 1982. Boron. In: A.L. Page *et al.* (ed.) *Methods of soil analysis*. Part 2. 2<sup>nd</sup> ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI: 431-447.
- CHAUDHARY D.R., SHUKLA L.M., 2003. Availability of soil boron fractions to mustard (*Brassica juncea*) in arid soils of Rajasthan (India). *Agrochimica*, 47 (5-6): 173-179.
- CHAO T.T., SANZOLONE R.F., 1989. Fractionation of soil selenium by sequential partial dissolution. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 53: 385-392.
- EVANS C.M., SPARKS D.L., 1983. On the chemistry and mineralogy of boron in pure and in mixed systems. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 14: 827-846.
- EXCEL, 1994. Excel Statistical Program. Version 5.0. Microsoft Corporation, Seattle, WA.
- FAO-UNESCO, 1990. Soil map of the world. Revised legend. *World Soil Resources Report 60*, Rome, pp. 119.
- GU B., LOWE L.E., 1990. Studies on the adsorption of boron on humic acids. *Can. J. Soil Sci.*, 70: 305-311.
- HOU J., EVANS L.J., SPIERS G.A., 1994. Boron fractions in soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 25: 1841-1853.
- HOU J., EVANS L.J., SPIERS G.A., 1996. Chemical fractionation of soil boron. I. Method development. *Can. J. Soil Sci.*, 76: 485-491.
- JIN J., MARTENS D.C., ZELAZNY L.W., 1987. Distribution and plant availability of soil boron fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1228-1231.
- JIN J., MARTENS D.C., ZELAZNY L.W., 1988. Plant availability of applied and native boron in soils with diverse properties. *Plant and Soil*, 105: 127-132.
- KEREN R., BINGHAM F.T., 1985. Plant uptake of boron as affected by boron distribution between liquid and solid phases in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 297-302.

- KEREN R., BINGHAM F.T., RHOADES J.D., 1985. Effect of clay content in soil boron uptake and yield of wheat. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 1466-1470.
- MARZADORI C., VITTORI ANTISARI L., CIAVATTA C., SEQUI P., 1991. Soil organic matter influence on adsorption and desorption of boron. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60: 121-131.
- MILLER W.P., MARTENS D.C., ZELAZNY L.W., 1986. Effects of sequence in extraction of trace metals from soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 50: 598-601.
- MiPAF (2000). *Analisi chimica del suolo*. Franco Angeli Editore, Milano.
- OKAZAKI E., CHAO T.T., 1968. Boron adsorption and desorption by some Hawaiian soils. *Soil Sci.*, 105 (4): 255-259.
- RENAN LI, GUPTA U.C., 1991. Extraction of soil boron for predicting its availability to plants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 22 (9-10): 1003-1012.
- SHUMAN L.M., 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.*, 140: 11-22.
- SU C., SUAREZ D.L., 2004. Boron release from weathering of illites, serpentine, shales, and illitic/palygorkitic soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 96-105.
- TESSIER A., CAMPBELL P.G.C., BISSON M., 1979. Sequential extraction procedures for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51: 844-851.
- TSADILAS C.D., YASSOGLU N., KOSMAS C.S., KALLIANOU C.H., 1994. The availability of soil boron fractions to olive trees and barley and their relationships to soil properties. *Plant Soil*, 162: 211-217.
- XU J.M., WANG K., BELL R.W., YANG Y.A., HUANG L.B., 2001. Soil boron fractions and their relationship to soil properties. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 65: 133-138.
- ZARCINAS B.A., CARTWRIGHT B., 1987. Acid dissolution of soils and rocks for the determination of boron by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. *Analyst*, 112: 1107-1112.
- ZERRARI N., MOUSTAOU D., VERLOO M., 1999. Les formes du bore des sols: importance, effet des caractéristiques des sols et disponibilité pour les plantes. *Agrochimica*, XLIII (2): 77-88.

# VARIAZIONI IN ALCUNI PARAMETRI MICROBIOLOGICI E NEL CONTENUTO DI SOSTANZA ORGANICA NEL PROFILO DI SUOLI SOTTOPOSTI A DIVERSA GESTIONE\*

Camilla Gamba, Alessandro Elio Agnelli, Carlo Piovaneli, Stefania Simoncini

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo

P.za M. D'Azeglio, 30 - 50121 Firenze; e-mail: c.gamba@arpat.toscana.it; a.agnelli@issds.it

## Riassunto

Nel lavoro sono confrontati alcuni parametri microbiologici e chimici, rilevati nel profilo di suoli derivanti da sedimenti pliocenici marini. I campionamenti sono stati eseguiti in tre diverse località, su terreni a seminativo con lavorazione profonda, su terreni con prato stabile e su terreni con macchia mediterranea, alla profondità di 0 - 10, 10 - 20 e 20 - 40 cm. Lo scopo del presente lavoro è di valutare come le diverse utilizzazioni incidano sulla microflora tellurica e sul contenuto di sostanza organica, nel profilo del terreno.

A Soveria Simeri (CZ) i terreni con macchia mediterranea naturale hanno contenuti di biomassa microbica e di sostanza organica più elevati (particolarmente negli strati superficiali) rispetto a quelli che si rilevano nei terreni agrari con prato stabile e con seminativo. Nei suoli adibiti a prato stabile e seminativo il rapporto fra contenuto di carbonio microbico e carbonio organico (Cmic/Corg) presenta valori elevati, evidenziando uno stato di profondo degrado, confermato anche dall'elevata mineralizzazione della sostanza organica.

In località Vicarello (PI), il suolo della macchia mediterranea presenta elevati valori di respirazione a tutte le profondità analizzate, mentre la quantità di biomassa microbica decresce verso la profondità. I terreni a seminativo (erba medica) ed il prato stabile presentano parametri biochimici sostanzialmente simili, con accumulo di sostanza organica in superficie e biomassa che diminuisce verso la profondità. L'indice di mineralizzazione aumenta con la profondità in tutti i suoli; l'aumento è particolarmente accentuato nel suolo della macchia, caratterizzato da un minor rapporto Cmic/Corg, e quindi da un diverso grado di umificazione rispetto agli altri suoli.

A San Quirico d'Orcia, nei terreni con macchia mediterranea, si nota in superficie un accumulo di sostanza organica e un miglioramento dei parametri microbiologici; con l'aumentare della profondità si osserva un aumento della mineralizzazione della sostanza organica e un incremento del rapporto Cmic/Corg. Nei terreni a seminativo il contenuto di carbonio organico, la biomassa e l'attività microbica non presentano variazioni significative alle diverse profondità.

I risultati mostrano che in tutte le località studiate, intensificando le lavorazioni del suolo, si incrementa la mineralizzazione della sostanza organica e si peggiorano le condizioni della microflora tellurica e della fertilità.

**Parole chiave:** Microflora tellurica, Gestione del suolo, Mineralizzazione della S.O.

## Variations of the telluric microflora and organic matter, in the profile of soils subjected to different management

### Abstract

In this study a comparison is made between some parameters of the microflora in soils coming from sea-Pliocene clays located in Calabria (Soveria Simeri, Catanzaro) and in Tuscany (Val d'Orcia, Siena and Vicarello, Pisa). The soils are differently used: Mediterranean bush, permanent meadow and intensive tillage. Soils samples were taken at three different depths, 0-10, 0-20 and 20-40 cm., in three blocks for each treatment. The microflora was evaluated by measuring its C biomass, the respiratory activity, the O.M. mineralization, the ratio between organic and microbial biomass C content and the metabolic quotient.

In the Soveria Simeri, biomass and respiratory activity are higher in soils with Mediterranean bush (especially in the surface layers) than in those used for grazing cattle or subjected to intensive tillage with wheat; the mineralization index is lower when compared with the index of the other soils, making it possible for the Mediterranean bush a bigger O.M. accumulation, even in the deepest layers. Soils used for permanent meadow and for intensive tillage show high values of the Cmic/Corg ratio, which point out a condition of deep degradation, which is also strengthened by the high O.M. mineralization.

At Vicarello (Pisa), soils under intensive tillage with alfalfa for five years, under permanent meadow for about thirty years and under renaturalized Mediterranean bush for about fifty years were taken into consideration. High respiration values are shown by the soil under renaturalized Mediterranean bush for any of the depths under observation, while the microbial biomass decreases with depth. Soils under alfalfa and permanent meadow have similar microbiological characteristics, with O.M. accumulation on the surface and a biomass which decreases with depth. The mineralization index rises with depth in all of the soils under examination; the rise is remarkable especially in the soil under Mediterranean bush, which shows a different degree of humification and a lower Cmic/Corg ratio when compared with the other soils.

\* Lavoro effettuato nell'ambito del PROGETTO SUOLO del MiPAF



At San Quirico d'Orcia the soils with the Mediterranean bush, show an O.M. accumulation on the surface as well as an improvement of the microbiological characteristics; as the depth increases, the O.M. mineralization and the Cmic/Corg ratio also increase. At different depths, C organic content, biomass and microbial activity show no significant variations in the soils subjected to deep ploughing.

The results show that, in different geographical areas, the intensive methods of soil management cause a reduction in the telluric microflora and in fertility, as well as speeding up soil mineralization and loss of organic matter.

**Keywords:** telluric microflora, soil management, O.M. mineralization.

## Introduzione

Molti studi, su diversi tipi di suolo e in diverse condizioni climatiche, hanno dimostrato che l'intensificazione delle lavorazioni del terreno provoca un aumento della mineralizzazione e un progressivo impoverimento del contenuto di sostanza organica nel suolo (Kern and Johnson, 1993; Baroccio *et al.*, 2002; Franzluebbers, 2002; Hernanz *et al.*, 2002; Papini *et al.* 2002b; Gamba *et al.*, 2004). In suoli sottoposti ad una gestione di tipo conservativo, secondo Campbell *et al.* (1996) aumenti della sostanza organica sono rilevabili dopo almeno 4 anni, mentre per Angers *et al.* (1997) possono occorrere, a seconda del tipo di suolo, da 5 a 10 anni. Nelle condizioni climatiche tipiche del Mediterraneo si esaltano le differenze nel contenuto di sostanza organica fra terreni con diversa intensità di lavorazione perché la decomposizione dei residui vegetali è favorita dall'elevata attività microbica (Motta *et al.*, 2002); questo fenomeno in zone caratterizzate da basse temperature, risulta attenuato (Franzluebbers, 2002). Le variazioni di sostanza organica, come dei nutrienti, si riflettono, nel tempo, sulla microflora e sulla sua attività: in questo senso anche le variazioni della biomassa microbica risultano un importante e sensibile indicatore della qualità del suolo (Ross *et al.*, 1982). In diversi ambienti dell'area mediterranea è stato osservato che la biomassa tende ad aumentare nello strato superficiale dei terreni sottoposti a minor disturbo rispetto a quelli lavorati profondamente (Alvarez, 1995; Piovaneli *et al.*, 1998; Piovaneli *et al.*, 1999; Salinas-Garcia *et al.*, 2002; Papini *et al.*, 2002a). Allo scopo di valutare l'intensità di questi processi sono stati presi in esame indicatori di tipo chimico e microbiologico, in terreni derivanti da sedimenti pliocenici marini sottoposti a diverse gestioni, situati in tre diverse località italiane.

## Materiali e metodi

I terreni, tutti derivanti da sedimenti pliocenici marini, sono stati prelevati presso il Centro Sperimentale di Vicarello (PI) dell'I.S.S.D.S., a S. Quirico d'Orcia (SI) e a Soveria Simeri (CZ). In ciascuna località sono stati scelti tre diversi usi del suolo: Seminativo, Prato Stabile, Macchia mediterranea. A Vicarello il seminativo era rappresentato da un prato di erba medica di cinque anni, in rotazione con grano. A S. Quirico il seminativo era rappresentato da un terreno arato, predisposto per la coltivazione del grano, mentre a Soveria Simeri era rappresentato da coltura di grano in monosuccessione. Il prato stabile in tutte le località era un prato spontaneo, con prevalenza di graminacee, pascolato solo a Soveria Simeri. La macchia mediterranea a Soveria Simeri era di vecchia costituzione (residuale) mentre a Vicarello e a S. Quirico era una macchia di neo insediamento (da circa 30 anni) su terreni precedentemente coltivati. Tutti i terreni sono situati in aree collinari con pendenze medie del 15% ed esposizione SW.

Secondo la WRB (FAO, 1998), i suoli sono classificati come Vertic Cambisols. Date le loro caratteristiche tessiturali tutti i suoli presentano debole aggregazione strutturale, scarsa porosità interconnessa e quindi scarsa ossigenazione al di sotto di 40-50 centimetri. In genere sono suoli alcalini o molto alcalini, con elevati contenuti di sali solubili e buona capacità di scambio cationico. Le principali caratteristiche chimico-fisiche dei suoli sono riportate in tabella 1. Tutti i terreni per le analisi di laboratorio sono stati prelevati a tre profondità, 0-10, 10-20 e 20-40 cm, in tre blocchi per trattamento. A S. Quirico d'Orcia, su terreno arato a 40 cm, è stato prelevato lo strato 40-60 cm, per verificarne le eventuali differenze rispetto allo strato lavorato.

Il carbonio organico (TOC) è stato determinato, su terreno seccato all'aria e macinato a 0,5 mm, per ossidazione a caldo con bicromato di potassio, in presenza di acido solforico e successiva titolazione con sale di Mohr, utilizzando un titolatore automatico (Sequi e De Nobili, 2000). L'attività respiratoria del suolo è stata determinata su 100 grammi di suolo, umidificato al 60% della WHC, preincubato per 5 giorni e incubato in contenitori chiusi a 27°C, utilizzando calce sodata per fissare la CO<sub>2</sub> prodotta, secondo il metodo proposto da Edwards (1982), da noi adattato a condizioni sperimentali di laboratorio. La biomassa microbica è stata valutata col metodo SIR (Substrate Induced Respiration) di Anderson e Domsch (1978) modificato da West e Sparling (1986) per la determinazione gascromatografica della CO<sub>2</sub>, incubando 1 grammo di terreno con aggiunta di glucosio (30 mg g<sup>-1</sup>) e quantificando la CO<sub>2</sub> prodotta per via gascromatografica, con rivelatore TCD e colonna capillare. L'indice di mineralizzazione è stato calcolato facendo il rapporto fra il carbonio emesso con la respirazione in 7 giorni e il TOC (Dommergues, 1960). Il quoziente metabolico ( $qCO_2$ ) è calcolato dal rapporto fra il contenuto in carbonio della CO<sub>2</sub> emessa dal suolo in 24 ore e il carbonio della biomassa (Anderson e Domsch, 1985).



At San Quirico d'Orcia the soils with the Mediterranean bush, show an O.M. accumulation on the surface as well as an improvement of the microbiological characteristics; as the depth increases, the O.M. mineralization and the Cmic/Corg ratio also increase. At different depths, C organic content, biomass and microbial activity show no significant variations in the soils subjected to deep ploughing.

The results show that, in different geographical areas, the intensive methods of soil management cause a reduction in the telluric microflora and in fertility, as well as speeding up soil mineralization and loss of organic matter.

**Keywords:** telluric microflora, soil management, O.M. mineralization.

## Introduzione

Molti studi, su diversi tipi di suolo e in diverse condizioni climatiche, hanno dimostrato che l'intensificazione delle lavorazioni del terreno provoca un aumento della mineralizzazione e un progressivo impoverimento del contenuto di sostanza organica nel suolo (Kern and Johnson, 1993; Baroccio *et al.*, 2002; Franzluebbers, 2002; Hernanz *et al.*, 2002; Papini *et al.* 2002b; Gamba *et al.*, 2004). In suoli sottoposti ad una gestione di tipo conservativo, secondo Campbell *et al.* (1996) aumenti della sostanza organica sono rilevabili dopo almeno 4 anni, mentre per Angers *et al.* (1997) possono occorrere, a seconda del tipo di suolo, da 5 a 10 anni. Nelle condizioni climatiche tipiche del Mediterraneo si esaltano le differenze nel contenuto di sostanza organica fra terreni con diversa intensità di lavorazione perché la decomposizione dei residui vegetali è favorita dall'elevata attività microbica (Motta *et al.*, 2002); questo fenomeno in zone caratterizzate da basse temperature, risulta attenuato (Franzluebbers, 2002). Le variazioni di sostanza organica, come dei nutrienti, si riflettono, nel tempo, sulla microflora e sulla sua attività: in questo senso anche le variazioni della biomassa microbica risultano un importante e sensibile indicatore della qualità del suolo (Ross *et al.*, 1982). In diversi ambienti dell'area mediterranea è stato osservato che la biomassa tende ad aumentare nello strato superficiale dei terreni sottoposti a minor disturbo rispetto a quelli lavorati profondamente (Alvarez, 1995; Piovanelli *et al.*, 1998; Piovanelli *et al.*, 1999; Salinas-Garcia *et al.*, 2002; Papini *et al.*, 2002a). Allo scopo di valutare l'intensità di questi processi sono stati presi in esame indicatori di tipo chimico e microbiologico, in terreni derivanti da sedimenti pliocenici marini sottoposti a diverse gestioni, situati in tre diverse località italiane.

## Materiali e metodi

I terreni, tutti derivanti da sedimenti pliocenici marini, sono stati prelevati presso il Centro Sperimentale di Vicarello (PI) dell'I.S.S.D.S., a S. Quirico d'Orcia (SI) e a Soveria Simeri (CZ). In ciascuna località sono stati scelti tre diversi usi del suolo: Seminativo, Prato Stabile, Macchia mediterranea. A Vicarello il seminativo era rappresentato da un prato di erba medica di cinque anni, in rotazione con grano. A S. Quirico il seminativo era rappresentato da un terreno arato, predisposto per la coltivazione del grano, mentre a Soveria Simeri era rappresentato da coltura di grano in monosuccessione. Il prato stabile in tutte le località era un prato spontaneo, con prevalenza di graminacee, pascolato solo a Soveria Simeri. La macchia mediterranea a Soveria Simeri era di vecchia costituzione (residuale) mentre a Vicarello e a S. Quirico era una macchia di neo insediamento (da circa 30 anni) su terreni precedentemente coltivati. Tutti i terreni sono situati in aree collinari con pendenze medie del 15% ed esposizione SW.

Secondo la WRB (FAO, 1998), i suoli sono classificati come Vertic Cambisols. Date le loro caratteristiche tessiturali tutti i suoli presentano debole aggregazione strutturale, scarsa porosità interconnessa e quindi scarsa ossigenazione al di sotto di 40-50 centimetri. In genere sono suoli alcalini o molto alcalini, con elevati contenuti di sali solubili e buona capacità di scambio cationico. Le principali caratteristiche chimico-fisiche dei suoli sono riportate in tabella 1. Tutti i terreni per le analisi di laboratorio sono stati prelevati a tre profondità, 0-10, 10-20 e 20-40 cm, in tre blocchi per trattamento. A S. Quirico d'Orcia, su terreno arato a 40 cm, è stato prelevato lo strato 40-60 cm, per verificarne le eventuali differenze rispetto allo strato lavorato.

Il carbonio organico (TOC) è stato determinato, su terreno seccato all'aria e macinato a 0,5 mm, per ossidazione a caldo con bicromato di potassio, in presenza di acido solforico e successiva titolazione con sale di Möhr, utilizzando un titolatore automatico (Sequi e De Nobili, 2000). L'attività respiratoria del suolo è stata determinata su 100 grammi di suolo, umidificato al 60% della WHC, preincubato per 5 giorni e incubato in contenitori chiusi a 27°C, utilizzando calce sodata per fissare la CO<sub>2</sub> prodotta, secondo il metodo proposto da Edwards (1982), da noi adattato a condizioni sperimentali di laboratorio. La biomassa microbica è stata valutata col metodo SIR (Substrate Induced Respiration) di Anderson e Domsch (1978) modificato da West e Sparling (1986) per la determinazione gascromatografica della CO<sub>2</sub>, incubando 1 grammo di terreno con aggiunta di glucosio (30 mg g<sup>-1</sup>) e quantificando la CO<sub>2</sub> prodotta per via gascromatografica, con rivelatore TCD e colonna capillare. L'indice di mineralizzazione è stato calcolato facendo il rapporto fra il carbonio emesso con la respirazione in 7 giorni e il TOC (Dommergues, 1960). Il quoziente metabolico ( $qCO_2$ ) è calcolato dal rapporto fra il contenuto in carbonio della CO<sub>2</sub> emessa dal suolo in 24 ore e il carbonio della biomassa (Anderson e Domsch, 1985).

I risultati sono stati riportati tutti al peso secco del terreno e sono stati elaborati statisticamente con ANOVA a due vie, per valutare gli effetti complessivi del diverso uso del suolo e l'interazione con la profondità, e con ANOVA a una via per separare gli effetti nei vari strati lungo il profilo del terreno; le medie sono state comparate impiegando il *Duncan's multiple range test*: nelle figure lettere diverse indicano medie significativamente differenti per  $P < 0,05$ .

Tabella 1. Principali caratteristiche chimico-fisiche dei suoli studiati

| Uso del suolo             | Orizzonte | Profondità cm | Granulometria |        |           | pH H <sub>2</sub> O | Ca CO <sub>3</sub> Totale % | CaCO <sub>3</sub> attivo % | C.O. % | N Totale ‰ | C/N  | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ppm | K <sub>2</sub> O ppm | CSC Meq/100g | Capacità di campo % peso secco |
|---------------------------|-----------|---------------|---------------|--------|-----------|---------------------|-----------------------------|----------------------------|--------|------------|------|-----------------------------------|----------------------|--------------|--------------------------------|
|                           |           |               | Sabbia %      | Limo % | Argilla % |                     |                             |                            |        |            |      |                                   |                      |              |                                |
| <b>SOVERIA SIMERI</b>     |           |               |               |        |           |                     |                             |                            |        |            |      |                                   |                      |              |                                |
| Seminativo                | Ap        | 0-20          | 7.0           | 50.9   | 42.2      | 9.06                | 24.8                        | 12.0                       | 0.91   | 0.81       | 11.3 | 8.9                               | 149                  | 26.6         | 29.4                           |
|                           | BCg       | 20-60         | 6.0           | 48.8   | 45.2      | 9.05                | 26.8                        | 12.5                       | 0.87   | 0.77       | 11.3 | 4.1                               | 156                  | 28.2         | 34.8                           |
| Prato stabile             | Ap        | 0-20/30       | 7.4           | 52.5   | 40.2      | 8.26                | 20.8                        | 13.8                       | 1.03   | 0.94       | 11.0 | 14.0                              | 117                  | 25.4         | 29.8                           |
|                           | Bw        | 20/30-50      | 6.6           | 54.3   | 39.2      | 8.58                | 21.2                        | 12.3                       | 0.90   | 0.80       | 11.2 | 5.0                               | 107                  | 28.2         | 30.3                           |
| Macchia                   | A         | 0-20          | 8.0           | 47.0   | 45.0      | 7.7                 | 20.9                        | 11.2                       | 5.21   | 3.57       | 14.6 | 11.0                              | 301                  | 27.81        | 32.0                           |
|                           | Bk        | 20-50         | 4.0           | 48.0   | 48.0      | 8.3                 | 27.7                        | 13.0                       | 2.62   | 1.73       | 15.1 | 5.9                               | 242                  | 28.49        | 32.6                           |
| <b>S. QUIRICO D'ORCIA</b> |           |               |               |        |           |                     |                             |                            |        |            |      |                                   |                      |              |                                |
| Seminativo                | Ap        | 0-30          | 6.8           | 46.4   | 46.8      | 8.6                 | 26.5                        | 11.5                       | 0.93   | 0.93       | 10.0 | n.d.                              | 159.6                | 19.5         | 32.4                           |
|                           | CB1       | 30-60         | 6.1           | 46.4   | 47.5      | 8.2                 | 23.8                        | 7.1                        | 0.92   | 0.92       | 10.0 | n.d.                              | 133                  | 18.1         | 32.0                           |
| Prato stabile             | A         | 0-30          | 13.2          | 45.6   | 41.2      | 7.9                 | 17.7                        | 9.7                        | 1.32   | 1.37       | 9.6  | n.d.                              | 105.9                | 19.6         | 31.2                           |
|                           | CB        | 30-60         | 9.8           | 43.9   | 46.3      | 8.1                 | 20.2                        | 8.3                        | 0.83   | 1.27       | 6.5  | n.d.                              | 208.1                | 16.5         | 31.8                           |
| Macchia                   | A         | 0-30          | 9.7           | 42.8   | 47.5      | 8.5                 | 19.5                        | 11.0                       | 2.21   | 1.99       | 11.1 | n.d.                              | 108.8                | 25.0         | 30.0                           |
|                           | Bw        | 30-60         | 9.9           | 44.9   | 45.3      | 8.5                 | 19.4                        | 108                        | 1.15   | 1.35       | 8.5  | n.d.                              | 75.8                 | 24.9         | 32.5                           |
| <b>VICARELLO</b>          |           |               |               |        |           |                     |                             |                            |        |            |      |                                   |                      |              |                                |
| Seminativo                | Ap        | 0-10          | 10.0          | 49.8   | 40.2      | 8.6                 | 14.1                        | 7.1                        | 1.31   | 1.38       | 9.5  | n.d.                              | 64.4                 | 18.8         | 29.6                           |
|                           | BC        | 10-40         | 10.0          | 49.8   | 40.2      | 8.6                 | 14.1                        | 7.1                        | 1.31   | 1.38       | 9.5  | n.d.                              | 64.4                 | 18.8         | 29.6                           |
| Prato stabile             | Ap1       | 0-20/25       | 12.1          | 55.0   | 32.8      | 8.6                 | 13.9                        | 4.4                        | 1.15   | 1.22       | 9.4  | n.d.                              | 38.0                 | 21.0         | 27.8                           |
|                           | Ap2       | 20/25-45      | 13.0          | 48.1   | 38.9      | 8.5                 | 14.4                        | 6.0                        | 0.86   | 0.89       | 9.7  | n.d.                              | 35.2                 | 21.4         | 27.6                           |
| Macchia                   | A         | 0-10          | 10.6          | 57.7   | 31.7      | 8.2                 | 14.7                        | 4.2                        | 3.89   | 2.97       | 13.1 | n.d.                              | 131.1                | 29.7         | 30.4                           |
|                           | Bw        | 10-50         | 11.2          | 46.0   | 42.8      | 8.5                 | 14.9                        | 8.7                        | 1.37   | 1.40       | 9.8  | n.d.                              | 26.6                 | 22.5         | 29.2                           |

### Risultati e discussione

In località Vicarello (Pisa) sono stati esaminati un terreno a seminativo con prato di erba medica di 5 anni, un terreno con prato stabile di circa 30 anni e un terreno con macchia mediterranea di circa 50 anni, sviluppatasi spontaneamente su terreni precedentemente coltivati. Il seminativo ed il prato stabile presentano contenuti di sostanza organica, biomassa microbica e percentuale relativa di carbonio microbico molto simili e che diminuiscono con la profondità (fig. 1). Nello strato 0-10 cm del terreno a seminativo l'indice di mineralizzazione risulta più elevato che nei terreni con le altre conduzioni, e anche nello strato 10-20 cm permane una forte mineralizzazione della sostanza organica. Per quanto riguarda il profilo del suolo della macchia lo strato superficiale analizzato (0-10 cm) presenta contenuti di C organico e di biomassa microbica molto superiori a quelli che si rilevano alla stessa profondità nei suoli a prato permanente e seminativo. Anche l'attività respiratoria del terreno è molto elevata, confermando una positiva influenza anche sull'attività microbica; il basso indice di mineralizzazione evidenzia come l'assenza di lavorazione del terreno, determinando condizioni favorevoli all'umificazione dei materiali organici, consenta un accumulo di C nel suolo. Nello strato sottostante (10-20 cm), si riscontrano condizioni ambientali meno favorevoli all'accumulo di S.O. ed alla vita microbica, testimoniate dall'elevato indice di mineralizzazione e dall'innalzamento del quoziente metabolico. Queste condizioni, si accentuano con la profondità dove si rileva un aumento del rapporto fra

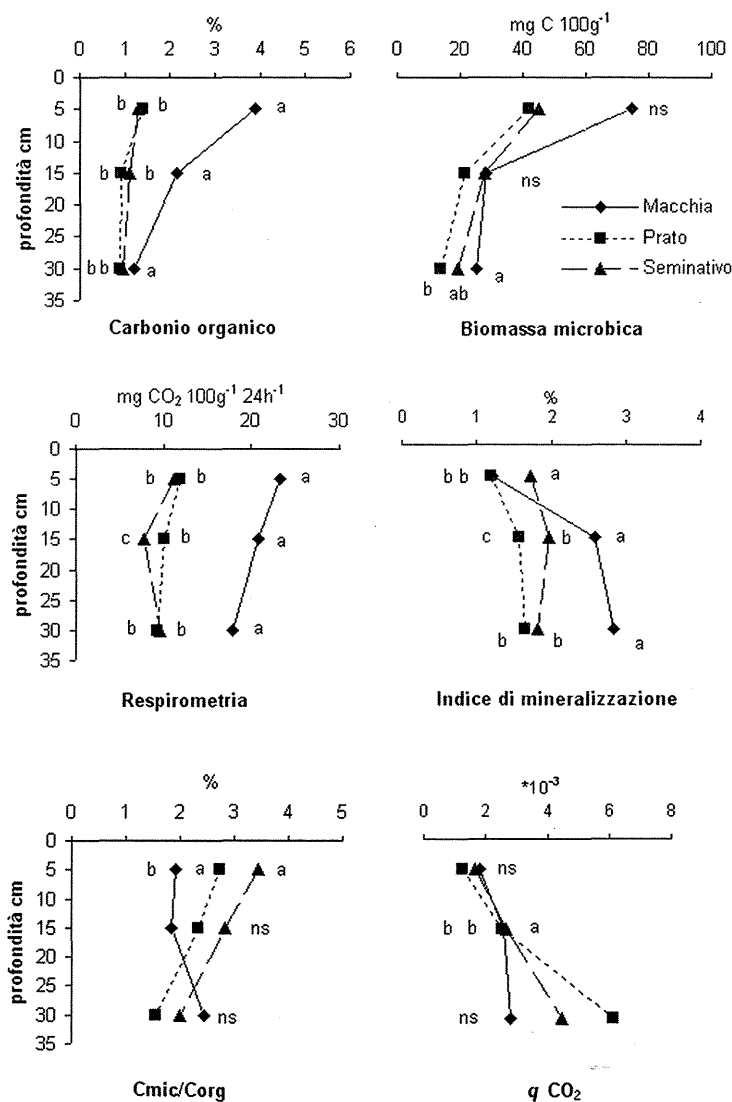


Figura 1. Vicarello: Caratteristiche biochimiche e indici microbiologici alle diverse profondità nelle gestioni studiate

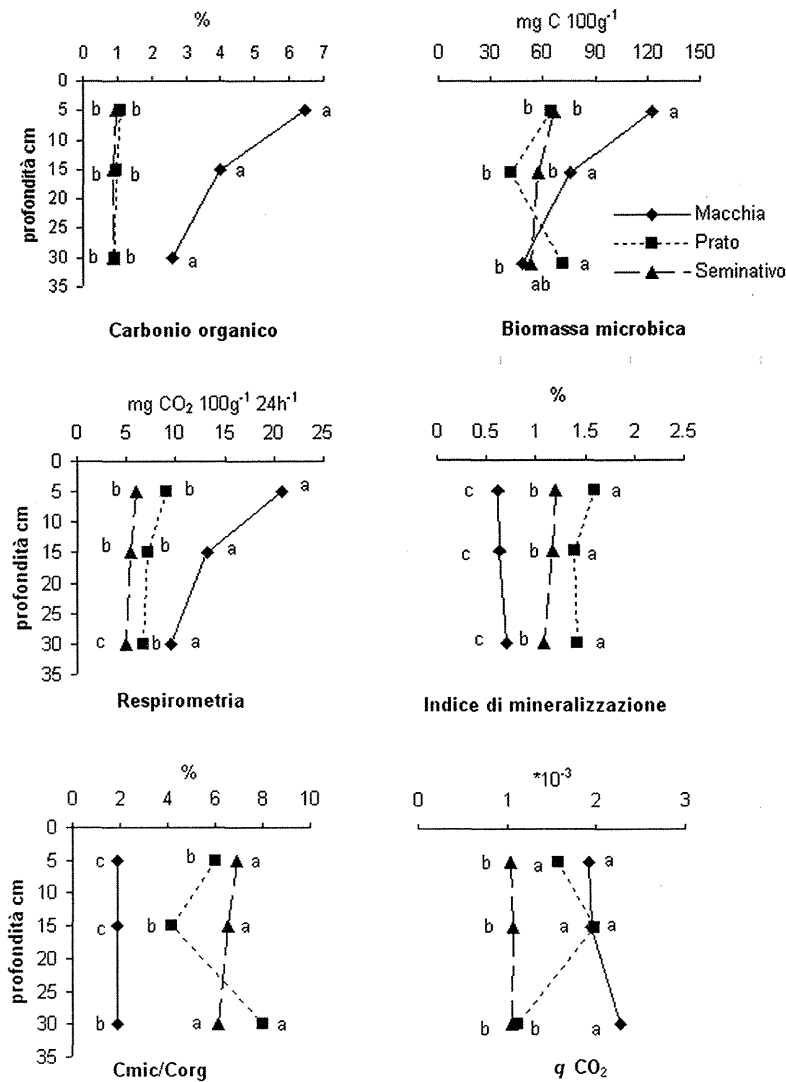


Figura 2. Soveria Simeri: Caratteristiche biochimiche e indici microbiologici alle diverse profondità nelle gestioni studiate

quantità di C microbico e C organico (Cmic/Corg), indice di un abbassamento del grado di umificazione della sostanza organica, dovuto alla minore ossigenazione del terreno in assenza di lavorazioni.

Presso Soveria Simeri (CZ) sono stati studiati un terreno con coltura intensiva di frumento in monosuccessione, un terreno con prato stabile, adibito a pascolo, e un terreno naturale con una macchia residuale di antica costituzione. In questa località la bruciatura delle stoppie è ancora frequente e questo sistema di gestione spesso innesca fenomeni di erosione perché lascia la superficie del suolo priva di copertura vegetale nel periodo dell'anno in cui si verificano le precipitazioni più intense (Valboa et al., 2003). Anche in questo sito i terreni agrari presentano caratteristiche biochimiche sostanzialmente simili e nettamente diverse da quelle dei terreni naturali (fig. 2). Il suolo del seminativo e del prato permanente presentano valori di C organico, biomassa microbica e respirazione molto bassi; questi valori risultano pressoché costanti per tutto il profilo analizzato. In questi suoli l'elevato rapporto Cmic/Corg (compreso fra 5 e 6%), evidenzia, in tutto il profilo, un profondo degrado, con depauperamento e scarsa umificazione della sostanza organica, confermato dalla intensa attività di mineralizzazione. Per contro i terreni della macchia residuale presentano, in superficie, alti valori di carbonio organico, biomassa microbica e attività respiratoria; questi valori diminuiscono gradualmente con la profondità, tuttavia, nello strato 20-40 cm, i valori di C.O. e respirazione sono ancora significativamente superiori a quelli dei suoli agrari. Questo indica che in tutto il profilo sussistono condizioni favorevoli all'accumulo della S.O., fenomeno evidenziato

dal basso coefficiente di mineralizzazione e basso rapporto Cmic/Corg per tutto il profilo studiato. La sostanza organica, grazie alla notevole attività microbica che si rileva in tutto il profilo, risulta ben umificata anche in profondità.

Presso San Quirico d'Orcia (SI) sono stati confrontati un terreno a seminativo, arato profondamente e predisposto per la coltura del frumento, un terreno con prato stabile e un terreno con macchia mediterranea di recente insediamento. I terreni con aratura profonda sono stati analizzati fino a 60 cm di profondità per controllare le eventuali modificazioni biochimiche provocate dalla coltivazione, rispetto alla matrice originaria. Nei terreni del seminativo tutti i parametri analizzati hanno valori molto bassi, rispetto alle altre gestioni, e non presentano sostanziali variazioni lungo il profilo (fig. 3). I materiali organici che residuano dalle colture sono molto scarsi (anche le paglie vengono asportate), sono quasi totalmente mineralizzati e non vi è diversità nel rapporto Cmic/Corg (e quindi nel grado di umificazione della S.O.) lungo tutto il profilo analizzato. I terreni con prato stabile presentano nello strato superficiale un buon contenuto di sostanza organica e una biomassa microbica abbastanza rilevante: i valori si attenuano notevolmente con la profondità e già nello strato 10-20 cm sono paragonabili a quelli che si riscontrano alla stessa profondità nel terreno a seminativo. Sotto i 20 centimetri di profondità aumenta notevolmente il quoziente metabolico, segno di squilibrio e sofferenza della microflora. Nei terreni della macchia mediterranea, si nota un modesto accumulo di sostanza organica in superficie ed un miglioramento delle caratteristiche microbiologiche, sottolineato da un elevato valore di biomassa microbica ed un buon rapporto Cmic/Corg (2%). Con l'aumentare della profondità si osserva un aumento della mineralizzazione della sostanza organica e il permanere di una buona attività respiratoria della microflora, indici di buone condizioni di aerazione anche in questi strati.

## Conclusioni

Dai risultati della ricerca emerge l'importanza del tipo di gestione sulla qualità del suolo nel suo complesso e, in particolare, ai fini dell'accumulo di sostanza organica. I suoli studiati, derivanti da argille plioceniche marine, se utilizzati per le normali colture agrarie, si mantengono estremamente carenti in S.O. (meno dell'1% di C organico), perché i processi di mineralizzazione-umificazione della microflora non permettono un bilancio positivo nella demolizione dei materiali organici che residuano nel terreno. Inoltre i processi erosivi, assottigliando gli strati superficiali più fertili, fanno sì che con le arature si incida continuamente il substrato pedogenetico. La lavorazione profonda si conferma un tipo di gestione dissipativa, non in grado di favorire accumulo di carbonio nel suolo, anche in presenza di rotazione colturale. Coltivazioni più conservative con prato stabile, se non sono pascolate intensamente, come accade nei terreni di Soveria Simeri, con gli anni permettono un accumulo in superficie del C organico e un conseguente miglioramento delle caratteristiche microbiologiche. Spesso con questa gestione i miglioramenti sono limitati allo strato superficiale, ma in ogni caso la copertura vegetale è in grado di ridurre l'erosione e cedere al terreno parte della sua sostanza organica. Lasciando il terreno incolto, con copertura a macchia, si nota come i miglioramenti delle caratteristiche biochimiche procedono anche verso gli strati più profondi e che, nei terreni con macchia di più antico insediamento (Soveria Simeri), vi sono notevoli differenze rispetto alle altre gestioni, anche negli strati più profondi. Tutti i suoli con macchia mediterranea presentano un basso rapporto Cmic/Corg, indice di una buona umificazione della sostanza organica, più stabile e difficilmente degradabile da parte della microflora.

Gli indicatori chimici e microbiologici studiati ci permettono di affermare che la gestione del suolo con copertura di macchia mediterranea è più conservativa rispetto alle altre studiate, sia per la risorsa organica totale che per la frazione vivente di essa.

## Ringraziamenti

Si ringrazia E.A.C. Costantini, G. L'Abate e S. Pellegrini per la scelta dei siti da campionare, la classificazione dei suoli e per aver fornito i dati su alcune analisi chimico-fisiche dei suoli.

## Bibliografia

- ALVAREZ R., O.J.SANTANATOGLIA, R.GARCÍA, 1995. Soil respiration and carbon inputs from crops in a wheat-soybean rotation under different tillage systems. *Soil Use Manag.* 11, 45-50
- ANDERSON J.P.E., K.H. DOMSCH, 1978. Mineralization of bacteria and fungi in chloroform-fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 207-213.
- ANDERSON T.H., K.H. DOMSCH, 1985. Determination of ecophysiological maintenances requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biol. Fertil. Soils*, 1, 81-89.
- ANGERS D.A., BOLINDER M.A., CARTER M.R., GREGORICH E.G., DRURY C.F., LIAMG B.C., VORONEY R.P., SIMARD R.R., DONALD R.G., BEYAERT R.P., MARTEL J., 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of estern Canada. *Soil Till. Res.*, 41: 191-201.

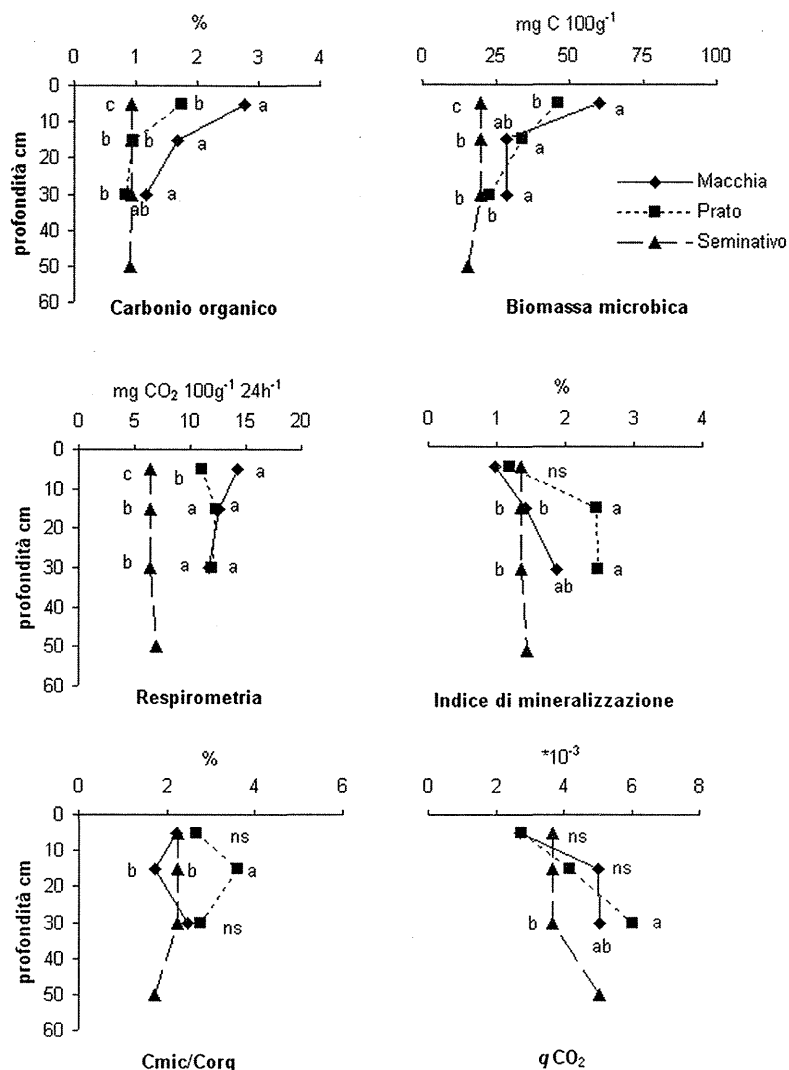


Figura 3. S. Quirico: Caratteristiche biochimiche e indici microbiologici alle diverse profondità nelle gestioni studiate

- BAROCCIO F., M.T. DELL'ABATE, A. BENEDETTI, 2002. Effetto della diversa gestione del suolo sulla conservazione della sostanza organica: indicatori chimici e microbiologici. Atti XX Convegno Nazionale SICA, 29-36.
- CAMPBELL C.A., MCCONKEY B.G., ZENTNER R.P., SELLES F., CURTIN D., 1996. Long term effects of tillage and crop rotation on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 76:395-401.
- DOMMERGUES Y., 1960. La notion de coefficient de mineralisation du carbone dans les sols. *L'Agronomie tropicale*, Vol 15, 1, 54-60.
- EDWARDS N.T., 1982. The use of soda-lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. *Pedobiologia* 23, 321-330.
- FRANZLUEBBERS A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66, 95-106.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION, 1998. World Reference Base for Soil Resources. Report N° 84, Rome, Italy.
- HERNANZ J.L., R. LÓPEZ, L. NAVARRETE, V. SÁNCHEZ-GIRÓN, 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil Till. Res.* 66, 129-141.
- KERN J.J., M.G. JOHNSON, 1993. Conservation tillage impacts on national and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 200-210.
- GAMBA C., C. PIOVANELLI, R. PAPINI, E. BATISTONI, S. SIMONCINI, G. VALBOA, G. BRANDI, 2004. Valutazione della qualità del suolo mediante indici microbici e chimici in un confronto fra prato stabile e rotazione con aratura profonda. *Bollettino SISS*, Vol. 53, 139-146.
- MOTTA A.C.V., D.W. REEVES, J.T. TOUCHTON, 2002. Tillage intensity effects on chemical indicators of soil quality in two coastal plain soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 33, 913-932.
- PAPINI R., C. GAMBA, C. PIOVANELLI, G. BRANDI, 2002a. Impact of tillage practices on seasonal nitrate dynamics, leaching and microbial activity in a crop rotation. In: *Developments in Soil Science*, Volume 28B (A. Violante, P. M. Huang, J. L. Bollag and L. Gianfreda Ed.). Academic Press New York, pp. 275-287.
- PAPINI R., C. PIOVANELLI, G. GAMBA, G. BRANDI, E. BATISTONI, 2002b. Influenza del tipo di lavorazione sulle caratteristiche biologiche e sul contenuto di sostanza organica e di azoto nel profilo del suolo in una monocoltura di mais. Atti XVII Convegno Nazionale SICA, 331-338.
- PIOVANELLI C., M.T. CECCHERINI, M. CASTALDINI, M. PAGLIAI, N. MICLAUS, 1998. Tillage impact on soil quality: II. Biological properties in surface soil. *Ital. J. Agron.*, 2,1, 21-27.
- PIOVANELLI C., C. GAMBA, M. PAGLIAI, R. PAPINI, G. BRANDI, F. CAPUTO, 1999. Effetto di diverse lavorazioni del suolo su alcune attività microbologiche. Atti XX Convegno Nazionale SICA, 123-130.
- ROSS D.J.K., R. TATE, A. CAIRNS, K.F. MEYRICK, E.A. PANSIER, 1982. Restoration of pasture after topsoil removal: effect of soil carbon and nitrogen mineralization, microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 14, 575-581.
- SALINAS-GARCÍA J.R., J. DE J. VELÁZQUEZ-GARCÍA, M. GALLARDO-VALDEZ, P. DÍAZ-MEDEROS, F. CABALLERO-HERNÁNDEZ, L.M. TAPIA VARGAS, E. ROSALES-ROBLES, 2002. Tillage effects on microbial biomass and nutrient distribution in soils under rain-fed corn production in central-western Mexico. *Soil Till. Res.* 66, 143-152.
- SEQUI P., M. DE NOBILI, 2000. Carbonio Organico. In: *Metodi di analisi chimica del suolo* (Violante P. Coordinatore). Franco Angeli ed., Milano.
- VALBOA G., G. ARAMINI, C. COLLOCA, A.M. COREA, S. MOLFESE, R. PAONE, 2003. Erosione dei suoli: riflessi sulla produttività del grano duro. *Genio Rurale*, 6, 17-25.
- WEST A.W., G.P. SPARLING, 1986. Modification to the substrate-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of differing water contents. *J. Microbiol Meth.* 5, 117-189.



## RICOSTITUZIONE DEI SUOLI NELLE AREE DI CAVA: UN APPROCCIO MULTIDISCIPLINARE

C. Glorioso<sup>1</sup>, C. Buondonno<sup>1</sup>, G. Cicia<sup>2</sup>, E. Coppola<sup>1</sup>, C. de Lauro<sup>2</sup>,

T. Del Giudice<sup>2</sup>, F. Previtali<sup>3</sup>, S. Vacca<sup>4</sup> e A. Buondonno<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli via Vivaldi 43, 81100 Caserta

<sup>2</sup> Centro per la Formazione in Economia e Politica dello Sviluppo Rurale di Portici (NA) e Dipartimento di Economia e Politica Agraria, Università degli Studi di Napoli "Federico II", via Università 96, Portici (NA)

<sup>3</sup> Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano-Bicocca, piazza della Scienza 1, 20126 Milano

<sup>4</sup> Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Sezione di Pedologia, Università di Sassari, Località Sa Terra Mala, 08100 Nuoro

### Riassunto

E' stato condotto uno studio multidisciplinare finalizzato a definire le linee guida per la ricostituzione dei suoli nelle aree di cava. Il caso-studio considerato si riferisce al territorio del Comune di Casagiove in provincia di Caserta. La preliminare indagine pedologica-ambientale e la successiva analisi socio-economica condotta utilizzando il metodo del *Choice Model* hanno consentito di individuare lo scenario "oliveto" come modello ottimale di ricomposizione delle aree di cava. Tale scenario è infatti pienamente compatibile con le specifiche condizioni pedoclimatiche e presenta il più elevato rapporto beneficio sociale/costi. E' stato quindi progettato, secondo i criteri della Pedotecnica, un suolo antropogenico idoneo ad ospitare la coltura dell'olivo, rappresentato, nella fattispecie, da un Anthropic Regosol (Spolic-Garbic) formato da una successione di quattro proto-orizzonti artificiali "Man-made".

**Parole chiave:** Cave, Choice Model, Pedotecnica, Ricomposizione Ambientale, Suoli Antropogenici.

### Abstract

A multi-disciplinary study was undertaken aiming at defining the suitable guide-lines for soil rebuilding in quarry areas. A study-case in Casagiove town (Caserta province, Campania region) was considered. A preliminary pedo-environmental survey together with a subsequent social-economical analysis by the *Choice Model* method allowed us to identify the "olive-yard" as the most convenient model for the restoration of quarry areas. In fact, such a scenario is fully compatible with the local pedoclimatic condition, and it provides the largest ratio social benefit/costs. According to pedotechnical criteria, an anthropogenic soil suitable for olive cropping was then designed, represented by an Anthropic Regosol (Spolic-Garbic) assembled by four artificial "Man-made" proto-horizons.

**Key words:** Quarries, Choice Model, Pedotechnique, Land Restoration, Anthropogenic Soils.

### Introduzione

Le problematiche di recupero funzionale delle aree di cava sono fortemente sentite in Campania, dove sono presenti oltre 600 cave, di cui circa 260 dismesse o abbandonate. L'impatto ambientale è particolarmente elevato in provincia di Caserta (Buondonno, 2001; Rigillo *et al.*, 2001), dove insiste la maggior parte delle cave della regione (~ 260, oltre il 30%), sia attive che abbandonate, e vengono estratte le maggiori quantità di inerti, soprattutto calcare (~ 20% del fabbisogno nazionale) dei complessi carbonatici che circondano la Piana Campana. Le tecniche estrattive, tutte "a cielo aperto", e le modalità di estrazione e gestione, in tutti i casi illecite o illegali per uno o più aspetti, hanno da tempo determinato gravissime situazioni di dissesto territoriale e degrado del paesaggio, con danni ambientali stimati in 3 500 M€ (Santangelo, 1996; Buondonno, 1997).

La normativa in tema di attività estrattive in Campania, definita sostanzialmente dalle LL. RR. 54/85 e 17/95 è piuttosto complessa e, per molti aspetti, controversa (Buondonno A., 1997). In ogni caso, quali che siano le condizioni di esercizio e la legittimità dei titoli, le norme impongono che all'attività estrattiva seguano interventi di ricomposizione ambientale dei luoghi. L'art. 9 della L.R. 54/85, al comma 1, precisa: "Per ricomposizione ambientale si intende l'insieme delle azioni da realizzare di norma contestualmente alla coltivazione della cava, ..., aventi lo scopo di realizzare sull'area ove si svolge l'attività di cava un assetto dei luoghi ordinato e tendente alla salvaguardia dell'ambiente naturale ed alla conservazione della possibilità di riutilizzo del suolo". Il comma 2 del medesimo art. 9 specifica che "La ricomposizione ambientale deve prevedere: a) la sistemazione idrogeologica, cioè la modellazione del terreno atta ad evitare frane o ruscellamenti e le misure di protezione dei corpi idrici suscettibili di inquinamento; b) il risanamento paesaggistico, cioè la ricostituzione dei caratteri generali ambientali e naturalistici dell'area, in rappor-



to con la situazione preesistente e circostante, attuata sia mediante un opportuno raccordo delle superfici di nuova formazione con quelle dei terreni circostanti, sia mediante il riporto dello strato di terreno di coltivo o vegetale preesistente, eventualmente insieme con altro con le stesse caratteristiche, seguito da semina o da piantumazione di specie vegetali analoghe a quelle preesistenti, anche commiste con altre a rapido accrescimento; c) la restituzione del terreno agli usi produttivi agricoli, analoghi a quelli precedentemente praticati, anche se con colture diverse”.

Gli stessi principi sono stati recentemente recepiti e ribaditi dal recente Piano regionale delle Attività Estrattive (P.R.A.E.) della Regione Campania (2003), con particolare riferimento all'art. 5.2 delle "Linee Guida", dove si sottolinea che la ricomposizione ambientale va eseguita contemporaneamente allo svolgimento dell'attività di coltivazione. La prima fase della ricostituzione dei luoghi è quindi necessariamente la ricostituzione di suoli che, per le peculiari genesi e modalità di messa in posto, saranno di fatto suoli antropogenici. A tal fine, il gestore dell'attività estrattiva è tenuto ad accantonare il materiale terroso derivante dall'asportazione della coltre pedologica per poterlo riutilizzare nelle operazioni di ricomposizione ambientale. Tale prescrizione è di fatto disattesa, dal momento che non solo le operazioni di ricomposizione non vengono effettuate contestualmente alle attività di estrazione, come invece previsto dalla normativa, ma nella maggior parte dei casi sia le modalità di coltivazione, a strapiombo, sia il frequente sconfinamento su superfici non autorizzate fa sì che venga a mancare lo spazio fisico su cui predisporre in modo ordinato l'accantonamento del materiale terroso stesso. Occorre quindi fare ricorso ad altri materiali terrosi, o comunque a matrici inorganiche ed organiche pedogenizzabili, reperibili sul territorio, per poter procedere alle attività di pedotecnica per la progettazione e ricostituzione di un suolo antropogenico idoneo allo specifico ambiente pedoclimatico (Koolen e Rossignol, 1998). Sotto il profilo giuridico, tale opzione è sancita dalle norme vigenti (D.M. 22/97 e s.m. e i., D.M. 5/2/98) che, nell'ottica del recupero degli scarti, individuano le matrici inorganiche ed organiche ammissibili per la ricomposizione ambientale. Si tratta peraltro di alcuni dei materiali identificati dal WRBSR (FAO-ISRIC-ISSS, 1998) come "*anthropogeomorphic materials*" diagnostici dei Regosols antropogenici (Anthropic Regosols), in particolare dei materiali Garbic (residui organici), Spolic (materiali terrosi da sterco, dragaggio, residui di cava), Urbic (inerti da edilizia, manufatti). Non sono invece ammissibili i materiali Reductic, in quanto rappresentati da residui organici non stabilizzati. La possibilità concreta dell'utilizzo di uno o più di tali materiali per la ricomposizione ambientale rappresenta certamente un'interessante opportunità sia dal punto di vista tecnico-pratico sia ai fini del riequilibrio ambientale (Brown et al., 1998). Per quanto detto, le linee guida di ricostituzione dei suoli, e quindi le relative opzioni di scelta dei materiali e delle modalità di messa in posto, dovranno basarsi, anche in accordo con il dettato normativo, su una valutazione integrata che identifichi l'ottimale scenario di ricostituzione anche sulla base di considerazioni di carattere socio-economico oltre che pedoambientale. In tal senso, particolarmente efficaci e idonei sono i modelli di stima del valore ambientale sviluppati sulla teoria della Utilità Stocastica (Quandt, 1956; Luce, 1959), che consentono di risalire alla variazione di benessere collegata alla presenza/assenza del bene ambientale, espressa sotto forma di utilità monetizzata. Tali modelli hanno permesso, prima, di rendere estremamente affidabile uno strumento come la Valutazione Contingente (VC) (Hanemann, 1984; Cicia et al., 2001; Gios e Notaro, 2001), poi, di introdurre nella valutazione ambientale i *Choice Models* (Ben-Akiva, 1985; Hanley et al., 1999, Bennett e Blamey, 2001) che rappresentano il più aggiornato metodo di stima del valore delle risorse ambientali basato sulle metodologie di indagine delle "preferenze espresse". Tali metodi presentano una flessibilità superiore alla VC. Quest'ultima infatti si basa sulla elicitazione, attraverso la somministrazione di un questionario ad un campione di consumatori potenzialmente interessati al bene ambientale oggetto di valutazione, della disponibilità a pagare (DAP) per un ipotetico cambiamento nella fruizione del bene stesso. Il metodo della VC presenta, quindi, il limite di porre l'intervistato di fronte ad una sola alternativa: lo *status quo* e l'ipotetica variazione della disponibilità del bene ambientale oggetto di valutazione. I *Choice Models* invece permettono di porre l'intervistato di fronte ad un set più ampio di alternative, il *Choice Set*, ivi inclusa l'opzione di riferimento "zero", ovvero il mantenimento dello *status quo*. Le alternative nel *Choice Set* possono essere molto numerose, ma dal momento che il metodo richiede che l'intervistato sia in grado di scegliere quella maggiormente preferita, o di ordinarle tutte partendo dalla maggiormente gradita sino a quella meno apprezzata, si fissa a dieci il numero massimo di scelte (nove alternative).

Sulla base di queste considerazioni si è dato avvio ad uno studio finalizzato alla delineazione, nell'ambito di un intervento di ricomposizione ambientale delle aree di cava, di linee guida di riferimento per la ricostituzione dei suoli. In tal senso, il *Choice Set* è stato strutturato in modo da sottoporre alla scelta quegli scenari che, tra le diverse opzioni possibili, risultassero essere i più idonei sia in termini di coerenza con l'ambiente pedoclimatico presente e di concreta fattibilità in riferimento agli interventi di pedotecnica da eseguire, sia in funzione del ritorno socio-economico per la cittadinanza. L'alternativa finale scelta rappresenta dunque il modello di paesaggio su cui basare la definizione degli interventi di pedotecnica. Nel presente lavoro viene discusso un caso-studio relativo ad un'area di cava nella fascia pedemontana del Massiccio dei Tifatini (Caserta).

## Materiali e metodi

### Suoli

I suoli sono stati campionati e classificati in accordo con i criteri del World Reference Base for Soil Resources (FAO-ISRIC-ISSS, 1998).

### Elaborazione Cartografica Digitale

Per la realizzazione dei modelli tridimensionali digitali, ovvero dei Digital Elevation Model (DEM), raffiguranti lo "status quo" e il modello di gradonatura ridisegnato in funzione della predisposizione del sito per ospitare lo scenario ottimale, è stato utilizzato il software ILWIS 2.2 (ILWIS, 1998), operante in ambiente GIS, acronimo di Integrated Land and Water Information System. ILWIS è un software integrato che consente di realizzare un Sistema Informativo Territoriale (SIT) completo. Infatti oltre alle specifiche funzioni per trattare i dati vettoriali include anche quelle per manipolare immagini raster e dati numerici. ILWIS 2.2 risulta particolarmente versatile nella gestione ed elaborazione, anche complessa, di dati territoriali eterogenei per tipologia, unità di misura e dimensione. Alla notevole flessibilità in termini di trattazione numerica del database fanno riscontro, tuttavia, talune carenze nella semplicità, agilità ed estetica delle rappresentazioni, nonché nella capacità di gestire files di grandi dimensioni. Per questo motivo l'elaborazione grafica dei DEM è stata perfezionata utilizzando anche i software ArcView GIS 3.2 (1992-2000) e 3dem (1994-1999) per l'integrazione del trattamento dei dati vettoriali e raster.

### Choice Model

L'indagine socio-economica è stata condotta utilizzando un *Choice Model* nella versione Multinomial Logit (McFadden, 1974). Il *Choice Set* è stato formato da un numero discreto  $n$  di opzioni: 1 rappresentata dallo *status quo* attuale, senza ulteriori interventi di ricomposizione, ed  $n-1$  possibili alternative di ricomposizione ambientale, identificate sulla base dell'indagine preliminare di inquadramento generale e di valutazione della consistenza del patrimonio agro-forestale. È stato quindi definito un set di  $n-1$  costi a carico dei cittadini (una ipotetica tassa annuale) da associare in modo casuale a ciascuno degli  $n-1$  scenari, ottenendosi così differenti permutazioni scenari-costi; al mantenimento dello *status quo* è stato in ogni caso associato il costo zero. Le possibili opzioni sono state sottoposte ad un campione di 400 famiglie, rappresentativo dei 14850 cittadini del territorio comunale. Agli intervistati è stato richiesto di indicare l'alternativa preferita secondo una gerarchia di scelta. L'elaborazione dei dati secondo la procedura del Multinomial Logit ha permesso di stimare della disponibilità a pagare (DAP) media del campione socio-economico oggetto di indagine per le diverse alternative offerte. Tale stima, ponderata sull'intera popolazione del territorio in esame, nonché sul numero minimo di anni, stimato pari a cinque, necessario per un idoneo follow-up della ricomposizione, ha consentito l'analisi del beneficio, espresso in termini monetari, derivante dall'adozione dei diversi scenari di ricomposizione ambientale.

## Risultati e discussioni

L'indagine è stata suddivisa in quattro fasi principali:

- inquadramento generale dell'ambiente delle aree di cava, caratterizzazione delle risorse pedologiche e agro-forestali, restituzione cartografica del DEM;
- individuazione dei possibili scenari di ricomposizione ambientale e delimitazione delle alternative del *Choice Set*;
- indagine socio-economica finalizzata alla definizione dello scenario ottimale di ricostituzione per l'individuazione della copertura vegetale idonea e relativa Analisi Costi-Benefici (ACB);
- ipotesi di rimodellamento delle superfici e progettazione del suolo antropogenico in funzione della tipologia di scenario ottimale.

### 1. Inquadramento generale

L'area di cava oggetto di studio, di circa 150 000 m<sup>2</sup>, ricade nella fascia collinare a nord del territorio del Comune di Casagiove (CE) (Figura 1). In base al PRG comunale, essa è soggetta a vincolo paesaggistico, ed è classificata come "territorio agricolo collinare" e "territorio destinato al recupero pedemontano", ovvero al risanamento paesaggistico ed al rilancio dell'economia. Dal punto di vista geologico la dorsale collinare è costituita da dolomie

e calcari dolomitici saccaroidi del Giurassico e da calcari microcristallini bianchi del Cretacico a Diceratidae e rare Radiolitidae, mentre nella fascia pedemontana si ritrova il "Tufo grigio" costituito dalla fase dell'ignimbrite trachitica-trachifonolitica del Roccamonfina-Piana Campana,

Il bilancio termopluviometrico ( $\Sigma T = 187^\circ\text{C}$  e  $\Sigma P = 818$  mm) presenta punte di piovosità in aprile e novembre, con deficit nel periodo giugno-agosto. Alle quote più elevate della fascia collinare si ritrovano i Calcaric Leptosols. Nella fascia pedemontana si ritrovano gli Haplic Andosols, profondi, sviluppati sull'ignimbrite, mentre nelle aree urbane e periurbane sono frequenti gli Anthropic e gli Urbic Regosols. Nella aree di cava, prima dell'avvio delle attività estrattive, erano presenti prevalentemente gli Haplic Andosols caratteristici della fascia pedemontana; attualmente, sulle superfici interessate dalle attività estrattive i suoli mancano del tutto; si riscontrano occasionalmente solo fasi iniziali di sviluppo di Lithic Leptosols.

Il patrimonio agroforestale, pur se fortemente depauperato per le gravi condizioni di degrado ambientale, è sostanzialmente rappresentato da formazioni di latifoglie decidue (*Quercetalia pubescentis*) e di quelle della macchia mediterranea (*Quercetalia ilicis*), con prevalenza, tra le essenze arboree, di roverella, leccio, castagno, nocciolo, frassino, carpino, acero, insieme con coltivazioni di olivo e, più sporadicamente, di vite. Frequente l'ampelodesma nelle aree danneggiate da incendi.

## 2. Individuazione dei possibili scenari di ricomposizione ambientale come alternative di scelta nel *Choice Set*

Una volta individuate le tipologie pedologiche e vegetazionali arboree connaturate all'ambiente di studio, è stata intrapresa la seconda fase finalizzata a identificare i possibili scenari da proporre come alternative di scelta nel *Choice Set*, cui conformare il progetto di ricomposizione ambientale. Nell'ambito del caso-studio in oggetto, va innanzitutto rilevato che, fino agli anni 1950-60, il territorio di Casagiove ha espresso una tradizionale e consolidata vocazione alla ruralità ed alla qualità dell'ambiente, tipicamente diffusa, ed in parte tuttora presente, nelle fasce pedemontane/collinari caratterizzate dalla presenza dei fertili Andosols; successivamente, l'asse degli interessi economici si è maggiormente spostato verso la fascia urbanizzata di pianura a ridosso delle maggiori vie di comunicazione, in particolare la SS 7 Appia, dove si è innestato un nuovo sviluppo economico orientato verso il settore commerciale. Pertanto, in considerazione dei risultati derivanti dalla caratterizzazione delle risorse pedologiche ed agro-forestali, dall'analisi delle destinazioni d'uso previste dal PRG, nonché dalla valutazione delle peculiarità storico-socio-economiche del territorio, si sono individuati quattro principali scenari di scelta per la compilazione del *Choice Set* e, quindi, per il successivo indirizzo del progetto di ricomposizione ambientale. In accordo con i criteri del *Choice Model*, ai quattro scenari va aggiunto lo scenario di base costituito dall'opzione "zero" di riferimento, nella quale l'area di cava è sottoposta ad interventi di sola stabilizzazione, e l'eventuale ripristino vegetazionale è lasciato ai processi naturali. Le altre quattro opzioni prevedono rimodellamenti ed interventi di pedotecnica *ad hoc* per la ricostituzione dei seguenti differenti paesaggi: specie della macchia mediterranea con prevalenza di leccio e roverella; parco pubblico con essenze ornamentali; oliveti; oliveti commisti ad orti. Si perviene così a 16 (+1) possibili combinazioni scenari-costi con 24 (+1) permutazioni di possibili opzioni di scelta diversamente ordinate.

## 3. Analisi Costi-Benefici e definizione dello scenario ottimale di ricostituzione

Una volta individuati gli scenari di ricomposizione più idonei, si è proceduto alla redazione del *Choice Set* da sottoporre alla cittadinanza, composto dalle seguenti opzioni: a) *status quo* a costo zero; b) bosco; c) oliveto; d) parco pubblico; e) orti e oliveto, ciascuna con un costo associato di volta in volta variabile. La variabilità stocastica dei costi associati agli scenari si rende necessaria al fine di evitare una scelta basata unicamente sul criterio del "risparmio economico", e per fare invece emergere una gerarchia di "preferenze espresse" in relazione al valore ambientale che la cittadinanza attribuisce al bene da ricostruire, e che si traduce in "disponibilità a pagare" (DAP) l'ipotetica tassa.

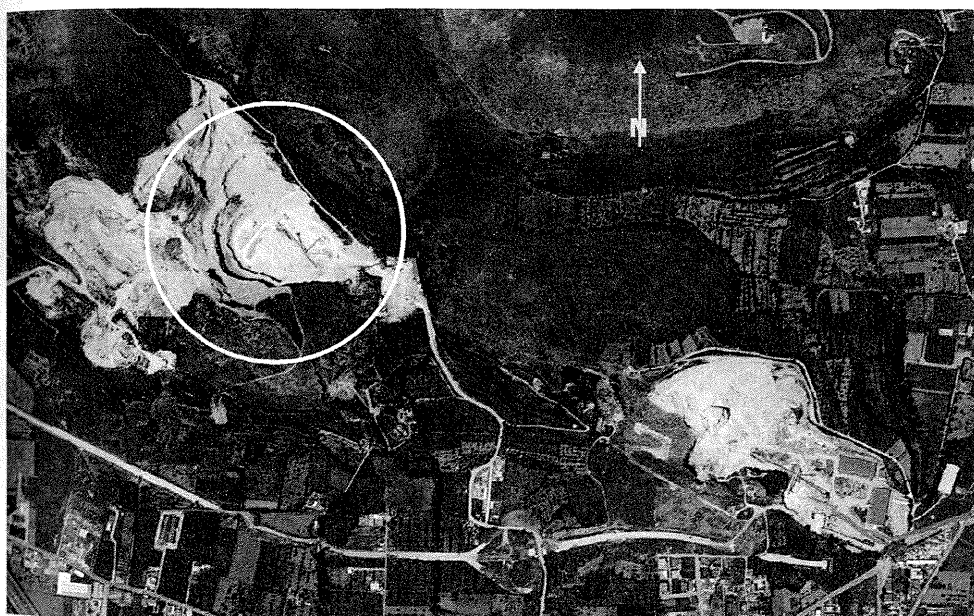
La tabella 1 riporta i risultati del modello Multinomial Logit elaborati sotto forma di disponibilità a pagare (DAP) media (ottenuta attraverso il rapporto tra i coefficienti relativi alla singola alternativa e il coefficiente del pagamento richiesto), i valori aggregati dei benefici e dei costi associati ad ogni singolo scenario di recupero, nonché la valutazione del beneficio sociale. Il valore del "beneficio" è calcolato come sommatoria delle DAP individuali, mentre i costi si riferiscono alla realizzazione completa dell'intervento di ricomposizione, ivi inclusi la ricostituzione *ad hoc* dei suoli idonei ad ospitare le colture, la piantumazione delle specie scelte, nonché tutti i necessari interventi agrotecnici per un idoneo follow-up di cinque anni per garantire l'andata a regime degli scenari. I costi, pertanto, andranno ripartiti in cinque anni. E' da rilevare ancora che i costi relativi alla trasformazione della gradonatura (splateamen-

to, terrazzamenti, sistemazione idraulica) spettano, in accordo con la normativa vigente (L.R. 54/85), esclusivamente ai gestori delle attività estrattive.

**Tabella 1.** Scenari di scelta con costo  $\neq 0$ , Disponibilità a pagare media (DAP), parametri statistici, Benefici, Costi e Beneficio Netto Sociale per alternativa

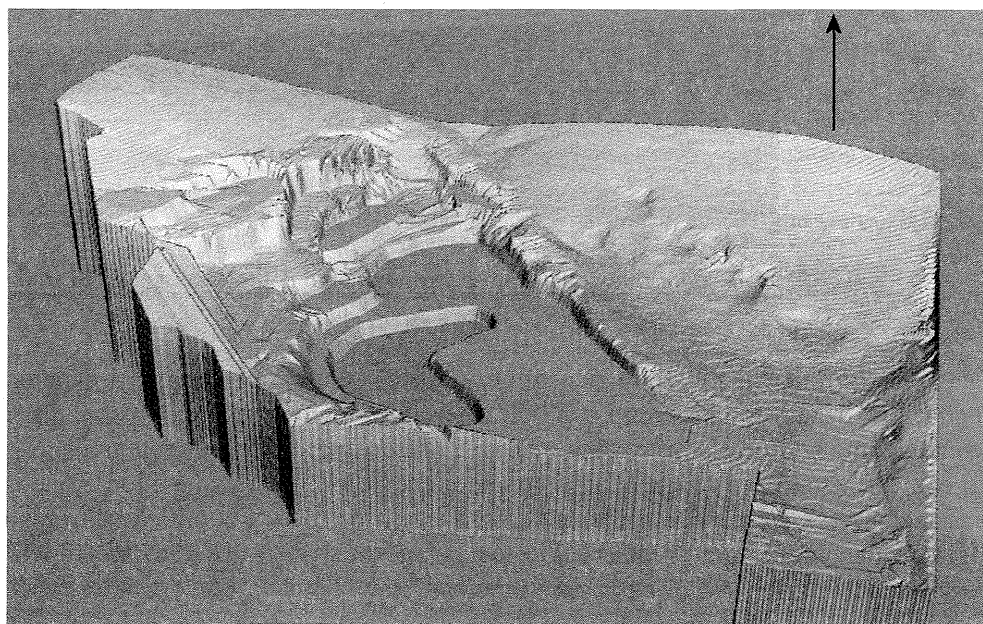
| Choice         | DAP   | Std. Error | z-statistic | Benefici  | Costi     | Beneficio Netto Sociale |
|----------------|-------|------------|-------------|-----------|-----------|-------------------------|
| Bosco          | 44.06 | 12.393     | 0.004       | 1 349 765 | 569 478   | 780 287                 |
| Oliveto        | 49.72 | 10.522     | 0.000       | 1 523 343 | 676 506   | 846 837                 |
| Parco Pubblico | 24.01 | 8.786      | 0.006       | 735 615   | 1 377 282 | - 641 667               |
| Orti e Oliveto | 40.79 | 9.765      | 0.000       | 1 249 877 | 1 035 612 | 214 265                 |

Come è possibile osservare dai risultati ottenuti, la stima della DAP ha dato luogo a parametri coerenti nei segni e statisticamente significativi (Wald statistic = 35.693;  $\chi^2 = 0.0000$ ). L'alternativa "oliveto" è risultata la maggiormente preferita con una DAP di € 49.72 seguita dall'alternativa "recupero a bosco" con € 44.06. A breve distanza, si colloca l'alternativa "orto e uliveto" con € 40.80, mentre notevolmente distanziata si trova l'alternativa "parco pubblico" con una DAP media di € 24.01. Dall'aggregazione di questi valori sulla popolazione e dal loro confronto con i costi di realizzazione dei diversi scenari si ottiene che la soluzione "ottimale", da un punto di vista socio-economico, risulta l'alternativa "oliveto", che dà luogo ad un beneficio netto di € 846.837, mentre è da sottolineare il valore negativo del beneficio netto sociale relativo all'alternativa "parco pubblico".



**Figura 1.** Ortofoto del territorio di Casagiove interessato dalle attività estrattive. L'area cerchiata (150 000 m<sup>2</sup>) evidenzia la cava oggetto di studio. La freccia indica il Nord

**Figura 2.** Ricostruzione tridimensionale (DEM) della cava oggetto di studio allo status quo. Passo = 1 m. La freccia indica il Nord





#### 4. Rimodellamento dell'area e progettazione del suolo antropogenico

Nella quarta fase dell'indagine è stato innanzitutto realizzato il DEM della cava dell'area in oggetto (Figura 2), al fine di analizzare preliminarmente la superficie tridimensionale della cava scendendo a grande dettaglio (passo = 1 m), e quindi di delineare il riadeguamento morfologico in funzione della destinazione d'uso. Considerando che lo scenario prescelto è l'oliveto, è necessario prendere innanzitutto in considerazione i requisiti che definiscono l'attitudine ottimale a tale coltura (Tabella 1).

Tabella 2. Condizioni ottimali di attitudine dei suoli alla coltura dell'olivo (da Cremaschi e Rodolfi, 1991)

|                                    |                              |  |
|------------------------------------|------------------------------|--|
| Pendenza: 5 ÷ 20 %                 | Profondità: > 1.00 m         | Tessitura: da F a FLA                    |
| Erosione: debole - moderata        | Drenaggio: buono             | AWC: 150 ÷ 200 mm                        |
| Pietrosità: 0 ÷ 3 %                | Scheletro: < 35 %            | Lavorabilità / Trafficità: buona - media |
| Rocciosità: 0 ÷ 10 %               | pH: 7.4 ÷ 8.4                | Falda temporanea: > 0.75 m               |
| Inondazione: assente - occasionale | C.E.: 0 ÷ 2dS m <sup>1</sup> | Falda permanente: > 1.00 m               |
| Clima: favorevole                  | CaCO <sub>3</sub> : 1 ÷ 20 % | Prof. Orizzonte k: > 0.60 m              |

I requisiti climatici ed idrologici sono intrinsecamente soddisfatti in quanto connaturati al pedoambiente studiato; quelli relativi a giacitura, erodibilità e quelli gestionali vanno acquisiti, anche in accordo con il dettato normativo regionale concernente i criteri di ricomposizione (LL.RR. 54/85, 17/95; PRAE 2003). Lo schema di rimodellamento prevede: a) un idoneo terrazzamento (Figura 3) per la messa in sicurezza idrogeologica dei siti; b) una opportuna rete di infrastrutture, servizi e accessi; c) lo scavo di buche per la messa in posto del suolo antropogenico. Le dimensioni della buca, l'orizzontazione del suolo, le sue caratteristiche pedochimiche, e quindi la scelta dei materiali utilizzabili si dovranno conformare ai requisiti indicati in tabella 1.

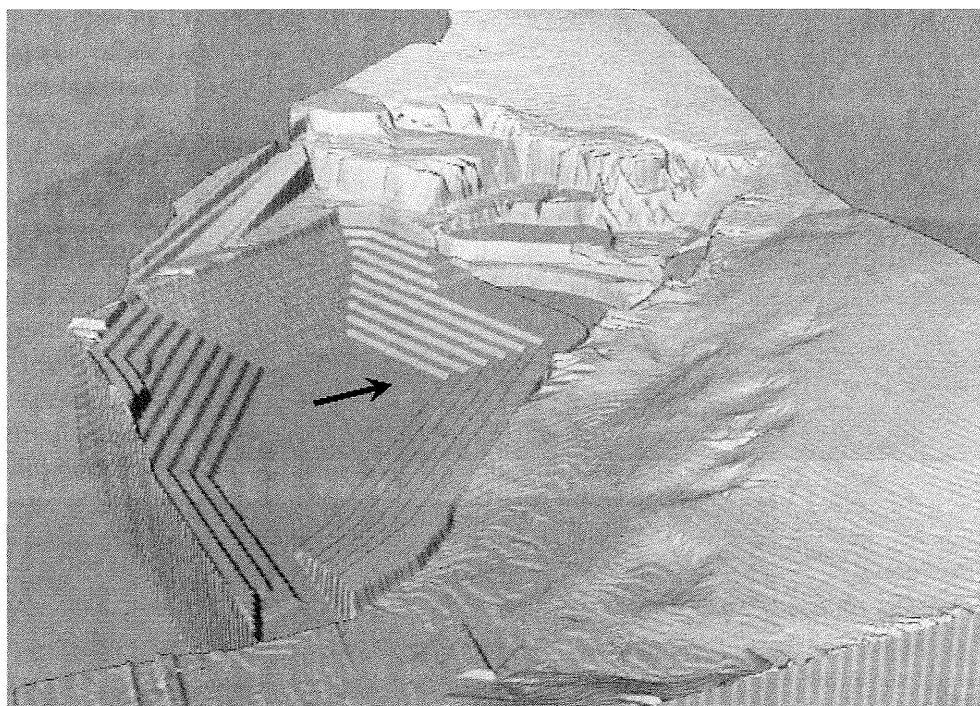


Figura 3. Proposta di rimodellamento e terrazzamento della cava oggetto di studio. La freccia indica il nord

Praticamente, verrà ricostituito un suolo antropogenico con i caratteri di uno Spolic-Garbic Anthropic Regosol, realizzato con differenti strati di materiali spolici e garbici. Tali strati possono essere considerati diagnostici, dal momento che in essi si ritrovano materiali diagnostici; tuttavia non potrebbero, a rigor di termini, essere considerati come orizzonti pedogenetici, dal momento che la loro presenza e allocazione non deriva da processi pedogenetici *sensu stricto* ma esclusivamente dall'azione intenzionale dell'uomo. Per altro, taluni materiali spolici eventualmente già pedogenizzati, quali i materiali terrosi da scavo, si sono differenziati ed evoluti sotto la spinta di fattori e processi operanti in altri tempi ed in altri ambienti pedoclimatici, comunque estranei alla situazione attuale "here and

now". Pertanto, per superare tale contraddizione formale, denomineremo convenzionalmente tali strati come "proto-orizzonti", identificati dalla lettera M (Man-Made), per indicarne la peculiarità di materiale antropogeomorfo potenzialmente pedogenizzabile, messo in posto dall'uomo. L'orizzontazione iniziale sarà del tipo M1-M2-M3-2M4-2R, con gli specifici caratteri riportati in tabella 2.

Tabella 3. Organizzazione dell'Anthropic Regosol (Spolic-Garbic)

| Protoorizzonti  | Caratteri principali  |
|-----------------|---|
| M1 0 ÷ 20 cm    | Spolic-Garbic, drenaggio buono, scheletro comune, franco, neutro-alcalino, C organico = 20 g kg <sup>-1</sup> . |
| M2 20 ÷ 40 cm   | Spolic-Garbic, drenaggio buono, scheletro comune, franco, neutro-alcalino, C organico = 15 g kg <sup>-1</sup> . |
| M3 40 ÷ 80 cm   | Spolic-Garbic, drenaggio buono, scheletro comune, franco, neutro-alcalino, C organico = 10 g kg <sup>-1</sup> . |
| 2M4 80 ÷ 120 cm | Spolic da residui calcarei, drenaggio rapido, scheletro molto abbondante, ghiaioso grossolano, alcalino.        |
| 2R > 120 cm     | Roccia carbonatica  |

Quanto ai materiali da utilizzare, la scelta si dovrà basare sui criteri di:

- massima sicurezza ambientale;
- massima pedocompatibilità;
- massima economicità in termini di disponibilità sul territorio.

In tal senso, le matrici inorganiche più idonee appaiono essere in prima istanza le terre da scavo, abbondanti sul territorio e costituite prevalentemente da materiali ignimbrici, geneticamente affini ai substrati dei suoli asportati dall'attività di cava, o anche i residui delle attività di estrazione del tufo. Di questi ultimi sono già state studiate le caratteristiche chimiche e chimico-fisiche e la capacità di interagire con la sostanza organica a formare aggregati organo-minerali stabili, precursori dei ped (Buondonno *et al.*, 2002). La componente organica va individuata nei compost o nei letami pellettati. In ogni caso i materiali dovranno essere vagliati alla opportuna granulometria.

### Conclusioni

I risultati ottenuti indicano che le problematiche di ricomposizione ambientale delle aree di cava, come tutte le problematiche che riguardano il territorio nella sua complessità dinamica, devono essere affrontate e risolte sulla base di un approccio multidisciplinare, che, nel contesto del caso-studio, ha trovato nella pedologia e nelle scienze socio-economiche i due principali assi portanti. Ad esse è stato fondamentale integrare efficacemente gli strumenti cognitivi ed applicativi di tutte quelle discipline cui si è fatto ricorso per ottenere un quadro chiaro, realistico e sintetico della situazione, sia di fatto che di progetto, quali agronomia, botanica, cartografia digitalizzata, geologia, statistica. Nello specifico, l'analisi del caso-studio e l'articolazione delle fasi di indagine concorrono a porre concrete basi per lo sviluppo di strategie di Pedotecnica per la riqualificazione dei territori degradati. Sotto questo aspetto, sia l'organizzazione dell'indagine sia i risultati concreti conseguiti possono costituire la base per la formulazione di un protocollo analitico-decisionale di ricomposizione ambientale, ampiamente trasferibile e, quindi, utilizzabile per la risoluzione di problematiche analoghe in ambiti territoriali e realtà socio-economiche affini sia a livello nazionale che internazionale.

### Ringraziamenti

Parte della cartografia digitalizzata tridimensionale è stata elaborata presso il Centro Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali dell'Università di Bologna. Si ringrazia il gruppo di lavoro del laboratorio di cartografia, Dott. Alessandro Buscaroli, Dott. Massimo Gherardi, Dott.ssa Samantha Lorito, coordinati dal Prof. Gilmo Vianello, per la cortese ospitalità ed il prezioso supporto.

### Bibliografia

- BEN-AKIVA M., LERMAN S. R., 1985. Discrete choice analysis: theory and applications to travel demand, The MIT Press.
- BENNETT J., BLAMEY R. 2001. The choice modeling approach to environmental valuation, Edward Elgar, USA
- BROWN S., SCOTT ANGLE J., JACOBS L., 1998. Beneficial Co-Utilization of agricultural, municipal and industrial by-products, Kluwer Academic Pub., Dordrecht, The Netherlands.
- BUONDONNO A. 1997. Rapporto sulle aree di cava della Città di Caserta. Ipotesi di riqualificazione ambientale e di rilancio dell'economia nella fascia dei Tifatini. Facoltà di Scienze Ambientali, Tipolitografia Molinaro, Aversa.
- BUONDONNO A. 2001. Le aree di cava della città di Caserta: dal dissesto geopedologico alla riqualificazione ambientale. In: Rigillo A., Trupiano G., Persico G., Pignataro G., Di Meo E. e Rigillo G. (eds.) La Città Continua. Il Sistema Urbano da Capua a Maddaloni, L'APERIA editrice, Caserta, 77-84.



- BUONDONNO A., COPPOLA E., BUCCI M., BATTAGLIA G., COLELLA A., LANGELLA A., COLELLA C., 2002. Zeolitized tuffs as pedogenic substrate for soil re-building. Early evolution of zeolite/organic matter proto-horizons. *Studies in Surface Science and Catalysis*, 147: 1751-1758.
- CICIA G., HANEMANN M. W., TAGLIAFIERRO C., 2001. La stima del danno ambientale derivante da attività estrattive a cielo aperto, in Marangon F., Tempesta T. (a cura di), *La valutazione dei beni ambientali come supporto alle decisioni pubbliche*, Forum.
- CREMASCHI M., RODOLFI G. 1991. *Il Suolo*. La Nuova Italia Scientifica, Roma.
- FAO-ISRIC-ISSS, 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84, Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- GIOS G., NOTARO S., 2001. La valutazione economica dei beni ambientali, CEDAM.
- HANEMANN W.M., 1984. Welfare Evaluations in Contingent Valuation experiments with Discrete Responses, *American Journal of Agricultural Economics*, 66, pagg. 332-41.
- HANLEY N., MURATO S., WRIGHT R. E., 1999. Choice modeling approaches: a superior alternative for environmental valuation, atti European Association of Environmental and Resource Economists Conference, Oslo, June.
- KOOLEN A.J., ROSSIGNOL J.P., 1998. Construction and use of artificial soils. *Soil Tillage Res.*, 47, 151-155.
- LUCE R.D., 1959. *Individual choice behavior: a theoretical analysis*, New York, Wiley.
- McFADDEN D., 1974. Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior, in P. Zarembka (ed.) *Frontiers in Econometrics*, New York Academic Press.
- QUANDT R.E., 1956. A probabilistic theory of consumer behavior, *Quarterly Journal of Economics* n. 70, 507-536.
- RIGILLO A., TRUPIANO G., PERSICO G., PIGNATARO G., DI MEO E., RIGILLO G. (eds.) 2001. *La Città Continua. Il Sistema Urbano da Capua a Maddaloni*, L'APERIA editrice, Caserta.
- SANTANGELO L., 1996. L'attività di cava in Campania: una proposta di Piano Regionale. In: Filangieri di Candida A., Cicia G. *Degrado Ambientale e Pianificazione Territoriale*. Università degli Studi di Napoli "Federico II", Dipartimento di Economia e Politica Agraria, Portici, 107-121.

### **Normativa**

- LEGGE REGIONALE n. 54 del 13-12-1985, Regione Campania, "Coltivazione di cave e torbiere". Bollettino Ufficiale della Regione Campania N. 72 del 24 dicembre 1985.
- LEGGE REGIONALE n. 17 del 13-4-1995, Regione Campania, "Modifiche ed integrazioni alla L.R. 54/85, concernente la disciplina della coltivazione delle cave e delle torbiere nella Regione Campania".
- DECRETO LEGISLATIVO 5 FEBBRAIO 1997, n. 22 "Attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CE sugli imballaggi e i rifiuti di imballaggio", *Gazzetta Ufficiale Serie Generale* N. 38 del 15/2/1997, S.O. N. 33.
- DECRETO MINISTERIALE 5 FEBBRAIO 1998, "Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22", *Gazzetta Ufficiale Serie Generale* N. 88 del 16/4/1998, S.O. N. 72.
- GIUNTA REGIONALE DELLA CAMPANIA, 2003. Piano Regionale delle Attività Estrattive. Documento integrativo e di aggiornamento della relazione Conclusiva di cui alla Delibera di Giunta Regionale n° 7253 del 27 dicembre 2001.

### **Softwares**

- 3dem. 1994-1999. [www.monumental.com/rshorne/3dem.html](http://www.monumental.com/rshorne/3dem.html)
- ArcView GIS 3.2a. 1992-2000. © Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA.
- ILWIS 2.2. 1998. ITC ILWIS Development, PCI Geomatics, Richmond Hill, Canada.

## DETERMINAZIONE DELLA RESPIRAZIONE DI DIVERSE COMPONENTI DEL SUOLO IN CONDIZIONI DI ELEVATA CO<sub>2</sub> E FERTILIZZAZIONE

Alessandra Lagomarsino<sup>1</sup>, Paolo De Angelis<sup>1</sup>, Stefano Grego<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle sue Risorse (DISAFRI), Università degli Studi della Tuscia, Viterbo; e-mail lagomarsino@unitus.it

<sup>2</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica (DABAC), Università degli Studi della Tuscia, Viterbo

### Riassunto

Il flusso di CO<sub>2</sub> dal suolo è la combinazione della respirazione delle radici (componente autotrofa) e dell'attività dei microrganismi associati alla rizosfera, dei batteri e funghi attivi negli orizzonti minerali ed organici, e dell'attività della pedofauna (componente eterotrofa). La conoscenza del diverso contributo di ciascuna componente è essenziale per valutare le possibili implicazioni dei cambiamenti ambientali sul ciclo globale del carbonio e in particolare per la stima della capacità dei suoli di agire come *sink* di carbonio.

Lo studio è stato condotto nell'area sperimentale POPFACE (Tuscania, Viterbo), dove all'interno di una piantagione di pioppo per produzioni di biomassa a ciclo breve (SRF), sono state realizzate 6 parcelle ottagonali di circa 300 m<sup>2</sup> con tre diversi cloni di pioppo (*P. alba*, *P. nigra* e *P. x euramericana*). Tre delle parcelle sono esposte ad una concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica di 550 ppm, per mezzo di un sistema di fumigazione in aria libera (FACE) e le restanti tre, di controllo, sono esposte alla concentrazione ambiente (circa 370 ppm). Inoltre, ogni parcella è suddivisa in due metà di cui una sottoposta a fertirrigazione azotata. Nell'aprile 2003 sono stati installati nel suolo dell'area sperimentale 108 tubi di PVC (3 tipologie x 3 genotipi x 2 fertilizzazioni x 6 plots) lunghi 50 cm, per studiare l'emissione di CO<sub>2</sub> associata alle diverse componenti secondo lo schema:

- componente solo eterotrofa non direttamente associata alla rizosfera: nel tubo è stato inserito il suolo precedentemente setacciato; non vi è possibilità di ulteriori input radicali (SRh);
- componente solo eterotrofa associata alla rizosfera: con l'inserimento dei tubi sono state tagliate le radici presenti senza ulteriori manipolazioni del suolo; non vi è possibilità di ulteriori input radicali (SRd);
- componente eterotrofa ed autotrofa: con l'inserimento dei tubi sono state tagliate le radici presenti senza ulteriori manipolazioni del suolo; è reso possibile lo sviluppo di nuove radici per mezzo di aperture laterali (SRr).

L'elevata CO<sub>2</sub> ha causato un aumento dell'attività di decomposizione microbica dei substrati carboniosi labili disponibili, in maniera più evidente in presenza di *input* provenienti dalle radici in decomposizione. L'ingresso delle radici fini nei tubi SRr può tuttavia aver provocato una compensazione o una inibizione dell'attività dei microrganismi del suolo in seguito alla competizione per l'assimilazione dei nutrienti.

**Parole chiave:** FACE, fertilizzazione azotata, respirazione del suolo.

### Abstract

Efflux of CO<sub>2</sub> from the forest soil is a combination of the activity of autotrophic roots and associated rhizosphere organisms, heterotrophic bacteria and fungi active in the organic and mineral soil horizons, and soil faunal activity. The contribution of each component needs to be understood to evaluate implications of environmental change on soil carbon cycling and sequestration. The study was performed in the POPFACE experimental station (Tuscania, VT), where in a SRF poplar plantation, were realized 6 experimental plots of 300 m<sup>2</sup> with three poplar genotypes (*P. alba*, *P. nigra* e *P. x euramericana*). Three of these plots are exposed to 550 ppm CO<sub>2</sub> concentration with a free air fumigation system (FACE technology) and three to ambient concentration (about 370 ppm). Moreover every plot is divided in two half, one with a fertirrigation system. In April 2003 108 PVC tubes 50 cm long were installed in the experimental area soils (3 typologies x 3 genotypes x 2 fertilization x 6 plots), in order to study the CO<sub>2</sub> efflux from soil from the different components :

- eterotrophic component not directly associated with rhizosphere: the soil was sealed and placed back in tubes; roots cannot influence the soil (SRh);
- eterotrophic component associated with rhizosphere: roots were trenched without any other disturbance of soil; roots cannot influence the soil (SRd);
- eterotrophic and autotrophic component: roots were trenched without any other disturbance of soil; openings in tubes permitted new roots to enter (SRr).

Elevated CO<sub>2</sub> treatment determined an enhancement of microbial decomposition activity of labile C substrates, more evident with inputs originating from dead roots. The roots entered in SRr tubes could provoke a compensation or a inhibition of microbial decomposition activity due to a competition between plants and microorganisms for nutrient acquisition.

**Key words:** FACE, nitrogen fertilization, soil respiration

## DETERMINAZIONE DELLA RESPIRAZIONE DI DIVERSE COMPONENTI DEL SUOLO IN CONDIZIONI DI ELEVATA CO<sub>2</sub> E FERTILIZZAZIONE

Alessandra Lagomarsino<sup>1</sup>, Paolo De Angelis<sup>1</sup>, Stefano Grego<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle sue Risorse (DISAFRI), Università degli Studi della Tuscia, Viterbo; e-mail lagomarsino@unitus.it

<sup>2</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica (DABAC), Università degli Studi della Tuscia, Viterbo

### Riassunto

Il flusso di CO<sub>2</sub> dal suolo è la combinazione della respirazione delle radici (componente autotrofa) e dell'attività dei microrganismi associati alla rizosfera, dei batteri e funghi attivi negli orizzonti minerali ed organici, e dell'attività della pedofauna (componente eterotrofa). La conoscenza del diverso contributo di ciascuna componente è essenziale per valutare le possibili implicazioni dei cambiamenti ambientali sul ciclo globale del carbonio e in particolare per la stima della capacità dei suoli di agire come *sink* di carbonio.

Lo studio è stato condotto nell'area sperimentale POPFACE (Tuscania, Viterbo), dove all'interno di una piantagione di pioppo per produzioni di biomassa a ciclo breve (SRF), sono state realizzate 6 parcelle ottagonali di circa 300 m<sup>2</sup> con tre diversi cloni di pioppo (*P. alba*, *P. nigra* e *P. x euramericana*). Tre delle parcelle sono esposte ad una concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica di 550 ppm, per mezzo di un sistema di fumigazione in aria libera (FACE) e le restanti tre, di controllo, sono esposte alla concentrazione ambiente (circa 370 ppm). Inoltre, ogni parcella è suddivisa in due metà di cui una sottoposta a fertirrigazione azotata. Nell'aprile 2003 sono stati installati nel suolo dell'area sperimentale 108 tubi di PVC (3 tipologie x 3 genotipi x 2 fertilizzazioni x 6 plots) lunghi 50 cm, per studiare l'emissione di CO<sub>2</sub> associata alle diverse componenti secondo lo schema:

- componente solo eterotrofa non direttamente associata alla rizosfera: nel tubo è stato inserito il suolo precedentemente setacciato; non vi è possibilità di ulteriori input radicali (SRh);
- componente solo eterotrofa associata alla rizosfera: con l'inserimento dei tubi sono state tagliate le radici presenti senza ulteriori manipolazioni del suolo; non vi è possibilità di ulteriori input radicali (SRd);
- componente eterotrofa ed autotrofa: con l'inserimento dei tubi sono state tagliate le radici presenti senza ulteriori manipolazioni del suolo; è reso possibile lo sviluppo di nuove radici per mezzo di aperture laterali (SRr).

L'elevata CO<sub>2</sub> ha causato un aumento dell'attività di decomposizione microbica dei substrati carboniosi labili disponibili, in maniera più evidente in presenza di *input* provenienti dalle radici in decomposizione. L'ingresso delle radici fini nei tubi SRr può tuttavia aver provocato una compensazione o una inibizione dell'attività dei microrganismi del suolo in seguito alla competizione per l'assimilazione dei nutrienti.

**Parole chiave:** FACE, fertilizzazione azotata, respirazione del suolo.

### Abstract

Efflux of CO<sub>2</sub> from the forest soil is a combination of the activity of autotrophic roots and associated rhizosphere organisms, heterotrophic bacteria and fungi active in the organic and mineral soil horizons, and soil faunal activity. The contribution of each component needs to be understood to evaluate implications of environmental change on soil carbon cycling and sequestration. The study was performed in the POPFACE experimental station (Tuscania, VT), where in a SRF poplar plantation, were realized 6 experimental plots of 300 m<sup>2</sup> with three poplar genotypes (*P. alba*, *P. nigra* e *P. x euramericana*). Three of these plots are exposed to 550 ppm CO<sub>2</sub> concentration with a free air fumigation system (FACE technology) and three to ambient concentration (about 370 ppm). Moreover every plot is divided in two half, one with a fertirrigation system. In April 2003 108 PVC tubes 50 cm long were installed in the experimental area soils (3 typologies x 3 genotypes x 2 fertilization x 6 plots), in order to study the CO<sub>2</sub> efflux from soil from the different components :

- eterotrophic component not directly associated with rhizosphere: the soil was seaved and placed back in tubes; roots cannot influence the soil (SRh);
- eterotrophic component associated with rhizosphere: roots were trenched without any other disturbance of soil; roots cannot influence the soil (SRd);
- eterotrophic and autotrophic component: roots were trenched without any other disturbance of soil; openings in tubes permitted new roots to enter (SRr).

Elevated CO<sub>2</sub> treatment determined an enhancement of microbial decomposition activity of labile C substrates, more evident with inputs originating from dead roots. The roots entered in SRr tubes could provoke a compensation or a inhibition of microbial decomposition activity due to a competition between plants and microorganisms for nutrient acquisition.

**Key words:** FACE, nitrogen fertilization, soil respiration

## Introduzione

Nel suolo è immagazzinata una enorme quantità di carbonio (si stima intorno alle 1660 Gt) (Torbert *et al.*, 2000) ed allo stesso tempo vi è un flusso rilevante verso l'atmosfera (68-100 Pg C a<sup>-1</sup>, comprendente la respirazione auto ed eterotrofa) (Rustad *et al.*, 2000), appare quindi evidente l'importanza del suolo, inteso come complesso in cui interagiscono l'ambiente biotico e l'ambiente abiotico, nel ciclo globale del carbonio e come anche piccoli cambiamenti nella respirazione del suolo possano aumentare o mitigare significativamente l'aumento atmosferico di CO<sub>2</sub>. I modelli di studio in genere suggeriscono che la capacità di un ecosistema di sequestrare il carbonio è fortemente regolata dalla permanenza del carbonio nel sistema (Schimel *et al.*, 1994) ed in tal senso il suolo è di gran lunga la componente più importante: il carbonio fissato mediante la fotosintesi ritorna all'atmosfera sotto forma di CO<sub>2</sub> in centinaia di anni se viene emesso attraverso il turnover della sostanza organica (Luo *et al.*, 2001).

Il flusso di CO<sub>2</sub> dal suolo è la combinazione dell'attività delle radici autotrofe e dei microrganismi associati alla rizosfera, dei batteri e funghi eterotrofi attivi negli orizzonti minerali ed organici, e dell'attività della pedofauna (Hanson *et al.*, 2000). Paul and Clark (1989) definiscono la rizosfera come la regione del suolo che subisce l'influenza delle radici ed in cui è presente una comunità microbica relativamente ampia che utilizza sostanza organica derivata dalle radici (rizodeposizioni) come substrato energetico primario. Il compartimento privo di radici consiste di una più piccola comunità microbica che ottiene l'energia necessaria da prodotti secondari che diffondono nel suolo dalla rizosfera e dalla sostanza organica proveniente dalla lettiera (Kelting *et al.*, 1997). Il tasso di attività microbica riflette la capacità di degradare la materia organica ed è una proprietà di tutti i microrganismi eterotrofi; l'andamento di questa decomposizione è usato comunemente per indicare lo stato biologico dei suoli (Nannipieri *et al.*, 1990).

La separazione delle componenti della respirazione del suolo presenta notevoli difficoltà dal punto di vista metodologico; con questo approccio sperimentale si è cercato di evidenziare l'effetto dei trattamenti FACE e di fertilizzazione sulle diverse componenti.

## Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nella stazione sperimentale POPFACE, situata nell'agro del comune di Tuscania (VT). All'interno di una piantagione di pioppo per produzioni di biomassa a ciclo breve (SRF), sono state realizzate sei parcelle sperimentali di circa 300 m<sup>2</sup> utilizzando tre diversi cloni di pioppo: *P. alba* (clone 2AS-11), *P. nigra* (clone Jean Pourtet) e *P. x euramericana* (clone I-214) (Scarascia Mugnozza *et al.*, 2000). Di queste sei parcelle, tre sono trattate con una concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica di 550 ppm per mezzo di un sistema di fumigazione in aria libera (FACE: Free Air CO<sub>2</sub> Enrichment) e le restanti tre, di controllo, sono esposte alla concentrazione ambiente pari a circa 370 ppm (Miglietta *et al.*, 2001). All'inizio del 2002, dopo tre stagioni di crescita, la piantagione è stata sottoposta a ceduzione dando così un nuovo ciclo di sviluppo. Ogni parcella è suddivisa in due metà di cui una sottoposta a fertilizzazione azotata a partire dal 2002. La fertilizzazione è stata realizzata durante la stagione di crescita (maggio-ottobre), con applicazioni settimanali la cui entità è stata stabilita in accordo alla crescita prevista nel corso della stagione e per i diversi anni (212 Kg N ha<sup>-1</sup> nel 2002 e 290 Kg N ha<sup>-1</sup> nel 2003). Nell'aprile 2003 sono stati installati nel suolo dell'area sperimentale 108 tubi di PVC (3 tipologie x 3 genotipi x 2 fertilizzazioni x 6 plots) lunghi 50 cm, per studiare l'emissione di CO<sub>2</sub> associata alle diverse componenti secondo lo schema:

componente solo eterotrofa non direttamente associata alla rizosfera: nel tubo è stato inserito il suolo precedentemente setacciato; non vi è possibilità di ulteriori input radicali (SRh);

componente solo eterotrofa associata alla rizosfera: con l'inserimento dei tubi sono state tagliate le radici presenti senza ulteriori manipolazioni del suolo; non vi è possibilità di ulteriori input radicali (SRd);

componente eterotrofa ed autotrofa: con l'inserimento dei tubi sono state tagliate le radici presenti senza ulteriori manipolazioni del suolo; è reso possibile lo sviluppo di nuove radici per mezzo di aperture laterali (SRr).

Le misurazioni sono state effettuate per mezzo di un sistema portatile per la misura della respirazione *in situ*, collegato ad un analizzatore di CO<sub>2</sub> all'infrarosso EGM 4 (PP Systems, UK). L'analizzatore è equipaggiato con una camera a circuito chiuso (SRC-1) dello stesso diametro dei tubi. Le tre tipologie di tubi sporgono dal suolo per circa 2 cm e, ponendo la camera sui tubi, il flusso di CO<sub>2</sub> viene calcolato dal tasso di incremento della concentrazione di CO<sub>2</sub> all'interno della camera. Le misurazioni della respirazione delle diverse componenti sono iniziate a maggio e continuate fino a novembre 2003 con cadenza mensile.

## Analisi statistica

La significatività statistica delle differenze e dell'interazione fra trattamenti è stata verificata per mezzo dell'analisi della varianza con il modulo GLM del software Systat 7.0 (SPSS Inc., USA).

## Risultati e discussione

Dai flussi di CO<sub>2</sub> non è stato possibile evidenziare un trend stagionale definito, in quanto probabilmente le eventuali fluttuazioni dovute alle condizioni ambientali (precipitazioni e temperatura) si sono sommate con quelle dovute all'asestamento del terreno all'interno dei tubi o all'ingresso delle radici dove possibile. In tabella 1 sono riportati i valori di respirazione ottenuti in media nel periodo di studio per i diversi trattamenti. E' subito evidente che la tipologia con le radici rimosse (*SRh*) mostra valori di respirazione più elevati rispetto alle altre (in media 8.3  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), probabilmente a causa della destrutturazione del suolo mediante il setacciamento e della rimozione delle radici con conseguenze sulla densità apparente del suolo. Nei tubi con possibilità di sviluppo radicale (*SRr*) i valori medi osservati sono risultati più che doppi (circa 7  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) di quelli misurati dai tubi senza possibilità di sviluppo radicale (circa 3  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), confermando l'importanza del ruolo delle radici nel determinare il flusso complessivo.

Dall'analisi delle tabelle 1 e 2, il trattamento con elevata CO<sub>2</sub> atmosferica (FACE) senza aggiunta di azoto (n) sembra avere determinato un incremento della respirazione microbica, per le tipologie con esclusione ed esclusione + rimozione radicale, attraverso due distinti meccanismi: nei tubi con esclusione + rimozione radicale (*SRh*) la maggiore presenza di substrati carboniosi labili in seguito al trattamento con elevata CO<sub>2</sub> (dati non mostrati) ha determinato un intensificarsi dell'attività di decomposizione da parte dei microrganismi in *P. alba* e in *P. nigra* ma non in *P. x euramericana*; diversamente nei tubi con la sola esclusione radicale (*SRd*) si è osservato un aumento significativo (tab. 3) del flusso eterotrofo in seguito all'arricchimento con CO<sub>2</sub> atmosferica, probabilmente in conseguenza di una diversa presenza di radici fini come mostrato da Lukac *et al.* (2003) nella stessa area sperimentale. L'aumento è visibile per tutte e tre le specie, ma anche in questo caso è stato più consistente in *P. alba* e in *P. nigra*. La presenza delle radici in via di decomposizione nei tubi *SRd* ha quindi agito nel senso di fornire un ulteriore *input* utilizzabile dai microrganismi della rizosfera.

Tabella 1. Valori dei flussi misurati in campo sulle tre diverse tipologie di tubi per i tre genotipi per i diversi trattamenti (n = 3). E' riportato inoltre il valore medio delle misure effettuate (n = 12)

|                    | <i>P. alba</i>                                     |            |            | <i>P. nigra</i> |            |            | <i>P. x euram</i> |            |            |
|--------------------|--|------------|------------|-----------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|
|                    | $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ |            |            |                 |            |            |                   |            |            |
|                    | <i>SRh</i>   | <i>SRd</i> | <i>SRr</i> | <i>SRh</i>      | <i>SRd</i> | <i>SRr</i> | <i>SRh</i>        | <i>SRd</i> | <i>SRr</i> |
| Control [n]        | 7.3  | 2.0        | 5.4        | 7.2             | 3.0        | 7.1        | 10.1              | 3.2        | 6.2        |
| Control [N]        | 7.9  | 2.7        | 8.1        | 7.6             | 2.2        | 9.5        | 6.7               | 1.8        | 6.6        |
| FACE [n]           | 8.4  | 4.5        | 7.4        | 8.6             | 4.6        | 7.1        | 9.6               | 3.5        | 5.5        |
| FACE [N]           | 9.0  | 4.3        | 8.0        | 7.6             | 3.2        | 5.2        | 9.2               | 4.7        | 7.0        |
| <b>valori medi</b> | <b>8.1</b>   | <b>3.4</b> | <b>7.3</b> | <b>7.8</b>      | <b>3.2</b> | <b>7.2</b> | <b>8.9</b>        | <b>3.3</b> | <b>6.3</b> |

Tabella 2. Effetto percentuale del trattamento FACE nelle parcelle non fertilizzate (n) e fertilizzate (N) per le diverse tipologie di tubi per i tre genotipi

|                     | <i>P. alba</i> |            |            | <i>P. nigra</i> |            |            | <i>P. x euramericana</i> |            |            |
|---------------------|----------------|------------|------------|-----------------|------------|------------|--------------------------|------------|------------|
|                     | effetto %      |            |            |                 |            |            |                          |            |            |
|                     | <i>SRh</i>     | <i>SRd</i> | <i>SRr</i> | <i>SRh</i>      | <i>SRd</i> | <i>SRr</i> | <i>SRh</i>               | <i>SRd</i> | <i>SRr</i> |
| CO <sub>2</sub> - n | 15             | 121        | 37         | 19              | 55         | 0          | -5                       | 9          | -11        |
| CO <sub>2</sub> - N | 14             | 59         | -1         | 0               | 46         | -45        | 36                       | 155        | 6          |

Per quanto riguarda il flusso misurato in presenza di radici morte e con la possibilità di sviluppo di nuove radici (*SRr*), il trattamento con elevata CO<sub>2</sub> e in assenza di fertilizzazione (n) ha determinato un aumento (non significativo, tab. 3) della respirazione del suolo solamente per *P. alba*, mentre per *P. nigra* non sono state registrate differenze e per *P. x euramericana* è stata osservata una diminuzione (non significativa, tab. 3). Tali effetti non hanno confermato un ruolo additivo delle nuove radici, ma piuttosto una riduzione degli effetti osservati per i tubi *SRd*. Quello che si può ipotizzare dall'analisi dei risultati ottenuti è che vi sia stata una competizione tra radici e microrganismi per l'assimilazione dei nutrienti e che l'ingresso delle radici fini nei tubi *SRr* possa aver provocato una inibizione dell'attività dei microrganismi del suolo. Questa affermazione può trovare un riscontro nella minore quantità di N inorganico presente a giugno 2003 nei suoli FACE dei settori piantati con *P. x euramericana*, rispetto alle altre due specie (dati non mostrati).

La fertilizzazione, che ha apportato notevoli quantità di azoto nella stagione di crescita precedente alla data di installazione dei tubi, ha determinato una diversa risposta della respirazione delle tre specie all'arricchimento della CO<sub>2</sub> atmosferica. Si conferma quindi un effetto FACE positivo per i tubi *SRd*, in questo caso più marcato in



*P. x euramericana* e *P. alba* e di minore entità in *P. nigra*. Nelle prime due specie era inoltre evidente un effetto FACE positivo anche per i tubi *SRh*. Tali risultati possono essere interpretati nel senso di una diversa risposta della produttività radicale delle tre specie alla fertilizzazione azotata, e dalla contemporanea riduzione del rapporto C/N dei tessuti radicali che può aver favorito i processi di decomposizione in particolare in *P. x euramericana* che, come osservato prima, risultava fortemente condizionato dalla disponibilità di azoto. Dall'analisi dei tubi *SRr* si osserva anche in questo caso un effetto negativo dell'ingresso di nuove radici, evidente sia in termini di effetto FACE (in due specie) che come riduzione degli effetti osservati per i tubi *SRd*.

Tabella 3. Analisi della varianza dei flussi per le tre tipologie di tubi misurati

| Analisi della varianza  |            |            |            |
|-------------------------|------------|------------|------------|
|                         | <i>SRh</i> | <i>SRd</i> | <i>SRr</i> |
| CO <sub>2</sub>         | ns         | p<0.001    | ns         |
| Azoto                   | ns         | ns         | ns         |
| Genotipo                | ns         | ns         | ns         |
| CO <sub>2</sub> x azoto | ns         | ns         | ns         |

### Conclusioni

La popolazione microbica in assenza di radici (*SRh*) ha mantenuto flussi elevati durante il periodo di studio, dimostrando una notevole resilienza e un comportamento opportunistico nell'utilizzare la sostanza organica disponibile.

L'elevata CO<sub>2</sub> ha causato un aumento dei substrati carboniosi labili disponibili con incremento dell'attività di decomposizione, in maniera più evidente in presenza di *input* provenienti dalle radici in decomposizione, anche in combinazione con la disponibilità di azoto.

Le interazioni specie-trattamenti ed in particolare il trattamento combinato CO<sub>2</sub>xN, ha messo in evidenza la stretta dipendenza fra i flussi di CO<sub>2</sub> dal suolo e le risposte delle piante all'incremento di CO<sub>2</sub> atmosferica e alla fertilizzazione, sia in presenza di sole radici in decomposizione che in seguito all'ingresso di nuove radici fini.

La riduzione degli effetti dell'elevata CO<sub>2</sub> sulla respirazione prodotta dai tubi con possibilità di ingresso radicale, suggerisce l'esistenza di un *feedback* negativo innescato dalle nuove radici sui processi di decomposizione. Questa "acclimatazione" della comunità microbica alle nuove condizioni ambientali, dovrà essere oggetto di ulteriori approfondimenti per l'importanza di tali processi sul bilancio globale del carbonio.

### Ringraziamenti

Ricerca svolta con il contributo del progetto CE EUROFACE (EVR1-CT-2002-40027) e MIUR Centro di Eccellenza "Foreste & Clima", coordinati dal Prof. Giuseppe Scarascia Mugnozza. Si ringrazia per l'assistenza tecnica il Sig. Tullio Oro.

### Bibliografia

- HANSON P.J., EDWARDS N.T., GARTEN C.T., ANDREWS J.A., 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48, 115-146.
- KELTING D.L., BURGER J.A., EDWARDS G.S., 1998. Estimating root respiration, microbial respiration in the rhizosphere, and root-free soil respiration in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 30, 961-968.
- LUKAC M., CALFAPIETRA C., GODBOLD D.L., 2003. Root production and turnover in *Populus* grown under elevated CO<sub>2</sub> using a free air enrichment system POPFACE. *Global Change Biology*, 9: 838-848.
- LUO Y., WU L., ANDREWS J.A., WHITE L., MATAMALA R., SCHAFER K.V.R., SCHLESINGER W.H., 2001. Elevated CO<sub>2</sub> differentiates ecosystem carbon processes: deconvolution analysis of Duke forest FACE data. *Ecological monographs* 71(3):357-376.
- MIGLIETTA F., PERESSOTTI A., VACCARI F.P., ZALDEI A., DE ANGELIS P. AND SARASCIA MUGNOZZA G., 2001. Free-air CO<sub>2</sub> enrichment (FACE) of a poplar plantation: the POPFACE fumigation system. *New Phytol.* 150, 465-476.
- NANNIPIERI P., GREGO S. E CECCANTI B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: J.M. Bollag and G. Stozky (eds.). *Soil Biochemistry*, Vol 6. Marcel Dekker. New York.
- PAUL E.A., CLARK F.E., 1989. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, New York.
- RUSTAD L.E., HUNTINGTON T.G., BOONE R.D., 2000. Controls of soil respiration: Implications for climate change. *Biogeochemistry* 48, 1-6.
- SCARASCIA MUGNOZZA G., DE ANGELIS P., SABATTI M., CALFAPIETRA C., CEULEMANS R., PERESSOTTI A. AND MIGLIETTA F., 2000. A FACE experiment on short rotation, intensive poplar plantation: objective and experimental set up of POPFACE. In: *Terrestrial ecosystems research in Europe: success, challenges and policy*. Eds. M A Sutton, J M Moreno, W H van der Putten, S Struwe. pp. 136-140. European Communities. Luxembourg, EUR 19375.
- SCHIMMEL D.S., B.H. BRASWELL, E.A. HOLLAND, R. MCKEOWN, D.S. OJIMA, T.H. PAINTER, W.J. PARTON, A.R. TOWNSEND., 1994. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. *Global Biogeochemical Cycles* 8:279-293.
- TORBERT H.A., PRIOR S.A., ROGERS H.H. E WOOD C.W., 2000. Review of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> effects on agro-ecosystems: residue decomposition processes and soil C storage. *Plant and Soil* 224:59-73.



# CURVE DI TEMPERATURA DELLA RESPIRAZIONE MICROBICA INVERNALE IN RISPOSTA ALL'ELEVATA CO<sub>2</sub> ATMOSFERICA E ALLA FERTILIZZAZIONE AZOTATA

A. Lagomarsino <sup>1</sup>, P. De Angelis <sup>1</sup>, M. C. Moscatelli <sup>2</sup>, S. Grego <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle sue Risorse (DISAFRI),  
Università degli Studi della Tuscia, Viterbo; e-mail: lagomarsino@unitus.it

<sup>2</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica (DABAC), Università degli Studi della Tuscia, Viterbo

## Riassunto

L'aumento della concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica, la fertilizzazione azotata, l'aumento della temperatura e le loro interazioni possono influenzare i tassi di decomposizione della SOM ed i flussi di CO<sub>2</sub> dal suolo. Scopo di questo lavoro è stato quello di determinare l'impatto di una elevata concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica e della fertilizzazione azotata, sulla respirazione eterotrofa e su alcuni dei principali parametri biologici e chimico-fisici dei suoli soggetti ai trattamenti sperimentali. La respirazione microbica di un suolo ancora strutturato è stata misurata in laboratorio per mezzo di un sistema per la misura degli scambi gassosi (CMS 400, WALZ), aumentando la temperatura da 5 a 25°C, con steps di 2.5 °C. La morte delle radici è stata verificata misurando il flusso di CO<sub>2</sub> da campioni di suolo nelle 24 ore seguenti il prelievo, a due temperature (+5 e +18 °C). Sugli stessi campioni sono stati poi analizzati la biomassa radicale, la biomassa microbica (C e N) ed il carbonio solubile in acqua. I campioni di suolo sono stati prelevati nell'area sperimentale POPFACE (Tuscania, Viterbo), dove all'interno di una piantagione di pioppo per produzioni di biomassa a ciclo breve (SRF), sono state realizzate 6 parcelle ottagonali di circa 300 m<sup>2</sup> con tre diversi cloni di pioppo (*P. alba*, *P. nigra* e *P. x euramericana*). Tre delle parcelle sono esposte ad una concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica di 550 ppm, per mezzo di un sistema di fumigazione in aria libera (FACE) e le restanti tre, di controllo, sono esposte alla concentrazione ambiente (circa 370 ppm). Inoltre, ogni parcella è suddivisa in due metà di cui una sottoposta a fertirrigazione azotata. Mediante una relazione esponenziale di primo ordine è stata stimata la respirazione alle diverse temperature e calcolato il Q<sub>10</sub>. I risultati ottenuti hanno evidenziato un incremento della respirazione a 15 °C dei campioni prelevati in condizioni di CO<sub>2</sub> elevata (FACE) e un incremento del Q<sub>10</sub> in risposta alla fertilizzazione.

Parole chiave: FACE, fertilizzazione azotata, respirazione microbica, Q<sub>10</sub>.

## Temperature functions of winter microbial respiration in response to CO<sub>2</sub> enrichment and nitrogen fertilization

### Abstract

The rising of atmospheric CO<sub>2</sub> concentration and of temperature, the nitrogen fertilization and their interaction, can have an influence on SOM decomposition rates and CO<sub>2</sub> fluxes from soils. The impact of an elevated CO<sub>2</sub> concentration and the nitrogen fertilization on microbial respiration and on principal biological and chemical-physical parameters of treated soils was determined. The microbial respiration of a structured soil was measured in laboratory using a gas exchange analyzer (CMS 400, WALZ) rising temperature from 5 to 25°C, with steps of 2.5 °C. The death of roots was verified measuring the CO<sub>2</sub> flux during the 24 hours after the sampling, at two temperatures (+5 e +18 °C). Root and microbial biomass (C and N) and the water soluble carbon were analysed. Soils samples were collected in the POPFACE experimental station (Tuscania, VT), where in a SRF poplar plantation, were realized 6 experimental plots of 300 m<sup>2</sup> with three poplar genotypes (*P. alba*, *P. nigra* e *P. x euramericana*). Three of these plots are exposed to 550 ppm CO<sub>2</sub> concentration with a free air fumigation system (FACE technology) and three to ambient concentration (about 370 ppm). Moreover every plot is divided in two half, one with a fertirrigation system. The microbial respiration and Q<sub>10</sub> was measured using a first order exponential equation. The results showed an increment of soil respiration at 15°C under FACE treatment, and an increment of Q<sub>10</sub> in response to fertilization.

Key words: FACE, nitrogen fertilization, microbial respiration, Q<sub>10</sub>.

### Introduzione

Gli ecosistemi terrestri sembrano rispondere all'elevata concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica con un generale aumento della produttività primaria netta (NPP), un maggiore accumulo di lettiera e una maggiore allocazione agli apparati radicali, con un conseguente incremento sulla capacità di immagazzinamento della CO<sub>2</sub> atmosferica nel suolo (Kirschbaum, 1993; Pendall *et al.*, 2004). Tuttavia è stato ipotizzato che l'aumento della concentrazione di CO<sub>2</sub> nell'atmosfera possa provocare un aumento nella temperatura a livello globale che a sua volta può stimolare il flusso di

CO<sub>2</sub> dal suolo causando un processo a feedback positivo (Kirschbaum, 1995). L'aumento della NPP così come la decomposizione della sostanza organica del suolo (SOM), sono processi controllati dall'interazione tra piante e microrganismi: l'attività microbica determina la disponibilità di nutrienti nel suolo (in particolare N), che a sua volta influenza l'ampiezza della risposta delle piante all'elevata CO<sub>2</sub> (Cardon, 1996).

I tassi di respirazione del suolo vengono influenzati da diversi fattori tra i quali temperatura, regime idrico e disponibilità di substrati assimilabili (Rustad *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2003; Pendall *et al.*, 2004). La risposta della respirazione del suolo e altri processi di mineralizzazione ad aumenti della temperatura viene comunemente descritta utilizzando equazioni esponenziali o di Arrhenius ed è definita dal Q<sub>10</sub>, cioè l'aumento del flusso di CO<sub>2</sub> in seguito ad un aumento di 10 °C della temperatura (Fang e Moncrieff, 2001)

La misura di laboratorio dei flussi di CO<sub>2</sub> può dare risultati soddisfacenti grazie all'assenza di disturbi ambientali di difficile interpretazione ed al controllo dei parametri da cui tale flusso principalmente dipende (temperatura e umidità), tuttavia la misura della respirazione microbica in laboratorio avviene per lo più su suolo destrutturato, privo di radici, in cui i processi di diffusione della CO<sub>2</sub> sono completamente alterati. Con l'approccio sperimentale presentato in questo lavoro, si è cercato di misurare il flusso di CO<sub>2</sub> della componente eterotrofa soggetta all'influenza delle rizodeposizioni radicali, rispettando le condizioni strutturali del suolo in modo da supporre un equilibrio tra il flusso misurato ed i processi biologici che avvengono nel suolo (Pendall *et al.*, 2004).

Gli obiettivi del lavoro sono quindi stati: 1) verificare la capacità del sistema di misurare il flusso di CO<sub>2</sub> della sola componente eterotrofa in campioni di suolo intatti; 2) analizzare l'attività metabolica della componente eterotrofa in risposta al graduale incremento della temperatura; 3) determinare l'effetto dei trattamenti sperimentali (CO<sub>2</sub> e N) sui parametri delle curve di temperatura e quindi sull'attività dei microrganismi; 4) stabilire alcuni dei possibili determinanti delle risposte osservate.

## Materiali e metodi

### Descrizione del sito

La stazione sperimentale POPFACE è situata nell'agro del comune di Tuscania (VT), (42°22' N, 11°48' E, alt. 150 m, temperatura media annua e piovosità 14.1 °C and 818 mm, rispettivamente). All'interno di una piantagione di pioppo per produzioni di biomassa a ciclo breve (SRF), sono state realizzate sei parcelle sperimentali di circa 300 m<sup>2</sup> utilizzando tre diversi cloni di pioppo: *P. alba* (clone 2AS-11), *P. nigra* (clone Jean Pourtet) e *P. x euramericana* (clone I-214) (Scarascia Mugnozza *et al.*, 2000). Di queste sei parcelle, tre sono trattate con una concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica di 550 ppm per mezzo di un sistema di fumigazione in aria libera (FACE: Free Air CO<sub>2</sub> Enrichment) e le restanti tre, di controllo, sono esposte alla concentrazione ambiente pari a circa 370 ppm (Miglietta *et al.*, 2001). All'inizio del 2002, dopo tre stagioni di crescita, la piantagione è stata sottoposta a ceduzione dando così un nuovo ciclo di sviluppo. Ogni parcella è suddivisa in due metà di cui una sottoposta a fertirrigazione azotata a partire dal 2002. La fertilizzazione è stata realizzata durante la stagione di crescita (maggio-ottobre), con applicazioni settimanali la cui entità è stata stabilita in accordo alla crescita prevista nel corso della stagione e per i diversi anni (212 Kg N ha<sup>-1</sup> nel 2002 e 290 Kg N ha<sup>-1</sup> nel 2003).

### Modalità del campionamento e delle analisi in laboratorio

A febbraio 2004 sono stati prelevati 32 campioni di suolo dai 12 settori (2 CO<sub>2</sub> x 2 N x 3 repliche) piantati con *P. x euramericana*, per mezzo di cilindri di 5 cm di diametro e alti 5 cm, alla profondità di 0-5 cm, avendo cura di eliminare la lettiera indecomposta senza perturbare lo strato organico. I campioni sono stati subito posti in borsa termica e portati in laboratorio. Qui il flusso di CO<sub>2</sub> emesso dalla superficie del campione è stato determinato per mezzo di un sistema per la misura degli scambi gassosi (CMS 400, WALZ), dotato di un analizzatore a raggi infrarossi ad alta sensibilità (BINOS 100/4P, Leybold AG), in accordo con le tecniche di misurazione differenziale. Due sono i protocolli di misura utilizzati: su 8 campioni misura della respirazione in continuo per 24 ore, subito dopo il prelievo e a due temperature (+5 e +18°C); su 24 campioni (2 CO<sub>2</sub> x 2 N x 3 repliche x 2 campioni) è stata misurata la respirazione a stato stazionario al variare della temperatura da 5 °C a 25°C, con incrementi di 2.5°C, dopo 24 ore dal prelievo e con incubazione a 4 °C. I dati ottenuti (curve di temperatura della respirazione) sono state interpolati mediante un'equazione esponenziale di primo ordine:

$$SR = a \cdot e^{kT}$$

eq. 1

dove: SR è la respirazione del suolo alle diverse temperature, *a* è l'intercetta a 0 °C, *k* è la costante del tasso di crescita di SR e T la temperatura.

Per il confronto dei diversi trattamenti sono stato inoltre calcolati i valori di respirazione alla temperatura di riferimento di 15 °C (SR15), ponendo nell'equazione 1  $T$  pari a 15.

L'incremento della respirazione per 10 °C di incremento della temperatura ( $Q_{10}^*$ ) è stato calcolato nei due diversi intervalli di temperatura 5-15 °C e 15-25 °C, in accordo con la formula generale di Arrhenius:

$$Q_{10}^* = \frac{R_{(T+10)}}{R_T} \quad \text{eq. 2}$$

dove  $R_T$  e  $R_{(T+10)}$  sono i valori della respirazione alla temperatura  $T$  e alla temperatura  $T+10$  °C.

Analogamente, il  $Q_{10}$  è stato calcolato dai parametri stimati con la regressione di cui all'eq. 1 con la formula:

$$Q_{10} = \frac{a \cdot e^{(k \cdot 20)}}{a \cdot e^{(k \cdot 10)}} \quad \text{eq. 3}$$

Il  $Q_{10}$  calcolato in questo modo è costante per tutte le temperature e dipende dalla costante  $k$ . Dei campioni utilizzati per le curve di temperatura è stato determinato il contenuto idrico utilizzando sub-campioni privi di radici posti in stufa a 100 °C per 24 ore e il peso secco delle radici estratte per mezzo di setacci da 2 mm (24 ore a 80 °C). Sul suolo setacciato è stata stimata la biomassa microbica con il metodo Fumigazione Estrazione (FE) su suolo condizionato al 60% della capacità di ritenzione idrica, ossidazione con dicromato e successiva titolazione (Vance *et al.*, 1987). Sugli stessi estratti è stato stimato l'azoto reattivo alla ninidrina con lettura spettrofotometrica a 570 nm e fattore di correzione 5 (Joergensens e Brookes, 1990). Il C solubile in acqua (WSC) è stato determinato mediante estrazione con H<sub>2</sub>O deionizzata a temperatura ambiente, ossidazione con dicromato e successiva titolazione (Burford e Bremner, 1975).

#### Analisi statistica

La significatività statistica delle differenze e dell'interazione fra trattamenti è stata verificata per mezzo dell'analisi della varianza con il modulo GLM del *software* Systat 7.0 (SPSS Inc.), con  $n = 6$ .

La dinamica temporale della respirazione misurata sulle 24 ore è stata interpolata con modelli regressivi non-lineari con il software PRISM v 3.0 (GraphPad Software Inc.).

#### Risultati e discussione

#### Dinamica a 24 ore

Il flusso di CO<sub>2</sub> dei campioni di suolo osservato nelle 24 ore seguenti il prelievo è riportato in fig. 1. Si può osservare come l'emissione di CO<sub>2</sub> subisca un crollo rilevante nelle prime ore, mentre successivamente il flusso raggiunge uno stato stazionario. La diminuzione è ben spiegata dall'equazione di decadimento esponenziale ad 1 fase del tipo:

$$SR = \text{span} \cdot e^{(-kt)} + \text{plateau} \quad \text{eq. 4}$$

dove il flusso iniziale è dato da  $\text{span} + \text{plateau}$ ,  $k$  è il tasso costante di decadimento e  $t$  il tempo. Il *plateau* a 5°C era di 0.411  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  ed è stato raggiunto in circa 1 ora, mentre a 18°C il *plateau* pari a 0.923  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  è stato raggiunto più lentamente (2 ore e 30). I risultati ottenuti concordano con diversi lavori che riportano il crollo del flusso di CO<sub>2</sub> dovuto alla componente radicale in un periodo variabile da 30 min a 4 ore dopo il taglio (Chapin e Tryon, 1982; Johnson-Flanagan e Owens, 1986; Bloom e Caldwell, 1988; Cropper e Gholz, 1991; Rakonczay *et al.*, 1997). Il valore di *plateau* ottenuto può essere quindi considerato principalmente come attività metabolica della sola componente eterotrofa.

#### Curve di temperatura

I dati sperimentali ottenuti mostrano che l'incremento della respirazione del suolo in seguito all'aumento della temperatura può essere ben spiegato dall'equazione esponenziale di primo ordine (eq. 1): i valori di  $R^2$  sono elevati e compresi tra 0.88 e 0.99.

Le curve di temperatura della respirazione della sola componente eterotrofa così stimate, sono riportate in graficamente in fig. 2. I valori iniziali della respirazione a 0°C (parametro  $a$ ) risultavano positivamente influenzati dall'elevata CO<sub>2</sub> con un effetto FACE medio del +30%, seppur statisticamente non significativo. Lo stesso parame-

tro risultava significativamente ridotto dalla fertilizzazione azotata (tab. 1) e positivamente correlato con la biomassa microbica ( $r = 0.57$ ,  $p = 0.067$ , tab.2). Il tasso di crescita della curva, identificato da  $k$  e indirettamente da  $Q_{10}$ , risultava inversamente correlato ad  $a$  ( $r = -0.758$ ,  $p = 0.007$ , tab.2). Entrambi i parametri non risultavano modificati dal trattamento FACE, ma significativamente incrementati dalla fertilizzazione azotata (tab.1). La maggiore disponibilità di N nei suoli fertilizzati (dati non mostrati) sembra quindi agire sul  $Q_{10}$  della popolazione microbica, anche in combinazione con il diverso contenuto idrico dei suoli dei diversi trattamenti (tab.2). I valori ottenuti rientrano nel range di valori riportato in letteratura per i  $Q_{10}$  microbici misurati con esperimenti di esclusione radicale in campo (2.2–2.5) (Boone *et al.*, 1998; Epron *et al.*, 2001; Bääth e Wallander, 2003), e su suolo setacciato in laboratorio (1.7–1.9) (Winkler *et al.*, 1996). Diversi autori affermano inoltre che i valori di  $Q_{10}$  sono essi stessi dipendenti dalla temperatura e presentano valori più elevati a basse temperature (Lloyd e Taylor, 1994; Kirschbaum, 1995; Fang e Moncrieff, 2001). Sono stati quindi calcolati i valori di  $Q_{10}$  dell'equazione di Arrhenius (eq. 2) ai due intervalli di temperatura: 5–15°C e 15–25°C. In accordo con gli autori citati precedentemente, i valori di  $Q_{10}$  sono risultati essere più elevati del 10% in media alle basse rispetto alle alte temperature. Tale effetto era però da imputarsi unicamente ai campioni prelevati nelle parcelle FACE. Infine, nell'intervallo inferiore di temperatura (5–15 °C) il valore di  $Q_{10}$  risultava correlato con il contenuto idrico  $W_c$  ( $r = 0.774$ ,  $p = 0.005$ ).

La respirazione alla temperatura di riferimento (SR15) era significativamente aumentata dal trattamento FACE (+30%), mentre una riduzione non significativa appariva in risposta al trattamento di fertilizzazione (tab. 1). Diversamente, alle temperature superiori (25 °C) l'effetto della fertilizzazione appariva positivo, determinando una sinergia positiva fra il trattamento FACE e la fertilizzazione azotata (fig. 2).

La respirazione a 15 °C è risultata correlata con la biomassa radicale e microbica (Tab. 2). Il ruolo delle radici nel fornire substrati carboniosi di pronta assimilazione (labili) è confermato dalla correlazione significativa tra la biomassa radicale e il WSC (Tab. 2). Entrambi questi ultimi due parametri risultavano fortemente influenzati dall'elevata  $CO_2$  atmosferica (+187%,  $p=0.003$  per le radici e +62%,  $p=0.103$  per il WSC), in accordo con quanto trovato nello stesso sito da Lukac e collaboratori (2003). Wang *et al.* (2003) affermano che il tasso della respirazione del suolo in condizioni favorevoli di temperatura e umidità è limitato dalla disponibilità di substrato biologicamente disponibile piuttosto che dalla quantità di microorganismi presenti. Tale ipotesi sembra trovare conferma anche dai risultati da noi ottenuti, dove all'incremento di biomassa radicale e carbonio solubile osservato nelle parcelle FACE era associato un sensibile incremento della respirazione microbica del suolo.

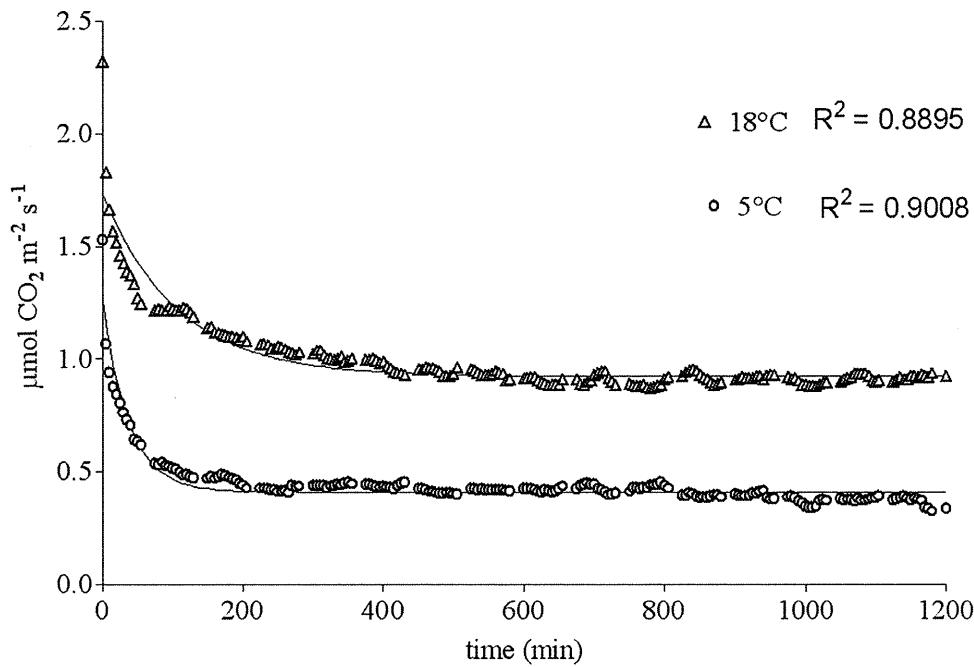
Il confronto dei valori di SR misurati in laboratorio con quelli misurati nello stesso periodo *in situ* (a parità di temperatura), evidenziava una riduzione del tasso di respirazione in laboratorio mediamente del 18% (da 0.73 a 0.60  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). L'assenza della componente autotrofa nelle misure di laboratorio può spiegare tale differenza, che appare però di entità ridotta se confrontata con quanto trovato da altri autori (Hanson, 2000). Tale apparente discordanza può essere spiegata dal diverso stato di attività delle piante (in riposo) e del suolo (attivo), considerando le temperature miti caratteristiche della stazione oggetto di questo studio.

**Tabella 1.** Parametri delle curve di temperatura. Sono riportati gli effetti dei trattamenti FACE in basso e alto N ( $CO_2\text{-n}$  e  $CO_2\text{-N}$ ), e gli effetti della fertilizzazione con concentrazione di  $CO_2$  ambiente ed elevata (N-[C] e N-[F])

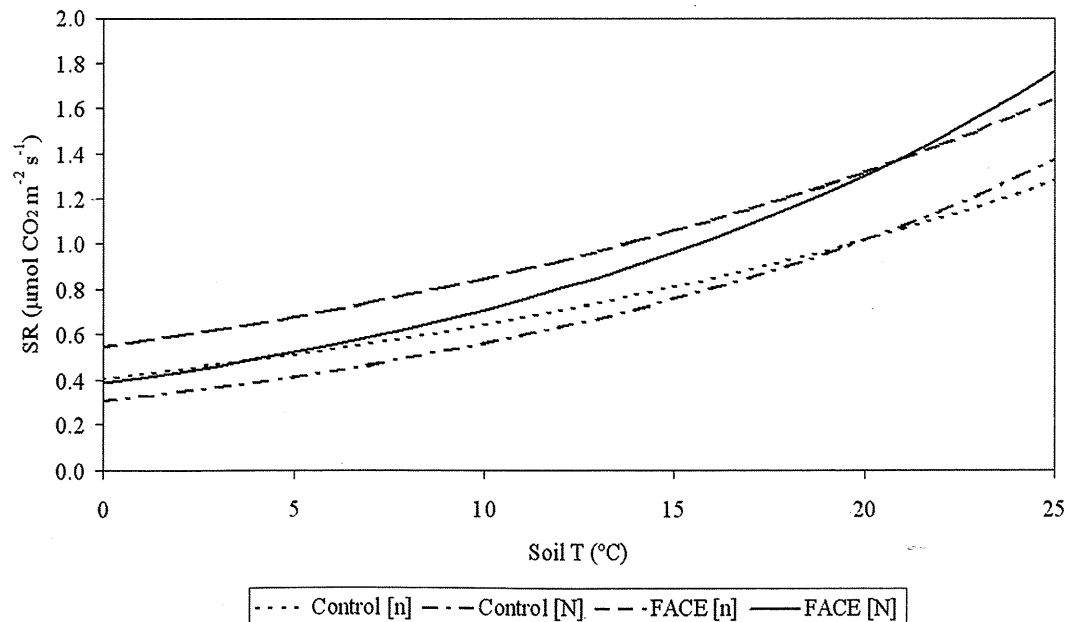
|                                      | a<br>$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ | k<br>1/T | $Q_{10}$ (exp) | $Q_{10}$ (5-15) | $Q_{10}$ (15-25) | SR15<br>$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ |
|--------------------------------------|---|----------|----------------|-----------------|------------------|--|
| Control [n]                          | 0.41  | 0.05     | 1.60           | 1.56            | 1.65             | 0.77   |
| FACE [n]                             | 0.54  | 0.04     | 1.57           | 1.73            | 1.46             | 1.02   |
| control [N]                          | 0.31  | 0.06     | 1.83           | 1.71            | 1.81             | 0.71   |
| FACE [N]                             | 0.39  | 0.06     | 1.86           | 2.27            | 1.65             | 0.92   |
| effetti (%)                          |   |          |                |                 |                  |  |
| $CO_2$ - n                           | +34   | -4       | -2             | +11             | -11              | +31  |
| $CO_2$ - N                           | +26   | +2       | +2             | +33             | -8               | +29  |
| N - [C]                              | -24   | +30      | +14            | +9              | +10              | -8   |
| N - [F]                              | -29   | +38      | +19            | +31             | +13              | -10  |
| analisi della varianza (valori di p) |   |          |                |                 |                  |  |
| azoto                                | 0.091   | 0.029    | 0.04           | ns              | 0.071            | ns   |
| $CO_2$                               | ns  | ns       | ns             | ns              | 0.081            | 0.051  |
| $CO_2$ *azoto                        | ns  | ns       | ns             | ns              | ns               | ns   |

**Tabella 2.** Coefficienti di correlazione tra i parametri esaminati. ns: non significativo, \*\*\*p<0.001, \*\*p<0.01, \*p<0.1.  
 Wc: contenuto idrico dei suoli (% m-3); radici (p.s. m-3); WSC: Carbonio Solubile in acqua (µg C /g soil);  
 MBC: C della biomassa microbica (µg C /g soil); MBN: N della biomassa microbica (µg N /g soil)

|                 | Q <sub>10</sub> | a       | k  | SR15   | Wc | radici | WSC | MBC |
|-----------------|-----------------|---------|----|--------|----|--------|-----|-----|
| Q <sub>10</sub> | 1               |         |    |        |    |        |     |     |
| a               | -0.79**         | 1       |    |        |    |        |     |     |
| k               | 0.94***         | -0.76** | 1  |        |    |        |     |     |
| SR15            | -0.42           | 0.86*** | ns | 1      |    |        |     |     |
| Wc              | 0.54*           | ns      | ns | ns     | 1  |        |     |     |
| radici          | ns              | ns      | ns | 0.61*  | ns | 1      |     |     |
| WSC             | ns              | ns      | ns | 0.47   | ns | 0.65*  | 1   |     |
| MBC             | ns              | 0.57*   | ns | 0.54*  | ns | ns     | ns  | 1   |
| MBN             | ns              | ns      | ns | 0.74** | ns | 0.58*  | ns  | ns  |



**Figura 1.**  
 Dinamica del flusso di CO<sub>2</sub> nelle 24 ore seguenti il prelievo



**Figura 2.**  
 Curve di temperatura della respirazione microbica per i diversi trattamenti

## Conclusioni

Con questo approccio sperimentale è stato possibile misurare la risposta alla temperatura della respirazione della componente microbica in campioni di suolo intatti.

Le curve di temperatura hanno consentito di valutare gli effetti dei diversi trattamenti sperimentali e allo stesso tempo di ottenere valori comparabili con la respirazione e con i valori di  $Q_{10}$  ottenuti nella stessa area sperimentale con misure *in situ*, o riportati in letteratura da altri autori.

L'incremento della respirazione in risposta all'elevata  $CO_2$  è risultato strettamente dipendente dalla maggiore presenza di radici fini e quindi di substrati carboniosi solubili, anche in assenza di attività fotosintetica degli alberi, mostrando quindi una relazione protratta nel tempo fra il trattamento FACE e le risposte a livello di ecosistema.

Il contenuto idrico ha influenzato il metabolismo microbico solo alle basse temperature, mentre in condizioni più vicine all'*optimum* di temperatura, la disponibilità di C unita a quantitativi di N non limitanti ha determinato i tassi metabolici più elevati.

La relazione della respirazione con la temperatura è stata favorevolmente influenzata dalla fertilizzazione azotata, nel senso di una maggiore sensibilità dell'attività microbica all'incremento di temperatura.

## Ringraziamenti

Ricerca svolta con il contributo del progetto CE EUROFACE (EVR1-CT-2002-40027) e MIUR Centro di Eccellenza "Foreste & Clima", coordinati dal Prof. Giuseppe Scarascia Mugnozza. Si ringrazia per l'assistenza tecnica il Sig. Tullio Oro.

## Bibliografia

- BÄÄTH E., WALLANDER H., 2003. Soil and rhizosphere microorganisms have the same  $Q_{10}$  for respiration in a model system, *Global Change Biology*, 9: 1788-1791.
- BLOOM A.J., CALDWELL R.M., 1988. Root excision decreases nutrient absorption and gas fluxes. *Plant physiology*, 87: 794-796.
- BOONE R.D., NADELHOFFER K.J., CANARY J.D., KAYE J.P., 1998. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, 396: 570-572.
- CARDON, Z.G., 1996. Influence of rhizodepositions under elevated  $CO_2$  on plant nutrition and soil organic matter. *Plant and Soil* 187, 277-288.
- CHAPIN F.S., TRYON P.R., 1982. Phosphate absorption and root respiration of different plant growth forms from northern Alaska. *Holarctic Ecology*, 5: 164-171.
- CROPPER W.P., GHOLZ H.L., 1991. *In situ* needle and fine root respiration in mature slash pine (*Pinus elliotii*) trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 21:1589-1595.
- EPRON D., LE DANTEC V., DUFRENE E., et al., 2001. Seasonal dynamics of soil carbon dioxide efflux and simulated rhizosphere respiration in a beech forest. *Tree physiology*, 21: 145-152.
- FANG C., MONCRIEFF J.B., 2001. The dependence of soil  $CO_2$  efflux on temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 155-165.
- HANSON P.J., EDWARDS N.T., GARTEN C.T. AND ANDREWS J.A., 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48, 115-146.
- JOERGENSEN R.G. AND BROOKES P.C., 1990. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M  $K_2SO_4$  soil extracts. *Soil Biology & Biochemistry* vol. 22, 8, 1023-1027.
- JOHNSON-FLANAGAN A.M., OWENS J.N., 1986. Root respiration in white spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss) seedlings in relation to morphology and environment. *Plant physiology*, 81: 21-25.
- KIRSCHBAUM M.U.F., 1993. A modelling study of the effects of changes in atmospheric  $CO_2$  concentration, temperature and atmospheric nitrogen input on soil organic carbon storage. *Tellus*, 45b: 321-334.
- KIRSCHBAUM M.U.F., 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic carbon storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 27: 753-760.
- LLOYD J., TAYLOR J.A., 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, 8:315-323.
- LUKAC M., CALFAPIETRA C., GODBOLD D.L., 2003. Root production and turnover in *Populus* grown under elevated  $CO_2$  using a free air enrichment system POPFACE. *Global Change Biology*, 9: 838-848.
- MIGLIETTA F., PERESSOTTI A., VACCARI F.P., ZALDEI A., DE ANGELIS P. AND SARASCIA MUGNOZZA G., 2001. Free-air  $CO_2$  enrichment (FACE) of a poplar plantation: the POPFACE fumigation system. *New Phytol.* 150, 465-476.
- PENDALL E., BRIDGHAM S., HANSON P.J., HUNGATE B., KICKLIGHTER D.W., JOHNSON D.W., LAW B.E., LUO Y., MEGONIGAL J.P., OLSRUD M., RYAN M.G., WAN S., 2004. Below-ground process responses to elevated  $CO_2$  and temperature: a discussion of observations, measurements methods, and models. *New Phytologist*, 162:311-322.
- RAKONCZAY Z., SEILER J.R., SAMUELSON L.J., 1997. A new method for the *in situ* measurement of fine root gas exchange of forest trees. *Environmental and Experimental Botany*, 38:243-249.
- RUSTAD L.E., HUNTINGTON T.G., BOONE R.D., 2000. Controls of soil respiration: Implications for climate change. *Biogeochemistry* 48, 1-6.
- SCARASCIA MUGNOZZA, G., DE ANGELIS, P., SABATTI, M., CALFAPIETRA, C., CEULEMANS, R., PERESSOTTI, A., MIGLIETTA, F., 2000. A FACE experiment on short rotation, intensive poplar plantation: objective and experimental set up of POPFACE. In: Sutton, M.A., Moreno, J.M., Van der Putten, W.H., Struwe, S. (Ed.), *Terrestrial ecosystems research in Europe: success, challenges and policy*. European Communities-Luxemburg, EUR 19375, pp. 136-140.
- WANG, W.J., DALAL R.C., MOODY P.W., SMITH C.J., 2003. Relationship of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 273-284.
- WINKLER J.P., CHERRY R.S., SCHLESINGER W.H., 1996. The  $Q_{10}$  relationship of microbial respiration in a temperate forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 8:1067-1072.



# EFFETTO DELLE COLTURE DI COPERTURA SULLA LISCIVIAZIONE DELL'AZOTO IN AMBIENTE MEDITERRANEO

Roberto Mancinelli <sup>1</sup>, Enio Campiglia <sup>1</sup>, Sara Marinari <sup>2</sup>, Roberto Paolini <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Produzione Vegetale - Università della Tuscia, Via S. Camillo De Lellis, 01100 Viterbo; e-mail: mancinel@unitus.it

<sup>2</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica - Università della Tuscia, Via S. Camillo De Lellis, 01100 Viterbo

## Riassunto

In Italia centrale (Viterbo) è stata valutata per due anni consecutivi (1998/1999 - 1999/2000) la possibilità di ridurre le perdite di azoto (N-NO<sub>3</sub>) per lisciviazione in un sistema colturale (frumeto duro - pomodoro) attraverso l'inserimento di colture di copertura a ciclo autunno-vernino. La sperimentazione è iniziata in autunno con la semina di tre colture di copertura: (i) veccia (*Vicia villosa* Roth); (ii) trifoglio sotterraneo (*Trifolium subterraneum* L.); (iii) avena (*Avena sativa* L.). Una tesi senza copertura del terreno è stata utilizzata come controllo. Nel periodo compreso tra la semina delle colture di copertura e la raccolta del pomodoro sono stati misurati mediante lisimetri il volume di acqua percolato e l'azoto lisciviato. Nel periodo di crescita delle colture di copertura, in ordine di efficacia sono risultate migliori nel contenere la lisciviazione dell'azoto l'avena, il trifoglio e la veccia con riduzioni complessive rispetto al controllo del 62%, 43%, 14% nel 1998/1999 e del 48%, 29%, 28% nel 1999/2000. Durante il ciclo colturale della coltura in successione (pomodoro) sono state registrate perdite pari a 23, 16, 15 e 30 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> nel 1998/1999 e 26, 24, 16 e 10 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> nel 1999/2000 rispettivamente con precessione di veccia, trifoglio, avena e nel controllo.

**Parole chiave:** azoto lisciviato, colture di copertura

## Cover crops effect on the nitrogen leaching in Mediterranean environment

### Abstract

The reduction of the nitrogen leaching losses (N-NO<sub>3</sub>) in a wheat - tomato crop system including winter cover crops has been evaluated in Central Italy (Viterbo) for two consecutive years (1998/1999 - 1999/2000). The experiment started in fall sowing three cover crops: (i) hairy vetch (*Vicia villosa* Roth); (ii) subclover (*Trifolium subterraneum* L.); (iii) oat (*Avena sativa* L.). One plot without cover crop has been used as control. The water percolated and the nitrogen leached have been measured by lysimeters, during the period between cover crop planting through tomato harvesting. During the cover crop growing season, the best performance of containing the leaching nitrogen has been observed in oat, subclover and hairy vetch, respectively (-62% -43%, -14% in 1998/1999 and -49%, -28%, -29% in 1999/2000 compared to the control). During the tomato growing season the nitrogen losses resulted of 23, 16, 15, and 30 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> in 1998/1999 and 26, 24, 16, and 10 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> in 1999/2000 after hairy vetch, subclover, oat, and control, respectively.

**Key words:** nitrogen leaching, cover crops

### Introduzione

L'azoto nitrico è uno dei più frequenti inquinanti delle acque superficiali e profonde, soprattutto negli ambienti caratterizzati da suoli ben drenati e da elevata piovosità nei quali si praticano forme intensive di coltivazione e. Le maggiori perdite di azoto per lisciviazione sono state osservate quando si verificano precipitazioni intense su suoli senza vegetazione (Campiglia *et al.*, 2003).

Una pratica agricola alternativa, che potrebbe ridurre l'uso di fertilizzanti azotati di sintesi e le perdite di azoto per lisciviazione senza causare decrementi produttivi, è quella basata sull'uso delle colture di copertura a ciclo autunno-vernino (Seiter e Horwath, 2004). Tali colture possono esercitare un ruolo importante nel ridurre la lisciviazione dell'azoto residuo non utilizzato dalle colture primaverili-estive (Power e Doran, 1988).

Le specie più indicate sono quelle che crescono rapidamente fin dai primi stadi di sviluppo (Newenhouse e Dana, 1989) e molte di queste appartengono alla famiglia delle graminacee e delle leguminose (Kuo *et al.*, 1995; McCracken *et al.*, 1994; Sainju e Singh, 1997). In alcune colture di copertura realizzate con specie leguminose è stato osservato, comunque, anche un incremento della lisciviazione dei nitrati dal suolo a causa della elevata quantità di azoto fissato biologicamente (Campbell *et al.*, 1994; Kuo *et al.*, 1995; Sainju *et al.*, 1999).

L'obiettivo di questo studio è stato quello di valutare le specie vegetali più idonee da utilizzare come colture di copertura per la riduzione della lisciviazione dei nitrati e il riciclo dell'azoto nei sistemi colturali in ambiente mediterraneo.

## Materiali e metodi

La sperimentazione è stata condotta nel periodo 1998-2000 presso l'Azienda Didattico-Sperimentale dell'Università della Tuscia a Viterbo ed ha previsto l'inserimento di colture di copertura tra la coltura di frumento (*Triticum durum* Desf.) e quella successiva di pomodoro (*Lycopersicon esculentum* Mill.). Le tesi a confronto sono state: tre colture di copertura realizzate con: (i) veccia (*Vicia villosa* Roth), (ii) trifoglio sotterraneo (*Trifolium subterraneum* L.), (iii) avena (*Avena sativa* L.) e una tesi senza copertura del terreno utilizzata come controllo. Le parcelle sperimentali della dimensione di 30 m<sup>2</sup> sono state disposte secondo un disegno sperimentale a blocchi randomizzati con tre ripetizioni.

Le caratteristiche fisico-chimiche del terreno alla semina sono risultate le seguenti: 10,4% argilla, 16,3% limo, 73,3% sabbia, pH 6,9, 1,3% sostanza organica, 0,1% N totale.

In entrambi gli anni, gli appezzamenti sede della sperimentazione sono stati arati a 40 cm di profondità in estate, successivamente concimati con 100 kg ha<sup>-1</sup> di P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 80 kg ha<sup>-1</sup> di K<sub>2</sub>O ed erpicati con erpice a dischi per la preparazione del letto di semina. La tesi controllo è stata mantenuta senza vegetazione con ripetute scerbature durante il periodo invernale e primaverile.

Nella prima decade di ottobre le colture di copertura di veccia, trifoglio sotterraneo e avena sono state seminate rispettivamente alla dose di 80, 40, 80 kg ha<sup>-1</sup> di seme e lasciate crescere indisturbate fino al momento del sovescio (maggio). Successivamente il terreno è stato erpicato superficialmente e su tutte le parcelle è stata trapiantata una coltura di pomodoro alla densità di 3 piante m<sup>-2</sup>. Dal momento del trapianto il pomodoro è stato irrigato giornalmente con impianto di microirrigazione, somministrando una quantità di acqua calcolata secondo il metodo dell'evaporimetro di classe A corretta con i coefficienti culturali FAO.

I rilievi effettuati sulle tesi di copertura e sul controllo hanno riguardato il volume di acqua percolata e l'azoto lisciviato durante il periodo di permanenza delle colture di copertura e della successiva coltura di pomodoro. L'acqua percolata è stata raccolta in campo mediante l'ausilio di lisimetri a forma di cilindro (60 cm di Ø) posti alla profondità di 70 cm. La quantità di acqua percolata è stata prelevata ogni 10 giorni ed è stato determinato l'azoto nitrico in essa contenuto.

Gli andamenti termo-pluviometrici nel periodo di prova e la piovosità media annua del periodo 1951-1998 sono riportati in figura 1.

Tutti i dati raccolti sono stati sottoposti ad analisi statistica. I dati relativi all'ammontare di azoto perso per lisciviazione sono stati sottoposti all'analisi della varianza con l'ausilio del SAS program (SAS Institute, 1993) ed i confronti tra le medie sono stati effettuati con il test "t" per P ≤ 0,05.

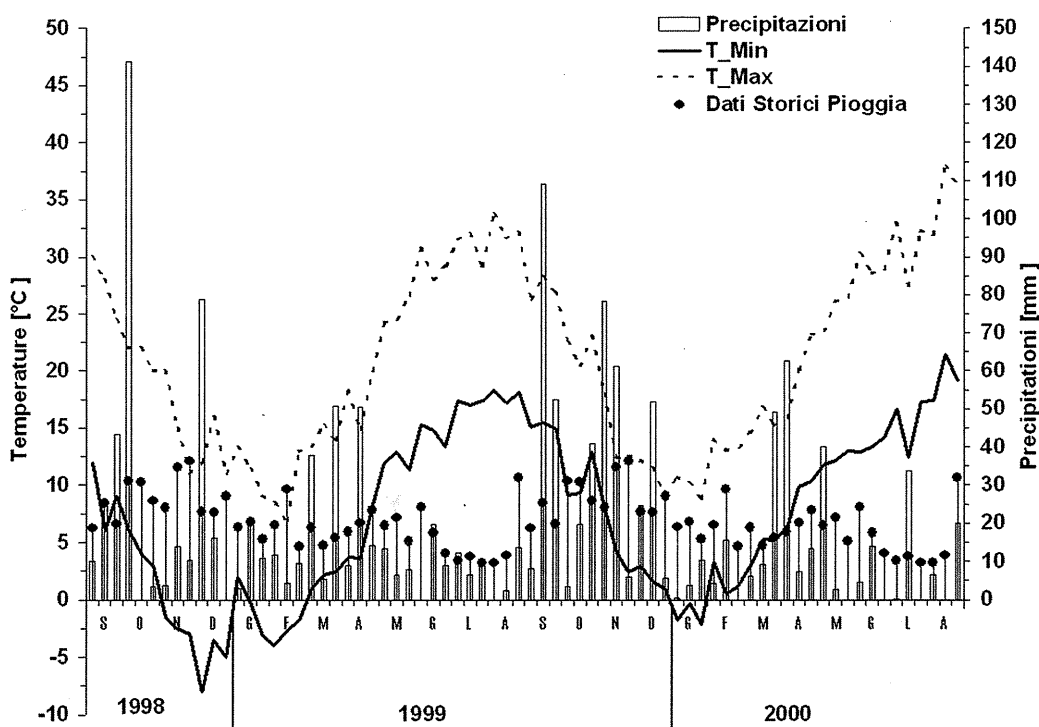


Figura 1. Andamento decadico della temperatura dell'aria [valori delle massime (---) e delle minime (—)], delle precipitazioni ( ) durante il periodo di sperimentazione e serie storica delle precipitazioni nel periodo 1951-1998 (•••)

## Risultati e discussione

In generale, si osserva che la quantità di acqua percolata nel periodo novembre-aprile è stata influenzata dall'andamento delle precipitazioni (Fig. 1 e 2). Infatti, nel secondo anno di sperimentazione, nel quale gli eventi piovosi sono stati minori ma di maggiore intensità, i quantitativi di acqua percolata risultano maggiori rispetto al primo. Sebbene l'introduzione delle colture di copertura nel periodo autunno-vernino non abbia determinato riduzioni dell'acqua percolata, la quantità di azoto persa per lisciviazione è risultata generalmente inferiore nelle tesi con copertura del suolo rispetto al controllo in entrambi gli anni (Fig. 3). In accordo con Catt *et al.* (1998), è evidente che il periodo di maggior rischio per la lisciviazione dell'azoto è quello autunnale durante il quale le colture di copertura non sono ancora ben sviluppate mentre sono abbondanti le precipitazioni. I risultati ottenuti hanno evidenziato come la presenza delle colture di copertura nel periodo autunno-vernino riduca le perdite di azoto lisciviato, rispetto al controllo, in misura tanto maggiore quanto più intense sono le precipitazioni come è stato osservato nel 1999/2000. Infatti, le tesi con colture di copertura hanno fatto registrare in media riduzioni, rispetto al controllo, nel primo anno del 62%, 45%, 15% e nel secondo anno del 72%, 58%, 51% rispettivamente con l'avena, il trifoglio e la veccia.

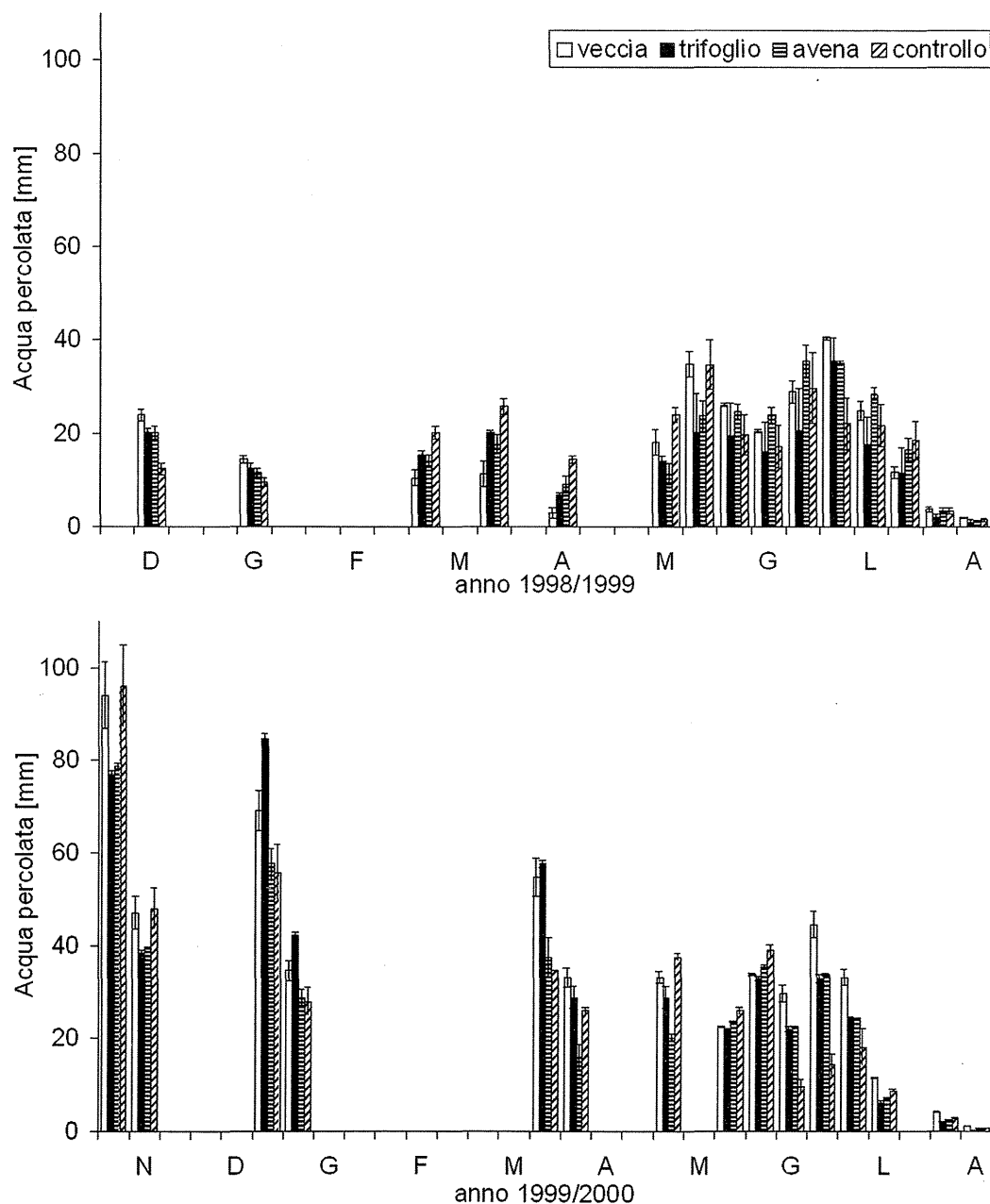


Figura 2. Acqua percolata nel primo e nel secondo anno di sperimentazione. Le barre verticali sono gli errori standard (n=3)

Riguardo alla quantità di azoto nitrico complessivamente persa per lisciviazione è stata osservata una differente efficacia delle colture di copertura (Fig. 4). Le leguminose, come atteso, sono risultate meno efficienti rispetto alla graminacea con una quantità di azoto lisciviato pari a 17 e 22 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> nella tesi con trifoglio e 25 e 22 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> in quella con veccia, rispettivamente nel primo e secondo anno. I valori di azoto nitrico lisciviato osservati nel controllo sono risultati di 30 e 31 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> per gli stessi periodi. Dopo il sovescio delle colture di copertura ed il successivo trapianto del pomodoro (maggio), sono state osservate perdite di azoto per lisciviazione anche nella successiva coltura di pomodoro, probabilmente dovute alla sovrapposizione dell'acqua di precipitazione con quella dell'irrigazione che ha determinato fenomeni di percolazione. Nelle parcelle con sovescio di leguminose sono state osservate le perdite di azoto più consistenti che alla raccolta del pomodoro sono risultate come valore complessivo pari a 23 e 16 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> nel primo anno e 26 e 24 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> nel secondo anno rispettivamente con veccia e trifoglio. Per quanto riguarda le tesi con sovescio di avena e nel controllo le perdite di azoto sono risultate di 15 e 13 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> nel primo anno e 16 e 11 kg N-NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> nel secondo anno. È presumibile che la maggiore perdita di azoto osservata con la precessione di leguminose sia stata determinata dalla maggiore velocità di mineralizzazione della biomassa di leguminose che come è noto ha un rapporto C/N più basso rispetto a quello dell'avena.

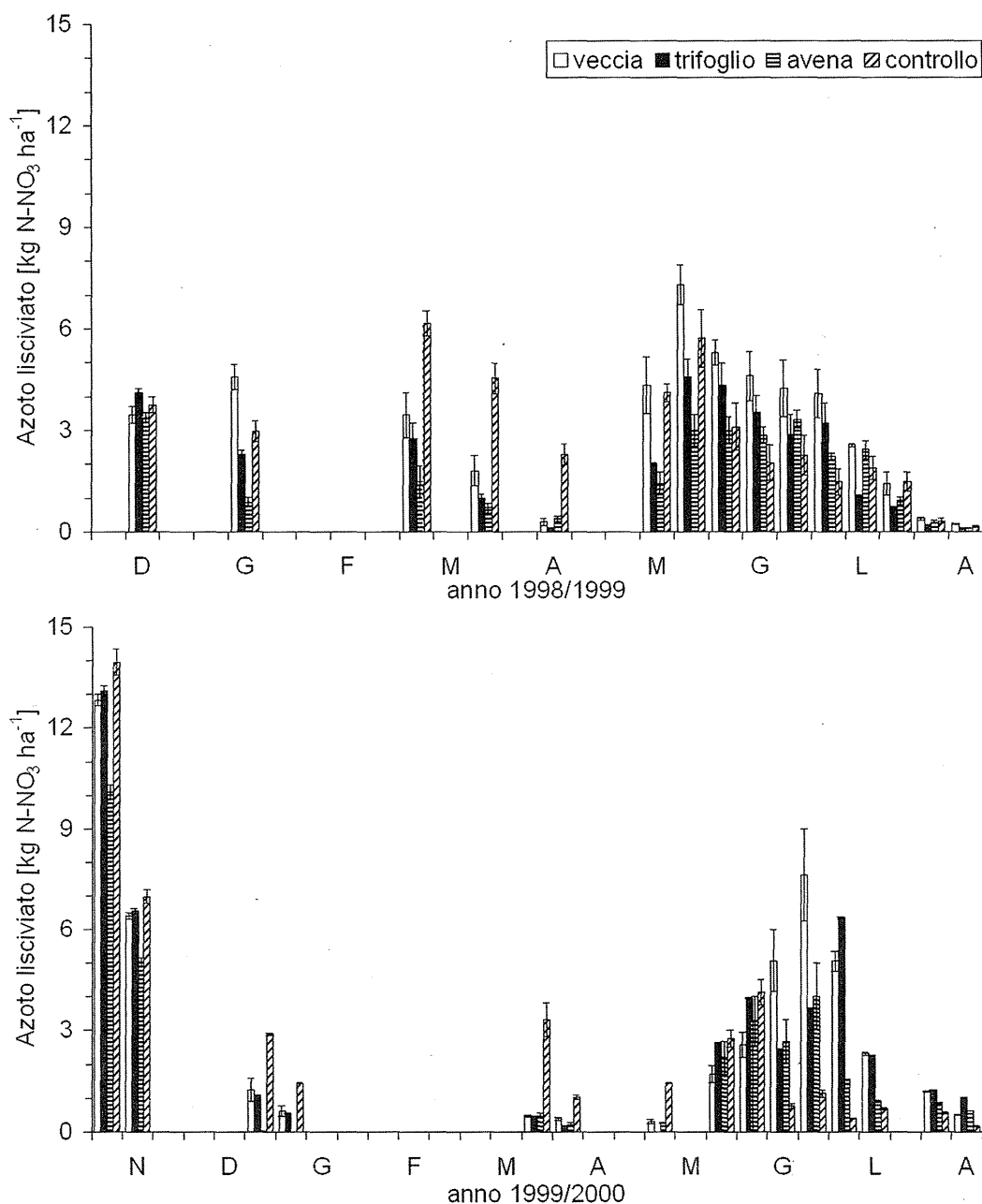


Figura 3. Azoto lisciviato nel primo e nel secondo anno di sperimentazione. Le barre verticali sono gli errori standard (n=3).

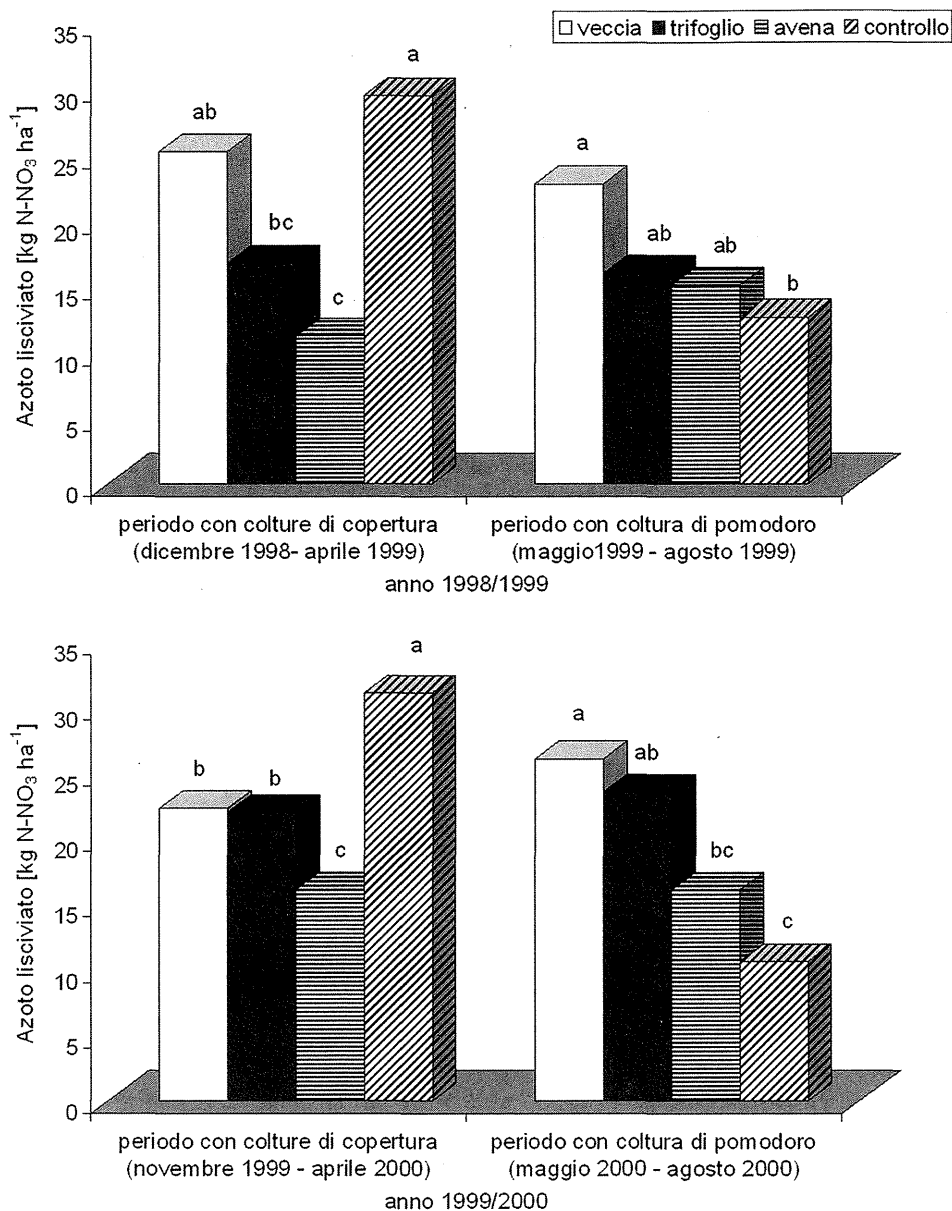


Figura 4. Quantità di azoto nitrico complessivamente persa per lisciviazione nel primo e nel secondo anno di sperimentazione. Gli istogrammi dello stesso gruppo con lettere diverse sono differenti per  $P \leq 0,05$

### Conclusioni

I risultati ottenuti con questa ricerca hanno confermato l'importante ruolo che le colture di copertura esercitano nella gestione dell'azoto nei sistemi colturali. Tali colture possono ridurre, infatti, le perdite per lisciviazione nel periodo invernale ed attraverso il sovescio apportare sostanziali quantitativi di azoto per la coltura in successione. Tra le specie utilizzate come colture di copertura l'avena è risultata la specie più efficiente nel contenere le perdite di azoto nitrico dal suolo; tuttavia, risultati soddisfacenti sono stati ottenuti anche con il trifoglio sotterraneo.

### Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano Claudio Stefanoni per l'aiuto tecnico in campo nella realizzazione della prove sperimentali.

### Bibliografia

CAMPBELL C.A., LAFOND G.P., ZENTNER R.P., JAME Y.W., 1994. Nitrate leaching in a Udic Haploboroll as influenced by fertilization and legumes. J. Environ. Qual., 23: 195-201.

- CAMPIGLIA E., MANCINELLI R., CAPORALI F., 2003. Gestione dell'azoto nella monosuccessione della patata con l'uso di colture di copertura. Atti XXXV Convegno SIA "Obiettivo qualità integrale: il ruolo della ricerca agronomica", 16-18 settembre 2003, Portici (NA), 219-220.
- CATT J.A., HOWSEI K.R., CHRISTIAN D.G., LANE P.W., HARRIS G.L., GOSS M.J., 1998. Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-1993: the effects of winter cover crops and unfertilised grass leys. *Plant and Soil*, 203: 57-69
- KUO S., JELLUM E.J., SAINJU U.M., 1995. The effect of winter cover cropping on soil and water quality. In *Proceeding Western Nutrient Management Conference*, Salt Lake City, UT. pp. 56-64.
- MCCRACKEN D.V., SMITH M.S., GROVE J.H., MACKNOWN C.T., BLEVINS R.L., 1994. Nitrate leaching as influenced by cover cropping and nitrogen source. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 1476-1483.
- NEWENHOUSE A.C., DANA M.N., 1989. Grass living mulch for strawberries. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.*, 114: 859-862.
- POWER J.F., DORAN J.W., 1988. Role of crop residue management in nitrogen cycling and use. In *Cropping Strategies for Efficient Use of Water and Nitrogen*. Hargrove, W.L., Ed. Special Publication 51. American Society of Agronomy, Madison, WI. pp. 101-113.
- SAS INSTITUTE, 1993. SAS/STAT user's guide. Release 6.08 ed. SAS Inst., Cary, N.C.
- SAINJU U.M. E SINGH B.P., 1997. Winter cover crops for sustainable agricultural systems: influence on soil properties, water quality, and crop yields. *HortScience*, 32: 21-28.
- SAINJU U.M., SINGH B.P., RAHMAN S., REDDY V.R., 1999. Soil nitrate-nitrogen under tomato following tillage, cover cropping, and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.*, 28: 1837-1844.
- SEITER S., HORWATH W. R., 2004. Strategy for managing soil organic matter to supply plant nutrients. In: Magdoff F. e Weil R. R. (ed.) *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press LLC, 269-293.



# **INFLUENZA DELL'USO DEL SUOLO SU ALCUNE PROPRIETÀ CHIMICHE DI SUOLI EVOLUTI SU ARGILLE PLIOCENICHE IN AREE COLLINARI DELL'ITALIA CENTRALE E MERIDIONALE**

Rossella Papini, Giuseppe Valboa, Filippo Favilli, Giorgio Brandi, Gabriele Montagna, Giovanni L'Abate

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo  
Piazza D'Azeglio 30, 50121, Firenze; e-mail: papini@issds.it

## **Riassunto**

Scopo del presente lavoro è stato quello di valutare l'impatto di differenti usi del suolo su alcune proprietà di suoli originatisi su medesima tipologia di substrato (argille plioceniche) in ambienti collinari dell'Italia centrale e meridionale. Le aree in esame ricadono nelle località di Vicarello (Volterra, Pisa), S. Quirico d'Orcia (Siena) e Laca (Soveria Simeri, Catanzaro). Nell'ambito di ciascuna area sono state messe a confronto tre diverse destinazioni d'uso del suolo: grano in monosuccessione, pascolo e macchia mediterranea nell'area di Catanzaro; prato di erba medica, prato permanente e macchia mediterranea a Vicarello; grano in monosuccessione, prato stabile e macchia mediterranea a S. Quirico d'Orcia.

I suoli sono stati campionati alle profondità di 0-10, 10-20 e 20-40 cm. Sui campioni sono stati determinati: tessitura; pH; capacità di scambio cationico (CSC) e basi di scambio; C organico totale (TOC), C totale estraibile (TEC) e C umificato (HC); N totale; P assimilabile.

In tutti gli ambienti, i suoli a macchia mediterranea hanno mostrato i più alti contenuti di C organico, N totale e K scambiabile, ed i valori più elevati di CSC. Inoltre, in presenza di macchia mediterranea il pH del suolo è sempre risultato più basso. Al contrario, sia in Toscana che in Calabria, l'uso a frumento in monosuccessione ha avuto il più forte impatto sulla qualità del suolo, con i più bassi contenuti di C organico ed i valori di pH più elevati. Rispetto al frumento, in Calabria il pascolo ha evidenziato solo lievi incrementi di C organico, ma con un grado di umificazione significativamente più elevato e comparabile con quello rilevato nella macchia, mentre a S. Quirico il prato permanente è stato più favorevole all'accumulo di C organico, ma soltanto nello strato più superficiale. Non sono state invece rilevate differenze di rilievo a Vicarello tra medicaio e prato permanente.

**Parole chiave:** uso del suolo, sostanza organica, argille plioceniche, macchia mediterranea, qualità del suolo.

## **Influence of land use on some chemical properties of soil developed from Pliocene clays in hill areas of central and southern Italy**

### **Abstract**

Our study was aimed to assess the impact of different land uses on some chemical properties of soils developed from the same pedogenetic substrate (Pliocene clay) within hill environments of central and southern Italy. The investigated areas are located in Vicarello (Volterra, Pisa, Tuscany), S. Quirico d'Orcia (Siena, Tuscany) and Laca (Soveria Simeri, Catanzaro, Calabria). Within each area, three different soil uses were compared: continuous wheat, pasture and mediterranean bush in Soveria Simeri; alfalfa grass, perennial grass and mediterranean bush in Vicarello; continuous wheat, perennial grass and mediterranean bush in S. Quirico d'Orcia.

Soils were sampled at 0-10, 10-20 and 20-40 cm depth. Laboratory analysis concerned the following soil properties: texture; pH; cation exchange capacity (CEC) and exchangeable bases; total organic C (TOC), total extractable C (TEC) and humified C (HC); total N; available P.

In all the examined environments, mediterranean bush soils showed the highest organic C, total N and exchangeable K contents, and the highest CEC. Besides, under mediterranean bush cover soil pH always exhibited lower values. Both in Tuscany and in Calabria, continuous wheat cropping had the strongest impact on soil quality, with the lowest organic C contents and the highest pH values. In comparison with wheat, in Calabria, pasture only showed small increases of soil organic C, but with a significantly higher humification degree, similar to that of mediterranean bush, whereas in S. Quirico perennial grass allowed a significantly higher organic C accumulation, but only in the surface layer. No significant differences were observed in Vicarello between alfalfa crop and perennial grass.

**Key words:** soil use, organic matter, Pliocene clays, mediterranean bush, soil quality.

### **Introduzione**

E' ormai ampiamente documentata la condizione di degrado in cui vertono estese aree d'Italia e, più in generale, dell'Europa meridionale, soprattutto in ambiente collinare. La crescente pressione antropica sulle risorse naturali ed i cambiamenti climatici sono causa di un progressiva perdita di biodiversità degli ecosistemi naturali e di produttivi-

tà agricola dei suoli. Tra i principali processi responsabili di tale degrado e del rischio sempre più elevato di desertificazione vengono identificati l'erosione e la perdita di sostanza organica, cui spesso contribuiscono cambiamenti dell'uso del suolo e politiche di sostegno all'agricoltura inadeguate rispetto alle specificità del territorio (Sciortino *et al.*, 2000).

In particolare, la conversione di aree boscate e di macchia mediterranea in sistemi agricoli a gestione intensiva, il sovrappascolamento, il compattamento del suolo dovuto all'impiego di macchine pesanti, le lavorazioni frequenti e l'eliminazione dei residui colturali, il modellamento dei versanti, l'assenza di sistemazioni idraulico-agrarie e l'abbandono degli avvicendamenti colturali a favore delle monoculture, rappresentano i più significativi interventi dell'uomo legati all'intensificazione dei suddetti processi (Aru, 2002; Giordano *et al.*, 1991). Pertanto, la conoscenza dell'impatto dell'uso del suolo sulla sua qualità è essenziale per il mantenimento dell'integrità ambientale e per il conseguimento di produzioni agricole sostenibili (Fesha *et al.*, 2002).

Nell'ottica di dare un contributo su questa tematica, nell'ambito del progetto SUOLO (MiPAF) sono stati messi a confronto suoli coltivati con diversa intensità e suoli naturali o rinaturalizzati, scelti nell'ambito della medesima tipologia pedologica ed in diversi ambienti.

### Materiali e metodi

Le aree studiate ricadono nelle località di Vicarello (Volterra, Pisa), S. Quirico d'Orcia (Siena) e Laca (Soveria Simeri, Catanzaro). Nell'ambito di ciascuna località sono stati messi a confronto suoli originatisi su medesima tipologia di substrato (argille plioceniche), con differenti destinazioni d'uso, comprendenti un sistema naturale o rinaturalizzato (macchia mediterranea), un prato permanente o pascolo ed un'area a coltivazione più intensiva (tab. 1). Le principali variabili climatiche caratterizzanti le suddette aree sono riportate nella tabella 2.

Tabella 1. Usi del suolo a confronto nei diversi ambienti

| Località       | Suolo (WRB, 1999) | Uso del suolo               | Età (anni) |
|----------------|-------------------|-----------------------------|------------|
| Vicarello      | Vertic Cambisol   | Medicaio                    | 5          |
|                |                   | Prato Stabile               | 30         |
|                |                   | Macchia Mediterranea        | 33         |
| S. Quirico     | Vertic Cambisol   | Frumento in monosuccessione | 20         |
|                |                   | Prato Stabile               | 30         |
|                |                   | Macchia Mediterranea        | 30         |
| Soveria Simeri | Vertic Cambisol   | Frumento in monosuccessione | 40         |
|                |                   | Pascolo                     | 40         |
|                |                   | Macchia Mediterranea        | nativa     |

Tabella 2. Clima delle aree studiate

| Località           | Regimi di temperatura e umidità | Temperatura media annua | Precipitazioni medie annue               |
|--------------------|---------------------------------|-------------------------|--|
| Vicarello          | Mesotermico, Umido              | 12,7 °C                 | 678 mm, concentrate in autunno-primavera |
| S. Quirico d'Orcia | Termico, Xerico                 | 13,3 °C                 | 642 mm, concentrate in autunno-primavera |
| Soveria Simeri     | Termico, Xerico                 | 16,2 °C                 | 632 mm, concentrate in autunno-inverno   |

La gestione dei suoli a frumento si basa su agrotecnica di tipo tradizionale, con lavorazioni profonde, concimazioni minerali, diserbo chimico ed eliminazione dei residui colturali.

I suoli si estendono su versante, con pendenza compresa tra l'8 e il 40% ed altitudine tra i 100 e i 300 metri s.l.m. Ciascuna unità è stata campionata in un numero rappresentativo di punti, alle profondità di 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. I campioni, essiccati all'aria e setacciati a 2 mm, sono stati analizzati secondo le metodologie ufficiali (Mi.P.A.F., 2000). In particolare, sono stati determinati: tessitura con il metodo densimetrico; pH-H<sub>2</sub>O (1:2,5); capacità di scambio cationico (CSC) e basi di scambio mediante BaCl<sub>2</sub>-TEA; P assimilabile secondo Olsen e dosaggio con reattivo solfomolibdico (Murphy e Riley, 1962) in Autoanalyzer Technicon II; N totale secondo Kjeldhal con distillazione automatica; C organico totale (TOC) (Yeomans e Bremner, 1988); C totale estraibile (TEC), C umificato (HC), grado di umificazione (DH = HC/TEC %). Le differenze tra i suoli entro ciascun ambiente sono state valutate sulla base di analisi della varianza, distinte per le diverse profondità (Cochran e Cox, 1968). Sono state inoltre studiate le relazioni tra le proprietà del suolo attraverso analisi di regressione.

## Risultati

### Tessitura

La tessitura media dei suoli in esame risulta omogenea in tutto lo spessore considerato ed afferisce alla classe argilloso-limosa (tab. 3), con contenuti di argilla compresi fra 449 e 474 g·kg<sup>-1</sup>, di limo tra 427 e 491 g·kg<sup>-1</sup> e di sabbia tra 48 e 98 g·kg<sup>-1</sup>.

Tabella 3. Tessitura dei suoli (g·kg<sup>-1</sup>)

| Località       | Profondità (cm) | Sabbia | Limo | Argilla |
|----------------|-----------------|--------|------|---------|
| Vicarello      | 0-10            | 99     | 427  | 474     |
|                | 10-20           | 82     | 454  | 464     |
|                | 20-40           | 81     | 447  | 472     |
| S. Quirico     | 0-10            | 48     | 502  | 450     |
|                | 10-20           | 51     | 491  | 458     |
|                | 20-40           | 51     | 491  | 458     |
| Soveria Simeri | 0-10            | 77     | 447  | 476     |
|                | 10-20           | 78     | 460  | 462     |
|                | 20-40           | 81     | 458  | 461     |

### pH

Il pH varia da debolmente a moderatamente alcalino e mostra spesso incrementi con la profondità (tab.4). Differenze significative in relazione all'uso del suolo si rilevano a Soveria Simeri, con pH decrescente nell'ordine frumento > pascolo > macchia, ed a Vicarello, dove per la macchia si confermano valori più bassi rispetto agli altri casi. In analogia con quanto visto a Soveria Simeri, a S. Quirico il suolo a frumento evidenzia in media valori di pH tendenzialmente più elevati rispetto agli altri usi del suolo, con differenze, tuttavia, non significative in tutto lo spessore considerato.

Tabella 4. Alcune proprietà dei suoli

| Località   | Uso del Suolo | Profondità (cm) | pH    | Complesso di scambio (cmol <sub>[+]</sub> ·kg <sup>-1</sup> ) |       |       |        | P-ass (mg·kg <sup>-1</sup> ) |
|------------|---------------|-----------------|-------|---|-------|-------|--------|------------------------------|
|            |               |                 |       | CSC   | K     | Na    | Ca+Mg  |                              |
| Vicarello  | Medica        | 0-10            | 8,2a  | 13,3c   | 0,61b | 0,14b | 12,5c  | 0,82b                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,3a  | 17,9b   | 0,58b | 0,58a | 16,8b  | 4,43a                        |
|            | Macchia       | "               | 7,8b  | 23,2a   | 0,76a | 0,11b | 22,3a  | 4,14a                        |
|            | Medica        | 10-20           | 8,4a  | 12,7a   | 0,38b | 0,15b | 12,2a  | 0,32b                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,4a  | 15,9a   | 0,38b | 0,57a | 14,9a  | 1,45a                        |
|            | Macchia       | "               | 8,1b  | 16,4a   | 0,55a | 0,10b | 15,8a  | 0,81ab                       |
|            | Medica        | 20-40           | 8,4ab | 12,8a   | 0,32a | 0,24b | 12,2a  | 0,13b                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,6a  | 16,3a   | 0,37a | 0,66a | 15,3a  | 2,46a                        |
|            | Macchia       | "               | 8,2b  | 15,3a   | 0,39a | 0,13b | 14,8a  | 0,75b                        |
| S. Quirico | Frumento      | 0-10            | 8,2a  | 17,4b   | 0,61b | 0,27a | 16,6b  | 1,65a                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,1ab | 15,9b   | 0,61b | 0,34a | 15,0b  | 1,30a                        |
|            | Macchia       | "               | 7,8b  | 20,7a   | 0,79a | 0,14a | 19,7a  | 2,27a                        |
|            | Frumento      | 10-20           | 8,4a  | 17,5ab  | 0,56a | 0,31b | 16,6ab | 1,30a                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,0a  | 15,0b   | 0,52a | 0,78a | 13,7b  | 0,13b                        |
|            | Macchia       | "               | 8,1a  | 20,4a   | 0,59a | 0,17b | 19,6a  | 0,78ab                       |
|            | Frumento      | 20-40           | 8,4a  | 18,2a   | 0,55a | 0,37b | 17,3a  | 0,85a                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,0b  | 10,0b   | 0,53a | 2,21a | 7,2b   | 0,00b                        |
|            | Macchia       | "               | 8,3a  | 18,2a   | 0,47b | 0,27b | 17,5a  | 0,18b                        |
| Soveria S. | Frumento      | 0-10            | 8,4a  | 17,1b   | 0,62b | 0,33a | 16,1b  | 3,94a                        |
|            | Pascolo       | "               | 8,0b  | 19,3b   | 0,67b | 0,18b | 18,5b  | 3,09a                        |
|            | Macchia       | "               | 7,7c  | 47,6a   | 1,79a | 0,19b | 45,6a  | 3,70a                        |
|            | Frumento      | 10-20           | 8,5a  | 17,1b   | 0,57b | 0,39a | 16,1b  | 2,22a                        |
|            | Pascolo       | "               | 8,2b  | 19,3b   | 0,54b | 0,20b | 18,5b  | 1,20b                        |
|            | Macchia       | "               | 7,8c  | 37,7a   | 1,50a | 0,17b | 36,1a  | 2,44a                        |
|            | Frumento      | 20-40           | 8,5a  | 17,7b   | 0,56b | 0,47a | 16,7b  | 2,25a                        |
|            | Pascolo       | "               | 8,2b  | 18,8b   | 0,46b | 0,29b | 18,0b  | 0,63b                        |
|            | Macchia       | "               | 8,0c  | 29,5a   | 1,19a | 0,22b | 28,1a  | 1,12b                        |

A parità di profondità, valori medi accompagnati da lettere uguali non differiscono significativamente al livello di probabilità  $P = 0,05$ .

## Risultati

### Tessitura

La tessitura media dei suoli in esame risulta omogenea in tutto lo spessore considerato ed afferisce alla classe argilloso-limoso (tab. 3), con contenuti di argilla compresi fra 449 e 474 g·kg<sup>-1</sup>, di limo tra 427 e 491 g·kg<sup>-1</sup> e di sabbia tra 48 e 98 g·kg<sup>-1</sup>.

Tabella 3. Tessitura dei suoli (g·kg<sup>-1</sup>)

| Località       | Profondità (cm) | Sabbia | Limo | Argilla |
|----------------|-----------------|--------|------|---------|
| Vicarello      | 0-10            | 99     | 427  | 474     |
|                | 10-20           | 82     | 454  | 464     |
|                | 20-40           | 81     | 447  | 472     |
| S. Quirico     | 0-10            | 48     | 502  | 450     |
|                | 10-20           | 51     | 491  | 458     |
|                | 20-40           | 51     | 491  | 458     |
| Soveria Simeri | 0-10            | 77     | 447  | 476     |
|                | 10-20           | 78     | 460  | 462     |
|                | 20-40           | 81     | 458  | 461     |

### pH

Il pH varia da debolmente a moderatamente alcalino e mostra spesso incrementi con la profondità (tab.4). Differenze significative in relazione all'uso del suolo si rilevano a Soveria Simeri, con pH decrescente nell'ordine frumento > pascolo > macchia, ed a Vicarello, dove per la macchia si confermano valori più bassi rispetto agli altri casi. In analogia con quanto visto a Soveria Simeri, a S. Quirico il suolo a frumento evidenzia in media valori di pH tendenzialmente più elevati rispetto agli altri usi del suolo, con differenze, tuttavia, non significative in tutto lo spessore considerato.

Tabella 4. Alcune proprietà dei suoli

| Località   | Uso del Suolo | Profondità (cm) | pH    | Complesso di scambio (cmol <sub>[+]</sub> ·kg <sup>-1</sup> ) |       |       |        | P-ass (mg·kg <sup>-1</sup> ) |
|------------|---------------|-----------------|-------|---|-------|-------|--------|------------------------------|
|            |               |                 |       | CSC   | K     | Na    | Ca+Mg  |                              |
| Vicarello  | Medica        | 0-10            | 8,2a  | 13,3c   | 0,61b | 0,14b | 12,5c  | 0,82b                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,3a  | 17,9b   | 0,58b | 0,58a | 16,8b  | 4,43a                        |
|            | Macchia       | "               | 7,8b  | 23,2a   | 0,76a | 0,11b | 22,3a  | 4,14a                        |
|            | Medica        | 10-20           | 8,4a  | 12,7a   | 0,38b | 0,15b | 12,2a  | 0,32b                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,4a  | 15,9a   | 0,38b | 0,57a | 14,9a  | 1,45a                        |
|            | Macchia       | "               | 8,1b  | 16,4a   | 0,55a | 0,10b | 15,8a  | 0,81ab                       |
|            | Medica        | 20-40           | 8,4ab | 12,8a   | 0,32a | 0,24b | 12,2a  | 0,13b                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,6a  | 16,3a   | 0,37a | 0,66a | 15,3a  | 2,46a                        |
|            | Macchia       | "               | 8,2b  | 15,3a   | 0,39a | 0,13b | 14,8a  | 0,75b                        |
| S. Quirico | Frumento      | 0-10            | 8,2a  | 17,4b   | 0,61b | 0,27a | 16,6b  | 1,65a                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,1ab | 15,9b   | 0,61b | 0,34a | 15,0b  | 1,30a                        |
|            | Macchia       | "               | 7,8b  | 20,7a   | 0,79a | 0,14a | 19,7a  | 2,27a                        |
|            | Frumento      | 10-20           | 8,4a  | 17,5ab  | 0,56a | 0,31b | 16,6ab | 1,30a                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,0a  | 15,0b   | 0,52a | 0,78a | 13,7b  | 0,13b                        |
|            | Macchia       | "               | 8,1a  | 20,4a   | 0,59a | 0,17b | 19,6a  | 0,78ab                       |
|            | Frumento      | 20-40           | 8,4a  | 18,2a   | 0,55a | 0,37b | 17,3a  | 0,85a                        |
|            | Prato stabile | "               | 8,0b  | 10,0b   | 0,53a | 2,21a | 7,2b   | 0,00b                        |
|            | Macchia       | "               | 8,3a  | 18,2a   | 0,47b | 0,27b | 17,5a  | 0,18b                        |
| Soveria S. | Frumento      | 0-10            | 8,4a  | 17,1b   | 0,62b | 0,33a | 16,1b  | 3,94a                        |
|            | Pascolo       | "               | 8,0b  | 19,3b   | 0,67b | 0,18b | 18,5b  | 3,09a                        |
|            | Macchia       | "               | 7,7c  | 47,6a   | 1,79a | 0,19b | 45,6a  | 3,70a                        |
|            | Frumento      | 10-20           | 8,5a  | 17,1b   | 0,57b | 0,39a | 16,1b  | 2,22a                        |
|            | Pascolo       | "               | 8,2b  | 19,3b   | 0,54b | 0,20b | 18,5b  | 1,20b                        |
|            | Macchia       | "               | 7,8c  | 37,7a   | 1,50a | 0,17b | 36,1a  | 2,44a                        |
|            | Frumento      | 20-40           | 8,5a  | 17,7b   | 0,56b | 0,47a | 16,7b  | 2,25a                        |
|            | Pascolo       | "               | 8,2b  | 18,8b   | 0,46b | 0,29b | 18,0b  | 0,63b                        |
|            | Macchia       | "               | 8,0c  | 29,5a   | 1,19a | 0,22b | 28,1a  | 1,12b                        |

A parità di profondità, valori medi accompagnati da lettere uguali non differiscono significativamente al livello di probabilità  $P = 0,05$ .

### Complesso di Scambio

In tutti i casi esaminati, è in presenza di macchia mediterranea che si rilevano i valori più alti di CSC. Le differenze rispetto agli altri usi del suolo tendono a ridursi negli strati più profondi e sono particolarmente marcate a Soveria Simeri, dove nei primi 10 cm la CSC decresce da valori massimi di  $46,7 \text{ cmol}_{[+]} \cdot \text{kg}^{-1}$  (macchia), a valori intermedi di  $19,3 \text{ cmol}_{[+]} \cdot \text{kg}^{-1}$  (pascolo), fino a valori minimi di  $17,1 \text{ cmol}_{[+]} \cdot \text{kg}^{-1}$  (frumento). A Vicarello è il medicaio a presentare la più bassa CSC, ma con differenze significative solo nello strato 0-10 cm, mentre a S. Quirico d'Orcia le differenze maggiori si osservano tra macchia e prato stabile. Data la natura dei suoli in esame, il complesso di scambio risulta largamente dominato da Ca e Mg. Il contenuto di K scambiabile varia in stretta relazione con la CSC, mostrando valori sempre più elevati in presenza di macchia, soprattutto a Soveria Simeri, dove nello strato 0-10 cm raggiunge  $1,8 \text{ cmol}_{[+]} \cdot \text{kg}^{-1}$  (pari a  $700 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ).

### P assimilabile

Il contenuto di P assimilabile non supera i  $4,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , con valori minimi a S. Quirico ( $< 2,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ).

Sia a Soveria Simeri che a S. Quirico, nei suoli coltivati a frumento si osservano contenuti di P assimilabile confrontabili con quelli presenti nei suoli a macchia mediterranea e tendenzialmente più elevati di quelli misurati rispettivamente nel pascolo e nel prato stabile. A Vicarello il P assimilabile varia da contenuti simili e più elevati nel prato stabile e nella macchia, a contenuti minori nella medica, con differenze tuttavia di un certo rilievo solo nello strato più superficiale.

### Carbonio Organico: TOC, TEC e HC

Il contenuto totale di C organico (TOC) nei primi 10 cm di profondità varia da  $9,5$  a  $64 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  (fig.1). Le frazioni "estraibile" (TEC) ed "umificata" (HC) risultano comprese rispettivamente tra  $2,7$  e  $50 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , e tra  $0,9$  e  $26 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ . I maggiori accumuli si hanno nei suoli a macchia mediterranea ( $64 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  TOC e  $26 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  HC a Soveria Simeri;  $39 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  TOC e  $11 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  HC a Vicarello;  $28 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  TOC e  $7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  HC a S. Quirico), mentre i contenuti più bassi caratterizzano i suoli coltivati a frumento ( $9,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  TOC e  $0,9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  HC a Soveria Simeri;  $10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  TOC e  $2,7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  HC a S. Quirico).

La diminuzione del contenuto di TOC associata al cambiamento dell'uso del suolo da macchia ad "altri usi" varia, nello strato 0-10 cm, dall'83% (macchia-pascolo) all'85% (macchia-frumento) in Calabria, dal 62% (macchia-prato stabile) al 65% (macchia-medica) a Vicarello e dal 37% (macchia-prato stabile) al 63% (macchia-frumento) a S. Quirico (fig. 2). Nell'ambito dei casi a confronto in Calabria (fig.1), il pascolo mostra, rispetto al frumento, solo piccoli incrementi di C organico, statisticamente non significativi; ciò nonostante, evidenzia condizioni più favorevoli all'accumulo di sostanza organica in forma umificata, come si evince dal grado di umificazione (DH) significativamente più elevato e confrontabile con quello rilevato nella macchia.

A Vicarello, medicaio e prato stabile presentano contenuti simili di C organico e differenze non significative nel grado di umificazione. A S. Quirico d'Orcia, il prato stabile favorisce un maggior accumulo di C organico in superficie rispetto al frumento. In entrambi il grado di umificazione assume valori tendenzialmente più bassi rispetto alla macchia.

### N totale

Il contenuto totale di N presenta stretta analogia di distribuzione con il contenuto di C organico. Pertanto, i valori più elevati si rilevano nei suoli a macchia mediterranea ( $4,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  a Soveria Simeri,  $3,0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  a Vicarello e  $2,3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  a S. Quirico, nello strato 0-10 cm), mentre i decrementi nei suoli ad altro uso entro ciascun ambiente sono privi di significative differenze (fig. 3).

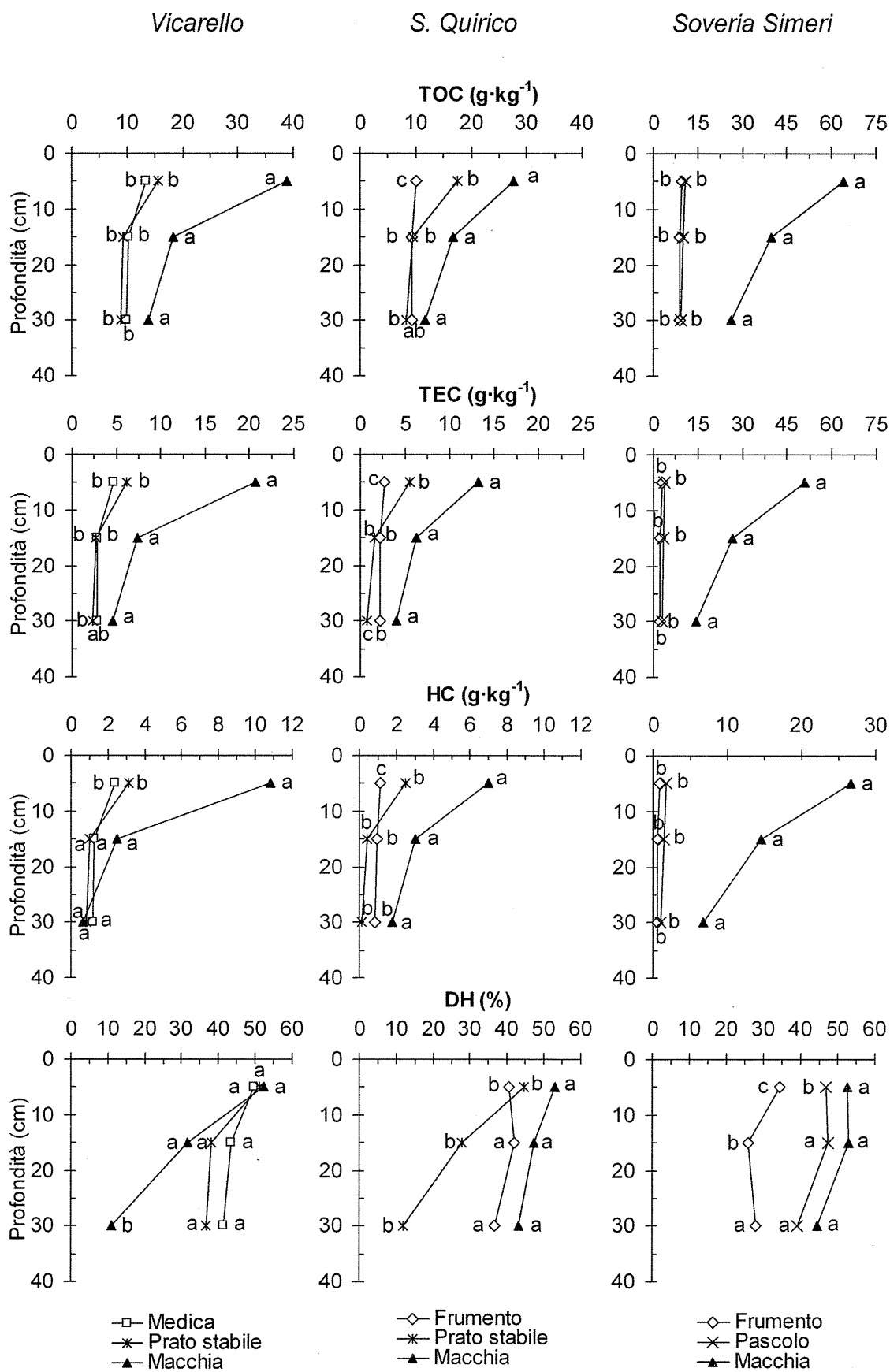


Figura 1. Contorni di carbonio organico totale (TOC), estraibile (TEC) ed umificato (HC), e grado di umificazione (DH) nei suoli a diverso uso

A parità di profondità, valori medi accompagnati da lettere uguali non differiscono significativamente al livello di probabilità  $P = 0,05$



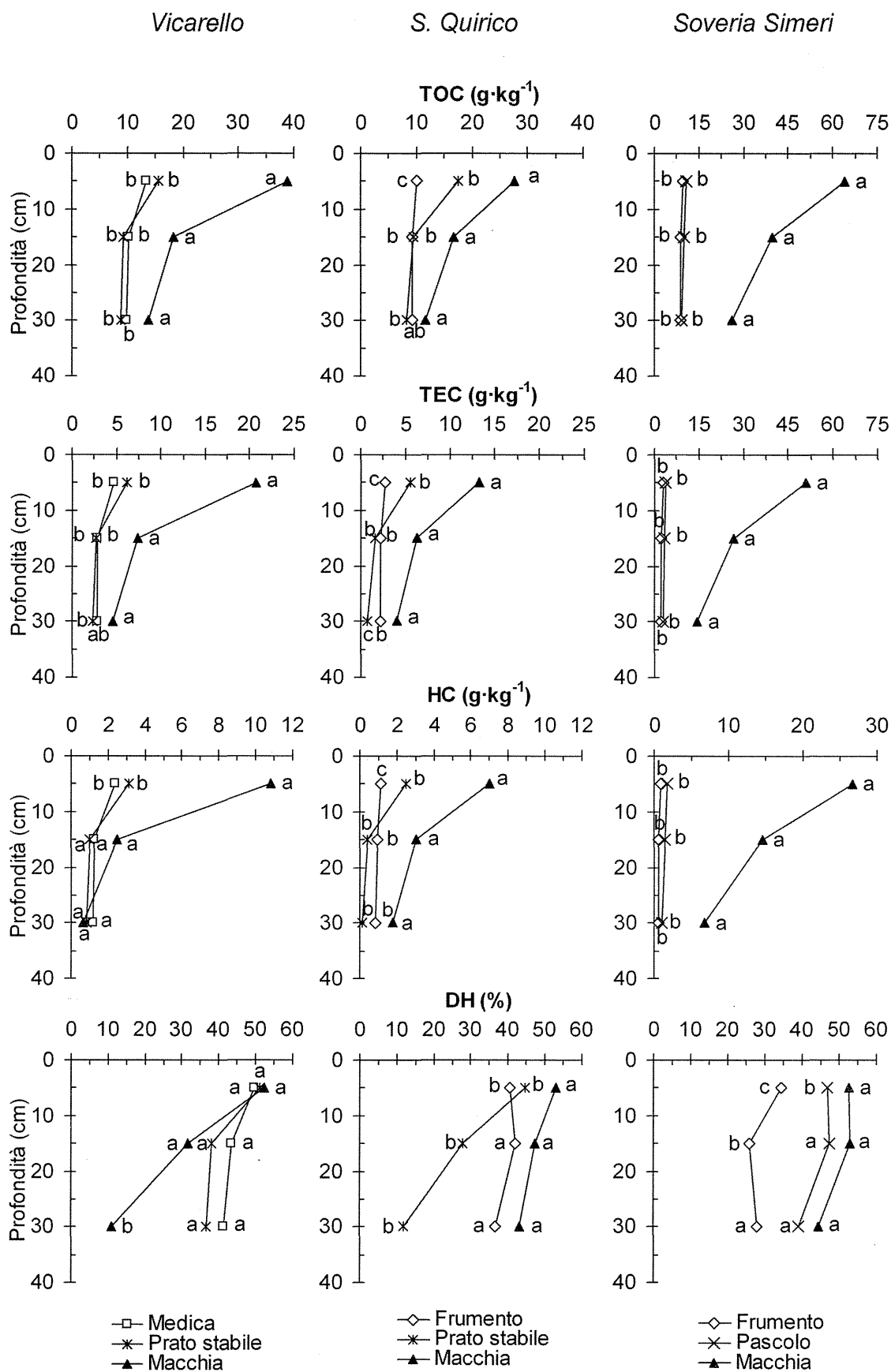


Figura 1. Contenuti di carbonio organico totale (TOC), estraibile (TEC) ed umificato (HC), e grado di umificazione (DH) nei suoli a diverso uso

A parità di profondità, valori medi accompagnati da lettere uguali non differiscono significativamente al livello di probabilità  $P = 0,05$

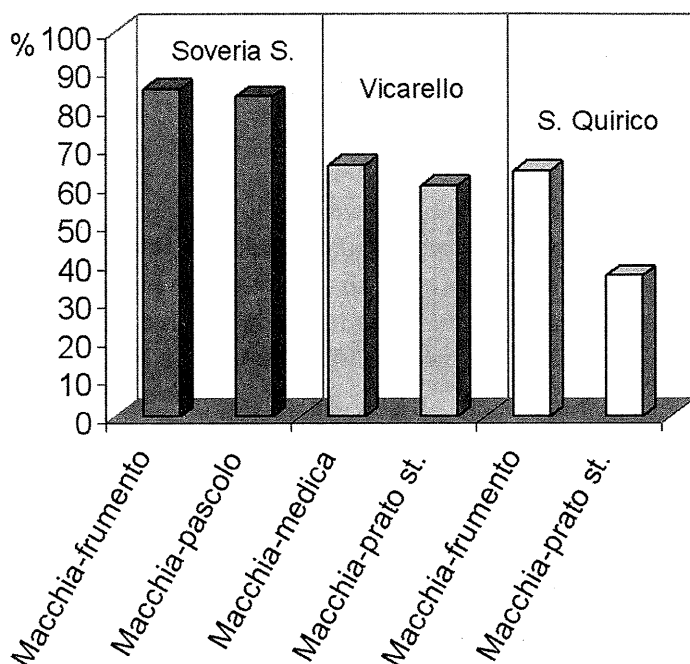


Figura 2. Diminuzione del contenuto di TOC per effetto del cambiamento dell'uso del suolo da macchia mediterranea ad "altri usi" nei diversi ambienti (profondità = 0-10 cm)

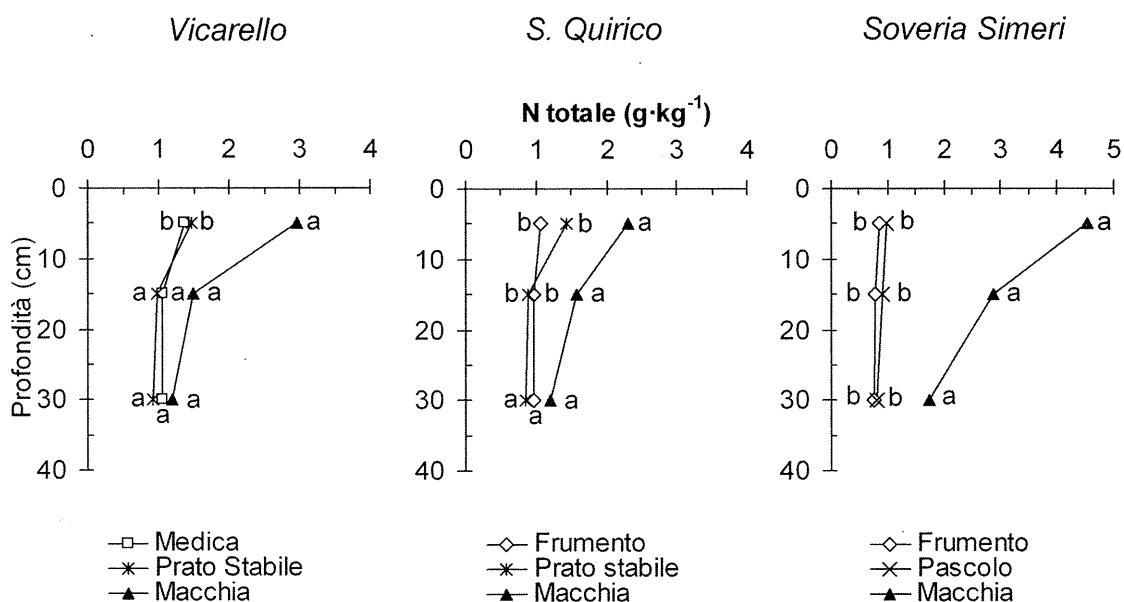


Figura 3. Contenuto totale di N nei suoli

A parità di profondità, valori medi accompagnati da lettere uguali non differiscono significativamente al livello di probabilità  $P = 0,05$

### Discussione e conclusioni

I risultati mostrano come il cambiamento dell'uso del suolo da sistemi naturali a sistemi agricoli abbia avuto, negli ambienti in esame, come principale effetto, un significativo declino del contenuto di sostanza organica, la cui entità è in relazione sia al tipo di gestione agronomica, sia ai fattori pedoclimatici che caratterizzano i diversi ambienti. Tale declino varia sensibilmente tra le aree della Toscana e quelle della Calabria, con differenze tuttavia legate quasi esclusivamente al forte divario tra i contenuti di C organico presenti nei suoli a macchia delle due regioni. In merito a ciò, al maggior accumulo di sostanza organica nella macchia di Soveria Simeri possono aver contribuito fattori di varia natura. Tra questi il clima, ed in particolare un possibile effetto bloccante della prolungata stagione secca

sull'attività biologica del suolo, con conseguente accumulo di composti umici ad alto peso molecolare, resistenti ai processi di mineralizzazione. Tale fenomeno, infatti, conosciuto come steppizzazione, spiega l'apparentemente paradossale caratteristica di molti suoli del sud Italia, nei quali si rilevano contenuti di sostanza organica insospettabili (Cremaschi e Rodolfi, 1991). Occorre inoltre considerare che le aree di Vicarello e S. Quirico sono entrambe aree di recente riconversione a macchia mediterranea (da circa un trentennio), mentre quella di Soveria Simeri è un ecosistema nativo. Simili risultati sono stati trovati da Lanz *et al.* (2002), Fesha *et al.* (2002), Yang e al (2004), in ricerche in cui un sistema naturale, rappresentato da un suolo forestale, veniva confrontato con un prato o prato pascolo ed una coltivazione agraria intensiva. Anche in questi studi le maggiori differenze nel contenuto di sostanza organica, sia totale che umificata, sono state riscontrate nei primi 10 cm di profondità, con i contenuti più elevati nei suoli forestali.

La diminuzione del contenuto di sostanza organica risulta sempre associata a riduzioni della CSC, del contenuto totale di N, del pool labile di K e ad incrementi del pH. L'implicazione della sostanza organica e della sua frazione umificata nei meccanismi che controllano tali proprietà del suolo viene confermata da correlazioni altamente significative:

- $CSC = 1,222 \cdot HC + 14,954$ ;  $R^2 = 0,829^{***}$ ;
- $N \text{ totale} = 0,067 \cdot TOC + 0,309$ ;  $R^2 = 0,967^{***}$ ;
- $K \text{ scambiabile} = 0,050 \cdot HC + 0,468$ ;  $R^2 = 0,656^{***}$ ;
- $pH = -0,014 \cdot TOC + 8,410$ ;  $R^2 = 0,508^{***}$

La disponibilità dei fosfati risulta sempre fortemente limitata, a causa del carattere alcalino e della componente calcarea dei suoli in esame. Le differenze tra i diversi sistemi di gestione vanno in ogni caso valutate tenendo conto dell'effetto delle concimazioni minerali, applicate annualmente al frumento, sul pool labile del P.

Condizioni di deterioramento della fertilità del suolo sono particolarmente evidenti nelle aree coltivate a frumento; ciò è diretta conseguenza dell'applicazione di tecniche di coltivazione non sostenibili negli ambienti e sulle tipologie di suolo considerate, basate sulla monosuccessione colturale, sull'impiego di lavorazioni profonde su superfici acclivi, spesso effettuate lungo le linee di massima pendenza, su operazioni colturali che lasciano il suolo scoperto durante la stagione piovosa. Tale sistema di gestione, infatti, a causa del clima, degli assetti morfologici e della particolare vulnerabilità dei suoli, derivanti da substrati argillosi pliocenici, aggrava l'entità dei fenomeni erosivi ed il conseguente impatto negativo sulle proprietà fisiche, chimiche del suolo (Giordano *et al.*, 1991; Papini *et al.*, 2002; Valboa *et al.*, 2003).

Nei sistemi più conservativi si trovano condizioni di fertilità del suolo variabili, se pur sempre migliori rispetto al frumento, dipendenti anche queste dal tipo di gestione adottata. A S. Quirico, infatti, il prato stabile si differenzia dal frumento per maggiori contenuti di TOC, TEC, HC e N totale nei primi 10 cm di suolo, come riscontrato anche da Fesha *et al.* (2002).

A Soveria Simeri, invece, il prato pascolo non consente accumuli di C significativamente maggiori rispetto al frumento, e ciò verosimilmente per effetto di un eccessivo sfruttamento del suolo rispetto al suo potenziale produttivo. Come infatti viene messo in evidenza da vari Autori, le conseguenze maggiori del sovrappascolamento, che in alcune aree del mediterraneo rappresenta una delle principali fonti di degrado del suolo, sono la distruzione delle piante ed il forte diradamento della vegetazione, l'asportazione dei nutrienti, il compattamento degli strati superficiali e l'alterazione degli equilibri strutturali ed idrologici del suolo (Aru, 2002; Pagliai *et al.*, 1996). A parità di contenuto di sostanza organica, tuttavia, il pascolo considerato evidenzia condizioni più favorevoli ai processi di umificazione rispetto alla monocoltura intensiva.

### Ringraziamenti

Si ringraziano il Servizio Agropedologia e il Dr. S. Molfese dell'A.R.S.S.A. Calabria per la preziosa collaborazione.

### Bibliografia

- ARU A., 2002. La desertificazione in ambiente mediterraneo: processi, cause, mitigazione. Relazione al Comitato delle Regioni dell'Unione Europea, Commissione Sviluppo Sostenibile, Santa Margherita di Pula, Sardegna, 3 Ottobre 2002.
- COCHRAN W.C., COX G.M., 1968. Experimental Design. Wiley and Sons, London, pp. 378.
- CREMASCHI M. E RODOLFI G., 1991. Il Suolo. La Nuova Italia Scientifica, Roma.
- FESHA I.G., SHAW J.N., REEVES D.W., WOOD C.W., FENG Y., NORFLEET M.L., VAN SANTEN E., 2002. Land use effects on soil quality parameters for identical soil taxa. In: E. van Santen (ed.) Proc. 25th Ann. Southern Conservation Tillage Conf. for Sustainable Agric. - Making Conservation Tillage Conventional: Building a Future on 25 Years of Research. Spec. Rep. No. 1. Alabama Agric. Expt. Stn. and Auburn Univ., Auburn, AL, p. 233-238.
- GIORDANO A., BONFILS P., BRIGGS D.J., MENEZESDE SEQUIR A.E., ROQUERO DE LABURU C., YASSOGLU N., 1991. The methodological approach to soil erosion and important land resources evaluation of the European Communities. Soil Technology, 4: 65-77.

- LANTZ A., LAL R., KIMBLE J. M., 2002. Land Use Effects on Profile Soil Carbon Pools in Three Major Land Resource Areas of Ohio. In: Kimble J.M., Lal R., and Follett R.F. Agricultural Practices and Policies for Carbon Sequestration in Soil. Boca Raton, Fla. Lewis Publishers., p. 165-175.
- Mi.P.A.F., 2000. Ministero per le Politiche Agricole e Forestali. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Metodi di Analisi Chimica del Suolo.
- MURPHY J., RILEY J.P., 1962. A modified single solution method for determination of phosphorus in nature waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31-36.
- PAGLIAI M., RAGLIONE M., DE SIMONE C., D'EGIDIO G., MORANDI M., 1997. Effects of continuous pasturing and tillage on soil structure and erosion. *Agr. Med.*, 127: 70-81.
- PAPINI R., BAZZOFFI P., PELLEGRINI S., 2002. Effect of land use systems on erosion and nutrient loss in the Mediterranean. *Advances in GeoEcology*, 35: 459-470.
- SCIORTINO M., COLONNA N., FERRARA V., GRAUSO S., IANNETTA M., SVALDUZ A., 2000. La lotta alla desertificazione in Italia e nel bacino del Mediterraneo. *Energia, Ambiente e Innovazione*, 2: 30-39.
- VALBOA G., ARAMINI G., COLLOCA C., COREA A. M., MOLFESE S., PAONE R., 2003. Erosione dei suoli: riflessi sulla produttività del grano. *Genio Rurale - Estimo e territorio*. Anno LXVI, N. 6 Giugno.
- WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES (WRB), 1999. Base di riferimento mondiale per le risorse pedologiche. Versione italiana a cura di Costantini A.C. e Dazzi C.. Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze.
- YANG Z.H., SINGH B.R., SITLAULA B.K., 2004. Soil Organic Carbon Fractions Under Different Land Uses in Mardi Watershed of Nepal. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 35: 1485-1503.
- YEOMANS J.C., BREMNER J.M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 19 (13): 1467-1476.

# FERTILIZZAZIONE SOSTENIBILE IN UN'AREA ORTICOLA INTENSIVA MEDIANTE L'UTILIZZO DI COMPOST DA BIOMASSE VEGETALI DI SCARTO: RISULTATI PRIMO ANNO

Fabio Pieruccetti <sup>1</sup>, Raffaele Casa <sup>1</sup>, Benedetto Lo Cascio <sup>1</sup>, Stefano Carrano <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Produzione Vegetale, Università degli Studi della Tuscia, Via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo

<sup>2</sup> Consorzio Agrital Ricerche, Viale dell'Industria 24, 00057, Maccarese (Roma); e-mail: pieruccetti@unitus.it

## Riassunto

Presso il Consorzio Agrital Ricerche a Maccarese è stato avviato nel dicembre 2002 il progetto europeo "FERTILIFE" (programma LIFE-Ambiente). Tale progetto ha come obiettivo la realizzazione di un sistema comprensoriale di gestione sostenibile delle biomasse vegetali di scarto, mediante la loro trasformazione in compost nell'impianto dall'Azienda Municipale Ambiente (AMA) di Roma e riutilizzo in agricoltura come fertilizzante. L'area interessata con un'intensa produzione orticola, ricade all'interno di una riserva naturale. Risulta dunque necessario favorire la sostituzione/integrazione delle tradizionali tecniche di fertilizzazione con prodotti minerali di sintesi con pratiche più sostenibili in ossequio alla futura normativa della riserva. I risultati del primo anno riportati nella presente nota riguardano la sperimentazione dell'uso del compost quale alternativa alla tradizionale concimazione minerale sulla risposta vegetativa e produttiva di alcune colture. Non si evidenziano differenze statisticamente significative tra le tesi di fertilizzazione poste a confronto per nessuna delle colture testate.

Parole chiave: Colture ortive, fertilizzazione, compost, azoto.

## Sustainable fertilization of an intensive horticultural basin through compost from local vegetal waste bio-mass: First year of results

### Abstract

The project "FERTILIFE" started in 2002, funded in the Framework of the U.E. Life-Environment Programme. This project aims to demonstrate that a sustainable system of green waste biomass management can be implemented, producing compost in a plant recently set up by the Municipal Waste Management Company of Rome (AMA), thus providing the local agriculture a self-sustainable and viable organic fertilisation option. The area is an intensive horticultural area near Rome, partly inside a nature conservation area. The reserve regulations will soon make it compulsory to substitute/integrate the traditional mineral soil fertilising techniques with more sustainable organic fertilising practices. At the end of the project first year, effects of compost fertilisation on crops growth and yield have been compared with those of traditional mineral fertilisation in field trials of horticultural crops. The results show no significant differences between treatments for all the tested crops.

Keywords: Horticulture, fertilization, compost, nitrogen

## Introduzione

Il compost è il prodotto che si ottiene dal processo biologico di trasformazione aerobica termofila di matrici organiche. Con il Decreto Legislativo n. 22 del 5-2-1997, meglio noto come "decreto Ronchi" anche l'Italia ha intrapreso, nella gestione dei rifiuti, la strategia che prevede, al primo posto nelle opzioni di gestione, la riduzione della produzione di rifiuti, seguito dal recupero dei materiali (riciclaggio) e dal trattamento termico con recupero di energia. Questo ha comportato l'aumento del numero degli impianti di compostaggio in Italia. E' evidente che anche l'utilizzo del compost nell'attività agricola, andrà progressivamente aumentando nei prossimi anni (Centemero e Caimi, 2001). Quindi il compostaggio e l'applicazione al suolo delle biomasse di scarto rappresenta una possibile alternativa al loro incenerimento e conferimento in discarica. Il compost incorporato nel terreno, durante il processo di degradazione, rilascia lentamente elementi minerali utili per la nutrizione vegetale (Genevini e Zaccheo, 1998). Inoltre al compost si riconoscono anche benefici effetti sulle caratteristiche biologiche e fisiche del terreno, grazie alle proprietà ammendanti (Guidi, 1992), fornendo un importante contributo all'incremento del contenuto di sostanza organica del suolo. L'applicazione del compost però può anche determinare dei rischi ambientali, quali l'incremento della lisciviazione degli elementi nutritivi nelle acque di percolazione, principalmente nitrati e composti organici (Gerke *et al.*, 1999), un progressivo accumulo di metalli pesanti e di composti organici inquinanti nei terreni, con la potenzialità di entrare a far parte della catena alimentare umana (Businelli *et al.*, 1990; AROMIS, 2004). Se da un lato le norme vigenti ed il miglioramento delle tecniche di compostaggio possono ridurre il rischio dell'apporto al terreno di sostanze indesi-

derate e potenzialmente pericolose, dall'altro il problema della lisciviazione degli elementi nutritivi risulta difficile da eliminare. Quindi dal punto di vista tecnico-scientifico vi è la necessità di sviluppare delle strategie di gestione del compost che ne garantiscano una piena valorizzazione e la limitazione dei potenziali effetti inquinanti.

In questo contesto si inserisce il progetto "FertiLIFE" finanziato dalla U.E nell'ambito del programma LIFE-Ambiente (LIFE02/ENV/IT/000089) il cui obiettivo principale è quello di dimostrare che le biomasse verdi di scarto originate principalmente nel comprensorio possono essere riciclate nell'ambito agricolo del comprensorio stesso. L'area del progetto è quella di Maccarese-Torrimpietra localizzata a circa 22 km ad ovest di Roma. La maggior parte del territorio, circa 8.000 ha ad orticoltura intensiva, si trova incluso all'interno della "Riserva Naturale Statale del Litorale Romano", di recente istituzione. L'Ente di gestione della Riserva, promuoverà delle azioni volte a favorire una maggiore sostenibilità delle attività antropiche all'interno dell'area. In ambito agricolo favorirà l'introduzione e/o la diffusione di tecniche colturali più rispondenti alle esigenze di salvaguardia dell'ambiente naturale, razionalizzando in primo luogo la pratica della fertilizzazione, incoraggiando le pratiche di fertilizzazione organica. Nella presente nota si riferiscono i risultati preliminari del primo anno di sperimentazione sull'impiego del compost nei piani di fertilizzazione di terreni destinati a colture tipiche della zona.

### Materiali e metodi

La prova ha avuto inizio nel luglio del 2003 interessando tre appezzamenti di terreno appartenenti a due aziende private distinte: la Cooperativa S. Antonio e la S.A.TI. Il terreno della Cooperativa S. Antonio, utilizzato per le prove in campo, è di circa 3 ha ed ha giacitura pianeggiante, si trova ad un'altitudine di circa m 4 s.l.m. e secondo i criteri della Land Capability dell'USDA rientra nella II Classe. Il terreno dell'Az. S.A.TI. di circa 1 ha in leggero declivio, si trova ad un'altitudine di circa m. 30 s.l.m.e secondo la Land Capability rientra nella III Classe, Entrambi risultano assegnati per la carta dei suoli d'Europa alla classe Cambisol (classificazione FAO). Per caratterizzare dal punto di vista agroambientale la situazione dei terreni prima della distribuzione del compost (situazione ex-ante), sono stati effettuati prelievi di campioni di terreno secondo la metodologia non sistematica a 3 diverse profondità (0-15 cm, 15-30 cm e 30-45 cm) in modo da comprendere interamente lo strato interessato dallo sviluppo radicale delle colture e dall'interramento del compost. Le principali caratteristiche dei terreni, così individuate, sono riportate nella tabella 1. La composizione granulometrica è stata determinata mediante il metodo della pipetta e il contenuto in scheletro mediante setacciatura (Patrino *et al.*, 1997); il contenuto dell'azoto totale secondo Kjeldhal (Benedetti *et al.*, 2000); la reazione in suolo-acqua 1:2,5 (Violante e Adamo, 2000a); la conducibilità elettrica su estratto acquoso 5:1 (Violante e Adamo, 2000b) ed le caratteristiche idrologiche con apparato Richards (Busoni e Mecella, 1997). Il contenuto in sostanza organica è stato determinato mediante ossidazione ad umido con bicromato del carbonio organico seguendo la metodica Lotti (Lotti e Galoppini, 1967) utilizzando 1,724 come fattore di conversione. Ulteriori caratteristiche chimiche, come il contenuto in metalli pesanti e lo stato di umificazione della sostanza organica, sono state determinate (dati non riportati) e saranno oggetto di valutazione insieme alle principali caratteristiche fisiche, al termine del progetto per verificarne il comportamento dopo tre anni di fertilizzazione organica con compost (situazione ex-post).

Tabella 1. Principali caratteristiche chimico-fisiche dei terreni  
(media dei tre campioni elementari 0-15, 15-30 e 30-45 cm  $\pm$  dev. standard)

|                                      | S.A.TI.           | S.Antonio 1      | S.Antonio 2      |
|--------------------------------------|-------------------|------------------|------------------|
| Sabbia grossa %                      | 29,7 $\pm$ 1,7    | 53,8 $\pm$ 1,1   | 54,8 $\pm$ 1,4   |
| Sabbia fina %                        | 40,8 $\pm$ 1,6    | 25,0 $\pm$ 1,2   | 23,3 $\pm$ 1,0   |
| Limo %                               | 7,1 $\pm$ 0,8     | 9,9 $\pm$ 0,3    | 8,3 $\pm$ 1,1    |
| Argilla %                            | 22,5 $\pm$ 2,2    | 11,3 $\pm$ 0,2   | 13,6 $\pm$ 1,2   |
| Scheletro g kg <sup>-1</sup>         | 6,6 $\pm$ 0,9     | 40,6 $\pm$ 12,5  | 30,8 $\pm$ 4,6   |
| Sostanza Organica g kg <sup>-1</sup> | 12,8 $\pm$ 0,5    | 11,3 $\pm$ 1,1   | 24,4 $\pm$ 2,2   |
| Azoto totale g kg <sup>-1</sup>      | 0,85 $\pm$ 0,02   | 0,60 $\pm$ 0,06  | 1,22 $\pm$ 0,11  |
| Reazione chimica (pH)                | 6,1 $\pm$ 0,1     | 7,1 $\pm$ 0,1    | 6,2 $\pm$ 0,1    |
| ECe (dSm <sup>-1</sup> )             | 0,072 $\pm$ 0,003 | 0,327 $\pm$ 0,03 | 0,139 $\pm$ 0,01 |
| CC (%)                               | 12,0 $\pm$ 0,9    | 9,3 $\pm$ 0,2    | 10,4 $\pm$ 0,7   |
| PA (%)                               | 7,5 $\pm$ 0,5     | 5,4 $\pm$ 0,1    | 4,9 $\pm$ 0,7    |

Il compost utilizzato è quello proveniente dall'impianto per il trattamento e la trasformazione dei rifiuti organici di Maccarese gestito dall'Azienda Municipale Ambiente di Roma (AMA, 2000), ed appartiene alla tipologia degli "ammendanti compostati misti" (legge 748/84 e D.M. 27 marzo 1998).



L'impianto è operativo dal giugno 2002 e si trova ancora in una fase di ottimizzazione. I flussi delle matrici organiche impiegate per la produzione del compost non sono ancora ben stabilizzati, e di conseguenza le proporzioni delle varie tipologie di matrici utilizzate (principalmente residui provenienti dalle aziende agricole, dalle imprese di manutenzione del verde ornamentale e dai mercati generali/rionali di Roma) possono cambiare da un ciclo all'altro di produzione. Ciò si traduce in una variabilità nel tempo di alcune caratteristiche fisico-chimiche del compost prodotto (tab.2). Le analisi sono state condotte seguendo le metodiche analitiche DIVAPRA-IPLA-ARPA (1998).

**Tabella 2.** Principali caratteristiche fisico-chimiche del compost prodotto presso lo stabilimento AMA di Maccarese (% del peso secco)

| Parametro            | Luglio 2003 | gennaio 2004 | Parametro                                  | luglio 2003 | gennaio 2004 |
|----------------------|-------------|--------------|--|-------------|--------------|
| Umidità totale %     | 38,9        | 25,77        | CES (dSm <sup>-1</sup> )                   | 3,30        | 2,73         |
| pH                   | 6,70        | 7,84         | Fosforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) % | 0,5         | 0,7          |
| Carbonio org. %      | 40,8        | 47,16        | Potassio (K <sub>2</sub> O) %              | 1,7         | 1,9          |
| Azoto totale %       | 2,02        | 2,0          | Hg tot. (mg kg <sup>-1</sup> )             | 1,3         | 0,3          |
| Rapporto C/N         | 19,5        | 23,5         | Cr tot. (mg kg <sup>-1</sup> )             | 22,9        | 17,7         |
| HA+FA %              | 13          | 16           | Ni tot. (mg kg <sup>-1</sup> )             | 11,3        | 10,4         |
| HR                   | 31,9        | 33,9         | Pb tot. (mg kg <sup>-1</sup> )             | 50,4        | 61,6         |
| Plastica %           | 0,26        | 0,19         | Cu tot. (mg kg <sup>-1</sup> )             | 120,0       | 69,9         |
| Vetro %              | 0,21        | 0,51         | Zn tot. (mg kg <sup>-1</sup> )             | 219,0       | 146,5        |
| Scheletro e sabbia % | 26,7        | 6,38         | Granulometria %<br>(particelle Ø ≤ 1 mm)   | 60,3        | 68,4         |

Le colture che saranno impiegate nell'arco dell'intera durata del progetto sono quelle tipiche della zona, prevalentemente colture orticole a ciclo primaverile-estivo ed autunno-vernino. Nel primo anno di sperimentazione le colture impiegate nei diversi campi-prova sono state: il cavolo verza con due varietà a differente precocità di maturazione per l'azienda S.A.TI., il cavolfiore (campo 2) con tre varietà a diversa precocità ed il finocchio (campo 1) con una sola varietà per l'azienda Cooperativa S. Antonio.

La prova prevede la realizzazione di un confronto fra tre diverse modalità di gestione della fertilizzazione delle colture. L'obiettivo è verificare la risposta vegetativa e produttiva delle colture sottoposte ai seguenti trattamenti:

- COM: distribuzione del solo compost a dosi tali da garantire il fabbisogno colturale di azoto;
- MIN: che prevede la gestione della fertilizzazione mediante la usuale concimazione minerale eseguita nell'azienda;
- 50/50: che prevede di effettuare la distribuzione di metà dose di compost integrata con metà dose di concimazione minerale.

La definizione delle dosi di concimazione è stata eseguita sulla base delle esigenze colturali facendo riferimento al solo elemento azoto. E' stato impostato un bilancio semplificato dell'elemento: dose concimazione = (fabbisogno della coltura) - (apporti naturali). La definizione della quantità di compost da distribuire è stata determinata in funzione delle caratteristiche proprie del compost quali: l'umidità (39%), il contenuto in azoto (2,02% sulla sostanza secca) e dal tasso di azoto reso disponibile in relazione al processo di mineralizzazione annua, stimato pari ad un 20% dell'azoto totale apportato con il compost (Centemero 2002). La prova prevede di replicare per tre volte i tre trattamenti di fertilizzazione in precedenza definiti con uno schema a blocchi randomizzati. La distribuzione del compost è avvenuta prima della lavorazione principale del terreno. Per l'Az. S.A.TI sono state distribuiti i seguenti quantitativi: compost, trattamento COM, 60 t ha<sup>-1</sup> (150 kg N ha<sup>-1</sup>), per MIN un quantitativo di concime minerale equivalente a 150 kg N ha<sup>-1</sup> e per 50/50 il 50% delle dosi sopra riportate.

Per l'Az. S. Antonio campo 2: compost 36 t ha<sup>-1</sup> (90 kg N ha<sup>-1</sup>) per COM, concime minerale equivalente a 90 kg N ha<sup>-1</sup> per MIN e per 50/50 il 50% delle dosi sopra riportate. Per l'Az. S. Antonio campo 1: compost 50 t ha<sup>-1</sup> (120 kg N ha<sup>-1</sup>) per COM, concime minerale equivalente a 120 kg N ha<sup>-1</sup> per MIN e per 50/50 il 50% delle dosi sopra riportate. Il trapianto delle piantine delle colture è avvenuto: il 04/08/03 per la verza, il 17/09/03 per il cavolfiore e il 6/11/03 per il finocchio. Tutte le colture interessate sono state condotte secondo una tecnica colturale che non prevedeva alcuna differenza tra i diversi trattamenti a confronto (salvo la fertilizzazione) e che è da ritenersi ordinaria nel comprensorio di Maccarese.

## Risultati

L'andamento meteorologico che si è registrato nel periodo luglio-dicembre 2003 è stato caratterizzato da valori di piovosità molto ridotta rispetto alla media degli ultimi 30 anni e con temperature massime più elevate. Ciò

ha obbligato gli imprenditori agricoltori a ricorrere frequentemente ad irrigazioni di soccorso. Questa situazione ha sicuramente influenzato le dinamiche di trasformazione del compost nel terreno e sulla mobilitazione delle diverse forme azotate. I risultati produttivi delle tre colture testate sono riportati nelle tabelle 3, 4 e 5

**Tabella 3.** Analisi della produzione della verza (*Brassica oleracea* var. sabauda L.) a maturazione commerciale (media di 3 repliche  $\pm$  dev.standard) <sup>a</sup>

| Varietà                       | Biomassa fresca Prodotta (t ha <sup>-1</sup> ) |       |               |         | Biomassa secca Prodotta (t ha <sup>-1</sup> ) |       |               |         |
|-------------------------------|--|-------|---------------|---------|---|-------|---------------|---------|
|                               | Media  | $\pm$ | Dev. Standard | Lettere | Media   | $\pm$ | Dev. Standard | Lettere |
| <b>Matsumi</b> <sup>b</sup>   |  |       |               |         |   |       |               |         |
| MIN                           | 54,4   | $\pm$ | 8,0           | a       | 3,9   | $\pm$ | 0,3           | a       |
| 50/50                         | 42,7   | $\pm$ | 9,0           | a       | 3,2   | $\pm$ | 0,8           | a       |
| COM                           | 53,4   | $\pm$ | 13,8          | a       | 4,0   | $\pm$ | 1,1           | a       |
| <b>Rigoletto</b> <sup>c</sup> |  |       |               |         |   |       |               |         |
| MIN                           | 44,3   | $\pm$ | 3,9           | a       | 7,8   | $\pm$ | 0,2           | a       |
| 50/50                         | 41,2   | $\pm$ | 6,5           | a       | 7,3   | $\pm$ | 1,3           | a       |
| COM                           | 58,5   | $\pm$ | 5,6           | a       | 8,9   | $\pm$ | 0,9           | a       |

<sup>a</sup> i valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per P = 0,05 (test Duncan).

<sup>b</sup> 104 gg dalla distribuzione del compost.

<sup>c</sup> 150 gg dalla distribuzione del compost.

**Tabella 4.** Analisi della produzione del cavolfiore (*Brassica oleracea* var. botrytis L.) a maturazione commerciale (media di 3 repliche  $\pm$  dev.standard) <sup>a</sup>

| Varietà                     | Biomassa fresca Prodotta (t ha <sup>-1</sup> ) |       |               |         | Biomassa secca Prodotta (t ha <sup>-1</sup> ) |       |               |         | Biomassa secca infiorescenza (% ss) |       |               |         |
|-----------------------------|--|-------|---------------|---------|---|-------|---------------|---------|-------------------------------------|-------|---------------|---------|
|                             | Media  | $\pm$ | Dev. Standard | Lettere | Media   | $\pm$ | Dev. Standard | Lettere | Media                               | $\pm$ | Dev. Standard | Lettere |
| <b>Cortes</b> <sup>b</sup>  |  |       |               |         |   |       |               |         |                                     |       |               |         |
| MIN                         | 43,1   | $\pm$ | 4,7           | a       | 3,5   | $\pm$ | 0,3           | a       | 7,8                                 | $\pm$ | 0,1           | a       |
| 50/50                       | 43,9   | $\pm$ | 1,0           | a       | 3,2   | $\pm$ | 0,1           | a       | 7,1                                 | $\pm$ | 0,4           | a       |
| COM                         | 47,9   | $\pm$ | 11,0          | a       | 3,7   | $\pm$ | 0,7           | a       | 7,7                                 | $\pm$ | 0,3           | a       |
| <b>Stanley</b> <sup>c</sup> |  |       |               |         |   |       |               |         |                                     |       |               |         |
| MIN                         | 50,3   | $\pm$ | 3,5           | a       | 4,7   | $\pm$ | 0,4           | a       | 9,1                                 | $\pm$ | 0,2           | a       |
| 50/50                       | 52,5   | $\pm$ | 1,7           | a       | 4,5   | $\pm$ | 0,2           | a       | 8,7                                 | $\pm$ | 0,1           | a       |
| COM                         | 58,2   | $\pm$ | 1,7           | a       | 5,2   | $\pm$ | 0,1           | a       | 8,7                                 | $\pm$ | 0,1           | a       |
| <b>Dunkeld</b> <sup>d</sup> |  |       |               |         |   |       |               |         |                                     |       |               |         |
| MIN                         | 81,3   | $\pm$ | 8,9           | a       | 6,5   | $\pm$ | 0,5           | a       | 7,30                                | $\pm$ | 0,02          | a       |
| 50/50                       | 80,0   | $\pm$ | 5,5           | a       | 7,6   | $\pm$ | 0,2           | a       | 7,44                                | $\pm$ | 0,07          | a       |
| COM                         | 80,0   | $\pm$ | 5,1           | a       | 7,5   | $\pm$ | 0,7           | a       | 8,13                                | $\pm$ | 0,34          | a       |

<sup>a</sup> i valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per P = 0,05 (test Duncan).

<sup>b</sup> 85 gg dalla distribuzione del compost.

<sup>c</sup> 111 gg dalla distribuzione del compost.

<sup>d</sup> 144 gg dalla distribuzione del compost.

**Tabella 5.** Analisi della produzione del finocchio (*Foeniculum vulgare* Miller) var. Trevi a maturazione commerciale <sup>a</sup> (media di 3 repliche  $\pm$  dev.standard) <sup>b</sup>

|       | Biomassa fresca Prodotta (t ha <sup>-1</sup> ) |       |               |         | Biomassa secca Prodotta (t ha <sup>-1</sup> ) |       |               |         |
|-------|--|-------|---------------|---------|---|-------|---------------|---------|
|       | Media  | $\pm$ | Dev. Standard | Lettere | Media   | $\pm$ | Dev. Standard | Lettere |
| MIN   | 37,0   | $\pm$ | 3,0           | a       | 3,0   | $\pm$ | 0,2           | a       |
| 50/50 | 44,3   | $\pm$ | 1,7           | a       | 4,2   | $\pm$ | 0,5           | a       |
| COM   | 41,3   | $\pm$ | 6,3           | a       | 3,2   | $\pm$ | 0,5           | a       |

<sup>a</sup> 150 gg dalla distribuzione del compost.

<sup>b</sup> I valori contraddistinti da lettere differenti differiscono significativamente per P = 0,05 (test Duncan)

I valori produttivi che si osservano per la verza, se pur evidenziano una tendenza in favore di una maggiore produttività delle parcelle sottoposte al trattamento COM soprattutto per la varietà più tardiva, non forniscono differenze statisticamente significative (tab. 3). Analogo comportamento si registra per le varietà precoce e media del cavolfiore. Viceversa la varietà più tardiva manifesta un incremento di sostanza secca principalmente per la parte produttiva della pianta. Però anche per il cavolfiore l'analisi dei risultati produttivi non evidenzia differenze statisticamente significative tra le tre tesi poste a confronto (tab.4). Osservando i risultati della biomassa prodotta sia fresca che secca del finocchio si può notare una certa tendenza verso valori di produttività maggiori per la tesi di fertilizza-

zione 50/50, anche se questi risultano non significativi statisticamente (tab.5). La fertilizzazione COM manifesta dei valori di biomassa fresca più prossimi ai valori del trattamento 50/50 rispetto al trattamento MIN. Analogamente l'andamento della crescita delle piante, monitorato settimanalmente dalla misura dell'altezza delle stesse (fig.1), evidenzia un comportamento differente per le piante MIN. Infatti, si registra una minore crescita in altezza delle piante che si protrae fino alla diciassettesima settimana dal trapianto. Tale differenza però scompare durante l'ultima parte del ciclo colturale. Alla raccolta finale la differenza tra i trattamenti risulta essere non statisticamente significativa.

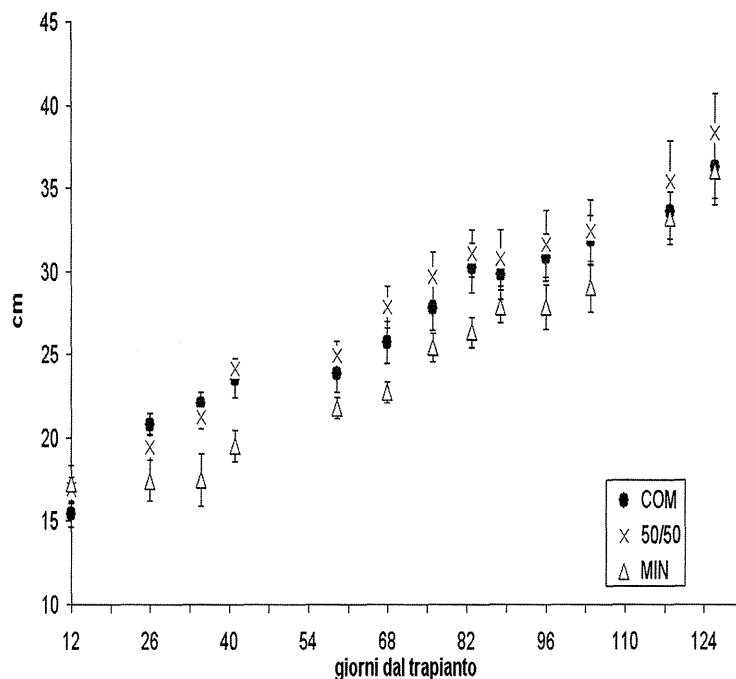


Figura 1. Altezza media delle piante di finocchio durante il ciclo vegetativo (media di 3 repliche  $\pm$  dev.standard)

## Conclusioni

Dai dati raccolti, in contrasto con quanto talvolta osservato altrove, si osserva che la fertilizzazione con solo compost, a dosi tali da soddisfare il fabbisogno colturale, è in grado di soddisfare le esigenze nutritive di colture orticole non determinando una riduzione delle rese produttive anche rispetto all'impiego del solo concime minerale (Pinamonti, 1997). In conclusione si evidenzia una sostanziale equivalenza tra le diverse tesi a confronto. Questi dati devono essere considerati con estrema cautela essendo questo il primo anno della prova ed il terreno sicuramente risente notevolmente degli interventi colturali (es. lavorazioni e fertilizzazioni) del periodo precedente. Se questi risultati fossero confermati anche per i successivi due anni della prova risulterebbero sicuramente interessanti perché offrirebbero una valida alternativa nella gestione della nutrizione vegetale all'impiego dei fertilizzanti minerali.

## Bibliografia

- AMA, 2000. Un progetto in corso: l'impianto AMA di produzione compost di alta qualità in località Maccarese. Quaderni tecnici AMA n. 1-2, pp.129-144.
- AROMIS, 2004. Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems. [Online] consultabile su <http://www.ktbl.de/english/projects/aromis/index.htm> (verificato 06/05/04).
- BENEDETTI A., TRINCHERA A., FALCHINI L., ANTISARI L., 2000. Azoto. In: Violante P. (ed.) Metodi di analisi chimica del suolo, Cap XIV: 1-15, Franco Angeli, Milano.
- BUSINELLI M., GIGLIOTTI G. GIUSQUIANI P.L., 1990. Applicazione del compost da RSU in agricoltura: effetto sulla produttività del mais e destino dei nutrienti e dei metalli pesanti nel vegetale. *Agochimica*, 5-6:454-466.
- BUSONI E., MECCELLA G., 1997. Ritenzione Idrica. In: Pagliai M. (ed.), Metodi di analisi fisica del suolo, Cap VIII: 55-65, Franco Angeli, Milano.
- CENTEMERO M., 2002. Il ruolo del compost nei piani di fertilizzazione. *Inf. Agrario*, 40:57-59.
- CENTEMERO M., CAIMI V., 2001. Impieghi del compost: settori di maggior rilevanza, modalità d'uso, scenari attuali di mercato. In: Atti Corso "Compost: produzione ed utilizzo", Ed. CIC Rimini, settembre, 2001:1-35.
- DIVAPRA, IPLA, ARPA. 1998. Metodi di analisi dei compost. Determinazioni chimiche, fisiche, biologiche e microbiologiche. Analisi merceologica dei rifiuti. *Collana Ambiente n.6*, Regione Piemonte Assessorato Ambiente, Torino, Italia, pp. 187.

zione 50/50, anche se questi risultano non significativi statisticamente (tab.5). La fertilizzazione COM manifesta dei valori di biomassa fresca più prossimi ai valori del trattamento 50/50 rispetto al trattamento MIN. Analogamente l'andamento della crescita delle piante, monitorato settimanalmente dalla misura dell'altezza delle stesse (fig.1), evidenzia un comportamento differente per le piante MIN. Infatti, si registra una minore crescita in altezza delle piante che si protrae fino alla diciassettesima settimana dal trapianto. Tale differenza però scompare durante l'ultima parte del ciclo colturale. Alla raccolta finale la differenza tra i trattamenti risulta essere non statisticamente significativa.

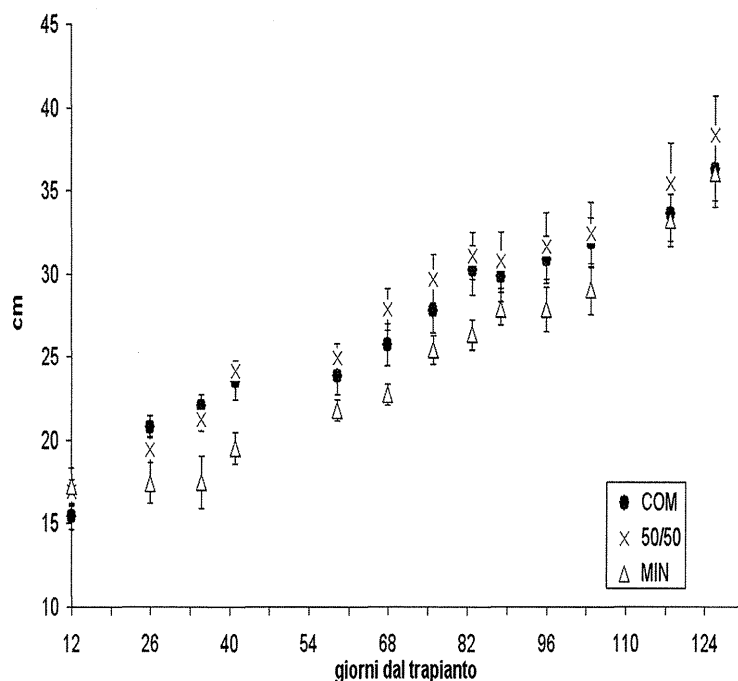


Figura 1. Altezza media delle piante di finocchio durante il ciclo vegetativo (media di 3 repliche  $\pm$  dev.standard)

## Conclusioni

Dai dati raccolti, in contrasto con quanto talvolta osservato altrove, si osserva che la fertilizzazione con solo compost, a dosi tali da soddisfare il fabbisogno colturale, è in grado di soddisfare le esigenze nutritive di colture orticole non determinando una riduzione delle rese produttive anche rispetto all'impiego del solo concime minerale (Pinamonti, 1997). In conclusione si evidenzia una sostanziale equivalenza tra le diverse tesi a confronto. Questi dati devono essere considerati con estrema cautela essendo questo il primo anno della prova ed il terreno sicuramente risente notevolmente degli interventi colturali (es. lavorazioni e fertilizzazioni) del periodo precedente. Se questi risultati fossero confermati anche per i successivi due anni della prova risulterebbero sicuramente interessanti perché offrirebbero una valida alternativa nella gestione della nutrizione vegetale all'impiego dei fertilizzanti minerali.

## Bibliografia

- AMA, 2000. Un progetto in corso: l'impianto AMA di produzione compost di alta qualità in località Maccarese. Quaderni tecnici AMA n. 1-2, pp.129-144.
- AROMIS, 2004. Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems. [Online] consultabile su <http://www.ktbl.de/english/projects/aromis/index.htm> (verificato 06/05/04).
- BENEDETTI A., TRINCHERA A., FALCHINI L., ANTISARI L., 2000. Azoto. In: Violante P. (ed.) Metodi di analisi chimica del suolo, Cap XIV: 1-15, Franco Angeli, Milano.
- BUSINELLI M., GIGLIOTTI G. GIUSQUIANI P.L., 1990. Applicazione del compost da RSU in agricoltura: effetto sulla produttività del mais e destino dei nutrienti e dei metalli pesanti nel vegetale. *Agochimica*, 5-6:454-466.
- BUSONI E., MECCELLA G., 1997. Ritenzione Idrica. In: Pagliai M. (ed.), Metodi di analisi fisica del suolo, Cap VIII: 55-65, Franco Angeli, Milano.
- CENTEMERO M., 2002. Il ruolo del compost nei piani di fertilizzazione. *Inf. Agrario*, 40:57-59.
- CENTEMERO M., CAIMI V., 2001. Impieghi del compost: settori di maggior rilevanza, modalità d'uso, scenari attuali di mercato. In: Atti Corso "Compost: produzione ed utilizzo", Ed. CIC Rimini, settembre, 2001:1-35.
- DIVAPRA, IPLA, ARPA. 1998. Metodi di analisi dei compost. Determinazioni chimiche, fisiche, biologiche e microbiologiche. Analisi merceologica dei rifiuti. Collana Ambiente n.6, Regione Piemonte Assessorato Ambiente, Torino, Italia, pp. 187.

- GENEVINI P. L., ZACCHEO P., 1998. Aspetti agronomici. In: "Compost e agricoltura", Fondazione Lombardia per l'Ambiente, cap 5; 133-159 [CD computer file].
- GERKE H. H., ARMING M., STÖPPLER-ZIMMER H., 1999. Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil* 213: 75-92.
- GUIDI G.V., 1992. Effetti del compost sulle proprietà fisiche del terreno. *Acqua-Aria* 10:983-987.
- LOTTI G., GALOPPINI C., 1967. Determinazione della sostanza organica (humus). In: Guida alle analisi chimico-agrarie, Edagricole, Bologna, pp. 302-306.
- PATRUNO A., CAVAZZA L., CASTRIGNANÒ A., 1997. Granulometria. In: Pagliai M. (ed.), *Metodi di analisi fisica del suolo*, Cap III: 1-12, Franco Angeli, Milano.
- PINAMONTI F., 1997. L'impiego del compost sui terreni agricoli, *Inf. Agrario*, 44:45-49
- VIOLANTE P., ADAMO P., 2000a. Reazione. In: Violante P. (ed.) *Metodi di analisi chimica del suolo*, Cap III: 1-13, Franco Angeli, Milano.
- VIOLANTE P., ADAMO P., 2000b. Salinità. In: Violante P. (ed.) *Metodi di analisi chimica del suolo*, Cap IV: 1-12, Franco Angeli, Milano.

# OSSERVAZIONI SU SUOLI AMMENDATI CON ZEOLITI NATURALI: CARATTERIZZAZIONE PEDOLOGICA E PRIMI DATI SULLE PROVE SPERIMENTALI DI COLTIVAZIONE

Rita Puddu, Paolo Mulè, Massimiliano G. Mameli, Francesco Sanna, Massimo Melis

C.R.A.S. Centro Regionale Agrario Sperimentale della Sardegna  
Viale Trieste, 111 - 09123 Cagliari; e-mail: pedologia@cras.sardegna.it

## Riassunto

Si riferiscono i primi risultati di una ricerca multidisciplinare, attualmente in fase di realizzazione nell'ambito del P.O.N. 12701, dal titolo "Applicazioni di zeoliti naturali per lo sviluppo di tecniche agronomiche innovative per il miglioramento della compatibilità ambientale". Fra i diversi obiettivi in cui si articola il progetto, il C.R.A.S. è direttamente coinvolto nell'obiettivo realizzativo 4 riguardante lo studio e la sperimentazione di nuove tecniche agronomiche che prevedano l'utilizzo della zeolite come ammendante del terreno. A tale scopo sono state impostate una serie di prove di coltivazione con varie specie ortive su due suoli con caratteristiche chimico-fisiche differenti e rappresentativi di ambienti pedologici e di realtà agricole ampiamente diffuse nel Campidano di Cagliari ed Oristano. L'oggetto del presente lavoro riguarda la caratterizzazione pedologica dei due siti prescelti per le prove e i primi dati chimico-fisici dei suoli ammendati sia con zeolite tal quale sia con zeolite caricata con ammonio.

**Parole chiave:** pedologia, agronomia, zeolite, ammendante, metalli pesanti

**Observations on soils amended with natural zeolites: pedological characterisation and preliminary results on the cultivation experimental trials**

## Abstract

The preliminary results on a multidisciplinary research, within the P.O.N. 12701 titled "Natural zeolite applications for the development of innovative agronomic techniques and improvement of the environmental compatibility", are reported.

Among the several partners of the research the Regional Agricultural Experimental Centre of Sardinia (CRAS) is directly involved in the aim of testing new agronomic techniques using zeolite as soil amendment.

With regard to this aim several tests, on different cultivations, have been set up on two soils with different chemical-physical characteristics, representative of the pedological settings widely diffused in the agricultural region of the Campidano of Cagliari and Oristano. The object of the present paper regards the pedological characterization of the two sites chosen for the experimentation and the preliminary results on the cultivation tests on amended soils with zeolite added with ammonium.

**Key words:** pedology, agronomy, zeolite, amendment, heavy metals

## Introduzione

Il presente lavoro fa parte di una ricerca multidisciplinare, attualmente in fase di realizzazione nell'ambito del P.O.N. 12701, dal titolo "Applicazioni di zeoliti naturali per lo sviluppo di tecniche agronomiche innovative per il miglioramento della compatibilità ambientale", condotto in Sardegna con la finalità di utilizzare industrialmente le zeoliti sarde nella filiera agro-industriale. Le zeoliti sono per la Sardegna una risorsa naturale, presente in quantità rilevante e suscettibile di sfruttamento minerario, ma per la prima volta si è pensato di esplorarne i limiti e le potenzialità in campo agronomico. Il progetto pertanto mira a produrre dati sperimentali sugli effetti delle zeoliti nelle colture locali.

Fra i diversi obiettivi in cui si articola il progetto, il C.R.A.S. è direttamente coinvolto nell'obiettivo realizzativo 4 riguardante lo studio e la sperimentazione di nuove tecniche agronomiche che prevedano l'utilizzo della zeolite come ammendante del terreno. In particolare le finalità della sperimentazione sono volte a verificare: 1) il tempo di rilascio dei nutrienti dal suolo alla coltura, 2) la compatibilità ambientale dell'uso di zeolite riguardo al possibile rilascio di metalli pesanti, 3) la capacità della zeolite nel trattenere lo ione  $\text{NH}_4^+$  limitando la sua lisciviazione in falda.

Per valutare la risposta della sperimentazione su realtà pedologiche differenti sono state impostate una serie di prove di coltivazione, con varie specie ortive, in due aree rappresentative di ambienti agrari ampiamente diffusi nel Campidano di Cagliari ed Oristano. Di seguito si illustrano i dati relativi alla caratterizzazione pedologica dei due siti prescelti e i primi risultati analitici dei suoli ammendati con zeolite tal quale e delle prove agronomiche.



## Materiali e metodi

Per la scelta dei siti di sperimentazione sono stati seguiti i seguenti criteri: 1) i suoli devono essere rappresentativi di ambienti pedologici e di realtà agricole ampiamente diffuse nel territorio regionale, in particolar modo nel Campidano di Cagliari e di Oristano dove si concentrano la maggior parte delle colture irrigue della Sardegna, in modo da poter applicare i risultati anche ad altri ambiti territoriali della Sardegna; 2) i suoli devono presentare severi limiti per l'uso agricolo, sia di natura chimico-fisica che strutturale, in modo da valutare al meglio gli eventuali effetti di miglioramento apportati dall'applicazione delle zeoliti; 3) i suoli devono presentare proprietà differenti per essere assunti come casi estremi dei possibili comportamenti che si possono avere in risposta alla sperimentazione.

Sulla base di tali indicazioni, sono stati individuati i profili di riferimento in agro di Uta (provincia di Cagliari) e di Arborea (provincia di Oristano). Sono stati quindi eseguiti, descritti, campionati e classificati i profili pedologici secondo i criteri dettati dalla F.A.O. (Guidelines for Soil Profile Description, 1977). Le analisi chimico-fisiche, che hanno riguardato complessivamente dodici campioni, sono state effettuate secondo i "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo" pubblicati dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (Collana Metodi analitici per l'agricoltura, 2000). I parametri determinati sono stati: tessitura (ripartita nelle frazioni sabbia grossa, sabbia fine, limo grosso, limo fine e argilla); pH in H<sub>2</sub>O e KCl; acidità complessiva; Carbonio organico; Azoto totale; rapporto C/N; sostanza organica; carbonati totali; basi di scambio (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup>); capacità di scambio cationico (C.S.C.); tasso di saturazione in basi (T.S.B.); ioni dell'estratto di saturazione (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>); Sodio totale; conducibilità elettrica (ECe); percentuale di Sodio di scambio (E.S.P.); rapporto di assorbimento del Sodio (S.A.R.); salinità totale; Fosforo assimilabile; Fosforo totale; Potassio assimilabile; Potassio totale; microelementi (Zn, Cu, Fe, Mn e B - estrazione in D.T.P.A.); metalli totali (Mn, Co, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr e Ni - estrazione in acqua regia); metalli assimilabili (Mn, Co, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr e Ni - estrazione in D.T.P.A.).

Relativamente ai parametri idrologici, per ogni orizzonte è stata calcolata la Capacità di Acqua Utile (A.W.C.) per differenza tra i contenuti idrici misurati alla Capacità di Campo (pF 2,5) e al Punto di Appassimento (pF 4,2). Sono state quindi costruite le curve di ritenuta idrica caratteristiche di ciascun orizzonte in base alle misure del potenziale idrico ai valori di tensione intermedi alla C.C. e al P.A. (pF 2,8 e pF 3,5). Altre determinazioni per la descrizione del comportamento idrologico dei suoli hanno riguardato: la massa volumica apparente, mediante il metodo del carotaggio; la conducibilità idraulica a saturazione (Kc), stimata sulla base delle caratteristiche tessiturali di ciascun orizzonte mediante il software *IRRINET* fornito dal Servizio Agrometeorologico Regionale della Sardegna. I suoli infine sono stati classificati secondo i sistemi tassonomici della Soil Taxonomy (U.S.D.A., 1998) e W.R.B. (World Reference Base, 1999).

Contemporaneamente è stato caratterizzato anche il materiale zeolitico utilizzato per l'ammendamento ed in particolar modo sono stati indagati: la capacità di ritenzione idrica, il complesso di scambio cationico, il contenuto e la disponibilità dei metalli pesanti. In base alle varie frazioni granulometriche ottenute dalla frantumazione della zeolite, comprese tra 0,7 e 5 mm, è stata preparata una miscela sia di zeolite tal quale sia attivata con ammonio (12 g/Kg) che è stata addizionata ai due suoli nelle seguenti percentuali in peso: 0,5 e 5% nel caso della zeolite attivata; 0,5, 5 e 10% nel caso della zeolite tal quale.

In questo lavoro verranno esposti i primi dati analitici relativi a una prova di coltivazione di lattuga sul suolo di Arborea ammendato con due dosi di zeolite tal quale. La prova è stata condotta con l'obiettivo di verificare l'influenza della zeolite tal quale sulle caratteristiche fisiche del suolo, della fertilità e della capacità del materiale zeolitizzato di non rilasciare i metalli pesanti contenuti all'interno dei suoi canali o facenti parte del reticolo cristallino (metalli costituzionali) sia in condizioni estreme nel breve periodo sia durante il susseguirsi dei cicli di coltivazione. E' previsto infatti che il campo sperimentale sia interessato da una serie di cicli produttivi con colture diverse al fine di valutare il comportamento della zeolite nel lungo periodo. E' importante sottolineare il fatto che una delle ipotesi sperimentali da verificare prevede l'apporto di materiale tal quale che, nel corso del tempo, abbia la capacità di variare in maniera stabile le caratteristiche strutturali e chimiche del suolo interessato, almeno a livello dell'orizzonte lavorato, senza subire al contempo alterazioni strutturali che possano rendere disponibili i metalli pesanti in un primo tempo confinati nel reticolo. Come prima coltura è stata scelta la lattuga che, grazie al breve ciclo colturale, consente la possibilità di ottenere risultati in tempi brevi e di utilizzare lo stesso campo sperimentale per altri cicli di coltivazione. Inoltre con la lattuga, attraverso l'analisi delle parti ipogee ed epigee, è possibile valutare sia l'eventuale accumulo di metalli pesanti, in particolar modo Piombo e Cadmio, che la lattuga ha la capacità di assorbire in modo elevato, sia l'utilizzo da parte della pianta dei macroelementi e microelementi rilasciati gradualmente dal materiale impiegato. In totale sono stati effettuati 3 campionamenti con frequenza mensile di prelievo.

La scelta delle diverse dosi di zeolite da utilizzare (2,5 e 10 kg/m<sup>2</sup>) nelle tesi deriva dalle caratteristiche chimiche del materiale. In particolare il contenuto in Piombo totale ha determinato la scelta della dose pari a 2,5 kg che corrisponde a un apporto di Piombo nel suolo ammendato entro i limiti della legge utilizzata come riferimento.

Benché l'utilizzazione della zeolite in agricoltura non sia attualmente contemplata dalle normative vigenti, ma avendo tuttavia la necessità di utilizzare dei riferimenti legislativi, ci si è avvalsi delle norme che regolamentano l'uso dei fertilizzanti e degli ammendanti. Per l'impiego degli ammendanti i quantitativi di Piombo massimi utilizzabili sono pari a 500 g/Ha/anno. La seconda dose di zeolite, quattro volte superiore la precedente, è stata dettata dalla possibilità di fornire alla lattuga una quantità di elementi nutritivi, in particolar modo di Potassio, tale da poter sostenere l'intero ciclo colturale e dalla volontà di verificare se la zeolite è in grado di apportare variazioni sostanziali alle caratteristiche fisiche e chimiche del suolo impiegato per la prova (Ming *et al.*, 2001). Per verificare anche il possibile effetto migliorativo della zeolite sulla fertilizzazione sono state somministrate due dosi di concimazione con solfato di potassio ed urea, necessarie a soddisfare le esigenze nutritive della coltura: una ordinaria (100%) ed una ridotta (70%). Le dosi di concime sono state differenziate nelle varie tesi per fare in modo che le loro dosi totali fossero uguali ma si tenesse conto degli apporti dovuti alla zeolite tal quale.

Le analisi sui campioni di suolo sono state eseguite secondo le metodologie previste dai Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (2000).

I campioni di foglie e radici lavate, essiccate e macinate sono state disgregate mediante mineralizzazione con acido nitrico  $\text{HNO}_3$  al 65 % e perossido di idrogeno  $\text{H}_2\text{O}_2$  al 30% in forno a microonde. I cationi sono stati misurati mediante tecnica spettrometrica I.C.P. (Benton Jones *et al.*, 1991; Uni -EN, 1998).

I dati dei suoli, delle foglie e delle radici sono stati analizzati applicando il test F (ANOVA) e in caso di differenze significative, queste sono state separate col Test di Duncan. L'elaborazione statistica è stata eseguita con il programma StatGraphics 5.0.

## Risultati e discussione

### Caratteri e proprietà dei suoli

Il primo suolo è stato descritto all'interno dell'azienda sperimentale del CRAS di Uta, in corrispondenza di una superficie erosa di un vecchio terrazzo alluvionale. Al pari di tutti i suoli impostati su queste antiche morfologie, il suolo presenta peculiari proprietà fisiche e idrodinamiche influenzate dalla natura del substrato, costituito da un deposito conglomeratico fortemente costipato in una matrice sabbio-argillosa.

Secondo gli orizzonti e le proprietà riconosciute in campo e le determinazioni analitiche effettuate, è stato classificato come *Aquic Palexeralf* (U.S.D.A., 1998) o *Endoetric Gleysol* (W.R.B., 1999), caratterizzato dalla presenza di orizzonti argillici sub-superficiali che inducono prolungati ristagni idrici anche a livello del piano di campagna.

Da un punto di vista agronomico, questo suolo è caratterizzato da una limitata fertilità dovuta ad una bassa Capacità di Scambio Cationico, da bassi contenuti in sostanza organica e da una scarsa dotazione in macro e microelementi. Tra questi ultimi, solo il Ferro (Fe) e il Manganese (Mn) rientrano entro valori medio-alti perché presenti nel fondo geochimico del suolo in forma di noduli e concrezioni. Oltre alle limitazioni di tipo idrologico e chimico, questo suolo presenta notevoli problemi di tipo fisico-meccanico, dovuti all'eccesso di scheletro lungo tutto il profilo, che ostacolano sia le lavorazioni che l'utilizzo dei mezzi agricoli.

Il secondo profilo è stato descritto all'interno di un'azienda orticola e agrumicola privata di Arborea, caratterizzata da un substrato pedogenetico alluvionale sabbioso grossolano poggiante su depositi argillosi lacustri. È stato classificato come *Dystric Xeropsamment* (U.S.D.A., 1998) o *Dystric Arenosol* (W.R.B., 1999). Le caratteristiche principali sono costituite da una struttura molto debole, dalla bassa capacità di ritenuta idrica e dall'elevata densità apparente, dovute ad una tessitura costantemente sabbiosa in tutti gli orizzonti (in media 90% di sabbia totale) con netta prevalenza della frazione più grossolana (2,0-0,2 mm) che è sempre > al 70%. Dal punto di vista agronomico, gli effetti più tangibili di tali caratteri idrodinamici sono costituiti da una forte lisciviazione degli elementi nutritivi. Dalle analisi effettuate, infatti, si è evidenziato come i macronutrienti (N, P e K) presentino valori via via decrescenti con la profondità, e l'azoto, in particolare, mostra valori sempre molto bassi, indicando un completo allontanamento dal suolo di questo elemento. La perdita di elementi nutritivi e il veloce allontanamento dell'acqua costituiscono le maggiori limitazioni agronomiche. Altre limitazioni sono costituite dalla scarsa capacità di scambio, da una saturazione in basi molto bassa e da un contenuto in sostanza organica insufficiente sin dagli orizzonti di superficie.

Le differenze emerse tra i due siti di sperimentazione sono soprattutto ascrivibili alle caratteristiche fisico-idrauliche dei suoli. In particolare il comportamento dissimile dei due suoli è evidente nei primi 50 cm di profondità, soprattutto in relazione ai parametri tessiturali (Figura 1) e ai contenuti idrici (Figura 2). Le granulometrie dei primi due orizzonti Ap evidenziano che nel suolo di Uta l'argilla è 10 volte maggiore rispetto a quella del suolo di Arborea, il limo è da 4 a 5 volte maggiore, la sabbia presenta, in proporzione, valori dimezzati. A queste distribuzioni granulometriche corrispondono, nel suolo di Uta, valori di contenuto idrico alla Capacità di Campo (C.C.) 5 volte maggiori (20% contro 4% circa). Altri parametri invece, come quelli riguardanti lo stato nutrizionale e la fertilità in generale, sono risultati coincidenti pur nelle loro differenze in valore assoluto.

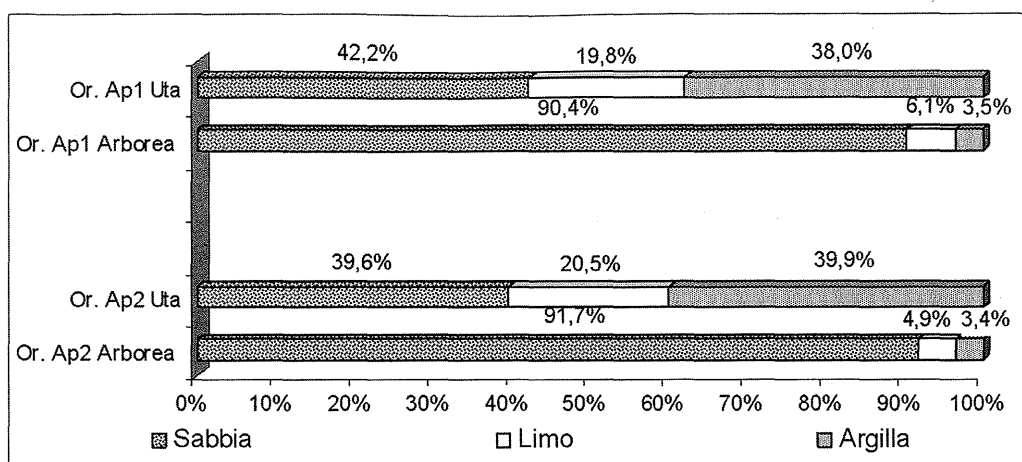


Figura 1. Distribuzione granulometrica negli orizzonti superficiali Ap dei suoli dei siti di sperimentazione

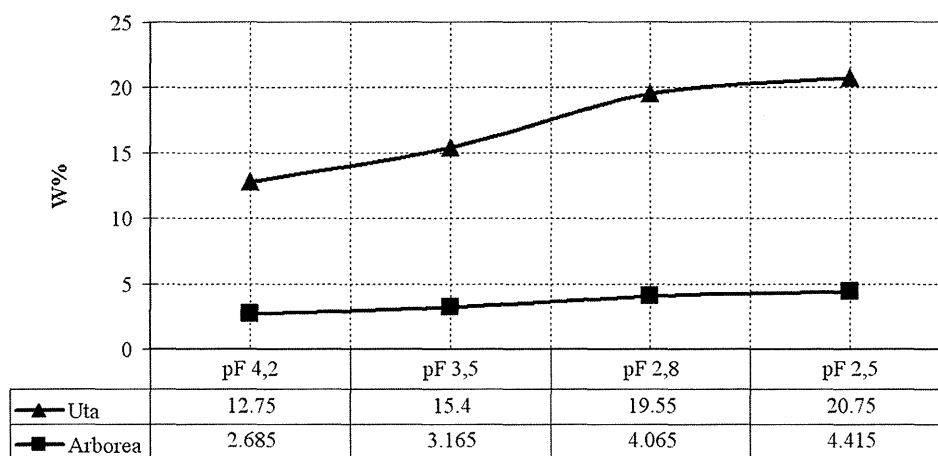


Figura 2. Confronto tra le capacità di ritenzione idrica nei primi 50 cm di suolo nei due siti di sperimentazione

#### Dati analitici sui suoli ammendati

La zeolite utilizzata per le prove ha mostrato una scarsa capacità di ritenzione idrica, una discreta capacità di scambio cationico (80 me/100 g) e una quantità di metalli pesanti totali limitante il suo possibile utilizzo agronomico solo per quanto riguarda il Pb (Tabella 1). Le miscele suolo-zeolite sottoposte ai cicli colturali hanno mostrato delle interessanti variazioni delle caratteristiche chimico-fisiche suscettibili di influenzare positivamente le colture.

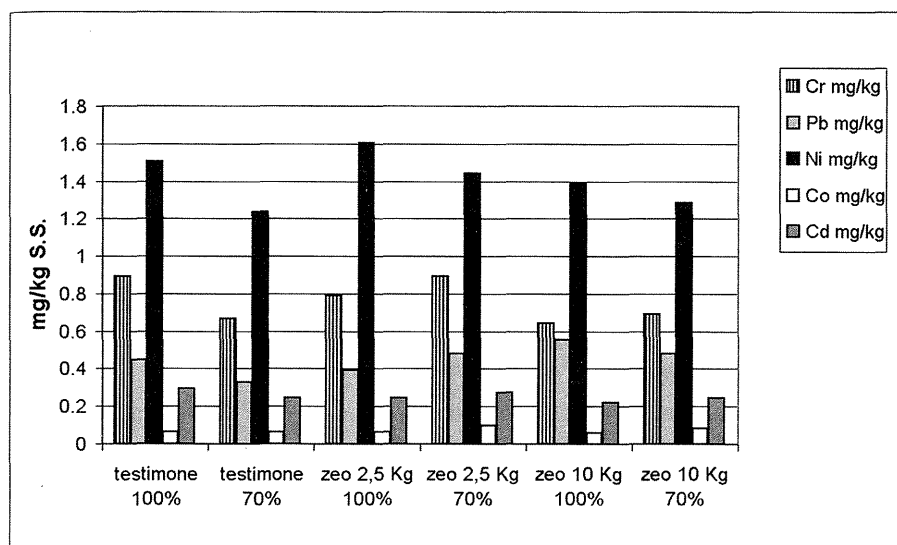
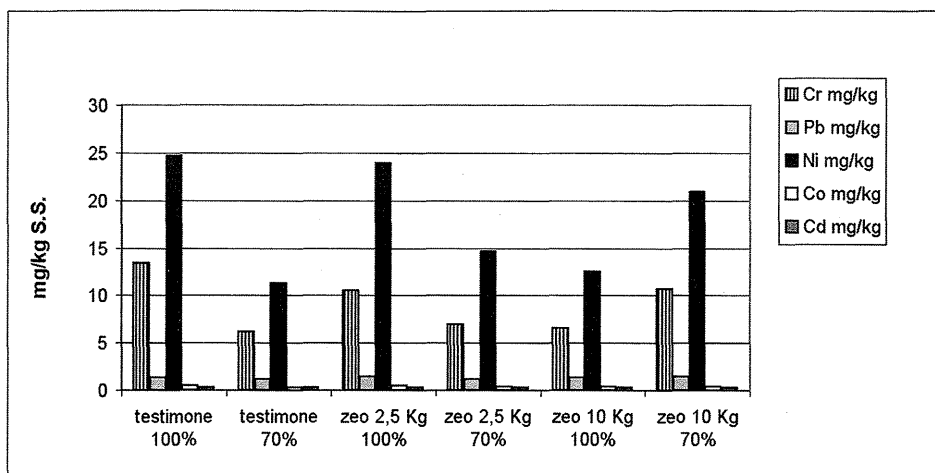
Tabella 1. Contenuto totale in metalli pesanti (mg/Kg) della zeolite come media delle varie frazioni granulometriche

| Piombo | Cromo | Cadmio |
|--------|-------|--------|
| 19,4   | 2,63  | 0,69   |

Le analisi chimiche sulle foglie e sulle radici non hanno messo in evidenza differenze statisticamente significative per quanto riguarda i microelementi. Per quanto riguarda i macroelementi solo il sodio ha mostrato differenze significative tra le tesi, data l'elevata quantità apportata con la zeolite (3g/kg). La pianta non ha comunque manifestato stress da accumulo di questo elemento.

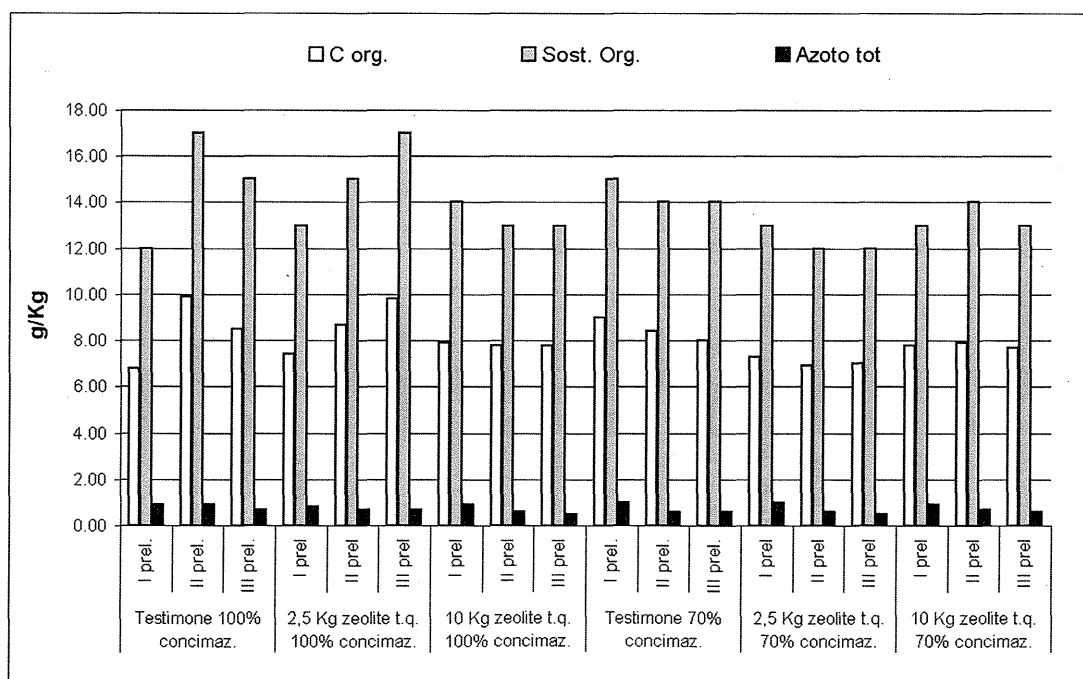
Anche per quanto riguarda i principali metalli pesanti traslocati nelle radici (Figura 3) e nelle foglie (Figura 4) sono state registrate apprezzabili differenze tra i trattamenti. Il Cromo ed il Nichel, probabilmente presenti come elementi secondari nei fertilizzanti impiegati, sono i soli elementi che evidenziano un'azione di traslocazione, pur rimanendo al di sotto della soglia di tossicità. E' bene ricordare che la lattuga è una specie che in bibliografia (Violante, 1996) viene indicata come mediamente accumulatrice nei confronti del Piombo e del Cadmio, elementi che nella nostra prova non superano il valore di 0,5 mg/kg S.S. a riprova della loro completa indisponibilità ad essere spostati dal reticolo cristallino della zeolite.

**Figura 3.**  
 **Metalli pesanti nelle radici di lattuga**



**Figura 4.**  
 **Metalli pesanti nelle foglie di lattuga**

Esaminando i grafici relativi all'andamento dei parametri carbonio organico, sostanza organica ed azoto nei campioni di suolo prelevati durante il ciclo culturale, si nota come non ci siano state, fra le varie tesi, variazioni rilevanti dei loro contenuti (Figura 5).



**Figura 5.** Andamento dei contenuti di carbonio organico, sostanza organica e azoto nelle varie tesi del suolo di Arborea

Il dato in apparenza potrebbe sembrare poco significativo ma al contrario evidenzia come pur apportando dosi rilevanti di zeolite tal quale (10 kg/m<sup>2</sup>), e quindi Sodio, non si abbia nessuna influenza negativa sulla produzione di biomassa vegetale.

Il grafico riportato in Figura 6 evidenzia come il catione maggiormente presente nel complesso di scambio è il Calcio di cui si evidenzia un incremento al trascorrere del tempo in quasi tutte le tesi. Il Potassio mostra una diminuzione in tutte le tesi durante lo svolgimento della prova a dimostrazione di un suo consumo da parte della coltura. E' interessante notare come le quantità totali siano simili nelle tesi dove l'apporto di Potassio è dovuto solo alla zeolite tal quale. Si evidenzia in questo modo come la zeolite riesca ad apportare Potassio disponibile al complesso di scambio mobilizzandolo progressivamente dai suoi canalicoli durante tutto il ciclo colturale. Il Sodio scambiabile, all'inizio della prova, è superiore nelle tesi dove si apporta la zeolite t.q. e al passare del tempo si riduce come conseguenza dei processi di lisciviazione.

Esaminando i grafici sui metalli pesanti (Figure 7 e 8) si nota per prima cosa come il loro valore totale, determinato mediante dissoluzione in acqua regia, sia sempre inferiore ai 20 mg/kg ad eccezione del Manganese che invece presenta valori compresi tra gli 80 ed i 120 mg/kg. Come per il Ferro, anche in questo caso si ipotizza l'abbondanza di questo elemento tra i prodotti secondari dei concimi utilizzati e come probabile fondo geochimico. E' importante sottolineare che il valore dei metalli pesanti disponibili (estraibili in DTPA) è inferiore a un mg/kg. I valori massimi si hanno per il Piombo e oscillano tra gli 0,4 e gli 0,7 mg/kg. Tutti gli altri elementi hanno valori inferiori a 0,1 mg/kg e spesso nelle letture al plasma si è arrivati al limite della rilevabilità strumentale.

La tabella 2 evidenzia come la quasi totalità delle variazioni tra i trattamenti non sia stata significativa per il maggior numero degli elementi considerati, ad eccezione del Potassio e Sodio di scambio, del Nichel totale e del Piombo assimilabile.

Si è registrata una rilevante dipendenza dalla dose di zeolite apportata nelle variazioni di K e Na, mentre le variazioni dei contenuti di Pb e Ni sembrano essere più strettamente legate al fattore concimazione. Nel caso di questi due ultimi elementi va comunque sottolineato che, sebbene l'analisi statistica mostri interazione, i valori assoluti sono sempre molto bassi e tali da non creare problemi alla coltura.

Relativamente al potassio, i valori analitici misurati evidenziano una relazione inversa al crescere della dose di zeolite e ciò potrebbe essere legato alla capacità di zeolite di liberarlo lentamente durante il processo di scambio.

Il sodio, al contrario, mostra i valori maggiori nei trattamenti con la zeolite, evidenziando la sua mobilità e la capacità della zeolite a scambiarlo.

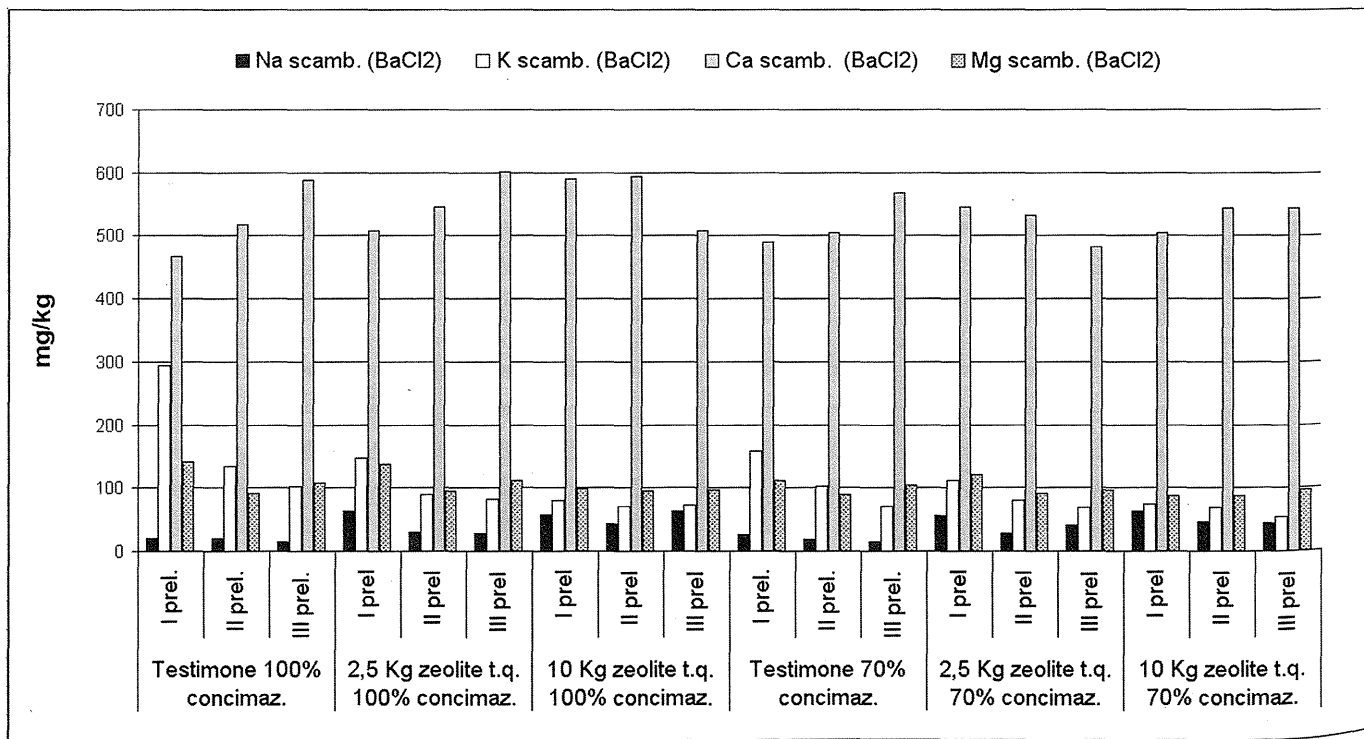


Figura 6. Andamento delle basi scambiabili nelle varie tesi del suolo di Arborea

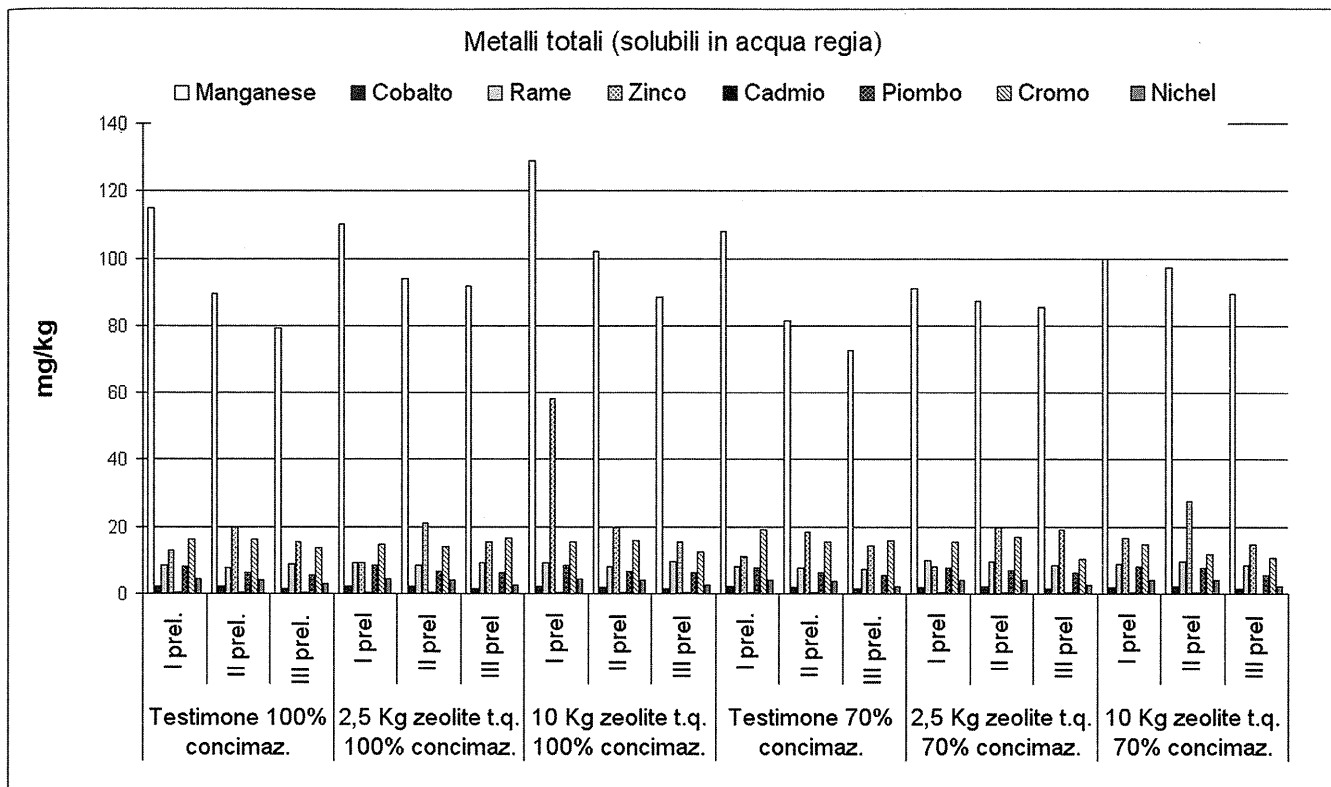


Figura 7. Andamento dei metalli solubili in acqua regia nelle varie tesi del suolo di Arborea

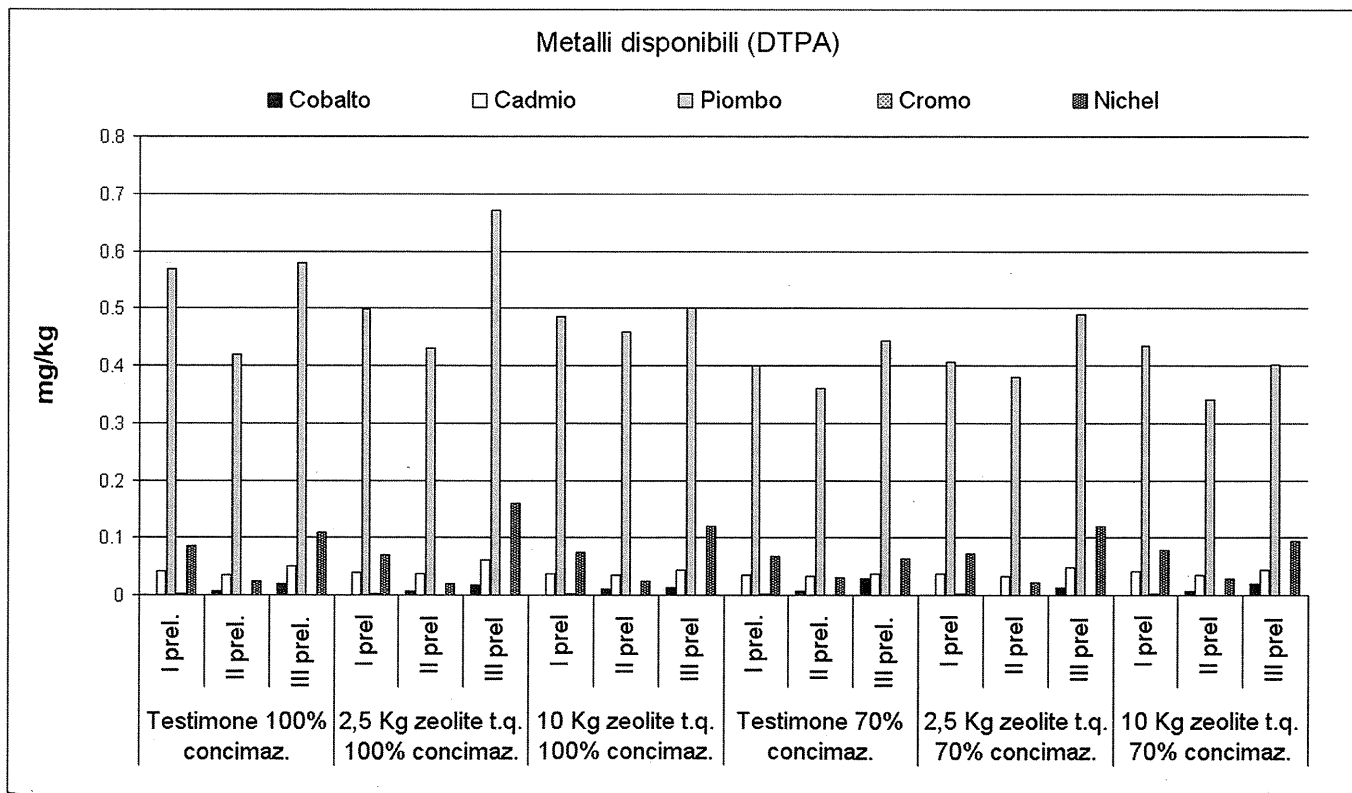


Figura 8. Andamento dei metalli disponibili (DTPA) nelle varie tesi del suolo di Arborea



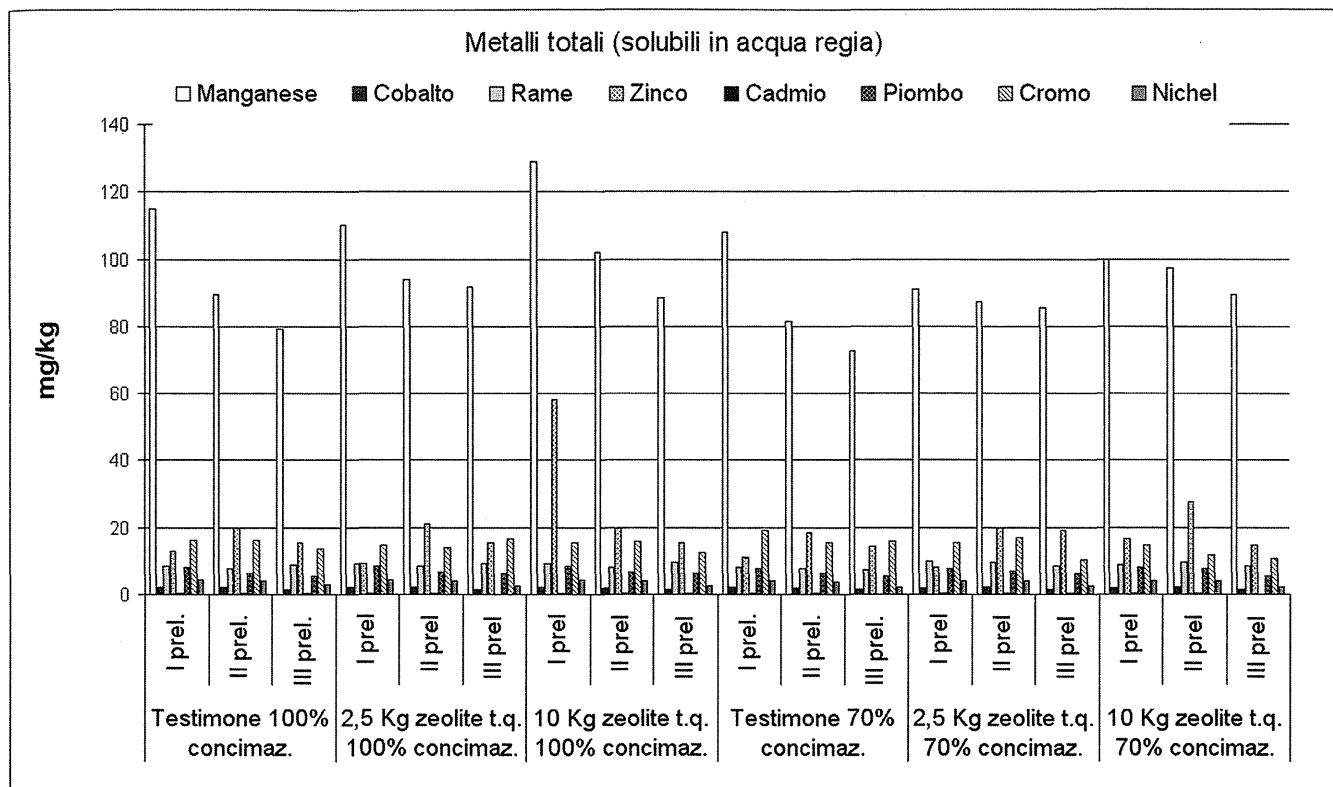


Figura 7. Andamento dei metalli solubili in acqua regia nelle varie tesi del suolo di Arborea

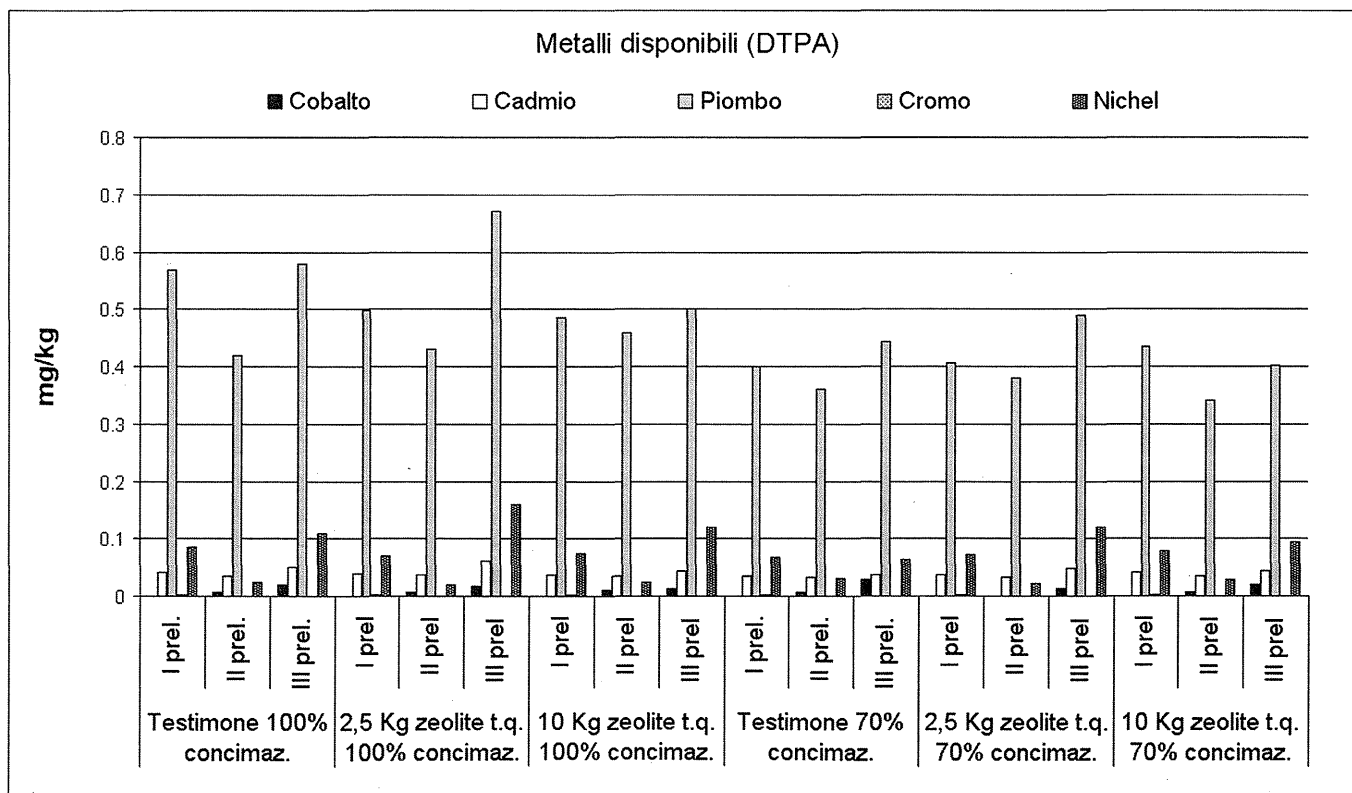


Figura 8. Andamento dei metalli disponibili (DTPA) nelle varie tesi del suolo di Arborea

Tabella 2. Valori medi dei parametri analizzati durante un ciclo colturale di lattuga nel suolo di Arborea e loro significatività

|   |            |       | TRATTAMENTI       |                    |                  |                  |                   |                 |
|---|------------|-------|-------------------|--------------------|------------------|------------------|-------------------|-----------------|
|   |            |       | Testimone<br>100% | 2,5 Kg zeo<br>100% | 10Kg zeo<br>100% | Testimone<br>70% | 2,5 Kg zeo<br>70% | 10Kg zeo<br>70% |
| frazione<br>organica                        | Carb. org. | g/kg  | 8.40 n.s.         | 8.63 n.s.          | 7.90 n.s.        | 8.47 n.s.        | 7.06 n.s.         | 7.80 n.s.       |
|   | Sost. org. | "     | 14.66 "           | 15.00 "            | 13.33 "          | 14.33 "          | 12.33 "           | 13.33 "         |
|   | N tot      | "     | 0.83 "            | 0.73 "             | 0.66 "           | 0.73 "           | 0.70 "            | 0.73 "          |
| basi di<br>scambio                          | Ca         | mg/kg | 524.66 n.s.       | 551.33 n.s.        | 563.66 n.s.      | 521.00 n.s.      | 520.33 n.s.       | 530.66 n.s.     |
|   | Mg         | "     | 113.90 "          | 114.10 "           | 96.80 "          | 101.73 "         | 102.96 "          | 90.40 "         |
|   | K          | "     | 177.00 a          | 106.17 ab          | 74.33 b          | 110.73 ab        | 86.73 ab          | 66.20 b         |
|   | Na         | "     | 18.96 b           | 40.10 a            | 54.26 a          | 19.83 b          | 41.46 a           | 51.56 a         |
| metalli pesanti solubili in<br>acqua regia  | Mn         | mg/kg | 94.60 n.s.        | 98.50 n.s.         | 106.53 n.s.      | 87.33 n.s.       | 87.90 n.s.        | 95.50 n.s.      |
|   | Co         | "     | 1.95 "            | 1.94 "             | 1.92 "           | 1.81 "           | 1.85 "            | 1.89 "          |
|   | Cu         | "     | 8.29 "            | 8.90 "             | 8.92 "           | 7.72 "           | 9.29 "            | 9.01 "          |
|   | Zn         | "     | 16.03 "           | 15.29 "            | 31.20 "          | 14.63 "          | 15.72 "           | 19.66 "         |
|   | Cd         | "     | 0.27 "            | 0.29 "             | 0.29 "           | 0.26 "           | 0.32 "            | 0.28 "          |
|   | Pb         | "     | 6.68 "            | 7.16 "             | 7.26 "           | 6.46 "           | 6.99 "            | 7.16 "          |
|   | Cr         | "     | 15.35 "           | 15.02 "            | 14.76 "          | 16.74 "          | 14.34 "           | 12.43 "         |
|   | Ni         | "     | 3.80 a            | 3.71 ab            | 3.61 abc         | 3.46 bc          | 3.58 abc          | 3.44 c          |
| metalli<br>pesanti<br>disponibili<br>(DTPA) | Co         | mg/kg | 0.009 n.s.        | 0.008 n.s.         | 0.008 n.s.       | 0.011 n.s.       | 0.005 n.s.        | 0.009 n.s.      |
|   | Cd         | "     | 0.042 "           | 0.046 "            | 0.039 "          | 0.034 "          | 0.039 "           | 0.040 "         |
|   | Pb         | "     | 0.52 a            | 0.53 a             | 0.48 ab          | 0.40 bc          | 0.42 bc           | 0.39 c          |
|   | Ni         | "     | 0.07 n.s.         | 0.08 n.s.          | 0.07 n.s.        | 0.05 n.s.        | 0.07 n.s.         | 0.06 n.s.       |

Pur ribadendo il carattere assolutamente preliminare della prova, la ricerca ha evidenziato che la zeolite tal quale, apportata con dose di 10 kg/m<sup>2</sup>, nonostante l'elevato contenuto in Potassio (9 g/kg), ne ha reso disponibile per la coltura una quantità inferiore, ma costante nel tempo, rispetto al testimone concimato con il solfato potassico. Si può ipotizzare un'azione antagonista del sodio nei confronti dell'assorbimento del potassio e comunque la capacità della zeolite di cedere progressivamente i cationi nutritivi presenti nel suo reticolo. Anche in questa prova, successiva a prove di laboratorio ed in vaso, la zeolite conferma la sua capacità di trattenere fortemente i metalli pesanti, non rendendoli disponibili nella soluzione circolante per lo meno durante questo primo ciclo colturale.

I dati produttivi non hanno messo in evidenza, al momento, interazioni significative tra dose di zeolite e livello di fertilizzazione.

E' attualmente in corso sullo stesso suolo una serie di prove con altre colture atte a valutare il comportamento della zeolite nel lungo periodo, con particolare riferimento al contenuto di metalli pesanti, per verificare se i risultati ottenuti con la lattuga, si protraggono nel tempo.

### Bibliografia

- AA.VV. 1999. World Reference Base for Soil Resources. Versione Italiana a cura di Costantini E. e Dazzi C, Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo
- AA.VV. 2000. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (Collana Metodi analitici per l'agricoltura), Edizione Franco Angeli
- BENTON JONES J., WOLF B. Jr, MILLS H. A., 1991, Plant Analysis Handbook, Micro - Macro Publishing
- FAO. 1977. Guidelines for soil profile description. FAO, Rome, 66 p.
- MING D.W., ALLEN E.R., 2001, Use of Natural Zeolites in Agronomy, Horticulture, and Environmental Soil Remediation, Reviews in Mineralogy & Geochemistry, vol 45, David Bish and D. Ming, editors. pp 619-654.
- SOIL SURVEY STAFF. 1998. Keys to Soil Taxonomy, Eighth Edition, United States Department of Agriculture, Washington, D.C.
- UNI EN 12014 - 2, 1998, Determinazione del contenuto in nitrati e/o nitriti
- UNI EN 12014 - 7, 1998, Determinazione del contenuto in nitrati e/o nitriti
- VIOLANTE P., 1996. Chimica del suolo e nutrizione delle piante, Edizioni Ed agricole, pp. 363-365

# PROVE DI TOSSICITÀ E DI ANTIMUTAGENICITÀ SU TERRENO AGRARIO SOTTOPOSTO A TRATTAMENTO TRIENNALE CON COMPOST DA RSU

Sabrina Selvi <sup>1</sup>, Rita Angelucci <sup>1</sup>, Simona Marconi <sup>1</sup>, Claudio Beni <sup>2</sup>, Donato Ferri <sup>3</sup>, Claudio De Simone †<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo. Sezione di Conservazione del suolo. Via Casette, 1, 02100 Rieti. e-mail: claudes@tin.it

<sup>2</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante. Sezione di Nutrizione Minerale. Roma

<sup>3</sup> Istituto Sperimentale Agronomico. Bari

## Riassunto

L'impiego agronomico di biomasse di varia natura, soprattutto provenienti da residui della lavorazione di industrie alimentari o da rifiuti urbani, è da alcuni anni suggerita come alternativa al loro smaltimento in discarica al fine di incrementare il contenuto di sostanza organica e di altri nutrienti nei suoli. L'uso indiscriminato di tali biomasse potrebbe però portare ad un inquinamento dei suoli con sostanze indesiderate quali metalli pesanti, inquinanti organici, erbicidi, pesticidi, etc. Al contrario biomasse non contaminate e contenenti un'alta percentuale di sostanze umosimili, potrebbero migliorare la qualità dei suoli e perfino indurre in alcune piante fenomeni di protezione verso sostanze mutagene.

A tale scopo è stato condotto un esperimento su terreno agrario proveniente dall'Azienda di Foggia dell'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari (C.R.A. - MiPAF), trattato per un triennio con compost da rifiuti solidi urbani (RSU) a due diverse dosi e coltivato con frumento duro e barbabietola da zucchero in rotazione biennale.

Campioni di questo terreno, opportunamente preparati, sono stati sottoposti a prove di fitotossicità (LAR, variazione della lunghezza dell'apice radicale primario) e genotossicità (frequenza cellule micronucleate e frequenza anafasi irregolari) applicate all'organismo test *Vicia faba* (var. *minor*). Si è inoltre voluto verificare se il suolo così trattato era in grado di indurre fenomeni di antimutagenicità nell'organismo *Vicia faba* (var. *minor*) verso l'Idrazide Maleica, noto mutagene.

I risultati ottenuti mostrano che il compost da RSU utilizzato non ha indotto in *Vicia faba* (var. *minor*) fenomeni né di fitotossicità, né di genotossicità, confermando quanto rilevato dalle analisi chimiche effettuate sul compost iniziale e sulle parcelle al termine del trattamento, circa l'assenza di metalli pesanti. Un effetto antimutageno verso l'Idrazide Maleica è stato evidenziato in relazione sia alla presenza di compost che al tipo di coltura impiegata.

Parole chiave: *Vicia faba*, micronuclei, anafasi irregolari, antimutagenicità, fitotossicità

## Toxicological effects and antimutagenic activity assayed on agronomic soil treated for tree years with compost from solid urban waste

### Abstract

The agronomic employment of biomasses from different origin has been suggested as an alternative in re-establishing the loss of the organic matter in the soil.

A negative aspect connected to this practice is the possible pollution from xenobiotics: heavy metals, PCBs, pesticides and herbicides, that could induce mutagenic effects on the plants.

Conversely, biomasses without contaminants and rich in humic substances could improve the physical and chemical properties of the soil and induce an antimutagenic activity on some plants.

Field experiments were conducted to investigate both the phyto-genotoxic effects and antimutagenic activity related to a three-year period utilisation of compost from solid urban waste, at two different doses. The field tests were conducted at the Agronomic Experimental Institute of Bari (C.R.A. - MiPAF), the treated croplands were cultured to wheat and sugar beet on a two-year basis rotation.

To evaluate the phytotoxic and genotoxic effects, seeds of *Vicia faba* (var. *minor*) were germinated on the soil samples collected from each croplands: the phytotoxic effect is highlighted by the reduction of primary root length, whereas the genotoxic effect is highlighted by the increase of micronucleated cells frequency and by the increase of irregular anaphases frequency.

The antimutagenic activity versus Maleic Hydrazide was also investigated.

The results obtained show that no phytotoxic and genotoxic effects are induced in *Vicia faba* seedlings grown on soil samples amended with compost.

An antimutagenic effect versus Maleic Hydrazide was otherwise observed on *Vicia faba* seedlings in relationship to the employment of compost as well as to the type of crop cultured.

Keywords: *Vicia faba*, micronuclei, anaphase irregular, antimutagenicity, fitotoxicity

## Introduzione

La possibilità di impiegare i residui delle attività industriali, zootecniche e civili in modo alternativo al loro smaltimento ha suscitato un forte interesse, a partire dagli anni '80, per i vantaggi sia economici, che ecologici ed agronomici che se ne possono ricavare. Piuttosto che indirizzare enormi quantità di biomasse alle discariche e all'incenerimento, si stanno cercando valide soluzioni di recupero e riutilizzo, tra cui la trasformazione anaerobica per la produzione di energia sottoforma di biogas (metano), di Combustibile Derivato da Rifiuti (CDR) e l'impiego in campo agronomico come ammendante organico.

Il reimpiego delle biomasse in agricoltura è inoltre consigliato dalla necessità di sopperire alla forte perdita di sostanza organica a cui i suoli agricoli vanno incontro ormai da decenni, con conseguente lento processo di desertificazione e di erosione, a causa della diffusione della monocoltura intensiva, a cui è associato un uso indiscriminato di fertilizzanti sintetici, e della mancanza di fertilizzazione organica. (Le Villio *et al.*, 2001; Siviero *et al.*, 1996; Ciavatta, 1996; Centemero, 2002).

La Legge di riferimento che norma l'impiego delle biomasse, *tal quali* e compostate, come fertilizzanti organici in agricoltura è la legge n. 748/1984; ad essa, nel corso degli anni, a seguito dei risultati di numerosi saggi effettuati, si sono affiancate altre leggi per la tutela soprattutto della qualità dell'agricoltura biologica tra cui il Reg. CEE n. 2092/91 e la Circolare MiPAF n.8 del 13 Settembre 1999.

Il timore che un impiego indiscriminato delle biomasse possa indurre fenomeni di inquinamento o deterioramento delle proprietà chimiche e fisiche dei suoli, ha spinto la ricerca verso prove di impatto ambientale tese a valutare l'opportunità di tale pratica.

Il trattamento mediante compostaggio delle biomasse è risultato assai idoneo per un loro impiego agronomico rispetto ai *tal quali*.

I risultati di studi effettuati su suoli trattati con compost da RSU evidenziano, in più casi, un miglioramento delle proprietà fisiche e chimiche del suolo, in particolare una maggiore stabilità strutturale, un aumento della macro-porosità e conseguente riduzione della densità, un aumento della ritenzione idrica e della capacità di scambio cationico, fissazione e lento rilascio degli elementi nutritivi (Shelton, 1991; Bazzoffi *et al.*, 1998; Le Villio *et al.*, 2001; Stokes *et al.*, 2003). I confronti tra le rese quantitative delle colture cresciute in presenza di compost da RSU e di fertilizzanti inorganici hanno evidenziato in alcuni casi l'assenza di marcate differenze di produttività (Ferri *et al.*, 2000), in altri un incremento a favore delle colture cresciute nel suolo ammendato col compost (Shelton, 1991; Alvarez *et al.*, 2001). L'impiego agronomico di compost ha inoltre il vantaggio di ridurre le patologie delle piante, aumentando la resistenza delle stesse ai patogeni (Hoitink *et al.*, 2001).

Studi ecotossicologici hanno evidenziato come compost originati a partire da RSU, ma anche da altre matrici, quali pastazzo, sanse, borlanda etc., non inducano fenomeni clastogenici sulle piante (De Simone e De Marco, 1994; De Marco, 1996; De Simone *et al.*, 2002).

Infine, recenti prove effettuate su acidi umici e fulvici estratti da suolo e da compost di diversa origine, hanno evidenziato la capacità di alcuni di essi di indurre fenomeni di protezione verso sostanze mutagene (antimutagenicità) in *Vicia faba* (var. *minor*) L. (De Marco *et al.*, 1994; De Simone *et al.*, 1995; De Simone *et al.*, 1998; Ferrara *et al.*, 2001).

Allo scopo di verificare l'idoneità ai diversi impieghi agricoli (fertilizzazione, protezione fitosanitaria delle piante, antimutagenicità) di biomasse compostate in condizioni caldo-aride meridionali, è stata condotta una prova ecotossicologica, utilizzando i test del LAR, dei micronuclei e delle anafasi irregolari applicati a *Vicia faba* (var. *minor*) L. I terreni oggetto dello studio sono coltivati in avvicendamento biennale di barbietola da zucchero e frumento duro con l'apporto di compost ottenuti da rifiuti solidi urbani (ottenuti dalla raccolta differenziata).

## Materiali e metodi

I campioni di suolo su cui sono state effettuate le prove ecotossicologiche e di antimutagenicità sono stati prelevati presso l'Azienda di Foggia dell'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari.

Il campo sperimentale è stato sottoposto per tre anni consecutivi a trattamento con due dosi di compost organico: dose minima agronomica H1=13.6tha<sup>-1</sup> e dose massima pari al doppio della dose agronomica H2=27.2tha<sup>-1</sup>, ottenuto per trasformazione microbiologica aerobica di rifiuti solidi urbani presso l'impianto CIVETA di Cupello (CH).

Le parcelle sperimentali, coltivate con barbietola (Cb, H1b, H2b) e frumento (Cf, H1f, H2f) in avvicendamento, sono state confrontate con due testimoni non coltivati di cui uno senza alcun trattamento (C0 nc) e l'altro trattato con la dose massima di compost da RSU (C2 nc). I trattamenti sono stati replicati tre volte per un totale di 24 parcelle, secondo un disegno statistico a blocchi, per ognuna delle due colture.

A fine ciclo colturale del terzo anno sono stati prelevati campioni di suolo, nello strato compreso tra 0 e 20 cm, da ciascuna parcella, e su questi campioni sono state effettuate le analisi dei parametri chimico-fisici e le prove ecotossicologiche e di antimutagenicità.

Le caratteristiche chimico-fisiche delle parcelle sono state determinate mediante i metodi ufficiali di analisi chimica del suolo (Mi RAAF, 1994). I metalli pesanti sono stati determinati mediante estrazione con miscela nitro-perclorica per la determinazione del contenuto totale (Izza *et al.*, 1994) e mediante estrazione in DTPA per la frazione assimilabile (Lindsay *et al.*, 1978).

Le prove ecotossicologiche e di antimutagenicità sono state condotte parallelamente:

a. prova ecotossicologica

In vaschette di alluminio sono stati posti 500g di suolo campionato da ogni parcella sperimentale. In esse sono stati posti a dimora 25 semi di *Vicia faba* (var. *minor*) L., si sono aggiunti 120 ml di H<sub>2</sub>O<sub>d</sub>, e si è incubato in camera climatica a 20°C ±1 per 5die. (Campioni *tal quali* = "tq") Trascorsi i cinque giorni le plantule sono state recuperate ed è stata misurata (mm) la lunghezza della radice primaria (LAR).

L'attività fitotossica è stata determinata come decremento nella lunghezza della radice primaria delle plantule cresciute nelle tesi rispetto al testimone (C0 nc tq).

Successivamente gli apici delle radici sono stati recisi, fissati con la soluzione di Carnoy (etanolo-acido acetico 3:1 vol/vol), colorati con il reattivo di Schiff dopo un trattamento in HCl 1N per 8min. a 60°C (De Marco *et al.*, 1996) ed infine fissati su vetrino porta oggetto per consentirne la lettura al microscopio ottico (Olympus CX41) ad un ingrandimento 400x. Per ogni campione di suolo sono stati osservati 12 apici, per ogni apice sono stati letti cinque campi scelti in modo casuale sui quali sono state determinate: il numero totale delle cellule, il numero di cellule micronucleate ed il numero di ana-telofasi irregolari.

L'attività genotossica è stata determinata come incremento della frequenza di cellule micronucleate (%) e di anafasi irregolari (%) rispetto al testimone (C0 nc tq).

b. prova di antimutagenicità

50 semi di *Vicia faba* (var. *minor*) L. sono stati posti a dimora in 500g di suolo proveniente da ciascuna parcella, addizionati di 120 ml di H<sub>2</sub>O<sub>d</sub> (deionizzata) ed incubati in camera climatica a 20°C ±1 per 3 die, successivamente le plantule sono state recuperate e sottoposte ad un nuovo trattamento: metà sono state poste in nuove vaschette contenenti un suolo a basso tenore in colloidali organici ed argillosi (classificato come *Typic udifluent* e caratterizzato da pH 7.6, Sabbia 90.3 %, Limo 5.3 %, Argilla 4.4%, Carbonio organico 0.1% e CaCO<sub>3</sub> 8.7%), ed addizionate del mutageno Idrazide Maleica (MH) 10<sup>-5</sup>M, le restanti metà sono state poste in altre vaschette contenenti lo stesso suolo ed addizionate di 120 ml H<sub>2</sub>O<sub>d</sub> (controllo), tutte sono poi state incubate in camera climatica a 20°C ±1 per 2 die. Al termine del trattamento si è proceduto, come già descritto, al recupero degli apici delle radici primarie e alla loro colorazione e fissaggio su vetrino per l'osservazione microscopica.

L'attività antimutagena è stata determinata come riduzione della frequenza delle cellule micronucleate (%) e delle anafasi irregolari (%) rispetto al testimone (C0 nc MH).

I risultati ottenuti da entrambe le prove sono stati sottoposti ad analisi della Varianza monovariata ed il confronto tra le medie è stato realizzato mediante il test di Scheffè (p<0.05), utilizzando il software SPSS 6.0.

## Risultati e discussione

Le principali caratteristiche chimiche del compost utilizzato sono riportate in tabella 1.

Tabella 1. Principali caratteristiche chimiche del compost da RSU utilizzato

| Parametro                               | Compost da RSU | Limiti L n.748/1984 e DPR 915/82 |
|---|----------------|----------------------------------|
| Sost. secca (g kg <sup>-1</sup> )       | 880            |                                  |
| pH                                      | 8.6            | 6-8.5                            |
| C. org. (g kg <sup>-1</sup> s.s.) (TOC) | 248.6          | > 250                            |
| C (HA+FA) (g kg <sup>-1</sup> )         | 38.1           | > 70                             |
| Cu (mg kg <sup>-1</sup> s.s.)           | 103.8          | < 150                            |
| Ni (mg kg <sup>-1</sup> s.s.)           | 10.1           |                                  |
| Pb (mg kg <sup>-1</sup> s.s.)           | 166.3          |                                  |
| Zn (mg kg <sup>-1</sup> s.s.)           | 216            | < 500                            |

La caratterizzazione dei suoli sottoposti ai diversi trattamenti, sui quali sono state effettuate le prove ecotossicologiche e di antimutagenicità, è mostrata in tabella 2.

Tabella 2. Valori medi delle principali caratteristiche chimico-fisiche delle tesi

| Parametro                     | C0 nc  | C2 nc | Cb    | H1b   | H2b   | Cf    | H1f   | H2f   |
|-------------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| pH                            | 8,36   | 8,43  | 8,22  | 8,30  | 8,30  | 8,28  | 8,33  | 8,36  |
| CSC meq/100g                  | 33,10  | 34,03 | 34,40 | 33,53 | 33,53 | 32,93 | 32,90 | 33,10 |
| sabbia (%)                    | 41,60  | 44,00 | 47,67 | 47,33 | 48,00 | 45,17 | 46,00 | 44,67 |
| limo (%)                      | 28,60  | 27,67 | 26,50 | 26,00 | 26,00 | 28,67 | 28,67 | 27,67 |
| argilla (%)                   | 29,60  | 25,67 | 25,67 | 26,67 | 26,00 | 26,17 | 25,33 | 27,67 |
| P ass. (mgkg <sup>-1</sup> )  | 23,00  | 20,20 | 27,80 | 28,50 | 32,30 | 49,00 | 23,00 | 24,40 |
| N tot. (gkg <sup>-1</sup> )   | 1,05   | 1,27  | 1,61  | 1,43  | 1,58  | 1,15  | 1,60  | 1,12  |
| Sostanza Organica %           | 2,50   | 2,60  | 2,53  | 2,63  | 2,57  | 2,57  | 2,60  | 2,63  |
| Cd tot. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 1,92   | 2,00  | 2,50  | 2,17  | 2,50  | 1,92  | 2,17  | 2,17  |
| Cr tot. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 35,60  | 41,00 | 43,29 | 42,17 | 41,58 | 41,92 | 43,83 | 42,67 |
| Cu tot. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 23,80  | 27,50 | 29,54 | 28,50 | 28,33 | 26,83 | 28,00 | 27,17 |
| Ni tot. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 23,60  | 27,50 | 28,46 | 27,50 | 27,42 | 27,67 | 28,17 | 27,50 |
| Pb tot. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 17,08  | 20,33 | 22,79 | 22,17 | 23,08 | 21,50 | 23,00 | 21,83 |
| Zn tot. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 52,60  | 62,33 | 58,47 | 58,92 | 57,67 | 56,67 | 61,17 | 57,33 |
| Cd ass. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 0,04   | 0,04  | 0,06  | 0,05  | 0,06  | 0,04  | 0,05  | 0,04  |
| Cr ass. (mgkg <sup>-1</sup> ) | tracce |       |       |       |       |       |       |       |
| Cu ass. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 1,70   | 1,77  | 1,85  | 1,77  | 1,77  | 1,84  | 1,82  | 1,68  |
| Ni ass. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 0,19   | 0,19  | 0,23  | 0,21  | 0,23  | 0,21  | 0,21  | 0,19  |
| Pb ass. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 1,98   | 1,65  | 2,71  | 1,52  | 1,95  | 1,91  | 1,81  | 1,65  |
| Zn ass. (mgkg <sup>-1</sup> ) | 0,36   | 0,36  | 0,96  | 0,38  | 0,49  | 0,32  | 0,35  | 0,34  |

legenda: C0 nc=testimone non coltivato; Cf=controllo frumento senza compost; H1f=frumento + 13.6tha<sup>-1</sup> di compost; H2f=frumento + 27.2tha<sup>-1</sup> di compost; Cb=controllo barbabietola senza compost; H1b= barbabietola + 13.6tha<sup>-1</sup> di compost; H2b=barbabietola + 27.2tha<sup>-1</sup> di compost; C2 nc=controllo non coltivato + 27.2tha<sup>-1</sup> di compost.

I risultati del LAR (lunghezza apice radicale) relativi alla prova ecotossicologica (a) sono mostrati in tabella 3.

La lunghezza della radice primaria di *Vicia faba*, misurata dopo germinazione in ciascun campione di suolo, non ha presentato differenze statisticamente significative rispetto al testimone.

L'assoluta assenza sia di cellule micronucleate che di anafasi irregolari è stata riscontrata in tutti i campioni saggiati.

Tabella 3. Lunghezza media e relativa Deviazione Standard della radice primaria di *Vicia faba* cresciuta in campioni di suolo trattati con compost da RSU in due dosi (H1 = 13,6 t ha<sup>-1</sup> e H2 = 27,2 t ha<sup>-1</sup>) e coltivati a frumento (f) e barbabietola (b).

Medie indicate con lettere differenti sono risultate significativamente diverse quando saggiate con il Test Multirange di Scheffe per P≤0,05

| campione | LAR (mm) | Dev. St. |
|----------|----------|----------|
| C0 nc tq | 41.00 ab | 10.53    |
| Cb tq    | 35.68 b  | 8.56     |
| H1b tq   | 41.12 ab | 8.7      |
| H2b tq   | 32.51 b  | 12.74    |
| Cf tq    | 52.28 a  | 13.96    |
| H1f tq   | 43.37 ab | 12.63    |
| H2f tq   | 41.72 ab | 12.28    |
| C2 nc tq | 39.20 b  | 8.78     |

I risultati del test dei micronuclei e del test delle anafasi irregolari della prova di antimutagenicità (b) sono mostrati nelle tabelle 4 e 5.



Tabella 4. Frequenza media di cellule micronucleate (%) e relativa Deviazione Standard di una prova di antimutagenicità in cui semi di *Vicia faba* germinati in campioni di suolo trattati con compost da RSU in due dosi (H1 = 13,6 t ha<sup>-1</sup> e H2 = 27,2 t ha<sup>-1</sup>) e coltivati a frumento (f) e barbabietola (b), sono poi trasferiti in suolo sabbioso contenente Idrazide Maleica (MH).

Frequenze medie indicate con lettere differenti sono risultate significativamente diverse quando saggiate con il Test Multirange di Scheffe per  $P \leq 0,05$

| <b>campione</b> | <b>Cellule micronucleate (%)</b> | <b>Dev. St.</b> |
|-----------------|----------------------------------|-----------------|
| C0 nc MH        | 2.80 ab                          | 1.13            |
| Cb MH           | 3.66 a                           | 0.79            |
| H1b MH          | 1.95 bc                          | 0.65            |
| H2b MH          | 1.85 bc                          | 0.70            |
| Cf MH           | 1.27 c                           | 0.72            |
| H1f MH          | 2.48 abc                         | 1.18            |
| H2f MH          | 2.78 abc                         | 0.67            |
| C2 nc MH        | 1.52 c                           | 0.56            |

Tabella 5. Frequenza media di anafasi irregolari (%) e relativa Deviazione Standard di una prova di antimutagenicità in cui semi di *Vicia faba* germinati in campioni di suolo trattati con compost da RSU in due dosi (H1 = 13,6 t ha<sup>-1</sup> e H2 = 27,2 t ha<sup>-1</sup>) e coltivati a frumento (f) e barbabietola (b), sono poi trasferiti in suolo sabbioso contenente Idrazide Maleica (MH).

Frequenze medie indicate con lettere differenti sono risultate significativamente diverse quando saggiate con il Test Multirange di Scheffe per  $P \leq 0,05$

| <b>campione</b> | <b>anafasi irregolari (%)</b> | <b>Dev. St.</b> |
|-----------------|-------------------------------|-----------------|
| C0 nc MH        | 0.147 a                       | 0.068           |
| Cb MH           | 0.056 ab                      | 0.054           |
| H1b MH          | 0.076 ab                      | 0.062           |
| H2b MH          | 0.008 b                       | 0.020           |
| Cf MH           | 0.058 ab                      | 0.063           |
| H1f MH          | 0.101 ab                      | 0.093           |
| H2f MH          | 0.060 ab                      | 0.046           |
| C2 nc MH        | 0.088 ab                      | 0.028           |

Il confronto statistico dei dati relativi all'induzione di cellule micronucleate in *Vicia faba* da parte dell'Idrazide Maleica, mostra una significativa riduzione della frequenza nel campione non coltivato trattato con la dose doppia di compost (C2 nc MH) rispetto al testimone (C0 nc MH).

Esaminando i dati per coltura, il confronto tra le frequenze medie evidenzia nei campioni coltivati a barbabietola una significativa riduzione delle cellule micronucleate nei campioni sottoposti a trattamento con compost (H1b MH e H2b MH) rispetto al controllo non trattato (Cb MH); nei campioni coltivati a frumento non si evidenzia alcuna differenza statisticamente significativa attribuibile al trattamento con il compost, supportata dal fatto che non esiste un aumento, statisticamente significativo del contenuto dei metalli pesanti nelle tesi trattate con compost (tabella 2).

Per entrambe le colture comunque non si osservano differenze in relazione alla dose di compost impiegata.

Gli apici provenienti dai controlli in acqua hanno mostrato l'assoluta assenza di cellule micronucleate per tutti i campioni saggiati.

I risultati del test delle anafasi irregolari della prova di antimutagenicità (tabella 5) evidenziano una frequenza piuttosto omogenea delle anafasi irregolari, fatta eccezione per una differenza statisticamente significativa del testimone C0 nc MH verso H2b MH.

L'assenza di una riduzione significativa della lunghezza della radice primaria di *Vicia faba* in tutti i campioni rispetto al testimone consente di affermare che il trattamento con compost ad entrambe le dosi non ha indotto nel suolo un accumulo di sostanze capaci di causare effetti fitotossici sul tester.

L'assoluta assenza sia di cellule micronucleate che di anafasi irregolari negli apici di *Vicia faba* cresciuta su tutti i campioni di suolo indica assenza di attività mutagena sia nei controlli che nei trattamenti con compost.

Il test dei micronuclei applicato alla prova di antimutagenicità ha messo in evidenza la capacità del compost, in assenza di colture, di rendere il suolo protettivo nei confronti di *Vicia faba* verso l'azione mutagena dell'MH.

Quando il suolo viene coltivato il suo effetto antimutageno risulta influenzato dalla specie prescelta: in presenza di barbabietola il compost manifesta ancora un effetto di protezione verso l'MH rispetto al controllo senza compost; mentre in presenza di frumento non si evidenzia più un effetto protettivo legato alla presenza del compost. D'altro canto, l'assenza di un effetto "dose" sia per la barbabietola che per il frumento indica un'indipendenza tra l'attività antimutagena osservata e le dosi d'impiego del compost saggiate.

L'effetto protettivo che il compost, in combinazione con la coltura a barbabietola, ha esercitato su *Vicia faba* verso l'MH è confermato dai risultati del test delle anafasi irregolari applicato alla prova di antimutagenicità.

### Conclusioni

L'impiego di compost ottenuti per stabilizzazione aerobica della frazione organica dei RSU non incide negativamente sull'agroecosistema, ma ne favorisce la produttività e la conservazione (Beni et al., 2003). I risultati agronomici rilevati nel periodo di prova (Ferri et al., 2001) hanno indicato infatti le buone possibilità di queste pratiche agronomiche non convenzionali per l'agricoltura sostenibile.

Inoltre i dati relativi al contenuto in metalli pesanti e alle prove di fitotossicità e genotossicità evidenziano che il sistema biologico nella sua interezza, non è interessato da processi degenerativi.

L'impiego del compost inoltre sembra indurre un effetto di protezione sugli apici delle radici di *Vicia faba*, quando posta a contatto con l'Idrazide Maleica.

L'attività antimutagenica risulta essere un fenomeno piuttosto complesso da definire nel quale vanno considerate tutte le possibili interazioni suolo-compost-pianta.

I risultati ottenuti suggeriscono che un ruolo assai importante, oltre che dalla sostanza organica, sia giocato dalla microflora del suolo, infatti il fatto che si registri un effetto protettivo nelle tesi compost-barbabietola, suggerisce l'ipotesi che il saccarosio prodotto dalla barbabietola, in combinazione con la sostanza organica contenuta nel compost, incrementi lo sviluppo di batteri e miceti presenti nel suolo, i quali possono svolgere sulle plantule di *Vicia faba* un'azione protettiva sia di tipo fisico, restando attaccati alla radichetta, che di tipo chimico, sintetizzando sostanze (probabilmente di natura mucopolissaccaridica e cellulosa) in grado di complessare il mutagene e renderlo inaccessibile alla radichetta.

### Bibliografia

- ALVAREZ J., DEL CAMPO A., SANCHO F., 2001. Research and technologic development of composting processes and its application in the agriculture and forestry sectors. ORBIT2001 International Conference held in Seville, Spain, May. Issues of "Bioprocessing of Solid Waste and Sludge" Vol.1 n.2: V°.
- BAZZOFFI P., PELLEGRINI S., ROCCHINI A., MORANDI M., GRASSELLI O., 1998. The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield. Soil And Tillage Research 48: 275-286
- BENI C., SERVADIO P., MARCUCCI A., FELICI B., CONVERTINI G., FIGLIOLIA A., 2003. Valutazione di alcuni parametri fisico-chimici e della produttività di un suolo agrario ammendato con compost da RSU. Bollettino SISS, 52 (1-2): 333-342.
- CENTEMERO M., 2002. Il ruolo del compost nei piani di fertilizzazione. L'Informatore agrario 40: 57-60.
- CIAVATTA C., 1996. Sostanze umiche nei fertilizzanti: tra fantasia e realtà. L'Informatore agrario 1: 27-30.
- DE MARCO A., DE SIMONE C., 1994. The influence of humic substances in seeding soil on the genotoxic effects induced in *Vicia faba* by the herbicide maleic hydrazide. Fresenius Environ. Bull., 3: 6-11.
- DE MARCO A., DE SIMONE C., D'AMBROSIO C., 1996. Influenza delle caratteristiche del suolo sulla tossicità e genotossicità delle acque di vegetazione. XIV Convegno Nazionale Società Italiana di Chimica Agraria, Rimini 25-27 Settembre: 157-163.
- DE SIMONE C., DE MARCO A., 1994. Influence of olive waste waters on genotoxic activity of herbicide maleic hydrazide in *Vicia faba* seedlings. Mediterranean Conference on Organic Wastes Recycling in Soils. Vieste (Foggia), 22-25 settembre.
- DE SIMONE C., PICCOLO A., DE MARCO A., RINALDI C., 1995. Antimutagenic activity of soil humic extracts on *Vicia faba*. Fresenius Environmental Bulletin, 4: 725-730.
- DE SIMONE C., PICCOLO A., DE MARCO A., D'AMBROSIO C., 1998. Influence of humic acids chemical characteristics on their antimutagenic activity. Fresenius Environ. Bull., 7: 382-387.
- DE SIMONE C., MARCHIONNI M., SELVI S. 2002. Fito e genotossicità del pastazzo di agrumi. Bollettino SISS 51: 1155-1162.
- FERRARA G., LOFFREDO R., SIMEONE R., SENESI N., 2001. Aquatic humic substances inhibit clastogenic events in germinating seeds of herbaceous plants. Journal Of Agricultur And Food Chemistry, 49: 1652-1657.
- FERRI D., CONVRTINI G., MONTEMURRO F., 2000. Agronomic benefits on crops and soil of municipal solid waste compost applied on a vertisol in southern Italy. 11<sup>th</sup> International Soil Conservation Organization Conference, ISCO, Buenos Aires-Argentina 22 - 27 Ottobre. (In corso di stampa)
- FERRI D., MONTEMURRO F., CONVRTINI G., 2001. Applicazione di rifiuti solidi urbani compostati su barbabietola da zucchero e frumento: effetti sulla produzione e sulla fertilità del terreno. XXXIV Convegno SIA, Pisa, 17-21 Settembre: 23 -24.
- HOITINK H.A.J., KRAUSE M.S., 2001. Systemic resistance induced in plants against diseases by composts. ORBIT2001 International Conference held in Seville, Spain, May. Issues of "Bioprocessing of Solid Waste and Sludge" Vol.1 n.2: III°.
- IZZA C., MANGIONE D., INDIATI R. AND FIGLIOLIA A., 1994. Heavy Metal pollution : Role of the Soil Organic Matter in the Dynamics of Cadmium, Lead, Copper and Zinc, XXVI Annual ESNAIUR Meeting Proceedings. Varna, Bulgaria.
- LE VILLIO M., ARROUAYS D., DESLAIS W., DAROUSSIN J., LE BISSONNAIS Y. ET CLERGEOT D., 2001. Loamy soils under erosion risk: interest of the compost as a source of organic matter to restore and maintain physical properties of french soils. ORBIT2001 International Conference held in Seville, Spain, May. Issues of "Bioprocessing of Solid Waste and Sludge" Vol.1 n.2: VII°.
- LINDSAY W.L., NORVELL W .A., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J., 42: 421-428.
- METODI UFFICIALI DI ANALISI CHIMICA DEL SUOLO., 1994. Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali, ISMEA ed. 207.
- SHELTON J.E., 1991. Soil facts using municipal solid waste compost. North Carolina Cooperative Extension Service AG-439-19.
- SIVIERO P., ZERBINATI F., 1996. Effetti ed efficacia delle sostanze umiche. L'Informatore agrario 1: 31-35.
- STOKES J., CODY J., MAHESWARAN J., 2003. A long-term study into compost applications for broadacre cropping. Proceedings of 11<sup>th</sup> Australian Agronomy Conference. Geelong, Victoria, 2-6 Februaury.

# LA SUSCETTIBILITÀ AL COMPATTAMENTO DI UN SUOLO DELL'ITALIA MERIDIONALE SOGGETTO AL TRAFFICO DEL MACCHINARIO AGRICOLO SOTTOPOSTO A DIFFERENTI SISTEMI DI FERTILIZZAZIONE

Pieranna Servadio, Adolfo Marsili

C.R.A. - Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola

Via della Pascolare 16, 00016 Monterotondo, Roma; e- Mail: pieranna.servadio@entecra.it

## Riassunto

L'obiettivo della presente memoria è stato quello di valutare la suscettibilità al compattamento di un suolo sito nell'Italia meridionale soggetto al traffico di macchinario agricolo e sottoposto a differenti sistemi di fertilizzazione: diversi tipi di compost e borlanda in quantità corrispondente a ca. 140 kg N ha<sup>-1</sup>, fertilizzante minerale 140 kg N ha<sup>-1</sup> e micorrize per un totale di otto tesi. Tale obiettivo è stato perseguito attraverso il rilievo di alcuni parametri fisico-meccanici indicativi della suscettibilità al compattamento del suolo quali: la resistenza alla penetrazione ed al taglio, la porosità totale, la conducibilità idraulica, la compressibilità per mezzo del test uniaassiale. Sono stati inoltre rilevati: la granulometria ed il contenuto idrico del terreno e la sostanza organica. Dai risultati è emerso che soprattutto nelle tesi trattate con borlande e micorrize i valori della porosità totale e della conducibilità idraulica erano fra i più elevati mentre i valori della resistenza alla penetrazione ed al taglio erano fra i meno elevati. Per queste tesi sono stati rilevati anche più elevati valori del contenuto in sostanza organica e più bassi valori della massa volumica apparente scaturita dal test di compressibilità uni assiale. Dai risultati si è potuto evincere che, nelle condizioni in cui si sono svolte le prove, vi è stata una minore suscettibilità al compattamento del suolo trattato con borlanda stabilizzata, borlanda non stabilizzata, borlanda stabilizzata e micorizzata e micorrize.

**Parole chiave:** Suscettibilità al compattamento, macchinario agricolo, sistemi di fertilizzazione.

## The compaction susceptibility of a soil in Southern Italy subject to the agricultural machineries traffic submitted to different fertilizing systems

### Abstract

The objective of this memory was to evaluate compaction susceptibility of a soil situated in Southern Italy subject to the agricultural machineries traffic and submitted to different fertilizing systems: different types of organic matter, mineral fertilizer (140 kg N ha<sup>-1</sup>) and mycorrhiza for a total of eight treatments. Some soil physical-mechanicals properties indicative of the compaction susceptibility us: penetration resistance, shear strength, total porosity, hydraulic conductivity, compressibility by the uniaxial test were carried out. Besides, soil particle size, water content and organic matter were measured. From results emerged that especially in borlands and mycorrhiza treatments total porosity and hydraulic conductivity values were the most elevated while penetration resistance and shear strength values were the less elevated. For these treatments elevated values of the matter content and low values of dry bulk density coming from the compressibility uniaxial tests were also found. From results, under the field tests conditions, low soil compaction susceptibility was found for borlands and mycorrhiza treatments.

**Keywords:** Compaction susceptibility, agricultural machineries, fertilizing systems.

### Introduzione

Nelle produzioni agricole ed orticole il suolo è regolarmente disturbato dalle operazioni colturali e dal passaggio del macchinario. L'energia meccanica applicata in questo modo può avere effetti negativi sulla qualità del suolo e nel lungo termine può compromettere la sua possibilità a sostenere un'attività agricola competitiva e le operazioni colturali possono contribuire a destabilizzare la struttura del suolo (Watts *et al.*, 1996a, b; Watts e Dexter., 1997). Nel tempo, gli studi effettuati hanno dimostrato che la presenza di carbonio organico ha un effetto stabilizzante sulla struttura del suolo. La diminuzione del contenuto in sostanza organica è stato ad esempio correlato con la perdita di stabilità: stabilità degli aggregati per setacciamento in acqua (Tisdall e Oades, 1982), dispersione dell'argilla (Emerson, 1954) e resistenza al taglio (Davies, 1985). Le radici delle piante trovano maggiori difficoltà a penetrare negli strati del suolo aventi una struttura massiva e resistente, una possibile misura preventiva per ridurre gli effetti del compattamento sulla resistenza del suolo e per migliorarne la struttura è quella di aggiungere sostanza organica. L'incorporamento di materiale organico nei suoli ridurrebbe la loro massa volumica e la resistenza. Questo sarebbe particolarmente vantaggioso in quei suoli agricoli soggetti a molteplici passaggi di differenti macchine che causano compattamento che può essere dannoso alle colture (Ohu *et al.*, 1986).

L'obiettivo della presente memoria è stato quello di valutare la suscettibilità al compattamento di un suolo dell'Italia meridionale soggetto al traffico del macchinario agricolo e sottoposto a differenti sistemi di fertilizzazione: borlanda, compost, micorrize, fertilizzazione minerale attraverso il rilievo di alcuni parametri fisico-meccanici indicativi della suscettibilità al compattamento del suolo quali: la resistenza alla penetrazione ed al taglio, la porosità totale, la conducibilità idraulica, la compressibilità per mezzo del test uniassiale. Sono stati inoltre rilevati: la granulometria ed il contenuto idrico del terreno e la sostanza organica.

### Materiali e metodi

Gli studi sono stati condotti su di un'azienda situata in prossimità di Foggia, su coltura di lattuga (*Lactuca sativa* L. cv Bacio); investimento: 12 piante m<sup>2</sup>; sesto d'impianto: 40 cm x 20 cm; tecnica d'impianto: trapianto. Le tesi a confronto erano 8 con 3 ripetizioni parcellari per un totale di 24 parcelle ognuna di 16 m<sup>2</sup> (4m x 4m) distribuite a blocco randomizzato sul campo (Fig. 1):

1. Controllo
2. Borlanda (Bonollo) stabilizzata in quantità corrispondente a ca. 140 kg N ha<sup>-1</sup>;
3. Borlanda (Bonollo) non stabilizzata in quantità corrispondente a ca. 140 kg N ha<sup>-1</sup>;
4. Borlanda (Bonollo) stabilizzata e micorrizata in quantità corrispondente a ca. 140 kg N ha<sup>-1</sup>;
5. Compost aziendale I.S.A. in quantità corrispondente a ca. 140 kg N ha<sup>-1</sup>;
6. Micorrize;
7. Compost ILSA;
8. Fertilizzante minerale 140 kg N ha<sup>-1</sup>.

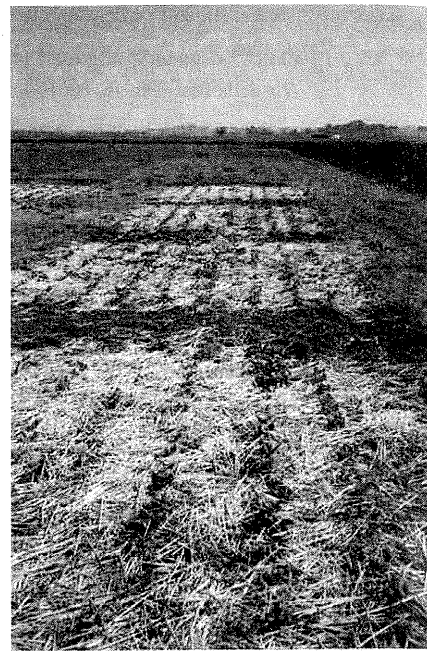


Figura 1.  
Vista del campo sperimentale

Sulle 24 parcelle riportate, nel corso dell'anno 2003 sono stati effettuati rilievi in campo ed in laboratorio su: resistenza alla penetrazione, resistenza al taglio, porosità totale, conducibilità idraulica del suolo saturo, compressibilità. Sono stati inoltre rilevati la granulometria, il contenuto idrico del terreno durante le prove e la sostanza organica. Le condizioni di campo nelle quali si è operato sono riportate in Tabella 1. Il contenuto idrico del terreno è stato misurato da 0 a 0,20 m di profondità.

Tabella 1. Proprietà fisiche del suolo utilizzato durante le prove

| Proprietà   | g (100g) <sup>-1</sup> |
|---|------------------------|
| Distribuzione granulometrica <sup>a</sup> :                   |                        |
| Sabbia (2000-50 µm)   | 19,5                   |
| Limo (50-2 µm)  | 51,0                   |
| Argilla (<2 µm)   | 29,5                   |
| Tessitura   | Franco-limo-argillosa  |
| Capacità di campo   | 39,21                  |
| Punto di appassimento   | 21,42                  |
| Contenuto idrico in peso:<br>(da 0,05 a 0,10 m di profondità) | 32,0                   |

<sup>a</sup> Determinato con il metodo dell'idrometro (AAVV. Metodi ufficiali di Analisi fisica del suolo, 1992)

La resistenza della penetrazione del suolo è stata misurata in ogni parcella, usando un penetrometro elettronico Eijkelkamp con angolo del cono di 60° e area di base di 1 cm<sup>2</sup> condotto nel terreno ad una velocità costante. Per ogni parcella, compreso il controllo, sono stati effettuati 3 rilievi penetrometrici, acquisendo i dati ad intervalli di 1 cm, per una profondità di 0-40 cm.

La resistenza al taglio è stata misurata, sempre in ogni parcella, usando uno scissometro manuale Stahlwille. Per ogni parcella sono stati effettuati 3 rilievi, ad intervalli di 3 cm, per una profondità di 0-10 cm.

La porosità totale è stata calcolata indirettamente partendo dai dati della massa volumica reale e della massa volumica apparente mediante la formula:

$$P = (\rho_r - \rho_a / \rho_r) 100$$

dove:

P = Porosità

$\rho_r$  = Massa volumica reale

$\rho_a$  = Massa volumica apparente

La conducibilità idraulica del suolo saturo è stata determinata in laboratorio con il metodo a pressione costante su 9 campioni di terreno prelevati per ogni tesi. Allo scopo è stato usato un carotatore per prelievi di terreno indisturbato (50 mm di diametro, 51 mm d'altezza) da 0,05 a 0,10 m di profondità.

Il test di compressibilità uni-assiale su campioni di terreno è stato effettuato in laboratorio per mezzo di edometro a carico frontale con anello di contenimento del provino avente diametro di 50 mm ed altezza di 20 mm, rapporto diametro/altezza pari a 2,5, Volume 39,25 cm<sup>3</sup>. Sono stati messi in relazione la massa volumica apparente del terreno con diversi contenuti idrici con la pressione esercitata sul provino (Koolen, 1974; Smith *et al.*, 1997). Il contenuto di carbonio organico totale è stato determinato con il metodo di Walkley-Black su campioni di terreno prelevati da 0 a 0,20 m di profondità.

## Risultati e discussione

### Resistenza alla penetrazione

I valori medi di resistenza alla penetrazione del terreno (in MPa) alle diverse profondità (0-0,40 m) per le diverse tesi a confronto sono riportati in Figura 2.

Dall'esame dei risultati delle tesi a confronto è emerso che il valore meno elevato è risultato quello relativo alla tesi 2 in tutti gli strati analizzati ed alle tesi 6 e 3 negli strati più superficiali. I risultati riportati hanno fatto emergere valori medi compresi fra 2 e 3,5 MPa con punte anche di 4 MPa rilevati negli strati più profondi (da 15 a 40 cm) nelle tesi 4 e 5. Questi valori sono imputabili al tipo di terreno franco-limo-argilloso quale quello utilizzato nelle prove sottoposto a sollecitazioni esogene molto elevate.

### Resistenza al taglio

I risultati della resistenza al taglio (Fig. 3) rilevata negli strati più superficiali del terreno (0-10 cm), hanno fatto rilevare valori medi compresi fra 16 e 22 kPa. In accordo con i risultati ottenuti per la resistenza alla penetrazione, i valori meno elevati sono stati rilevati nelle tesi 2, 3 e 6 e le cui differenze sono risultate statisticamente significative dal confronto fra le tesi.

### Porosità totale e contenuto in sostanza organica

I risultati della porosità totale e della sostanza organica sono riportati in tabella 2.

Tabella 2. Valori medi della porosità totale e della sostanza organica, rilevate da 0 a 0,10 m di profondità, ottenuti per le diverse tesi a confronto

| Tesi | Porosità totale <sup>a</sup><br>(%) | Sostanza organica <sup>b</sup><br>(%) |
|------|-------------------------------------|---------------------------------------|
| 1    | 16.68 a                             | 2.53 a                                |
| 2    | 14.71 ac                            | 2.47 a                                |
| 3    | 19.62 b                             | 2.57 a                                |
| 4    | 19.62 b                             | 2.59 a                                |
| 5    | 21.59 b                             | 2.59 a                                |
| 6    | 21.60 b                             | 2.61 a                                |
| 7    | 21.58 b                             | 2.44 a                                |
| 8    | 13.73 ac                            | 2.40 a                                |

<sup>a, b</sup> test ANOVA standard condotto fra le differenti tesi a confronto. I valori medi che mostrano la stessa lettera non differiscono significativamente fra loro ( $p < 0.05$ ). (Gomez e Gomez, 1976).

I risultati relativi al contenuto in sostanza organica (tab. 2), rilevata sempre negli strati più superficiali del terreno, non hanno fatto rilevare differenze statisticamente significative fra le differenti tesi a confronto.

I valori della porosità totale rilevata sempre negli strati più superficiali del terreno (Tab. 2) e compresi fra 13 e 21,6% fanno considerare tale suolo moderatamente poroso (Pagliai, 1988). I valori medi hanno fatto rilevare differenze statisticamente significative fra le differenti tesi a confronto mostrando per le tesi 3, 4, 5, 6 e 7 risultati statisticamente superiori a quelli delle tesi 1, 2 e 8.

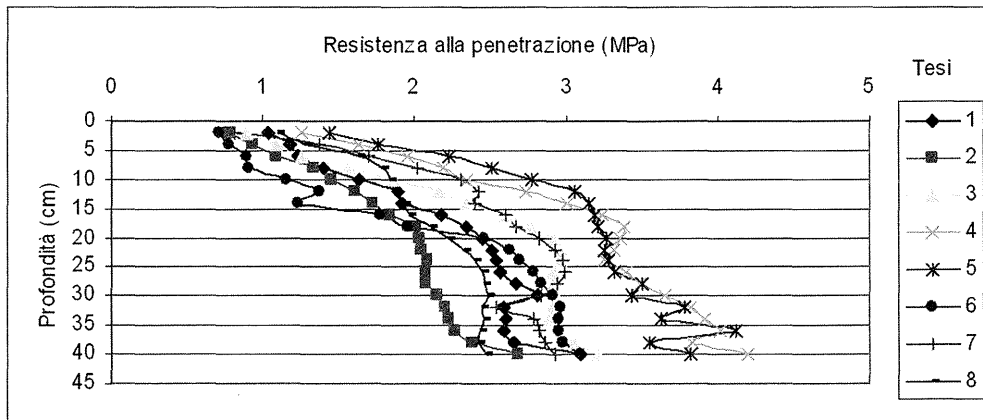
**Conducibilità idraulica del suolo saturo**

I risultati della conducibilità idraulica satura ( $\text{mm h}^{-1}$ ) per le diverse tesi a confronto sono riportati in figura 4 suddivisi sempre per tipo di trattamento effettuato sul terreno.

I valori più elevati della conducibilità idraulica ( $> 400 \text{ mm h}^{-1}$ ) sono stati rilevati per le tesi 1, 6 e 2 mentre per le restanti tesi i valori erano inferiori a  $300 \text{ mm h}^{-1}$ .

**Compressione uniassiale del suolo**

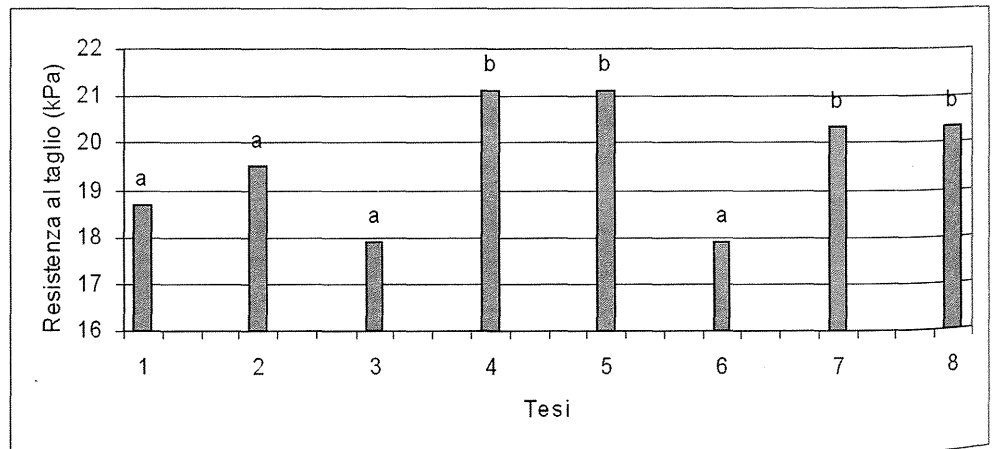
I risultati scaturiti dalle prove di compressione uniassiale del suolo a diversi livelli di umidità sono riportati nella figura 5. In accordo con i risultati ottenuti dalle prove avanti riportate, anche in questo tipo di analisi è emerso che le parcelle trattate con borlande e micorrize (tesi 2, 4 e 6) hanno fatto rilevare i più bassi valori della massa volumica apparente in relazione con la pressione applicata nel test di compressibilità uniassiale (Fig. 5).



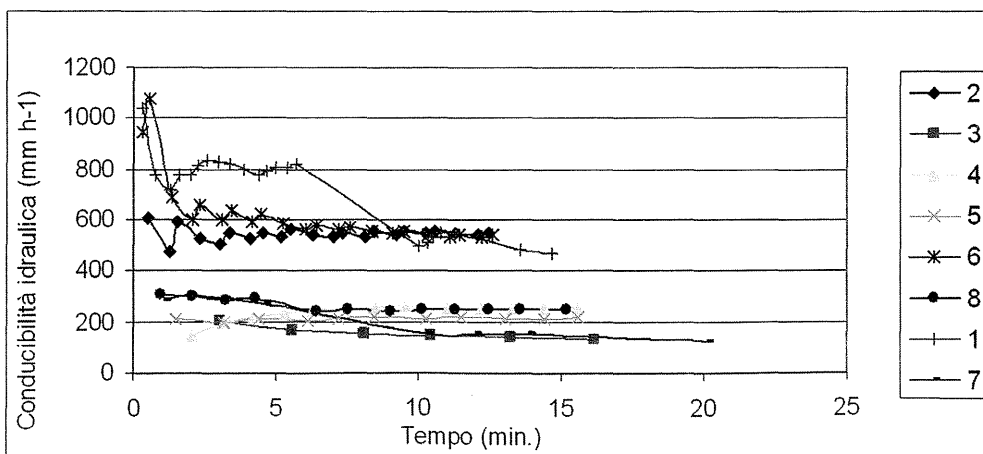
**Figura 2.** Valori medi della resistenza alla penetrazione del terreno, rilevati da 0 a 0.40 m di profondità, ottenuti per le diverse tesi a confronto

**Figura 3.** Valori medi della resistenza al taglio<sup>a</sup>, rilevati da 0 a 0.10 m di profondità, ottenuti per le diverse tesi a confronto

<sup>a</sup> Test ANOVA standard condotto fra le differenti tesi a confronto. I valori medi che mostrano la stessa lettera non differiscono significativamente fra loro ( $p < 0.05$ ). (Gomez e Gomez, 1976).



**Figura 4.** Valori medi della conducibilità idraulica, rilevata da 0 a 0.10 m di profondità, ottenuti per le diverse tesi a confronto





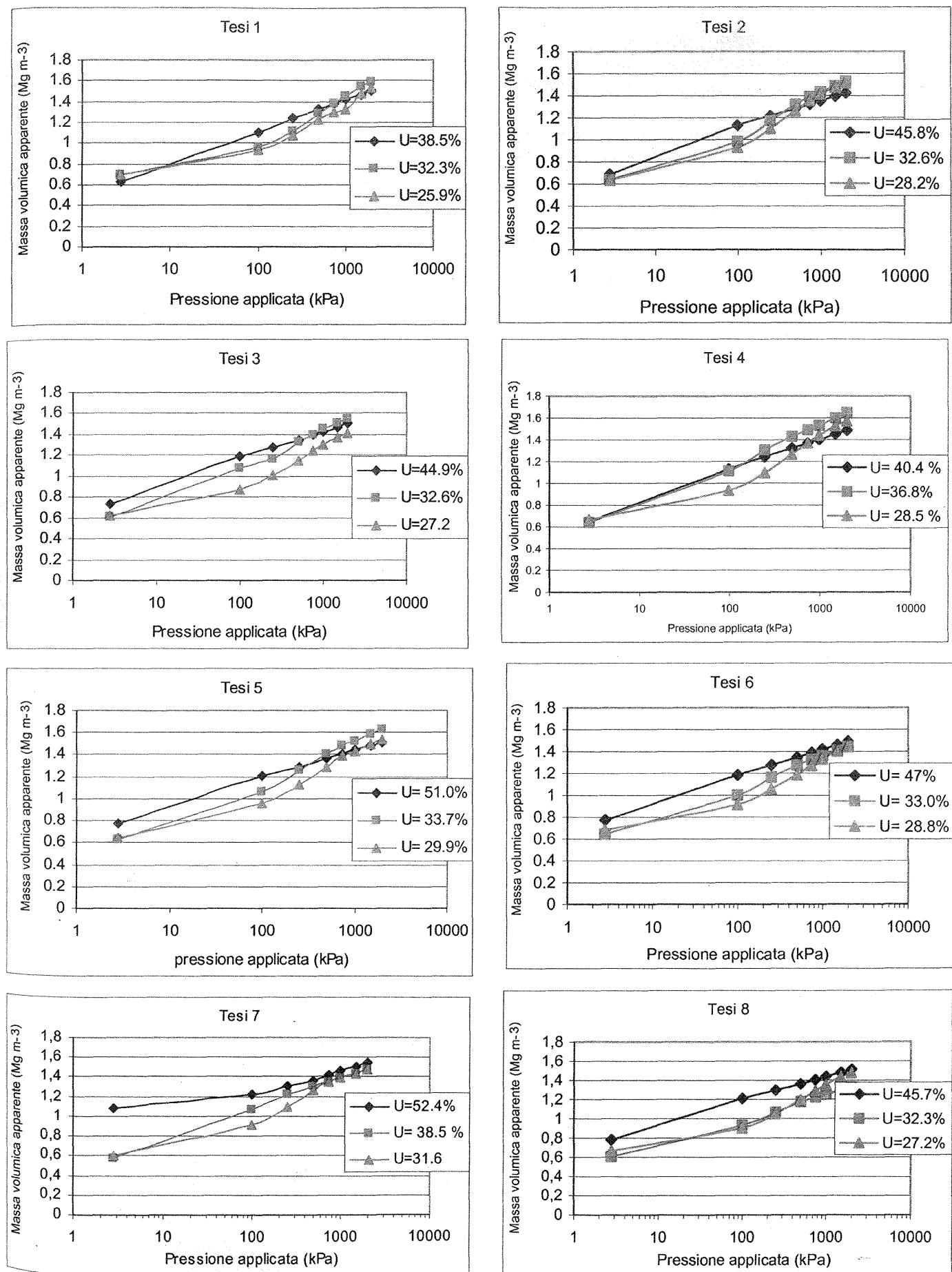


Figura 5. Curve di compressione del suolo per le 8 tesi a confronto a diversi livelli di umidità

## **Conclusioni**

Le tesi trattate con borlanda stabilizzata, borlanda non stabilizzata, borlanda stabilizzata e micorizzata e micorrize, avendo presentato più bassi valori della resistenza alla penetrazione ed al taglio, più elevati valori della porosità totale e della conducibilità idraulica si possono considerare fra quelle meno compattate. Per queste parcelle sono stati rilevati anche bassi valori della massa volumica apparente scaturita dal test di compressibilità uniassiale. Quindi dai risultati si è potuto evincere che, nelle condizioni in cui si sono svolte le prove, vi è stata una minore suscettibilità al compattamento del suolo trattato con borlanda stabilizzata, borlanda non stabilizzata, borlanda stabilizzata e micorizzata e micorrize.

## **Ringraziamenti**

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito dei progetti "Parsifal" per la parte relativa alla sperimentazione in campo e "Conservazione e valorizzazione della risorsa suolo" per la parte relativa ai rilievi di laboratorio con particolare riferimento a quelli sulla compressibilità del terreno.

## **Bibliografia**

- AUTORI VARI, 1992. Metodi ufficiali d'analisi fisica del suolo. Suppl. ord. G.U. n. 121 del 25.5.1992.
- DAVIES P., 1985. Influence of organic matter content, moisture status and time after reworking on soil shear strength. *J. Soil Sci.* 36, 299-306.
- EMERSON W.W., 1954. The determination of the stability of soil crumbs. *J. Soil Sci.* 235-250.
- GOMEZ K. A., GOMEZ A. A., 1976. Statistical procedures for agricultural research, The international Rice Research Institute, Los Baños, Philippines.
- KOOLEN A. J., 1974. A method for soil compactibility determination. *J. Agric. Eng. Res.* 19, 271-278.
- OHU J.O., RAGHAVAN, G.S.V., MCKYES, E., MEHUYS, G., 1986. Shear strength prediction of compacted soil with varying added organic matter contents. *Trans. ASAE* 29, 351-355.
- PAGLIAI, M., 1988. Soil porosity aspects. *International Agrophysics*, 4, 215-232.
- SMITH C.W., JOHNSTON M.A., LORENTZ S., 1997. Assessing the compaction susceptibility of South African forestry soils. I. The effect of soil type, water content and applied pressure on uni-axial compaction.
- TISDALL J.M., OADES J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soil. *J. Soil Sci.* 33, 141-163.
- WATTS C.W., DEXTER A.R., DUMITRU E., ARVIDSSON J., 1996a. An assessment of the vulnerability of soil structure to destabilisation during tillage. Part I. A laboratory test. *Soil Tillage Res.* 37, 161-174.
- WATTS C.W., DEXTER A.R., LONGSTAFF D.J., 1996b. An assessment of the vulnerability of soil structure to destabilisation during tillage. Part II. Field trials. *Soil Tillage Res.* 37, 175-190.
- WATTS C.W., DEXTER A.R., 1997. The influence of organic matter in reducing the destabilization of soil by simulated tillage. *Soil Tillage Res.* 42, 253-275.
- WALKLEY, A., BLACK, I.A., 1934. An examination of Degjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 63, 251-264.

# **INFLUENZA DEI FATTORI CLIMA E TEMPO SULL'EVOLUZIONE DI SUOLI BRUNI ACIDI DELLE FORMAZIONI ARENACEE SILICOCLASTICHE ALLOCTONE DELL'APPENNINO BOLOGNESE**

Livia Vittori Antisari, Gilmo Vianello, Andrea Simoni, Camilla Giovannini

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali, Università di Bologna  
Via Fanin, 40 - 40127 Bologna; e-mail lvittori@agrsci.unibo.it

## **Riassunto**

Suoli bruni acidi delle formazioni arenacee silicoclastiche alloctone di età cretacea dell'Appennino bolognese mostrano evidenti situazioni di degrado, dal momento che nell'arco di venti anni si sono assottigliati gli orizzonti organo minerali, fenomeno non sempre dovuto ad effetti di erosione laminare e quindi da ascrivere a possibili cambiamenti delle condizioni climatiche.

Quanto questo fenomeno abbia influito sui processi evolutivi all'interno del suolo è stato valutato su tre profili di inceptisuoli dystrici localizzati a quote differenti di cui nel passato erano già state eseguite letture di carattere pedologico e determinazioni chimico fisiche.

In tali profili, gli orizzonti A1 ed A2, che nell'insieme presentano spessori variabili dai 10 ai 5 cm in funzione della quota, pur mostrando un indice di umificazione totale (HU) compreso tra il 74 ed il 90%, si differenziano nettamente per il contenuto in carbonio organico (dal 6 all'11% in A1; dal 2,2 all'1,5% in A2) e per il grado di saturazione basica (dal 50% a valori superiori in A1 e al di sotto del 30% in A2). Ciò trova spiegazione nella differente modalità di saturazione del complesso di scambio, prevalentemente da ioni  $Ca^{2+}$  in A1 ed idrogenica in A2 con conseguente iperacidificazione del mezzo e significative presenze di  $Al^{3+}$  scambiabile. La presenza dello ione  $Ca^{2+}$  rappresenta il risultato dell'azione idrolitica sui nesosilicati del tipo grossularia  $Ca_3Al_2[SiO_4]_3$  che costituisce una delle componenti mineralogiche più significative della roccia madre. Viene evidenziato un grado di pedogenesi non spinta e la mancanza di orizzonti con caratteri spodici attraverso la correlazione di alcune forme di Fe ed Al ottenute mediante estrazione selettiva; tuttavia le forme di Fe ed Al estratte in pirofosfato, e quindi per lo più legate alla componente organica, mostrano lievi incrementi al di sotto degli orizzonti A1 nei profili dei suoli collocati a quote più elevate. Le osservazioni così condotte pongono in evidenza come l'esiguo spessore dell'orizzonte A1 e la diminuita protezione da parte degli orizzonti organici siano sintomatici del possibile avvio di fenomeni di lisciviazione tali da provocare nei suoli indagati effetti degradativi in tempi relativamente brevi.

**Parole chiave:** inceptisuoli dystrici - indici di umificazione - GSB - lisciviazione - alluminio

## **Influence of climate and time factors on the evolution of acid brown soils of allochthonous sandstone formations in the bolognese apennines**

### **Abstract**

The acid brown soils of Cretaceous allochthonous siliciclastic sandstone formations to be found in the Bolognese Apennines show evident signs of degradation, in that over a period of twenty years the organomineral horizons have thinned. Such a phenomenon is not always ascribable to effects of laminar erosion and may thus be linked to possible changes in the climatic conditions.

The impact of this phenomenon on the internal evolutionary processes of the soil was evaluated for three profiles of dystric inceptisols located at different altitudes and which had already been submitted to pedological analyses and chemical and physical determinations in the past.

In said profiles, the A1 and A2 horizons, which overall had thicknesses ranging from 10 to 5 cm depending on altitude, showed a fairly homogeneous total humification index (HU), between 74 and 90%, but differed considerably in terms of organic carbon content (from 6 to 11% in A1; from 2.2 to 1.5% in A2) and the degree of basic saturation (50% and up in A1 and below 30% in A2). This may be explained by the different mode of saturation of the exchange complex, primarily by  $Ca^{2+}$  ions in A1 and hydrogen ions in A2, with consequent hyperacidification of the medium and significant presences of exchangeable  $Al^{3+}$ . The presence of  $Ca^{2+}$  ions represents the result of the hydrolytic action of  $Ca_3Al_2[SiO_4]_3$  grossularite-type neosilicates, which represent one of the most important mineralogical components of the parent rock. The evaluation showed a moderate degree of pedogenesis and an absence of horizons with spodic characters, as evidenced by the correlation of some forms of Fe and Al obtained by selective extraction; however, the forms of Fe and Al extracted in pyrophosphate, and therefore mainly linked to the organic component, show slight increases below the A1 horizons in soils located a higher altitudes. The observations thus derived suggest that the exiguous thickness of the A1 horizon and the diminished protection provided by the organic horizons may be symptoms of the triggering of leaching phenomena of such entity as to cause degrading effects on the soils studied in relatively short periods of time.

**Key words:** dystric inceptisols - humification index - DBS - leaching - aluminium

## Introduzione

L'alto Appennino bolognese è caratterizzato geologicamente da formazioni sedimentarie di tipo flyschoidi con successioni silicoclastiche che nelle parti morfologicamente più rilevate o di crinale mostrano strati arenitici di spessore variabile; su di essi si sono formati *entisuoli* e *inceptisuoli* di tipo *dystrico* caratterizzati da pH acidi lungo la quasi totalità dei profili e da spessori modesti. Le osservazioni eseguite a distanza di venti anni su stessi tipi di suolo mostrano una diminuzione di spessore, stimabile in 10-20 mm, sia degli orizzonti organici che di quelli organo-minerali, ma non evidenziano apparenti fenomeni di lisciviazione; tale situazione richiede un'attenta valutazione dei fenomeni evolutivi in atto, ascrivibili, con tutta probabilità ad un cambiamento delle condizioni climatiche, e tali da richiedere nel breve periodo una adeguata gestione del bosco che rappresenta la prevalente utilizzazione di queste unità pedologiche.

Per la comprensione del fenomeno si è ritenuto opportuno individuare una serie di profili, nell'ambito di un rilevamento a più ampia scala teso al recupero produttivo della castanicoltura, che rispondessero ad alcuni criteri quali le condizioni morfologiche pianeggianti e di crinale, tali quindi da non risentire di fenomeni erosivi accentuati e di possibili accumuli di versante, e la omogeneità della tipologia mineralogico-granulometrica del substrato pedogenetico; le variabili hanno tenuto conto delle differenti fasce fitoclimatiche a *castanetum* e *fagetum* comprese tra gli 850 ed i 1200 metri s.l.m.

Le indagini chimico-fisiche effettuate su tutti gli orizzonti di tre profili tipo hanno mirato, in particolare, a valutare lo stato del complesso di scambio cationico, il grado di umificazione, l'eventuale accumulo di composti organici ed argillosi, la dinamica di Al-Fe, con lo scopo di evidenziare il grado di pedogenesi di questi suoli.

## Materiali e metodi

### Localizzazione dell'area d'indagine e caratteri petrografico-mineralogici dei substrati pedogenetici

L'area di indagine ricade geograficamente immediatamente a nord dello spartiacque che separa fisicamente il territorio della provincia bolognese da quella fiorentina e che interessa i bacini dei torrenti Idice, ad est, e Savena, ad ovest.

Le formazioni litologiche che vengono prese a riferimento nel presente lavoro appartengono alle parti sommitali della serie non rovesciata della Formazione di Monghidoro; quest'ultima di età cretacea, appartenente alla placca alloctona del Supergruppo del Sambro, è costituita da una successione prevalentemente silico clastica che rappresenta circa l'80% dello spessore totale, è caratterizzata nelle parti superiori della serie da strati arenitici di spessore variabile e grana da media a grossolana.

La composizione mineralogica di tali strati arenitici, determinata su tre campioni di roccia ed ottenuta dalla separazione dei minerali trasparenti, con densità superiore a 3,035, insolubili in acido cloridrico a freddo, e presenti nei sedimenti in granuli di dimensioni comprese tra 1/4 e 1/16 di mm, mostra il prevalere dei nesosilicati (i più rappresentativi risultano i granati del tipo almandino e grossularia e la staurolite) sugli altri minerali rappresentati nell'ordine da sorosilicati (tormaline), ossidi (rutilo, anatasio, brookite), fosfati (xenotime, monazite), fillosilicati (cloritoide) (tabella 1).

Il confronto di tale mineralogia con quella di formazioni arenitiche geologicamente più recenti (tabella 1) evidenzia l'età antica della formazione di Monghidoro; l'ordine di apparizione dei minerali pesanti non deriva infatti dalla composizione originaria dei sedimenti, al momento della loro deposizione, ma piuttosto dalla graduale distruzione dei minerali nei sedimenti, per cui passando a sedimenti via via più antichi numerosi minerali scompaiono successivamente, nell'ordine della loro crescente stabilità o persistenza in ambienti superficiali (Gazzi, 1963).

### Analisi chimiche

I campioni di suolo sono stati prelevati da ciascun orizzonte, seccati all'aria e vagliati a 2 mm. Le analisi di laboratorio sono state condotte in accordo con i "Metodi di analisi chimica del suolo" (MiPAF, 2000). Il pH dei suoli è stato determinato in accordo con Davey e Conyers (1988). Il carbonio totale è stato determinato con il metodo Springer e Klee (1954), la sostanza organica del suolo è stata estratta in  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$  0,1M e NaOH 0,1M in accordo con Stevenson (1994). Gli acidi fulvici (FA), purificati in accordo con Ciavatta *et al.* (1991) sono stati separati dagli acidi umici (HA); il C delle frazioni solubili (ET, HA ed FA) sono stati determinati con il metodo Springer e Klee (1954). Dai dati di C ottenuti è stato determinato l'indice di umificazione totale (HU) in accordo con Dell'Abate *et al.* (2002). I campioni di suolo sono stati sottoposti ad estrazione selettiva per determinare le diverse forme di Al e Fe.

Gli ossidi di Fe ed Al sono stati estratti e determinati in sodio-ditionito-citrato (McKeague e Doy, 1966), in ossalato d'ammonio a pH 3 che ha la proprietà di estrarre Fe ed Al dagli ossidi non cristallini e in pirofosfato che è riconosciuto come estraente delle forme organiche di ferro ed alluminio nel suolo (Mc Keague *et al.*, 1971). Le forme totali sono state mineralizzate con Aqua Regia in forno a microonde (Milston, 1200) in accordo con Ciavatta *et al.* (1992). Le determinazioni di Fe ed Al sono state eseguite in spettroscopia in emissione ICP-OES (Spectro Ciros <sup>ccd</sup>) utilizzando linee di emissione raccomandate dalla casa madre.

Le basi di scambio sono state estratte in ammonio acetato 1M a pH 7 e determinate in spettrometria in emissione (ICP-OES).

Tabella 1. Confronto tra la composizione mineralogica di rocce arenitiche della Formazione di Monghidoro (cretaceo) e della Formazione di Livergnano (pliocene)

| Campione N.          |                      | Formazione di Monghidoro |       |       |       | Formazione di Livergnano |       |       |       |       |
|----------------------|----------------------|--------------------------|-------|-------|-------|--------------------------|-------|-------|-------|-------|
|                      |                      | Mo13                     | Mo14  | Mo15  | media | Li26                     | Li27  | Li30  | media |       |
|                      | Minerali trasparenti | 64,0                     | 70,6  | 51,8  | 62,1  | 40,7                     | 40,9  | 50,5  | 44,0  |       |
|                      | Minerali opachi      | 28,1                     | 7,5   | 1,0   | 12,2  | 39,5                     | 35,0  | 26,9  | 33,8  |       |
|                      | Minerali torbidi     | 7,9                      | 21,9  | 47,2  | 25,7  | 19,8                     | 24,1  | 22,6  | 22,2  |       |
|                      |                      | 100,0                    | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0                    | 100,0 | 100,0 | 100,0 |       |
| Minerali trasparenti | Granato              | 62,6                     | 60,2  | 64,0  | 62,2  | 44,4                     | 46,8  | 57,4  | 49,5  |       |
|                      | Staurolite           | 26,2                     | 24,5  | 16,8  | 22,5  | 3,6                      | 3,6   | 6,4   | 4,5   |       |
|                      | Zircone              | 3,2                      | 3,0   | 4,2   | 3,5   | 2,0                      | 1,2   | 0,4   | 1,2   |       |
|                      | Distene              | 2,2                      | 1,1   | 2,0   | 1,8   | 0,4                      | 0,4   | 1,6   | 0,8   |       |
|                      | Titanite             | 0                        | 0     | 0     | 0     | 1,6                      | 1,8   | 2,0   | 1,8   |       |
|                      | Sorosilicati         | Tormaline                | 2,6   | 4,6   | 4,2   | 3,8                      | 2,6   | 3,0   | 5,2   | 3,6   |
|                      |                      | Epidoto-Zoizite-Ortite   | 0     | 0     | 0     | 0                        | 14,2  | 16,0  | 8,0   | 12,8  |
|                      | Inosilicati          | Orneblende-Actinolite-   | 0     | 0     | 0     | 0                        | 11,2  | 8,8   | 2,6   | 7,5   |
|                      |                      | Piroseni                 | 0     | 0     | 0     | 0                        | 5,8   | 8,6   | 1,2   | 5,2   |
|                      | Fillosilicati        | Cloritoide               | 0,4   | 2,0   | 2,0   | 1,5                      | 0,2   | 0,4   | 0,4   | 0,3   |
|                      | Ossidi (1:2)         | Rutilo-Anatasio-Brookite | 1,2   | 3,0   | 5,6   | 3,2                      | 0,8   | 0,6   | 1,6   | 1,0   |
|                      | Ossidi (3:4)         | Picotite                 | 0     | 0     | 0     | 0                        | 8,6   | 8,6   | 13,0  | 10,1  |
|                      | Fosfati              | Xenotime-Monazite        | 1,6   | 1,6   | 1,2   | 1,5                      | 0,4   | 0,2   | 0,2   | 0,3   |
|                      | Solfati              | Baritina                 | 0     | 0     | 0     | 0                        | 4,2   | 0     | 0     | 1,4   |
|                      |                      |                          | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0                    | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |

#### Caratteri pedologici e chimico - fisici

I profili di suolo presi in esame ricadono sulle parti sommitali della Formazione di Monghidoro, dove prevale la facies arenaceo sabbiosa, a quote diverse: 810 m slm (profilo 18), 893 m slm (profilo 13) e 1022 m slm (profilo 21) e in condizione di regime udico. Dalla lettura dei dati morfologici e chimico fisici riportati rispettivamente nelle tabelle 2 e 3 si evidenzia per tutte e tre i suoli considerati una totale decarbonatazione, il decrescere regolare del carbonio organico lungo il profilo, la persistente acidità, il grado di saturazione basica inferiore al 50% immediatamente al di sotto dell'orizzonte A1 e che in alcuni orizzonti è anche inferiore al 20%. Sulla base di tali parametri i suoli rientrano secondo la tassonomia USDA (1998) nel grande gruppo dei Dystrudept e secondo la WRB (1999) nei Dystric Cambisols.

La disponibilità di dati morfologici e chimico fisici relativi ad un precedente rilevamento effettuato nel 1980 sui medesimi siti dei profili pedologici esaminati nel presente lavoro ha permesso di effettuare il confronto temporale. In tabella 4 vengono riportati come esempio i dati relativi al profilo 13: si nota rispetto al passato una perdita di spessore sia dell'orizzonte organico che di quello organo-minerale; e sembra evidenziarsi un accentuarsi dell'acidificazione ed una diminuzione della componente organica, informazioni che vanno considerate a livello indicativo tenuto conto delle possibili differenze nelle modalità di prelievo e di analisi.

Tabella 2. Morfologia dei pedon

| Profilo | Orizzonte | Profondità<br>(cm) | Colore Munsell |          | Struttura <sup>a</sup> | Consistenza <sup>b</sup> | Radici <sup>c</sup> | Scheletro <sup>d</sup> | Limite <sup>e</sup><br>inferiore |
|---------|-----------|--------------------|----------------|----------|------------------------|--------------------------|---------------------|------------------------|----------------------------------|
|         |           |                    | Secco          | Umido    |                        |                          |                     |                        |                                  |
| 13      | Oi        | 1-0                | 10YR 3/1       | 10YR 2/1 | 3, f, gr               | l, np, na                | p, f                | a                      | a, l                             |
|         | A1        | 0-2                | 10YR 3/3       | 10YR 3/1 | 3, f, gr               | f                        | m, vf               | a                      | o, c                             |
|         | A2        | 2-7                | 10YR 5/6       | 10YR 4/4 | 3, f, gr               | f                        | c, vf, f            | a                      | o, c                             |
|         | AB        | 7-12               | 10YR 7/4       | 10YR 5/4 | 3, m, gr               | f                        | p, vf               | a                      | a, l                             |
|         | B1        | 12-27              | 10YR 5/4       | 10YR 4/4 | 3, f, ps               | f                        | p, f, g             | a                      | a, l                             |
|         | B2        | 27-29              | 10YR 5/2       | 10YR 6/2 | 3, f, pa               | f, dp                    | m, g                | p, su                  | a, l                             |
|         | C         | 29-33+             | 10YR 5/2       | 10YR 6/2 | 3, sg                  | l, np, na                | a                   | c, su                  | b                                |
| 18      | Oi        | 0,5-0              | 10YR 2/1       | 10YR 2/2 | 3, f, gr               | f                        | c, vf               | a                      | a, l                             |
|         | A1        | 0-1                | 10YR 5/3       | 10YR 3/2 | 3, vf, gr              | f                        | c, vf               | a                      | a, l                             |
|         | A2        | 1-5                | 2,5Y 6/4       | 2,5Y 4/4 | 3, vf, gr              | f                        | c, vf, f            | a                      | i, c                             |
|         | Bw1       | 5-22               | 2,5Y 6/6       | 10YR 4/4 | 3, f, ps               | f                        | p, vf, m            | a                      | o, c                             |
|         | Bw2       | 22-40              | 10YR 6/6       | 10YR 5/6 | 2, m, ps               | f                        | p, m                | a                      | a, l                             |
|         | BC        | 40-60              | 10YR 6/6       | 10YR 5/6 | 3, sg                  | f                        | a                   | s, su                  | a, l                             |
|         | C         | 60-80              | 10YR 6/6       | 10YR 6/6 | 3, sg                  | l, np, na                | a                   | b, su                  | b                                |
| 21      | Oi        | 2-0                | 10YR 2/1       | 10YR 2/2 | 3, f, gr               | f                        | p, vf               | a                      | a, l                             |
|         | A1        | 0-3                | 7,5YR 3/2      | 10YR 2/1 | 3, vf, gr              | f                        | m, f                | a                      | a, o                             |
|         | A2        | 3-5                | 10YR 4/3       | 10YR 3/2 | 3, f, gr               | f                        | c, f, m             | a                      | a, l                             |
|         | Bw        | 5-15               | 10YR 6/6       | 10YR 4/4 | 3, vf, gr              | f                        | c, f, m             | s, sr                  | a, l                             |
|         | B/C       | 15-35              | 10YR 5/6       | 10YR 4/4 | 3, sg                  | f                        | p, g                | b, su                  | a, l                             |
|         | C         | 35-60+             | 10YR 5/6       | 10YR 6/6 | 3, sg                  | l, np, na                | a                   | e, an                  | b                                |

<sup>a</sup> Struttura (2 = moderata; 3 = debole; m = media, f = fine, vf = molto fine; gr = granulare, pa = poliedrica angolare, ps = poliedrica sub angolare, sg = granuli separati)

<sup>b</sup> Consistenza (s = sciolto, f = friabile, c = consolidato, dp = debolmente plastico, np = non plastico, na = non adesivo)

<sup>c</sup> Radici (a = assenti, p = poche, c = comuni, m = molte; vf = molto fini, f = fini, m = medie; g = grosse)

<sup>d</sup> Scheletro (a = assente, s = scarso, c = comune, b = abbondante, e = eccessivo; f = fine, m = medio, g = grande; an = angolare, su = subangolare, sr = subarrotondato,

<sup>e</sup> Limite inferiore (a = abrupto, o = ondulato, i = irregolare; l = lineare, c = chiaro; b = base)

Tabella 3. Proprietà chimiche e fisiche dei suoli in esame. Frazioni granulometriche del suolo con diametro inferiore a 2 mm:

Sg = sabbia grossa (2000 -250 $\mu$ ); Sm = sabbia media (250-125  $\mu$ ); Sf = sabbia fine (125 -50  $\mu$ );

L=limo (50 -2 $\mu$ ); A=argilla (< 2  $\mu$ ).

| Profilo | Orizzonte | Profondità<br>(cm) | Colore Munsell |          | Struttura <sup>a</sup> | Consistenza <sup>b</sup> | Radici <sup>c</sup> | Scheletro <sup>d</sup> | Limite <sup>e</sup><br>inferiore |
|---------|-----------|--------------------|----------------|----------|------------------------|--------------------------|---------------------|------------------------|----------------------------------|
|         |           |                    | Secco          | Umido    |                        |                          |                     |                        |                                  |
| 13      | Oi        | 1-0                | 10YR 3/1       | 10YR 2/1 | 3, f, gr               | l, np, na                | p, f                | a                      | a, l                             |
|         | A1        | 0-2                | 10YR 3/3       | 10YR 3/1 | 3, f, gr               | f                        | m, vf               | a                      | o, c                             |
|         | A2        | 2-7                | 10YR 5/6       | 10YR 4/4 | 3, f, gr               | f                        | c, vf, f            | a                      | o, c                             |
|         | AB        | 7-12               | 10YR 7/4       | 10YR 5/4 | 3, m, gr               | f                        | p, vf               | a                      | a, l                             |
|         | B1        | 12-27              | 10YR 5/4       | 10YR 4/4 | 3, f, ps               | f                        | p, f, g             | a                      | a, l                             |
|         | B2        | 27-29              | 10YR 5/2       | 10YR 6/2 | 3, f, pa               | f, dp                    | m, g                | p, su                  | a, l                             |
|         | C         | 29-33+             | 10YR 5/2       | 10YR 6/2 | 3, sg                  | l, np, na                | a                   | c, su                  | b                                |
| 18      | Oi        | 0,5-0              | 10YR 2/1       | 10YR 2/2 | 3, f, gr               | f                        | c, vf               | a                      | a, l                             |
|         | A1        | 0-1                | 10YR 5/3       | 10YR 3/2 | 3, vf, gr              | f                        | c, vf               | a                      | a, l                             |
|         | A2        | 1-5                | 2,5Y 6/4       | 2,5Y 4/4 | 3, vf, gr              | f                        | c, vf, f            | a                      | i, c                             |
|         | Bw1       | 5-22               | 2,5Y 6/6       | 10YR 4/4 | 3, f, ps               | f                        | p, vf, m            | a                      | o, c                             |
|         | Bw2       | 22-40              | 10YR 6/6       | 10YR 5/6 | 2, m, ps               | f                        | p, m                | a                      | a, l                             |
|         | BC        | 40-60              | 10YR 6/6       | 10YR 5/6 | 3, sg                  | f                        | a                   | s, su                  | a, l                             |
|         | C         | 60-80              | 10YR 6/6       | 10YR 6/6 | 3, sg                  | l, np, na                | a                   | b, su                  | b                                |
| 21      | Oi        | 2-0                | 10YR 2/1       | 10YR 2/2 | 3, f, gr               | f                        | p, vf               | a                      | a, l                             |
|         | A1        | 0-3                | 7,5YR 3/2      | 10YR 2/1 | 3, vf, gr              | f                        | m, f                | a                      | a, o                             |
|         | A2        | 3-5                | 10YR 4/3       | 10YR 3/2 | 3, f, gr               | f                        | c, f, m             | a                      | a, l                             |
|         | Bw        | 5-15               | 10YR 6/6       | 10YR 4/4 | 3, vf, gr              | f                        | c, f, m             | s, sr                  | a, l                             |
|         | B/C       | 15-35              | 10YR 5/6       | 10YR 4/4 | 3, sg                  | f                        | p, g                | b, su                  | a, l                             |
|         | C         | 35-60+             | 10YR 5/6       | 10YR 6/6 | 3, sg                  | l, np, na                | a                   | e, an                  | b                                |



Tabella 4. Confronto tra alcuni caratteri morfologici e chimici riscontrati nello stesso profilo di suolo (profilo 13) in un periodo temporale superiore ai venti anni

| Orizzonte | Rilevamento 1980 |           |          | Rilevamento 2003 |           |          |
|-----------|------------------|-----------|----------|------------------|-----------|----------|
|           | Profondità (cm)  | C org (%) | pH (KCl) | Profondità (cm)  | C org (%) | pH (KCl) |
| Oi        | 2 - 0            | 37.18     | n.d.     | 1 - 0            | 36.03     | n.d.     |
| A1        | 0 - 3            | 6.95      | 4.6      | 0 - 2            | 6.04      | 4.3      |
| A2        | 3 - 6            | 1.88      | 3.8      | 2 - 7            | 1.49      | 3.6      |
| AB        | 6 - 13           | 1.02      | 3.6      | 7 - 12           | 0.98      | 3.7      |
| Bw        | 13 - 28          | 0.68      | 3.9      | 12 - 27          | 0.65      | 4.0      |

### Risultati e discussione

La determinazione quantitativa di Fe ed Al presenti nel suolo sia come forme più o meno cristalline, sia come composti organo - minerali può essere eseguita impiegando soluzioni estraibili diverse (Dijkstra e Fitzhugh, 2003; Scalenghe et. al., 2002; Schwertmann, 1985). L'estrazione in sodio - ditionito - citrato rimuove le forme di Al e Fe che si trovano allo stato di ossidi liberi, non legati ai silicati (Schwertmann, 1964); l'ammonio ossalato solubilizza prevalentemente le forme amorfe (McKeague e Day, 1966; McKeague et al., 1971); questa estrazione è molto importante per evidenziare la presenza di ossidi amorfi nell'orizzonte B podzolico (Jeanroy et al., 1984), mentre l'estrazione in pirofosfato permette di quantificare Fe ed Al legati ai composti organici. I dati, di queste forme estratte sono riportati in tabella 5.

Tabella 5. Differenti forme di alluminio, ferro e silicio ottenute mediante estrazione selettiva: con attacco nitrico-perclorico ( $Al_t, Fe_t$ ), con ditionito-citrato ( $Al_d, Fe_d$ ), con ossalato d'ammonio ( $Al_o, Fe_o, Si_o$ ), con pirofosfato di sodio ( $Al_p, Fe_p$ )

| Profilo | Orizzonte | Profondità (cm) | $Al_t$                | $Al_d$                | $Al_o$                | $Al_p$                | $Fe_t$                | $Fe_d$                | $Fe_o$                | $Fe_p$                | $Si_o$                | $Fe_o/Fe_d$           | $(Fe_d - Fe_o)/Fe_t$ | $Al_o + 1/2 Fe_o$ |
|---------|-----------|-----------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|-------------------|
|         |           |                 | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (g kg <sup>-1</sup> ) | (%)                  | (%)               |
| 13      | A1        | 0-2             | 30.1                  | 1,4                   | 1,8                   | 1,3                   | 21.8                  | 6,8                   | 2,9                   | 1,5                   | 0,24                  | 0,43                  | 20,7                 | 0,33              |
|         | A2        | 2-7             | 36.3                  | 1,4                   | 2,4                   | 2,3                   | 26.8                  | 7,3                   | 3,7                   | 1,7                   | 0,38                  | 0,51                  | 16,5                 | 0,43              |
|         | AB        | 7-12            | 38.7                  | 1,4                   | 2,1                   | 1,6                   | 27.5                  | 7,5                   | 3,7                   | 1,1                   | 0,30                  | 0,49                  | 14,2                 | 0,43              |
|         | Bw        | 12-27           | 42.8                  | 1,3                   | 2,0                   | 1,5                   | 35.6                  | 8,4                   | 3,6                   | 1,2                   | 0,29                  | 0,43                  | 17,5                 | 0,38              |
|         | BC        | 27-29           | 99.2                  | 2,9                   | 4,6                   | 2,1                   | 54.2                  | 7,7                   | 3,5                   | 1,4                   | 0,62                  | 0,45                  | 11,8                 | 0,64              |
| 18      | A1        | 0-1             | 27.8                  | 1,7                   | 2,0                   | 1,2                   | 16.4                  | 5,6                   | 3,3                   | 1,9                   | 0,22                  | 0,59                  | 14,0                 | 0,37              |
|         | A2        | 1-5             | 28.3                  | 1,4                   | 2,1                   | 1,1                   | 18.7                  | 6,3                   | 3,5                   | 1,5                   | 0,31                  | 0,56                  | 14,9                 | 0,39              |
|         | AB        | 5-22            | 33.5                  | 2,4                   | 2,4                   | 1,2                   | 21.7                  | 4,5                   | 4,5                   | 1,3                   | 0,30                  | 0,49                  | 10,6                 | 0,47              |
|         | Bw        | 22-40           | 35.5                  | 1,5                   | 2,4                   | 1,5                   | 26.9                  | 6,7                   | 4,3                   | 2,0                   | 0,26                  | 0,64                  | 8,9                  | 0,46              |
|         | BC        | 40-60           | 32.9                  | 1,7                   | 2,3                   | 1,4                   | 27.2                  | 8,1                   | 4,2                   | 2,2                   | 0,25                  | 0,52                  | 14,3                 | 0,44              |
| 21      | A1        | 0-3             | 24.1                  | 1,7                   | 2,3                   | 1,3                   | 16.8                  | 6,9                   | 3,6                   | 1,8                   | 0,21                  | 0,52                  | 15,6                 | 0,41              |
|         | A2        | 3-5             | 13.2                  | 1,5                   | 2,1                   | 1,2                   | 11.9                  | 5,7                   | 3,2                   | 1,3                   | 0,18                  | 0,56                  | 21,0                 | 0,37              |
|         | Bw        | 5-15            | 26.9                  | 2,1                   | 2,9                   | 1,9                   | 17.8                  | 6,2                   | 2,9                   | 1,4                   | 0,31                  | 0,47                  | 18,5                 | 0,44              |
|         | B/C       | 15-35           | 19.6                  | 1,8                   | 2,1                   | 1,1                   | 10.8                  | 3,6                   | 1,9                   | 0,3                   | 0,37                  | 0,53                  | 15,7                 | 0,31              |
|         | C         | 35-60           | 21.6                  | 1,5                   | 1,8                   | 0,0                   | 12.8                  | 5,6                   | 2,4                   | 0,4                   | 0,27                  | 0,43                  | 25,0                 | 0,30              |

L'indice di ferro attivo (*active iron ratio*) dato dal rapporto  $Fe_o/Fe_d$  si mantiene costante con la profondità su valori compresi tra 0.43 - 0.64 evidenziando il prevalere della componente amorfa su quella cristallina e quindi un grado di pedogenesi non spinta in quanto tale rapporto diminuisce con l'aumentare dell'alterazione del suolo (Rhodes e Sutton, 1978; Magaldi et al., 1981). Il rapporto  $(Fe_d - Fe_o)/Fe_t$  proposto da Arduino et al. (1984) indica che i profili tipo della Formazione di Monghidoro sono relativamente giovani, anche se il materiale litoide su cui si sono formati è estremamente antico, in quanto il rapporto aumenta con l'aumentare dell'età.

Inoltre in nessun orizzonte la somma di  $Al_o + 1/2 Fe_o$ , criterio diagnostico di definizione dell'orizzonte "spodico", supera lo 0,5%, ne tanto meno si verificano situazioni in cui detta somma sia di due volte superiore a quella di un orizzonte sovrastante.

Pertanto allo stato attuale sia la tipologia degli orizzonti diagnostici presenti lungo i tre profili esaminati sia i caratteri chimico-fisici riscontrati non evidenziano significativi fenomeni di lisciviazione. Si tratta quindi di va-

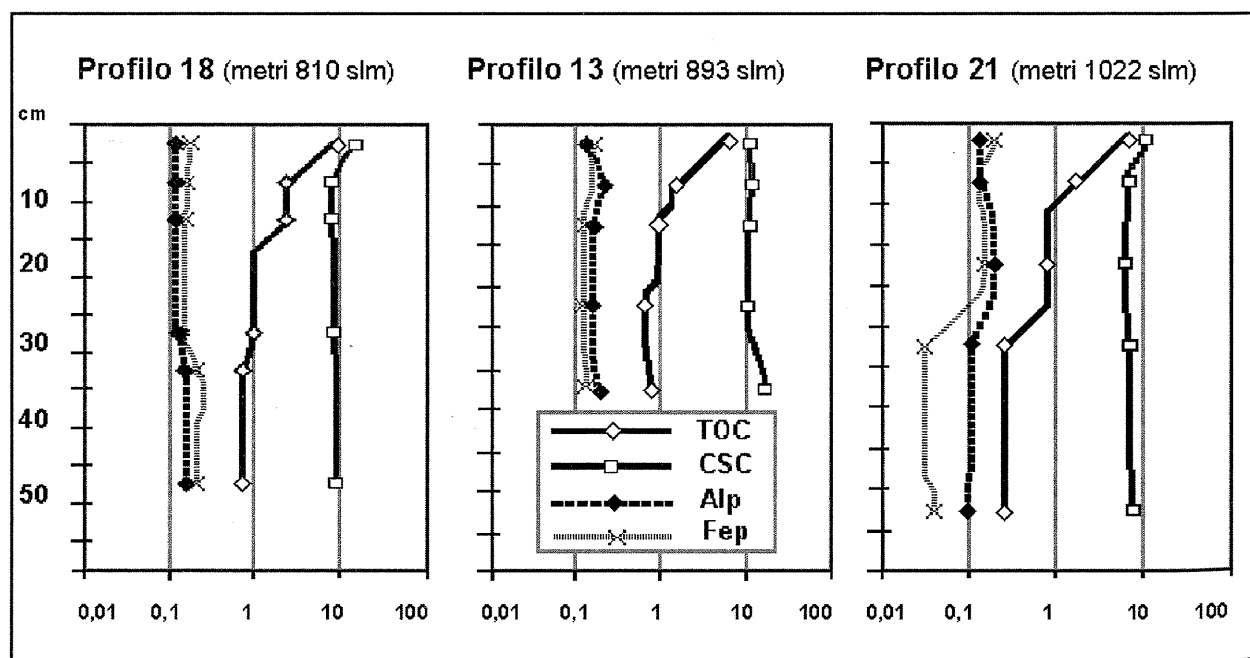
lutare se in funzione del fattore tempo i caratteri dystrici degli inceptisuoli possano perdurare o se, alla luce dei caratteri chimici attualmente in possesso si possano prevedere modificazioni di tipo pedogenetico. Una prima verifica va fatta sulle condizioni che impediscono l'innescarsi di evidenti fenomeni di lisciviazione, in considerazione sia della forte e costante acidità, sia della totale assenza di carbonati di calcio lungo tutto il profilo dei suoli esaminati.

Significative risultano al proposito le caratteristiche dei livelli più superficiali degli epipedon: in particolare, la componente umificata della sostanza organica con prevalente formazione di acidi umici rispetto ai fulvici (tabella 6) e la presenza di Ca nel complesso di scambio, con conseguente alto GSB (tabella 3), grazie all'azione delle vegetazione a bosco misto di latifoglie che ne permette l'accumulo in superficie come evidenziano i valori decisamente elevati di Ca totale presente nella lettiera (dati non riportati).

In figura 1 viene rappresentato l'andamento delle forme di Fe ed Al estratte in pirofosfato lungo i tre profili: in alcuni orizzonti le concentrazioni aumentano rendendo il fenomeno più evidente in relazione all'altimetria dei suoli.

**Tabella 6.** Contenuto in carbonio organico totale (TOC), estraibile (TEC), della frazione umica (HA=acidi umici ed FA = acidi fulvici) e in azoto totale e parametri dell'umificazione (HI= $NH/(HA+FA)$  indice di umificazione; DH= $100 \times [(HA+FA)]/TEC$  grado di umificazione; HU =  $100 \times [(HA+FA)+(TOC-TEC)]/TOC$  indice di umificazione totale).

| Profilo | Orizzonte | Profondità (cm) | TOC (g kg <sup>-1</sup> ) | TEC (g kg <sup>-1</sup> ) | HA (g kg <sup>-1</sup> ) | FA (g kg <sup>-1</sup> ) | Ntot (g kg <sup>-1</sup> ) | C/N  | FA/HA | HI   | DH (%) | HU (%) |
|---------|-----------|-----------------|---------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|----------------------------|------|-------|------|--------|--------|
| 13      | A1        | 0-2             | 60.4                      | 28.3                      | 17.4                     | 4.1                      | 3.29                       | 18.3 | 0.24  | 0.31 | 76.4   | 89     |
|         | A2        | 2-7             | 14.9                      | 8.6                       | 3.4                      | 1.6                      | 0.99                       | 14.9 | 0.47  | 0.74 | 57.5   | 75     |
|         | AB        | 7-12            | 9.8                       | 5.7                       | 2.0                      | 0.9                      | 0.77                       | 12.7 | 0.45  | 0.99 | 50.2   | 71     |
|         | B1        | 12-27           | 6.5                       | 4.3                       | 1.5                      | 0.9                      | 0.68                       | 9.6  | 0.61  | 0.82 | 54.9   | 70     |
|         | B2        | 27-29           | 8.1                       | 3.6                       | 1.8                      | 1.4                      | 1.02                       | 7.9  | 0.79  | 0.14 | 88.1   | 95     |
| 18      | A1        | 0-1             | 117.0                     | 44.4                      | 8.7                      | 5.5                      | 5.86                       | 19.9 | 0.63  | 2.13 | 32.0   | 74     |
|         | A2        | 1-5             | 22.9                      | 13.8                      | 9.4                      | 3.1                      | 1.28                       | 17.9 | 0.32  | 0.11 | 90.2   | 94     |
|         | Bw1       | 5-22            | 9.9                       | 5.7                       | 2.6                      | 1.2                      | 0.68                       | 14.4 | 0.47  | 0.50 | 66.8   | 81     |
|         | Bw2       | 22-40           | 6.8                       | 3.7                       | 2.5                      | 1.2                      | 0.47                       | 14.5 | 0.49  | 0.01 | 99.7   | 99     |
|         | BC        | 40-60           | 3.6                       | 2.1                       | 0.7                      | 0.6                      | 0.29                       | 12.5 | 0.81  | 0.51 | 66.0   | 81     |
| 21      | A1        | 0-3             | 72.2                      | 35.7                      | 22.9                     | 6.1                      | 4.34                       | 16.6 | 0.26  | 0.23 | 81.0   | 91     |
|         | A2        | 3-5             | 16.4                      | 12.1                      | 4.5                      | 2.5                      | 1.27                       | 12.9 | 0.55  | 0.71 | 58.4   | 69     |
|         | Bw        | 5-15            | 8.2                       | 4.5                       | 1.7                      | 1.3                      | 0.72                       | 11.4 | 0.78  | 0.50 | 66.8   | 81     |
|         | B/C       | 15-35           | 2.6                       | 2.1                       | 0.5                      | 0.4                      | 0.28                       | 9.1  | 0.73  | 1.29 | 43.7   | 55     |
|         | C         | 35-60           | 2.5                       | 0.9                       | 0.4                      | 0.3                      | 0.25                       | 9.9  | 0.76  | 0.36 | 73.5   | 90     |



**Figura 1.** Rappresentazione in forma logaritmica della variazione di carbonio organico, ferro ed alluminio estratti in pirofosfato (espressi in %) e della capacità di scambio cationico (espressa in meq/100g) lungo i tre profili esaminati.

Inoltre la tendenza all'incremento delle precipitazioni annue, misurati nella serie storica trentennale dalla stazione di Monghidoro, ed il loro concentrarsi durante il periodo estivo (figura 2) può favorire il degrado "fisico" degli epipedon, valutato come assottigliamento dello spessore sia degli orizzonti organici che di quelli organo minerali già evidenziato in questi ultimi venti anni, che può accentuare l'evoluzione di tali suoli.

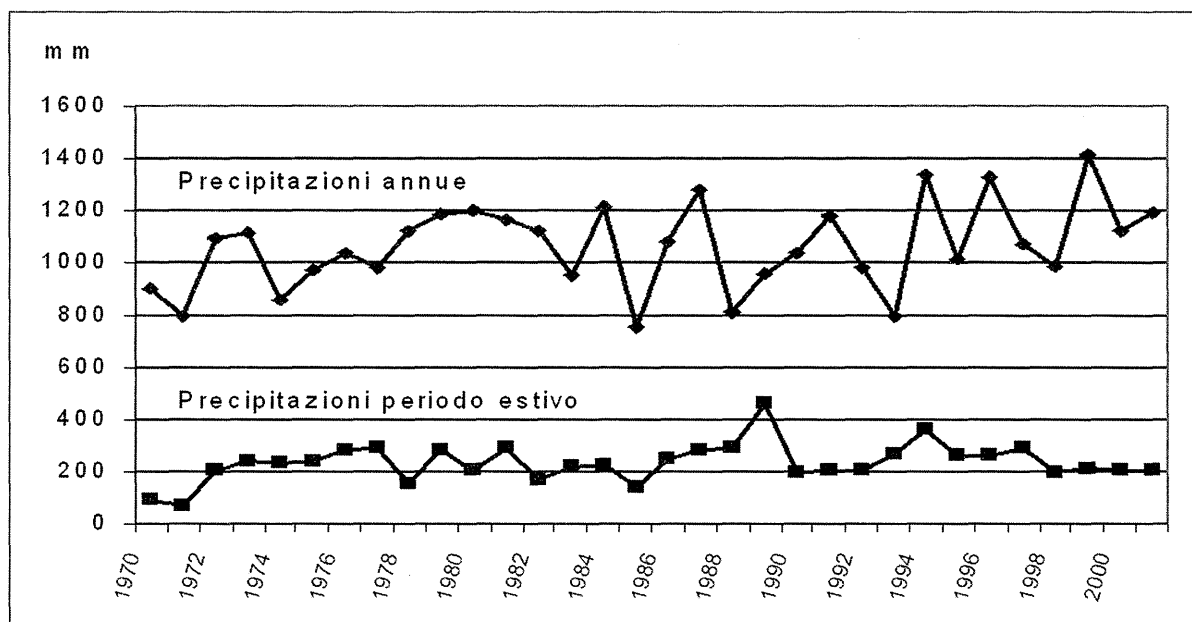


Figura 2. Andamento delle precipitazioni annuali ed estive nel periodo 1970 - 2002 riferite alla stazione meteorologica di Monghidoro

### Conclusioni

Nei suoli della Formazione arenacea in facies sabbiosa di Monghidoro, che mostrano omogeneità nei caratteri districi con moderato grado di evoluzione pedogenetica (Dystrudept - USDA, 1998 e Dystric Cambisol - WRB, 1999), sono stati riscontrati alcuni caratteri chimico quali la dinamica dell'alluminio e del ferro che si presentano liberi, seppur ancora in aliquote limitate, in orizzonti prossimi alla superficie e tali da ipotizzare nel tempo un più spinto grado evolutivo.

Tale fenomeno potrebbe venire accentuato da un progressivo incremento delle precipitazioni nell'arco annuale, e durante quello estivo in particolare, con demolizione dei primi centimetri degli epipedon che per le loro caratteristiche chimico - fisiche, caratterizzate principalmente dalla prevalenza del  $Ca^{2+}$  nel complesso di scambio, da un grado di saturazione basica superiore al 50% e da un elevato indice di umificazione totale, impediscono attualmente l'innescarsi di fenomeni di lisciviazione. Tuttavia dei suoli indagati, per i quali si sono mantenuti costanti alcuni fattori della pedogenesi quali la litologia arenacea del substrato e la morfologia pianeggiante e sommitale, quelli posti al di sopra dei 1000 m slm sembrano già risentire dell'effetto climatico dal momento che il grado di saturazione basica è già sceso al di sotto del 50% anche negli epipedon più superficiali.

### Bibliografia

- ARDUINO F., BARBERIS E., CARRARO F., FORNA M.G., 1984. "Estimating relative age from iron-oxide/total iron ratios of soils in the Western Po Valley (Italy)". *Geoderma*, 33: 39-52.
- CIAVATTA C., MARZADORI C., SIMONI A., VIANELLO G., 1992. "Distribuzione di metalli pesanti (totali ed assimilabili) nei suoli della fascia costiera adriatica: area meridionale della provincia di Venezia". X Convegno nazionale della Società di Chimica Agraria. 129 - 136.
- CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P., 1991. "Determination of organic carbon in aqueous extracts and fertilizers. *Communi Soil Sci. Plant And.* 22: 795 - 807.
- DAVEY B. G., CONYERS M.K., 1988. "Determining the pH of acid soils". *Soil Science* 146: 141-150.
- DELL'ABATE M.T., BENEDETTI A., TRINCHERA A., DAZZI C., 2002. "Humic substances along the profile of two Typic Haploxerent". *Geoderma*, 107: 281 - 296.
- DIJKSTRA F.A., FITZHUGH R.D., 2003. "Aluminum solubility and mobility in relation to organic carbon in surface soils affected by six tree species of the northeastern United States". *Geoderma*, 11:33 - 47.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), 1999. "World reference base for soil resources" (Report n. 84). Versione

italiana a cura E.A.C. Costantini e C. Dazzi.

- GAZZI P., 1963. "Ordine di apparizione dei minerali pesanti nella formazione di Monghidoro e nella serie di Loiano (Appennino Bolognese)". *Miner. Petr. Acta*, 9: 79-95.
- JEANROY E., GUILLET B., OTTIZ R., 1984. "Applications pedogenetique du l'etude des formes du fer par les reactifs d'extraction: cas des sols brunifiés et podzolizés sur roches cristallines". *Science du Sol*, 3: 198 -121.
- MAGALDI D., BAZZOFFI P., BIDINI D., FRASCATI F., GREGORI E., LORENZONI P., MICLAUS M., ZANCHI C., 1981. "Studio inredisciplinare sulla classificazione e valutazione del territorio. Un esempio nel comune di Pescia (Pistoia)". *Ann. Ist. Sper. Studio e Difesa del Suolo*, XII: 31-114.
- MCKEAGUE J.A. DAY J.H., 1966. "Dithionite and oxalate - extractable Fe and Al oxides in differentiating various classes of soils". *Can. J. Soil Sci.*, 46: 13 - 22.
- MCKEAGUE J. A., BRYDON J.A., MILES N.M., 1971. "Differentiation of forms of extractable iron and aluminio in soils". *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35: 33 - 98.
- MINISTERO DELLE POLITICHE AGRICOLE E FORESTALI, 2000. "Metodi di analisi chimica dei suoli". In : Violante P., Sequi P. (Eds.), *Collana di metodi analitici per l'agricoltura*, Franco Angeli Editore, Milano.
- RHODES E. R., SUTTON P.N., 1978. "Active iron ratio of some series from three physiographic units in Sierra Leone". *Soil Science* 125: 326 - 328.
- SCALENGHE R., BONIFACIO E., CELI L., UGOLINI F. C., ZANINI E., 2002. "Pedogenesis in disturbed alpine soils (NW Italy)". *Geoderma*, 109: 207 - 224.
- SCHWERTMANN U., 1964. "Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit ammonium oxalat". *Z. Pflanzenernähr Düng Bodenkunde* 105: 194-202.
- SCHWERTMANN U., 1985. "The effect of pedogenic environments on iron oxide minerals". *Adv. Soil Sci.* 1: 172-200.
- SOIL SURVEY STAFF, 1998. "Keys to Soil Taxonomy", eighth edn. US Department of Agriculture, Natural resources Conservation Service, Washington, DC.
- Z. Pflanzenernähr Düng Bodenkunde, 64: 1 - 26.

## QUALITÀ BIOLOGICA E FERTILITÀ DEI SUOLI: VALUTAZIONE PER BOSCHI IGROFILI NATURALI E SEMINATURALI

Pietro Fumagalli, Roberto Comolli, Giuditta Caimi, Francesca Calabrese

Dip.to di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano Bicocca  
P.zza della Scienza, 1, 20126 Milano; e-mail: roberto.comolli@unimib.it

### Riassunto

Nella riserva naturale WWF "Le Bine", sita tra Acquanegra sul Chiese (MN) e Calvatone (CR), sono state individuate tre stazioni di studio, a vegetazione naturale (bosco igrofilo a salice bianco, ontano nero e olmo) e seminaturale (aree riforestate in tempi diversi: da otto anni e da un anno). I suoli (Calcaric Fluvisols, da Hypostagnic a Humic) sono stati campionati per orizzonti. La valutazione di fertilità dei suoli ha tenuto conto di sostanza organica, pH, CSC, K scambiabile, carbonati totali, tessitura, porosità, disponibilità d'acqua, aerazione.

I primi due orizzonti (circa 0-10 cm e 10-20 cm) sono stati campionati (3 ripetizioni per ogni stazione) nei mesi di marzo, maggio, luglio e settembre 2003. I microartropodi presenti sono stati estratti con imbuto di Tullgren-Berlese e identificati al microscopio, permettendo il calcolo dell'indice di Qualità Biologica del Suolo (QBS).

L'indice QBS non varia molto tra superficie e profondità. Il valore aumenta da marzo a settembre, salvo nel caso di condizioni di xericità estiva. Sono state riscontrate correlazioni statisticamente significative fra valori di QBS e indici di aerazione del suolo (densità apparente e capacità per l'aria), ma anche fra QBS e temperatura dello strato superficiale. E' risultato positivo anche il confronto tra classe di qualità biologica e fertilità del suolo. I valori di QBS variano molto con il tempo: ciò suggerisce che i campionamenti, nell'ambito di determinazioni routinarie, debbano essere svolti in periodi prestabiliti.

**Parole chiave:** QBS, fertilità, Calcaric Fluvisols, boschi igrofili.

### Soil biological quality and soil fertility: evaluation for natural and semi-natural hygrophilous woods

#### Abstract

In the WWF natural reserve "Le Bine" located between Acquanegra sul Chiese (MN) and Calvatone (CR), were identified three study areas, with natural (hygrophilous wood) and seminatural (reforested plot) vegetation.

The soils (Calcaric Fluvisols, from Hypostagnic to Humic) were sampled by horizons. Soil fertility evaluation was carried out taking into account organic matter, pH, CEC, exchangeable K, total carbonates, texture, porosity, water supply, aeration.

The first two horizons (about 0-10 cm and 10-20 cm) were sampled (3 repetitions every area) in march, may, july and september 2003. Microarthropods were extracted with a Tullgren-Berlese funnel and identified with a microscope, to calculate the Soil Biological Quality index (SBQ).

SBQ doesn't vary significantly between surface and depth. SBQ increases from march to september, except in summer dryness conditions. There are statistically significant correlations between SBQ and soil aeration indices (bulk density, air capacity), between SBQ and surface soil temperature, and also between SBQ classes and soil fertility. SBQ shows great variation with time: in routine analysis, sampling should be performed in well defined periods.

**Key words:** SBQ, soil fertility, Calcaric Fluvisols, hygrophilous woods.

#### Introduzione

Benché spesso si parli in generale di qualità del suolo, risulta difficile giungere a una definizione condensa; in effetti, la nozione di qualità del suolo può includere (in modo separato o congiunto) la fertilità, la produttività, la sostenibilità, il comportamento verso gli altri comparti ambientali, lo stato di purezza/contaminazione, ecc. (Singer e Ewing, 1998). Sarebbe opportuno, per chiarezza, arrivare a definire non più una sola, ma diverse qualità del suolo, dipendenti dalle funzioni che il suolo svolge e che in quel momento vengono considerate (Knoepp *et al.*, 2000; Nortcliff, 2002).

Un buon indicatore di qualità dovrebbe essere (Lobry de Bruyn, 1997): fortemente correlato agli obiettivi della valutazione; importante a livello della struttura dell'ecosistema; in grado di reagire a una vasta gamma di stress ambientali; facile da misurare e da interpretare; dovrebbe inoltre avere effetti cumulativi con il tempo.

Accanto agli indicatori di qualità (generica) del suolo conosciuti da lunga data (di tipo chimico, in particolare la sostanza organica, e di tipo fisico, in particolare densità apparente e stabilità di struttura) sono comparsi più

## QUALITÀ BIOLOGICA E FERTILITÀ DEI SUOLI: VALUTAZIONE PER BOSCHI IGROFILI NATURALI E SEMINATURALI

Pietro Fumagalli, Roberto Comolli, Giuditta Caimi, Francesca Calabrese

Dip.to di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano Bicocca  
P.zza della Scienza, 1, 20126 Milano; e-mail: roberto.comolli@unimib.it

### Riassunto

Nella riserva naturale WWF "Le Bine", sita tra Acquanegra sul Chiese (MN) e Calvatone (CR), sono state individuate tre stazioni di studio, a vegetazione naturale (bosco igrofilo a salice bianco, ontano nero e olmo) e seminaturale (aree riforestate in tempi diversi: da otto anni e da un anno). I suoli (Calcaric Fluvisols, da Hypostagnic a Humic) sono stati campionati per orizzonti. La valutazione di fertilità dei suoli ha tenuto conto di sostanza organica, pH, CSC, K scambiabile, carbonati totali, tessitura, porosità, disponibilità d'acqua, aerazione.

I primi due orizzonti (circa 0-10 cm e 10-20 cm) sono stati campionati (3 ripetizioni per ogni stazione) nei mesi di marzo, maggio, luglio e settembre 2003. I microartropodi presenti sono stati estratti con imbuto di Tullgren-Berlese e identificati al microscopio, permettendo il calcolo dell'indice di Qualità Biologica del Suolo (QBS).

L'indice QBS non varia molto tra superficie e profondità. Il valore aumenta da marzo a settembre, salvo nel caso di condizioni di xericità estiva. Sono state riscontrate correlazioni statisticamente significative fra valori di QBS e indici di aerazione del suolo (densità apparente e capacità per l'aria), ma anche fra QBS e temperatura dello strato superficiale. E' risultato positivo anche il confronto tra classe di qualità biologica e fertilità del suolo. I valori di QBS variano molto con il tempo: ciò suggerisce che i campionamenti, nell'ambito di determinazioni routinarie, debbano essere svolti in periodi prestabiliti.

**Parole chiave:** QBS, fertilità, Calcaric Fluvisols, boschi igrofili.

### Soil biological quality and soil fertility: evaluation for natural and semi-natural hygrophilous woods

#### Abstract

In the WWF natural reserve "Le Bine" located between Acquanegra sul Chiese (MN) and Calvatone (CR), were identified three study areas, with natural (hygrophilous wood) and seminatural (reforested plot) vegetation.

The soils (Calcaric Fluvisols, from Hypostagnic to Humic) were sampled by horizons. Soil fertility evaluation was carried out taking into account organic matter, pH, CEC, exchangeable K, total carbonates, texture, porosity, water supply, aeration.

The first two horizons (about 0-10 cm and 10-20 cm) were sampled (3 repetitions every area) in march, may, july and september 2003. Microarthropods were extracted with a Tullgren-Berlese funnel and identified with a microscope, to calculate the Soil Biological Quality index (SBQ).

SBQ doesn't vary significantly between surface and depth. SBQ increases from march to september, except in summer dryness conditions. There are statistically significant correlations between SBQ and soil aeration indices (bulk density, air capacity), between SBQ and surface soil temperature, and also between SBQ classes and soil fertility. SBQ shows great variation with time: in routine analysis, sampling should be performed in well defined periods.

**Key words:** SBQ, soil fertility, Calcaric Fluvisols, hygrophilous woods.

#### Introduzione

Benché spesso si parli in generale di qualità del suolo, risulta difficile giungere a una definizione condivisa; in effetti, la nozione di qualità del suolo può includere (in modo separato o congiunto) la fertilità, la produttività, la sostenibilità, il comportamento verso gli altri comparti ambientali, lo stato di purezza/contaminazione, ecc. (Singer e Ewing, 1998). Sarebbe opportuno, per chiarezza, arrivare a definire non più una sola, ma diverse qualità del suolo, dipendenti dalle funzioni che il suolo svolge e che in quel momento vengono considerate (Knoepp *et al.*, 2000; Nortcliff, 2002).

Un buon indicatore di qualità dovrebbe essere (Lobry de Bruyn, 1997): fortemente correlato agli obiettivi della valutazione; importante a livello della struttura dell'ecosistema; in grado di reagire a una vasta gamma di stress ambientali; facile da misurare e da interpretare; dovrebbe inoltre avere effetti cumulativi con il tempo.

Accanto agli indicatori di qualità (generica) del suolo conosciuti da lunga data (di tipo chimico, in particolare la sostanza organica, e di tipo fisico, in particolare densità apparente e stabilità di struttura) sono comparsi più



recentemente indicatori basati su aspetti biologici (disponibilità di azoto e di carbonio, decomposizione della lettiera, stato della pedofauna, ecc.).

Questo lavoro si pone l'obiettivo di mettere a confronto un indicatore strutturato di qualità del suolo che si basa su aspetti biologici (QBS; Parisi, 2001) con una valutazione più tradizionale di fertilità del terreno, a base chimica e fisica. Il confronto viene eseguito per tre situazioni poste lungo un gradiente ecologico: da un terreno fortemente modificato, sul quale è stato da poco realizzato un intervento di forestazione a fini di rinaturazione ambientale, a un bosco seminaturale, a un bosco igrofilo naturale.

## Materiali e metodi

### Descrizione del sito di studio

La Riserva naturale orientata "Le Bine", gestita dal WWF, è situata nel Parco naturale Oglio Sud e interessa il territorio comunale di Acquanegra sul Chiese (MN) e Calvatone (CR). Ha una superficie di 97 ettari, 20 dei quali sono una zona umida appartenente a un meandro abbandonato - detto "Oglio Morto" - del fiume Oglio, venutosi a creare nel 1790, quando il governo austriaco provvide a rettificare il corso del fiume per migliorarne la navigabilità. La Riserva comprende dunque un paleoalveo, ma anche aree golenali protette da arginature artificiali, che vengono inondate nel caso di piene eccezionali: va detto che le inondazioni si sono intensificate negli ultimi anni (5 eventi dal 1993 al 2002), con lunghi periodi di sommersione. L'utilizzo antropico vede la prevalenza dei pioppeti, ma sono presenti anche impianti di arboricoltura pregiata da legno e aree lasciate alla vegetazione naturale.

Il clima è di tipo continentale, con piovosità di circa 900 mm/anno, massimi autunnali e minimi estivi; la temperatura media è di 13,2 °C. Il regime di temperatura dei suoli è mesico, mentre quello di umidità è ustico; l'aridità estiva non è tuttavia avvertita dalla vegetazione, data la presenza di una falda idrica a piccola profondità, connessa al livello delle acque dell'Oglio, che consente la sopravvivenza di fitocenosi igrofile.

Le osservazioni pedologiche e i campionamenti (fig. 1) sono stati eseguiti in tre stazioni diverse della Riserva: 1) bosco igrofilo a dominanza di *Salix alba*, *Ulmus minor*, *Platanus hybrida*, *Alnus glutinosa* e *Populus nigra*. Nello strato arbustivo dominano *Amorpha fruticosa*, *Cornus sanguinea*, *Ulmus minor* e *Sambucus nigra*; in quel-

lo erbaceo *Carex elata*, *C. riparia* e *Iris pseudacorus*; è posto nell'area paludosa all'interno del citato paleoalveo (Oglio Morto) e ha una vegetazione molto fitta; 2) area con interventi di rinaturazione terminati nel 1995: è prossima al corso dell'Oglio. Vi è stato eseguito un impianto naturalistico, a scopo protettivo e ambientale, in sostituzione di precedenti pioppeti, con l'obiettivo di costituire un bosco igrofilo: sono stati impiantati *Salix alba*, *Populus nigra*, *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia*, *Alnus glutinosa*; la vegetazione, anche in questo caso, è molto fitta; 3) area con interventi di rinaturazione terminati nel 2002: occupa una porzione distale del paleoalveo, utilizzata in precedenza a pioppeto. La sistemazione è stata piuttosto drastica: spianamento del terreno, eliminazione delle canalette di drenaggio esistenti, lavorazione a 50 cm; sono state messe a dimora 2000 piantine/ha di *Populus alba*, *P. nigra* e vari arbusti, con l'obiettivo di costituire un bosco mesoigrofilo. Essendo l'impianto molto recente, gran parte del terreno è privo di copertura erbacea o di lettiera.

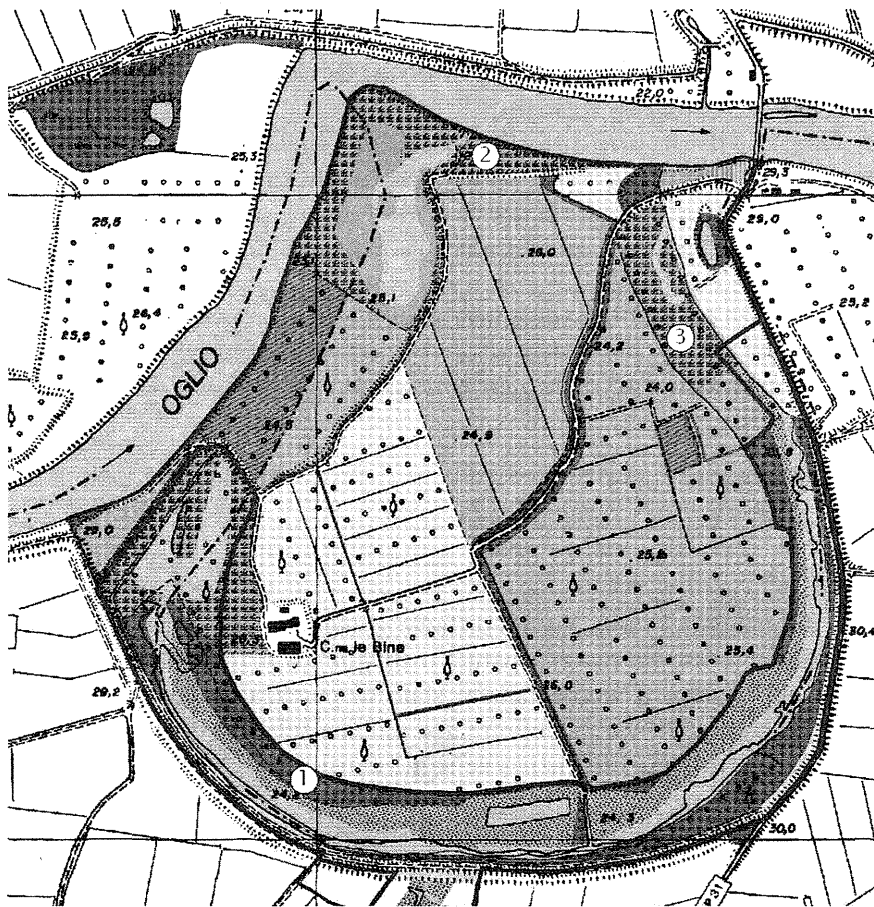


Figura 1. L'area d'indagine e la collocazione delle tre stazioni di campionamento

### Campionamento e analisi

Il lavoro pedologico si è svolto nei primi mesi del 2003 (Caimi, 2003). In ciascuna delle tre stazioni di studio sono stati aperti a mano tre profili pedologici, posti a distanza di circa 10 m l'uno dall'altro; i profili sono stati descritti e campionati per orizzonti (raccogliendo in totale 28 campioni).

Le analisi di laboratorio, svolte con i metodi ufficiali (Ministero Agricoltura e Foreste, 1992), hanno riguardato: pH in H<sub>2</sub>O e KCl (1:2,5), C organico (Walkley e Black), CSC e cationi di scambio (BaCl<sub>2</sub>), tessitura apparente (levigatore), carbonati totali (calcimetro); è stata infine misurata la densità apparente (metodo del cilindro da 100 cm<sup>3</sup>).

I campionamenti per i microartropodi sono stati eseguiti tutti nel 2003, ma in quattro date successive: 25 marzo, 15 maggio, 7 luglio, 4 settembre. In ciascuna stazione sono stati individuati tre punti di campionamento, corrispondenti ai punti di osservazione pedologica; si è posta particolare attenzione a evitare di campionare su materiale rimaneggiato in seguito al precedente prelievo: ciò è stato ottenuto operando un campionamento a raggiera. Da ciascun punto di campionamento sono stati ottenuti due campioni (ciascuno di circa 700 g): il primo tra 0 e circa 10 cm di profondità, in corrispondenza del primo orizzonte pedologico (A o Ap1); il secondo tra 10 e 20 cm di profondità, in corrispondenza del secondo orizzonte pedologico (CB(g), AC1, Ap2). Nel campionamento, più che il criterio dello spessore, si è utilizzato quello del limite degli orizzonti pedologici. Sono stati prelevati 18 campioni per ogni sopralluogo (6 per stazione), corrispondenti a 72 campioni complessivi per lo studio. In occasione dei prelievi è stata rilevata la temperatura dell'aria e quella del suolo (a 10 cm di profondità).

I campioni sono stati posti entro un contenitore di plastica e sono stati portati in laboratorio, dove è immediatamente avvenuta l'estrazione.

Tra i vari metodi possibili di estrazione è stato scelto quello dinamico di Berlese-Tüllgren, con estrazione durata otto giorni.

Per lo svolgimento delle operazioni di smistamento gli animali estratti sono stati posti in capsule Petri in plastica o vetro, con griglia disegnata sul fondo; il conteggio è avvenuto tramite l'utilizzo di uno stereomicroscopio.

### Descrizione del metodo QBS

La Qualità Biologica del Suolo (QBS; Parisi, 2001; Nappi e Jacomini, 2004) è un indice sintetico che descrive sia le caratteristiche del popolamento di microartropodi del suolo, sia il livello di biodiversità della stazione. Numerosissime sono le specie di microartropodi presenti nel suolo, ciascuna con un adattamento particolare ad una nicchia ecologica: esistono specie carnivore, fitofaghe, detritivore ed onnivore. Si ritiene generalmente che un ecosistema suolo con ridotta biodiversità sia meno resiliente, più vulnerabile alle modificazioni e dunque non in grado di funzionare bene come uno ad elevata biodiversità. L'indice QBS si basa sul criterio delle Forme Biologiche (Sacchi e Testard, 1971) applicato ai microartropodi edafici, con l'intento di dare una valutazione del livello di adattamento alla vita ipogea (Parisi, 1974) e di superare, sotto il profilo operativo, le difficoltà dell'analisi tassonomica a livello di specie. Il riconoscimento avviene infatti a livello di Ordine e i microartropodi vengono suddivisi in gruppi omogenei dal punto di vista morfologico (Forme Biologiche). Tale suddivisione è in relazione ai caratteri di adattamento, che consentono di associare ad ogni gruppo un valore numerico, definito Indice Ecomorfologico (EMI; Parisi, 2001). Il valore di EMI è tanto maggiore quanto più elevato è il numero di caratteri morfologici di adattamento del gruppo al suolo e alla vita ipogea (assenza di antenne, ocelli, arti e appendici, oppure loro riduzione dimensionale). La somma degli EMI fornisce il valore di QBS per il campione in esame.

Il metodo QBS porta all'individuazione di 7 classi, che esprimono la complessità del popolamento in termini di biodiversità e di adattamento della vita edafica. Per la determinazione delle classi, tre gruppi assumono un ruolo importante: Proturi, Collemboli Onichiuridi e Coleotteri edafobi. Si tratta di forme agevolmente riconoscibili e che si prestano molto bene a caratterizzare i suoli (Parisi, 2001).

Perdita di sostanza organica, aumento della compattazione (con diminuzione conseguente di macropori e di capacità del suolo per l'aria), forti variazioni di pH, significativa presenza di metalli pesanti o di altre sostanze di origine antropica, influenzano negativamente la vita dei microartropodi, potendo portare anche alla scomparsa di determinate specie o di interi Ordini. Ciò dovrebbe comportare una rapida e significativa diminuzione del valore QBS, il quale attribuisce i punteggi più elevati agli organismi che mostrano un maggiore adattamento alla vita edafica (espresso come Indice Ecomorfologico), e che sono verosimilmente i primi a ridursi o scomparire.

### Valutazioni di fertilità del suolo

La valutazione della fertilità del suolo, a fini agronomico-forestali, è stata eseguita con il software OSIRIS (Comolli e Percich, 2001), utilizzato per redigere piani di concimazione agricola. Ai nostri fini ci si è limitati a utiliz-

zare i giudizi numerici (riferiti alla fertilità), stilati per alcuni parametri analizzati (C organico, CSC, K scambiabile), affiancati ad altri giudizi sul comportamento del terreno (rischio di asfissia, attitudine alla fessurazione, plasticità); il sistema, nell'emettere i giudizi, tiene conto dell'interazione tra parametri, considerando anche i valori di pH, carbonati, tessitura. In termini complessivi, la fertilità è stata stimata come media aritmetica dei valori numerici individuali sopra citati, opportunamente pesati in funzione dell'importanza attribuita a ciascuno nella determinazione complessiva di fertilità del suolo (ad esempio, per il carbonio organico è stato utilizzato un valore di ponderazione pari a 3, mentre al potassio scambiabile è stato attribuito 2).

## Risultati e discussione

### Tipologie pedologiche e caratteri dei suoli

Tutti i suoli studiati appartengono, secondo la classificazione WRB (ISSS, ISRIC, FAO, 1998), al gruppo pedologico di riferimento dei Fluvisols. Nella stazione 1 il suolo è un Calcari-Hypostagnic Fluvisol (Protocambic, talvolta Thaptomollic). In superficie è molto ricco di sostanza organica (8-16%), mentre negli orizzonti successivi si passa a valori decisamente inferiori (1%); in profondità vi sono orizzonti A sepolti, con il 4-8% di sostanza organica. La tessitura va da franca a franco-sabbiosa (classi USDA); la reazione è subalcalina (pH da 7,2 a 7,8); i carbonati totali vanno dal 10 al 18%. Da evidenziare, in questo suolo, il ristagno idrico (per caratteri stagnici, più che gleyici), che risulta ben marcato a inizio primavera, per poi diminuire vistosamente in estate.

Nella stazione 2 il suolo è un Calcari-Humic Fluvisol. La sostanza organica, che in superficie è intorno al 5-8%, diminuisce con la profondità ma si mantiene comunque su valori abbastanza elevati (1-2%) fino a 70 cm. La tessitura è per lo più franco-limosa; la reazione è subalcalina (pH da 7,4 a 7,6); i carbonati totali vanno dal 10 al 16%.

Nella stazione 3 il suolo è un Calcari-Humic Fluvisol (Epianthropic). Data la recente lavorazione del terreno, sono riconoscibili soltanto un orizzonte Ap1 e un Ap2. La sostanza organica, che va dal 2 all'8%, può essere maggiore in profondità che in superficie. La tessitura va da franca, a franco-argillosa, a franco-limoso-argillosa; la reazione è subalcalina (pH da 7,4 a 7,8); i carbonati totali vanno dall'11 al 15%.

### Qualità Biologica del Suolo: andamento temporale

L'indice QBS, rilevato nei tre diversi siti a due profondità, manifesta valori differenti nei vari mesi (fig. 2): questo è probabilmente da imputare sia al ciclo biologico dei microartropodi, sia al variare delle condizioni ambientali (temperatura e umidità; vi è da notare che l'annata 2003 è stata particolarmente siccitosa). Il diverso valore di QBS ai due livelli di profondità potrebbe dipendere dalla maggiore o minor copertura stazionale, che influenza il grado di umidità.

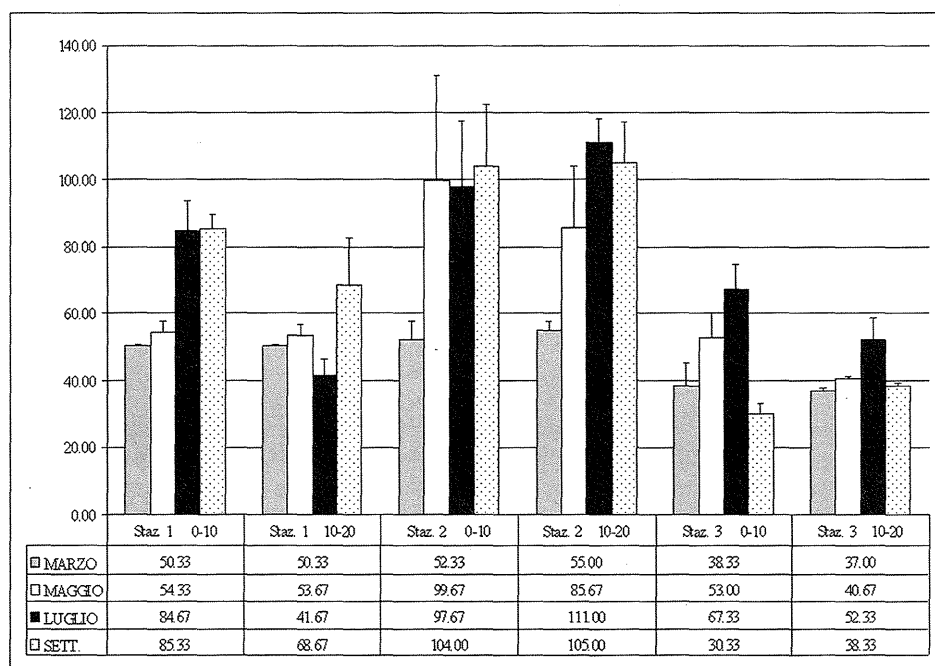


Figura 2. Andamento temporale dell'indice QBS

Da notare che la stazione 2 presenta sempre indice QBS maggiore rispetto alla stazione 1, indicando che c'è stata una completa resilienza e che l'elevato grado di idromorfia che, fino al mese di marzo, interessa i suoli della stazione 1, risulta molto svantaggioso per le popolazioni di microartropodi: Al contrario, la stazione 3 presenta sempre valori più bassi rispetto alle altre, indicando come il biota edafico non si sia pienamente ripreso e non vi sia stato un completo recupero biologico. Questi dati sembrano confermare quelli riportati da Gardi *et al.* (2003), ma sono in contrasto con quelli di Ampollini *et al.* (2003), che rilevano solo una correlazione tra QBS e tipo di coltura (mais, prato polifita).

Il valore dell'indice QBS sembra tendenzialmente aumentare nel periodo marzo-settembre, salvo in al-

cuni casi, probabilmente collegati a condizioni di xericità estiva stagionale. Le differenze fra superficie (0-10 cm) e profondità (10-20 cm) non sono molto forti, e neppure dello stesso segno; quando l'indice è maggiore in profondità che in superficie, ciò potrebbe essere dovuto alle condizioni di secchezza superficiale, che inducono la pedofauna ad approfondirsi nel terreno.

Dal punto di vista statistico (test di Kruskal-Wallis), i confronti non possono essere considerati significativi, malgrado alcuni andamenti medi risultino graficamente abbastanza chiari. Questa mancanza di significatività statistica è probabilmente da imputare alla bassa numerosità dei campioni (3 repliche), unita alla elevata variabilità del QBS a livello di singola stazione.

#### Correlazione tra QBS e parametri pedologici

Sono stati presi in esame alcuni parametri pedologici (direttamente misurati, oppure stimati) che possono avere influenza sulla vita della fauna edafica. Questi parametri, elencati nelle tabelle 1 e 2, sono: sostanza organica (SO, %; calcolata a partire dal C organico - C org. x 1,72), umidità (% sul volume), densità apparente (DA, g/cm<sup>3</sup>), percentuale di pori occupati da acqua (rapporto tra umidità e porosità totale - calcolata a partire dalla densità apparente), capacità per l'aria (% sul volume; corrisponde ai macropori; calcolata sec. Hall *et al.*, 1977), temperatura del suolo (misurata a 10 cm di profondità).

Tabella 1. QBS e parametri pedologici per gli orizzonti superficiali (medie di 3 valori)

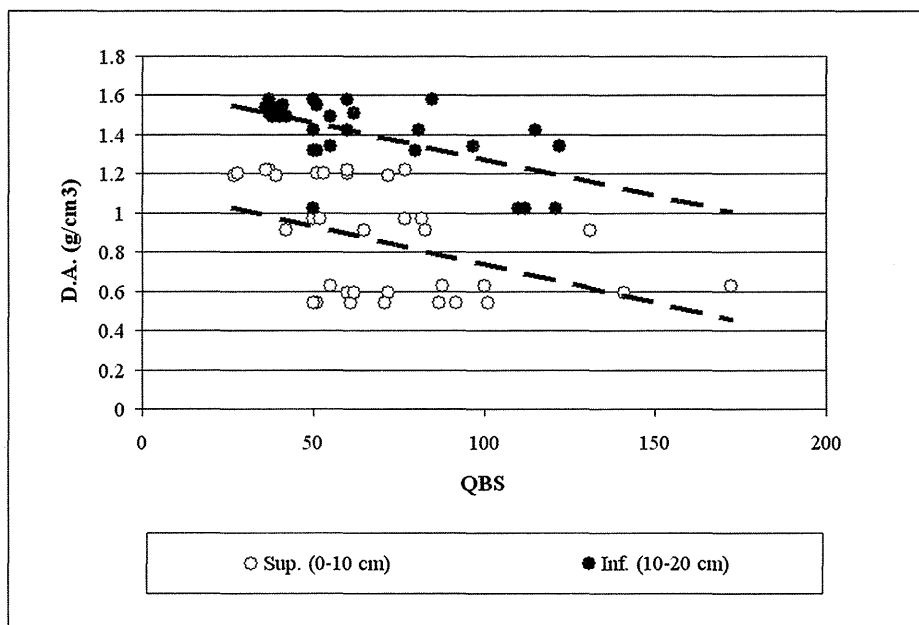
| Mese      | Staz. | QBS   | SO (%) | Umidità (%) | DA (g/cm <sup>3</sup> ) | Porosità occup. da H <sub>2</sub> O (%) | Capacità per l'aria per l'aria (% sul volume) | Temp. suolo °C |
|-----------|-------|-------|--------|-------------|-------------------------|---|---|----------------|
| Marzo     | 1     | 50,3  | 10,74  | 124,8       | 0,68                    | 61,5                                    | 48,1  | 9,0            |
|           | 2     | 52,3  | 6,44   | 50,4        | 0,71                    | 121,1                                   | 50,5  | 9,0            |
|           | 3     | 38,3  | 2,17   | 17,8        | 1,20                    | 30,8                                    | 35,1  | 9,0            |
| Maggio    | 1     | 54,3  | 10,74  | 103,9       | 0,68                    | 60,3                                    | 48,1  | 17,7           |
|           | 2     | 103,0 | 6,44   | 37,6        | 0,71                    | 64,1                                    | 50,5  | 17,7           |
|           | 3     | 53,0  | 2,17   | 12,3        | 1,20                    | 75,3                                    | 35,1  | 17,7           |
| Luglio    | 1     | 84,7  | 10,74  | 65,1        | 0,68                    | 53,1                                    | 48,1  | 25,0           |
|           | 2     | 97,7  | 6,44   | 43,5        | 0,71                    | 110,8                                   | 50,5  | 25,0           |
|           | 3     | 67,3  | 2,17   | 7,3         | 1,20                    | 23,0                                    | 35,1  | 25,0           |
| Settembre | 1     | 85,3  | 10,74  | 33,0        | 0,68                    | 41,8                                    | 48,1  | 22,4           |
|           | 2     | 104,0 | 6,44   | 13,1        | 0,71                    | 42,3                                    | 50,5  | 22,4           |
|           | 3     | 30,3  | 2,17   | 4,3         | 1,20                    | 73,6                                    | 35,1  | 22,4           |

Tabella 2. QBS e parametri pedologici per gli orizzonti sottosuperficiali (medie di 3 valori)

| Mese      | Staz. | QBS   | SO (%) | Umidità (%) | DA (g/cm <sup>3</sup> ) | Porosità occup. da H <sub>2</sub> O (%) | Capacità per l'aria per l'aria (% sul volume) | Temp. suolo °C |
|-----------|-------|-------|--------|-------------|-------------------------|---|---|----------------|
| Marzo     | 1     | 50,3  | 0,88   | 20,0        | 1,48                    | 35,7                                    | 29,2  | 9,0            |
|           | 2     | 55,0  | 3,92   | 20,2        | 1,26                    | 52,5                                    | 30,5  | 9,0            |
|           | 3     | 37,0  | 4,69   | 16,3        | 1,51                    | 19,9                                    | 21,7  | 9,0            |
| Maggio    | 1     | 53,7  | 0,88   | 18,9        | 1,48                    | 50,0                                    | 29,2  | 17,2           |
|           | 2     | 85,7  | 3,92   | 12,6        | 1,26                    | 33,4                                    | 30,5  | 17,2           |
|           | 3     | 40,7  | 4,69   | 14,8        | 1,51                    | 48,9                                    | 21,7  | 17,2           |
| Luglio    | 1     | 41,7  | 0,88   | 10,3        | 1,48                    | 17,8                                    | 29,2  | 24,4           |
|           | 2     | 111,0 | 3,92   | 10,3        | 1,26                    | 42,7                                    | 30,5  | 24,4           |
|           | 3     | 52,3  | 4,69   | 11,2        | 1,51                    | 8,6                                     | 21,7  | 24,4           |
| Settembre | 1     | 68,7  | 0,88   | 6,3         | 1,48                    | 30,6                                    | 29,2  | 22,5           |
|           | 2     | 105,0 | 3,92   | 8,9         | 1,26                    | 17,1                                    | 30,5  | 22,5           |
|           | 3     | 38,3  | 4,69   | 8,5         | 1,51                    | 42,0                                    | 21,7  | 22,5           |

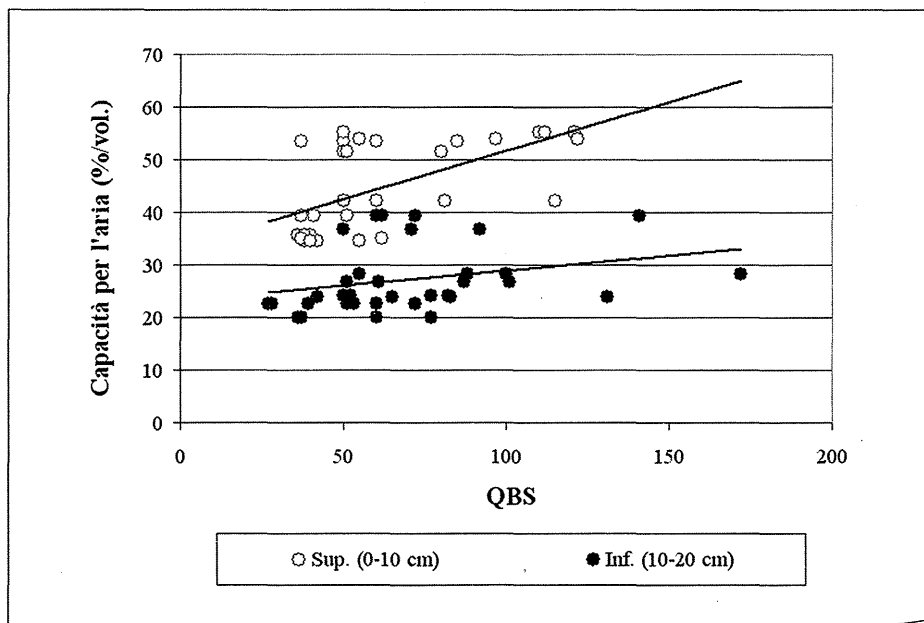
Partendo dai dati delle tabelle 1 e 2 è stato calcolato il coefficiente di correlazione tra QBS e singoli parametri pedologici. L'indice QBS mostra una correlazione negativa (fig. 3) con la densità apparente ( $r = -0,45$  per gli orizzonti superficiali e  $r = -0,62$  per i sottosuperficiali;  $p < 0,05$ ), mentre esiste una correlazione positiva (fig. 4) tra QBS

e capacità per l'aria negli orizzonti superficiali ( $r = 0,60$ ;  $p < 0,05$ ). Queste correlazioni indicano l'importanza, per la fauna edafica, sia della disponibilità di ossigeno nel suolo, sia della possibilità di spostarsi all'interno del terreno alla ricerca di condizioni migliori di sopravvivenza. Per quanto riguarda la correlazione con la temperatura del suolo, essa risulta statisticamente significativa solo con il QBS registrato negli orizzonti superficiali. Contrariamente a quanto riportato da Gardi *et al.*, (2002), in questo caso l'indice QBS non aumenta all'aumentare della percentuale di sostanza organica. Nessuna correlazione significativa è stata rilevata con gli altri parametri pedologici presi in considerazione.



**Figura 3.**  
Correlazione tra densità apparente (Y) e QBS (X) e relativa linea di tendenza;  
 $r$  (sup.)=-0,45 ( $p < 0,05$ );  
 $r$  (inf.)=-0,62 ( $p < 0,05$ )

**Figura 4.**  
Correlazione tra capacità per l'aria (Y) e QBS (X) e relativa linea di tendenza;  
 $r$  (sup.)=0,60 ( $p < 0,05$ );  
 $r$  (inf.)=0,28 ( $p < 0,10$ )



**Confronto tra classi di QBS e classi di fertilità**

Un ulteriore confronto è stato eseguito tra le classi di QBS e quelle di fertilità (= qualità agronomico-forestale dei terreni, valutata come sopra descritto). In tab. 3 sono riportati i valori ottenuti per le tre stazioni considerate. L'intervallo teorico dei valori è compreso tra 0 e 5. La determinazione di classi di qualità (biologica e agronomica) può essere utilizzata per fornire dati riassuntivi e sintetici a livello stazionario. Come si può constatare, sembra sussistere una relazione positiva fra i due giudizi, benché di livello ancora indicativo e ristretta alla parte centrale del range di esistenza.



Tabella 3. Classi di qualità biologica e di fertilità (qualità agronomico-forestale) dei suoli studiati

|            | Classe di qualità biologica | Classe di qualità agronomico-forestale |
|------------|-----------------------------|--|
| Stazione 1 | 3                           | 2,8                                    |
| Stazione 2 | 3                           | 2,9                                    |
| Stazione 3 | 2                           | 2,0                                    |

### Conclusioni

L'indice di qualità biologica del suolo, definito mediante un metodo basato sulle forme biologiche dei microartropodi edafici e che tiene quindi conto della biodiversità del popolamento in termini di adattamento alla vita edafica, è da tenere in elevata considerazione al fine di valutare la qualità complessiva del suolo.

Esiste una correlazione statisticamente significativa fra indice QBS e densità apparente del suolo, così come fra indice QBS e capacità per l'aria (solo in superficie): si tratta di caratteristiche del suolo che hanno a che vedere con la disponibilità di ossigeno e la possibilità di movimento per i microartropodi edafici. Si registra inoltre una correlazione significativa con la temperatura del suolo, ma solo per quanto riguarda lo strato superficiale.

Sembra esistere, benché i risultati siano finora soltanto preliminari, una relazione positiva fra indice QBS e fertilità agricolo-forestale del terreno.

L'indice QBS appare in grado di separare adeguatamente stazioni diverse per caratteri pedologici e per evoluzione vegetazionale.

A causa della elevata variabilità spaziale e temporale dell'indice QBS, sono necessari altri studi, anche in suoli e ambienti diversi da quelli finora testati, per individuare i periodi più significativi per il campionamento e il numero di campioni da prelevare in ciascuna stazione. E' inoltre importante definire lo spessore di suolo da considerare per il campionamento: nel caso di studio, l'indice QBS non differisce molto tra superficie e profondità.

Infine, una annotazione terminologica: poiché esistono difficoltà nel definire una qualità del suolo indipendente dalle funzioni, il QBS dovrebbe forse essere considerato, più che un indice di "qualità biologica del suolo", un "indicatore biologico di qualità del suolo", con la necessità di precisare di quale tipo di qualità ci si stia occupando (produttività agricola, capacità protettiva, stato di contaminazione, ecc).

### Ringraziamenti

Si ringrazia il dott. Francesco Cecere, responsabile de "Le Bine", per la valida assistenza prestata durante la fase di campionamento.

### Bibliografia

- AMPOLLINI D., BOCELLI R., CAPRI E., DEL RE A.A.M., 2003. Uso di microartropodi come indicatori di alterazione del suolo. Bollettino della Società Italiana di Scienza del Suolo, 52 (1-2): 215-222.
- CAIMI G., 2003. Determinazione della qualità biologica di suoli a vegetazione naturale e confronto con indici di qualità fisica e chimica: il caso della riserva naturale "Le Bine" (Mantova). Tesi di laurea in Scienze Ambientali, Milano.
- COMOLLI R., PERCICH L., 2001. Osiris v. 4 per Windows. Software per la gestione di dati pedoagronomici. Ceres, Varese.
- GARDI C., TOMASELLI M., PARISI V., PETRAGLIA A., SANTINI C., 2002. Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. European Journal of Soil Biology, 38: 103-110.
- GARDI C., MENTA C., D'AVINO L., PERETTI P., FERRI L., PARISI V., 2003. Tre anni di applicazione del QBS. Sperimentazione di un metodo basato sui microartropodi del suolo. Bollettino della Società Italiana di Scienza del Suolo, 52 (1-2): 253-264.
- HALL D.G.M., REEVE M.J., THOMASSON A.J., WRIGHT V.F., 1977. Water retention, porosity and density of field soils. Technical Monograph No. 9, Soil Survey of England and Wales, Harpenden.
- ISSS, ISRIC, FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. FAO, Roma.
- KNOEPP J.D., COLEMAN D.C., CROSSLEY JR. D.A., CLARK J.S., 2000. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. Forest Ecology and Management, 138: 357-368.
- LOBRY de BRUYN L.A., 1997. The status of soil macrofauna as indicator of soil health to monitor the sustainability of Australian agricultural soils. Ecological Economics, 23: 167-178.
- Ministero Agricoltura e Foreste, 1992. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. D.M. 11 maggio 1992.
- NAPPI P., JACOMINI C. (eds.), 2004. Guida tecnica su metodi di analisi per il suolo e i siti contaminati. Utilizzo di indicatori biologici ed ecotossicologici. APAT, RTI CTN\_TES 1/2004.
- NORTCLIFF S., 2002. Standardisation of soil quality attributes. Agriculture, Ecosystems and Environment, 88: 161-168.
- PARISI V., 1974. Biologia ed ecologia del suolo. Boringhieri, Torino.



- PARISI V., 2001. La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense"*, 37 (3-4): 105-114.
- SACCHI C.F., TESTARD P., 1971. *Ecologie animale*. Doin, Parigi.
- SINGER M.J., EWING S.A., 1998. Soil quality. In: Sumner M.E. (ed.), *Handbook of soil science*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. G271-G278.



**Sessione 3**

**Relazione clima-suolo-pianta**

**Chairman: Stefano Grego**



# INFLUENZA DEL PRATO DI ERBA MEDICA DI DIFFERENTE ETÀ SULLE PROPRIETÀ FISICHE E CHIMICHE DEL SUOLO

Enio Campiglia<sup>1</sup>, Roberto Mancinelli<sup>1</sup>, Sara Marinari<sup>2</sup>, Fabio Caporali<sup>1</sup>, Stefano Grego<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Produzione Vegetale - Università della Tuscia, Via S. Camillo De Lellis, 01100 Viterbo; e-mail: campigli@unitus.it

<sup>2</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica - Università della Tuscia, Via S. Camillo De Lellis, 01100 Viterbo.

## Riassunto

E' stato effettuato un esperimento a Viterbo (Italia Centrale) per verificare l'effetto della sostituzione del prato di erba medica con colture annuali su alcune caratteristiche fisiche e chimiche del suolo. Le sequenze colturali adottate, della durata di cinque anni sono state le seguenti: (i) 5 anni medica (*Medicago Sativa* L.) (M5); (ii) 2 anni girasole/frumento (*Helianthus annuus* L./*Triticum durum* Desf.) + 3 anni medica (M3); (iii) 4 anni girasole/frumento + 1 anno di medica (M1); (iv) 5 anni girasole/frumento (GF). Dopo cinque anni dall'inizio della sperimentazione, settembre 1997, sono stati prelevati dei campioni di suolo alle profondità 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm e analizzati per determinare pH, carbonio organico totale, sostanza organica, azoto totale, rapporto C/N, densità apparente, porosità e capacità di ritenzione dell'acqua. E' stata inoltre misurata la velocità d'infiltrazione dell'acqua in campo nel terreno non disturbato. Il contenuto di sostanza organica e di azoto totale nel suolo sono risultati crescenti con l'aumentare della durata del prato di erba medica con valori compresi rispettivamente tra 13,3 e 18,3 g kg<sup>-1</sup> in GF e M5 e tra 1,15 e 1,39 g kg<sup>-1</sup> in GF and M5. Nello strato di terreno più superficiale la densità apparente è risultata minima e la porosità massima in GF rispetto a M5. La velocità d'infiltrazione dell'acqua è risultata drasticamente ridotta in M5 ed M3 rispetto a GF e M1 probabilmente in relazione al compattamento del suolo determinato dal passaggio delle macchine durante le operazioni di fienagione. In ogni caso i risultati conseguiti indicano che il prato di erba medica, incrementando la sostanza organica nel suolo, agisce positivamente sul mantenimento a lungo termine della fertilità del suolo in ambiente mediterraneo.

**Parole chiave:** erba medica, colture annuali, proprietà del suolo

## Influence of different age of alfalfa stand on soil physical and chemical properties.

### Abstract

An experiment was conducted in Viterbo (Central Italy) to evaluate the effect of substitution of alfalfa with annual crops on some soil physical and chemical properties. The 5-year long cropping sequences adopted were the following: (i) 5-yr alfalfa (*Medicago Sativa* L.) (M5); (ii) sunflower (*Helianthus annuus* L.) - winter wheat (*Triticum durum* Desf) 2-yr rotation + 3-yr alfalfa (M3); (iii) sunflower - winter wheat 4-yr rotation + 1-yr alfalfa (M1); (iv) sunflower - winter wheat 5-yr rotation (GF). After 5 years of trial initiation, September 1997, soil was sampled from the 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm depths, and analyzed for pH, total organic carbon, organic matter, total nitrogen, C/N ratio, bulk density, water holding capacity, porosity. Water infiltration rate was also measured in the field without soil disturbance. Soil organic matter and total nitrogen increased with the age of alfalfa stand and ranged from 13.3 to 18.3 g kg<sup>-1</sup> in GF and M5 and from 1.15 to 1.39 g kg<sup>-1</sup> in GF and M5 respectively. In the surface layer, bulk density was lower and soil porosity greater in GF than in M5. Water infiltration rate was drastically reduced in M3 and M5 compared with GF and M1, probably due to cumulative effects of wheel traffic during mowing. Overall, our findings indicate that alfalfa in Central Italy increases soil organic matter which is critical for long-term soil fertility maintenance in a Mediterranean environment.

**Key words:** alfalfa, annual crops, soil properties.

### Introduzione

La necessità di praticare forme di agricoltura a basso impatto ambientale, che utilizzino maggiormente le risorse native e riducano l'uso dei fertilizzanti di sintesi, dei pesticidi e delle lavorazioni del terreno, ha rinnovato l'interesse per l'uso delle leguminose, in particolare di quelle poliennali come l'erba medica che hanno da sempre svolto un importante ruolo nel mantenere alta la fertilità del suolo (Caporali e Onnis, 1992; Campiglia *et al.*, 1999). Effetti documentati riguardano soprattutto il miglioramento delle caratteristiche chimiche del terreno, quali l'incremento di sostanza organica e di azoto (Bruulsema e Christie, 1987; Harris e Hesterman, 1990); sono comunque segnalati effetti positivi anche sulle caratteristiche fisiche quali una maggiore stabilità degli aggregati e della velocità d'infiltrazione dell'acqua (Angers, 1992). In ogni caso l'entità di questi effetti è molto variabile e probabilmente dipende dal tipo di suolo, dal clima e dalla durata del prato di leguminosa (Campiglia e Caporali, 1994). Al contrario un'intensificazione colturale, che riduce la presenza delle colture poliennali a vantaggio di quelle a più breve durata, porta ad una perdita di sostanza organica ed ad un progressivo peggioramento delle caratteristiche fisiche e chimiche del suolo

(Gomez *et al.*, 2001; Magdoff e van Es, 2000; Karunatilake e van Es, 2002). Lo scopo di questo lavoro è stato quello di valutare l'effetto della sostituzione del prato di erba medica con colture annuali su alcune caratteristiche fisiche del suolo in un ambiente mediterraneo dell'Italia centrale.

### **Materiali e metodi**

La ricerca è stata condotta nel periodo 1992–1997 presso l'azienda didattica sperimentale dell'Università degli Studi della Tuscia, su di un suolo tendenzialmente argilloso che all'inizio della sperimentazione presentava nei primi 30 cm di profondità le seguenti caratteristiche: 40,4% argilla, 18,8% limo, 40,8% sabbia; densità reale 2,66 kg dm<sup>-3</sup>; pH 6,9; sostanza organica 16,2 g kg<sup>-1</sup>; azoto totale 1,17 g kg<sup>-1</sup>. L'appezzamento sede della prova era stato coltivato nel decennio precedente con colture annuali arative tra le quali i cereali autunno-vernini rappresentavano circa il 50% del totale.

La prova ha previsto la realizzazione di quattro sequenze colturali tutte della durata di 5 anni: (i) 5 anni medica (*Medicago sativa* L.)(M5); (ii) 2 anni girasole/frumento (*Helianthus annuus* L./*Triticum durum* Desf.) + 3 anni medica (M3); (iii) 4 anni girasole/frumento + 1 anno di medica (M1); (iv) 5 anni girasole/frumento (GF). La dimensione di ogni parcella era di 108 m<sup>2</sup> (12 x 9 m) e il disegno sperimentale adottato un blocco randomizzato con tre replicazioni. Tutte le colture sono state condotte secondo la buona pratica agricola normalmente adottata dalle aziende nella zona adiacente al sito di sperimentazione. In particolare la gestione del suolo ha previsto alla fine del periodo estivo l'interramento dei residui colturali mediante un'aratura a 30 cm e successivamente 2-3 erpicature a 10-15 cm di profondità per la preparazione del letto di semina delle colture da granella. Ogni anno il frumento è stato seminato in novembre e raccolto in luglio, mentre il girasole è stato seminato in marzo e raccolto in agosto. L'erba medica è stata seminata in settembre ed affienata 2 o 3 volte l'anno, in relazione all'andamento stagionale, considerato che la prova è stata realizzata senza l'ausilio dell'irrigazione.

Al termine della ricerca, settembre 1997, nel suolo indisturbato sono stati eseguiti i rilievi che hanno previsto il prelievo casuale di 30 campioni di terreno da ogni parcella nello strato 0-10, 10-20 e 20-30 cm di profondità. Il suolo prelevato in ogni parcella alla stessa profondità è stato successivamente mescolato, lasciato seccare all'aria e quindi utilizzato per le seguenti analisi: densità reale (metodo del picnometro), pH (metodo potenziometrico in acqua 1:2,5), sostanza organica (metodo Lotti), carbonio organico (metodo Lotti), azoto totale (metodo Kjeldhal). Nello stesso periodo nello strato 0-10, 10-20 e 20-30 cm di profondità sono state effettuate le seguenti determinazioni: densità apparente (metodo per escavazione - Gazzetta Ufficiale, 1997), umidità alla capacità di campo e al punto di appassimento (metodo dell'apparato a pressione piastre di Richards - Gazzetta Ufficiale, 1997). Nello stesso mese (settembre 1997) è stata misurata in campo la velocità d'infiltrazione dell'acqua con il metodo dell'infiltrometro a doppio cilindro (Cavazza e Torri, 1997) effettuando 5 misure d'infiltrazione per parcella e mediando successivamente i valori. Inoltre sono state calcolate la porosità [(densità assoluta - densità apparente)/densità assoluta] x 100, l'acqua utile [acqua alla capacità di campo - acqua al punto di appassimento] e il rapporto C/N.

Sui dati raccolti è stata effettuata l'analisi della varianza utilizzando la procedura GLM del SAS (SAS, 1985). Per i caratteri rilevati a diversa profondità del suolo è stato adottato uno schema a split plot con le sequenze colturali considerate come trattamento principale e la profondità di rilievo come trattamento secondario. I confronti tra le medie sono stati effettuati con il test "t" per P ≤ 0,05. La relazione tra la velocità d'infiltrazione dell'acqua ed il tempo è stata studiata con una funzione di regressione.

### **Risultati e discussione**

La sequenza colturale ha condizionato direttamente la quasi totalità dei parametri analizzati (tabella 1). Come tendenza generale è stato osservato un progressivo peggioramento delle caratteristiche chimiche del terreno con la riduzione della durata del prato di erba medica a favore della coltivazione del girasole e del frumento (tabella 2). Anche se questo effetto è ampiamente documentato ogni qualvolta si passa da regimi di gestione del suolo sodivi a quelli con frequenti lavorazioni (Tiessen *et al.*, 1982; Dalal e Mayer, 1986; Whitbread *et al.*, 2000), sorprende il drastico decremento della sostanza organica e dell'azoto che si osserva nel terreno dopo la coltivazione continua del girasole e del frumento rispetto alla coltivazione del prato di erba medica per un quinquennio (rispettivamente da 18,3 a 13,3 g kg<sup>-1</sup> di sostanza organica e da 1,39 a 1,15 g kg<sup>-1</sup> di azoto totale). È probabile che le lavorazioni del suolo effettuate nel periodo più caldo dell'anno abbiano fortemente contribuito alla mineralizzazione della sostanza organica e quindi alla riduzione del carbonio del suolo nelle sequenze colturali con maggiore presenza di colture annuali. Per quanto riguarda l'azoto, come atteso, ad una maggiore durata della coltura di erba medica corrispondere una maggiore quantità di azoto nel terreno (+21% in M5 rispetto a GF). Tale effetto potrebbe essere stato amplificato dalla con-

temporanea perdita di azoto per lisciviazione che è consistente in ambiente mediterraneo quanto il terreno viene lasciato incolto per un lungo periodo dopo la lavorazione del suolo, come accade tra la raccolta del frumento e la semina del girasole (Campiglia *et al.*, 2003; Mancinelli *et al.*, 2004). La riduzione del rapporto C/N che è stata osservata con l'intensificarsi della lavorazione del suolo indica comunque che la perdita di carbonio organico nel sistema supera quella di azoto (C/N = 6,7; 7,3 e 7,6 rispettivamente in GF, M1 e M5).

**Tabella 1.** Analisi della varianza per i caratteri rilevati. La significatività degli effetti è espressa per i livelli di probabilità  $P \leq 0,05$  (\*) e  $P \leq 0,01$  (\*\*); NS non significativo per il livello di probabilità  $P \leq 0,05$

| Carattere                | Precessione | Profondità | Precessione x profondità |
|--------------------------|-------------|------------|--------------------------|
| pH                       | NS          | NS         | NS                       |
| Azoto totale             | **          | NS         | NS                       |
| Sostanza organica        | **          | NS         | NS                       |
| Carbonio organico        | **          | NS         | NS                       |
| C/N                      | *           | NS         | NS                       |
| Conduc. Idraulica satur. | **          | -          | -                        |
| Capacità di campo        | **          | NS         | NS                       |
| Punto di appassimento    | **          | NS         | NS                       |
| Acqua disponibile        | NS          | NS         | NS                       |
| Densità apparente        | *           | NS         | *                        |
| Porosità                 | *           | NS         | *                        |

**Tabella 2.** Caratteristiche fisico-chimiche del suolo in relazione alla sequenza colturale. I valori sulla stessa riga con lettere diverse sono significativamente differenti per  $P \leq 0,05$

| Caratteri   | Girasole/ Frumento | Medica 1 | Medica 3 | Medica 5 |
|---|--------------------|----------|----------|----------|
| pH  | 6,92 a             | 7,00 a   | 6,97 a   | 7,00 a   |
| Azoto totale (g kg <sup>-1</sup> )                            | 1,15 c             | 1,27 b   | 1,31 ab  | 1,39 a   |
| Sostanza organica (g kg <sup>-1</sup> )                       | 13,3 c             | 16,0 b   | 17,7 a   | 18,3 a   |
| Carbonio organico (g kg <sup>-1</sup> )                       | 7,71 c             | 9,28 b   | 10,27 a  | 10,61 a  |
| C/N   | 6,70 b             | 7,31 ab  | 7,84 a   | 7,63 a   |
| Velocità d'infiltrazione stazionaria (mm min. <sup>-1</sup> ) | 0,66 a             | 0,45b    | 0,16 c   | 0,10 c   |
| Umidità capacità campo (% p. s. terreno)                      | 30,52 a            | 29,99 ab | 29,60 b  | 28,65 c  |
| Umidità punto appassimento (% p. s. terreno)                  | 20,90 a            | 19,62 b  | 19,73 b  | 19,39 b  |
| Acqua utile (% p. s. terreno)                                 | 9,62 a             | 10,37 a  | 9,87 a   | 9,26 a   |

Anche le proprietà idrauliche del suolo, osservate alla fine del quinquennio di prove, sono risultate fortemente condizionate dalla sequenza colturale (tabella 2). Sia la conducibilità idrica, sia l'umidità alla capacità di campo ed al punto di appassimento sono risultate crescenti con l'aumentare della presenza delle colture annuali. Questo effetto è probabilmente riconducibile alle variazioni della densità apparente e della porosità del suolo che sono state osservate nelle diverse sequenze colturali (tabella 3). In particolare la coltivazione continua del girasole e del frumento ha favorito una maggiore porosità negli strati più superficiali del suolo (66,42 e 64,02 % rispettivamente negli strati 0-10 e 10-20 cm di profondità), che tende a ridursi con l'aumentare della durata del prato di erba medica. Nella sequenza colturale di cinque anni di medica la porosità è risultata ai valori minimi su tutto il profilo del terreno analizzato (circa 54%). Senza dubbio le lavorazioni del suolo, effettuate sulle colture annuali, determinano un incremento della macroporosità e quindi è plausibile che la velocità d'infiltrazione dell'acqua sia tanto maggiore quanto più il suolo è lavorato (figura 1). Di difficile interpretazione è la riduzione dell'umidità alla capacità di campo e al punto di appassimento con l'aumentare della durata del prato di erba medica; infatti, passando da GF a M5 sono stati osservati valori di 30,52 e 28,65 % per l'umidità alla capacità di campo e di 20,90 e 19,39 % per l'umidità al punto di appassimento. E' presumibile che il passaggio delle macchine utilizzate per la fienagione determini un progressivo compattamento degli strati più superficiali del terreno, come è evidenziato anche dai valori della densità apparente e della porosità (tabella 3). Un effetto analogo è stato segnalato da Oliveira *et al.* (2001) nel suolo di un arboreto inerbato con *Festuca rubra* che veniva sottoposto al passaggio delle macchine utilizzate per lo sflalcio. In ogni caso la quantità di acqua disponibile per le piante è risultata simile in tutte le sequenze colturali.



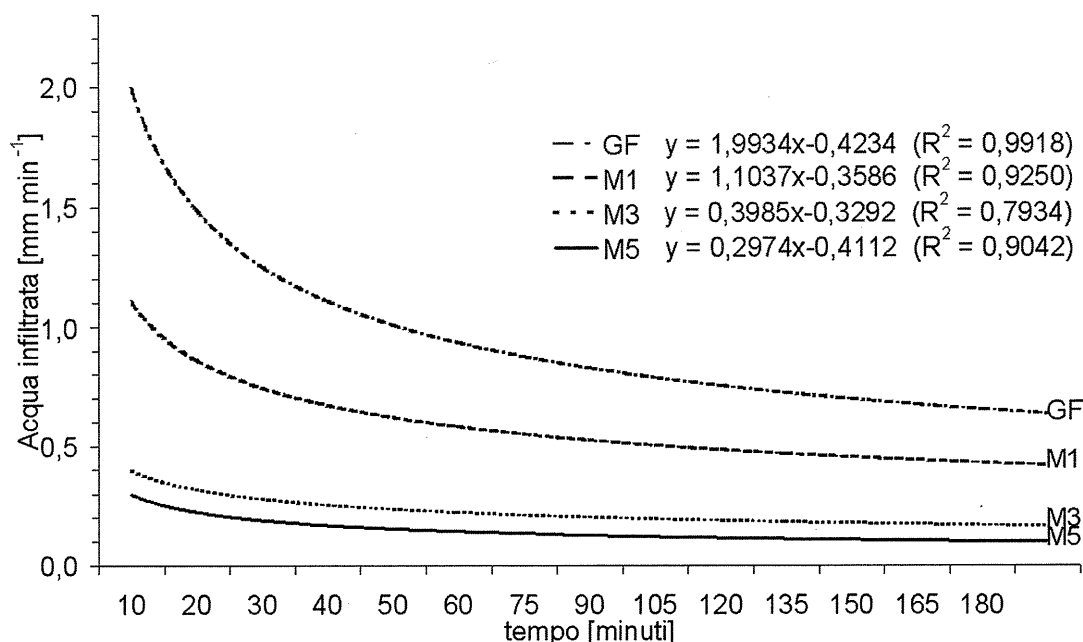


Figura 1. Andamento dell'infiltrazione nel tempo in relazione alla sequenza culturale

Tabella 3. Densità apparente e porosità del terreno. Interazione sequenza culturale x profondità

| Sequenza culturale | Densità apparente ( $\text{g cm}^{-3}$ ) |         |         | Porosità (%) |         |         |
|--------------------|--|---------|---------|--------------|---------|---------|
|                    | 0 - 10                                   | 10 - 20 | 20 - 30 | 0 - 10       | 10 - 20 | 20 - 30 |
| Girasole/frumento  | 0,89                                     | 0,95    | 1,23    | 66,42        | 64,02   | 53,84   |
| Medica 1           | 1,01                                     | 1,05    | 1,19    | 61,00        | 60,38   | 54,92   |
| Medica 3           | 1,10                                     | 1,21    | 1,16    | 58,83        | 53,64   | 55,04   |
| Medica 5           | 1,21                                     | 1,24    | 1,17    | 53,64        | 52,31   | 55,17   |
| DMS $P \leq 0,05$  |  | 0,12    |         |              | 6,25    |         |

## Conclusioni

La progressiva sostituzione del prato di erba medica con colture annuali, condotte in regime arativo, ha determinato una sostanziale riduzione della fertilità del suolo evidenziata da una minore quantità di carbonio organico e di azoto contenuti nel terreno. Il prato di erba medica si conferma pertanto una componente fondamentale dei sistemi culturali sostenibili in ambiente mediterraneo per mantenere livelli adeguati di fertilità del suolo. Qualora si verifici un eccessivo compattamento del terreno, a causa del passaggio delle macchine per la fienagione in suoli tendenzialmente argillosi, si può prevedere una riduzione della durata del medicaio in modo da ripristinare con le lavorazioni il giusto grado di porosità.

## Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano Claudio Stefanoni per l'aiuto tecnico in campo nella realizzazione della ricerca.

## Bibliografia

- ANGERS D.A., 1992. Changes in soil aggregation and organic carbon under corn and alfalfa. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 1244-1249.
- BRUULSEMA T.W. E CHRISTIE B.R., 1987. Nitrogen contribution to succeeding corn from alfalfa and red clover. *Agronomy Journal*, 79, 96-100.
- CAMPIGLIA E., CAPORALI F., 1994. Effetto del prato di erba medica (*Medicago sativa* L.) e della concimazione minerale e organica sulle colture avvicendate di girasole (*Helianthus annuus* L.) e frumento tenero (*Triticum aestivum* L.). *Riv. di Agron.*, 28, 2, 79-86.
- CAMPIGLIA E., CAPORALI F., BARBERI P., MANCINELLI R., 1999. Influence of 2-,3-,4- and 5 year stands of alfalfa on winter wheat yield. In *Proc.: Designing and testing crop rotations for organic farming*, 14-16 June 1999, Borris Agricul. School, Denmark, 145-152.
- CAMPIGLIA E., MANCINELLI R., CAPORALI F., 2003. Gestione dell'azoto nella monosuccessione della patata con l'introduzione di colture di copertura. *Atti XXXV Convegno SIA*, Napoli 16-18 settembre, 219-220.

- CAPORALI F., ONNIS O., 1992. Validity of rotation as an effective agroecological principle for a sustainable agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 41, 101-113.
- CAVAZZA L., TORRI D., 1997. Velocità d'infiltrazione. In: *Metodi di analisi fisica del suolo*, Coord. Pagliai M., Editore Franco Angeli, Ist. Sper. Per la Nutr. Delle Piante per conto Ministero delle Politiche Agricole, 109-116.
- DALAL R.C., MAYER R.J., 1986. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. II. Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. *Australian Journal Soil Research*, 24, 281-292.
- GAZZETTA UFFICIALE, 1997. Approvazione dei metodi ufficiali di analisi fisica del suolo. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 2 settembre 1997, 173, pp. 29.
- GOMEZ E., FERRERAS L., TORESANI S., AUSILIO A., BISARO V., 2001. Changes in some soil properties in a Vertic Argiudoll under short-term conservation tillage. *Soil e Tillage Research*, 61, 179-186.
- HARRIS G.H., HESTERMAN O.B., 1990. Quantifying the nitrogen contribution from alfalfa to soil and two succeeding crops using nitrogen - 15. *Agronomy Journal*, 82, 129-138.
- KARUNATLAKE U.P., VAN ES H.M., 2002. Rainfall and tillage effects on soil structure after alfalfa conversion to maize on a clay loam soil in New York. *Soil and Tillage Research*, 67 (2), 135-146.
- MAGDOFF F.R., VAN ES H.M., 2000. Building soil for better crops. Handbook series book 4. Sustainable Agric. Network, Beltsville, MD, 224 pp.
- MANCINELLI R., CAMPIGLIA E., MARINARI S., PAOLINI R., 2004. Effetto delle colture di copertura sulla lisciviazione dell'azoto in ambiente mediterraneo. Presentato al Convegno annuale SISS "Suolo e Dinamiche Ambientali", Viterbo 22-25 Giugno 2004.
- OLIVEIRA M.T., MERWIN I.A., 2001. Soil physical conditions in a New York orchard after eight years under different groundcover management systems. *Plant and soil*, 234, 233-237.
- SAS Institute, 1985. The GLM procedure. *SAS User's Guide: Statistics*. SAS Institute, Inc., Cary, NC (Chapter 20).
- TIESSEN H., STEWART J.W.B., BETTANY J.R., 1982. Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soils. *Agronomy Journal*, 74, 831-835.
- WHITBREAD A.M., BLAIR G.J., LEFROY R.D.B., 2000. Managing legume leys, residues and fertilisers to enhance the sustainability of wheat cropping systems in Australia. 2. Soil physical fertility and carbon. *Soil & Tillage Research*, 54, 77-89.

# ATTIVITÀ MICROBIOLOGICA DEL SUOLO DI SITI DI PRODUZIONE TIPICA DELLA MELA ANNURCA IGP E DELLA FRAGOLINA DEGLI ALBURNI

Alessandra Ciampa, Olimpia Masetti, Anna Benedetti, Maria Teresa Dell'Abate

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante

Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma; e-mail: nutrazotata@isnp.it

## Riassunto

Nel presente lavoro si riportano i risultati preliminari di una ricerca volta a valutare la fertilità biologica dei suoli degli ambienti di produzione della mela annurca IGP e della fragolina degli Alburni.

Per quanto riguarda la mela annurca sono state presi in considerazione i suoli interessati alle coltivazioni di tre varietà diverse coltivate in tre aziende e relativamente alla fragolina degli Alburni sono stati analizzati i suoli di due aziende. Per una valutazione della fertilità chimica sono stati studiati il contenuto di carbonio organico totale, estraibile ed umificato, mentre per quella biologica, sono state determinate la biomassa microbica e l'attività respirometrica. In ognuno dei siti di studio, il campionamento è stato accompagnato da un prelevamento di terreno da un'area limitrofa che non è stata mai coltivata.

Gli indicatori microbiologici sono state correlati con la disponibilità azotata per le colture, che è stata valutata attraverso la stima dell'azoto potenzialmente mineralizzabile con il metodo di Stanford e Smith in cui si osserva la conversione dell'N organico nelle forme minerali disponibili quali  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  attraverso una serie di trasformazioni biochimiche mediate dai microrganismi stessi.

I risultati ottenuti hanno evidenziato una elevata fertilità biologica nei suoli delle colture tipiche della mela annurca e della fragolina degli Alburni rispetto ai suoli non coltivati.

**Parole chiave:** prodotto tipico, attività microbiologica, azoto organico mineralizzabile.

## Soil microbiological activity of sites of typical production of PGI (Protected Geographic Indication) Annurca apple and of Fragolina degli Alburni

### Abstract

Preliminary results of an investigation carried out to assess the biological fertility of the soils where IGP Mela Annurca and Fragolina degli Alburni are produced, are related in this paper.

Three cultivars of Mela Annurca from three different farms and two farms that produce Fragolina degli Alburni were considered for soil sampling. Total Organic Carbon, humification parameters, soil microbial biomass and respirometric activity have been measured in order to have information on chemical and biological fertility. Soil samples collected from an uncultivated area close to the cultivated were also analysed, as control. The biological parameters were correlated to nitrogen availability, assessed through the determination of potentially available nitrogen by the Stanford and Smith method. In this way the conversion of organic to mineral nitrogen ( $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$ ) through biochemical transformations due to microbial activity is monitored.

The soils where Mela Annurca and Fragolina degli Alburni are cultivated demonstrated high biological fertility, with respect to not cultivated soils.

**Key words:** typical product, microbiological activity, mineralizable organic nitrogen

### Introduzione

L'Italia è certamente il Paese che possiede il maggior numero di prodotti tipici, tradizionali e locali. Questi prodotti rappresentano la nostra storia, la nostra cultura, la nostra tradizione e la nostra terra.

Per la valorizzazione di questi prodotti sono state istituite nel 1992 dalla Comunità Europea le denominazioni Dop e Igp. In quest'ultimo decennio le politiche agricole nazionali e comunitarie stanno perseguendo la tutela giuridica delle produzioni agroalimentari tipiche, la valorizzazione della loro qualità e la tutela del consumatore dalle relative frodi. E' possibile, infatti, che prodotti con caratteristiche esteriori simili ma provenienti da zone di produzione non tipiche vengano fraudolentemente ad usufruire del valore aggiunto delle produzioni tipiche.

In letteratura ci sono lavori che trattano delle metodologie analitiche per identificare un eventuale marcatore chimico della cultivar di un prodotto frutticolo (Lo Scalzo *et al.*, 2001; Urruty *et al.*, 2002) ma non ci sono lavori che indaghino sulla correlazione tra le caratteristiche del prodotto stesso e quelle pedoclimatiche dell'area di coltivazione.

La presente ricerca s'inserisce all'interno di un progetto mirato a trovare una correlazione tra qualità e zona di produzione di due prodotti ortofrutticoli tipici, la mela annurca e la fragolina degli Alburni.

La mela Annurca è un prodotto autoctono tipico campano le cui aree di produzione sono le colline Beneventane, Avellinesi, Salernitane e Casertane. Le condizioni pedoclimatiche di queste zone di coltivazione inducono in questa mela una fragranza e un sapore unico ed inimitabile. Le varietà Annurca e Rossa del Sud sono state proposte presso l'Unione Europea per il marchio di "Indicazione Geografica Protetta" (IGP) e godono della protezione transitoria ai sensi del Reg.CE 535/97.

Per quanto riguarda la Fragolina degli Alburni, è un prodotto tipico salernitano, per il quale si sta considerando la possibilità di un marchio IGP.

In particolare in questo lavoro si vuole caratterizzare la fertilità biologica degli ambienti di produzione della mela annurca e della fragolina degli Alburni.

### **Materiali e metodi**

Le aziende coinvolte, per quanto riguarda la mela annurca, sono tre e tutte ubicate nella zona tra Caianello e Caserta.

Per ogni sito di campionamento preso in considerazione è stato prelevato un campione medio dal quale sono stati successivamente presi i sottocampioni analizzati in laboratorio.

La prima azienda, sita nel Comune di Riardo, coltiva la varietà Annurca classica; qui sono stati considerati 3 siti più un'area limitrofa non interessata dalla coltura. I terreni sono stati sottoposti a concimazione misto organico a fine inverno (2002) e di nitrato di calcio a fine agosto (2002).

La seconda azienda, sita nel comune di Vairano Patenora (CE), coltiva la varietà Bella del Sud e qui sono stati campionati 5 siti più un controllo.

Infine la terza azienda, sita nel comune di Marziano Appio (CE), coltiva un'altra cultivar la Rossa del Sud e qui sono stati campionati 5 siti più un controllo. Per quanto riguarda le modalità di concimazione queste ultime due aziende, hanno subito la seguente concimazione organica: 20 C-6 N-14 P (10q/ha).

Nel caso della Fragolina degli Alburni le aziende coinvolte sono due. Esse sono ubicate entrambe nella provincia di Salerno; hanno impianti al terzo anno d'attività e sono state entrambe sottoposte a una concimazione di base di 11N, 22P, 16K e solo nel caso della seconda azienda anche ad un trattamento antiparassitario successivo.

Nella prima azienda, sita in località S. Antonio Buccino (SA), sono stati campionati 5 siti più un controllo, mentre nella seconda azienda, sita in località S. Lucia Auletta (SA), sono stati campionati 3 siti più un controllo.

In tutti i siti, i campionamenti di suolo, effettuati nel mese d'ottobre per la mela annurca e di novembre 2002 per la fragolina degli Alburni, sono stati eseguiti nello strato arabile (0-40 cm), tenendo conto di alcuni fattori quali l'estensione dell'azienda e la disformità nella struttura del terreno.

Prima di essere sottoposti alle analisi, i suoli sono stati essiccati all'aria e vagliati a 2 mm.

Sono stati determinati i seguenti parametri: carbonio organico totale, estraibile ed umificato (due repliche per ciascun campione), respirazione del suolo, carbonio della biomassa microbica, N totale e potenzialmente mineralizzabile (tre repliche per ciascun campione).

Il contenuto in carbonio organico totale ( $C_{org}$ ) è stato ottenuto secondo il metodo analitico di Springer e Klee (1954), come riportato da Sequi e De Nobili (2000). Il carbonio estraibile ( $C_{ext}$ ) ed il carbonio degli acidi umici e fulvici ( $C_{HA+FA}$ ) sono stati separati e purificati secondo Ciavatta *et al.* (1990).

Sono stati inoltre calcolati i parametri di umificazione: il grado di umificazione, ( $DH \% = [C_{HA+FA} / TEC] \times 100$ ) è un indice quantitativo della sostanza organica umificata rispetto a quella estratta, il tasso di umificazione ( $HR \% = [C_{HA+FA} / TOC] \times 100$ ) indica la percentuale di sostanza organica umificata rispetto a quella totale, mentre l'indice di umificazione ( $HI = [TEC - C_{HA+FA}] / C_{HA+AF}$ ) indica il rapporto tra la sostanza organica non umificata ed umificata, ed è molto basso ( $< 0,5$ ) per materiali molto umificati, come generalmente la sostanza organica del suolo, mentre assume valori maggiori nel caso di materiali ad un livello di maturazione inferiore (Ciavatta *et al.*, 1990).

La stima della respirazione del suolo, che consente di quantificare l'attività microbica, è stata eseguita secondo il metodo descritto da Isermeyer (1952), che consiste nella determinazione della  $CO_2$  svolta durante l'incubazione del suolo in un sistema chiuso ( $C-CO_2$ , mg  $Kg^{-1}$ ) e in condizioni controllate di umidità e temperatura.

Le repliche (25 g ciascuna, riferiti a peso secco) di ciascun campione di suolo sono state umidificate fino al relativo valore di ritenzione idrica, corrispondente al 60 % della WHC (Water Holding Capacity) ed incubate a 30 °C. L'evoluzione di  $CO_2$  è stata misurata dopo 1, 2, 4, 7, 10, 14, 17, 21, 28 giorni.

Il carbonio della biomassa microbica ( $C_{micr}$ ,  $\mu g g^{-1}$ ) è stato determinato seguendo il metodo della fumi-gazione-estrazione proposto da Vance *et al.*, (1987), che si basa sulla lisi delle cellule microbiche e sul conseguente

rilascio del citoplasma nell'ambiente di fumigazione del suolo. Il quoziente metabolico  $q_{CO_2}$  ( $mg\ CO_2-C\ mg^{-1}C_{mic}\ h^{-1}$ ), definito come respirazione specifica della biomassa microbica, esprime la quantità di anidride carbonica prodotta per unità di biomassa e di tempo ed è stato calcolato dal rapporto respirazione di base / biomassa microbica (Anderson & Domsch, 1985). Esso può essere utilizzato come indice dell'eventuale stato di stress o disturbo di un suolo e della sua popolazione microbica, nonché come strumento di controllo interno, così come il rapporto percentuale C-biomassa / carbonio organico totale, che indica la frazione vivente della sostanza organica rispetto al carbonio organico totale presente nel suolo (Brookes, 1995).

Per quanto riguarda la dotazione in azoto, sono state effettuate le determinazioni dell'azoto totale mediante analizzatore elementare ed organico per differenza con quello solubile. Inoltre sono state condotte prove di mineralizzazione in microcosmo per 30 settimane secondo il metodo di Stanford e Smith (1972) modificato da Benedetti (1983) al fine di stimare le quantità d'azoto potenzialmente mineralizzabile. I campioni sono incubati in condizioni idriche e termiche ottimali (30 °C, 50% WHC).

L'azoto minerale formatosi nel corso dell'incubazione, nelle forme nitriche, nitrosa ed ammoniacale, provenienti dal dilavamento dopo 2, 4, 8, 12, 16, 22 e 30 settimane con una soluzione di  $CaSO_4$  10 M e successivo reintegro di nutrienti con una soluzione "N-minus" ( $CaSO_4$  0,002 M,  $Ca(H_2PO_4)$  0,005 M,  $K_2SO_4$  0,0025 M,  $MgSO_4$  0,002 M) sono state determinate colorimetricamente mediante analizzatore automatico a flusso continuo Autoanalyzer Technicon.

La mineralizzazione dell'azoto organico è stata calcolata dai valori settimanali di incubazione attraverso un modello esponenziale di decomposizione di primo ordine [ $N_t = N_0 (1 - e^{-kt})$ ]. Nel modello,  $N_t$  corrisponde al valore cumulativo dell'azoto mineralizzato nel tempo  $t$  d'osservazione (settimane), mentre  $N_0$  è l'azoto potenzialmente mineralizzabile e  $K$  è la relativa costante cinetica espressa in  $sett.^{-1}$ . (Benedetti e Sebastiani G., 1996).

Tutti i risultati ottenuti sono riferiti al peso del terreno seccato in stufa a 105 °C.

## Risultati e discussione

### Mela Annurca

Nei siti campionati, interessati alla coltivazione della mela annurca, uno dei primi parametri che si è analizzato è il contenuto di carbonio organico (TOC), dato che è un potenziale indicatore ambientale in quanto si correla con numerosi aspetti della produttività e sostenibilità degli agroecosistemi e della conservazione ambientale.

I siti campionati presso il comune di Marziano Appio (CE), in cui si coltiva la varietà Rossa del Sud (3° meleto), presentano dei valori del contenuto di carbonio organico totale (TOC) più alti (tab. 1) rispetto a quelli campionati nelle località site nel comune di Riardo (CE) e nel comune di Vairano Patenora (CE), interessate rispettivamente alla coltivazione delle cultivar Annurca Classica e Bella del Sud.

Oltre al carbonio organico totale, sono stati presi in considerazione il Carbonio estraibile (TEC) e il carbonio umico e fulvico ( $C_{HA+AF}$ ) come descrittori del contenuto di sostanza organica ed i parametri di umificazione, grado, tasso e indice di umificazione, quali descrittori della sua qualità. Nei tre meleti accanto ad una buona quantità di carbonio organico estraibile in alcali (TEC), è presente anche una quota, di carbonio organico stabilizzato in quanto legato alla frazione minerale (umina) data dalla differenza TOC-TEC, che rappresenta il 20-30% del carbonio organico totale.

Il grado d'umificazione della sostanza organica è più elevato nel 2° meleto (cv. Rossa del Sud), mentre negli altri due siti è presente una quota maggiore di carbonio labile, come confermato dai valori più elevati dell'indice d'umificazione HI (tab.1).

Sempre dalla tabella 1 si può notare come i controlli 4M e 16M siano caratterizzati da un tasso di umificazione (HR) minore rispetto ai suoli dei meleti e nella maggior parte dei casi anche da un indice di umificazione relativamente più alto ( $HI > 1$ ), che sta ad indicare una maggior presenza relativa di sostanza organica non umificata, ovvero labile.

Per completare lo studio delle proprietà di un suolo è di fondamentale importanza l'analisi della sua attività microbiologica, che ne evidenzia la fertilità biologica. E' infatti noto che i microrganismi del suolo presiedono ai principali cicli biogeochimici dei macro e microelementi, rendendoli assimilabili da parte delle colture o competendo con esse a livello nutrizionale per l'immobilizzazione di una parte degli elementi nutritivi sotto forma organica.

In tabella 2 vengono riportati gli indicatori microbiologici (carbonio della biomassa microbica, attività respirometrica basale, quoziente metabolico e quoziente C-biomassa / Carbonio organico totale), relativi ai tre meleti. Dai valori di biomassa microbica riportati in tabella 2 si osserva che ad eccezione del secondo meleto, i controlli sono caratterizzati da una minore quantità di popolazione microbica; anche il quoziente dato dal rapporto tra biomassa / Carbonio organico totale (%) è mediamente minore e ciò sta a significare che nei suoli dei meleti la frazione vivente della sostanza organica rispetto al carbonio organico totale è maggiore. Si può osservare inoltre, soprattutto per quanto riguarda il secondo e terzo meleto, che i controlli (10M, 16M) sono caratterizzati da un quoziente metabolico ( $q_{CO_2}$ ) più alto rispetto alla maggior parte dei siti campionati.

Tabella 1. Caratterizzazione chimica della sostanza organica dei suoli a meleto

| 1° Meleto                           | TOC(%)  | TEC (%) | CHA+AF  | HR (%)    | DH (%)    | HI      |
|-------------------------------------|---------|---------|---------|-----------|-----------|---------|
| <b>Comune Riardo (CE)</b>           |         |         |         |           |           |         |
| <b>cv. Annurca Classica</b>         |         |         |         |           |           |         |
| 1M                                  | 1,4     | 1,0     | 0,5     | 53,1      | 39,8      | 0,9     |
| 2M                                  | 1,3     | 1,0     | 0,4     | 35,8      | 28,2      | 1,8     |
| 3M                                  | 1,6     | 0,8     | 0,5     | 57,9      | 29,1      | 0,7     |
| <M> valore medio                    | 1,4±0,2 | 0,9±0,1 | 0,5±0,1 | 48,9±11,6 | 32,4±6,5  | 1,1±0,6 |
| 4M Controllo                        | 1,1     | 0,6     | 0,3     | 43,2      | 24,8      | 1,3     |
| <b>2° Meleto</b>                    |         |         |         |           |           |         |
| <b>Comune Vairano Patenora (CE)</b> |         |         |         |           |           |         |
| <b>cv. Bella del Sud</b>            |         |         |         |           |           |         |
| 5M                                  | 1,6     | 0,9     | 0,7     | 78,7      | 47,2      | 0,3     |
| 6M                                  | 1,1     | 0,7     | 0,4     | 61,8      | 35,4      | 0,6     |
| 7M                                  | 0,9     | 0,5     | 0,5     | 92,4      | 52,5      | 0,1     |
| 8M                                  | 0,9     | 0,5     | 0,4     | 78,2      | 45,8      | 0,3     |
| 9M                                  | 1,4     | 1,1     | 0,4     | 32,4      | 25,9      | 2,1     |
| <M> valore medio                    | 1,2±0,3 | 0,7±0,3 | 0,5±0,1 | 68,7±23,0 | 41,4±10,6 | 0,7±0,8 |
| 10M Controllo                       | 1,6     | 1,4     | 0,8     | 59,7      | 50,6      | 0,7     |
| <b>3° Meleto</b>                    |         |         |         |           |           |         |
| <b>Comune Marziano Appio (CE)</b>   |         |         |         |           |           |         |
| <b>cv. Rossa del Sud</b>            |         |         |         |           |           |         |
| 11M                                 | 2,2     | 1,7     | 0,9     | 53,7      | 40,3      | 0,9     |
| 12M                                 | 2,5     | 1,9     | 1,1     | 58,0      | 44,3      | 0,7     |
| 13M                                 | 1,7     | 1,3     | 0,8     | 62,2      | 46,3      | 0,6     |
| 14M                                 | 1,6     | 1,2     | 0,6     | 49,4      | 37,1      | 1,0     |
| 15M                                 | 1,5     | 1,2     | 0,4     | 36,6      | 28,6      | 1,7     |
| <M> valore medio                    | 1,9±0,4 | 1,5±0,3 | 0,8±0,3 | 52,0±9,8  | 39,3±7,0  | 1,0±0,4 |
| 16M Controllo                       | 1,4     | 1,1     | 0,4     | 34,9      | 26,1      | 1,9     |

Tabella 2. Valori di biomassa microbica, respirazione basale, quoziente metabolico e quoziente C-biomassa / Carbonio organico totale

| 1° Meleto                           | C-biomassa     | respirazione basale                 | q(CO <sub>2</sub> )                                       | (C <sub>mic</sub> /TOC) |
|-------------------------------------|----------------|-------------------------------------|---|-------------------------|
| Comune Riardo (CE)                  | (mgC/Kg suolo) | (mg C/CO <sub>2</sub> /24h/Kgsuolo) | (mgC/CO <sub>2</sub> /C <sub>mic</sub> ·h <sup>-1</sup> ) | (%)                     |
| <b>cv. Annurca Classica</b>         |                |                                     |   |                         |
| 1M                                  | 215            | 7,9                                 | 0,0015  | 1,6                     |
| 2M                                  | 168            | 6,5                                 | 0,0016  | 1,3                     |
| 3M                                  | 123            | 8,2                                 | 0,0028  | 0,7                     |
| <M> valore medio                    | 169±46         | 7,5±0,9                             | 0,0020±0,0007   | 1,2±0,4                 |
| 4M Controllo                        | 113            | 4,8                                 | 0,0018  | 1,0                     |
| <b>2° Meleto</b>                    |                |                                     |   |                         |
| <b>Comune Vairano Patenora (CE)</b> |                |                                     |   |                         |
| <b>cv. Bella del Sud</b>            |                |                                     |   |                         |
| 5M                                  | 71             | 7,7                                 | 0,0045  | 0,5                     |
| 6M                                  | 110            | 4,3                                 | 0,0016  | 1,0                     |
| 7M                                  | 126            | 4,1                                 | 0,0013  | 1,3                     |
| 8M                                  | 140            | 5,0                                 | 0,0015  | 1,6                     |
| 9M                                  | 223            | 6,2                                 | 0,0012  | 1,6                     |
| <M> valore medio                    | 134±56         | 5,5±1,0                             | 0,0020±0,0014   | 1,2±0,4                 |
| 10 M Controllo                      | 169            | 10,1                                | 0,0025  | 1,0                     |
| <b>3° Meleto</b>                    |                |                                     |   |                         |
| <b>Comune Marziano Appio (CE)</b>   |                |                                     |   |                         |
| <b>cv. Rossa del Sud</b>            |                |                                     |   |                         |
| 11M                                 | 295            | 10,8                                | 0,0015  | 1,3                     |
| 12M                                 | 277            | 13,0                                | 0,0020  | 1,1                     |
| 13M                                 | 142            | 4,7                                 | 0,0014  | 0,8                     |
| 14M                                 | 101            | 7,5                                 | 0,0031  | 0,6                     |
| 15M                                 | 131            | 5,4                                 | 0,0017  | 0,9                     |
| <M> valore medio                    | 189±89         | 8,2±3,5                             | 0,0020±0,0007   | 0,9±0,3                 |
| 16M Controllo                       | 81             | 8,1                                 | 0,0042  | 0,6                     |



Un alto valore del quoziente metabolico,  $q_{CO_2}$ , sta ad indicare una situazione di non equilibrio dell'ecosistema e che l'attività metabolica della popolazione dei microrganismi tende ad essere elevata, ossia la biomassa microbica spende una eccessiva energia per ristabilire il proprio metabolismo. Ciò è in concordanza con i risultati descritti sopra, dove si è osservato per quanto riguarda i controlli un aumento dell'indice di umificazione e una diminuzione del DH, cioè della frazione umificata, con il rischio di una perdita di sostanza organica stabilizzata.

Per la determinazione della fertilità biologica dei suoli in esame sono stati inoltre determinati la dotazione in azoto organico e l'azoto potenzialmente mineralizzabile. La conversione dell'N organico nelle forme minerali disponibili quali  $NH_4^+$  e  $NO_3^-$  si verifica attraverso una serie di trasformazioni biochimiche mediate dai microrganismi stessi e pertanto è influenzata da tutti i fattori (umidità, temperatura, pH, ecc.) che normalmente agiscono sull'attività microbica del suolo.

I valori di azoto mineralizzato sembrano indicare una buona attività mineralizzante dei suoli, come si può vedere dalla tabella 3, così come elevata è la dotazione di azoto organico, specie nel terzo meletto.

Tabella 3. Contenuto di azoto totale, organico e mineralizzato nel corso di 30 settimane di mineralizzazione nei suoli a meletto

|               | N tot.              | N org.             | N <sub>0</sub>      | K                  | N min.<br>II<br>sett. | N min.<br>IV<br>sett. | N min.<br>VIII<br>sett. | N min.<br>XII<br>sett. | N min.<br>XVI<br>sett. | N min.<br>XXII<br>sett. | N min.<br>XXX<br>sett. | % min.<br>XXX<br>sett. |
|---------------|---------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|
|               | mg Kg <sup>-1</sup> | mgKg <sup>-1</sup> | mg Kg <sup>-1</sup> | sett <sup>-1</sup> | mg Kg <sup>-1</sup>   | mg Kg <sup>-1</sup>   | mg Kg <sup>-1</sup>     | mg Kg <sup>-1</sup>    | mg Kg <sup>-1</sup>    | mg Kg <sup>-1</sup>     | mg Kg <sup>-1</sup>    |                        |
| 1° Meletto    |                     |                    |                     |                    |                       |                       |                         |                        |                        |                         |                        |                        |
| 1M            | 3000                | 2978               | 127                 | 0,072              | 26                    | 16                    | 15                      | 12                     | 12                     | 15                      | 24                     | 4,0                    |
| 2M            | 2600                | 2582               | 115                 | 0,069              | 26                    | 16                    | 9                       | 9                      | 10                     | 15                      | 27                     | 4,3                    |
| 3M            | 3000                | 2979               | 125                 | 0,078              | 29                    | 16                    | 15                      | 11                     | 13                     | 15                      | 24                     | 4,1                    |
| <M> media     | 2867±231            | 2846±229           | 122±6               | 0,073±0,005        | 27±2                  | 16                    | 13±3                    | 11±1                   | 12±1                   | 15                      | 25±2                   | 4,1±0,1                |
| 4M controllo  | 2700                | 2689               | 134                 | 0,038              | 17                    | 16                    | 8                       | 7                      | 7                      | 14                      | 32                     | 3,7                    |
| 2° Meletto    |                     |                    |                     |                    |                       |                       |                         |                        |                        |                         |                        |                        |
| 5M            | 2400                | 2382               | 113                 | 0,060              | 37                    | 15                    | 12                      | 9                      | 8                      | 15                      | 26                     | 5,1                    |
| 6M            | 2000                | 1990               | 85                  | 0,059              | 19                    | 11                    | 5                       | 5                      | 5                      | 14                      | 19                     | 3,9                    |
| 7M            | 2300                | 2292               | 89                  | 0,067              | 20                    | 12                    | 7                       | 7                      | 6                      | 12                      | 21                     | 3,7                    |
| 8M            | 2100                | 2091               | 77                  | 0,084              | 24                    | 12                    | 3                       | 3                      | 4                      | 13                      | 23                     | 3,9                    |
| 9M            | 2700                | 2680               | 276                 | 0,020              | 24                    | 10                    | 10                      | 10                     | 13                     | 26                      | 35                     | 4,8                    |
| <M> media     | 2300±274            | 2287±269           | 128±84              | 0,058±0,02         | 25±7                  | 12±2                  | 7±4                     | 7±3                    | 7±4                    | 16±6                    | 25±6                   | 4,3±0,6                |
| 10M controllo | 3700                | 3688               | 173                 | 0,044              | 32                    | 10                    | 11                      | 14                     | 12                     | 29                      | 26                     | 3,6                    |
| 3° Meletto    |                     |                    |                     |                    |                       |                       |                         |                        |                        |                         |                        |                        |
| 11M           | 3600                | 3576               | 216                 | 0,036              | 26                    | 17                    | 16                      | 18                     | 14                     | 32                      | 29                     | 4,2                    |
| 12M           | 3700                | 3672               | 199                 | 0,033              | 22                    | 14                    | 12                      | 13                     | 11                     | 31                      | 25                     | 3,5                    |
| 13M           | 3500                | 3477               | 196                 | 0,028              | 21                    | 12                    | 8                       | 11                     | 12                     | 23                      | 29                     | 3,3                    |
| 14M           | 3600                | 3582               | 222                 | 0,027              | 28                    | 7                     | 11                      | 12                     | 13                     | 26                      | 31                     | 3,6                    |
| 15M           | 3600                | 3578               | 186                 | 0,034              | 26                    | 10                    | 11                      | 10                     | 14                     | 22                      | 31                     | 3,5                    |
| <M> media     | 3600±71             | 3577±69            | 204±15              | 0,032±0,004        | 25±3                  | 12±4                  | 12±3                    | 13±3                   | 13±1                   | 27±4                    | 29±2                   | 3,6±0,3                |
| 16M controllo | 2800                | 2785               | 144                 | 0,050              | 33                    | 10                    | 7                       | 7                      | 11                     | 23                      | 29                     | 4,3                    |

Non tutte le forme organiche possono essere aggredite e degradate dalla biomassa microbica nella stessa misura e velocità; esistono cioè delle forme che sono più resistenti, che vengono mineralizzate in modo molto più lento. La resistenza di queste forme viene definita dal loro periodo di semitrasformazione, cioè dal periodo di tempo necessario affinché la loro concentrazione si riduca della metà. Il ruolo della biomassa microbica è rilevante soprattutto nella mineralizzazione delle frazioni organiche meno stabili e più facilmente mineralizzabili con un contributo compreso tra il 30 e 35 % (Sequi P. 1993). Nella maggior parte dei siti esaminati dei tre meleti si può osservare che le percentuali di mineralizzazione più alte (tab.3) si hanno in corrispondenza di elevati valori di biomassa microbica e attività respirometrica basale.

I valori di  $N_0$  indicano essenzialmente l'ammontare della frazione mineralizzabile dell'azoto organico dei suoli a meletto. Nel 1° e, in misura minore, nel 2° meletto sono stati riscontrati valori della costante di mineralizzazione maggiori rispetto ai controlli e quindi percentuali di mineralizzazione più grandi. Nel 3° meletto non vi sono sostanziali differenze tra i siti e il controllo per quanto riguarda il pool dell'azoto potenzialmente mineralizzabile.

## Fragolina degli Alburni

Per quanto riguarda la fragolina degli Alburni si nota una situazione diversificata rispetto alla mela annurca nell'analisi dei parametri di umificazione, soprattutto nel caso del 1° fragoleto sito in località S. Antonio Buccino (Sa), dove si osserva (tab. 4) un basso valore sia del grado che del tasso di umificazione dei siti esaminati e un indice di umificazione significativamente più alto rispetto al controllo (6F). Questo sembra quindi indicare che i siti campionati, a fronte di un contenuto di carbonio organico confrontabile, siano caratterizzati da un minor livello d'umificazione rispetto al controllo (6F).

Nel caso del 2° fragoleto, sito in località S. Lucia Auletta (Sa), i valori del contenuto di carbonio organico totale, di quello estraibile e del contenuto in acidi umici e fulvici non si discostano dal controllo (10F).

Tabella 4. Caratterizzazione chimica della sostanza organica dei suoli a fragoleto

| 1° Fragoleto<br>Antonio Buccino  | TOC (%)  | TEC (%) | CHA+AF  | DH (%)    | HR (%)    | HI      |
|----------------------------------|----------|---------|---------|-----------|-----------|---------|
| S                                |          |         |         |           |           |         |
| 1F                               | 1,3      | 0,9     | 0,4     | 44        | 32        | 1,3     |
| 2F                               | 1,4      | 0,9     | 0,4     | 44        | 28        | 1,3     |
| 3F                               | 1,2      | 1,0     | 0,6     | 60        | 50        | 0,7     |
| 4F                               | 0,6      | 0,4     | 0,3     | 75        | 49        | 0,3     |
| 5F                               | 1,3      | 1,0     | 0,7     | 70        | 52        | 0,4     |
| <F> valore medio                 | 1,2±0,3  | 0,8±0,2 | 0,5±0,2 | 58,6±14,4 | 42,2±11,3 | 0,8±0,5 |
| 6F Controllo                     | 1,2      | 0,7     | 0,6     | 86        | 51        | 0,2     |
| 2° Fragoleto<br>S. Lucia Auletta |          |         |         |           |           |         |
| 7F                               | 0,9      | 0,6     | 0,3     | 50        | 33        | 1,0     |
| 8F                               | 1,0      | 0,7     | 0,5     | 71        | 50        | 0,4     |
| 9F                               | 1,0      | 0,5     | 0,3     | 60        | 30        | 0,7     |
| <F> valore medio                 | 1,0±0,06 | 0,6±0,1 | 0,4±0,1 | 60,3±10,5 | 37,6±11,0 | 0,7±0,3 |
| 10F Controllo                    | 0,9      | 0,5     | 0,3     | 60        | 33        | 0,7     |

Anche per i siti coltivati a fragole, oltre ai parametri chimici e d'umificazione sono stati determinati gli indicatori microbiologici.

Sia nel primo che nel secondo fragoleto i siti campionati sono caratterizzati da una discreta quantità di biomassa microbica (tab.5), mediamente maggiore rispetto ai due controlli (6F, 10F). I valori del rapporto percentuale tra il carbonio della biomassa e quello organico totale non presentano differenze notevoli rispetto al controllo nella maggior parte dei siti del 1° e 2° fragoleto e inoltre in ciascuno di essi i controlli sono caratterizzati da un quoziente metabolico ( $q_{CO_2}$ ) maggiore rispetto ai siti stessi. Nel 2° fragoleto i siti presentano una popolazione microbica con una maggior attività nei processi metabolici: i valori di  $q_{CO_2}$  relativamente più elevati e i valori del rapporto C-biomassa /TOC più bassi sembrano indicare che il grado di decomposizione della sostanza organica è più rapido che nel primo fragoleto.

Tabella 5. Valori di biomassa microbica, respirazione basale, quoziente metabolico e quoziente C- biomassa /Carbonio organico totale

| 1° Fragoleto<br>S. Antonio Buccino (SA) | C-biomassa<br>(mgC/Kg suolo) | respirazione basale<br>(mg C/CO <sub>2</sub> /24h/Kgsuolo) | $q_{CO_2}$<br>(mgC/CO <sub>2</sub> /C <sub>mic</sub> h <sup>-1</sup> ) | (C <sub>mic</sub> /TOC)<br>(%) |
|---|------------------------------|--|--|--------------------------------|
| 1F                                      | 148                          | 5,6  | 0,0016   | 1,1                            |
| 2F                                      | 257                          | 3,7  | 0,0006   | 1,8                            |
| 3F                                      | 202                          | 3,9  | 0,0008   | 1,7                            |
| 4F                                      | 148                          | 4,2  | 0,0012   | 2,4                            |
| 5F                                      | 268                          | 5,9  | 0,0009   | 2,1                            |
| <F> valore medio                        | 205±57                       | 4,6±1,0  | 0,0010±0,0004  | 1,8±0,5                        |
| 6F Controllo                            | 212                          | 8,4  | 0,0017   | 1,8                            |
| 2° Fragoleto<br>S. Lucia Auletta (SA)   |                              |  |  |                                |
| 7F                                      | 125                          | 4,0  | 0,0013   | 1,4                            |
| 8F                                      | 154                          | 4,1  | 0,0011   | 1,5                            |
| 9F                                      | 133                          | 3,9  | 0,0012   | 1,3                            |
| <F> valore medio                        | 137±15                       | 4,0±0,1  | 0,0012±0,0001  | 1,4±0,1                        |
| 10F Controllo                           | 88                           | 3,6  | 0,0017   | 1,0                            |

Per quanto riguarda il pool azotato si può osservare (tab. 6) come il 1° fragoieto mostra una certa variabilità spaziale del contenuto di azoto totale, che pertanto non differisce in modo significativo dal controllo. I valori di azoto mineralizzato in condizioni di potenzialità (microcosmo) nelle trenta settimane di incubazione sembrano indicare (tab. 6) un'attività mineralizzante maggiore per il primo fragoieto rispetto al secondo.

Nel 2° fragoieto (tab. 6) sia i valori dell'azoto potenzialmente mineralizzabile ( $N_0$ ) che le relative costanti cinetiche di mineralizzazione sono mediamente più elevati nei siti rispetto al controllo risultando in accordo con quanto riscontrato con gli indicatori microbiologici.

Tabella 6. Contenuto di azoto totale, organico e mineralizzato nel corso di 30 settimane di mineralizzazione nei suoli a fragoieto

|                 | N tot.              | N org.             | $N_0$               | K                  | N min.<br>II<br>sett. | N min.<br>IV<br>sett. | N min.<br>VIII<br>sett. | N min.<br>XII<br>sett. | N min.<br>XVI<br>sett. | N min.<br>XXII<br>sett. | N min.<br>XXX<br>sett. | % min.<br>XXX<br>sett. |
|-----------------|---------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|
|                 | mg Kg <sup>-1</sup> | mgKg <sup>-1</sup> | mg Kg <sup>-1</sup> | sett <sup>-1</sup> | mg Kg <sup>-1</sup>   | mg Kg <sup>-1</sup>   | mg Kg <sup>-1</sup>     | mg Kg <sup>-1</sup>    | mg Kg <sup>-1</sup>    | mg Kg <sup>-1</sup>     | mg Kg <sup>-1</sup>    | mg Kg <sup>-1</sup>    |
| 1° Fragoieto    |                     |                    |                     |                    |                       |                       |                         |                        |                        |                         |                        |                        |
| 1F              | 1500                | 1483               | 116                 | 0,085              | 29                    | 12                    | 18                      | 9                      | 13                     | 15                      | 18                     | 7,6                    |
| 2F              | 900                 | 875                | 83                  | 0,097              | 27                    | 7                     | 11                      | 7                      | 9                      | 8                       | 19                     | 9,9                    |
| 3F              | 1700                | 1683               | 95                  | 0,095              | 29                    | 8                     | 11                      | 9                      | 11                     | 12                      | 15                     | 5,7                    |
| 4F              | 700                 | 696                | 65                  | 0,055              | 12                    | 6                     | 8                       | 4                      | 6                      | 7                       | 15                     | 8,2                    |
| 5F              | 1800                | 1775               | 104                 | 0,064              | 22                    | 9                     | 13                      | 7                      | 10                     | 15                      | 18                     | 5,3                    |
| <F> media       | 1320±492            | 1302±488           | 93±20               | 0,079±0,020        | 24±7                  | 8±2                   | 12±4                    | 7±2                    | 10±3                   | 11±4                    | 17±2                   | 7,3±1,9                |
| 6F (Controllo)  | 1200                | 1191               | 127                 | 0,035              | 13                    | 8                     | 14                      | 7                      | 10                     | 12                      | 23                     | 7,2                    |
| 2° Fragoieto    |                     |                    |                     |                    |                       |                       |                         |                        |                        |                         |                        |                        |
| 7F              | 1100                | 1095               | 68                  | 0,057              | 13                    | 5                     | 8                       | 6                      | 6                      | 6                       | 16                     | 5,4                    |
| 8F              | 1600                | 1594               | 68                  | 0,072              | 17                    | 6                     | 9                       | 4                      | 6                      | 7                       | 18                     | 4,2                    |
| 9F              | 1200                | 1195               | 82                  | 0,042              | 11                    | 6                     | 8                       | 4                      | 10                     | 8                       | 14                     | 5,1                    |
| <F> media       | 1300±265            | 1295±264           | 73±8                | 0,057±0,010        | 14±3                  | 6±1                   | 8±1                     | 5±1                    | 7±2                    | 7±1                     | 16±2                   | 4,9±0,6                |
| 10F (Controllo) | 700                 | 696                | 62                  | 0,051              | 7                     | 5                     | 10                      | 6                      | 6                      | 4                       | 13                     | 7,3                    |

## Conclusioni

Il lavoro in quest'articolo rappresenta un contributo ad un progetto volto a valutare la caratterizzazione di suoli interessati da coltivazioni di varietà di prodotti frutticoli tipici quali la mela annurca (IGP) e la fragolina degli Alburni.

Per quanto riguarda la mela annurca, i siti campionati evidenziano una concordanza tra i parametri di umificazione e gli indicatori microbiologici. Sembrano esistere delle differenze piuttosto marcate tra i siti dei meleti e i rispettivi controlli; i suoli dei meleti sono caratterizzati da valori del grado di umificazione (DH) leggermente più alti e del quoziente metabolico ( $q_{CO_2}$ ) più bassi tali da indicare una maggiore stabilità.

Per quanto riguarda i siti interessati alla coltivazione della fragolina degli Alburni i parametri di umificazione danno informazioni differenti rispetto ai suoli a meleto. Soprattutto nel caso del 1° fragoieto, accanto ad un minor livello di umificazione i valori degli indici di umificazione sono relativamente più alti rispetto ai controlli indicando la presenza di sostanza organica labile, facilmente metabolizzabile dai microrganismi; i suoli dei fragoieti hanno coefficienti metabolici ( $q_{CO_2}$ ) più bassi rispetto ai controlli.

Per quanto riguarda il pool azotato, si può vedere che la mineralizzazione dell'azoto organico è più spinta nei suoli dei fragoieti rispetto a quelli dei meleti, a fronte del minor contenuto di azoto organico. L'azoto potenzialmente mineralizzabile infatti ammonta intorno al 4-5 % dell'azoto organico nei meleti ed al 6-8 % nei fragoieti.

In conclusione, i suoli investiti dalle colture della mela annurca e della fragolina degli Alburni presentano una favorevole fertilità biologica, espressa anche dalla situazione di maggiore equilibrio della biomassa microbica del suolo rispetto ai siti limitrofi non coltivati.

## Ringraziamenti

Tale attività è stata realizzata con il finanziamento MIUR ottenuto nel progetto Vatipici: U.O. ISNP "Individuazione e taratura di parametri fisico-chimico-biologici del suolo di aree di produzione tipica correlati con la qualità dei prodotti frutticoli".

## Bibliografia

ANDERSON H., DOMSCH K.H. (1985): Determination of eco-physiological maintenance requirements of soil microorganism in a dormant state. *Biol.Fert. of Soils*, 1, 81-89.

- BENEDETTI A., ROSSI G. (1989) Respiratory activity of soil as index of biological fertility. *Annales XV Rome Institute for Plant Nutrition*.
- BENEDETTI A. (1983) Fertilità biologica del terreno e concimi ad azoto lento. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante*. Roma XII 3, 1-14.
- BENEDETTI A., SEBASTIANI G. (1996) "Determination of potentially mineralizable nitrogen in agricultural soil" *Biology and Fertility of Soil* 21: 114-120.
- BROOKES P. C. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol. Fert. Soil* 19, 269-279.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P. (1990) Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on soil polyvinylpyrrolidone. *J. of Chromatog.* 509: 141-146.
- ISERMEYER H. (1952) Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 56: 26-38.
- LO SCALZO R., TESTONI A., GENNA A., (2001) Annurca apple fruit, a southern Italy apple cultivar: textural properties and aroma composition. *Food Chemistry* 73, 333-343
- SEQUI P., DE NOBILI M. (2000) Cap.VII – Carbonio Organico. In: P. Violante (Ed.) *Metodi di analisi chimica del suolo*, Collana diretta da P. Sequi Osservatorio Nazionale Pedologico, Ministero delle Politiche Agricole. Franco Angeli Ed.
- SPRINGER U., KLEE J. (1954) Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigen Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffes mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernähr. Dung. Bodenkd.* 64:1-26.
- STANFORD G. AND SMITH S.J. (1972) Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 465-472.
- URRUTY L. AND MONTURY M., (2002) Assessment of Strawberry through SPME/GC and ANN Methods. Classification and Discrimination of Varieties. *Journal of Agr. Food Chemistry* 50, 3129-3136.
- VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S. (1987) An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biol. & Biochem.* 19: 703-707.

## IMPATTO DELL'ARIDITÀ E DELLA TEMPERATURA SUL TASSO DI RESPIRAZIONE DEL SUOLO IN UNA GARIGA MEDITERRANEA

Giovanbattista de Dato, Paolo De Angelis, Giuseppe Scarascia-Mugnozza

Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle Sue Risorse, Università degli Studi della Tuscia  
Via S. Camillo De Lellis snc, 01100 Viterbo (VT)

### Riassunto

Gli scenari dei cambiamenti climatici prevedono per l'Europa meridionale e il Mediterraneo un incremento delle temperature e una riduzione delle precipitazioni estive, con conseguente allungamento del periodo arido. L'emissione di CO<sub>2</sub> dal suolo rappresenta una quota rilevante delle emissioni totali di carbonio nell'atmosfera, ed è fortemente correlata con la temperatura e con il contenuto idrico del suolo. Le alterate condizioni climatiche potrebbero agire negativamente sul bilancio del carbonio delle regioni aride e semi-aride, come quelli su cui vegetano le garighe mediterranee, attraverso un incremento delle perdite per respirazione dal suolo. In una comunità a gariga mediterranea (Porto Conte - SS) sono stati misurati *in situ* i flussi di CO<sub>2</sub> provenienti dal suolo, con frequenza circa mensile e per un periodo di due anni, per mezzo di un analizzatore portatile di scambi gassosi all'infrarosso. I dati ottenuti sono stati analizzati per mezzo di funzioni semplici con la temperatura del suolo e con funzioni più complesse temperatura-contenuto idrico del suolo. Attraverso tali funzioni è stato quindi possibile effettuare una stima della quantità annua di carbonio emessa dal suolo, nei due anni oggetto di studio. Nella stessa area, per mezzo di un innovativo sistema sperimentale di manipolazione microclimatica è stato possibile studiare l'impatto di un incremento delle temperature minime giornaliere (warming) e dell'allungamento del periodo arido (drought). Nei periodi in cui l'emissione di CO<sub>2</sub> non risultava limitata dal ridotto contenuto idrico del suolo, è stato possibile descrivere i flussi per mezzo di una semplice funzione esponenziale con la temperatura ed il fattore Q<sub>10</sub> calcolato non risultava significativamente alterato dai trattamenti sperimentali. In condizioni idriche limitanti, ma non ancora nel periodo arido, il flusso risultava sensibilmente ridotto con modificazioni significative della funzione esponenziale con la temperatura. Nei mesi decisamente aridi la respirazione era sensibilmente ridotta, raggiungendo i valori minimi su base annua. Analogamente, il flusso cumulato su base annua risultava strettamente dipendente dalla durata del periodo arido. L'analisi dell'impatto dei trattamenti sperimentali mostrava una modificazione dei flussi respiratori nei due trattamenti, dovuta ad una risposta di "acclimatazione" della comunità alle condizioni ambientali sovrainposte. La sensibilità di queste comunità alle fluttuazioni climatiche, risulta quindi determinata dalla durata del periodo arido attraverso effetti diretti sul suolo, e dagli effetti secondari mediati dal ciclo biologico delle vegetazione presente con possibile acclimatazione alle condizioni di ripetuta aridità.

**Parole chiave:** cambiamenti climatici, arbusteti mediterranei, respirazione del suolo

### Effect of aridity and temperature on soil respiration rate in a Mediterranean shrubland (*gariga*)

#### Abstract

Climate change scenarios foresee for the southern Europe and the Mediterranean area an increase in temperature and a decrease of summer precipitations, and consequently an extension of the summer dryness. Soil CO<sub>2</sub> emission is a relevant amount of the total carbon emissions to the atmosphere, and it is linked to soil temperature and soil water content. Altered climate conditions could affect negatively the carbon balance in arid and semi-arid regions, where an important aspect of the vegetation is represented by shrublands. In a Mediterranean shrubland community (*gariga*), located in Porto Conte, Sardinia, soil CO<sub>2</sub> fluxes were measured, on a monthly basis, for two years, by a portable infrared gas analyzer. The data were analyzed by a simple function with temperature. By these equations, we estimate a total soil CO<sub>2</sub> emission. Moreover, by a new microclimate manipulation experimental system, we studied the impact of increased daily minimum temperature (warming) and extension of the dry period (drought). During the period when the soil water was not a limiting factor, soil CO<sub>2</sub> fluxes were correlated to soil temperature by an exponential equation. The Q<sub>10</sub> value was not affected by the treatments. During summer, with limiting soil water conditions, soil respiration rates were very low. The cumulative CO<sub>2</sub> emission was strictly dependent on the length of the dry period. Both treatments induced an acclimation in the respiratory fluxes. The sensitivity of this community to climate fluctuations is determined by the length of the dry period, with direct effects on soil and secondary effects mediated by biological cycle of vegetation expressed by a possible acclimation to repeated dry spells.

**Key words:** climate change, Mediterranean shrublands, soil respiration

#### Introduzione

L'IPCC nel suo ultimo report indica per l'Europa un incremento delle temperature, soprattutto estive, e un decremento delle precipitazioni che porterà ad un allungamento dei periodi siccitosi (Kundzewicz *et al.*, 2001).

Il suolo rappresenta il più importante deposito di carbonio a livello planetario, se si escludono gli ecosistemi acquatici (Schlesinger & Andrews 2000; Schimel 1995), ed è la sede di importanti processi che regolano la produttività degli ecosistemi e ancor più il bilancio netto degli scambi tra gli ecosistemi e l'atmosfera. L'emissione di CO<sub>2</sub> dal suolo, ovvero la respirazione del suolo, è dipendente dalla temperatura e, in particolare in ambiente mediterraneo, dal contenuto idrico (Reichstein *et al.*, 2002; Rey *et al.*, 2002; Xu & Qi 2001; Kirschbaum 1995; Hanson *et al.*, 1993). Un'ipotesi abbastanza diffusa è quella secondo cui l'incremento di temperatura indotto dai cambiamenti climatici potrebbe incrementare la produttività, accelerare il ciclo dei nutrienti e contemporaneamente portare ad una maggiore emissione di CO<sub>2</sub> da suolo (Rustad *et al.*, 2000). Nelle aree a scarsa disponibilità idrica tali modificazioni potrebbero non verificarsi. Anzi, nel bacino del Mediterraneo, dove sono stati registrati quantità di precipitazioni sempre più basse (Esteban-Parra *et al.*, 1998; Kutiel *et al.*, 1996; Quereda Sala *et al.*, 2000; Repapis, 1986), e per il quale questo trend è previsto anche per le decadi future (Cubasch *et al.*, 1995; Cubasch *et al.*, 1996; Kundzewicz *et al.*, 2001), minori apporti idrici potrebbero alterare la struttura delle comunità vegetali (Lloret *et al.*, 2004), diminuirne la produttività (Llorens *et al.*, 2003; Ogaya *et al.*, 2003; Peñueals *et al.*, 2004), rallentare tutti i processi di decomposizione della sostanza organica e quindi alterarne l'attuale equilibrio. Inoltre, l'aumento della frequenza di eventi piovosi intensi (Kundzewicz *et al.*, 2001) potrebbe causare perdite di suolo e di nutrienti per lisciviazione e per fenomeni erosivi (Kundzewicz & Somlyódy 1997), con conseguenze sugli ecosistemi e innesco di processi di desertificazione.

Attraverso una opportuna manipolazione ambientale, che prevede l'incremento della temperatura e la diminuzione degli apporti idrici, si è potuto testare l'ipotesi secondo cui l'emissione di CO<sub>2</sub> dal suolo possa venire accelerata da temperature più elevate e depressa da ridotti apporti idrici in ambiente mediterraneo, dove la scarsa disponibilità idrica, la bassa produttività e le temperature non limitanti sono elementi caratterizzanti.

## Materiali e metodi

### L'area di studio

Lo studio è stato condotto all'interno della riserva naturale *Porto Conte Le Prigionette*, situata nella penisola di Capo Caccia nella Sardegna nord-occidentale. Negli anni settanta un'intensa opera di forestazione fu eseguita nell'area con specie adatte al clima caldo arido, quindi *Pinus pinea* L., *P. halepensis* L., *Cupressus sempervirens* L. e *Eucalyptus* spp. Il terreno fu sottoposto a rippatura e lavorazione andante prima della messa a dimora dei semi. Fasce prive di vegetazione furono lasciate scoperte e tenute pulite con funzione tagliafuoco. La sperimentazione è stata condotta all'interno di una di queste fasce. La sua manutenzione è stata realizzata tramite fuoco controllato fino al 1990 e poi con mezzi meccanici nel 1991 e 1992, mentre dal 1993 nessun altro intervento è stato eseguito e la vegetazione spontanea ha potuto ricolonizzare il terreno. Attualmente l'area è occupata da una gariga (altezza massima circa 1 metro) composta in prevalenza da *Cistus monspeliensis* e *Helychrisum microphyllum* con presenza di individui di *Dorycnium pentaphyllum*, *Rosmarinus officinalis* e *Pistacia lentiscus*, e una percentuale elevata di suolo nudo intorno.

I *plot* sono localizzati in un'area di transizione tra due tipi di substrato geologico: la parte più a monte è costituita dai calcari selciferi e le dolomie del giurassico, mentre la zona pianeggiante da depositi alluvionali recenti ed attuali dell'Olocene (Corrias *et al.*, 1983). Il suolo all'interno della fascia è stato classificato, dopo l'apertura di un apposito profilo, come Lithic Xerotent (USDA, 1999), con elevata pietrosità e rocciosità superficiale, di tipo franco sabbioso, poco profondo e poco evoluto, con profilo ABC, tendenzialmente neutro-basofilo.

Dal punto di vista climatico, l'area è caratterizzata da un clima tipicamente mediterraneo. Le precipitazioni (640 mm anno<sup>-1</sup>) si concentrano nel periodo autunno-inverno e presentano un minimo estivo che provoca un periodo di deficit idrico che si protrae da maggio a fine agosto. La media delle minime del mese più freddo è 7 °C, la media delle massime del mese più caldo è 28 °C. Il mese più caldo è agosto (24,7 °C), il mese più freddo gennaio (9,9 °C) (stazione di Fertilia aeroporto; N 40°38' E 8°17'; altitudine 40 m slm; distanza dal mare 4273 m; periodo di osservazione 1960-1990).

### La manipolazione microclimatica

Lungo una fascia tagliafuoco (125 x 10 m circa, pendenza 10% circa; N 40°37' E 8°10') sono stati individuati 3 blocchi adiacenti al cui interno sono stati definiti tre *plot* di 6 x 4 m, assegnati a caso ai trattamenti sperimentali: Control (nessuna manipolazione), Warming (copertura notturna), Drought (intercettazione periodica delle precipitazioni). Elementi tubolari in ferro zincato costituivano una struttura orizzontale rettangolare di 6 x 4 m sostenuta a circa 1 m di altezza da 12 elementi verticali infissi al terreno. Sul telaio rettangolare poggiavano due binari che permettevano lo scorrimento dei teli (dimensioni 5 x 4 m) necessari per la copertura della vegetazione. I teli erano collegati tramite cavetti in acciaio ad un motore, alimentato da una batteria a 24 V ricaricata da un pannello solare. Sensori



di luce, pioggia e vento della stazione climatica regolavano l'apertura e chiusura dei teli secondo lo schema indicato in tabella 1. Beier *et al.* (2004) hanno fornito una descrizione più dettagliata della tecnica manipolativa.

Tabella 1. Schema di funzionamento dei teli. \*periodico

| condizioni meteo         | trattamento Warming |              | trattamento Drought* |              |
|--------------------------|---------------------|--------------|----------------------|--------------|
|                          | giorno              | notte        | giorno               | notte        |
| senza pioggia            | telo avvolto        | telo steso   | telo avvolto         | telo avvolto |
| pioggia                  | telo avvolto        | telo avvolto | telo steso           | telo steso   |
| senza pioggia, con vento | telo avvolto        | telo avvolto | telo avvolto         | telo avvolto |
| con pioggia e vento      | telo avvolto        | telo avvolto | telo avvolto         | telo avvolto |

### Monitoraggio del microclima

All'interno di ogni plot venivano misurati la temperatura dell'aria a 20 cm di altezza dal suolo, l'umidità relativa dell'aria a 20 cm di altezza dal suolo, la temperatura del suolo a 10 cm e a 20 cm di profondità, il contenuto idrico del suolo alla profondità di 10 cm. Inoltre, veniva monitorato anche il clima dell'area per mezzo di sensori posti a 2 m di altezza (temperatura dell'aria, umidità relativa dell'aria, velocità e direzione del vento, radiazione globale, precipitazioni). I segnali dei sensori venivano acquisiti con un datalogger (CR10 Campbell Scientific, Inc.) e trasferiti su PC a cadenza settimanale.

### Flusso di CO<sub>2</sub> dal suolo

Il flusso di CO<sub>2</sub> dal suolo (SR) è stato misurato con un analizzatore portatile di gas all'infrarosso EGM-4 (PP Systems, Hertfordshire, UK), connesso ad una camera con un circuito di tipo chiuso SRC1 (PP Systems, Hertfordshire, UK). Le misure sono state effettuate al mattino al sorgere del sole, al termine del periodo del trattamento notturno, e a metà giornata (12:00-14:00) con le massime temperature. Le misure sono state effettuate su 5 punti per plot, individuati permanentemente con l'impianto di collari infissi nel suolo per ridurre il disturbo al momento della misura. Questi collari sono stati distribuiti secondo la variabilità del grado di copertura del suolo e della composizione specifica, così da rappresentare l'intera comunità. Contemporaneamente alla misura di SR, è stata misurata anche la temperatura superficiale del suolo a circa 5 cm (Ts).

Successivamente, è stata utilizzata la relazione esponenziale per correlare il tasso di SR con il Ts

$$SR = SR_0 e^{\beta * Ts} \quad (\text{eq. 1})$$

dove SR è espresso in  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ,  $SR_0$  indica il tasso di respirazione basale per  $Ts = 0$ , e  $\beta$  è il coefficiente di temperatura. Con i parametri stimati della regressione sopra esposta è stato calcolato il  $Q_{10}$ , espresso dalla relazione  $Q_{10} = e^{10\beta}$ , che indica l'aumento della respirazione per 10°C di incremento di temperatura.

## Risultati e discussione

### Le alterazioni microclimatiche

In entrambi gli anni di studio (2002 e 2003) il trattamento Warming ha incrementato significativamente ( $p < 0.001$ ) le temperature minime del suolo misurate a 10 cm di profondità e dell'aria misurate a 20 cm di altezza rispettivamente di circa 1 °C (+10% rispetto al controllo) e 0.5 °C (+3% rispetto al controllo). La temperatura media dell'aria è stata significativamente più calda nel Warming rispetto al controllo (+0.5 °C,  $p < 0.001$ ) nel 2002 e nel 2003. La temperatura media del suolo a -10 cm è stata più calda nel Warming rispetto al controllo nel 2002 (+0.25 °C,  $p < 0.001$ ) ma non nel 2003.

Il trattamento Drought è stato applicato in entrambi gli anni in due periodi, prima e dopo l'estate allo scopo di estendere il periodo arido estivo: 1 maggio - 13 giugno 2002 (-22% rispetto al controllo delle precipitazioni del periodo), 27 agosto - 15 novembre 2002 (-46%), 8 aprile - 9 giugno 2003 (-15%), 4 ottobre - 2 dicembre 2003 (-83%).

### Il flusso di CO<sub>2</sub> dal suolo

Il flusso di CO<sub>2</sub> ha mostrato un andamento variabile nel periodo di osservazione tra 1 e 4,5  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . I valori più elevati sono stati misurati nella tarda primavera, in occasione di alte temperature e medi valori di contenuto idrico (RWC), mentre i valori più bassi sono stati registrati in estate e in inverno, rispettivamente con

contenuti idrici bassi ed elevate temperature, e con basse temperature e elevati valori di contenuto idrico del suolo, che quindi hanno agito come fattori limitanti.

Il modello esponenziale (eq. 1) non ha fornito buoni valori di  $R^2$  quando sono stati utilizzati tutti i dati a disposizione. Pertanto, i dati sono stati divisi secondo il contenuto idrico del suolo con una soglia di separazione pari ad un valore di RWC del 7%. In questo modo, la relazione esponenziale applicata ai dati con RWC maggiore o minore di detto limite ha fornito relazioni significative (tab. 2). Per  $RWC > 7\%$ , che è coinciso con il periodo vegetativo (nell'area in esame la stagione di crescita è compresa tra la tarda estate di un anno e la tarda primavera dell'anno successivo), il flusso di  $CO_2$  ha seguito un andamento esponenziale con la temperatura, coi valori più elevati in corrispondenza di contenuti idrici intorno al 20% e temperature del suolo intorno a  $30^\circ C$ . Con il diminuire del RWC sotto la soglia del 7%, valori registrati durante il periodo estivo, il tasso di SR si è portato su livelli più bassi di circa il 40% rispetto ai corrispettivi valori con uguale  $T_s$ . Il modello esponenziale ha ben predetto i valori misurati, con una buona distribuzione dei residui (dati non mostrati). I valori del coefficiente  $Q_{10}$  sono risultati, per  $RWC > 7\%$ , pari a 1,40 nel Control e più bassi, benché in misura non significativa statisticamente, nei due trattamenti (1,35 sia nel Warming che nel Drought). Questo fenomeno di acclimatazione della respirazione a temperature più elevate, benché specie - specifico (Bryla *et al.* 1997; Burton & Pregitzer 2003; Pregitzer *et al.*, 2000), è stato osservato in ecosistemi di prateria di medie latitudini (Luo *et al.*, 2001; Melillo *et al.*, 2002), e comunque si pensa possa avvenire soprattutto in ecosistemi in cui la disponibilità del carbonio sia limitante per i processi biologici. Pertanto gli ecosistemi di gariga, dove gli apporti di carbonio sono limitati dalla bassa produttività di questi, nel lungo periodo potrebbero rispondere ad un clima più caldo riducendo le loro emissioni. Nello stesso senso potrebbero agire condizioni aride più estreme. Per  $RWC < 7\%$  il coefficiente  $Q_{10}$  è stato stimato intorno a 2. Quindi, con bassi valori di RWC è aumentata significativamente la sensibilità della risposta alla temperatura. La stagionalità oltre che del flusso di  $CO_2$  anche del  $Q_{10}$  è stata provocata dal differente regime delle temperature e del contenuto idrico del suolo, nonché dallo stato fenologico delle piante. L'aumento inaspettato del  $Q_{10}$ , che secondo numerosi studi decresce con il diminuire del contenuto idrico (Curiel Yuste *et al.*, 2004; Janssens & Pilegaard, 2003; Kirschbaum, 1995; Reichstein *et al.*, 2002), essendo le principali specie vegetali dell'area decidue estive, dovrebbe essere frutto quasi esclusivo della componente eterotrofa, probabilmente tipicamente termofila e adattata ad estreme condizioni calde ed aride, pronta ad utilizzare gli apporti di carbonio derivante dalla caduta di lettiera e dalla morte delle radici, processi che avvengono prevalentemente durante l'estate (Fontaine *et al.*, 2003; Gallardo & Merino 1998; López *et al.* 2001; Nuñez *et al.*, 2001; Volaire & Thomas 1995).

La stima della  $CO_2$  emessa dal suolo su base annua, nel 2002 e nel 2003, è stata eseguita per mezzo delle equazioni esponenziali. Per semplicità, il calcolo è stato fatto con la temperatura media giornaliera. Nel 2002 nel controllo è stata stimata una emissione di  $CO_2$  di circa  $3,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ , con una riduzione non significativa nel trattamento Warming e Drought pari rispettivamente al 5% e al 4%. Nel 2003, con una emissione nel controllo di  $3,3 \text{ kg m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$  l'effetto dei trattamenti è stato significativo nel Warming (-8%,  $p < 0,05$ ), e appena significativo nel Drought (-4%,  $p = 0,05$ ). Confrontando le emissioni dei due anni, il 2003 ha fatto registrare un valore cumulato inferiore mediamente del 5%. La variazione tra gli anni 2002 e 2003 è stata significativa nel Control ( $3,5$  control  $3,3 \text{ kg m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ ;  $p < 0,05$ ) e nel Warming ( $3,3$  e  $3,0 \text{ kg m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ ;  $p < 0,05$ ), ma non nel Drought ( $3,3$  e  $3,2 \text{ kg m}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ ).

L'andamento giornaliero dell'emissione di  $CO_2$  è stato fortemente influenzato dal contenuto idrico del suolo e dagli eventi precipitosi (fig. 1). Le emissioni durante tutta l'estate del 2003 sono state molto basse e sono aumentate bruscamente solo dopo le precipitazioni di settembre. Diversamente, nell'estate 2002 gli incrementi di emissioni sono state più numerosi, essendo stata l'estate 2002 alquanto anomala circa il regime delle precipitazioni, con numerosi eventi piovosi. Durante la stagione autunno-inverno e la primavera di entrambi gli anni, l'aumento del RWC è stato meno importante nel regolare il flusso di  $CO_2$  (fig. 1). Pertanto, se il periodo arido sarà più esteso (Kundzewicz *et al.*, 2001), l'emissione potrebbe essere più fortemente regolata dagli eventi precipitosi estivi. Questi, infatti, agiscono attivando la popolazione microbica e riportando il flusso di  $CO_2$  ai valori più elevati della stagione umida (Borken *et al.*, 1999). I bassi flussi estivi non sono quindi conseguenza di temperature limitanti (troppo elevate), ma piuttosto della scarsa disponibilità idrica estiva.

**Tabella 2.** Parametri delle regressioni esponenziali tra SR e  $T_s$  per i tre trattamenti e i rispettivi valori di  $Q_{10}$ . Le lettere indicano differenze significative ( $p < 0,05$ ) tra le due stagioni (GS = stagione di crescita, ossia  $RWC > 7\%$ ; nGS = stagione di stasi vegetativa,  $RWC < 7\%$ ) nello stesso trattamento

|          | GS           |              |              | nGS         |             |             |
|----------|--------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
|          | Control      | Warming      | Drought      | Control     | Warming     | Drought     |
| $SR_0$   | 1,63±0,24 a  | 1,63±0,27 a  | 1,62±0,23 a  | 0,15±0,09 b | 0,08±0,07 b | 0,29±0,13 b |
| $\beta$  | 0,03±0,007 a | 0,03±0,008 a | 0,03±0,006 a | 0,07±0,02 b | 0,09±0,02 b | 0,05±0,01 b |
| $Q_{10}$ | 1,40         | 1,35         | 1,35         | 2,10        | 2,41        | 1,72        |
| $r^2$    | 0,48         | 0,34         | 0,53         | 0,85        | 0,75        | 0,85        |
| n        | 25           | 25           | 21           | 7           | 7           | 7           |

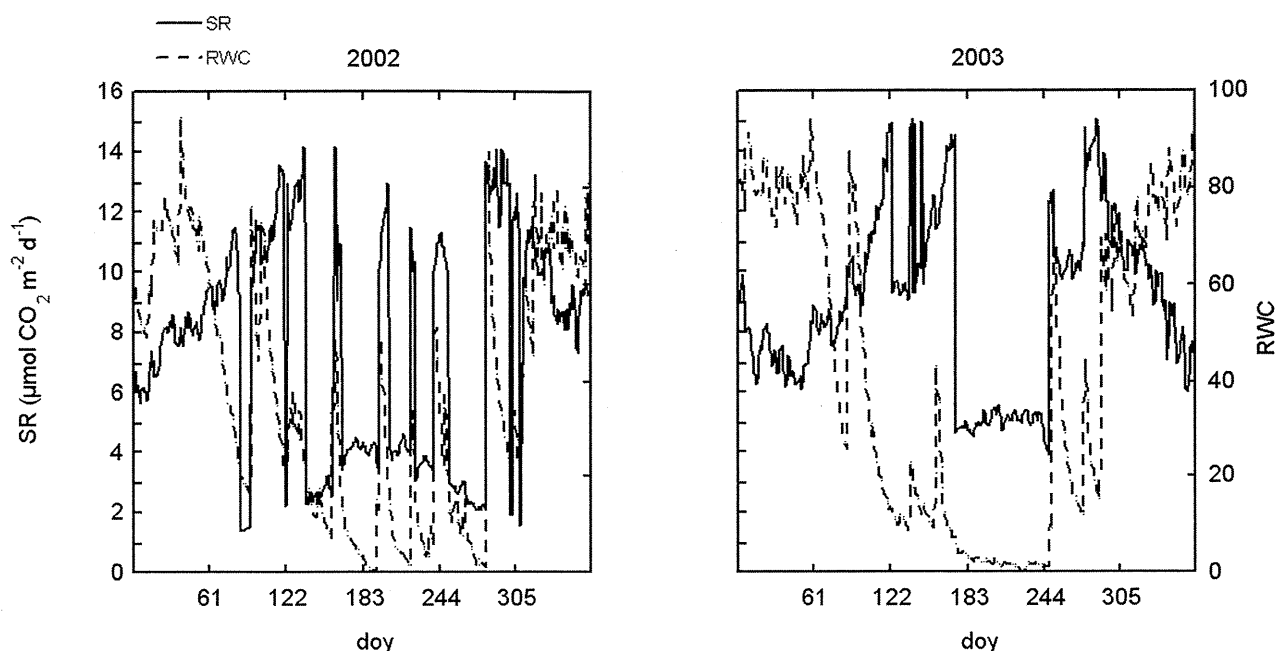


Figura 1. Andamento giornaliero del flusso di CO<sub>2</sub>. Per semplicità di lettura sono illustrati solo i dati relativi al trattamento Control

### Conclusioni

Diversamente da come descritto da numerosi studi in pieno campo (Bekku *et al.*, 2003; Emmett *et al.*, 2004; Epron *et al.*, 1999; Lin *et al.*, 1999; Melillo *et al.*, 2002; Peterjohn *et al.*, 1994; Rustad *et al.*, 2001), in questo esperimento temperature del suolo più elevate e condizioni più aride hanno ridotto le emissioni di anidride carbonica dal suolo. Gli ecosistemi di gariga potrebbero rispondere ai previsti cambiamenti climatici con la acclimatazione dei flussi respirativi. Se anche la produttività di questi ecosistemi sarà depressa dalle differenti condizioni climatiche (de Dato, 2004), nel lungo periodo questi ecosistemi potrebbero rispondere ai previsti cambiamenti climatici portandosi verso un nuovo stato di equilibrio più "statico".

### Bibliografia

- BEIER C., EMMETT B., GUNDERSEN P., TIETEMA A., PEÑUELAS J., ESTIARTE M., GORDON C., GORISSEN A., LLORENS L., RODA F., WILLIAMS D., 2004. Novel Approaches to Study Climate Change Effects on Terrestrial Ecosystems in the Field – Drought and Passive Night Time Warming. *Ecosystem* 7: 583-597.
- BEKKU Y.S., NAKATSUBO T., KUME A., ADACHI M., KOIZUMI H., 2003. Effect of warming on the temperature dependence of soil respiration rate in arctic, temperate and tropical soils. *Applied Soil Ecology* 22: 205-210.
- BORKEN W., XU Y.-J., BRUMME R., LAMERSDORF N., 1999. A climate change scenario for carbon dioxide and dissolved organic carbon fluxes from temperate forest soil: drought and rewetting effects. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1848-1855.
- BRYLA D.R., BOUMA T.J., EISSENSTAT D.M., 1997. Root respiration in cistus acclimates to temperature and slows during drought. *Plant, Cell and Environment* 20: 1411-1420.
- BURTON A., PREGITZER K.S., 2003. Field measurements of root respiration indicate little to no seasonal temperature acclimation for sugar maple and red pine. *Tree Physiology* 23: 273-280.
- CORRIAS B., DIANA CORRIAS S., VALSECCHI F., 1983. Carta della vegetazione della Nurra di Alghero (Sardegna nord-occidentale). Collana Programma Finalizzato "Promozione Qualità Ambiente", AQ/1/229: 1-17. CNR, Roma.
- CUBASCH U., VON STORCH H., WASZKEWITZ J., ZORITA E., 1996. Estimates of climate change in Southern Europe derived from dynamical climate model output. *Climate Research* 7: 129-149.
- CUBASCH U., WASZKEWITZ J., PERLWITZ J., 1995. Regional climate changes as simulated in time-slice experiments. *Climatic Change* 31: 273-304.
- CURIEL YUSTE J., JANSSENS I.A., CARRARA A., CEULEMANS R., 2004. Annual Q<sub>10</sub> of soil respiration reflects plant phenological patterns as well as temperature sensitivity. *Global Change Biology* 10: 161-169.
- DAVIDSON E.A., BELK E., BOONE R.D., 1998. Soil water content and temperature as independent factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology* 4: 217-227.
- DE DATO G., 2004. Effetti dei cambiamenti climatici sulla vegetazione arbustiva mediterranea: risultati della manipolazione ambientale nell'area sperimentale di Porto Conte (SS). Tesi di Dottorato di Ricerca in Ecologia Forestale - XVI ciclo, Università degli Studi della Tuscia.
- EMMETT B.A., BEIER C., ESTIARTE M., TIETEMA A., KRISTENSEN H.L., WILLIAMS D., PEÑUELAS J., SCHMIDT I., SOWERBY A., 2004. The response of soil processes to climate change: Results from manipulation studies across an environmental gradient. *Ecosystem* 7: 625-637.

- EPRON D., FARQUE L., LUCOT E., BADOT P.M., 1999. Soil CO<sub>2</sub> efflux in a beech forest: dependence on soil temperature and soil water content. *Ann. For. Sci.* 56: 221-226.
- ESTEBAN-PARRA M.J., RODRIGO F.S., CASTRO-DIEZ Y., 1998. Spatial and temporal patterns of precipitation in Spain for the period 1880-1992. *International Journal of Climatology* 18: 1557-1574.
- FONTAINE S., MARIOTTI A., ABBADIE L., 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition?. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 837-843.
- GALLARDO A., MERINO J., 1998. Soil nitrogen dynamics in response to carbon increase in a Mediterranean shrubland of SW Spain. *Soil biology and Biochemistry* 30: 1349-1358.
- HEINEMEYER A., RIDGWAY K. P., EDWARDS E. J., BENHAM D. G., J. YOUNG P. W., FITTER A.H., 2003. Impact of soil warming and shading on colonization and community structure of arbuscular mycorrhizal fungi in roots of a native grassland community. *Global Change Biology* 10: 52-64.
- JANSSENS I.A., PILEGAARD K., 2003. Large seasonal changes in Q<sub>10</sub> of soil respiration in a beech forest. *Global Change Biology* 9: 911-918.
- KIRSCHBAUM M.U.F., 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic storage. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 753-760.
- KUNDZEWCZ Z.W., PARRY M.L., CRAMER W., HOLTEN J.I., KACZMAREK Z., MARTENS P., NICHOLLS R.J., ÖQUIST M., ROUNSEVELL M.D.A., SZOLGAY J. (2001) Europe. In: *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Mitigation. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. McCarthy J.J., Canziani O.F., Leary N.A., Dokken D.J., White K.S. (eds). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1032 pp.
- KUNDZEWCZ Z.W., SOMLYODY L., 1997. Climatic Change Impact on Water Resources in a Systems Perspective. *Water Resources Management* 11, 407-435.
- KUTIEL H., MAHERAS P., GUIKA S., 1996. Circulation and extreme rainfall conditions in the Eastern Mediterranean during the last century. *International Journal of Climatology* 16: 73-92.
- LLORET F., PEÑUELAS P., ESTIARTE M., 2004. Experimental evidence of reduced diversity of seedlings due to climate modification in a Mediterranean-type community. *Global Change Biology* in stampa.
- LLORENS L., PEÑUELAS J., ESTIARTE M., 2003. Ecophysiological responses of two Mediterranean shrubs, *Erica multiflora* and *Globularia alypum*, to experimentally drier and warmer conditions. *Physiologia plantarum* 119: 231-243.
- LÓPEZ B., SABATÉ S., GRACIA C.A., 2001. Annual and seasonal changes in fine root biomass of a *Quercus ilex* L. forest. *Plant and Soil* 230: 125-134.
- LUO Y., WAN S., HUI D., WALLACE L.L., 2001. Acclimatization of soil respiration to warming in a tallgrass prairie. *Nature* 413: 622-625.
- MELILLO J.M., STEUDLER P.A., ABER J.D., NEWKIRK K., LUX H., BOWLES F.P., CATRICALA C., MAGILL A., AHRENS T., MORRISSEAU S., 2002. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science* 298: 2173-2176.
- NUÑEZ S., MARTÍNEZ-YRÍZAR A., BÚRQUEZ A., GARCÍA-OLIVA F., 2001 Carbon mineralization in the southern Sonoran Desert. *Acta Oecologica* 22: 269-276.
- OGAYA R., PEÑUELAS J., MARTINEZ-VILALTA J., MANGIRON M., 2003. Effect of drought on diameter increment of *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia*, and *Urbetia unedo* in a holm oak forest of NE Spain. *Forest Ecology and management* 180: 175-184.
- PEÑUELAS J., GORDON C., LLORENS L., NIELSEN T., TIETEMA A., BEIER C., BRUNA P., EMMETT B., ESTIARTE M., GORISSEN T., WILLIAMS D., 2004. Non-intrusive field experiments show different plant responses to warming and drought among sites, seasons and species in a North-South European gradient. *Ecosystem* 7: 598-612.
- PEREIRA J.S., CHAVES M.M., 1995. Plant responses to drought under climate change in Mediterranean-type ecosystem. In: José M. Moreno & Walter C. Oechel (eds.) *Global Change and Mediterranean-type Ecosystems*. Ecological Studies 117: 386-407. Springer-Verlag, New York.
- PETERJOHN W.T., MELILLO J.M., STEUDLER P.A., NEWKIRK K.M., BOWLES F.P., ABER J.D., 1994. Responses of trace gas fluxes and N availability to experimentally elevated soil temperatures. *Ecological Application* 4: 617-625.
- PREGITZER K.S., KING J.S., BURTON A.J., BROWN S.E., 2000. Responses of tree fine roots to temperature. *New Phytologist* 147: 105-115.
- QUEREDA SALA J., GIL OLCINA A., PEREZ CUEVAS A., OLCINA CANTOS J., RICO AMOROS A., MONTON CHIVA E., 2000. Climatic warming in the Spanish Mediterranean: natural trend or urban effect. *Climatic Change* 46: 473-43.
- REICHSTEIN M., TENHUNEN J.D., ROUPSARD O., OURCIVAL J.-M., RAMBAL S., DORE S., VALENTINI R., 2002. Ecosystem respiration in two Mediterranean evergreen Holm Oak forest: drought effects and decomposition dynamics. *Functional Ecology* 16: 27-39.
- REICHSTEIN ET AL., 2003. Modeling temporal and large-scale spatial variability of soil respiration from soil water availability, temperature and vegetation productivity indices. *Global biogeochemical cycles* in stampa
- REY A., PEGORARO E., TEDESCHI V., DE PARRI I., JARVIS P.J., VALENTINI R., 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biology* 8: 851-866.
- REPAPIS C.C., 1986. Temporal fluctuation of precipitation in Greece. *Rivista di Meteorologia Aeronautica* 1-2: 19-25.
- RUSTAD L.E., CAMPBELL J.L., MARION G.M., NORBY R.J., MITCHELL M.J., HARTLEY A.E., CORNELISSEN J.C.H., GUREVITCH J. GCTE-NEWS, 2001. A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* 126: 543-562.
- RUSTAD L.E., HUNTINGTON T.G., BOONE R.D., 2000. Controls on soil respiration: implications for climate change. *Biogeochemistry* 48: 1-6.
- SCHIMEL D.S., 1995. Terrestrial ecosystem and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 1: 77 - 91.
- SCHLESINGER W.H., ANDREWS W.A., 2000. Soil respiration and the global cycle. *Biogeochemistry* 48: 7-20.
- US SOIL SURVEY STUFF, 1997. *Keys to Soil Taxonomy*. US Department of Agriculture, Washington, DC.

## INDICATORI DI QUALITÀ DEI SUOLI AGRICOLI. VALUTAZIONE E RAPPRESENTAZIONE TRAMITE GIS

Alessandro Marchetti, Federica Riccioni, Rosa Francaviglia, Mauro Pirisi

CRA, Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura - Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella 2, 00184 Roma; e-mail: r.francaviglia@isnp.it

### Riassunto

In un'area della provincia di Frosinone (valle del Fiume Sacco), con lo scopo di individuare le aree a maggiore rischio di degradazione, sono stati considerati due indicatori di qualità del suolo: sostanza organica e fertilità globale. Il contenuto di sostanza organica è stato valutato in relazione alle classi di tessitura USDA e quattro livelli di sostanza organica; la fertilità globale del suolo comprende due submodelli: il primo considera alcuni parametri connessi con la fertilità chimica del suolo (K scambiabile, P assimilabile e pH) in relazione alla tessitura; il secondo, che definisce la fertilità intrinseca del suolo, considera la dotazione di sostanza organica del suolo in rapporto al coefficiente di mineralizzazione annua. Entrambi gli indicatori dell'area sono stati relazionati al DEM dell'area per attribuire agli stessi, a parità di classe di valutazione, un peso diverso in relazione alla pendenza, che è superiore al 5 % in circa il 50 % dell'area. I risultati indicano che il contenuto di sostanza organica e la fertilità globale del suolo si discostano dai valori ottimali: la sostanza organica, in particolare, risulta bassa principalmente nella parte settentrionale e meridionale dell'area, dove anche la fertilità globale è bassa o molto bassa.

**Parole chiave:** indicatori, sostanza organica, fertilità, GIS, pianificazione agricola

### Quality indicators of agricultural soils. Evaluation and GIS mapping

#### Summary

In an area of the province of Frosinone (Sacco River valley), with the aim of identifying the areas at higher risk of degradation, two indicators of soil quality have been considered: soil organic matter and soil global fertility. The organic matter content has been evaluated considering the classes of texture and four levels of organic matter; soil global fertility includes two submodels: the first considers some parameters related to soil chemical fertility (exchangeable K, available P and pH) in relation to texture; the second takes into account soil intrinsic fertility, and considers the level of soil organic matter in relation to the yearly coefficient of mineralisation. Both indicators of the area have been related to the DEM to attribute them a different weight in relation to soil slope, which is higher than 5 % in about 50 % of the area. Results show that organic matter content and soil global fertility status are not at the optimum value: soil organic matter, in particular, is low in the northern and southern part of the area, where also soil global fertility is low or very low.

**Key words:** indicators, organic matter, fertility, GIS, agricultural planning

### Introduzione

La valutazione della fragilità del suolo e dell'impatto delle attività antropiche in un dato territorio sono la base di ogni tipo di pianificazione territoriale in cui il suolo deve essere considerato in tutta la sua complessità, come sistema integrato e multifunzionale. Pertanto, le autorità regionali e locali dovrebbero dotarsi di strumenti operativi indirizzati alla protezione dell'ambiente in generale e delle aree agricole in particolare, utili e facili da usare anche dal punto di vista informatico. La classificazione delle aree agricole, in funzione del grado di fragilità del suolo e di attitudine produttiva, deve essere necessariamente basata sulla loro descrizione e su appositi rilevamenti, comprese le proprietà fisico-chimiche, la morfologia, le caratteristiche idrogeologiche e l'uso attuale e potenziale del suolo.

Allo scopo lo strumento operativo più idoneo è offerto dalla tecnologia GIS affiancata da una banca-dati, contenente tutte le informazioni rese disponibili dall'Amministrazione Pubblica e dal mondo della ricerca relative a suolo, acqua, flora, fauna, insediamenti urbani ed industriali, paesaggio, patrimonio culturale, condizioni socio-economiche, ecc. (Bertozzi *et al.*, 1999). Il passo successivo è rappresentato dalla valutazione dello stato attuale delle risorse e del loro rischio di degradazione, per pianificare le misure per prevenire od almeno limitare gli effetti negativi che potrebbero derivare da uno specifico uso del suolo.

Il presente contributo è un esempio di studio pilota che può trovare ampia applicazione per differenti valutazioni agroambientali, anche in considerazione della quantità di informazione pedologica che si è resa e si sta rendendo disponibile in Italia, nell'ottica anche della recente strategia tematica europea per la protezione del suolo incentrata sulla prevenzione dei fenomeni di degradazione del suolo (COM 2002/179).



**Materiali e metodi**

L'area studiata, nota come Regione Agraria Statistica n. 6 (Frosinone – Lazio) ha una superficie topografica di circa 58 000 ha, con una SAU di circa 39 000 ha, per la quale sono disponibili 630 campioni di suolo, di cui circa 190 con profilo fino a 150 cm di profondità (Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, 1985). L'area è individuata dalla Valle del fiume Sacco, interposta tra l'apparato del Vulcano Laziale e le catene montuose dei Monti Lepini ed Ernici. Il territorio comprende i Comuni di Anagni, Arnara, Boville Ernica, Ceccano, Ceprano, Ferentino, Frosinone, Monte S. Giovanni Campano, Paliano, Pofi, Ripi, Strangolagalli e Torrice (Figura 1).

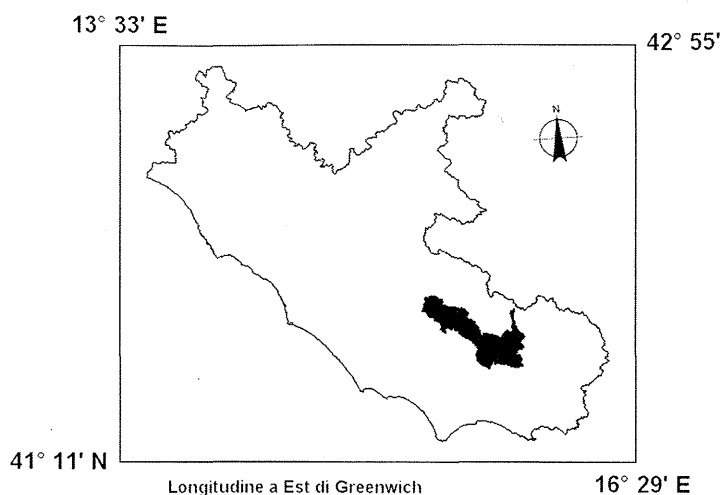


Figura 1. Area di studio

I suoli si sono originati su substrati vulcanici, arenacei, travertinosi, alluvionali e calcarei. Circa il 60 % della superficie ad utilizzazione agraria, mostra una pendenza inferiore al 10 % ed è occupato prevalentemente da seminativi. Sono stati considerati due indicatori di qualità del suolo: sostanza organica e fertilità globale. Il contenuto di sostanza organica (Tabella 1) è stato valutato in relazione alle classi di tessitura USDA (Soil Survey Division Staff, 1993) e quattro livelli di sostanza organica (Sequi e De Nobili, 2000).

La fertilità globale del suolo (Sanchez *et al.*, 1982; AGER, 1994) comprende due submodelli: il primo considera due parametri connessi con la fertilità chimica del suolo ed include K scambiabile, P assimilabile e pH in relazione alla tessitura; il secondo, che definisce la fertilità intrinseca del suolo, considera la dotazione di sostanza organica del suolo in rapporto al coefficiente di mineralizzazione annua, dipendente a sua volta dal contenuto di argilla e di calcare totale.

L'indicatore riassume pertanto più parametri di tipo fisico e chimico. Nel modello di fertilità chimica, la tessitura è suddivisa in tre macroclassi: suoli sabbiosi (S>60 %), suoli franchi (equilibrati) e suoli argillosi (A>35%). Questa suddivisione è utile per interpretare la dotazione degli elementi nutritivi: ai suoli sabbiosi, teoricamente meno ricchi di quelli franchi ed argillosi, si attribuisce, infatti, una soglia di sufficienza inferiore a quella fissata per i suoli con tessitura franca ed argillosa; le stesse considerazioni sono valide per i suoli franchi rispetto a quelli argillosi. I contenuti di P e K sono così suddivisi in soglie di sufficienza in relazione alla tessitura del suolo considerato. L'ultima suddivisione è quella relativa al pH. La prima classe comprende i suoli con pH>8,5 e <5, perché questi valori anomali possono provocare la formazione di fosfati di calcio insolubili o la fissazione del fosforo in ossi-idrossidi di Fe o Al. I suoli appartenenti alla seconda classe di pH (5,0-6,5 e 7,9-8,5) hanno problemi meno evidenti, ma non sono ottimali. La terza fascia, con pH 6,6-7,8 è la migliore. Le classi di fertilità chimica sono riportate nella tabella 2.

Tabella 1. Valutazione della dotazione di sostanza organica in funzione delle classi tessiturali

| Dotazione   | Classi di tessitura USDA                |                       |                  |
|-------------|---|-----------------------|------------------|
|             | S - SF - FS                             | F - FSA - FL - AS - L | A - F - AL - FAL |
|             | Sostanza organica g 100 g <sup>-1</sup> |                       |                  |
| Molto bassa | < 0,8                                   | < 1,0                 | < 1,2            |
| Bassa       | 0,8 - 1,4                               | 1,0 - 1,8             | 1,2 - 2,2        |
| Media       | 1,5 - 2,0                               | 1,9 - 2,5             | 2,3 - 3,0        |
| Elevata     | > 2,0                                   | > 2,5                 | > 3,0            |

La fertilità intrinseca del suolo è rappresentata dal numero di anni N richiesto per la mineralizzazione completa della sostanza organica del suolo, secondo l'equazione  $N = SO/K_2$  dove: SO = contenuto di sostanza organica del suolo (g 100 g<sup>-1</sup>),  $K_2$  = coefficiente annuale di mineralizzazione (Rémy e Marin-Lafliche, 1974), calcolato secondo l'espressione  $K_2 = 1200 \times (A+20)^{-1} \times (CaCO_3 + 20)^{-1}$  dove A = argilla (%) e  $CaCO_3$  = calcare totale (%).

La valutazione della fertilità intrinseca è riportata nella tabella 3. La fertilità globale è definita secondo uno schema di valutazione a matrici che considera la fertilità chimica ed intrinseca (Tabella 4).



Tabella 2. Classi di fertilità chimica del suolo (decescente dalla classe 1 alla 5)

| Tessitura             | K mg kg <sup>-1</sup> | <66  |      |         | 66-83   |         |      | 84-99 |         |         | 100-133 |      |      | >133    |         |         |      |      |         |         |         |
|-----------------------|-----------------------|------|------|---------|---------|---------|------|-------|---------|---------|---------|------|------|---------|---------|---------|------|------|---------|---------|---------|
|                       | pH                    | <5,0 | >8,5 | 5,0-6,5 | 7,9-8,5 | 6,6-7,8 | <5,0 | >8,5  | 5,0-6,5 | 7,9-8,5 | 6,6-7,8 | <5,0 | >8,5 | 5,0-6,5 | 7,9-8,5 | 6,6-7,8 | <5,0 | >8,5 | 5,0-6,5 | 7,9-8,5 | 6,6-7,8 |
| Sabbiosa<br>S > 60 %  | <10                   | 5    | 5    | 4       | 5       | 4       | 4    | 4     | 3       | 3       | 4       | 3    | 3    | 4       | 3       | 3       | 4    | 3    | 3       | 3       | 3       |
|                       | 10-13                 | 4    | 4    | 3       | 4       | 3       | 3    | 4     | 3       | 2       | 3       | 2    | 2    | 3       | 2       | 2       | 3    | 2    | 2       | 1       | 1       |
|                       | 14-15                 | 4    | 3    | 3       | 3       | 2       | 2    | 3     | 2       | 1       | 3       | 2    | 1    | 3       | 2       | 1       | 3    | 2    | 2       | 1       | 1       |
|                       | >15                   | 3    | 3    | 3       | 3       | 2       | 2    | 3     | 2       | 2       | 3       | 2    | 2    | 3       | 2       | 2       | 2    | 2    | 2       | 2       | 2       |
| Franca                | <13                   | 5    | 5    | 5       | 5       | 5       | 5    | 5     | 4       | 4       | 4       | 3    | 3    | 4       | 3       | 3       | 4    | 3    | 3       | 3       | 3       |
|                       | 13-17                 | 5    | 4    | 4       | 5       | 4       | 4    | 4     | 3       | 3       | 4       | 3    | 2    | 4       | 3       | 2       | 3    | 2    | 2       | 1       | 1       |
|                       | 18-21                 | 4    | 3    | 3       | 4       | 3       | 3    | 3     | 2       | 2       | 3       | 2    | 1    | 3       | 2       | 1       | 3    | 2    | 2       | 1       | 1       |
|                       | >21                   | 4    | 3    | 3       | 4       | 3       | 3    | 3     | 2       | 2       | 3       | 2    | 2    | 3       | 2       | 2       | 3    | 2    | 2       | 2       | 2       |
| Argillosa<br>A > 35 % | <15                   | 5    | 5    | 5       | 5       | 5       | 4    | 5     | 4       | 4       | 5       | 4    | 4    | 4       | 3       | 3       | 4    | 3    | 3       | 3       | 3       |
|                       | 15-19                 | 5    | 4    | 4       | 5       | 4       | 4    | 4     | 3       | 3       | 4       | 3    | 3    | 4       | 3       | 3       | 4    | 3    | 3       | 1       | 1       |
|                       | 20-24                 | 4    | 4    | 3       | 4       | 4       | 3    | 4     | 3       | 3       | 4       | 2    | 2    | 3       | 2       | 2       | 3    | 2    | 2       | 1       | 1       |
|                       | >24                   | 4    | 3    | 3       | 4       | 3       | 3    | 3     | 3       | 3       | 3       | 2    | 2    | 3       | 2       | 2       | 3    | 2    | 2       | 2       | 2       |

Tabella 3. Classi di fertilità intrinseca <sup>1</sup>

| Numero di anni N | Classe |
|------------------|--------|
| <2               | C      |
| 2-4              | B      |
| >4               | A      |

1. Decrescente dalla classe A alla C

Tabella 4. Matrice della fertilità globale <sup>2</sup>

| Fertilità chimica | Fertilità intrinseca* |     |     |
|-------------------|-----------------------|-----|-----|
|                   | A                     | B   | C   |
| 1                 | I                     | I   | II  |
| 2                 | I                     | II  | III |
| 3                 | II                    | III | III |
| 4                 | IV                    | IV  | V   |
| 5                 | IV                    | V   | V   |

2. I = ottima; II = buona; III = media; IV = mediocre; V = scarsa

Per l'elaborazione dei dati, i parametri dei profili di suolo sono stati normalizzati a 50 cm per consentire di valutare gli indicatori su un orizzonte omogeneo virtuale. I punti di prelievo sono stati rappresentati su cartografia georeferenziata (I.G.M. 1:25 000). Le mappe degli isovalori dei vari parametri sono state realizzate con ArcGis 8.3 della ESRI<sup>TM</sup>, utilizzando come funzione di interpolazione lo strumento di analisi IDW (Inverse Distance Weighted), in cui si assume che l'influenza della variabile da rappresentare diminuisca con la distanza dal punto di campionamento.

La scelta di utilizzare tale interpolatore, di tipo deterministico, al posto di uno stocastico (quale il kriging), scaturisce principalmente dal fatto che le distribuzioni dei parametri con cui sono stati costruiti gli indicatori non hanno tutte un andamento normale o prossimo alla normalità. Inoltre, per una zona così ampia come quella studiata e con campionamenti di suolo originariamente finalizzati a scopi diversi, è difficile che sia verificata l'ipotesi di stazionarietà, necessaria per poter utilizzare in maniera appropriata gli interpolatori di tipo kriging più semplice, in quanto tale ipotesi implica una decisione a priori che dipende dall'obiettivo dello studio e dalla scala spaziale considerata.

Entrambi gli indicatori sono stati infine relazionati ai valori di pendenza estratti dal DEM dell'area (celle raster da 100 m) per attribuire agli stessi, a parità di classe di valutazione, un peso diverso in relazione alla pendenza, anche per valutare in maniera speditiva l'esistenza o meno di correlazioni tra gli indicatori e la morfologia della zona ed esprimere un giudizio sull'affidabilità delle valutazioni.

## Risultati e discussione

L'analisi dei dati con il GIS ha consentito la rappresentazione cartografica dei due indicatori di qualità del suolo (Figure 2-3). In particolare si possono ricavare le seguenti considerazioni:

- il contenuto di sostanza organica è molto basso nell'1 % dell'area, basso nel 43 %, medio nel 22 %, elevato nel 22 %;
- la fertilità globale è scarsa nel 19 % dell'area, mediocre nel 7 %, discreta nel 47 %, buona nel 10 %, ottima nel 7 %.

# Carta della distribuzione del contenuto di sostanza organica in relazione alla tessitura

VALLE DEL FIUME SACCO

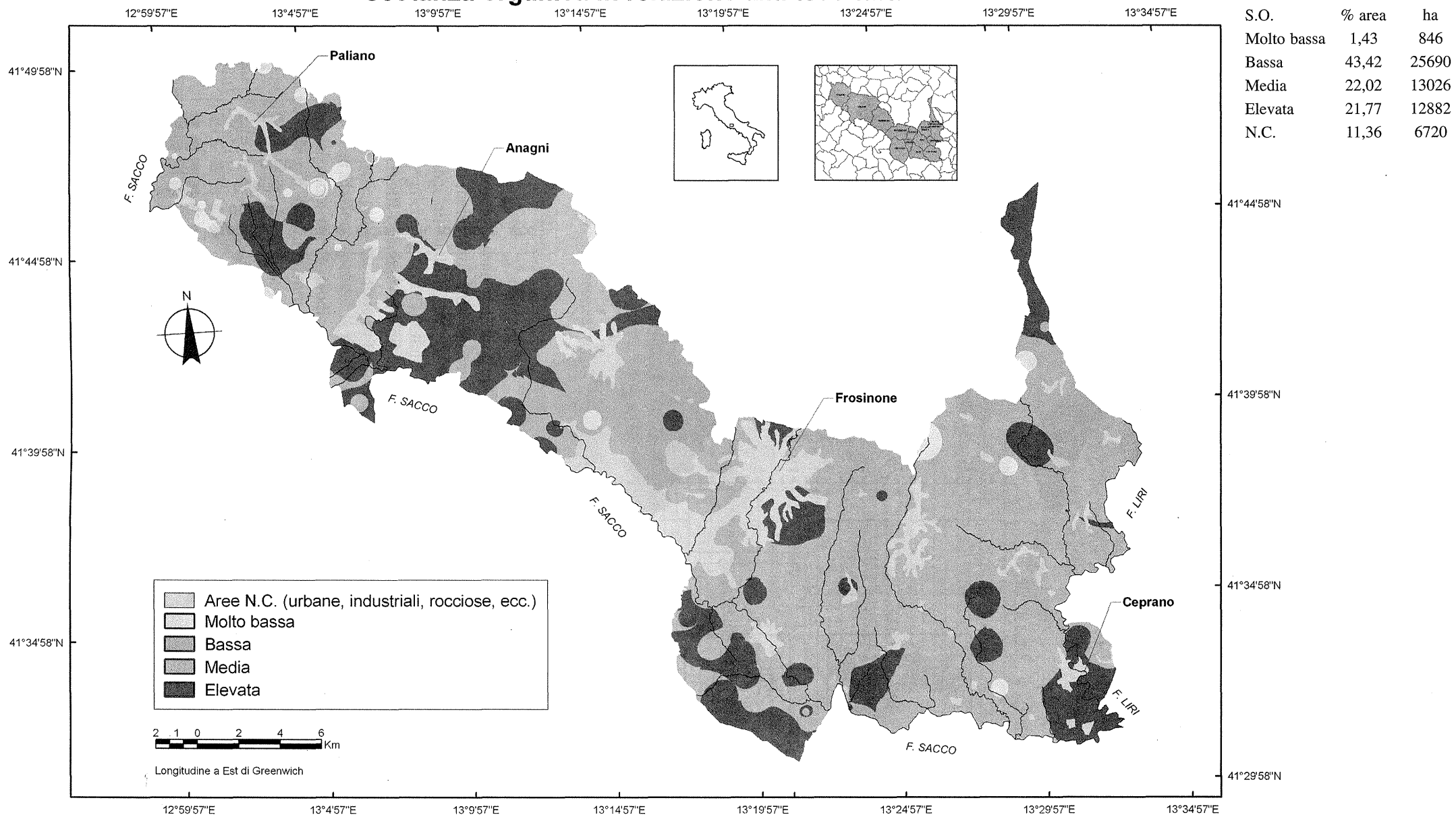
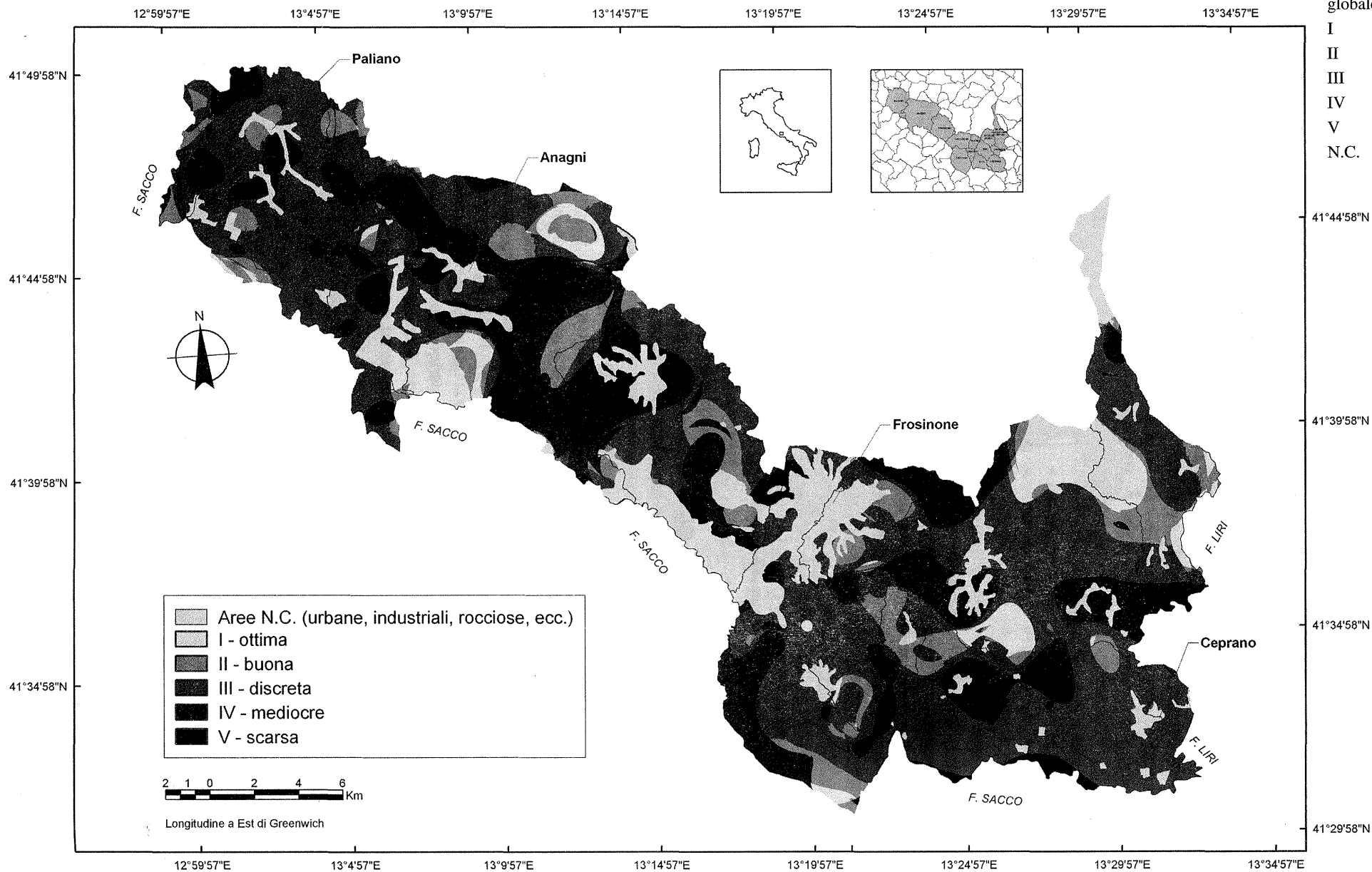


Figura 2. Valutazione della distribuzione del contenuto di sostanza organica in relazione alla tessitura e classi di frequenza

# Carta della distribuzione della fertilità globale

VALLE DEL FIUME SACCO



| Fertilità globale | % area | ha    |
|-------------------|--------|-------|
| I                 | 6,55   | 3873  |
| II                | 9,51   | 5625  |
| III               | 46,65  | 27601 |
| IV                | 7,11   | 4208  |
| V                 | 18,82  | 11137 |
| N.C.              | 11,36  | 6720  |

Figura 3. Valutazione della distribuzione della fertilità globale e classi di frequenza

Il contenuto di sostanza organica e la fertilità globale dei suoli si discostano molto spesso dai valori ottimali, caratteristica molto comune negli ambienti con clima di tipo Mediterraneo, anche come risultato di un'attività agricola basata essenzialmente sull'impiego di concimi minerali e delle disformità dovute al tipo di substrato. La sostanza organica, in particolare, risulta bassa principalmente nella parte settentrionale e meridionale dell'area, dove si riscontrano anche valori non ottimali dell'indicatore della fertilità globale.

Relativamente alla pendenza, le distribuzioni di frequenza della sostanza organica (Figura 4) presentano una asimmetria più o meno pronunciata, con una dispersione contenuta nei livelli da molto basso a medio in cui il 50 % dei dati è compreso tra l'1 e l'8 % di pendenza. Nel livello elevato, invece, i valori sono fortemente dispersi, indicando una scarsa significatività delle interpolazioni.

L'indicatore fertilità globale (Figura 5) può essere considerato affidabile per i livelli da media a scarsa e per pendenze dall'1 al 7 %, in quanto caratterizzati da una dispersione molto più contenuta rispetto a quella dei livelli buona e ottima.

In relazione ai valori di pendenza, pertanto, l'interpolazione dei due indicatori è risultata più significativa per pendenze moderate (dall'1 all'8 % circa) e per livelli di sostanza organica e fertilità globale diversi da quelli ottimali.

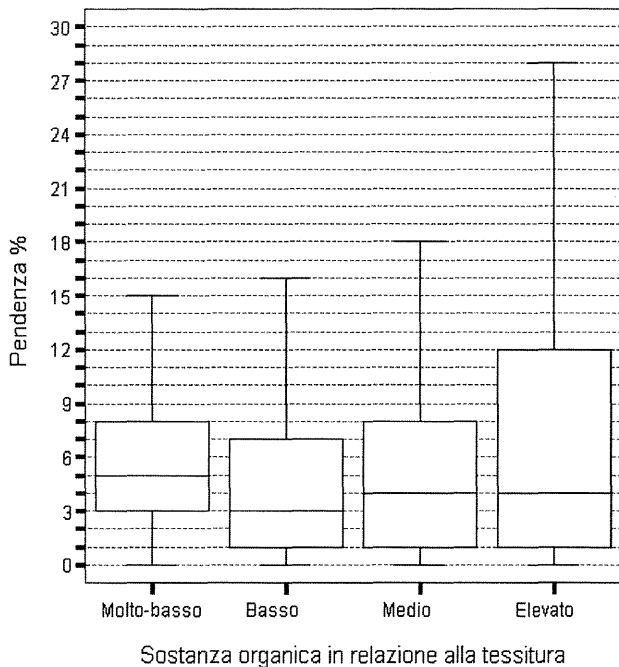


Figura 4. Box plot per la sostanza organica.

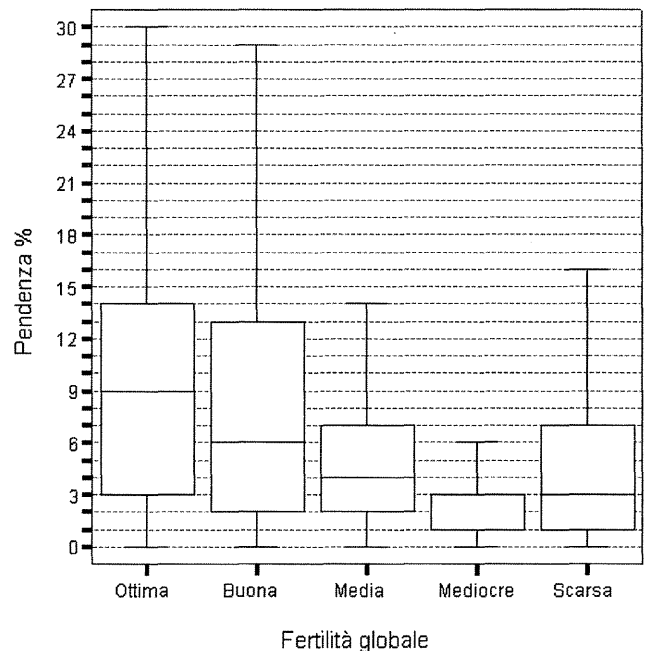


Figura 5. Box plot per la fertilità globale

Gli indicatori selezionati sono indicatori di stato secondo lo schema DPSIR dell'Agenzia Ambientale Europea (EEA, 1999a), e sono inoltre indicatori descrittivi perché mostrano la situazione attuale come risultato di diverse Driving forces o Pressioni sul suolo (EEA, 1999b). Questo suggerirebbe l'uso di un "indicatore di efficienza" che dovrebbe mostrare se le pratiche agricole adottate "stanno migliorando" lo stato del suolo, costituito dalla variazione dell'indicatore ad intervalli di tempo medio-lunghi (5-10 anni). Ogni variazione negativa indicherebbe che l'agricoltura potrebbe non essere più sostenibile in termini di qualità del suolo e consigliare l'adozione di misure correttive per prevenirne la degradazione (per es. la diminuzione della sostanza organica). Le raccomandazioni potrebbero includere l'analisi del suolo per la predisposizione di piani di fertilizzazione, le lavorazioni conservative e l'adozione di rotazioni colturali. Senza misure di questo tipo la degradazione del suolo è destinata ad aumentare più o meno rapidamente a causa delle lavorazioni tradizionali ripetute negli anni sullo stesso tipo di ordinamenti colturali, che ricevono prevalentemente fertilizzanti minerali senza l'opportuno apporto di fertilizzanti organici che potrebbero migliorare la qualità del suolo.

## Conclusioni

L'uso del GIS ha permesso di individuare le aree prioritarie che la pianificazione agricola dovrebbe prendere in considerazione, a parità di altri fattori, in relazione alla sostenibilità produttiva e per mitigare i processi di degradazione del suolo. La procedura può quindi rappresentare uno strumento idoneo per l'implementazione e la

valutazione di politiche e di misure a scala sub-nazionale e locale in particolare, soprattutto alla luce delle raccomandazioni formulate nel corso del 2004 dai vari Working Groups (quale quello sulla sostanza organica) nell'ambito della strategia tematica europea per la protezione del suolo.

Sono poi da considerare, ai fini della necessità di valutare la qualità del suolo, anche i possibili effetti delle norme inerenti le buone condizioni agronomiche e ambientali previsti all'articolo 5 del Regolamento CE 1782/03 che, definendo gli impegni di condizionalità applicabili a livello di azienda, prevedono anche il mantenimento della sostanza organica e dello stato di fertilità del suolo mediante opportune pratiche tra cui la gestione delle stoppie, gli avvicendamenti colturali, la gestione delle superfici ritirate dalla produzione. Anche il regime unico di pagamenti introdotto dal Regolamento CE 795/2004 aprirà nuovi scenari che potrebbero destare qualche preoccupazione; infatti l'applicazione indiscriminata del disaccoppiamento può portare all'abbandono della produzione nei territori marginali per mancanza di alternative colturali economicamente valide, accentuando in generale i rischi sul fronte ambientale e di degradazione del suolo.

Si ricorda anche che l'adozione di pratiche agricole adeguate, come ad esempio le lavorazioni ridotte, l'uso di fertilizzanti organici, gli avvicendamenti colturali, può avere un effetto positivo nei confronti della riduzione delle emissioni di gas serra e dell'anidride carbonica in particolare, costituendo pertanto un mezzo per contribuire agli adempimenti previsti dal Protocollo di Kyoto mediante la fissazione del carbonio atmosferico nei suoli agricoli.

### Ringraziamenti

Le elaborazioni con ArcGis 8.3 sono state eseguite presso il settore AMB-NET dell'APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici), in collaborazione con l'Ing. Antonio Pugliese e Fabio Baiocco.

### **Bibliografia**

- AGER, 1994. Guida all'uso razionale dei prodotti chimici. Schede di orientamento. Roma.
- BERTOZZI R., BUSCAROLI A., VIANELLO G., GIARDINI L., GIUPPONI C., 1999. Agricoltura e problemi ambientali. In: I sistemi informativi geografici per la gestione agroambientale del territorio (a cura di C. Giupponi). Quaderni del progetto PANDA, n. 1, ISMEA, Roma, 118-142.
- COM 2002/179. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: "Towards a thematic strategy for soil protection" Council conclusion on integrated soil protection. Brussels, April 16<sup>th</sup> 2002.
- EEA, 1999a. Environment in the European Union at the turn of the century. Chapter 3.6. Soil degradation. Copenhagen, 183-202.
- EEA, 1999b. Environmental indicators: typology and overview. Technical report No 25, Copenhagen, 19 pp.
- ISTITUTO SPERIMENTALE PER LA NUTRIZIONE DELLE PIANTE, 1985. Produttività potenziale e classificazione dei terreni. Nota I. Valle del fiume Sacco. Allegati n. 4. Supplemento Annali ISNP, Roma.
- REGOLAMENTO 1782/03/CE del 29 settembre 2003, che stabilisce norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nell'ambito della politica agricola comune e istituisce taluni regimi di sostegno a favore degli agricoltori e che modifica i regolamenti 2019/93, 1452/2001, 1453/2001, 1454/2001, 1868/94, 1251/1999, 1254/1999, 1673/2000, 2358/71 e 2529/2001. GUCE L 270 del 21 ottobre 2003.
- REGOLAMENTO 795/04/CE del 21 aprile 2004, recante modalità di applicazione del regime di pagamento unico di cui al regolamento 1782/2003 del Consiglio che stabilisce norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nell'ambito della politica agricola comune e istituisce taluni regimi di sostegno a favore degli agricoltori. GUCE L 141/1 del 30 aprile 2004.
- RÉMY J.C., MARIN-LAFLÈCHE A., 1974. L'analyse de terre: réalisation d'un programme d'interprétation automatique. Ann. Agron., 25 (4), 607-632.
- SANCHEZ P.A., COUTO W., BUOL S.W., 1982. The fertility capability soil classification system: interpretation, application and modification. Geoderma, 27 (4), 283-309.
- SEQUI P., DE NOBILI M., 2000. Carbonio organico. In: Metodi di analisi chimica del suolo (Coordinatore P. Violante). Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da P. Sequi. Franco Angeli, Milano, Capitolo VII, 1-5.
- SOIL SURVEY DIVISION STAFF, 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service, U.S. Department of Agriculture Handbook 18.

## PROCEDURA PER LA DEFINIZIONE DI UN INDICATORE DI CARICO AZOTATO DA REFLUI ZOOTECCNICI

Rosa Marchetti <sup>1</sup>, Valentino Biagioni <sup>2</sup>, Gilda Ponzoni <sup>1</sup>

<sup>1</sup> C.R.A. - Istituto Sperimentale Agronomico, Sez. di Modena, Viale Caduti in Guerra, 134 - 41100 Modena; e-mail: rosa.marchetti@entecra.it

<sup>2</sup> Provincia di Modena, Servizio Agricoltura e Territorio, Via Rainusso 144, 41100 Modena

### Riassunto

In un lavoro preliminare condotto nell'ambito di un progetto pilota finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio i Servizi provinciali di Pianificazione territoriale e dell'Agricoltura hanno individuato possibili indicatori utili all'applicazione della Valutazione Ambientale Strategica (VAS) alla programmazione urbanistica comunale e ai programmi di sviluppo territoriale della Provincia di Modena. Poiché nel territorio della Provincia una notevole pressione sull'ambiente viene esercitata dagli allevamenti zootecnici, tra gli indicatori di pressione è stato incluso un indicatore di carico azotato da reflui zootecnici ( $Ca_r$ ). In questo lavoro si riferisce sulla procedura individuata per il calcolo di  $Ca_r$ . Sono stati inoltre individuati altri indicatori di possibile utilità nella formulazione di un giudizio che consenta di tener conto sia del potenziale inquinamento legato allo spandimento dei reflui, sia del valore dei reflui come fertilizzanti per le colture. L'analisi dei valori di  $Ca_r$ , cioè della percentuale di N prodotto coi reflui che può coprire i fabbisogni colturali dell'area territoriale d'interesse, e della potenzialità di spandimento dell'N da reflui,  $N_{crit}$ , cioè della quantità di N effettivamente prodotto rispetto alla quantità massima di N che è possibile spandere per legge nell'unità d'interesse, è stata applicata ai comuni della pianura e della collina della Provincia di Modena e ha consentito di identificare le aree territoriali dove lo spandimento di reflui zootecnici può comportare rischio maggiore d'impatto ambientale. È stato evidenziato che le aree più a rischio d'impatto ambientale non sono quelle di maggior produzione di N da reflui, bensì quelle dei comuni pedecollinari, dove è maggiore la vulnerabilità delle acque all'inquinamento da nitrati, nei casi in cui a una produzione di liquami elevata si accompagni una ridotta asportazione di N da parte delle colture.

**Parole chiave:** indicatori, valutazione ambientale, uso del suolo, reflui zootecnici, azoto

### Proposal of an indicator of animal manure pressure for planning purposes

#### Abstract

Within the framework of a pilot project, granted by the Italian Ministry of the Environment, for the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment (VAS) applied to urban and land planning in the Modena province, several indicators suitable to the VAS application were identified. As numerous livestock production units exert a remarkable environmental pressure in the Province area, an animal manure pressure indicator was included ( $Ca_r$ ) among the pressure indicators. The aim of this work was to provide a procedure for the estimate of  $Ca_r$ . Other indicators were also identified, which may help, in conjunction with the  $Ca_r$  value, to take into account either the manure fertilising value for crops or the environmental potential risk linked to land spreading of animal wastes. The  $Ca_r$  value was expressed as the percentage of manure N that may fulfil the crop needs in the land area where the VAS has to be applied. The manure N land-spreading potential ( $N_{crit}$ ) was calculated as the amount of N from animal wastes which is actually produced as related to the maximum amount of N which can be distributed on a given land area according to the current environmental laws. The analysis of these indicator values has allowed to identify areas of the Modena Province that are more prone to the environmental risk of pollution, due to livestock-related activities. These are the piedmont areas, characterized by the highest water vulnerability to nitrate pollution. The pollution risk in these areas occur when a high animal waste production is associated to a reduced N removal by crops.

**Key words:** indicators, environment programmes, land use, manure, nitrogen

### Introduzione

In ottemperanza alla Direttiva 2001/42/CE, che si pone l'obiettivo di garantire un elevato livello di protezione dell'ambiente, gli stati membri dell'UE devono provvedere alla valutazione di determinati piani e programmi che possano avere effetti significativi d'impatto ambientale. A questo scopo hanno assunto valenza notevole gli indicatori di cui organismi diversi, nazionali e sopranazionali (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, 2001; European Environment Agency, 1999; Organization for Economic Co-operation and Development, 2002), propongono l'applicazione a largo raggio nelle decisioni di pianificazione territoriale, in alternativa a strumenti più complessi (modelli), non ancora adeguati per usi applicativi.



In un lavoro preliminare condotto nell'ambito di un progetto pilota finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio i Servizi provinciali di Pianificazione territoriale e dell'Agricoltura hanno individuato possibili indicatori utili all'applicazione della Valutazione Ambientale Strategica (VAS) alla programmazione urbanistica comunale e ai programmi di sviluppo territoriale della Provincia di Modena. Poiché nel territorio della provincia una notevole pressione sull'ambiente viene esercitata dagli allevamenti zootecnici, tra gli indicatori di pressione è stato incluso un indicatore di carico azotato da reflui zootecnici ( $Ca_r$ ). Funzione dell'indicatore deve essere quella di aiutare i pianificatori territoriali nelle decisioni relative all'ammissibilità allo spandimento dei reflui prodotti dalle aziende zootecniche. Esistono già procedure codificate per definire l'attitudine dei suoli a ricevere reflui zootecnici (Grignani et al., 1998). Tale attitudine tuttavia dipende da qualità intrinseche del suolo, a prescindere dall'uso agricolo che del suolo viene fatto. E' parso invece opportuno tener conto non solo della natura dei suoli oggetto di distribuzione dei reflui, ma anche delle colture presenti sul suolo, in grado di beneficiare dei nutrienti derivanti dall'applicazione dei reflui. In questo lavoro si riferisce sulla procedura individuata per la definizione dell'indicatore.

### Materiali e metodi

Il calcolo dell'indicatore è stato basato sui seguenti assunti: 1) che tutto l'N apportato alle colture come fertilizzante provenga da reflui zootecnici. Infatti la funzione dell'indicatore, nel contesto in cui deve essere applicato, non è quella di consentire un bilancio territoriale dei nutrienti (che implicherebbe un conto esatto delle quantità di N distribuite, coi reflui e coi fertilizzanti di sintesi), ma di permettere una valutazione dell'impatto ambientale dell'N da reflui zootecnici in eccesso rispetto a quello potenzialmente utilizzabile per la fertilizzazione delle colture; 2) si è assunto inoltre che, in presenza di N da reflui, le leguminose lo utilizzino di preferenza rispetto all'N atmosferico (Peterson e Russelle, 1991). L'N delle leguminose costituisce quindi un "consumo", e quindi un'uscita dal sistema, anziché un'entrata.

Tutte le valutazioni fanno riferimento alla superficie a uso agricolo ( $S_{ind}$ ) dell'unità territoriale d'interesse per il calcolo dell'indicatore. In questo lavoro l'unità di interesse è stato il territorio comunale, ma la procedura è applicabile anche a subunità del territorio comunale.

L'indicatore di carico azotato da reflui zootecnici (adimensionale) è calcolabile come segue:

$$Ca_r = Nr_{eff} / Nc * 100,$$

dove:  $Nr_{eff}$ : quantità di N da reflui zootecnici effettivamente prodotta nel territorio dell'unità di interesse;  $Nc$ : consumo di N da parte delle colture presenti nella  $S_{ind}$  dell'unità. Il  $Ca_r$  esprime la percentuale di N da reflui che copre le esigenze colturali. Tanto minore è il valore del rapporto, tanto maggiore è la "capienza" dell'unità d'interesse per i reflui, rispetto alla capacità delle colture di utilizzarli. Valori superiori a 100 indicano che l'asporto colturale non è in grado di neutralizzare completamente la quantità di N prodotta dagli allevamenti.

Accanto a questo indicatore principale ne sono stati valutati altri, per la loro utilità a fornire un'informazione accessoria a quella contenuta nel  $Ca_r$ , e precisamente: massima quantità di N da reflui accettabile per legge nella  $S_{ind}$  dell'unità territoriale d'interesse ( $Nr_{max}$ ), in relazione alla presenza di aree vulnerabili (ZV) e a divieto di spandimento (AD); quantità di N che può mineralizzare annualmente nei suoli della  $S_{ind}$  dell'unità ( $Nm$ ); tendenza dell'acqua (e dei nutrienti in essa contenuti) a permanere nel terreno (P). E' stata infine valutata la potenzialità di spandimento dell'N da reflui,  $N_{crit}$  (adimensionale), come quantità di N effettivamente prodotto rispetto alla quantità massima di N spandibile nell'unità d'interesse:

$$N_{crit} = Nr_{eff} / Nr_{max} * 100.$$

### Calcolo della quantità di azoto da reflui zootecnici effettivamente prodotta nell'unità territoriale di interesse, $Nr_{eff}$ (kg)

L'N prodotto dagli allevamenti zootecnici è la sommatoria dell'N prodotto coi reflui dei capi di ogni tipo di animale (bovini, suini, equini, ovini e caprini, avicunicoli). In particolare, dati:

$n$ , numero di tipi di allevamento (classi di animali);

-  $A_i$ , i-esima classe (di  $n$ );

-  $m(A_i)$ , numero di capi nella classe  $A_i$ ;

-  $P(A_i)$ , peso medio unitario (in t) di un animale della classe  $A_i$ ;

-  $N(A_i)$ , N prodotto al campo (kg) per tonnellata di peso vivo da un animale della classe  $A_i$ ; per  $i$  variabile da 1 a  $n$  sarà:

$$Nr_{eff} = \sum [m(A_i) * P(A_i) * N(A_i)].$$

**Calcolo del consumo di azoto da parte delle colture,  $N_c$  (kg)**

E' la sommatoria dei consumi di N da parte delle singole colture sulle superfici occupate dalle stesse nella  $S_{ind}$ . In particolare, dati:

$n$ , numero di tipi colturali;

$C_i$ ,  $i$ -esimo tipo di coltura (di  $n$ );

$A(C_i)$ : area (ha) investita alla coltura  $C_i$ ;

$u(C_i)$ : asporto medio unitario ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) di N da parte della coltura  $C_i$ ; per  $i$  variabile da 1 a  $n$  sarà:

$$N_c = \sum [A(C_i) * u(C_i)].$$

**Calcolo della massima quantità di azoto spandibile nella  $S_{ind}$ ,  $N_{r_{max}}$  (kg)**

Poiché: la massima quantità di N spandibile nelle aree non vulnerabili è uguale a  $340 \text{ kg ha}^{-1}$  di N totale al campo (Direttiva Nitrati; per N al campo s'intende quello che effettivamente rimane nel terreno dopo lo spandimento, al netto delle emissioni ammoniacali, CRPA, 2001); la massima quantità di N spandibile in quelle vulnerabili è di  $170 \text{ kg N ha}^{-1}$  (Direttiva Nitrati); non è possibile lo spandimento nelle aree a divieto (AD); dati:

ZV, area vulnerabile della  $S_{ind}$  (in ha);

ADZV, area a divieto di spandimento, in ZV;

$A_{170} = ZV - ADZV$ , area a spandimento consentito di  $170 \text{ kg N ha}^{-1}$ ;

AD, area a divieto di spandimento in area non vulnerabile;

$A_{340} = S_{ind} - ZV - AD$ , area a spandimento consentito di  $340 \text{ kg di N ha}^{-1}$ ; risulta:

$$N_{r_{max}} = A_{170} * 170 + A_{340} * 340.$$

**Calcolo della quantità di azoto potenzialmente mineralizzabile nel terreno,  $N_m$  (kg)**

Questa voce tiene conto del fatto che suoli diversi sono caratterizzati da diverso contenuto di sostanza organica, la cui mineralizzazione può dar luogo a rilasci d'N di entità diversa. Tali rilasci costituiscono un supplemento di N disponibile per le colture, in aggiunta a, e in competizione con, il carico di N proveniente dallo spandimento dei reflui. Suoli che rilasciano quantità elevate di N da mineralizzazione dell'N organico hanno già "un carico proprio", per così dire. La definizione di questo fattore è basata sugli assunti per cui una mineralizzazione più elevata è possibile nei suoli più ricchi di sostanza organica, e suoli a grana fine hanno un potenziale di mineralizzazione inferiore a quello dei suoli più grossolani. L'indice è la sommatoria delle quantità di N potenzialmente mineralizzabili nelle aree dei vari suoli presenti nell'unità. Dati:

$n$ , numero di tipi di suolo nella  $S_{ind}$ ;

$S_i$ ,  $i$ -esimo tipo di suolo (di  $n$ );

$A(S_i)$  = area di  $S_i$ ;

$M(S_i)$  = N ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) mineralizzabile in  $S_i$ ; per  $i$  variabile da 1 a  $n$  sarà:

$$N_m = \sum [A(S_i) * M(S_i)].$$

**Calcolo del fattore di permanenza dell'azoto nel terreno,  $P$  (adimensionale)**

L'efficienza d'uso dell'N da parte delle colture è influenzata dal tempo di permanenza dell'N nello strato esplorato dalle radici. Questo tempo di permanenza può essere considerato direttamente correlato alla capacità dei suoli di accettazione delle piogge (a sua volta dipendente essenzialmente dalla pendenza e dalla permeabilità). Anche un'elevata fessurabilità può essere considerata antagonista del tempo di permanenza. L'approccio di definizione del fattore è a punteggio (tab. 1). Il punteggio attribuito è basato sulle classi di appartenenza del suolo relativamente a capacità di accettazione delle piogge (Ca), fessurabilità (F) e rischio di incrostamento superficiale (I) ("qualità agronomiche dei suoli", secondo RER, 2000).  $P$ , per un dato suolo, è uguale alla somma dei punteggi attribuiti a quel suolo per Ca, F ed I. Valori elevati del fattore  $P$ , dati da elevata capacità di accettazione delle piogge, bassa fessurabilità e basso rischio di incrostamento, lasciano intuire una maggior efficienza d'uso dell'N per il fatto che l'acqua (e i nutrienti in essa disciolti) permane nello strato esplorabile dalle radici delle colture per un tempo superiore, rispetto a situazioni di  $P$  basso. Inoltre, se l'acqua e i nutrienti permangono più a lungo nel franco di coltivazione, si riduce il ri-

schio d'inquinamento della falda e dei corsi idrici superficiali. Il valore di P è la media ponderata rispetto alle superfici dei valori di P per i diversi suoli. Esso può variare tra 1 (minima possibilità di permanenza) e 3 (massima tendenza dell'acqua e dei nutrienti in essa disciolti a permanere nel terreno). Dati:

n, numero di tipi di suolo nella  $S_{ind}$ ;

$S_i$ , i-esimo tipo di suolo (di n);

$A(S_i)$ = area di  $S_i$ ;

$P(S_i)$ = valore del fattore, in  $S_i$ ; per  $i$  variabile da 1 a  $n$  sarà:

$$P = \frac{\sum [A(S_i) * P(S_i)]}{S_{ind}}$$

**Tabella 1.** Punteggi per la distinzione tra suoli relativamente al tempo di permanenza dell'acqua (e dei nutrienti in essa disciolti). Suoli con capacità di accettazione delle piogge elevata, fessurabilità bassa e basso rischio di incrostamento trattengono di più l'acqua e hanno un punteggio più elevato

| Qualità agronomica del suolo              | Classe             | Punteggio |
|---|--------------------|-----------|
| Capacità di accettazione delle piogge, Ca | bassa, molto bassa | 1         |
|   | moderata           | 2         |
|   | molto alta, alta   | 3         |
| Fessurabilità, F                          | forte              | 1         |
|   | media              | 2         |
|   | bassa              | 3         |
| Rischio di incrostamento superficiale, I  | forte              | 1         |
|   | moderato           | 2         |
|   | assente            | 3         |

#### Territorio considerato e fonti d'informazione

L'indicatore  $Ca_r$  e gli altri indicatori sono stati calcolati per i comuni delle regioni agrarie di Bassa Modenese, Pianura di Carpi, Pianura di Modena, Colline Modenesi (33 su 47 comuni della Provincia). La  $S_{ind}$  e le superfici cui si è fatto riferimento nei calcoli sono state determinate in base ai dati di uso del suolo quali si evincono dal censimento ISTAT 2000 e alle mappe tematiche del Sistema Informativo Geografico (GIS) della Provincia di Modena relative a suolo, uso del suolo, aree vulnerabili, aree a divieto di spandimento (e temi incrociati). Il numero di capi in allevamento nel territorio della Provincia è stato stimato in base ai dati annuali (anno 2003) dei servizi veterinari (ASL della Provincia di Modena). Le informazioni sul peso medio di ogni capo e sull'N prodotto per tonnellata di peso vivo per anno sono state tratte dal Manuale per l'utilizzazione agronomica dei liquami zootecnici, del CRPA (2001). Le indicazioni sulle superfici investite alle diverse colture, sui tipi di colture e sulle rese colturali unitarie (medie del poliennio 1996-2002) sono state reperite nel sito di *Statistica Self-Service* della Regione Emilia Romagna (RER, 2003a). Indicazioni sulla percentuale di N nei prodotti agricoli sono contenute nel Disciplinare di Produzione Integrata (DPI; RER, 2003b). Il calcolo di Nm e di P è stato basato sulle informazioni relative a contenuto di sostanza organica e caratteristiche dei suoli presenti nei territori comunali, contenute nel Catalogo dei suoli della Pianura Emiliano-Romagnola (consultabile *on-line*; RER, 2000). Indicazioni sulla mineralizzazione potenziale dei terreni agricoli sono reperibili sui DPI.

#### Risultati e discussione

Il maggior consumo di N da parte delle colture (indicatore  $N_c$ ) è stato stimato per i comuni di Modena, Mirandola, Carpi, Finale Emilia e Castelfranco (tab. 2), cui corrispondono le  $S_{ind}$  più estese. I comuni della provincia con maggior produzione di N da reflui (indicatore  $N_{r_{eff}}$  più elevato) sono risultati Formigine e Modena, seguiti da Soliera e Mirandola (tab. 2). In questi 4 comuni si concentrano in effetti rispettivamente il 20 e il 45% del totale di capi bovini e suini allevati nella provincia (Provincia di Modena, 2001). Tuttavia i valori più elevati di  $Ca_r$  (fig. 1) sono stati riscontrati nei comuni dell'area pedecollinare, nella zona delle conoidi, cioè proprio dove è stata riconosciuta come maggiore la vulnerabilità delle acque all'inquinamento da nitrati (D. Lgv. 152/99), come evidenziato in figura 2. A Formigine e a Spilamberto il valore dell'indicatore è stato superiore a 1. In questi comuni, se tutto l'N proveniente dai reflui zootecnici fosse distribuito alle colture, l'asporto colturale non sarebbe sufficiente a neutralizzare la produzione di N da reflui. Valori di  $Ca_r$  superiori a 0.7 sono stati riscontrati anche a Bastiglia, Soliera, Castelvetro e Campogalliano.

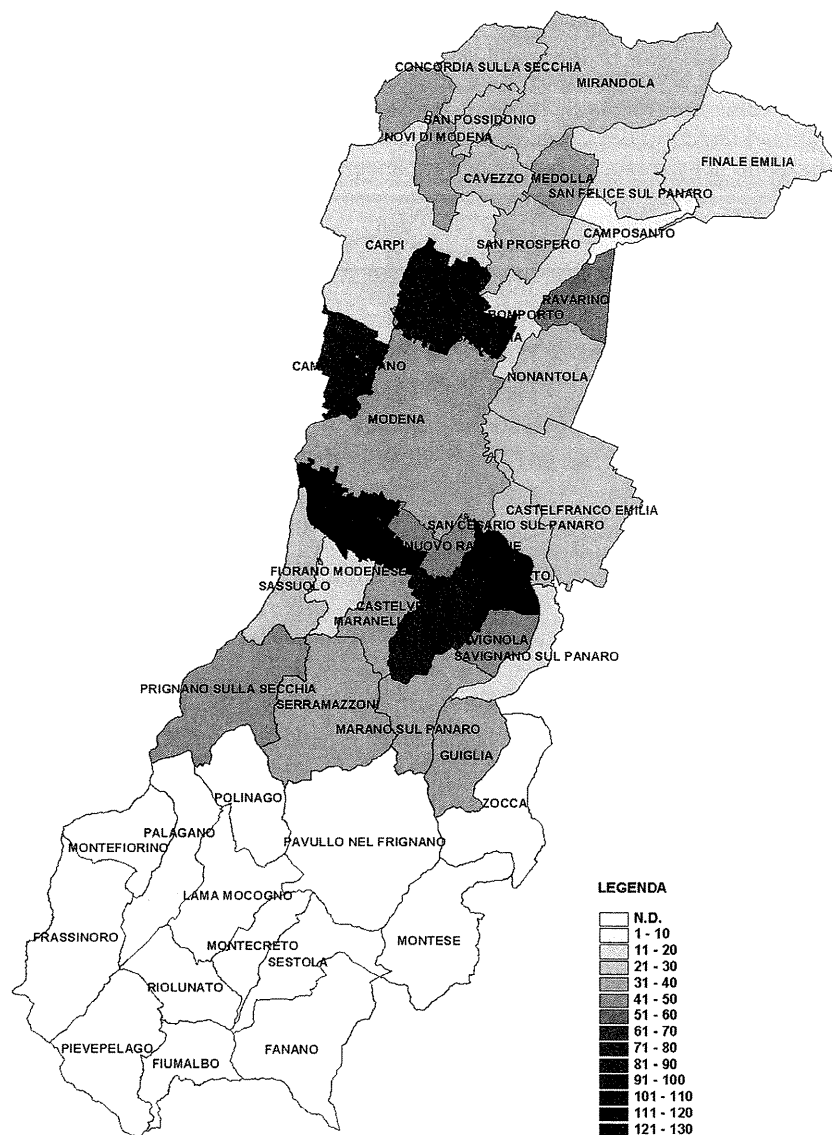


Figura 1. Carta del carico azotato da reflui zootecnici ( $Ca_r$ ) nei comuni di pianura e di collina della provincia di Modena.  $Ca_r = N$  prodotto coi reflui/  $N$  asportato dalle colture\*100.

I comuni con  $Nr_{max}$  più elevato sono risultati Mirandola e Carpi, che presentano una  $S_{ind}$  estesa, senza zone vulnerabili, e a bassa incidenza delle aree a divieto di spandimento rispetto alla  $S_{ind}$  (tab. 2). Valori discreti di  $Nr_{max}$  ( $> 3000$  t, tab. 2) hanno mostrato anche i comuni di Finale Emilia e Modena. In questi comuni, tuttavia, la quantità di N effettivamente prodotto è risultata relativamente inferiore a quella massima spandibile (fig. 3). Nel caso di Formigine, per contro,  $Nr_{eff}$  ha superato  $Nr_{max}$  ( $N_{crit}>1$ ). Con riferimento agli indicatori  $Ca_r$  ed  $N_{crit}$ , nei comuni di Modena, Carpi, Mirandola, e Finale Emilia, anche in presenza di una consistenza numerica elevata di capi zootecnici, sarebbe quindi possibile un'espansione degli allevamenti. E' invece evidente l'opportunità di contenere o ridurre lo spandimento nei comuni del territorio pedecollinare della provincia e in quelli che, pur situati in pianura (Bastiglia, Campogalliano, Soliera), hanno una produzione agricola insufficiente a rimuovere dall'ambiente l'N prodotto coi reflui.

Modifiche degli scenari territoriali attuali sono facilmente traducibili in adeguamenti dei valori degli indicatori di carico azotato ( $Ca_r$ ) e di potenzialità di spandimento dei reflui ( $N_{crit}$ ), come può rendersi opportuno, ad esempio, in caso di cambio d'uso del territorio, o di variazione del carico zootecnico, o di variazione del tetto di N spandibile per legge, o di variazione delle rese colturali unitarie, o di definizione degli asporti colturali più accurata rispetto a quella attuale.

Gli indicatori Nm e P sono stati considerati nell'intento di dare un peso maggiore al ruolo del suolo nella modulazione dei flussi di N nei

terreni agricoli. L'indice Nm, che rappresenta la quantità di N che un dato suolo può mettere a disposizione delle colture, è stato stimato per i comuni della pianura come variabile tra circa 50 e circa 700 t di N, a seconda del comune (tab. 2). Si tratta di quantità di N cospicue, spesso superiori a quelle prodotte coi reflui zootecnici. Se il suo valore fosse sommato a quello di  $Nr_{eff}$ , i valori degli indicatori  $Ca_r$  ed  $N_{crit}$  potrebbero cambiare considerevolmente. I limiti all'uso di questo indicatore risiedono nel fatto che (i) la stima, con le informazioni attualmente disponibili, è possibile solo per i suoli di pianura; (ii) le conoscenze sui processi di mineralizzazione dell'N nei suoli agricoli non sono ancora consolidate, e si teme come elevato il rischio di errore associato all'uso dei criteri di stima adottati in questa sede. Quindi si ritiene prematura una sua applicazione a scopo di pianificazione territoriale.

I valori dell'indicatore P sono stati sempre superiori a 2, per il territorio provinciale. Considerato che in teoria P può variare tra 1 (bassa propensione del terreno a trattenere l'N in soluzione) e 3 (alta propensione), il fatto che i valori di tutti i comuni siano stati superiori a 2 indica che i suoli di pianura della provincia hanno una propensione media a trattenere nutrienti nel franco di coltivazione. Nell'ambito di questa uniformità complessiva esistono tuttavia interessanti differenze. Per esempio, i suoli del Comune di Formigine, pur essendo in zona vulnerabile, presentano un valore di P relativamente elevato, e potrebbero quindi attenuare il rischio di inquinamento, elevato in base ai valori di  $Ca_r$  ed  $N_{crit}$  osservati per questo comune. Per l'indicatore P si pone tuttavia lo stesso limite di applicazione notato per Nm (mancanza di informazioni necessarie alla stima, per i suoli della collina). In più, a differenza degli altri indicatori, espressi in unità di peso, P è espresso in unità arbitrarie; ed è difficile utilizzarlo in formule che mirino a ricavare un unico valore dall'assemblaggio dei diversi indicatori. Come nel caso dell'indicatore Nm si ritiene quindi ancora prematura una sua applicazione a scopo di pianificazione territoriale.

Tabella 2. Valori assunti da alcuni indicatori utili alla definizione e valutazione del carico azotato da reflui zootecnici, per i comuni compresi nelle regioni agrarie della pianura e della collina della provincia di Modena.  $S_{ind}$ : superficie a uso agricolo d'interesse per il calcolo dell'indicatore; ZV: area vulnerabile nella  $S_{ind}$ ; ADt: area a divieto di spandimento complessiva (nelle zone vulnerabili e non vulnerabili) nella  $S_{ind}$ ;  $Nr_{max}$ : massima quantità di N spandibile nella  $S_{ind}$ ;  $Nr_{eff}$ : quantità di N da reflui zootecnici prodotta nel territorio del Comune; Nc: consumo di N da parte delle colture; Nm: quantità di N potenzialmente mineralizzabile nel terreno; P: fattore di permanenza dell'N nel terreno

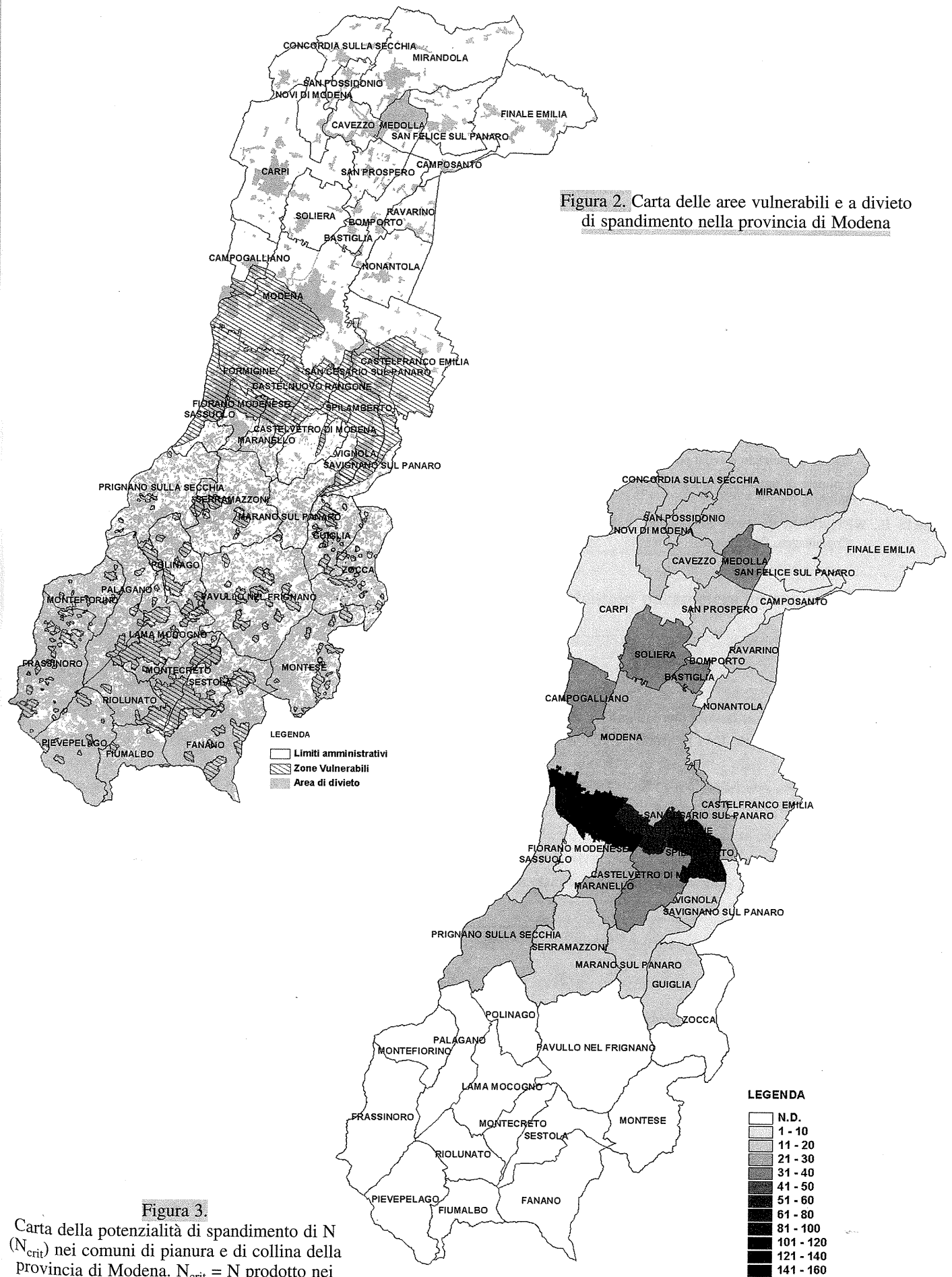
| Regione agraria   | Comune                  | Sind<br>ha | ZV<br>ha | ADt<br>ha | $Nr_{max}$<br>t N | $Nr_{eff}$<br>t N | Nc<br>t N | Nm<br>t N       | P    |
|-------------------|-------------------------|------------|----------|-----------|-------------------|-------------------|-----------|-----------------|------|
| Bassa Modenese    | Camposanto              | 2101       | 0        | 69        | 691               | 25                | 272       | 91              | 2.37 |
|                   | Cavezzo                 | 2527       | 0        | 644       | 640               | 94                | 368       | 141             | 2.72 |
|                   | Concordia sulla Secchia | 3793       | 0        | 124       | 1248              | 152               | 742       | 187             | 2.49 |
|                   | Finale Emilia           | 9561       | 0        | 207       | 3180              | 153               | 1354      | 417             | 2.29 |
|                   | Medolla                 | 2510       | 0        | 1539      | 330               | 122               | 406       | 129             | 2.71 |
|                   | Mirandola               | 12681      | 0        | 560       | 4121              | 476               | 2206      | 494             | 2.25 |
|                   | Novi di Modena          | 4798       | 0        | 144       | 1582              | 273               | 762       | 226             | 2.40 |
|                   | San Felice sul Panaro   | 4861       | 0        | 296       | 1552              | 101               | 705       | 222             | 2.46 |
|                   | San Possidonio          | 1606       | 0        | 186       | 483               | 62                | 237       | 86              | 2.73 |
| Pianura di Carpi  | Bastiglia               | 958        | 0        | 43        | 311               | 101               | 125       | 49              | 2.31 |
|                   | Bomporto                | 3584       | 0        | 167       | 1162              | 85                | 472       | 173             | 2.43 |
|                   | Campegalliano           | 2940       | 452      | 92        | 905               | 317               | 419       | 145             | 2.62 |
|                   | Carpi                   | 11437      | 0        | 452       | 3735              | 352               | 1753      | 483             | 2.37 |
|                   | Nonantola               | 5145       | 0        | 102       | 1714              | 219               | 740       | 255             | 2.46 |
|                   | Ravarino                | 2666       | 0        | 155       | 854               | 148               | 319       | 136             | 2.43 |
|                   | San Prospero            | 3310       | 0        | 231       | 1047              | 158               | 549       | 172             | 2.62 |
|                   | Soliera                 | 4656       | 0        | 149       | 1532              | 606               | 763       | 227             | 2.61 |
| Pianura di Modena | Castelfranco Emilia     | 9539       | 3659     | 421       | 2517              | 383               | 1294      | 500             | 2.64 |
|                   | Castelnuovo Rangone     | 1817       | 1816     | 116       | 289               | 185               | 379       | 81              | 2.68 |
|                   | Formigine               | 3762       | 3762     | 389       | 573               | 917               | 761       | 176             | 2.62 |
|                   | Modena                  | 13461      | 6151     | 1551      | 3187              | 816               | 2345      | 697             | 2.61 |
|                   | San Cesario sul Panaro  | 2208       | 1916     | 401       | 338               | 87                | 305       | 131             | 2.48 |
|                   | Spilamberto             | 2420       | 2242     | 85        | 427               | 414               | 363       | 115             | 2.35 |
| Colline Modenesi  | Castelvetro di Modena   | 4382       | 890      | 209       | 1276              | 419               | 537       | nd <sup>1</sup> | nd   |
|                   | Fiorano Modenese        | 1333       | 480      | 397       | 260               | 27                | 166       | nd              | nd   |
|                   | Guiglia                 | 3094       | 542      | 717       | 758               | 136               | 412       | nd              | nd   |
|                   | Maranello               | 2438       | 816      | 418       | 579               | 125               | 319       | nd              | nd   |
|                   | Marano sul Panaro       | 2915       | 147      | 351       | 852               | 147               | 365       | nd              | nd   |
|                   | Prignano sulla Secchia  | 5216       | 274      | 840       | 1464              | 324               | 743       | nd              | nd   |
|                   | Sassuolo                | 2073       | 1023     | 311       | 465               | 84                | 317       | nd              | nd   |
|                   | Savignano sul Panaro    | 1806       | 923      | 123       | 425               | 26                | 145       | nd              | nd   |
|                   | Serramazzoni            | 6377       | 475      | 927       | 1794              | 288               | 923       | nd              | nd   |
|                   | Vignola                 | 1735       | 915      | 264       | 381               | 58                | 116       | nd              | nd   |

1 nd: non determinato

## Conclusioni

Degli indicatori esaminati due di essi, e cioè il carico azotato da reflui e la potenzialità di spandimento dell'N da reflui, sono stati ritenuti idonei per applicazioni territoriali, in quanto rispondenti alle esigenze delle autorità territoriali preposte all'applicazione della VAS. Queste esigenze riguardano sia la necessità di tradurre in termini numerici lo squilibrio, percepito a livello empirico dal pianificatore, fra distribuzione della produzione di N da reflui e potenzialità di uso dei reflui per la fertilizzazione delle colture, sia la possibilità di fruire, per il calcolo, di informazioni affidabili e di facile reperimento. L'applicazione di altri indicatori considerati in questo lavoro e, in particolare, dell'N del terreno potenzialmente mineralizzabile e del fattore di permanenza dell'N nel terreno, che pure consentirebbero di valorizzare le differenze tra suoli, è parsa ancora prematura, principalmente a causa dell'insufficienza o inadeguata qualità dell'informazione disponibile per la loro quantificazione.







## Ringraziamenti

Il lavoro è stato svolto in collaborazione con i Servizi di Pianificazione Territoriale e Agricoltura della Provincia di Modena, nell'ambito della "Realizzazione di un progetto pilota per l'applicazione della Valutazione Ambientale Strategica alla programmazione urbanistica comunale e a programmi di sviluppo territoriale della provincia di Modena", finanziata dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.

## Bibliografia

- AGENZIA NAZIONALE PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE (ANPA), 1991. Atlante degli indicatori del suolo. RTI CTN\_SSC 3/2001.
- CENTRO RICERCHE PRODUZIONE ANIMALE (CRPA), 2001. Liquefatti zootecnici. Manuale per l'utilizzazione agronomica. Edizioni L'informatore Agrario, Verona.
- GRIGNANI C., ZAVATTARO L., PETRELLA F., PIAZZI M., 1998. Confronto tra metodi per la valutazione dell'attitudine dei suoli allo spandimento dei liquami zootecnici. Rivista di Agronomia, 32:244-252.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), 2002. OECD Environmental Indicators - Towards Sustainable Development 2001. OECD Publication Services, Paris, Francia.
- PETERSON T.A., RUSSELLE M.P., 1991. Alfalfa and the nitrogen cycle in the Corn Belt. J. Soil Water Conserv., 46:229-235.
- PROVINCIA DI MODENA, 2001. Quinto censimento generale dell'agricoltura, 2000. Prime elaborazioni su dati provvisori. Servizio Agricoltura Provincia di Modena, Modena.
- RER, 2000. Catalogo dei suoli della pianura emiliano-romagnola. [Online] Consultabile su: <http://62.101.95.131/suoli/Home.asp>, Regione Emilia-Romagna, Direzione Generale Organizzazione, Sistemi Informativi e Telematica, Bologna (Verificato: 20.12.04).
- RER, 2003a. Statistica self-service. [Online] Consultabile su: <http://rersas.regione.emilia-romagna.it/statexe/>, a cura dei Servizi: Controllo di gestione e sistemi statistici, Esercizio e sviluppo delle Infrastrutture Informatiche, Regione Emilia-Romagna (Verificato: 20.12.04).
- RER, 2003b. Disciplinare di produzione integrata. Edizione gennaio 2003. A cura di: Centro Ricerche Produzioni Vegetali (CRPV), Regione Emilia-Romagna, Bologna.
- SMEETS E., WETERINGS R., 1999. Environmental indicators: typology and overview. Technical Report no 25, European Environment Agency (EEA), Copenhagen, Danimarca.

# ***RUOLO DEI CRITERI DI DEFINIZIONE DEI PARAMETRI DI RITENZIONE IDRICA NELLA STIMA DEL CONTENUTO IDRICO DEL TERRENO MEDIANTE MODELLI DI SIMULAZIONE***

Rosa Marchetti <sup>1</sup>, Gilda Ponzoni <sup>2</sup>, Nicola Laruccia <sup>2</sup>, Marina Guermandi <sup>2</sup>

<sup>1</sup> C.R.A. - Istituto Sperimentale Agronomico, Sezione di Modena, Viale Caduti in Guerra 134, 41100 Modena; e-mail: rosamar@pianeta.it

<sup>2</sup> Regione Emilia Romagna, Servizio Geologico, sismico e dei suoli, Viale Silvani 4/3, 40122 Bologna

## **Riassunto**

Il modello MACRO è stato scelto nell'ambito del progetto SINA "Carta pedologica in aree a rischio ambientale" come strumento di ausilio ai pianificatori territoriali nella stima della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento da attività agricole. Obiettivo di questo lavoro è stato di valutare l'effetto dell'uso di criteri diversi nella definizione del valore dei parametri di ritenzione idrica sui risultati di simulazione dei flussi idrici nel suolo. La valutazione dei criteri è stata basata sul confronto stime-misure di contenuto idrico, per 5 suoli rappresentativi dei tipi più comuni nella pianura emiliana. Per ogni suolo sono stati simulati sistemi colturali diversi. I criteri per la definizione dei parametri di ritenzione idrica, secondo il modello di Brooks e Corey, sono stati: stime da misure di ritenzione idrica; stime da misure di granulometria e massa volumica apparente, con pedofunzioni di trasferimento (PTF) individuate per suoli di altri Paesi; stime da misure di granulometria, con PTF individuate per suoli della pianura padano-veneta. Le maggiori differenze di efficienza del modello nella simulazione del contenuto idrico del terreno sono state osservate nella simulazione di suoli diversi, più che tra criteri di stima. L'efficienza del modello è stata mediamente più elevata per i suoli a granulometria più fine; è stata più bassa nei suoli a tessitura media. Il criterio di stima dei parametri idrologici ha influenzato in misura contenuta la simulazione del contenuto idrico, e in misura considerevole quella dei processi idrologici.

**Parole chiave:** vulnerabilità, ritenzione idrica, modelli, pedofunzioni

## **Influence of selected methods for estimating water retention parameters on the evaluation of soil water content with simulation models**

### **Abstract**

Within the framework of a northern Italy interregional project the MACRO model was chosen to estimate soil protective capacity against pollutants. The aim of our study was to evaluate the effect of applying different criteria of evaluation of the water retention parameters on water flow simulation results. The measured and simulated water content in 5 soils of the Emilia plain was compared, for different cropping systems. The estimation of the water retention parameters according to the Brooks and Corey model was obtained: i) from water retention measurements; ii) from pedotransfer functions (PTF) found in the international scientific literature, and iii) from PTF specifically calibrated for the soils of the Po Valley. The differences existing between soils produced the greatest differences of model efficiency. Model efficiency in simulating soil water content was higher for the fine-textured soils, and lower for the coarse, gravel-containing, soils. The method of estimation of the water retention parameters had a greater influence on the simulation of the soil hydrological processes than on the simulation of the soil water content.

**Key words:** vulnerability, water retention, models, pedotransfer functions

### **Introduzione**

Il D. leg. 152/99 e successive integrazioni (D. leg. 258/2000), a recepimento della Direttiva Nitrati (91/676/CEE), ha stabilito i criteri d'individuazione e ha dato una prima indicazione sulla distribuzione delle aree vulnerabili, in territorio nazionale. Le Regioni sono tenute ad aggiornare periodicamente le indicazioni di base contenute nel decreto. A tal fine la Regione Emilia Romagna ha scelto di approfondire il livello di dettaglio della carta di vulnerabilità già disponibile mediante ricorso a modelli di simulazione dei flussi idrici.

Il modello MACRO per la simulazione dei flussi idrici nel suolo (Jarvis, 1994), nella versione abbinata a un modello per la simulazione delle dinamiche dell'azoto (Larsson e Jarvis, 1999) è stato selezionato nell'ambito del progetto SINA "Carta pedologica in aree a rischio ambientale" come strumento di ausilio ai pianificatori territoriali nella stima della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento da nitrati da attività agricole. Esso è stato scelto perché sviluppato per simulare i flussi idrici nei suoli strutturati, con macropori, e suoli con queste caratteristiche sono comuni nel territorio regionale.

L'adeguatezza del modello nella stima di percolazione e contenuto idrico nel terreno era già stata valutata per suoli diversi rispetto a misure in lisimetri e in campo, ed era stata osservata una maggior efficienza nella simulazione per suoli a granulometria fine (Marchetti et al., 2001, 2004). In questi lavori i parametri che descrivono la ritenzione idrica erano stati stimati mediante pedofunzioni di trasferimento (PTF) e la conducibilità idraulica al limite tra i due domini di micro- e macropori era stata derivata da questi parametri (Jarvis et al., 1997). Nel caso della conducibilità idraulica il ricorso a stime per simulazioni territoriali a livello regionale appare inevitabile, in quanto le misure disponibili sono poco numerose, e comunque relative alla conducibilità idraulica complessiva (macro- e micropori). Nel caso della ritenzione idrica, per contro, esistono dataset regionali di misure di ritenzione relativamente dettagliati, che potrebbero essere usati in alternativa alle PTF per la stima dei parametri di ritenzione così come richiesti dal modello MACRO. Poiché la stima corretta dei parametri idrologici è fondamentale per una simulazione adeguata dei flussi idrici (Wösten et al., 2001), obiettivo di questo lavoro è stato di valutare l'effetto dell'uso di criteri diversi nella definizione del valore dei parametri di ritenzione idrica sui risultati di simulazione. La valutazione dei criteri è stata basata sul confronto stime-misure di contenuto idrico e sull'analisi delle voci che concorrono al bilancio idrico, per 5 suoli rappresentativi dei tipi più comuni nella pianura emiliana.

### **Materiali e metodi**

I siti cui si è fatto riferimento nel lavoro sono ubicati nelle provincie di Piacenza e di Modena. I suoli simulati appartengono alle serie Confine (azienda Rangoni Macchiavelli, Castelfranco, MO), Fienili (azienda Fienili, Monticelli, PC), Barco (azienda Tadini, Gariga di Podenzano, PC), La Boaria (azienda Molza, San Prospero, MO), e Risaia del Duca (azienda Risaia del Duca, Camposanto, MO), e sono descritti in tabella 1. La loro pendenza è compresa tra 0.01 e 3%. Ulteriori dettagli su questi suoli e su loro caratteristiche capaci di condizionarne il comportamento idrologico sono riportati in RER (2003). Le stazioni meteorologiche che hanno fornito i dati meteo per le simulazioni erano situate nelle località citate. Per ogni suolo sono stati simulati sistemi colturali diversi (tab. 2).

Il modello MACRO simula il flusso idrico verticale in due domini di flusso, macro- e micropori. La divisione tra i due domini è definita da un potenziale idrico all'interfaccia (*boundary*),  $\psi_b$ , e da contenuto idrico e conducibilità idraulica corrispondenti, rispettivamente  $\theta_b$  e  $K_b$ . Il flusso idrico nei micropori è descritto dall'equazione di Richards. Il potenziale idrico è stimato con l'equazione di Brooks e Corey (1964), B&C, mentre la conducibilità idraulica è stimata col modello di Mualem (1976).

I parametri della curva di ritenzione idrica secondo B&C, oggetto di valutazione in questo lavoro, sono stati:

- contenuto idrico dei micropori a saturazione;
- potenziale idrico di ingresso all'aria;
- indice di distribuzione del diametro dei pori.

Nelle nostre simulazioni il parametro "contenuto idrico residuo" è stato mantenuto fisso al valore di 0 (Jarvis et al., 1997).

I valori dei parametri della curva sono stati stimati secondo i seguenti criteri: I) misura di contenuto idrico del terreno a diversi potenziali (criterio di stima da misure, M); II) stima del contenuto idrico a diversi potenziali mediante PTF messe a punto in altri Paesi europei, secondo Vereecken et al. (1989), per i suoli a tessitura grossolana Barco e Confine, e secondo Hall et al. (1977), per gli altri suoli (criterio di stima da PTF da letteratura, S). La PTF di Hall et al. consente la stima dei contenuti idrici a 5 valori di potenziale: -5, -10, -40, -200 e -1500 kPa; la PTF di Vereecken et al. fornisce le stime dei parametri della curva di ritenzione secondo il modello di Van Genuchten (1980), con  $m=1$ . La curva di ritenzione ottenuta secondo Van Genuchten con la PTF di Vereecken et al. è stata utilizzata per estrapolare i contenuti idrici, agli stessi potenziali previsti nella PTF di Hall et al. Sia le misure sia le stime di ritenzione idrica con PTF da letteratura sono state interpolate al modello di B&C mediante il programma RETC (Van Genuchten et al., 1991); III) stima diretta dei valori dei parametri del modello B&C mediante PTF calibrate su dati locali (Ungaro et al., 2005), individuate sulla base di misure di granulometria e carbonio organico raccolte per suoli rappresentativi dell'areale padano-veneto (criterio di stima da PTF Padano-venete, P).

Le misure di ritenzione idrica del dataset regionale erano state effettuate col metodo delle piastre di Richards e della cassetta tensiometrica (MiPAF, 1997) su campioni indisturbati, prelevati con cilindretti del diametro di 6 cm e altezza di 2.7 cm, in triplo, da ciascun orizzonte dei profili scavati nei siti d'interesse. Il dato di ritenzione idrica usato in questo contesto è un dato prescelto come più adeguato nell'ambito delle 3 misure di ciascun orizzonte campionato. Gli orizzonti campionati erano collocati a: 0-30, 30-55, 55-95, 95-115 e 115-150 cm, per il suolo Barco; 30-50 cm, per Confine; 0-45 e 45-100 cm, per Fienili; 0-55, 55-80, 80-100 e 100-150 cm, per La Boaria; 10-50, 50-80 e 80-120 cm, per Risaia del Duca. Per l'interpolazione delle misure con B&C sono stati utilizzati i valori di contenuto idrico misurati ai potenziali di -32, -63, -200, -501, -2512 e -15849 cm.

I campioni di terreno per le misure di contenuto idrico, usate nel confronto misure-stime da modello, erano stati prelevati con trivella per strati di 20 cm, con frequenza e fino a profondità diverse, a seconda del sito e del si-

stema colturale, in date varie incluse nei periodi di simulazione (tab. 2). Le misure di contenuto idrico sono state effettuate col metodo gravimetrico.

I parametri di forma della curva di *leaf area index* (LAI), su cui si basa la simulazione dell'evapotraspirazione colturale (voce negativa del bilancio idrico), sono stati ottenuti per calibrazione in lavori precedenti (Marchetti et al., 2001) o per calibrazione basata su curve di LAI riportate dalla letteratura (Marotti et al., 1997; Ceotto e Donatelli, 1997). I valori di questi parametri sono stati mantenuti fissi per tutti i suoli e i criteri di stima dei parametri idrologici a confronto.

Per ogni suolo sono stati simulati i primi 3 m di profilo, ripartiti in 8-10 strati di spessore diverso a seconda del suolo per conciliare la necessaria suddivisione in strati del modello con quella degli orizzonti pedologici. I limiti temporali di simulazione sono riportati in tabella 2. La ripartizione del flusso idrico in entrata (pioggia + irrigazioni, al netto dell'intercettazione da parte delle colture) tra micro- e macropori è regolata dal modello in base all'intensità degli afflussi e alla conducibilità  $K_b$ . Le condizioni scelte al contorno inferiore sono state di gradiente idraulico unitario per la simulazione dei suoli con profilo insaturo (i suoli Barco e Confine); di presenza di falda, per gli altri suoli. Il contenuto idrico nel profilo all'inizio delle simulazioni ( $\theta_{ini}$ ) è stato posto pari a  $\theta_b$ , per i suoli senza falda. Per quelli con simulazione di falda,  $\theta_{ini}$  è stato posto pari a  $\theta_b$  nel franco di coltivazione e pari al contenuto idrico a saturazione, alle profondità maggiori.

La conducibilità satura al *boundary* tra i due domini di flusso,  $K_b$ , è stata stimata dai parametri di ritenzione idrica ottenuti secondo B&C (Jarvis et al., 1997). La conducibilità idraulica satura  $K_s$  (dataset regionale) è derivata da stima di esperto, secondo il Soil Survey Manual USDA (Soil Survey Division Staff, 1993).

Per la valutazione dell'efficienza del modello nella simulazione del contenuto idrico del terreno sono stati usati i seguenti indici di efficienza (IE): *root mean square error* (RMSE, come percentuale della media osservata), differenza media tra valori osservati e predetti (MD), errore relativo (E) e coefficiente di correlazione  $r$  (Smith et al., 1996). Per un'efficienza elevata del modello gli indici RMSE, MD ed E devono tendere a 0;  $r$  deve tendere a +1.

Tabella 1. Caratteristiche dei suoli simulati, con riferimento all'orizzonte Ap<sup>1</sup>

| Serie           | Classe tessiturale | Sabbia<br>% | Limo<br>% | Argilla<br>% | C organico<br>% | pH (in H <sub>2</sub> O) | C.S.C.<br>Cmol <sub>+</sub> kg <sup>-1</sup> |
|-----------------|--------------------|-------------|-----------|--------------|-----------------|--------------------------|--|
| Barco           | franca limosa      | 16.0        | 69.0      | 15.0         | 8.7             | 6.0                      | 24.3   |
| Confine         | franca ghiaiosa    | 38.0        | 43.0      | 19.0         | 8.1             | 7.2                      | 13.3   |
| Fienili         | argillosa          | 3.0         | 37.0      | 60.0         | 20.3            | 8.0                      | 29.9   |
| La Boaria       | argillosa limosa   | 6.0         | 50.0      | 44.0         | 14.5            | 8.0                      | -  |
| Risaia del Duca | argillosa limosa   | 4.0         | 36.0      | 60.0         | 15.7            | 8.0                      | 25.1   |

1. Fonte: RER (2003).

Tabella 2. Sequenze colturali, limiti temporali (periodo di simulazione) e spaziali (spessore di profilo), e numerosità campionaria del confronto stime-misure, nelle simulazioni dei flussi idrici col modello MACRO in suoli di siti diversi della pianura emiliana. Sigle: M: mais; F: frumento; Set: set-aside; L: loiessa; E: erba medica; B: barbabietola da zucchero; O: orzo; P: pomodoro. Il periodo di simulazione corrisponde a quello di campionamento del terreno per le misure di contenuto idrico

| Suolo           | Sequenza colturale | Periodo di simulazione | Spessore di profilo con<br>misure di umidità (m) | Numero di misure di<br>umidità disponibili |
|-----------------|--------------------|------------------------|--|--|
| Barco           | M                  | 1/1/94-31/12/94        | 1.40   | 29   |
|                 | E-O-M-M            | 1/1/94-31/8/98         | 1.40   | 130  |
|                 | P                  | 1/1/94-31/12/94        | 1.20   | 28   |
|                 | L-M-P              | 1/1/96-31/12/97        | 1.40   | 90   |
|                 | E-O-M              | 1/1/94-31/8/98         | 0.80   | 4  |
| Confine         | Set                | 1/1/94-31/12/94        | 1.40   | 19   |
|                 | L-L                | 1/7/93-31/12/95        | 1.00   | 54   |
| Fienili         | M-M-M-M-F          | 1/1/87-31/12/91        | 1.20   | 384  |
| La Boaria       | E                  | 1/1/93-31/12/97        | 1.40   | 99   |
|                 | M-F-B              | 1/1/95-31/12/97        | 1.40   | 99   |
|                 | M-M-F              | 1/1/95-31/12/97        | 1.40   | 99   |
|                 | M-F-B-M            | 1/1/94-31/12/97        | 1.40   | 99   |
| Risaia del Duca | E                  | 1/1/93-31/12/95        | 1.40   | 87   |
|                 | F-B-F              | 1/1/93-31/12/95        | 1.40   | 77   |
|                 | M-M                | 1/1/94-31/12/95        | 1.40   | 49   |
|                 | B-M                | 1/1/96-31/12/97        | 1.40   | 102  |
|                 | B-F                | 1/1/96-31/12/97        | 1.40   | 96   |

## Risultati e discussione

### Efficienza del modello MACRO nella simulazione del contenuto idrico del terreno

Efficienza del modello nella simulazione di sistemi colturali diversi, su uno stesso suolo. Si riporta qui a titolo di esempio l'efficienza del modello nella simulazione del contenuto idrico del terreno nel sito Risaia del Duca, per il quale è stato simulato il maggior numero di sequenze colturali, e per cui si disponeva di misure più numerose. La maggiore somiglianza negli andamenti temporali di stime e misure (grafici non riportati) si è avuta per bietola-mais e bietola-frumento (valore più elevato di  $r$ ). Il minore scarto tra stime e misure è stato osservato per il mais (tab. 3). La diversa efficienza del modello nella simulazione del contenuto idrico del terreno per sistemi colturali diversi suggerisce l'opportunità di approfondimenti dell'analisi per l'individuazione di valori di calibrazione dei parametri colturali più adeguati. Il confronto è stato reso difficoltoso dal fatto che il numero di coppie stime-misure, su cui è basato il calcolo degli IE, era diverso da parcella a parcella, e il valore degli IE può risentire della numerosità campionaria.

**Tabella 3.** Sito Risaia Del Duca. Valori degli indici di efficienza del modello per la stima del contenuto idrico nel terreno in relazione al sistema colturale. Ogni valore è media dei valori degli indici di efficienza per i tre criteri di definizione dei parametri idrologici. Indici: RMSE: *root mean square error*; MD: differenza media (% in vol); ER: errore relativo;  $r$ : coefficiente di correlazione;  $n$ : numero di coppie stime-misure

| Sistema colturale         | RMSE | MD    | ER     | $r$  | $n$ |
|---------------------------|------|-------|--------|------|-----|
| Erba medica               | 24.8 | -0.46 | -4.48  | 0.22 | 87  |
| Frumento-bietola-frumento | 24.8 | 5.63  | 13.99  | 0.38 | 77  |
| Mais                      | 17.9 | 0.91  | 1.26   | 0.26 | 49  |
| Bietola-mais              | 22.3 | -2.26 | -33.09 | 0.62 | 102 |
| Bietola-frumento          | 20.6 | 1.33  | 0.99   | 0.68 | 96  |

Efficienza del modello nella simulazione di suoli diversi. L'efficienza del modello nella simulazione del contenuto idrico è stata valutata per un ampio spettro di variazione dei contenuti idrici dei suoli esaminati ed è stata complessivamente maggiore (valore più elevato di  $r$  e più basso di RMSE, MD ed ER) per i suoli Risaia del Duca e La Boaria (tab. 4). Per Fienili e per Barco gli IE non hanno mostrato tendenza univoca, con valori relativamente bassi di RMSE, MD ed ER, unitamente a un basso valore di  $r$ . L'efficienza del modello nella simulazione del contenuto idrico è stata più bassa nella simulazione del suolo Confine, che presenta ghiaia nel profilo. In generale, quindi, suoli a granulometria più fine sono stati simulati meglio di suoli con maggior incidenza della componente grossolana. E' da chiarire se la minore efficienza del modello nella simulazione di questi suoli derivi da una incapacità da parte del modello di riprodurre le complesse modalità di flusso che li caratterizzano o dal fatto che le misure di contenuto idrico in questi suoli possono essere più difficoltose da rilevare e quindi meno precise.

Le differenze di efficienza del modello dipendenti dal criterio di stima dei parametri idrologici (tab. 5) sono state di gran lunga inferiori a quelle dipendenti dal tipo di suolo. Le PTF Padano-venete hanno consentito di ottenere il miglior grado di associazione (coefficiente  $r$ ) tra stime e misure, non differenziandosi dal criterio "Misure" relativamente ai valori degli altri indici. Le PTF da letteratura hanno dato luogo a valori di RMSE, MD ed ER non molto inferiori a quelli delle stime da misure e da PTF Padano-venete, ma con valore di  $r$  sensibilmente inferiore. La maggior efficienza del modello con parametri stimati con PTF Padano-venete può essere spiegata con la dimostrata maggiore adeguatezza delle PTF calibrate su dati pedologici locali a descrivere le proprietà di ritenzione idrica dei suoli rispetto a quelle nate in siti lontani da quello di applicazione (Bastet et al., 1998; Ungaro et al., 2005).

**Tabella 4.** Valori medi misurati di contenuto idrico (SW), loro intervallo di variazione e valori degli indici di efficienza del modello per la stima del contenuto idrico nel terreno, in relazione al suolo. Ogni valore è media dei valori degli indici di efficienza, per i tre criteri di definizione dei parametri idrologici e per tutti i sistemi colturali considerati. Indici: RMSE: *root mean square error*; MD: differenza media; ER: errore relativo;  $r$ : coefficiente di correlazione;  $n$ : numero di coppie stime-misure

| Suolo           | SW media | SW min | SW max | RMSE  | MD    | ER     | $r$  | $n$ |
|-----------------|----------|--------|--------|-------|-------|--------|------|-----|
|                 | % vol    | % vol  | % vol  |       | % vol |        |      |     |
| Fienili         | 51.0     | 29.3   | 62.3   | 14.59 | 4.15  | 7.18   | 0.18 | 384 |
| Risaia del Duca | 38.1     | 6.0    | 59.5   | 22.08 | 1.03  | -4.26  | 0.43 | 410 |
| Confine         | 30.4     | 4.6    | 45.6   | 37.15 | -4.51 | -37.20 | 0.04 | 281 |
| La Boaria       | 39.4     | 8.7    | 65.4   | 21.43 | -0.47 | -6.03  | 0.47 | 396 |
| Barco           | 29.2     | 6.8    | 42.4   | 28.12 | -0.91 | -11.98 | 0.15 | 73  |

Tabella 5. Valori degli indici di efficienza del modello per la stima del contenuto idrico nel terreno in relazione al criterio di definizione dei parametri idrologici. Ogni valore è media dei valori degli indici di efficienza, per tutti i suoli e sistemi culturali considerati. Indici: RMSE: *root mean square error*; MD: differenza media (% in vol); ER: errore relativo; r: coefficiente di correlazione. Numero di coppie stime-misure, n=1545

| Criterio           | RMSE  | MD    | ER    | r    |
|--------------------|-------|-------|-------|------|
| Misure             | 32.06 | -1.71 | -16.8 | 0.29 |
| PTF Padano-venete  | 32.31 | -1.63 | -17.4 | 0.34 |
| PTF da letteratura | 29.68 | -0.74 | -11.9 | 0.21 |

**Confronto dei bilanci idrici simulati per suoli e criteri diversi di stima dei parametri idrologici**

**Confronto tra suoli.** Poiché gli afflussi per i vari siti e sistemi culturali sono stati diversi, il confronto tra suoli è stato condotto sulle voci di output del bilancio idrico di MACRO espresse come frazioni dell'afflusso (piogge + eventuali irrigazioni) (fig. 1).

La variazione di riserva idrica, cioè la differenza di contenuto idrico tra la fine e l'inizio del periodo di simulazione, è stata sommata agli input quando negativa e agli output quando positiva. Nei siti con suoli a granulometria fine e con falda nel profilo (Fienili, Risaia del Duca e La Boaria) non c'è stata percolazione, e anzi una piccolissima quantità di acqua è stata richiamata nel profilo (valori di TFLOWOUT negativi). In questi suoli l'acqua in eccesso rispetto al consumo evapotraspirativo, e non trattenuta nel profilo come riserva, si è allontanata dal sistema per ruscellamento e per drenaggio laterale. Nel suolo Barco, franco limoso e tendente a formare croste superficiali (RER, 2003), il modello ha simulato perdite per percolazione limitate e l'uscita di una notevole quantità d'acqua dal sistema per ruscellamento. Nel suolo Confine, franco ghiaioso, non c'è stato ruscellamento e una larga quota dell'acqua di pioggia è andata perduta per percolazione. Il modello ha quindi simulato un comportamento idrologico atteso per questi tipi di suolo.

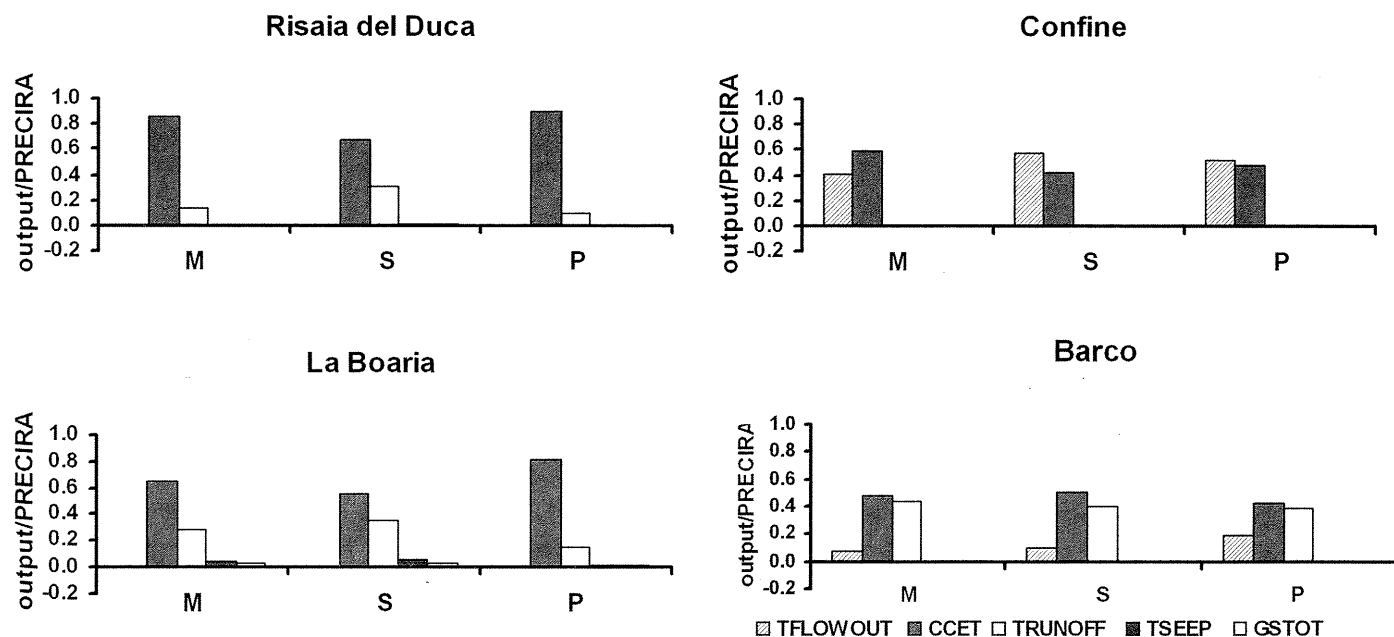


Figura 1.

Ripartizione degli output di MACRO, come frazioni dell'afflusso (PRECIRA). M, stima da misure; S, stima da PTF da letteratura; P, stima da PTF Padano-venete. Per un dato suolo ogni colonna dell'istogramma è la media dei valori del rapporto output/input relativi a tutti i sistemi culturali oggetto di simulazione.

Notazioni: TFLOWOUT, percolazione dallo strato inferiore del profilo (totale da micro- e macropori); CCET, evapotraspirazione effettiva; TRUNOFF, ruscellamento superficiale; TSEEP, drenaggio nei dreni; GSTOT, drenaggio verso il sistema di raccolta secondario



**Confronto tra criteri di stima dei parametri idrologici.** Le differenze di stima delle voci di bilancio dovute al criterio di parametrizzazione del modello sono state marcate (tab. 6). I valori dei parametri ottenuti da PTF da letteratura hanno dato luogo a simulazione di perdite per evapotraspirazione complessivamente inferiori, e perdite per percolazione e ruscellamento superiori, rispetto agli altri due criteri.

**Tabella 6.** Uscite di acqua dal sistema e variazione di riserva idrica, in relazione al criterio usato per la stima dei parametri idrologici. Ogni valore è medio annuo per tutti i siti e sistemi colturali simulati. TFLOWOUT, percolazione dall'ultimo strato del profilo (totale, da micro- e macropori); CCET, evapotraspirazione effettiva; TRUNOFF, ruscellamento superficiale; TSEEP, drenaggio nei dreni; GSTOT, drenaggio verso il sistema di raccolta secondario.

La variazione di riserva idrica è data dalla differenza di contenuto idrico tra la fine e l'inizio del periodo di simulazione.

Tutti i termini del bilancio sono espressi in mm

| Criterio           | TFLOWOUT | CCET | TRUNOFF | TSEEP | GSTOT | Variazione di riserva idrica |
|--------------------|----------|------|---------|-------|-------|------------------------------|
| Misure             | 70       | 481  | 189     | 7     | 5     | -13                          |
| PTF Padano-venete  | 120      | 537  | 137     | 4     | 3     | -61                          |
| PTF da letteratura | 98       | 393  | 232     | 11    | 8     | -6                           |

Anche se non sono disponibili misure di queste voci per i sistemi colturali simulati, la qualità della stima può essere verificata con riferimento a conoscenze già acquisite. Secondo dati ottenuti dalla letteratura, riferiti anche a prove eseguite in passato a San Prospero, l'erba medica nei nostri climi ha consumi idrici stagionali di 600-900 mm, e il mais di 500-600 mm (Onofrii, 1980; Costantini e Onofrii, 1982). Le perdite per evapotraspirazione stimate con MACRO sono state, per l'erba medica: 600, 670 e 569 mm, per i criteri M, P ed S, rispettivamente (valori annuali medi di 5 anni); per il mais: 422, 513 e 279 mm, per i criteri M, P ed S, rispettivamente (valori medi di 2 anni, riferiti alla stagione di crescita). Quindi è probabile che il modello, coi criteri M ed S, abbia sottostimato l'evapotraspirazione.

Prove di ruscellamento superficiale condotte in passato con simulatore di pioggia in pianura per il suolo La Boaria, a San Prospero, avevano consentito di appurare che ruscellamento da questo suolo si verifica solo nel periodo inverno-inizio primavera, dopo risalita della falda. In quelle prove le simulazioni di pioggia erano state effettuate con intensità di pioggia elevate (mediamente 40 mm h<sup>-1</sup>), da considerarsi estreme per l'ambiente in esame. Il massimo coefficiente di deflusso superficiale (runoff superficiale/pioggia), misurato con terreno inizialmente già saturo e dopo un'ora di pioggia di intensità pari a 47 mm h<sup>-1</sup>, era stato pari a 0.47, corrispondente a 22.1 mm di deflusso (Marchetti, 2002). Nelle simulazioni con MACRO il runoff a San Prospero si è verificato quasi esclusivamente da ottobre ad aprile, sia nelle parcelle ad erba medica sia in quelle a mais, con tutti e tre i criteri di stima dei parametri idrologici. Con il criterio S tuttavia gli episodi di runoff sono stati più numerosi e, nelle parcelle a mais, si sono verificati anche in estate (non sempre in connessione con le irrigazioni). Il massimo runoff giornaliero per terreno occupato da erba medica è stato pari a 59, 34 e 59 mm, con i criteri M, P ed S, rispettivamente. Nella sequenza mais-frumento-bietola il massimo runoff è stato di 42, 32 e 50 mm, con i criteri M, P ed S, rispettivamente. Quindi, almeno per quanto riguarda San Prospero, le perdite di ruscellamento simulate coi parametri M ed S sembrano sovrastimate.

I risultati ottenuti implicano che l'uso di un criterio o di un altro, per la stima dei parametri da inserire nel modello, se da un lato produce limitate differenze nella stima del contenuto idrico del suolo, dall'altro può avere effetti importanti sulla stima delle altre voci di bilancio. Gli stessi risultati suggeriscono che estendere le conclusioni derivanti dai risultati ottenuti nella simulazione del contenuto idrico alle variabili di flusso (ad esempio percolazione) per cui le prestazioni del modello non siano state direttamente verificate può portare a valutazioni fuorvianti.

## Conclusioni

I risultati ottenuti hanno consentito di valutare le conseguenze dell'uso di criteri diversi di stima delle proprietà di ritenzione idrica dei suoli sulla simulazione dei flussi idrici col modello MACRO. Benché il criterio abbia influenzato l'efficienza del modello nella stima del contenuto idrico in misura di gran lunga inferiore al tipo di suolo, tuttavia la stima dei parametri da PTF definite in ambito locale ha dato luogo a prestazioni del modello complessivamente migliori che non la stima da misure e da PTF da letteratura. Questi risultati indicano la convenienza, ai fini dell'applicazione territoriale del modello, ad utilizzare la stima dei parametri di ritenzione basata su PTF calibrate su dati pedologici locali, in luogo delle misure di ritenzione idrica.

Il criterio di definizione dei parametri idrologici, anche se non ha influenzato in modo sostanziale l'efficienza del modello nella stima del contenuto idrico, ha avuto un peso notevole sui risultati di simulazione delle diverse voci di bilancio, a parità di valori dei parametri colturali. Questo porta a concludere che, per quanto attiene all'uso del modello MACRO nella simulazione dei flussi idrici, i) la scelta del criterio di definizione dei parametri idrologici può avere effetti importanti sui risultati di simulazione; ii) una buona efficienza del modello nella simulazione del contenuto idrico non implica la corretta simulazione degli altri processi.

## Ringraziamenti

Il lavoro è stato finanziato dal Servizio Geologico, sismico e dei suoli della Regione Emilia Romagna.

## Bibliografia

- BASTET G., BRUAND A., QUÉTIN P., COUSIN I., 1998. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à l'aide de fonctions de pédotransfert (FPT): une analyse bibliographique. *Etude et Gestion des Sols*, 5(1):1-23.
- BROOKS R.H., e COREY A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. In: *Hydrology paper 3*. Colorado State Univ., Ft. Collins.
- CEOTTO E. e DONATELLI M., 1997. Determinazione di parametri ecofisiologici in sorgo e frumento nella bassa Pianura Padana. *Agricoltura e Ricerca*, 171:99-105.
- COSTANTINI E.A.C. e ONOFRII M., 1982. Ricerche sull'evapotraspirazione effettiva dell'erba medica misurata in cassoni lisimetrici e sue relazioni con quella potenziale. *Annali dell'Istituto Sperimentale Agronomico*, XIII(1):89-116.
- HALL D.G.M., REEVE M.J., THOMASSON A.J., WRIGHT V.F. 1977. Water retention, porosity and density of field soils (Soil survey technical monograph No. 9) Rothamsted Experimental Station, Lawes Agricultural Trust, Harpenden, UK.
- JARVIS N.J., 1994. The MACRO model (Version 3.1). Technical description and sample simulations. Reports and Dissertations 19. Dep. Soil Sci., Swedish Univ. Agric. Sci., Uppsala, Sweden.
- JARVIS N.J., HOLLIS J.M., NICHOLLS P.H., MAYR T., EVANS S.P., 1997. MACRO-DB. A decision-support tool for assessing pesticide fate and mobility in soils. *Environ. Modell. Software*, 12:251-265.
- LARSSON M.H. e JARVIS N.J., 1999. A dual-porosity model to quantify macropore flow effects on nitrate leaching. *J. Environ. Qual.*, 28:1298-1307.
- MARCHETTI R., 2002. Surface and subsurface runoff from a silty-clay soil of the Lower Po Valley. In: (Pagliai e Jones eds) *Sustainable land management - Environmental protection. A soil physical approach*. *Adv. Geocol.*, 35, Catena Verl., Reiskirchen, Germania, pp. 443-452.
- MARCHETTI R., PONZONI G., SPALLACCI P., 2001. Simulating nitrate leaching under crops fertilized with pig-slurry in lysimeters. *Soil Use Manage.*, 17:245-253.
- MARCHETTI R., PONZONI G., SPALLACCI P., 2004. Simulating nitrogen dynamics in agricultural soils fertilized with pig slurry and urea. *J. Environ. Qual.*, 33:1217-1229.
- MAROTTI M., NASTRI A., BERNATI E., TODERI G., 1997. Effetti della concimazione azotata e dell'interramento dei residui colturali sulle caratteristiche quantitative e qualitative della produzione di bietola. *Agricoltura Ricerca*, 170:105-112.
- MiPAF, 1997. Metodi di analisi fisica del suolo. Collana di metodi analitici per l'agricoltura. Franco Angeli, Milano.
- MUALEM Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12:513-522.
- ONOFRII M., 1980. Ricerche sull'evapotraspirazione effettiva del mais misurata in cassoni lisimetrici e sue relazioni con quella potenziale. *L'irrigazione*, XXVII(1/2):27-42.
- RER, 2003. Catalogo dei tipi di suolo della pianura emiliano-romagnola. [Online] Consultabile su: <http://gias.regione.emilia-romagna.it/suoli/>, Servizio Sviluppo agroalimentare e Servizio Geologico, sismico e dei suoli, Regione Emilia-Romagna, Bologna (Verificato: 17.03.05).
- SMITH J.U., SMITH P., ADDISCOTT T.M., 1996. Quantitative methods to evaluate and compare soil organic matter (SOM) models. p. 181-200. In: D.S. Powlson et al. (ed.) *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets*. NATO ASI Series I 38. Springer-Verlag, Berlin.
- SOIL SURVEY DIVISION STAFF, 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.
- UNGARO F., CALZOLARI C., BUSONI E., 2005. Development of pedotransfer functions using a group method of data handling for the soil of the Pianura Padano-Veneta region of North Italy. *Water water retention properties*. *Geoderma*: 124:293-317. (In stampa).
- VAN GENUCHTEN M. TH., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:892-898.
- VAN GENUCHTEN M. TH., LEIJ F.J., YATES S.R., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. USEPA Rep. 600/2-91/065, R. S. Kerr Environ. Res. Lab., Office Res. Dev. Ada, OK, USA.
- VERECKEN H., MAES J., FEYEN J., DARIUS P., 1989. Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. *Soil Sci.*, 148:389-403.
- WÖSTEN J.H.M., PACHEPSKY Ya.A., RAWLS W.J., 2001. Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *J. Hydrol.*, 251:123-150.

# EFFETTO DELLA FERTILIZZAZIONE AZOTATA E DELL'ELEVATA CO<sub>2</sub> SULLA COMPOSIZIONE CHIMICA DELLE FOGLIE DI PIOPPO E RELAZIONE CON IL CONTENUTO DI ELEMENTI NUTRITIVI DEL SUOLO

Sara Marinari <sup>1</sup>, M.Cristina Moscatelli <sup>1</sup>, Paolo De Angelis <sup>2</sup>, Carlo Calfapietra <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica, Università degli Studi della Tuscia, via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo

<sup>2</sup> Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle sue Risorse, Università degli Studi della Tuscia, via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo

## Riassunto

Nella valutazione delle risposte di lungo termine della biomassa vegetale all'incremento della concentrazione della CO<sub>2</sub> atmosferica, la disponibilità di azoto nel suolo può rappresentare un fattore limitante. In questo lavoro le concentrazioni degli elementi fogliari sono state esaminate al fine di determinare come il trattamento FACE (Free Air CO<sub>2</sub> Enrichment) e la fertilizzazione azotata influenzino lo stato nutrizionale della pianta di pioppo. I risultati hanno messo in evidenza che gli effetti dei trattamenti sono visibili solo all'inizio della stagione di crescita della pianta (giugno), mostrando per le foglie una riduzione della concentrazione di N e un aumento della concentrazione di Mg nel trattamento FACE. La fertilizzazione migliora lo stato nutrizionale delle foglie mediante un incremento della concentrazione dell'azoto. Tale effetto è stato confermato anche dalla correlazione osservata tra il contenuto di azoto nel suolo e quello fogliare ( $p \leq 0.01$ ).

**Parole chiave:** fertilizzazione, *Populus* spp., elevata CO<sub>2</sub>, elementi nutritivi.

## Elevated CO<sub>2</sub> and fertilization effects on chemical leaves composition and relationship with soil available nutrients

### Abstract

Plant nitrogen is usually one limiting factor when the long term responses of plant to elevated CO<sub>2</sub> (FACE) are analysed. Here foliar nutrients concentration of poplar trees has been investigated, in relation to FACE (Free Air CO<sub>2</sub> Enrichment) and nitrogen fertilization treatments. Results showed that the effects of treatments were marked only at the first measuring period (June). Under FACE treatment leaf N and Mg were reduced and increased, respectively. The fertilization had a beneficial effect on leaf nutritional status by increasing leaf nitrogen content. Such effect has been confirmed by a relationship between soil nitrogen and leaf nitrogen content ( $p \leq 0.01$ ).

**Keywords:** fertilization, *Populus* spp., elevated CO<sub>2</sub>, nutrient elements .

## Introduzione

In condizioni di elevata CO<sub>2</sub> il contenuto di azoto nei tessuti vegetali tende a subire delle variazioni che possono essere anche molto discordanti tra loro. Cotrufo *et al.* (1998) hanno riportato oscillazioni del contenuto di azoto nei tessuti vegetali di impianti forestali soggetti ad elevata CO<sub>2</sub> comprese tra +50% e -60%, con una riduzione media del 14%. Tali variazioni dipendono principalmente dallo stato nutrizionale della pianta e dalla tipologia di tessuti analizzati. Gifford *et al.* (2000) hanno avanzato varie ipotesi sui meccanismi che determinano la riduzione di azoto nei tessuti in presenza di elevata CO<sub>2</sub>: (i) effetto di diluizione degli elementi nutritivi dovuto all'accumulo di carboidrati non strutturali (zuccheri solubili, amido *etc*); (ii) incremento della sintesi di composti ricchi di carbonio e poveri di azoto (lignina, tannini, polifenoli *etc*); (iii) riduzione della concentrazione dell'azoto per aumento della biomassa complessivamente prodotta; (iv) diversa ripartizione della sostanza secca verso tessuti che sono relativamente più poveri di azoto che sono radici e fusto; (v) regolazione degli enzimi coinvolti nei processi di fotosintesi e fotorespirazione: aumento dell'efficienza della Rubisco e riduzione del suo quantitativo con conseguente riduzione del contenuto di azoto. Un ulteriore effetto dell'elevata CO<sub>2</sub> è stato osservato nel processo di traslocazione degli elementi nutritivi, in particolare è stata riportata una riduzione della ritraslocazione dell'azoto da tessuti senescenti (Arp *et al.*, 1997). La traslocazione degli elementi oltre ad essere influenzata dall'elevata CO<sub>2</sub> dipende anche dallo stato nutrizionale e dalla fertilità del suolo. A questo riguardo Gifford *et al.* (2000) hanno osservato un incremento della traslocazione dell'azoto negli impianti ad elevata CO<sub>2</sub> sottoposti alla fertilizzazione azotata.

In altri studi è stato anche riportato un incremento di azoto nelle foglie a seguito della fertilizzazione azotata in condizioni di elevata CO<sub>2</sub> rispetto al controllo (Griffin *et al.*, 1993).

Lo scopo dello studio è stato quello di determinare come la fertilizzazione influenza lo stato nutrizionale della pianta in condizioni di elevata CO<sub>2</sub>.

## Materiali e metodi

La stazione sperimentale del progetto EUROFACE è situata nella provincia di Viterbo, a pochi chilometri da Tuscania. La superficie agricola complessivamente impiantata con pioppo è di circa 9 ettari. All'interno dell'area sperimentale sono state delimitate 6 parcelle ottagonali di circa 314 m<sup>2</sup> ciascuna: 3 vengono trattate ad una concentrazione di CO<sub>2</sub> di 550 ppm utilizzando la tecnologia FACE (Free Air CO<sub>2</sub> enrichment) e 3 vengono lasciate alla concentrazione di CO<sub>2</sub> ambiente ( $\approx$ 370 ppm) e costituiscono il controllo. Ogni parcella è stata suddivisa in due metà, di cui soltanto una fertilizzata. Tre cloni di pioppo appartenenti a tre diverse specie *P. alba*, *P. nigra* e *P. x euramericana*, sono stati studiati in risposta ai due trattamenti.

Tre campioni, ciascuno costituito di tre foglie mature di luce, sono stati prelevati per ogni clone e per ogni metà-parcella all'inizio (giugno) e al termine (ottobre) della stagione di crescita nell'anno 2003. I contenuti di N e di Mg sono stati determinati utilizzando rispettivamente l'analisi elementare a seguito della combustione dei campioni (CHN, Carlo Erba) e la spettrometria di assorbimento o di emissione (Perkin Elmer 4000). Inoltre, nei mesi di giugno ed ottobre è stato analizzato il contenuto di azoto totale nel suolo utilizzando il metodo Kjeldahl al fine di verificare gli effetti della fertilizzazione sullo stato nutrizionale della pianta sia in condizioni di elevata CO<sub>2</sub> che di controllo.

## Risultati

Gli effetti più consistenti dei trattamenti sono stati osservati all'inizio della stagione di crescita (giugno), mentre nel mese di ottobre le foglie hanno riportato scarse variazioni nel contenuto di elementi nutritivi. La concentrazione fogliare degli elementi nutritivi (K, Ca, Mg, Fe e Na) è stata significativamente diversa tra i cloni ( $p \leq 0.05$ ); per esempio in *P. x euramericana* è stato osservato un più basso contenuto di Fe e Mg e un più elevato contenuto di K, Ca e Na (dati non mostrati). Gli effetti dei trattamenti sono risultati significativi per quanto riguarda il contenuto

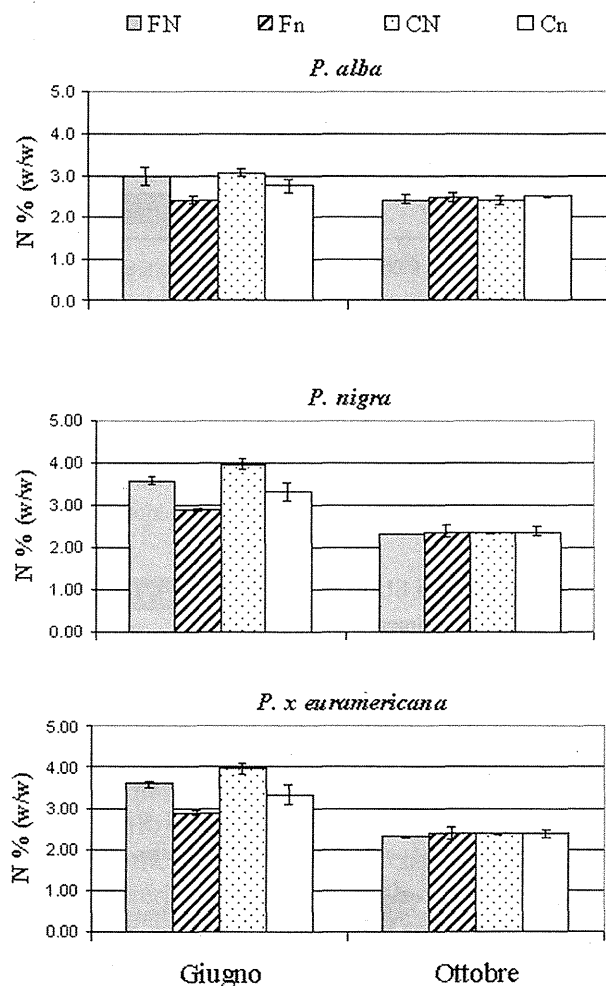


Figura 1. Contenuto di azoto delle foglie di pioppo nei diversi trattamenti: FACE fertilizzato (FN), FACE non fertilizzato (Fn), controllo fertilizzato (CN) e controllo non fertilizzato (Cn). Le barre di errore indicano la deviazione standard ( $n=3$ )

fogliare di N e Mg (Figure 1 e 2). Gli effetti dell'elevata CO<sub>2</sub> e della fertilizzazione azotata sono stati particolarmente evidenti in *P. alba* che ha mostrato il più elevato contenuto di Mg nelle foglie del trattamento FACE non fertilizzato (Fig. 2). In giugno il contenuto di N fogliare è stato significativamente più elevato nel trattamento fertilizzato per tutti i cloni mentre in ottobre non è stata evidenziata alcuna differenza. Una riduzione generale del contenuto di azoto è stata registrata nelle foglie trattate con elevata CO<sub>2</sub>. I risultati hanno suggerito che il trattamento FACE può ridurre la quantità di azoto fogliare e aumentare quella del Mg all'inizio del ciclo vegetativo. La fertilizzazione determina un generale incremento della concentrazione di azoto fogliare bilanciando in parte la riduzione dovuta al trattamento FACE (Figura 1). Dall'analisi degli elementi nel suolo è stata osservata un'ampia disponibilità dei cationi scambiabili in tutti i trattamenti (dati non mostrati) ma gli effetti della fertilizzazione sono risultati significativi solo per quanto riguarda il contenuto di azoto totale del suolo (Figura 3). Inoltre il contenuto di azoto fogliare è risultato positivamente correlato al contenuto di azoto nel suolo (coefficiente di Pearson = 0.517,  $n=36$ ,  $p \leq 0.01$ ). Nella figura 4 è illustrata la relazione trovata tra i contenuti di azoto del suolo e delle foglie in presenza ed assenza di fertilizzazione. Nel primo caso l'incremento di azoto nella foglia per unità di azoto presente nel suolo è superiore rispetto al suolo non fertilizzato.

Dai risultati è emersa l'importanza che può assumere la fertilizzazione azotata negli impianti a rapido accrescimento soprattutto in virtù dell'aumento della concentrazione atmosferica di CO<sub>2</sub>.

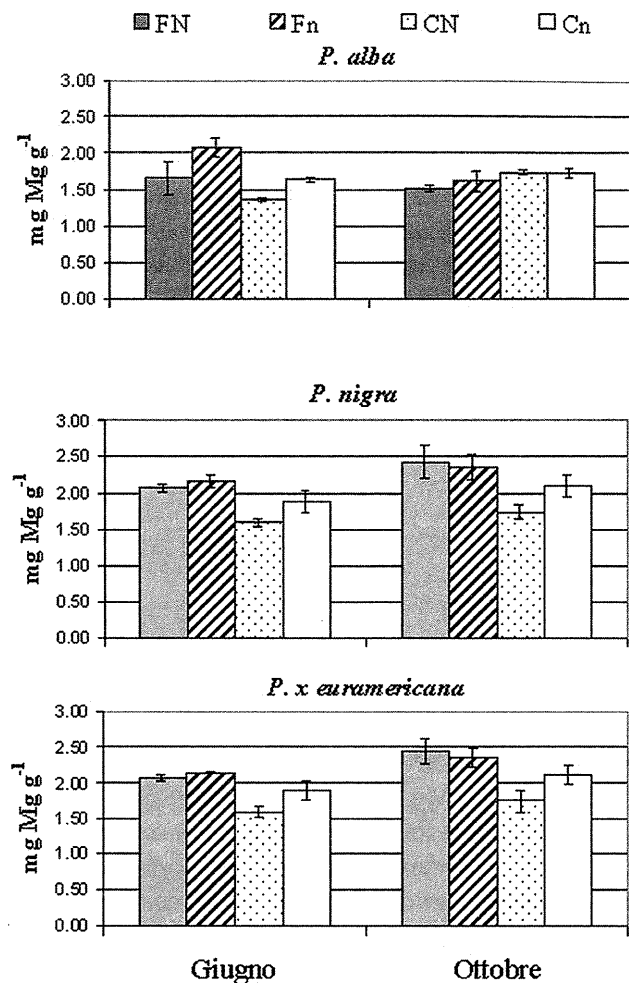


Figura 2. Contenuto di Magnesio delle foglie di pioppo nei diversi trattamenti: FACE fertilizzato (FN), FACE non fertilizzato (Fn), controllo fertilizzato (CN) e controllo non fertilizzato (Cn).

Le barre di errore indicano la deviazione standard ( $n=3$ )

### Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il prof G. Scarascia Mugnozza coordinatore del progetto EU EUROFACE (EVR1-CT-2002-40027) e del Centro di Eccellenza "Foreste e Clima" del MIUR, per aver concesso l'uso della stazione sperimentale POPFACE.

### Bibliografia

- ARP W.J., KUIKMAN P.J., GORISSEN A., 1997. Climate change: The potential to affect functions through changes in amount and quality of litter. In *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*. Eds Cadisch G and Giller K E. pp 187-200. Wallingford, CAB International. 409 p.
- COTRUFO F.M., INESON P., SCOTT A., 1998. Elevated CO<sub>2</sub> reduces the nitrogen concentration of plant tissues. *Global Change Biol.* 4: 43-54.
- GIFFORD ROGER M., BARRETT DAMIAN J., LUTZE JASON L., 2000. The effects of elevated [CO<sub>2</sub>] on the C:N and C:P mass ratios of plant tissues. *Plant and Soil.* 224: 1-14.
- GRIFFIN K.L., THOMAS R.B., STRAIN B.R., 1993. Effects of nitrogen supply and elevated carbon diox-ide on construction cost in leaves of *Pinus taeda* (L.) seedlings. *Oecologia* 95: 575-580.

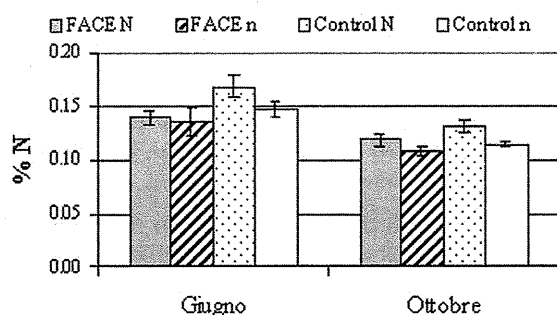


Figura 3. Contenuto di azoto totale del suolo nei diversi trattamenti: FACE fertilizzato (FN), FACE non fertilizzato (Fn), controllo fertilizzato (CN) e controllo non fertilizzato (Cn). Le barre indicano la deviazione standard ( $n=3$ )

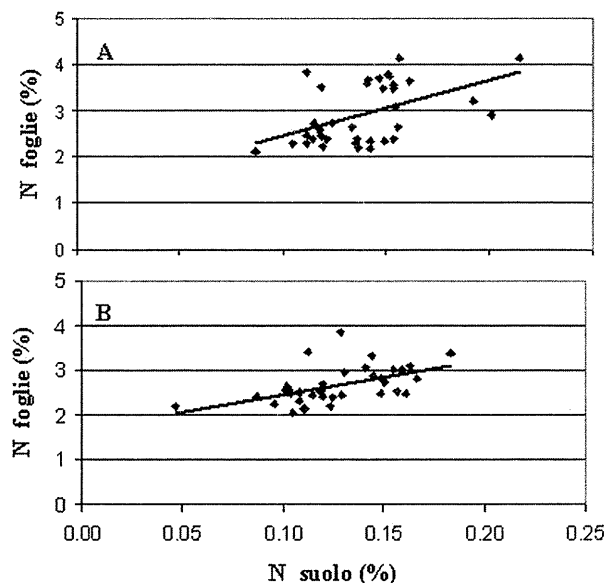


Figura 4. Relazione tra il contenuto di azoto totale del suolo e delle foglie nel suolo fertilizzato (A) e non (B). Le osservazioni comprendono i campionamenti di giugno ed ottobre ( $n=36$ )

# EFFETTO DELL'ELEVATA CONCENTRAZIONE DI CO<sub>2</sub> ATMOSFERICA SULLA DISPONIBILITÀ DI FRAZIONI DI CARBONIO OTTENUTE CON DIVERSE MODALITÀ DI ESTRAZIONE

Maria Cristina Moscatelli<sup>1</sup>, Alessandra Lagomarsino<sup>2</sup>, Paolo De Angelis<sup>2</sup>, Stefano Grego<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dip. di Agrobiologia e Agrochimica, Università della Tuscia, via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo,

<sup>2</sup> Dip. di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle sue Risorse, Università della Tuscia,

Via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo; e-mail: mcm@unitus.it

## Riassunto

Gli effetti del previsto aumento della concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica sono sperimentalmente ben documentati per quanto riguarda le piante e concordano nell'evidenziare una stimolazione della crescita. Del tutto controverse sono invece le evidenze di tali effetti sul sistema suolo dove il carbonio (C) fissato dalle piante può essere allocato in *pools* caratterizzati da diverso grado di lability e conseguente diverso tempo di residenza nel suolo influenzando pertanto la potenzialità degli ecosistemi terrestri di immagazzinare il *surplus* di C. Scopo del presente lavoro, svolto presso la stazione sperimentale POPFACE, Tuscania (VT), è stato quello di valutare l'effetto del trattamento con elevata CO<sub>2</sub> atmosferica sulle variazioni quantitative di alcune frazioni di carbonio del suolo a diverso grado di lability. I risultati evidenziano un incremento significativo delle forme labili di C quali WSC: carbonio solubile in acqua, EC: carbonio estraibile in K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e MBC: biomassa microbica. La respirazione microbica (MR) però non presenta variazioni sostanziali dovute al trattamento e pertanto si avanza l'ipotesi di una immobilizzazione di C nella microflora del suolo. Infine la frazione di C più stabile come il TEC (C organico estraibile) non ha mostrato modificazioni suggerendo che il trattamento con elevata CO<sub>2</sub> non ha influenzato la capacità di immagazzinare C in forme stabili.

Parole chiave: elevata CO<sub>2</sub>, pool di C, biomassa microbica.

## Effect of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on the availability of soil carbon fractions obtained after use of different extractants

### Abstract

The increase in atmospheric CO<sub>2</sub> may affect the biosphere directly through its effect on photosynthesis. Elevated CO<sub>2</sub> effects on soil system are still not clear depending on where the extra C, released from plants, is allocated affecting, as a consequence, its return to the atmosphere. Aim of the present work, performed at the experimental site of POPFACE, Tuscania, Italy, was to determine whether elevated CO<sub>2</sub> induced quantitative modifications of four soil C pools characterized by a different level of lability. The results show that labile C fractions (WSC: water soluble C, EC: K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-extractable C and MBC: microbial biomass) were significantly increased under elevated CO<sub>2</sub>. Microbial respiration (MR) did not respond to the treatment meaning that the extra C was immobilized in microbial cells. The fraction characterized by a higher level of stability, TEC (total extractable C) was not affected by the treatment suggesting that elevated CO<sub>2</sub> did not modify the capacity to sequester C in stable forms.

### Introduzione

Prevedere se gli ecosistemi terrestri potranno tamponare o incrementare la concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica nel prossimo secolo richiede una approfondita conoscenza sulle potenzialità di immagazzinamento a lungo termine del carbonio (C) nel suolo e nella vegetazione (Cardon et al, 2001; Hagedorn et al, 2001; Tate et al, 1997).

Il tempo di residenza del carbonio nel suolo e pertanto la capacità di quest'ultimo di immagazzinarlo dipende dall'equilibrio tra vari processi quali la decomposizione della sostanza organica, la produttività primaria netta (PPN) e l'apporto di nuova sostanza organica ai *pools* del suolo. Inoltre l'aumento di PPN, indotto dall'elevata CO<sub>2</sub> atmosferica, potrà determinare un accumulo di C nel suolo solo se una frazione sostanziale del surplus di C fissato dalle piante entrerà a far parte di *pools* di C del suolo caratterizzati da lento *turnover*. Al contrario molto limitata sarà la capacità di sequestro del C se il trasferimento di questo dalle piante al suolo andrà ad incrementare le frazioni caratterizzate da un alto grado di lability (Allen et al, 2000).

Un ulteriore aspetto da tenere in considerazione riguarda l'utilizzo da parte della microflora del surplus di C che perviene al suolo in relazione alle condizioni nutrizionali del suolo. Cardon et al. (1996) ipotizzano che in carenza di nutrienti (principalmente azoto minerale) i microrganismi sono costretti a degradare la sostanza organica stabile per poter utilizzare i composti carboniosi resi disponibili dall'incremento delle rizodeposizioni. D'altro canto



una buona dotazione di sostanze nutritive consente alla biomassa microbica la mineralizzazione del C-extra rilasciato dalle piante lasciando quantitativamente inalterata la sostanza organica del suolo.

Il presente studio, effettuato presso la stazione sperimentale POPFACE, sita a Tuscania (VT), si pone come obiettivo la determinazione di eventuali modificazioni quantitative indotte dal trattamento con elevata CO<sub>2</sub> a carico di diverse frazioni di C organico del suolo caratterizzate da un diverso grado di labilità. E' stata inoltre determinata anche la respirazione microbica per valutare il flusso di CO<sub>2</sub> dal suolo ascrivibile all'attività di mineralizzazione dei microrganismi.

### **Materiali e metodi**

La piantagione sperimentale è stata realizzata nel 1999 utilizzando tre diversi cloni di pioppo: *P. alba*, *P. nigra* e *P. x euramericana*, ed è stata sottoposta a ceduzione nel 2002. Nell'area sperimentale sono state realizzate 6 parcelle ottagonali di circa 300 m<sup>2</sup>, tre trattate con una concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica di 550 ppm con tecnologia FACE e tre a concentrazione ambiente. A partire dal 2002 una metà di ogni parcella è stata sottoposta al trattamento di fertilizzazione. Per il presente lavoro i suoli sono stati campionati in cinque date a partire da ottobre 2000 fino ad ottobre 2003 alla profondità di 0-20 cm. 2 campioni di suolo sono stati prelevati per ogni clone in ogni parcella, nella metà non fertilizzata, per un totale di 36 campioni di suolo per ogni data di campionamento. Sono stati determinati il Carbonio Organico Totale (TOC) (Springer e Klee, 1954), il Carbonio Estraiabile Totale (TEC) (Springer e Klee, 1954), il Carbonio Estraiabile in K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (EC), il Carbonio Solubile in acqua (WSC) (Burford and Bremner, 1975), la biomassa microbica (MBC) (Vance et al. 1987c) e la respirazione microbica cumulativa dopo 10 giorni di incubazione (MR) (Alef, 1995). Tutti i parametri sono stati espressi in funzione del Carbonio Organico Totale (TOC) e sono presentati come media delle tre specie dopo aver verificato l'assenza di variazioni significative dovute ai differenti genotipi. Il rapporto C microbico/C org (in percentuale) rappresenta quantitativamente la frazione della biomassa microbica rispetto al TOC mentre il rapporto MR/TOC ( $\mu\text{g C-CO}_2$  cumulativa/  $\mu\text{g C org g di suolo}^{-1}$ ) rappresenta il quoziente di mineralizzazione e fornisce indicazioni sull'attività microbiologica in particolare riguardo la frazione del carbonio organico mineralizzato durante il tempo di incubazione.

I risultati sono stati analizzati statisticamente usando il programma SYSTAT 7.0 ed eseguendo l'analisi della varianza ad un fattore per il trattamento FACE.

### **Risultati e discussione**

Dall'osservazione dei valori medi triennali delle varie forme di carbonio estratte, si osserva che MBC, EC e WSC ammontano, rispettivamente, al 2.80, 0.91 e 0.33% (media tra FACE e Controllo) del TOC (Tab. 1). Il trattamento FACE aumenta in maniera significativa MBC, EC e WSC con un incremento medio nei tre anni pari a +33, +21 e +19% (Tab. 2). MR e TEC al contrario non subiscono variazioni significative dovute all'incremento di CO<sub>2</sub> atmosferica (Tabb. 1 e 2). WSC comprende quelle forme di C idrosolubili, prontamente disponibili per i microrganismi mentre MBC rappresenta un pool di C caratterizzato da un turnover estremamente rapido; pertanto sono due frazioni con tempi di residenza nel suolo molto bassi che si possono definire *pool* di "carbonio labile". Abbiamo quindi stimato la variazione di questo *pool* (ottenuto dalla somma di MBC e WSC) per valutare l'influenza del trattamento (Tab. 1). Ad ottobre 2000 la quantità di C labile è significativamente più elevata rispetto alle date successive. Ciò è dovuto prevalentemente alla presenza di una comunità microbica di dimensioni più consistenti; infatti MBC decresce significativamente nei tre anni pur presentando un effetto positivo dovuto al trattamento FACE. Alla fine del 2003 si registra, a carico del C labile, un effetto positivo e significativo dell'incremento di CO<sub>2</sub> pari a +32% (Tab. 2). E' ipotizzabile pertanto che l'incremento della CO<sub>2</sub> atmosferica abbia determinato nel periodo 2000-2003 una allocazione del surplus di C, assimilato dalle piante e successivamente rilasciato nel suolo, in forme caratterizzate da maggiore labilità, anche se non si riscontra un aumento dell'attività di respirazione a carico della popolazione microbica (MR). La produzione di CO<sub>2</sub> infatti, sebbene diminuisca nel tempo (-45% circa dal 2000 al 2003), non mostra variazioni significative dovute al trattamento FACE indicando un mancato utilizzo da parte dei microrganismi dei substrati carboniosi resi disponibili (Tabb. 1 e 2). A tal fine è opportuno tenere presente che il trattamento FACE (combinato al cambiamento di uso del suolo) ha determinato nella piantagione, a partire dall'anno 2000, una sensibile diminuzione dell'azoto minerale che può avere indotto una condizione di stress nella popolazione microbica (dati non presentati). Questa situazione potrebbe aver favorito un processo di immobilizzazione del C all'interno delle cellule microbiche, come conferma il significativo effetto del trattamento FACE su MBC; un elevato quoziente microbico (rapporto MBC/TOC) indica infatti una maggiore disponibilità di substrati carboniosi per la crescita microbica (Anderson, 2003) (Tab. 2). Per quanto riguarda il TEC, ovvero la frazione più stabile della sostanza organica, non sono state osservate variazioni significative a seguito del trattamento FACE (Tabb. 1 e 2).

Tabella 1. Carbonio solubile in acqua (WSC), Carbonio estraibile in K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (EC), Biomassa microbica (MBC), C labile (MBC+ESC), Carbonio estraibile totale (TEC) e Respirazione microbica (MR) determinati da ottobre 2000 ad ottobre 2003 nei plot FACE e Controllo.

Tutti dati sono espressi in percentuale rispetto al Carbonio organico totale (TOC). E.S. = errore standard

|                 |           | WSC         | EC          | MBC         | C labile<br>(%) | TEC          | MR          |
|-----------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-----------------|--------------|-------------|
| Ottobre 2000    | FACE      | 0.28        | 1.04        | 9.01        | 9.29            | 83.87        | 1.44        |
|                 | ES        | 0.04        | 0.12        | 0.86        | 0.88            | 5.97         | 0.21        |
|                 | Controllo | 0.25        | 0.58        | 6.94        | 7.18            | 77.38        | 1.67        |
|                 | ES        | 0.04        | 0.09        | 0.46        | 0.45            | 5.74         | 0.18        |
| Ottobre 2001    | FACE      | 0.52        | 0.95        | 2.23        | 2.75            | 75.10        | 1.40        |
|                 | ES        | 0.09        | 0.04        | 0.35        | 0.42            | 5.04         | 0.22        |
|                 | Controllo | 0.36        | 0.82        | 1.66        | 2.02            | 66.20        | 0.99        |
|                 | ES        | 0.04        | 0.10        | 0.13        | 0.14            | 6.7          | 0.12        |
| Giugno 2002     | FACE      | 0.36        | 0.89        | 1.77        | 2.13            | 62.90        | 1.12        |
|                 | ES        | 0.05        | 0.06        | 0.20        | 0.23            | 2.64         | 0.14        |
|                 | Controllo | 0.32        | 0.97        | 1.06        | 1.38            | 69.40        | 1.06        |
|                 | ES        | 0.03        | 0.11        | 0.24        | 0.25            | 2.87         | 0.10        |
| Ottobre 2002    | FACE      | 0.20        | 1.01        | 1.51        | 1.71            | 61.10        | 0.89        |
|                 | ES        | 0.02        | 0.07        | 0.30        | 0.29            | 2.35         | 0.12        |
|                 | Controllo | 0.19        | 0.86        | 1.26        | 1.46            | 59.00        | 0.92        |
|                 | ES        | 0.02        | 0.07        | 0.16        | 0.15            | 1.04         | 0.08        |
| Ottobre 2003    | FACE      | 0.45        | 1.08        | 1.42        | 1.87            | 67.50        | 0.85        |
|                 | ES        | 0.05        | 0.06        | 0.23        | 0.22            | 2.05         | 0.07        |
|                 | Controllo | 0.40        | 0.87        | 1.03        | 1.43            | 68.10        | 0.85        |
|                 | ES        | 0.03        | 0.08        | 0.14        | 0.13            | 3.61         | 0.08        |
| Media triennale | FACE      | <b>0.36</b> | <b>1.00</b> | <b>3.19</b> | <b>3.55</b>     | <b>70.10</b> | <b>1.14</b> |
|                 | Controllo | <b>0.30</b> | <b>0.82</b> | <b>2.39</b> | <b>2.70</b>     | <b>68.00</b> | <b>1.10</b> |

Tabella 2. Effetto (%) del trattamento FACE rispetto al Controllo su Carbonio solubile in acqua (WSC), Carbonio estraibile in K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (EC), Biomassa microbica (MBC), Carbonio labile (MBC+WSC), Carbonio estraibile totale (TEC) e Respirazione microbica (MR), determinati da ottobre 2000 ad ottobre 2003. ns= non significativo

|                              | WSC         | EC          | MBC          | C labile     | TEC       | MR        |
|------------------------------|-------------|-------------|--------------|--------------|-----------|-----------|
| Ottobre 2000                 | +15         | +79         | +30          | +30          | +8        | -13       |
| Ottobre 2001                 | +45         | +16         | +34          | +36          | +13       | +42       |
| Giugno 2002                  | +11         | -8          | +67          | +54          | -9        | +6        |
| Ottobre 2002                 | +5          | +18         | +20          | +16          | +3        | -3        |
| Ottobre 2003                 | +12         | +23         | +38          | +31          | -1        | 0         |
| <b>Effetto complessivo %</b> | <b>+19</b>  | <b>+21</b>  | <b>+33</b>   | <b>+32</b>   | <b>+3</b> | <b>+4</b> |
| <i>p</i> <                   | <i>0.05</i> | <i>0.01</i> | <i>0.001</i> | <i>0.001</i> | <i>ns</i> | <i>ns</i> |

## Conclusioni

Il trattamento con elevata CO<sub>2</sub> ha determinato un aumento delle frazioni di carbonio labili: WSC, EC ed MBC. La maggiore disponibilità di carbonio tuttavia non ha influenzato l'attività respiratoria dei microrganismi, suggerendo un processo di immobilizzazione del *surplus* di carbonio nelle cellule microbiche

La frazione di carbonio più stabile, il TEC, non ha subito variazioni significative a seguito del trattamento FACE; da queste evidenze sperimentali, il trattamento con elevata CO<sub>2</sub> non sembra aver determinato un aumento della mineralizzazione della sostanza organica stabile. Resta tuttavia da verificare, e ciò è oggetto della prosecuzione di questo studio, se la fertilizzazione azotata e l'interazione tra questa e il trattamento FACE possono modificare le dinamiche sopra descritte e influire pertanto sulla capacità di immagazzinamento del carbonio nel suolo del pioppeto.

### **Ringraziamenti**

Gli autori ringraziano il prof. G. Scarascia Mugnozza coordinatore del progetto EU EUROFACE (EVR1-CT-2002-40027) e del Centro di Eccellenza "Foreste e clima" del MIUR, per aver concesso l'uso della stazione sperimentale POPFACE.

### **Bibliografia**

- ALEF, K. 1995. Soil respiration. In: Alef, K., Nannipieri, P. (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, pp. 214-219.
- ALLEN, A.S., ANDREWS, J.A., FINZI, A.C., MATAMALA, R., RICHTER, D.D. AND SCHLESINGER, W.H., 2000. Effects of Free-air CO<sub>2</sub> enrichment (FACE) on belowground processes in a Pinus taeda forest. *Ecological applications*, 10(2): 437-448.
- ANDERSON, T.H., 2003 Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environ* 98:285-293.
- BURFORD J.R. BREMNER J.M. 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 7: 389-394.
- CARDON, Z.G., 1996. Influence of rhizodepositions under elevated CO<sub>2</sub> on plant nutrition and soil organic matter. *Plant and Soil* 187, 277-288.
- CARDON Z.G, HUNGATE B.A., CAMBARDELLA C.A., CHAPIN III F.S., FIELD C.B., HOLLAND E.A., MOONEY H.A. 2001. Contrasting effects of elevated CO<sub>2</sub> on old and new soil carbon pools. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 365-373.
- HAGEDORN F, MAURER S., EGLI P, BLASER P., BUCHER J.B., SIEGWOLF R. 2001 Carbon sequestration in forest soils: effects of soil type, atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment and N deposition. *European Journal of Soil Science*, 52: 619-628.
- SPRINGER U., KLEE, J., 1954. Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigeren Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernährung Dang. Bodenk.*, 64:1.
- TATE K.R., ROSS D.J. 1997. Elevated CO<sub>2</sub> and moisture effects on soil carbon storage and cycling in temperate grasslands. *Global Change Biology*, 3: 225-235.

# UN SUOLO ANTROPOGENICO A CONFRONTO CON UN SUOLO ORIGINARIO NON DISTURBATO: ANDAMENTO DI VARI BIO-INDICATORI

Eristanna Palazzolo <sup>1</sup>, Michele Panno <sup>1</sup>, Anna Piotrowska <sup>2</sup>, Eugenio Bazan <sup>1</sup>, Luigi Badalucco <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Ingegneria e Tecnologie Agro-Forestali, Università di Palermo, Viale delle Scienze, 13 - Palermo; e-mail: badalucc@unipa.it

<sup>2</sup> Department of Biochemistry, University of Technology and Agriculture, Bydgoszcz, Poland

## Riassunto

La crescente pressione antropica sul territorio sta condizionando fortemente l'evoluzione dei suoli, al punto da innescare talvolta processi di entisolizzazione che tendono a riportare il suolo al tempo "zero". Scopo del presente lavoro è stato quello di confrontare lo stato di fertilità biologica di sei campioni superficiali di suolo di un'area antropogenica con altrettanti campioni di suolo di un'area contigua non disturbata (controllo), di medesima derivazione pedogenetica ma non sfruttata agronomicamente. Lo studio è stato condotto nell'agro di Mazzarrone (provincia di Catania), da decenni sottoposto a viticoltura da tavola intensiva. Allo scopo di estendere sempre più le aree da impiantare a vigneto, gli agricoltori hanno completamente alterato e rimodellato il territorio attraverso il riarrangiamento di impressionanti volumi di terra, inducendo così la formazione di veri e propri suoli antropogenici. I dodici campioni di suolo prelevati sono stati setacciati a 2 mm e caratterizzati dal punto di vista chimico-fisico. Su aliquote di suolo umido si sono quindi determinati vari bio-indicatori della qualità del suolo, diversi anche per natura intrinseca: C ed N contenuti nella biomassa microbica, respirazione sia basale che indotta da glucosio (SIR), diverse attività enzimatiche (fosfatasi, ureasi, deidrogenasi,  $\beta$ -glucosidasi, arilsulfatasi), acidi grassi legati ai fosfolipidi (phospho-lipid linked fatty acids, PLFA). Questi ultimi, poiché comprendono dei bio-markers specifici della biomassa batterica e fungina, possono evidenziare variazioni della struttura della comunità microbica. Come atteso, la variabilità sia dei bio-indicatori che dei parametri chimico-fisici è risultata più elevata nei suoli antropizzati che in quelli di controllo. Nei campioni di suolo disturbato tutte le variabili misurate hanno indicato che la fertilità biologica è piuttosto compromessa, mentre nell'area di controllo lo stato di funzionamento del suolo è congruente con i processi pedogenetici naturali.

**Parole chiave:** Bio-indicatori; Suoli antropogenici; Attività biologica; PLFA

## Trend of various bio-indicators between anthropogenic and original undisturbed soils

### Abstract

The increasing anthropic pressure on lands is so strongly influencing the soil evolution processes that sometimes soil is brought back to time zero (entisolization). In this work we compared the biological fertility between a disturbed anthropic area and a contiguous one, pedologically identical but uncultivated (control). The study site, near Mazzarrone (Catania province) since the end of the 60's has been subjected to intensive table-grape viticulture. In order to extend the vineyard areas, farmers have destroyed completely the land morphology by an impressive mixing of the original earthy materials thus constructing some anthropogenic soils. Six soil profiles were dug within both the anthropogenic and the control area. In this study only soil samples from the upper horizons have been used (12 in total). All the soil samples, physico-chemically characterized, have been investigated for various bio-indicators, even intrinsically different: microbial biomass C and N, both basal and substrate (glucose) induced CO<sub>2</sub> evolution cumulated during 10 days of incubation at 22°C and 50% WHC, phospho-lipid linked fatty acid profiles (PLFA, a bio-indicator of microbial community structure), and 5 different soil enzyme activities (phosphatase, arylsulphatase,  $\beta$ -glucosidase, dehydrogenase, urease). In anthropogenic soil samples both the chemical and biological fertility appeared strongly compromised whereas in control soils they were congruent with natural pedogenetic processes. Moreover, as expected all the soil properties were much more variable in anthropogenic than control soils.

**Key-words:** bio-indicators; anthropogenic soils; biological activity; PLFAs.

### Introduzione

Nella genesi ed evoluzione del suolo l'uomo va assumendo sempre più un ruolo fondamentale. Ciò è particolarmente vero nell'agro di Mazzarrone, dove nell'ultimo trentennio si è passati da un'agricoltura estensiva ad una intensiva. Infatti, la presenza di una falda idrica e l'elevata presenza di un *parent material* ricco in carbonato di calcio hanno spinto gli agricoltori verso una viticoltura da tavola. La conseguenza di questo profondo cambiamento degli ordinamenti colturali ha innescato un processo di entisolizzazione, che ha portato i suoli interessati al tempo "t<sub>0</sub>".

La biomassa microbica del suolo, la respirazione basale ed indotta da substrati organici come il glucosio, le attività enzimatiche, alcune bio-molecole specifiche di funghi o batteri sono ormai universalmente riconosciuti come bio-indicatori in grado di evidenziare situazioni di stress, alterazione o disturbo a danno del normale funziona-

mento dell'ecosistema suolo (Anderson e Domsch, 1978; Frostegard e Baath, 1996; Sparling, 1997; Dick, 1997). Tali bio-indicatori di solito manifestano la loro capacità discriminante tra suolo più o meno "naturale" ed un altro "antropizzato", quindi verosimilmente disturbato, in tempi relativamente brevi rispetto all'insorgere delle cause di alterazione, al contrario di variabili meno sensibili come il carbonio e l'azoto della sostanza organica del suolo, il cui contenuto può variare solo in archi temporali piuttosto lunghi.

Scopo del presente lavoro è stato quello di confrontare lo stato di fertilità biologica in suoli dell'area antropogenica con quelli dell'area di controllo. A tal fine sono stati monitorati il carbonio e l'azoto della biomassa microbica, l'attività respiratoria basale ed indotta da glucosio, alcune attività enzimatiche, nonché gli acidi grassi nei fosfolipidi.

## **Materiali e Metodi**

### **a. Area di studio**

Lo studio è stato condotto nel sud Sicilia (37.0849°N, 14.5590°E), nell'agro di Mazzarrone (CT), dove è stato possibile rinvenire su una stessa unità geomorfologica suoli disturbati (antropogenici) e suoli non agronomicamente sfruttati. Trattasi di un'area a morfologia sub-pianeggiante, dove i suoli evolvono su substrati calcarei del Pleistocene/Olocene (Dazzi e Monteleone, 2002).

In un precedente studio condotto in tale area (Dazzi *et al.*, 2004), i suoli dell'area non agronomicamente sfruttata sono stati classificati come Entic Haploxerolls (Soil Survey Staff, 1999), mentre la classificazione dei suoli disturbati è ancora in via di precisa definizione. In entrambe le aree sono stati individuati sei punti di campionamento. Nell'area di controllo, la profondità di campionamento è stata pari a quella dell'orizzonte A (in media 20 cm), mentre nell'area antropogenica, dove non è stato possibile distinguere l'orizzonte superficiale, la profondità media di campionamento è stata di 20 cm, ovvero la profondità media dell'orizzonte A dei suoli di controllo.

### **b. Metodi di laboratorio**

Sui campioni di suolo, essiccati all'aria e setacciati a 2 mm, sono state determinati i seguenti parametri fisico-chimici (tab. 1), secondo i metodi ufficiali (Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, 2000): tessitura apparente, capacità di scambio cationico (CSC), calcare totale ed attivo, pH (in acqua e cloruro di calcio), conducibilità elettrica dell'estratto 1 : 5 (suolo : acqua), azoto (N) totale, carbonio (C) organico, fosforo totale.

La respirazione del suolo, sia basale che indotta (SIR) da glucosio (2 mg glucosio g<sup>-1</sup> suolo) è stata determinata secondo Anderson e Domsch (1978) ed espressa come quantità di CO<sub>2</sub> prodotta durante l'incubazione del suolo per 240 ore a 22°C e al 50% della capacità di ritenzione idrica. La CO<sub>2</sub> è stata misurata per via gas-cromatografica con rivelatore a conduttività termica (TCD). Il C e l'N della biomassa microbica del suolo sono stati determinati col metodo della fumigazione con cloroformio e successiva estrazione con K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.5 M (Brookes *et al.*, 1985; Vance *et al.*, 1987).

Per la determinazione degli acidi grassi legati ai fosfolipidi (PLFA), 100 grammi di suolo setacciato a 2 mm senza esposizione all'aria, previamente liofilizzato, sono stati estratti con una miscela cloroformio:metanolo:tampone (1:1:0,8). I lipidi totali estratti sono stati frazionati in lipidi neutri, glicolipidi e lipidi polari (fosfolipidi) su colonna di gel di silice, eluendoli rispettivamente con cloroformio, acetone e metanolo. I fosfolipidi sono stati transesterificati a metil esteri con potassa alcolica e analizzati per via gas-cromatografica tramite detector a ionizzazione a fiamma (FID). Le aree dei picchi cromatografici sono state misurate aggiungendo il metil-nonadecanoato (19:0) come standard interno prima della metilazione (Guckert *et al.*, 1985; Frostegard e Baath, 1996). L'identificazione dei componenti è stata basata sul confronto dei loro tempi di ritenzione con quelli di sostanze pure, per mezzo dei loro indici di ritenzione lineare e per confronto automatizzato con librerie commerciali. Nel calcolo dei PLFA totali sono stati inclusi gli acidi grassi che hanno meno di 20 atomi di carbonio (Leckie *et al.*, 2004).

Gli acidi grassi 16:1 $\omega$ 7c, 16:1 $\omega$ 7t, cy 17:0, 18:1 $\omega$ 7, i 15:0, a 15:0, i 16:0, a 17:0 e cy 19:0 sono stati usati come indice della biomassa microbica di origine batterica, mentre l'acido grasso 18:2 $\omega$ 6,9 è stato usato come misura della biomassa fungina (Frostegard e Baath, 1996).

Le cinque attività enzimatiche selezionate (fosfatasi, ureasi, deidrogenasi,  $\beta$ -glucosidasi ed arilsulfatasi), sono state determinate facendo riferimento ai metodi classici dell'enzimologia del suolo (Tabatabai, 1982), avendo cura di incubare i suoli in presenza di tampone universale aggiustato al pH corrispondente all'acidità reale del suolo in esame.

## **Risultati e discussione**

In tabella 1 sono riportati i risultati medi (n° 3 repliche) delle analisi fisico-chimiche dei suoli antropogenici e di controllo.

Tabella 1. Caratteristiche chimico-fisiche dei campioni di suolo

| Campione                   | CaCO <sub>3</sub><br>totale | CaCO <sub>3</sub><br>attivo | pH               |                   | C.E.               | N    | C                  | P   | C.S.C.                               | *A                 | *L  | *S  |
|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------|-------------------|--------------------|------|--------------------|-----|--------------------------------------|--------------------|-----|-----|
|                            | %                           | %                           | H <sub>2</sub> O | CaCl <sub>2</sub> | dS m <sup>-1</sup> | ppm  | g kg <sup>-1</sup> | ppm | cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> | g kg <sup>-1</sup> |     |     |
| <i>Suoli antropogenici</i> |                             |                             |                  |                   |                    |      |                    |     |                                      |                    |     |     |
| 1                          | 79,0                        | 18,0                        | 7,9              | 7,7               | 0,28               | 95   | 2,0                | 174 | 19,1                                 | 105                | 60  | 835 |
| 2                          | 82,4                        | 17,9                        | 7,8              | 7,6               | 0,22               | 147  | 2,2                | 151 | 17,8                                 | 65                 | 75  | 860 |
| 3                          | 81,5                        | 17,9                        | 7,8              | 7,7               | 0,20               | 146  | 2,0                | 189 | 17,2                                 | 255                | 310 | 435 |
| 4                          | 80,7                        | 18,1                        | 7,5              | 7,4               | 0,13               | 246  | 0,8                | 72  | 9,7                                  | 295                | 325 | 380 |
| 5                          | 75,8                        | 20,9                        | 7,8              | 7,6               | 0,12               | 208  | 1,4                | 138 | 17,5                                 | 270                | 310 | 420 |
| 6                          | 76,2                        | 27,9                        | 7,8              | 7,7               | 0,12               | 77   | 1,4                | 96  | 14,7                                 | 260                | 240 | 500 |
| <i>Suoli di controllo</i>  |                             |                             |                  |                   |                    |      |                    |     |                                      |                    |     |     |
| 7                          | 33,9                        | 15,5                        | 7,9              | 7,6               | 0,10               | 1688 | 15,2               | 254 | 24,1                                 | 190                | 195 | 615 |
| 8                          | 9,4                         | 4,6                         | 7,7              | 7,5               | 0,10               | 1460 | 14,6               | 266 | 25,0                                 | 235                | 265 | 500 |
| 9                          | 46,1                        | 16,4                        | 7,8              | 7,5               | 0,13               | 1764 | 18,7               | 254 | 23,7                                 | 165                | 220 | 615 |
| 10                         | 67,8                        | 17,2                        | 7,8              | 7,5               | 0,10               | 967  | 8,2                | 198 | 23,4                                 | 290                | 275 | 435 |
| 11                         | 17,6                        | 7,6                         | 7,8              | 7,4               | 0,11               | 1764 | 16,6               | 341 | 20,9                                 | 320                | 85  | 595 |
| 12                         | 74,4                        | 20,1                        | 7,7              | 7,4               | 0,10               | 967  | 7,7                | 161 | 28,4                                 | 215                | 290 | 495 |

\*A = argilla; \*L = limo; \*S = sabbia

Dai risultati è emerso che i suoli sono molto ricchi sia in calcare totale che attivo. Il pH reale quasi sempre oscilla da 7,7 a 7,9, mentre quello potenziale risulta più basso di appena 0,2-0,3 unità, ad indicare l'elevata saturazione in Ca<sup>2+</sup> del complesso di scambio.

La dotazione in C organico ed N totale è molto scarsa nei suoli antropogenici, mentre è buona in quello di controllo. Ragionevolmente, poiché la CSC è di circa il 30% più elevata nei suoli naturali rispetto a quelli alterati, mentre il contenuto in argilla è paragonabile a fronte di un'enorme differenza nella dotazione in sostanza organica, se ne deduce che verosimilmente i colloidali organici presenti sono ancora ad uno stadio non avanzato di umificazione in quanto contribuiscono poco al formarsi della CSC.

Per quanto riguarda i bioindicatori determinati ed i parametri da essi derivati (tab. 2), essi sono nettamente superiori nei suoli di controllo.

Tabella 2. Bio-indicatori e parametri derivati

| Campione                   | PLFA                       | Funghi/Batteri | BM-N                      | BM-C                      | CO <sub>2</sub> cum. SIR | CO <sub>2</sub> | QM-C  | QM-N  | qCO <sub>2</sub> |
|----------------------------|----------------------------|----------------|---------------------------|---------------------------|--------------------------|-----------------|-------|-------|------------------|
|                            | nmoli g <sup>-1</sup> s.s. |                | µg N g <sup>-1</sup> s.s. | µg C g <sup>-1</sup> s.s. | (10gg)                   |                 |       |       |                  |
| <i>Suoli antropogenici</i> |                            |                |                           |                           |                          |                 |       |       |                  |
| 1                          | 26,0                       | 0,048          | 8,4                       | 50,3                      | 34,8                     | 104,4           | 0,025 | 0,088 | 0,69             |
| 2                          | 27,7                       | 0,038          | 6,3                       | 13,8                      | 33,5                     | 100,6           | 0,006 | 0,043 | 2,43             |
| 3                          | 25,9                       | 0,046          | 11,5                      | 22,6                      | 21,6                     | 64,9            | 0,011 | 0,078 | 0,96             |
| 4                          | 34,2                       | 0,044          | 12,0                      | 16,3                      | 25,2                     | 75,6            | 0,019 | 0,049 | 1,54             |
| 5                          | 22,5                       | 0,046          | 13,3                      | 18,8                      | 38,2                     | 114,5           | 0,014 | 0,064 | 2,03             |
| 6                          | 18,7                       | 0,050          | 13,2                      | 20,1                      | 36,0                     | 114,0           | 0,014 | 0,171 | 1,79             |
| <i>Suoli di controllo</i>  |                            |                |                           |                           |                          |                 |       |       |                  |
| 7                          | 101,0                      | 0,131          | 26,5                      | 202,2                     | 71,5                     | 214,4           | 0,013 | 0,016 | 0,35             |
| 8                          | 103,0                      | 0,107          | 25,2                      | 190,3                     | 64,5                     | 193,6           | 0,013 | 0,017 | 0,34             |
| 9                          | 113,1                      | 0,126          | 56,6                      | 221,5                     | 75,4                     | 226,2           | 0,012 | 0,032 | 0,34             |
| 10                         | 82,3                       | 0,081          | 30,9                      | 104,4                     | 61,7                     | 185,1           | 0,013 | 0,032 | 0,59             |
| 11                         | 96,7                       | 0,113          | 49,3                      | 175,4                     | 68,7                     | 206,0           | 0,011 | 0,028 | 0,39             |
| 12                         | 75,6                       | 0,088          | 31,4                      | 116,2                     | 58,2                     | 174,5           | 0,015 | 0,032 | 0,50             |

In particolare, il C e l'N della biomassa microbica (BM-C e BM-N, rispettivamente) dei suoli antropogenici ammontano, rispettivamente, a 14÷50 e 6÷13 µg g<sup>-1</sup> suolo secco, a fronte dei corrispondenti valori di 104÷221 e 25÷57 µg g<sup>-1</sup> nei suoli di controllo.

Esprimendo il BM-C (e il BM-N) in rapporto al C organico (e all'N totale) si ottiene il cosiddetto quoziente microbico (QM-C e QM-N, rispettivamente), il quale indica la proporzione della sostanza organica presente in



## **Bibliografia**

- ANDERSON J.P.E., DOMSCH K.H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10: 215-221.
- ANDERSON T.H., DOMSCH K.H., 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25:393-395.
- BAATH E., ANDERSON T.H., 2003. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 955-963.
- BROOKES P.C., LANDMAN A., PRUDEN G. JENKINSON D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 17: 837-842.
- DAZZI C., MONTELEONE S., 2002. Emergenza suolo e antropizzazione del territorio: un esempio di perdita della pedodiversità per entisolizzazione. *Bollettino SISS*, 51: 557-570.
- DAZZI C., MONTELEONE S., SCALENGHE R., 2004. Anthropogenic soils originated by severe disturbances due to large scale farming. In Proceedings volume of "4<sup>th</sup> International Congress of the ESSC". Budapest (Hungary), may 2004.
- DICK R.P., 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: C. E. Pankhurst et al. (ed.) *Biological indicators of soil health*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 121-156.
- FROSTEGARD A., BAATH E., 1996. The use of phospholipids fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biology and Fertility of Soil*, 22: 59-65.
- GUCKERT J.B., ANTWRORTH C.P., NICHOLS P.D., WHITE D.C., 1985. Phospholipid, ester-linked fatty acid profiles as reproducible assays for changes in prokaryotic community structure of estuarine sediments. *FEMS Microbial Ecology*, 31:147-158.
- LECKIE S.E., PRESCOTT C.E., GRAYSTON S.J., NEUFELD J.D., MOHN W.W., 2004. Comparison of chloroform fumigation-extraction, phospholipids fatty acid, and DNA methods to determine microbial biomass in forest humus. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 529-532.
- MINISTERO DELLE POLITICHE AGRICOLE E FORESTALI, 2000. *Metodi di analisi chimica del suolo*. Franco Angeli, Milano 2000.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. *Soil Taxonomy, a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2<sup>nd</sup> ed. Agriculture handbook N° 436, Washington D.C..
- SPARLING G.P., 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: C. E. Pankhurst et al. (ed.) *Biological indicators of soil health*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 97-119.
- TABATABAI M.A., 1982. Soil enzymes. In: A. L. Page et al. (ed.) *Methods of soil Analysis Part 2 Chemical and Microbiological Properties (2nd Edition)*. American Society of Agronomy, Madison, USA, pp. 903-947.
- VANCE E.D., BROOKES P.C. JENKINSON D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19: 703-707.

## **Bibliografia**

- ANDERSON J.P.E., DOMSCH K.H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10: 215-221.
- ANDERSON T.H., DOMSCH K.H., 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25:393-395.
- BAATH E., ANDERSON T.H., 2003. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 955-963.
- BROOKES P.C., LANDMAN A., PRUDEN G. JENKINSON D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 17: 837-842.
- DAZZI C., MONTELEONE S., 2002. Emergenza suolo e antropizzazione del territorio: un esempio di perdita della pedodiversità per entisolizzazione. *Bollettino SISS*, 51: 557-570.
- DAZZI C., MONTELEONE S., SCALENGHE R., 2004. Anthropogenic soils originated by severe disturbances due to large scale farming. In Proceedings volume of "4<sup>th</sup> International Congress of the ESSC". Budapest (Hungary), may 2004.
- DICK R.P., 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: C. E. Pankhurst et al. (ed.) *Biological indicators of soil health*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 121-156.
- FROSTEGARD A., BAATH E., 1996. The use of phospholipids fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biology and Fertility of Soil*, 22: 59-65.
- GUCKERT J.B., ANTWORTH C.P., NICHOLS P.D., WHITE D.C., 1985. Phospholipid, ester-linked fatty acid profiles as reproducible assays for changes in prokaryotic community structure of estuarine sediments. *FEMS Microbial Ecology*, 31:147-158.
- LECKIE S.E., PRESCOTT C.E., GRAYSTON S.J., NEUFELD J.D., MOHN W.W., 2004. Comparison of chloroform fumigation-extraction, phospholipids fatty acid, and DNA methods to determine microbial biomass in forest humus. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 529-532.
- MINISTERO DELLE POLITICHE AGRICOLE E FORESTALI, 2000. *Metodi di analisi chimica del suolo*. Franco Angeli, Milano 2000.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. *Soil Taxonomy, a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2<sup>nd</sup> ed. Agriculture handbook N° 436, Washington D.C..
- SPARLING G.P., 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: C. E. Pankhurst et al. (ed.) *Biological indicators of soil health*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 97-119.
- TABATABAI M.A., 1982. Soil enzymes. In: A. L. Page et al. (ed.) *Methods of soil Analysis Part 2 Chemical and Microbiological Properties (2nd Edition)*. American Society of Agronomy, Madison, USA, pp. 903-947.
- VANCE E.D., BROOKES P.C. JENKINSON D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19: 703-707.

# STUDIO DELLA DIVERSITÀ METABOLICA, ANALISI MOLECOLARE E ATTIVITÀ ENZIMATICA DI COMUNITÀ MICROBICHE DEL SUOLO, IN UNA PIANTAGIONE DI *POPULUS SPP.* ESPOSTA AD ELEVATA CONCENTRAZIONE DI CO<sub>2</sub>

Letizia Pompili<sup>1</sup>, Anna Benedetti<sup>1</sup>, Maria Cristina Moscatelli<sup>2</sup>, Stefano Grego<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Roma

<sup>2</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica, Università della Tuscia, Viterbo

## Riassunto

I suoli rappresentano il maggiore serbatoio terrestre di carbonio organico, ma è ancora poco chiaro il ruolo dei microrganismi nei processi di sequestro del C all'interno di questo comparto (Schlesinger e Andrews, 2000). Nel presente lavoro, sviluppatosi all'interno di un progetto più ampio coordinato da professore Giuseppe Scarascia Mugnozza, le osservazioni si sono concentrate sulle possibili alterazioni dell'attività e della composizione delle comunità microbiche in suoli forestali all'attuale (*controllo*) e futura (*FACE = Free Air Carbon dioxide Enrichment*) concentrazione atmosferica di CO<sub>2</sub>, registrate nell'arco di un anno nel sito sperimentale di Tuscania (VT). Le determinazioni sono state effettuate separatamente per tre cloni di *Populus spp.* ed in tre momenti distinti dell'anno, con le tecniche che attualmente rappresentano il maggiore interesse per lo studio approfondito della diversità microbica del suolo (Bloem *et al.*, 2003; Anderson e Weigel, 2003). Lo studio ha previsto un approccio multidisciplinare comprendente analisi biochimiche, ecofisiologiche e molecolari.

I risultati biochimici (determinazione della biomassa microbica e di alcune attività enzimatiche) hanno mostrato una situazione più favorevole per i campioni *FACE* per tutti i tre cloni e nei tre prelievi. Le analisi del profilo fisiologico di comunità (curve di crescita ed area sottesa) hanno messo in evidenza uno sviluppo della comunità microbica maggiore nei campioni di *controllo*, così come la capacità di degradare i substrati (VC). Al contrario, la diversità funzionale è risultata in generale maggiore nei campioni *FACE*. I risultati dell'analisi molecolare evidenziano, infine, una conservazione dei gruppi predominanti in tutti i campioni (*controllo* e *FACE*), non permettendo di effettuare una differenziazione né tra le coppie di campioni né tra i diversi momenti dell'anno in cui sono stati effettuati i prelievi.

Tutti i risultati sono stati analizzati con l'analisi della varianza e con l'analisi in componenti principali.

**Parole chiave:** alta CO<sub>2</sub>, biodiversità microbica del suolo, attività metabolica

## Abstract

Soils represent major terrestrial sink of organic carbon, but until now microbial roles in C sequestration processes are unknown. In present work, part of bigger project coordinated by professor G. Scarascia Mugnozza, observations have been concerned activity and structural changes of microbial community, depending on present (*controllo*) and future (*FACE = Free Air Carbon dioxide Enrichment*) CO<sub>2</sub> atmospheric concentration. Determinations have been carried out during one year of experimental trial, in a poplar plantation located in the city of Tuscania, closely to Viterbo, separately for each clone. Analysis have been carried out in three different period of the year, by techniques best representing soil biodiversity. The study has been carried out through a polifunctional approach including biochemical, eco-physiological and molecular analyses.

*FACE* samples have shown a favourable situation respect to *controllo* for biochemical results (microbial biomass determination and enzymatic activity). Community level physiological profile parameters (growing curves, area under curves and degradatives capabilities) have shown major development of microbial community in *controllo* samples. On the contrary functional diversity is higher in *FACE* samples. At least, molecular results put in evidence a conservation of functional groups without differences between samplings or samples.

All results have been analyzed by variance analysis and principal component analysis.

**Keywords:** carbon dioxide enrichment, soil microbial diversity, metabolic activity

## Introduzione

Il suolo, per sua definizione, è un complesso sistema eterogeneo in cui interagiscono l'ambiente biotico ed abiotico e dunque riveste un'enorme importanza nel ciclo globale del carbonio. I suoli rappresentano, infatti, il maggiore serbatoio terrestre di carbonio organico. Stime riportate in letteratura attribuiscono al suolo un contenuto all'incirca di 1400-1500 Pg di C, rispetto ai circa 700 Pg presenti nell'atmosfera, ai 500 Pg per gli strati più superficiali degli oceani (nelle profondità abissali i valori aumentano vertiginosamente) ed ai 500-600 Pg (1 Pg= 10<sup>15</sup>g) stimati per gli organismi viventi terrestri. (Houghton, 1995).

La frazione microbica riveste nel suolo un'importanza fondamentale, sia nell'ambito dei processi di trasformazione dei nutrienti, sia, più in generale, per il corretto funzionamento degli ecosistemi. In tal senso la diversità

degli organismi che vivono “nel” suolo assume importanza particolare non solo perché di diversi ordini di grandezza maggiore di quella rappresentata dagli organismi che vivono “sopra” il suolo, ma in special modo per il ruolo che giocano questi “abitanti”.

In realtà, gli studi relativi al bilancio globale del carbonio difficilmente presentano una quantificazione esatta dell'entità di carbonio accumulato nel suolo ad opera dei microrganismi (tab. 1; Schlesinger e Andrews, 2000) ed inoltre le quantità di carbonio emesse in atmosfera, sono sempre superiori alle quantità che ne “escono” (IPCC Special Report, 2001). Ciò comporta, inevitabilmente, un accumulo di carbonio in atmosfera, sotto forma di CO<sub>2</sub>, che determina un incremento della temperatura media del pianeta che dal 1860 ad oggi è aumentata di 0,6 gradi centigradi (Folland *et al.*, 1990; Oerlemans, 1994) influenzando così, la funzionalità degli ecosistemi.

Tabella 1. Fonti e serbatoi naturali di carbonio (Schlesinger e Andrews, 2000)

| Fonti                               | Flusso Annuale<br>(Gt C anno <sup>-1</sup> ) | Sink  | Flusso Annuale<br>(Gt C anno <sup>-1</sup> ) |
|-------------------------------------|--|---|--|
| Rilascio dagli Oceani               | 105  | Assorbimento degli Oceani                       | 107  |
| Respirazione delle Piante           | 45-60  | Fotosintesi delle Piante                        | 120  |
| Decomposizione nel Suolo            | 60-75  | Sequestro di C nel Suolo<br>e nella Vegetazione | 4(?)   |
| Combustione di Combustibili Fossili | 5.9  |   |  |
| Cambiamento d'uso del Suolo         | 1.8  |   |  |
| <b>Totale</b>                       | <b>232,7</b>                                 |   | <b>231</b>                                   |

Numerosi studi hanno dimostrato, infatti, che l'incremento della concentrazione di anidride carbonica atmosferica e quello globale della temperatura, soprattutto se protratti nel lungo periodo, influenzano la funzionalità degli ecosistemi forestali a seguito di un aumento dell'attività fotosintetica della porzione vegetale, e dunque di uno sviluppo di biomassa, causando possibili alterazioni allo svolgimento dei cicli degli elementi (IPCC, 2001; Calfapietra *et al.*, 2001; Ferris *et al.*, 2001).

Al contrario pochi sono a tutt'oggi gli studi focalizzati sulle risposte specifiche dell'ecosistema “suolo” alle variazioni di CO<sub>2</sub> gassosa ed i risultati ottenuti dalle poche sperimentazioni in atto, sono assai discordanti sia a causa delle diverse specie utilizzate per le coperture vegetali, sia a causa delle diverse tecniche di fumigazione con CO<sub>2</sub> utilizzate nei disegni sperimentali allestiti (Zak *et al.*, 2000; Moscatelli *et al.* 2001).

In questo lavoro, le osservazioni si sono concentrate sulla caratterizzazione microbiologica delle comunità microbiche di un suolo forestale esposto ad elevata CO<sub>2</sub>, registrate nell'arco di un anno nel sito sperimentale di Toscana (VT). Le determinazioni sono state effettuate con quelle che attualmente rappresentano il maggiore interesse per lo studio approfondito della diversità microbica del sistema suolo inteso come entità biologica vivente (Bloem *et al.*, 2003; Winding, 2003) ed hanno compreso: (i) attività enzimatica per l'analisi dell'attività “funzionale” delle comunità microbiche; (ii) analisi del profilo fisiologico per lo studio dell'attività “metabolica” delle comunità microbiche rispetto a specifici substrati organici noti; (iii) analisi molecolare della struttura della comunità microbica.

## Materiali e metodi

Il presente lavoro è stato estratto dal corrispettivo Dottorato di Ricerca in Chimica Agraria, assegnato dall'Università Cattolica del Sacro Cuore di Piacenza e svolto presso l'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante di Roma in collaborazione con l'Università della Tuscia. La ricerca si è sviluppata all'interno di un più ampio Progetto Internazionale, nato in collaborazione con otto partners europei e denominato POPFACE, coordinato dall'Università degli Studi della Tuscia, che dal 1999 ha svolto un programma di ricerca dal titolo: “Effects of atmospheric carbon enrichment on cultivated terrestrial ecosystem: a FACE experiment on short rotation intensive poplar plantation”.

### Il Sito Sperimentale

Il sito di studio (fig. 1) è localizzato in Italia Centrale, nei pressi della città di Tuscania (VT). La piantagione ha un'estensione di 10 ha ed è stata realizzata nella primavera del 1999 utilizzando talee di pioppo lunghe 30 cm di tre specie differenti: *Populus alba* (clone 215), *Populus nigra* (clone Jean Pourtet) e *Populus x euramericana* (clone I 214).

All'interno della piantagione, sono state allestite sei parcelle ottagonali (fig. 2) con un'area di circa 350 m<sup>2</sup> ed un diametro di circa 22 m. Tre di queste parcelle sono state lasciate a CO<sub>2</sub> atmosferica (360 ppm) ed utilizzate come controlli, mentre le altre tre sono state arricchite in CO<sub>2</sub> e trattate con concentrazioni di 550 ppm, la concentra-

zione prevista per la metà di questo secolo (Miglietta *et al.*, 2001), con tecnologia FACE. La rimanente superficie disponibile tra le parcelle è stata coperta con talee di *P. x euramericana* onde evitare possibili interferenze tra le diverse concentrazioni di CO<sub>2</sub>. Il sesto d'impianto è di 1x1 m nelle parcelle e di 2x1 m nel resto della piantagione, in accordo ai principi delle colture a rotazione breve che prevedono un'elevata densità (Paris *et al.*, 1999; Gielen *et al.*, 2000). Ogni parcella sperimentale a forma di anello (ring) è stato suddiviso in due metà che corrisponderanno, nell'evolversi del progetto, a due trattamenti diversi di fertilizzazione azotata. Ogni metà dell'anello è stata a sua volta divisa in tre settori, uno per ogni clone di pioppo.

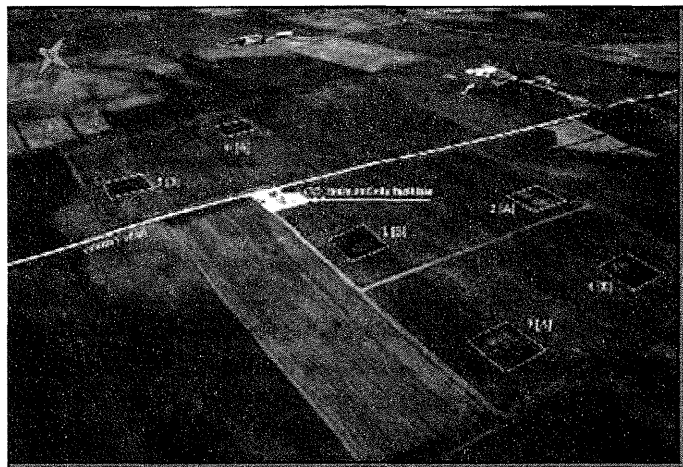


Figura 1. Il sito sperimentale

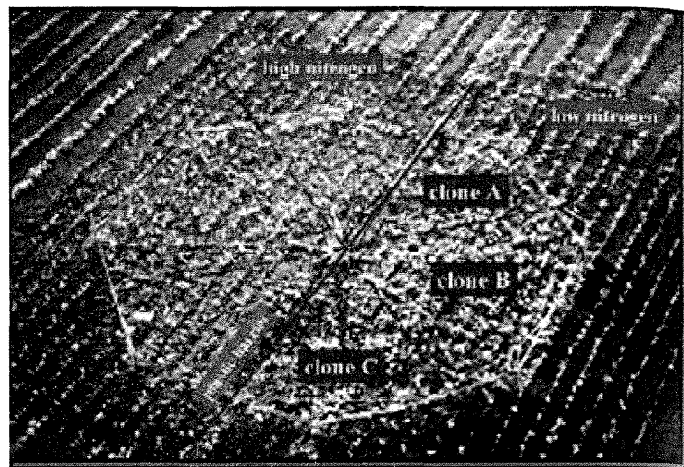


Figura 2. Suddivisione interna delle parcelle sperimentali (ring)

### Metodi Analitici

I campioni di suolo sono stati prelevati in diversi periodi dell'anno a partire da ottobre 2001 fino all'ottobre 2002 per un totale di tre campionamenti. Ogni volta sono stati prelevati 36 campioni di suolo (6 parcelle x 3 settori x 2 repliche) alla profondità di 0-20 cm, zona ampiamente interessata dai processi dell'attività microbica. Successivamente i campioni di suolo sono stati setacciati manualmente con un setaccio a maglie da 2 mm e conservati a 4°C.

La biomassa microbica, definita come la frazione della sostanza organica del suolo costituita dai microrganismi viventi di dimensioni più piccole di 5-10  $\mu\text{m}^3$  (Jenkinson e Ladd, 1981; Smith e Paul, 1990), è espressa come mg C microbico kg<sup>-1</sup> suolo, ossia come  $\mu\text{g C} \cdot \text{g}^{-1}$  suolo, indicati come ppm.

Il metodo utilizzato è quello della fumigazione/estrazione (Vance *et al.*, 1987).

La determinazione dell'attività enzimatica del suolo generalmente non viene effettuata con analisi dirette, ma indirettamente, grazie alla loro abilità di trasformare un dato substrato organico in un prodotto noto. In questo lavoro i saggi enzimatici scelti riguardano quattro enzimi molto comuni tra quelli coinvolti nel ciclo del C e nel ciclo dell'N. Si tratta dell'attività proteasica, (Ladd e Butler, 1972), cellulastica (Nelson-Robit e Whelan, 1968),  $\beta$ -glucosidasi (Eivazi e Tabatabai, 1988) e chitinasi (Badiane *et al.*, 2001).

L'analisi dell'impronta metabolica è stata eseguita per mezzo dell'utilizzazione della stazione Biolog e delle piastre a 96 pozzetti del tipo Ecoplates previste dalla medesima ditta per lo studio delle comunità microbiche. Le piastre sono state inoculate con una sospensione di suolo (rapporto di estrazione pari a 1:10) con un volume di 120  $\mu\text{l}$  per ciascun pozzetto ed incubata in condizioni di aerobiosi alla temperatura di 30°C. In ciascun pozzetto è presente un substrato organico (31 substrati diversi ed un pozzetto di controllo ripetuti in triplo sulla piastra) ed un indicatore redox che segnala visivamente lo sviluppo dei microrganismi all'interno dei pozzetti attraverso cambiamento di colore. La cinetica di crescita della comunità microbica è stata seguita tramite letture allo spettrofotometro ( $\lambda=590$  nm) e rappresentata come valore medio di colorazione dei pozzetti (AWCD) come suggerito da Garland e Mills (1991). La curva ottenuta rappresenta l'impronta metabolica della comunità microbica estratta. Per quantificare matematicamente la crescita della comunità microbica nel tempo è stata calcolata l'area sottesa alla curva di crescita come integrale dell'equazione che descrive la curva (Lindstrom e al., 1998) in funzione del tempo. Infine è stato calcolato l'indice di Versatilità Catabolica (Burkhardt *et al.*, 1993) che stima le potenzialità degradative delle comunità microbiche e l'indice di Shannon-Weaver (Zak *et al.*, 1994) come quantificazione numerica della diversità microbica nel tempo.

L'analisi molecolare è stata determinata per mezzo di analisi elettroforetica di frammenti di DNA di sequenza diversa ottenuti dall'amplificazione con PCR della zona V6 del gene ribosomiale 16S rDNA, e successivamente

analizzati su gel denaturante, compreso tra il 46 e il 56%, per l'identificazione di "profili" genetici specifici della comunità presente nei campioni di suolo (Ranjard *et al.*, 2000) secondo il metodo descritto da Muyzer *et al.* (1997).

Le reazioni di PCR sono state effettuate in volumi di 50 µl in tubi da 0,2 ml, in presenza di 10 U di Taq Polymerase (FINNZYME), 0,1 mM dNTP, 50 mM MgCl<sub>2</sub>, 0,250 µM di ciascun primer e ~50 ng di DNA stampo. La miscela di reazione PCR è stata incubata a 94°C per 1' e 30", a 56°C per 30", a 72°C per 45" e poi sottoposta a 33 cicli di amplificazione con il seguente profilo termico: 95°C per 20", 56°C per 30" e 72°C per 45". I campioni vengono poi incubati a 72°C per 5 min per l'estensione finale e poi portati a 4°C. Il prodotto ottenuto dall'amplificazione con PCR, corrispondente a 10-35 µl di prodotto dei campioni di suolo, è stato analizzato su gel denaturante. Il gel ha corso per 16h in un tampone di Tris-Acetato EDTA (TAE) alla temperatura di 60° C e ad un voltaggio costante di 70V. I gel sono stati quindi colorati con SYBR Green I (0,01% in TAE), sempre secondo il metodo di Muyzer *et al.* (1997) e analizzati ai raggi UV.

### Elaborazione Statistica

La trattazione statistica dei dati ha avuto come obiettivo primario la possibilità di evidenziare eventuali differenze tra i campioni di suolo trattati ad elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub> e quelli a concentrazioni atmosferiche "naturali". In quest'ottica la metodologia scelta ha previsto Analisi della Varianza ed Analisi in Componenti Principali. L'analisi della varianza è stata effettuata con un modello che ha previsto tre fattori di variazione (trattamento, clone, prelievo) e l'eventualità di una loro interazione. La funzione proposta è la seguente:

$$f(x) = \text{trattamento} + \text{clone} + \text{prelievo} + (\text{trattamento} * \text{clone}) + (\text{trattamento} * \text{prelievo}) + (\text{clone} * \text{prelievo}) + (\text{trattamento} * \text{clone} * \text{prelievo})$$

L'analisi della varianza consente di ottenere una valutazione quantitativa delle diverse fonti di variazione nella variabilità osservata nel corso di un esperimento. È stata utilizzata per un totale di dieci parametri misurati per confrontare i tre prelievi all'interno dell'area di studio effettuati nell'arco di un anno (ed anche un campione di controllo esterno solo per le analisi dell'impronta metabolica di comunità). L'analisi è stata effettuata col programma SPSS 11.0 for Windows.

L'analisi in componenti principali riassume in poche "nuove" variabili, ottenute da combinazioni lineari delle variabili originarie, la varianza globale del campione di dati. È stato scelto di procedere, con l'ACP effettuando separatamente il test per i dati ecofisiologici e per quelli biochimici. Il programma utilizzato è S-plus 6.0 for Windows.

### Risultati e discussione

L'interesse nella valutazione quantitativa e qualitativa della biomassa microbica del suolo è dovuta al fatto che i microrganismi rispondono prontamente ai cambiamenti nell'ambiente e possono considerarsi lo specchio dei fattori che regolano il ciclo degli elementi nutritivi, il turnover della sostanza organica, il miglioramento ed il mantenimento della struttura dei suoli (Brussard *et al.*, 1997; Nannipieri *et al.*, 2001; Bloem *et al.*, 2003). Nonostante tutto, pur rivestendo un enorme ruolo biologico, rimangono ancora poco studiati e la loro ecologia, specialmente negli ambienti naturali in cui sono in gioco molteplici variabili, è tuttora in gran parte sconosciuta.

### Biomassa Microbica

In linea generale, pur non riportando per esteso i dati grezzi ottenuti dalla determinazione del carbonio della biomassa microbica, si può affermare che il campione *FACE* presenta tendenzialmente valori superiori rispetto ai controlli, ed in assoluto il prelievo di primavera '02 ha il valore più alto, mentre il prelievo di autunno '02 ha quello più basso.

Ciò potrebbe essere attribuito ad una stretta dipendenza dalle condizioni climatiche durante i mesi primaverili, trovando condizioni favorevoli di temperatura ed umidità (ricordiamo che la piantagione viene regolarmente irrigata), piuttosto che dalla fisiologia dei singoli cloni e/o dal trattamento.

### Attività enzimatica

Ogni suolo presenta un pattern enzimatico specifico. Le differenze nel livello di attività enzimatica sono causate dal fatto che ogni tipo di suolo si distingue dagli altri per il contenuto in sostanza organica, nella composizione e nell'attività degli organismi viventi, ossia dalla biodiversità, e di conseguenza dall'intensità dei processi biologici controllati dalla presenza dei microrganismi (cicli dei nutrienti, processi di formazione del suolo, degradazione degli inquinanti, ecc.).



In tabella 2 sono riportati i risultati dell'attività enzimatica.

**Tabella 2.** Valori medi dei parametri enzimatici per i tre cloni (a) *P. alba*, (b) *P. nigra* e (c) *P. x euramericana* nell'ordine attività proteasica (mg Tyr\*kg<sup>-1</sup> suolo), attività cellulasica (mg Glu\*kg<sup>-1</sup> suolo), attività chitinasica (mg pNP\*kg<sup>-1</sup> suolo) e attività β-glucosidasica (mg pNP\*kg<sup>-1</sup> suolo)

| Periodo del<br>Prelievo | Att. Proteasica |       |       | Att. Cellulasica |       |       | Att. Chitinasica |       |       | Att. β-glucosidasica |       |       |
|-------------------------|-----------------|-------|-------|------------------|-------|-------|------------------|-------|-------|----------------------|-------|-------|
|                         | (a)             | (b)   | (c)   | (a)              | (b)   | (c)   | (a)              | (b)   | (c)   | (a)                  | (b)   | (c)   |
| Aut'01 cont             | 146,3           | 167,3 | 181,8 | 0,625            | 0,465 | 0,375 | 30,70            | 42,72 | 37,43 | 236,2                | 206,1 | 236,7 |
| Aut'01 face             | 147,2           | 140,2 | 173,0 | 1,200            | 0,690 | 0,275 | 36,86            | 35,01 | 44,20 | 185,2                | 209,9 | 277,0 |
| Prim'02 cont            | 111,8           | 131,9 | 113,1 | 1,780            | 1,290 | 2,290 | 15,35            | 21,36 | 18,71 | 283,5                | 324,2 | 272,8 |
| Prim'02 face            | 93,4            | 64,6  | 86,6  | 4,645            | 2,835 | 1,330 | 18,43            | 17,5  | 22,10 | 288,5                | 250   | 280,1 |
| Aut'02 cont             | 102,2           | 48,9  | 72,8  | 0,350            | 0,335 | 0,605 | 40,19            | 35,8  | 32,49 | 175,4                | 168,3 | 165,3 |
| Aut'02 face             | 83,2            | 94,7  | 189,4 | 0,580            | 0,260 | 0,605 | 50,54            | 40,79 | 44,67 | 281,8                | 145,2 | 255,1 |

Come si può osservare dai semplici dati grezzi, l'attività proteasica decresce nel tempo, con valori dei campioni *controllo* più alti dei rispettivi *FACE*, con l'unica eccezione dei campioni di Aut '02 per i cloni *P. nigra* e *P. x euramericana*, nei quali i valori più alti sono i *FACE*. Per l'attività cellulasica si evidenzia chiaramente un forte picco di attività nel periodo Prim '02 in tutti e tre i cloni, e comunque valori del campione *FACE* sempre più elevati dei campioni *controllo*, ad eccezione del campione *P. x euramericana*. L'attività chitinasica presenta valori più elevati nei campioni *FACE* dei cloni *P. alba* e *P. x euramericana*. In *P. nigra* sono i campioni *controllo* a presentare una maggiore attività chitinasica. Inoltre nei tre cloni si osserva una maggiore attività in corrispondenza dei periodi Aut '01 e Aut '02. L'attività β-glucosidasica resta pressoché costante sia per i diversi trattamenti, sia per i diversi cloni, presentando, però, una diminuzione dei valori nel prelievo di Aut '02, specialmente nei campioni *controllo*.

#### Analisi del Profilo Fisiologico di Comunità (CLPP)

Questa tecnica è stata utilizzata per soddisfare la necessità di effettuare una analisi di diversità metabolica delle comunità microbiche presenti nei campioni di suolo, quale possibile approccio nella valutazione delle caratteristiche microbiologiche di un suolo.

I valori medi descrittori dei parametri ecofisiologici per i tre cloni e per un controllo esterno all'area di studio, sono riportati nelle tabelle 3 e 4.

**Tabella 3.** Valori medi dei parametri ecofisiologici per i tre cloni (a) *P. alba*, (b) *P. nigra* e (c) *P. x euramericana* e per un controllo esterno all'area di studio. (AWCD= valore medio di colorazione dei pozzetti al plateau della curva di crescita [OD<sub>590nm</sub> t<sup>-1</sup>]; pendenza= pendenza della curva di crescita al punto di flesso della curva [OD<sub>590nm</sub> t<sup>-1</sup>]; Area Sottesa= integrale delle espressioni logaritmiche che descrivono lo sviluppo di colore nei singoli pozzetti in funzione dei tempi d'incubazione [OD<sub>590nm</sub> t])

| Periodo del<br>Prelievo | AWCD pl |       |       | pendenza |       |       | Area Sottesa |        |        |
|-------------------------|---------|-------|-------|----------|-------|-------|--------------|--------|--------|
|                         | (a)     | (b)   | (c)   | (a)      | (b)   | (c)   | (a)          | (b)    | (c)    |
| Aut'01 cont             | 1,329   | 1,352 | 1,285 | 0,050    | 0,047 | 0,039 | 170,91       | 170,21 | 143,58 |
| Aut'01 face             | 1,173   | 1,362 | 1,070 | 0,042    | 0,044 | 0,035 | 139,12       | 159,87 | 116,64 |
| Prim'02 cont            | 0,982   | 1,004 | 0,979 | 0,026    | 0,028 | 0,022 | 120,78       | 136,69 | 128,89 |
| Prim'02 face            | 0,834   | 0,628 | 0,833 | 0,025    | 0,022 | 0,022 | 92,63        | 71,26  | 95,54  |
| Aut'02 cont             | 1,264   | 1,281 | 1,144 | 0,026    | 0,025 | 0,025 | 209,23       | 154,07 | 150,87 |
| Aut'02 face             | 1,046   | 0,568 | 1,070 | 0,025    | 0,028 | 0,022 | 170,13       | 182,41 | 150,7  |
| controllo esterno       | 0,938   | 0,938 | 0,938 | 0,022    | 0,022 | 0,022 | 107,53       | 107,53 | 107,53 |

I valori dell'area sottesa alle curve di crescita rappresentano la misura dell'attività metabolica complessiva, che riassume per ogni piastra, la risposta metabolica della comunità microbica. Osservando tali valori si può notare che per i tre cloni, i campioni *controllo* presentano sempre una attività superiore ai relativi campioni *FACE* ed al controllo esterno all'area, come se, almeno apparentemente, l'intera comunità microbica presente in questi campioni, fosse in grado di svilupparsi più facilmente. Ciò si verifica nettamente per i campioni prelevati ad Aut '01 e Prim '02, mentre i campioni di Aut '02 presentano valori più bassi. Lo stesso risultato si osserva dai valori di AWCDpl, ossia al momento del plateau della curva di crescita, cioè al termine del periodo di incubazione. Inoltre la crescita delle comunità microbiche, è più veloce per i tre cloni, nei campioni del primo prelievo (Aut '01), in quanto caratterizzate da una maggiore pendenza della curva di crescita.

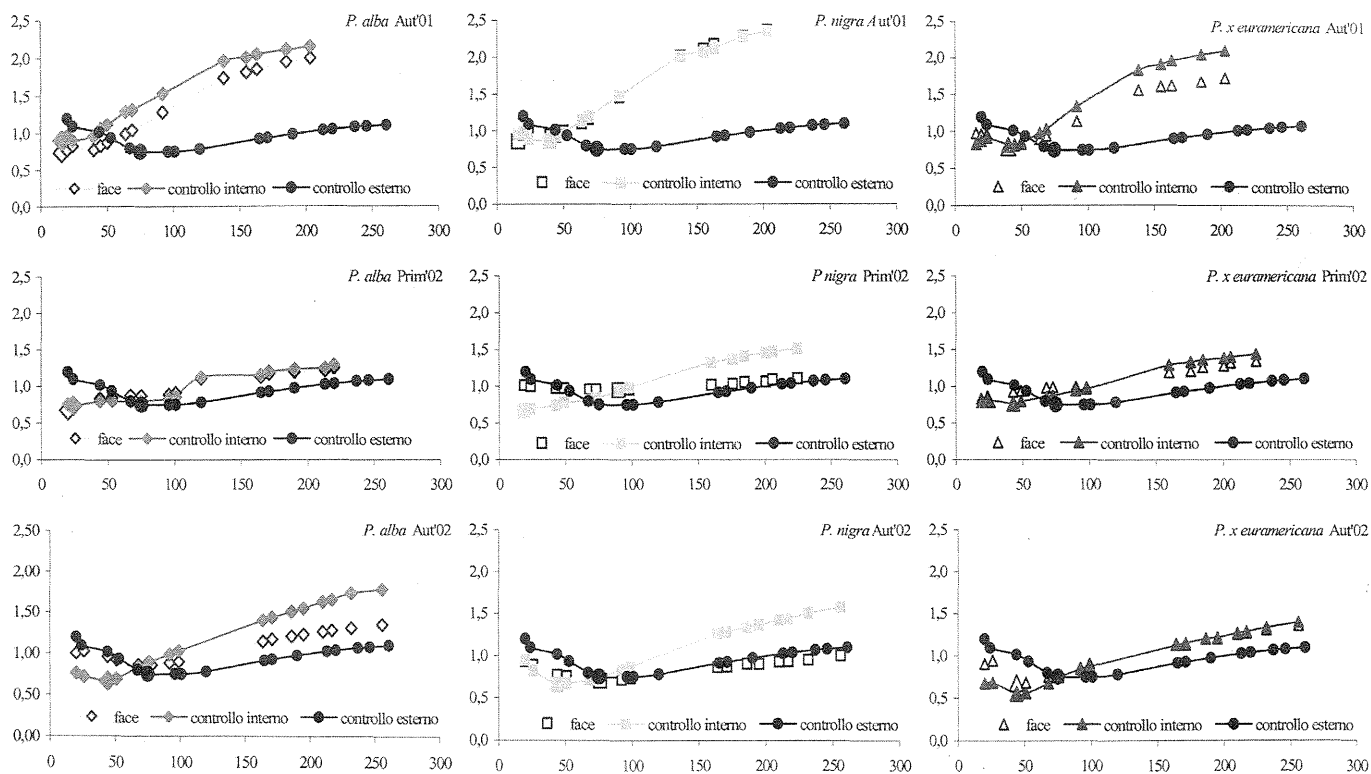


Figura 3. Curve di Versatilità Catabolica (misura adimensionale) per i tre cloni nei tre prelievi

L'andamento di colorazione dei pozzetti, mostrato dalle curve di versatilità catabolica (fig. 3) è abbastanza lento e graduale per il prelievo di Prim '02 e Aut '02 nei tre cloni, secondo le stesse modalità di crescita della comunità microbica, con la curva dei campioni *controllo* sempre più elevata rispetto ai *FACE* ed al controllo esterno. Nel campione di Aut '01, invece, dove era stata osservata anche una velocità di sviluppo della comunità più elevata, valori di area sottesa maggiori, le piastre hanno un più rapido sviluppo di colore nel tempo.

Tabella 4. Valori medi dell'indice di biodiversità di Shannon-Weaver calcolato in tre momenti della curva di crescita per i tre cloni (a) *P. alba*, (b) *P. nigra* e (c) *P. x euramericana* e per un controllo esterno all'area di studio.  
 (H' min di V.C.= indice di biodiversità calcolato nel punto di minimo della curva di versatilità catabolica;  
 H' flesso= indice di biodiversità calcolato al momento di flesso della curva di crescita;  
 H' plateau= indice di biodiversità calcolato al punto di plateau della curva di crescita)

| Periodo del<br>Prelievo | H' min di V.C. |       |       | H' flesso |       |       | H' plateau |       |       |
|-------------------------|----------------|-------|-------|-----------|-------|-------|------------|-------|-------|
|                         | (a)            | (b)   | (c)   | (a)       | (b)   | (c)   | (a)        | (b)   | (c)   |
| Aut'01 cont             | 0,783          | 0,450 | 0,544 | 0,346     | 0,375 | 0,366 | 0,313      | 0,321 | 0,316 |
| Aut'01 face             | 0,821          | 1,126 | 0,744 | 0,373     | 0,343 | 0,378 | 0,338      | 0,320 | 0,332 |
| Prim'02 cont            | 1,274          | 0,829 | 0,835 | 0,348     | 0,391 | 0,395 | 0,339      | 0,352 | 0,355 |
| Prim'02 face            | 1,571          | 0,445 | 1,317 | 0,389     | 0,382 | 0,345 | 0,341      | 0,365 | 0,353 |
| Aut'02 cont             | 0,659          | 0,508 | 0,798 | 0,374     | 0,396 | 0,360 | 0,333      | 0,333 | 0,324 |
| Aut'02 face             | 0,433          | 0,488 | 0,601 | 0,393     | 0,414 | 0,383 | 0,347      | 0,367 | 0,364 |
| controllo esterno       | 0,660          | 0,660 | 0,660 | 0,398     | 0,398 | 0,398 | 0,355      | 0,355 | 0,355 |

In tab. 4 si osserva come i valori di diversità microbica (H') al flesso e al plateau delle curve di crescita, sono, per tutti i prelievi e per tutti i cloni, raggruppabili in un range compreso tra il valore minimo 0,313 ed il valore massimo 0,414, con i valori dei campioni *controllo*, inferiori ai rispettivi *FACE* ed al controllo esterno, quasi nella totalità dei casi (fa eccezione *P. nigra* al momento del flesso nel prelievo di Aut '01). Ciò potrebbe indicare una minore diversità della comunità microbica a condizioni di minori concentrazioni di CO<sub>2</sub>. In ogni caso, la differenza di biodiversità è veramente bassa tra tutti i campioni. La situazione è diversa per i valori di H' al minimo di VC, evidentemente più elevati, e con maggiori differenze tra cloni, prelievi e controllo.

**Analisi Molecolare - Elettroforesi su Gel a Gradiente Denaturante (DGGE)**

Lo studio dell'attività microbica non permette di evidenziare la struttura delle comunità, né fornisce indicazioni sulla composizione dei gruppi funzionali presenti, ossia sulla diversità genetica. La tecnica della DGGE permette di separare frammenti DNA della stessa lunghezza, ma costituite da una diversa sequenza di basi, sfruttando le capacità denaturanti del gel di poliacrilammide sul quale i prodotti della PCR vengono fatti correre.

La miscela di prodotti del DNA, rappresentativa dei microrganismi costituenti la comunità presente nel campione di suolo, sottoposta ad analisi DGGE, offre come risultato una serie di bande il cui numero corrisponde al numero delle specie predominanti presenti nella biomassa microbica del suolo.

L'osservazione dei profili ha permesso di riscontrare una evidente differenza a livello genetico soltanto tra i campioni del controllo esterno ed i campioni di suolo interni all'area di studio. Al contrario, non è possibile rilevare differenze né tra le coppie di campioni (*controllo* e *FACE*), né tra i diversi momenti dell'anno in cui sono stati effettuati i prelievi.

**Elaborazione Statistica dei risultati**

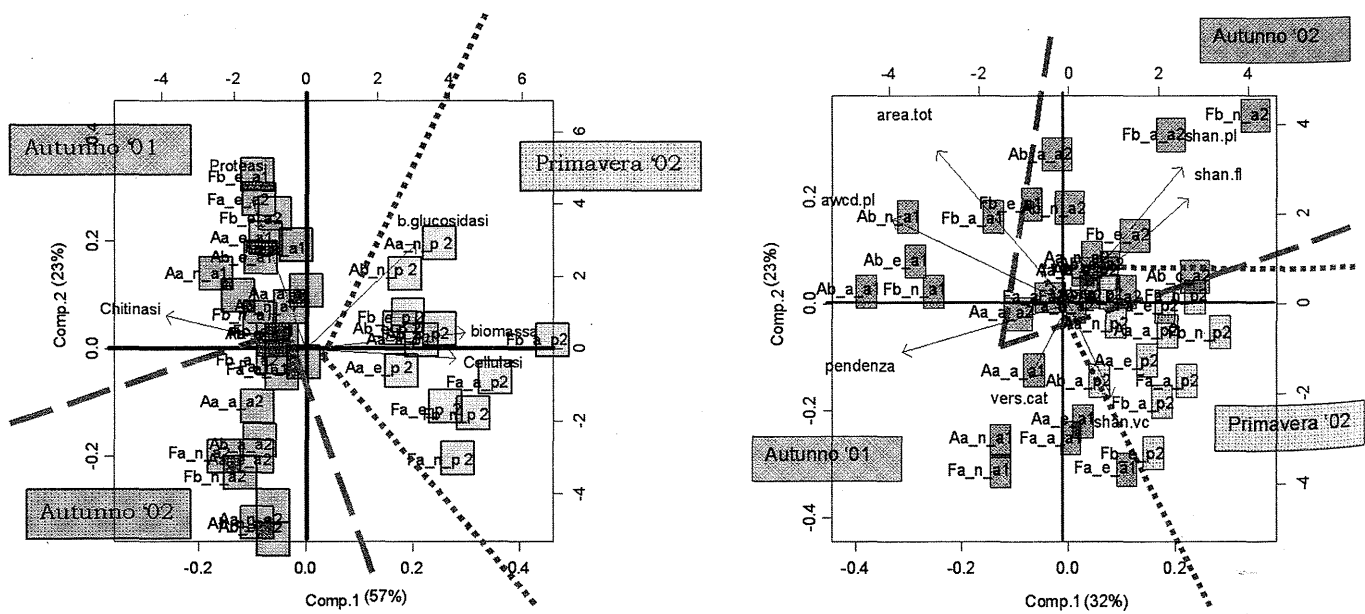
I risultati dell'analisi della varianza per  $p\text{-level} < 0,05$  sono riportati in tabella 5. Questa analisi ha mostrato risultati altamente significativi relativamente al fattore trattamento e al fattore clone, soltanto in pochi parametri, quasi tutti biochimici, se si osservano anche le interazioni tra fattori.

Elevati livelli di significatività, i cui valori sono riportati in tabella, si osservano per quasi la totalità dei casi nei parametri biochimici.

**Tabella 5.** Risultati dell'analisi della varianza a tre fattori con interazione per un  $p\text{-level} < 0,05$ . T= trattamento (alta e bassa  $CO_2$ ); P= prelievo (Aut '01, Prim '02, Aut '02); C= clone (*P. alba*, *P. nigra*, *P. x euramericana*)

|       | Parametri Ecofisiologici |          |             |            |            | Parametri biochimici |          |           |                      |                  |
|-------|--------------------------|----------|-------------|------------|------------|----------------------|----------|-----------|----------------------|------------------|
|       | AWCD plateau             | Area Tot | H' min V.C. | H' flessio | H' plateau | Chitinasi            | Proteasi | Cellulasi | $\beta$ -glucosidasi | C <sub>mic</sub> |
| T     | 0,039                    | n.s.     | n.s.        | n.s.       | n.s.       | n.s.                 | n.s.     | 0,001     | n.s.                 | 0,001            |
| C     | n.s.                     | n.s.     | n.s.        | n.s.       | n.s.       | n.s.                 | 0,002    | 0,001     | 0,001                | n.s.             |
| P     | 0,021                    | 0,038    | 0,008       | n.s.       | n.s.       | 0,001                | 0,001    | 0,001     | 0,001                | 0,001            |
| T*C   | n.s.                     | n.s.     | n.s.        | n.s.       | n.s.       | n.s.                 | 0,010    | 0,001     | 0,001                | 0,014            |
| T*P   | n.s.                     | n.s.     | n.s.        | n.s.       | n.s.       | n.s.                 | 0,001    | 0,004     | 0,001                | 0,003            |
| T*C*P | n.s.                     | n.s.     | n.s.        | n.s.       | n.s.       | n.s.                 | 0,002    | 0,001     | 0,001                | n.s.             |

È stato scelto di procedere, con l'Analisi in Componenti Principali effettuando il test per i dati ecofisiologici separatamente da quelli biochimici, seguendo in tal modo ciò che già era risultato dall'analisi della varianza. Nella figura 4 sono riportati graficamente i risultati ottenuti da questo tipo di analisi statistica. Ciò che è stato messo in luce, anche con questo tipo di analisi statistica, non sono le differenze tra campioni dovute al trattamento (*controllo* o *FACE*), ma tre cluster ben delineati corrispondenti ciascuno al momento dell'anno in cui è stato effettuato il campionamento.



**Figura 4.** Analisi in Componenti Principali

## Conclusioni

Relativamente ai parametri biochimici, i campioni *FACE* hanno mostrato un maggiore sviluppo quantitativo di microrganismi (Cmic) per tutti e tre i cloni e per i tre prelievi. Lo stesso risultato è stato riscontrato per l'attività cellulastica, ove però è stato possibile osservare un picco nei valori primaverili. Anche l'attività chitinasica è più sviluppata nei campioni *FACE*, ad eccezione di *P. nigra*, con un picco di attività in Primavera. Al contrario l'attività proteasica era più sviluppata nei campioni *controllo* e comunque si è ridotta nel corso dei tre campionamenti. Infine l'attività  $\beta$ -glucosidasi non ha mostrato un andamento deciso, rimanendo pressoché costante.

Per i parametri ecofisiologici, invece, i risultati hanno mostrato un maggiore sviluppo dell'intera comunità microbica, nei campioni *controllo*, avendo riportato valori maggiori di area sottesa alle curve cinetiche di crescita, accompagnate da una maggiore capacità di metabolizzare i diversi substrati disponibili (V.C.). Al contrario, la diversità funzionale è risultata essere maggiore nei campioni *FACE*, per lo meno nel momento di massima attività metabolica della comunità (flesso) e in fase di stabilizzazione (plateau delle curve). Durante le prime ore di incubazione, invece, non è stato possibile evidenziare un andamento costante in tutti i campioni.

Infine, i risultati dell'analisi molecolare evidenziano in generale una conservazione dei gruppi predominanti in tutti i campioni (*controllo* e *FACE*), non permettendo di effettuare una differenziazione né tra le coppie di campioni né tra i diversi momenti dell'anno in cui sono stati effettuati i prelievi.

Ciò che viene messo in evidenza dai risultati analitici, è però solo in parte confermato dalle elaborazioni statistiche. L'analisi della varianza, difatti, solo in pochi casi evidenzia una differenza significativa dei campioni *controllo* dai *FACE*, ossia in base al fattore CO<sub>2</sub>. Un più alto livello di significatività è stato, invece, ritrovato all'interno del fattore temporale ed anche del fattore clone. Inoltre, i risultati dell'analisi della varianza appaiono separati in due gruppi: da un lato i dati relativi alle analisi ecofisiologiche, con scarsi risultati significativi; dall'altro i dati biochimici, che più frequentemente hanno offerto valori significativamente diversi.

In conclusione sembra plausibile supporre che, come apparso dalle elaborazioni statistiche effettuate, la situazione relativa alle comunità microbiche nell'area di studio, è in una fase di trasformazione. Le comunità microbiche, infatti, seppure dal punto di vista dell'attività enzimatica e quindi della diversità metabolica (indice di Shannon-Weaver) già mostrano cenni di variazione nei campioni di suolo esposti a concentrazioni elevate di CO<sub>2</sub>, non presentano complessivamente dal punto di vista di sviluppo (AWCD e VC) e struttura (profili molecolari) di comunità forti evidenze di tale cambiamento. Probabilmente questo risultato contrastante è da attribuire al fatto che l'impianto sperimentale studiato è relativamente giovane (ricordiamo, infatti, che risale al 1999) e che studi della stessa tipologia, effettuati cioè sulle risposte del sottosuolo ad elevate concentrazioni di CO<sub>2</sub>, sia dal punto di vista delle comunità viventi che per i cicli dei nutrienti, sono stati effettuati su impianti di almeno 10 anni (Lussenhop *et al.*, 1998; Zak *et al.*, 1993) se non addirittura perenni (Shenk *et al.*, 1995; Rice *et al.*, 1994).

## Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il prof. G. Scarascia Mugnozza coordinatore del progetto EU EUROFACE (EVRT-1-CT-2002-40027) e del Centro di Eccellenza "Foreste e Clima" del Miur, per avere concesso l'uso della stazione sperimentale POPFACE.

## Bibliografia

- ANDERSON T.H., WEIGEL H.J. (2003), *Soil Biodiversity – A sensible indicator? Considerations on its role and function in soil ecosystem*, Proceedings OECD Expert Meeting on soil erosion and soil biodiversity indicators- Rome, 25-28 March 2003.
- BADIANE N.N.Y., CHOTTE J.L., PATE E., MASSE D., ROULAND C. (2001), *Use of soil enzyme activity to monitor soil quality in natural and improved fallows in semiarid tropical regions*, Applied Soil Ecology, vol. 18, pp. 229-238.
- BLOEM J., SCHOUTEN T., DIDDEN W., AKKERHUIS G.J., KEIDEL H., RUTGERS M., BREURE T. (2003), *Measuring soil biodiversity: experiences, impediments and research needs*, Proceedings OECD Expert Meeting on soil erosion and soil biodiversity indicators- Rome, 25-28 March 2003.
- BRUSSAARD L., BEHAN-PELLETIER V.M., BIGNELL D.E., BROWN V.K., DIDDEN W., FOLGARAIT P., FRAGOSO C., FRECKMAN D.W., GUPTA V.V.S.R., HATTORI T., HAWKSWORTH D.L., KLOPATEK C., LAVELLE P., MALLOCH D.W., RUSEK J., SÖDERSTRÖM B., TIEDJE J.M., VIRGINIA R.A. (1997), *Biodiversity and ecosystem functioning in soil*, Ambio, vol. 26, pp. 563-570.
- CALFAPIETRA C., GIELEN B., SABATTI M., DE ANGELIS P., SCARASCIA MUGNOZZA G., CEULEMANS R. (2001), *Growth performance of Populus exposed to "Free Air Carbon dioxide Enrichment" during the first growing season in the POPFACE experiment*, Annals of Forest Science, vol. 58, pp. 819 – 828.
- EIVAZI F., TABATABAI M.A. (1988), *Glucosidases and galactosidases in soils*, Soil Biology & Biochemistry, vol. 20: pp. 601-606.
- FERRIS R., SABATTI M., MIGLIETTA F., MILLIS R.F., TAYLOR G. (2001), *Leaf area is stimulated in Populus by free air CO<sub>2</sub> enrichment (POPFACE), through increased cell expansion and production*, Plant Cell and Environment, vol. 24, pp. 305 – 315.
- FOLLAND C.K., KARL T.R., VINNIKOV K.Y.A. (1990), *Observed climate variations and change*, In: Climate Change: the IPCC scientific assessment, Houghton J.T., Henkins G.J., Ephraums J.J. eds., Cambridge University Press, New York.

- GIELEN B., SCARASCIA-MUGNOZZA G., CEULEMANS R. (2000), *Effects of atmospheric carbon enrichment on a cultivated terrestrial ecosystem: a FACE experiment on a short rotation intensive poplar plantation (POPFACE)*, In: Topics in ecology: structure and function in plants and ecosystem, R. Ceulemans, J. Bogaert, G. Deckmyn, I. Nijs eds., pp. 199-209, University of Antwerp, UIA, Wilrijk BE.
- HUOGHTON R.A. (1995), *Balancing the Global Carbon Cycle with Terrestrial Ecosystem*. In: Role of Nonliving Organic Matter in the Earth's Carbon Cycle. John Wiley and Sons Ltd. Ed, cap. 9, pp. 133-153.
- IPCC, (2001), Intergovernmental Panel on Climate Change, *Climate Change: Mitigation*, Third Assessment Report.
- JENKINSON D.S., LADD J.N. (1981), *Microbial biomass in soil: measurement and turnover*, In: Soil Biochemistry, Bollag & Stotzky ed., vol. 6, cap. 7, pp. 356-396.
- LADD J.N., BUTLER J.H.A. (1972), *Short term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates*, Soil Biology Biochemistry, vol. 4, pp. 19-30.
- LUSSENHOP J., TREONIS A., CURTIS P.S., TEERI J.A., VOGEL C.S. (1998), *Response of soil biota to elevated atmospheric CO<sub>2</sub> in poplar model system*, Oecologia, vol. 113, pp.247-251.
- MIGLIETTA F., PERESSOTTI A., VACCAI F.P., ZALDEI A., DE ANGELIS P. SCARASCIA MUGNOZZA G. (2001), *Free-air CO<sub>2</sub> enrichment (FACE) of a poplar plantation: the POPFACE fumigation system*, New Phytologist, vol. 15, pp. 465-476.
- MOSCATELLI M.C., FONCK M., DE ANGELIS P., LARBI H., MACUZ A., RAMBELLI A., GREGO S. (2001), *Mediterranean natural forest living at elevated carbon dioxide: soil biological properties and plant biomass growth*, Soil Use and Management, vol. 17, pp.195-202.
- MUYZER G., BRINKOFF T., NÜBEL U., SANTEGOEDS C., SCHÄFER H., WAWER C. (1997), *Denaturing Gel Electrophoresis in Microbial Ecology*, In: Molecular Microbial Ecology Manual, Akkermans A.D.L., van Elsas J.D., de Bruijn F.J. eds, Section 3.4.4, pp. 1-27, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- NANZIPIERI P., KANDELER E., RUGGIERO P. (2001), *Enzyme Activities and Microbiological and Biochemical Processes in Soil*, In: Enzyme in the environment, cap. 1, pp.1-33.
- OERLEMANS J. (1994), Quantifying global warming from the retreat of glaciers, Science, vol. 64, pp. 243-245.
- PARIS P.,A. PISANELLI, G. OLIMPIERI, M. CHERUBINI E F. CANNATA (1999), La robinia (Robinia Pseudoacacia L.) nella Short Rotation Forestry: influenza della distanza d'impianto e del turno sulla produttività, Atti del XXXIII Convegno Annuale Società Italiana di Agronomia, le colture "non alimentari", Università degli Studi di Padova, AGRIPOLIS -Legnaro (PD), 20-23 Settembre 1999.
- RANJARD L., POLY F., NAZARET S. (2000), Monitoring complex bacterial communities using culture-independent molecular techniques: application to soil environment, Research in Microbiology, vol.151, pp.167-177.
- RICE C.W., GARCIA F.O., HAMPTON C.O., OWENSBY C.E. (1994), Soil microbial response in tallgrass prairie to elevated CO<sub>2</sub>, Plant and Soil, vol.165, pp.67-74.
- ROBIT, J.F., WHELAN, W.J., RADLEY, S.A. (1968). Starch and its derivatives. Chapman and Hall, London, pp 431-432.
- SCHENK U., MANDERSCHIED R., HUGEN J., WEIGEL H.J. (1995), Effect of CO<sub>2</sub> enrichment and intraspecific competition on biomass partitioning, nitrogen content and microbial biomass carbon in soil of perennial ryegrass and white clover, Journal of Experimental Botanic, vol. 46, pp.987-993.
- SCHLESINGER W.H., ANDREWS A. (2000), Soil respiration and the global carbon cycle, Biogeochemistry vol.48, pp. 7-20.
- SMITH J.L., PAUL E.A. (1990), The significance of soil microbial biomass estimation, In: Soil Biochemistry, Bollag & Stotzky ed., vol. 6, cap. 7, pp. 356-396.
- VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S. (1987), An extraction method for measuring soil microbial biomass C, Soil Biology & Biochemistry, vol.19, n. 6, pp. 703-707.
- WINDING A. (2003), Indicators of soil bacteria diversity, Proceedings OECD Expert Meeting on soil erosion and soil biodiversity indicators- Rome, 25-28 March 2003.
- ZAK D.R., PREGITZER K.S., CURTIS P.S., TEERI J.A., FOGEL R., RANDLETT D.L. (1993), Elevated atmospheric carbon dioxide and feedback between carbon and nitrogen cycles, Plant & Soil 151: 105-117.
- ZAK D.R., PREGITZER K.S., KING J.S., HOLMES W.E. (2000), Elevated atmospheric CO<sub>2</sub>, fine roots and the response of soil microorganism: a review and hypothesis, New Phytologist, vol. 147, pp. 201-222.

# CRESCITA ED ASSORBIMENTO DI NUTRIENTI MINERALI IN PIANTE DI LOIETTO (*LOLIUM PERENNIS* VAR. *BRIGHT STAR*) FERTILIZZATE CON BORLANDA VITIVINICOLA

Luca Sebastiani <sup>1</sup>, Monica Borghi <sup>1</sup>, Claudio Vitagliano <sup>1</sup>, Claudio Beni <sup>2</sup>, Gabriella Rossi <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Scuola Superiore di Studi e Perfezionamento "Sant'Anna", p.zza Martiri della Libertà, 33 - 56127 Pisa; e-mail: l.sebastiani@sss.up.it

<sup>2</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Via della Navicella, 4 - 00184 Roma

## Riassunto

Il presente lavoro ha lo scopo di valutare gli effetti indotti dall'uso agricolo di una borlanda di origine vitivinicola sulla crescita di piante di loietto (*Lolium perennis* var. *Bright Star*) e sull'assorbimento di alcuni elementi minerali. La prova sperimentale è stata condotta in vaso in condizioni controllate di temperatura e di luce, utilizzando due tipi di suolo (CB e PF) tra loro diversi per tessitura, capacità di scambio cationico e contenuto totale di azoto. I suoli sono stati ammendati con borlanda di origine vitivinicola stabilizzata mediante processo anaerobico oppure con borlanda non stabilizzata nella quantità corrispondente ad una distribuzione in campo di circa 14 tonnellate per ettaro. Vasi non ammendati sono stati utilizzati come controllo. Ciascuna combinazione suolo-borlanda è stata ripetuta tre volte per un totale complessivo di 18 vasi. Dopo trenta e dopo sessanta giorni dalla data di semina le piante di loietto sono state tagliate a circa un centimetro dal suolo e sono state utilizzate per la determinazione dei seguenti parametri: peso fresco, peso secco, concentrazione di azoto, di fosforo, di potassio e di rame. Sulla base dei risultati ottenuti è possibile concludere che le piante fertilizzate con la borlanda stabilizzata crescono più vigorose delle piante fertilizzate con borlanda non stabilizzata e non fertilizzate e in generale le piante fertilizzate con borlanda mostrano aumenti significativi dei livelli di azoto, fosforo e potassio rispetto alle piante non fertilizzate. Inoltre, le concentrazioni di rame osservate nelle piante allevate in presenza di borlanda stabilizzata, pur essendo maggiori rispetto alle altre tesi, non hanno raggiunto livelli critici di fitotossicità.

**Parole chiave:** azoto, fosforo, potassio, rame, suolo.

## Growth and mineral nutrient uptake in perennial ryegrass (*Lolium perennis* var. *Bright Star*) fertilized with grape derivative

### Abstract

The aim of this work is the evaluation of the effects of the fertilization with a by-product of wine processing on growth of perennial ryegrass (*Lolium perennis* var. *Bright Star*). The experiment has been performed on pots maintained in a growth chamber and two different types of soil have been tested (CB and PF). The pots have been fertilized with a by-product of wine processing stabilized by anaerobic process or not stabilized in a quantity corresponding to 14 tons/ha on field. Pots without any fertilization have been used as controls. Any possibly combination soil-pomace has been repeated three times using 18 pots in total. The plants have been cut after thirty and sixty days from the seeding and growth (fresh and dry weight), nitrogen, phosphorous, potassium and copper contents have been determined. On the basis of results we conclude that the plants fertilized with a by-product of wine processing stabilized by anaerobic process grow better than plants fertilized with not stabilized pomace or without any fertilization and they have a greater nitrogen, phosphorous and potassium content. The copper content of the plants fertilized with BS pomace is lower than that indicated as toxic level.

**Key words:** copper, nitrogen, phosphorus, potassium, soil.

### Introduzione

L'effetto positivo sulla fertilità del suolo derivante dall'uso di concimi di natura organica è stato documentato con numerose ricerche sperimentali (Giusquiani et al., 1995; Martín-Olmedo et al., 1996; Entry et al., 1997). I fertilizzanti organici, infatti, sono ricchi in azoto, fosforo e potassio, tuttavia contengono concentrazioni di metalli e di sali, dipendenti dalla natura del materiale di origine oppure dal processo di preparazione, che potrebbero causare fenomeni di tossicità e di riduzione della crescita delle colture.

Studi degli effetti dell'applicazione di compost derivato da melasse di barbabietola sulle colture di grano, hanno dimostrato un aumento significativo della produzione di granella alle dosi maggiori di compost (Gemtós et al., 1999). Madejón et al., (2001) hanno inoltre dimostrato che l'uso di compost di diversa origine per la fertilizzazione di piante di mais, di barbabietola e di girasole, induce, oltre ad effetti positivi sulla crescita, un aumento del livello di azoto, fosforo e potassio paragonabile a quello indotto dall'applicazione di fertilizzanti inorganici.



# CRESCITA ED ASSORBIMENTO DI NUTRIENTI MINERALI IN PIANTE DI LOIETTO (*LOLIUM PERENNIS* VAR. *BRIGHT STAR*) FERTILIZZATE CON BORLANDA VITIVINICOLA

Luca Sebastiani <sup>1</sup>, Monica Borghi <sup>1</sup>, Claudio Vitagliano <sup>1</sup>, Claudio Beni <sup>2</sup>, Gabriella Rossi <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Scuola Superiore di Studi e Perfezionamento "Sant'Anna", p.zza Martiri della Libertà, 33 - 56127 Pisa; e-mail: l.sebastiani@sssup.it

<sup>2</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Via della Navicella, 4 - 00184 Roma

## Riassunto

Il presente lavoro ha lo scopo di valutare gli effetti indotti dall'uso agricolo di una borlanda di origine vitivinicola sulla crescita di piante di loietto (*Lolium perennis* var. *Bright Star*) e sull'assorbimento di alcuni elementi minerali. La prova sperimentale è stata condotta in vaso in condizioni controllate di temperatura e di luce, utilizzando due tipi di suolo (CB e PF) tra loro diversi per tessitura, capacità di scambio cationico e contenuto totale di azoto. I suoli sono stati ammendati con borlanda di origine vitivinicola stabilizzata mediante processo anaerobico oppure con borlanda non stabilizzata nella quantità corrispondente ad una distribuzione in campo di circa 14 tonnellate per ettaro. Vasi non ammendati sono stati utilizzati come controllo. Ciascuna combinazione suolo-borlanda è stata ripetuta tre volte per un totale complessivo di 18 vasi. Dopo trenta e dopo sessanta giorni dalla data di semina le piante di loietto sono state tagliate a circa un centimetro dal suolo e sono state utilizzate per la determinazione dei seguenti parametri: peso fresco, peso secco, concentrazione di azoto, di fosforo, di potassio e di rame. Sulla base dei risultati ottenuti è possibile concludere che le piante fertilizzate con la borlanda stabilizzata crescono più vigorose delle piante fertilizzate con borlanda non stabilizzata e non fertilizzate e in generale le piante fertilizzate con borlanda mostrano aumenti significativi dei livelli di azoto, fosforo e potassio rispetto alle piante non fertilizzate. Inoltre, le concentrazioni di rame osservate nelle piante allevate in presenza di borlanda stabilizzata, pur essendo maggiori rispetto alle altre tesi, non hanno raggiunto livelli critici di fitotossicità.

**Parole chiave:** azoto, fosforo, potassio, rame, suolo.

## Growth and mineral nutrient uptake in perennial ryegrass (*Lolium perennis* var. *Bright Star*) fertilized with grape derivative

### Abstract

The aim of this work is the evaluation of the effects of the fertilization with a by-product of wine processing on growth of perennial ryegrass (*Lolium perennis* var. *Bright Star*). The experiment has been performed on pots maintained in a growth chamber and two different types of soil have been tested (CB and PF). The pots have been fertilized with a by-product of wine processing stabilized by anaerobic process or not stabilized in a quantity corresponding to 14 tons/ha on field. Pots without any fertilization have been used as controls. Any possibly combination soil-pomace has been repeated three times using 18 pots in total. The plants have been cut after thirty and sixty days from the seeding and growth (fresh and dry weight), nitrogen, phosphorous, potassium and copper contents have been determined. On the basis of results we conclude that the plants fertilized with a by-product of wine processing stabilized by anaerobic process grow better than plants fertilized with not stabilized pomace or without any fertilization and they have a greater nitrogen, phosphorous and potassium content. The copper content of the plants fertilized with BS pomace is lower than that indicated as toxic level.

**Key words:** copper, nitrogen, phosphorus, potassium, soil.

### Introduzione

L'effetto positivo sulla fertilità del suolo derivante dall'uso di concimi di natura organica è stato documentato con numerose ricerche sperimentali (Giusquiani et al., 1995; Martín-Olmedo et al., 1996; Entry et al., 1997). I fertilizzanti organici, infatti, sono ricchi in azoto, fosforo e potassio, tuttavia contengono concentrazioni di metalli e di sali, dipendenti dalla natura del materiale di origine oppure dal processo di preparazione, che potrebbero causare fenomeni di tossicità e di riduzione della crescita delle colture.

Studi degli effetti dell'applicazione di compost derivato da melasse di barbabietola sulle colture di grano, hanno dimostrato un aumento significativo della produzione di granella alle dosi maggiori di compost (Gemtós et al., 1999). Madejón et al., (2001) hanno inoltre dimostrato che l'uso di compost di diversa origine per la fertilizzazione di piante di mais, di barbabietola e di girasole, induce, oltre ad effetti positivi sulla crescita, un aumento del livello di azoto, fosforo e potassio paragonabile a quello indotto dall'applicazione di fertilizzanti inorganici.

La presente ricerca ha, quindi, lo scopo di indagare l'effetto derivante dall'uso di borlande provenienti dai residui della lavorazione dell'uva sulla crescita di *Lolium perennis* var. Bright Star e sull'accumulo dei principali elementi minerali nella pianta.

### Materiali e metodi

La prova sperimentale è stata condotta in vaso in condizioni controllate di temperatura e di luce, utilizzando i suoli CB e PF tra loro diversi per tessitura, capacità di scambio cationico e contenuto in azoto totale (tabella 1). Borlanda di origine vitivinicola stabilizzata mediante processo anaerobico oppure non stabilizzata è stata utilizzata per i trattamenti. Le caratteristiche chimico-fisiche delle borlande sono riassunte in tabella 2.

Un mese prima della semina, i terreni sono stati fertilizzati con le borlande nella dose di 32 grammi per vaso, corrispondente ad una distribuzione in campo di circa 14 tonnellate/ettaro. Vasi non ammendati sono stati utilizzati come controllo. Le possibili combinazioni suolo-borlanda (stabilizzata o non stabilizzata) sono state ripetute tre volte per un totale di 18 vasi. La semina è stata eseguita distribuendo 3.3 grammi di semi di loietto (*Lolium perennis* var. Bright Star) per vaso. La germinazione e la crescita delle piante sono state condotte in cella climatica nelle seguenti condizioni: temperatura 22/18 °C giorno/notte, fotoperiodo 16/8 ore giorno/notte, intensità luminosa 200  $\mu\text{M m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , U.R. del 55/75% giorno/notte.

Dopo trenta giorni dalla data di semina le piante sono state tagliate a circa un centimetro dal suolo e sono stati rilevati i seguenti parametri: peso secco (a 70°C), concentrazione di azoto, fosforo, potassio e rame nella parte aerea mediante procedure standard di determinazione per i tessuti vegetali (AA. VV., 1998). Dopo 30 giorni dal primo taglio, le piante sono state tagliate nuovamente e sono state utilizzate per le medesime determinazioni analitiche.

### Risultati e discussione

#### Caratterizzazione dei suoli e delle borlande

I suoli CB e PF utilizzati nella prova sperimentale sono sub-alcalini, con contenuto medio in carbonio organico, mediamente (PF) o ben forniti (CB) in azoto e con un basso contenuto in  $\text{P}_2\text{O}_5$ . Differenze sono state riscontrate nella capacità di scambio cationico (alta in CB e media in PF) e nella tessitura oltre che nel contenuto in azoto (tabella 1).

Tabella 1. Caratteristiche chimico-fisiche dei suoli CB e PF (s.s. 105°C)

| Parametro                     | Unità di misura       | CB                 | PF                    |
|-------------------------------|-----------------------|--------------------|-----------------------|
| pH (1:2.5 in acqua)           |                       | 7,7                | 8,1                   |
| sabbia                        | %                     | 8,3                | 29,1                  |
| limo                          | %                     | 41,6               | 55,3                  |
| argilla                       | %                     | 50,1               | 15,6                  |
| tessitura (USDA)              |                       | argillosa          | franco-argillosa      |
| classificazione (USDA)        |                       | Vertic eutrochrept | Fluventic eutrochrept |
| C.S.C.                        | cmol kg <sup>-1</sup> | 35,7               | 17,9                  |
| Ca ++                         | cmol kg <sup>-1</sup> | 32,59              | 15,91                 |
| Mg ++                         | cmol kg <sup>-1</sup> | 2,55               | 1,60                  |
| Na +                          | cmol kg <sup>-1</sup> | 0,07               | 0,09                  |
| K +                           | cmol kg <sup>-1</sup> | 0,49               | 0,31                  |
| CaCO <sub>3</sub>             | %                     | 7,8                | 6,8                   |
| C org.                        | %                     | 1,32               | 1,17                  |
| Parametro                     | Unità di misura       | CB                 | PF                    |
| N tot.                        | %                     | 0,21               | 0,15                  |
| C/N                           |                       | 8                  | 8                     |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | mg kg <sup>-1</sup>   | 31,33              | 26,38                 |
| K <sub>2</sub> O              | mg kg <sup>-1</sup>   | 228,87             | 144,55                |
| Cd tot.                       | mg kg <sup>-1</sup>   | 2,60               | 1,65                  |
| Cu tot.                       | mg kg <sup>-1</sup>   | 32,15              | 22,0                  |
| Mn tot.                       | mg kg <sup>-1</sup>   | 190,75             | 141,5                 |
| Ni tot.                       | mg kg <sup>-1</sup>   | 46,3               | 26,6                  |
| Zn tot.                       | mg kg <sup>-1</sup>   | 80,0               | 51,45                 |
| Cr tot.                       | mg kg <sup>-1</sup>   | 66,5               | 40,35                 |

L'analisi delle caratteristiche chimico-fisiche delle borlande (tabella 2) ha evidenziato che la borlanda stabilizzata ha un valore di pH più elevato rispetto alla borlanda non stabilizzata, ciò è dovuto alla calcitazione effettuata durante il processo anaerobico. Il contenuto di azoto totale è simile nelle due borlande, tuttavia, il contenuto in azoto solubile presente in forma ammoniacale è maggiore nella borlanda stabilizzata rispetto a quella non stabilizzata.

Tabella 2. Caratteristiche chimico-fisiche delle biomasse (s.s. 105°C)

| Parametro                     | Borlanda non stabilizzata | Borlanda stabilizzata |
|-------------------------------|---------------------------|-----------------------|
| pH                            | 4,91                      | 8,28                  |
| N (%)                         | 3,2                       | 3,6                   |
| Ammonio solubile (mg/kg s.s.) | 218                       | 1530                  |
| TOC %                         | 32                        | 28                    |
| C/N                           | 10,00                     | 7,78                  |
| P (%)                         | 0,33                      | 0,95                  |
| K (%)                         | 1,84                      | 1,64                  |
| Cu totale (mg/kg)             | 717                       | 557                   |
| U.R. (%)                      | 71,6                      | 74,7                  |

### Crescita delle piante e contenuto in elementi minerali

Gli effetti della fertilizzazione con borlanda vitivinicola sulla crescita e sul contenuto in elementi minerali delle piante di loietto, è stato valutato mediante la determinazione del peso secco della parte aerea delle piante e del contenuto di azoto, fosforo, potassio e rame. In generale, la fertilizzazione con borlanda stabilizzata ha avuto, in entrambi i suoli, un effetto positivo sulla produzione in sostanza secca (fig. 1), sull'assorbimento dell'azoto (fig. 2A) e in misura minore, sull'assorbimento del potassio (fig. 3A). Il contenuto di questi elementi e la produzione di sostanza secca sono, infatti, sempre superiori a quelli misurati sia nelle piante di controllo sia nelle piante cresciute su suoli ammendati con borlanda non stabilizzata. Questi risultati concordano con le osservazioni di altri autori (Madejón *et al.*, 2001) in merito agli effetti positivi derivanti dall'uso di fertilizzante organico stabilizzato sulla crescita delle piante. Il trattamento con borlanda non stabilizzata ha avuto un effetto depressivo sulla crescita delle piante, evidente sia dal confronto con le piante cresciute su suolo ammendato con borlanda stabilizzata sia con le piante di controllo (fig. 1). Il contenuto in azoto delle stesse è inferiore rispetto alle piante di controllo quando cresciute su suolo PF o analogo ad esse quando cresciute su suolo CB (fig. 2A). Queste evidenze sperimentali sono probabilmente imputabili alla maggiore acidità della borlanda non stabilizzata rispetto alla borlanda digerita oppure alla maggiore presenza di azoto solubile in forma nitrica (meno disponibile per la nutrizione azotata delle colture rispetto alla forma ammoniacale). Ciò potrebbe aver inibito la crescita delle piante allevate su suolo ammendato con borlanda non stabilizzata rispetto alla borlanda stabilizzata.

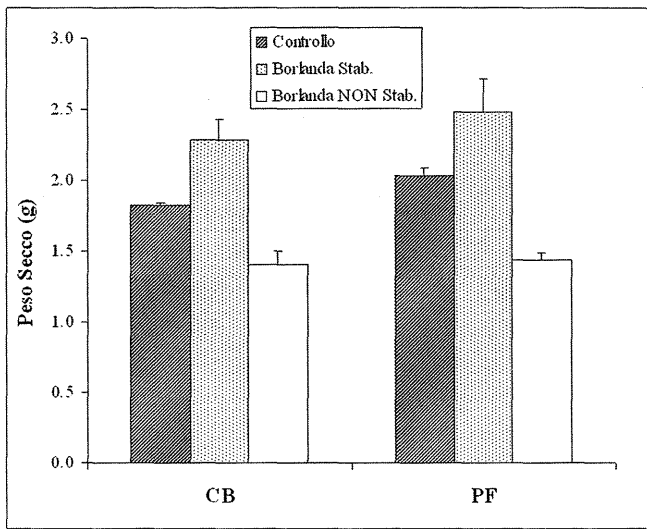
Il contenuto di azoto nelle piante ammendate con borlanda non stabilizzata è superiore nelle piante cresciute su suolo CB probabilmente grazie alla capacità di scambio cationico più elevata nel primo rispetto al suolo PF. Questa condizione, unitamente alla quantità di biomassa somministrata, pari a quattro volte la dose agronomica, potrebbe aver favorito, nel caso del suolo CB, l'assorbimento dell'ammonio in eccesso sui siti di scambio. L'effetto depressivo sull'assorbimento dell'azoto nelle piante cresciute su suoli ammendati con borlanda non stabilizzata, dotata di una maggiore concentrazione di nitrato rispetto alla borlanda stabilizzata, per un contenuto simile in azoto totale percentuale, è più evidente sul suolo PF caratterizzato da una capacità di scambio cationico inferiore rispetto al suolo CB (tabella 1).

Il contenuto di fosforo è maggiore nelle piante allevate in presenza di borlanda non stabilizzata sia sul suolo CB sia sul suolo PF (fig. 2 B). Questo andamento è probabilmente dovuto all'apporto massivo di tale matrice che avendo un pH acido (pH 4,91) può aver influito sul grado di mobilizzazione del fosforo.

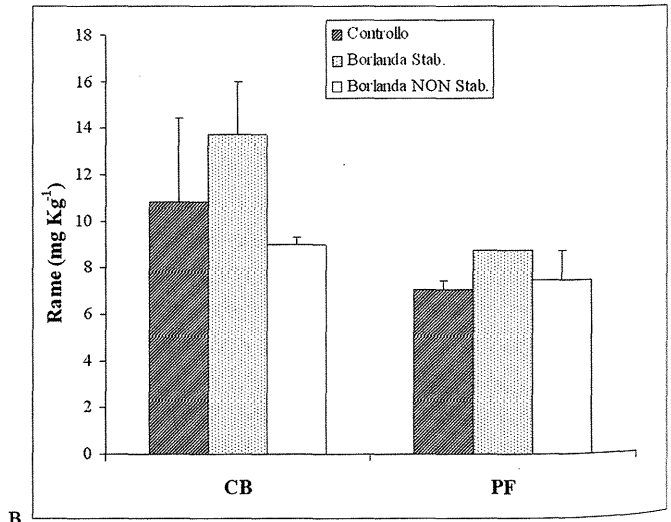
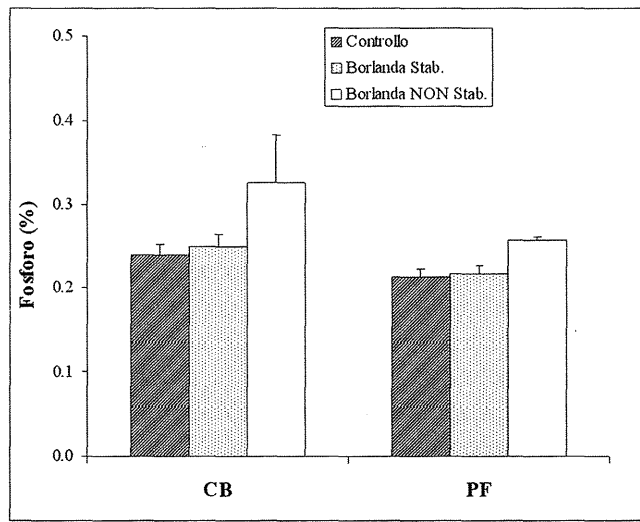
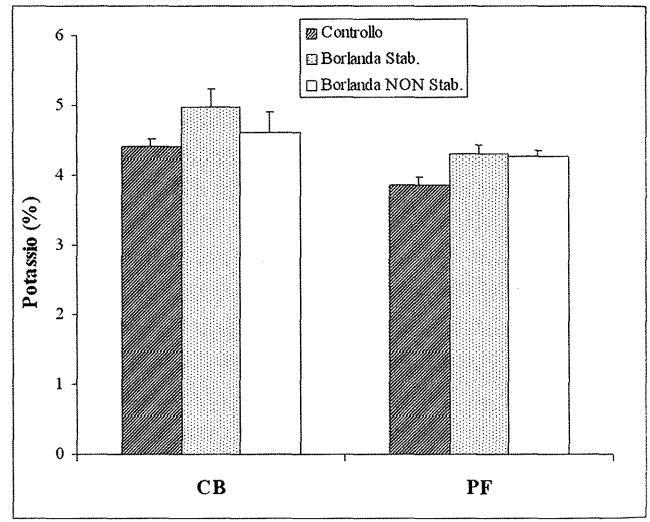
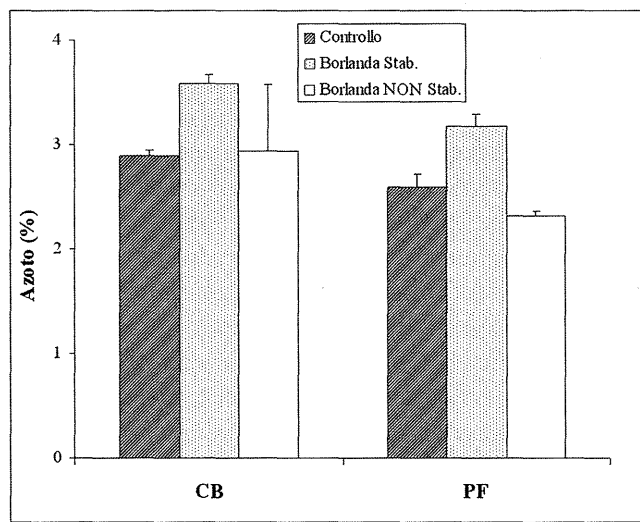
L'assorbimento di rame appare influenzato dalla tipologia di suolo piuttosto che dal contenuto del medesimo metallo all'interno delle borlande (fig. 3 B). L'assorbimento del rame è, infatti, maggiore nel suolo CB a più elevata C.S.C. e in presenza di borlanda. I livelli di rame determinati in tutte le piante sono inferiori al livello critico di tossicità che nelle foglie di numerose specie è ritenuto essere compreso tra 20 e 30 mg Kg<sup>-1</sup> (Bennett, 1994).

Sul suolo CB la crescita delle piante al momento del secondo taglio (effettuato dopo sessanta giorni dalla semina) (fig. 4A) e la concentrazione di azoto (fig. 4B) sono influenzate in modo positivo dall'apporto di fertilizzante al terreno indipendentemente dal grado di stabilizzazione della borlanda stessa.

Le piante allevate sul suolo PF mostrano, invece, una crescita vegetativa superiore quando allevate su terreno ammendato con borlanda stabilizzata. Il trattamento con borlanda non stabilizzata non mostra, tuttavia, un effetto depressivo sulla produttività rispetto al testimone contrariamente a quanto avvenuto al momento del primo taglio.

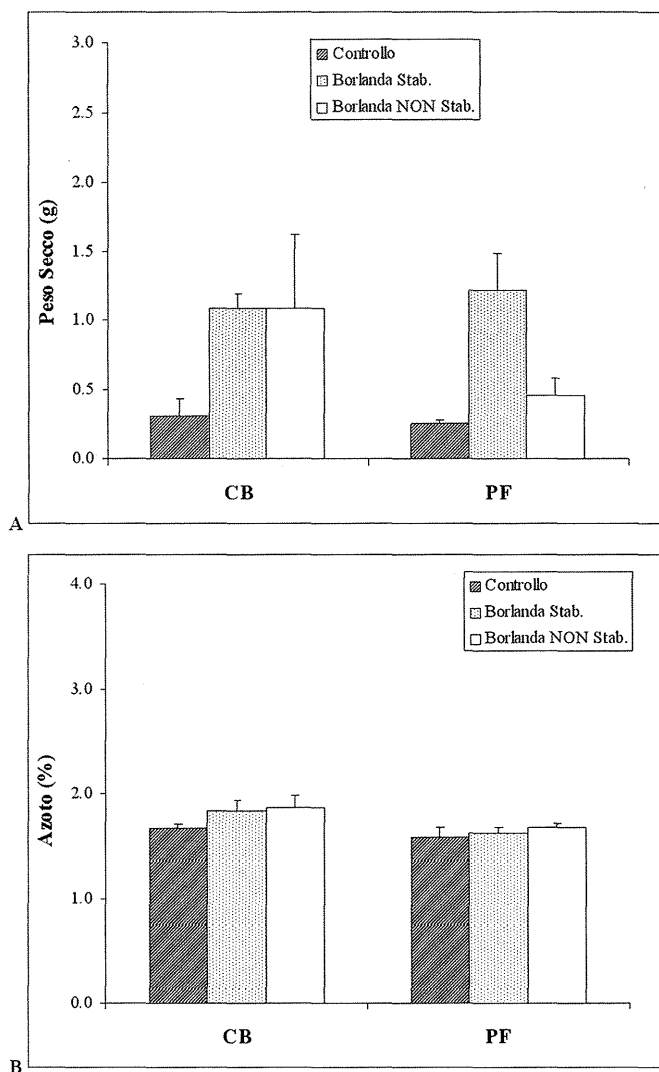


**Figura 1.** Peso secco (media + deviazione standard) della parte aerea di piante loietto allevate sui suoli CB e PF in presenza di borlanda stabilizzata, non stabilizzata e in assenza di trattamento dopo 30 giorni dalla data di semina. I valori di significatività (P) ottenuti dall'ANOVA sono i seguenti: Suolo 0,023; Borlanda 0,000; Suolo x Borlanda 0,367



**Figura 2.** Concentrazione di N (A) e P (B) (media + deviazione standard) nella parte aerea di piante loietto allevate sui suoli CB e PF in presenza di borlanda stabilizzata, non stabilizzata e in assenza di trattamento dopo 30 giorni dalla data di semina. I valori di significatività (P) ottenuti dall'ANOVA sono i seguenti: Azoto - Suolo 0,005; Borlanda 0,001; Suolo x Borlanda 0,603; Fosforo - Suolo 0,004; Borlanda 0,001; Suolo x Borlanda 0,333

**Figura 3.** Concentrazione di K (A) e Cu (B) (media + deviazione standard) nella parte aerea di piante loietto della parte aerea di piante loietto allevate sui suoli CB e PF in presenza di borlanda stabilizzata, non stabilizzata e in assenza di trattamento dopo 30 giorni dalla data di semina. I valori di significatività (P) ottenuti dall'ANOVA sono i seguenti: Potassio - Suolo 0,000; Borlanda 0,002; Suolo x Borlanda 0,324; Rame - Suolo 0,002; Borlanda 0,037; Suolo x Borlanda 0,281



**Figura 4.**

Peso secco (A) e contenuto di azoto (B) (media + deviazione standard) della parte aerea di piante loietto allevate sui suoli CB e PF in presenza di borlanda stabilizzata, non stabilizzata e in assenza di trattamento dopo 60 giorni dalla data di semina (30 giorni dal primo sfalcio). I valori di significatività (P) ottenuti dall'ANOVA sono i seguenti: a) Peso secco - Suolo 0,152; Borlanda 0,000; Suolo x Borlanda 0,060; b) azoto - Suolo 0,001; Borlanda 0,019; Suolo x Borlanda 0,409.

## Conclusioni

I risultati presentati in questo lavoro, da considerarsi passo preliminare a successive esperienze, hanno messo in evidenza principalmente che il processo di digestione anaerobica della matrice di partenza ha modificato alcune caratteristiche iniziali della stessa migliorandone le capacità fertilizzanti soprattutto per la maggiore presenza di ammonio disponibile rispetto alla borlanda non stabilizzata. Tale caratteristica ha avuto, nel breve periodo, una ripercussione positiva sulla nutrizione azotata della coltura considerata. Inoltre, solo nelle piante trattate con biomassa stabilizzata, si è osservata la maggiore produttività vegetale rispetto al controllo già al primo sfalcio.

Gli altri dati sperimentali ottenuti indicano che prossimi studi sull'ottimizzazione dell'uso agricolo di borlande non potranno prescindere da un'approfondita caratterizzazione chimico-fisica dei suoli e delle matrici; in particolare di quei parametri che possono influenzare gli equilibri tra gli elementi nutritivi e la disponibilità degli stessi per la nutrizione vegetale quali, ad esempio, la capacità di scambio cationico, la tessitura, il contenuto in sostanza organica e la presenza delle diverse forme azotate sia nel suolo sia nella biomassa stessa, seguendone l'evoluzione nel tempo.

## Ringraziamenti

Il lavoro è stato realizzato nell'ambito del Progetto Finalizzato PARSIFAL "Biomasse di rifiuto: procedure avanzate di recupero sostenibile per l'impiego fertilizzante e di analisi di laboratorio".

## Bibliografia

AA.VV., 1998. Handbook of Reference Methods for Plant Analysis. Kalra Y.P. ed., Boca Raton, Boston, London, New York, Washington, D. C. CRC Press.

- BENNETT W., 1994. F. Plant Nutrient Utilization and Diagnostic Plant Symptoms. In: William F. Bennett (ed.), *Nutrient Deficiencies & Toxicities In Crop Plants*. APS Press The American Phytopathological Society St. Paul, Minnesota 1-7.
- ENTRY J. A., WOOD B. H., EDWARDS J.H., 1997. Influence of organic by-products and nitrogen source on chemical and microbiological status of an agricultural soil. *Biol. Fert. Soil.*, 24: 196-204.
- GEMTÓS T. A., CHOULIARAS N., MARAKIS S. T., 1999. Vinasse rate, time of application and compactation effect on soil proprieties and durum wheat crop. *J. Agric. Engng. Res.*, 73: 283-296.
- GIUSQUIANI P. L., PAGLIAI M., GIGLIOTTI G., 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical proprieties of soil. *J. Environ. Qual.*, 24: 175-182.
- MADEJÓN E., LÓPEZ R., MURILLO J. M., 2001. Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effect on crops and chemical proprieties of a cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture Ecosystem and Environmental*, 84: 55-65.
- MARTÍN-OLMEDO P., LÓPEZ R., CABRERA F., 1996. Residual effect of sugar beet vinasse on plant growth. In: Rodríguez Barruecos, c. (ed.), *Fertilizers and Environment. Developments in Plant and Soil Sciences Series*. Kluwer Academic Publisher, Dordrech, 527-531.





**Sessione 4**

**Gli OGM nei rapporti pianta-suolo**

**Chairman: Anna Benedetti e Luigi Badalucco**



# EVOLUZIONE DEL SUOLO NEGLI ECOSISTEMI FORESTALI DI PECCETA: RUOLO E INFLUENZA DEGLI HUMUS STUDIATI SECONDO UN APPROCCIO MORFOLOGICO

Silvia Chersich<sup>1,2</sup>, Lorenzo Frizzera<sup>1,3</sup>

1 Centro di Ecologia Alpina - 38040 Viote del Monte Bondone (TN); chersich@cealp.it

2 Università degli Studi di Milano-Bicocca, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Piazza della Scienza 1, Milano

3 Università degli Studi di Padova, Facoltà di Agraria - Dipartimento Territorio e Sistemi agro-forestali, Via Romea 2, 35128 Agripolis, Legnaro (PD)

## Riassunto

Al fine di comprendere ruolo e influenze reciproche degli humus e dei suoli negli ecosistemi forestali in ambiente alpino, sono stati studiati e classificati 8 profili pedologici e 12 profili umiferi. È stato indagato il ruolo che il processo di umificazione svolge in rapporto ai processi genetico-evolutivi dei suoli e allo sviluppo delle coperture vegetali.

I siti di studio si trovano a 1770 m s.l.m., vicino Madonna di Campiglio (TN) con esposizione sud. Il materiale parentale è morenico su substrato granitico. Il regime di temperatura del suolo è frigido e il regime di umidità è udico. La copertura forestale è costituita da pecceta altimontana.

L'ecosistema forestale è stato caratterizzato secondo il metodo fitosociologico sinusiale integrato (Gillet et Gallandat, 1996; Gillet, 2000). Tale metodo ha permesso di identificare innanzitutto 4 fasi significative nella dinamica forestale. In queste fasi sono stati aperti i profili pedo-umiferi. Le caratteristiche osservate in campo sono state correlate alle analisi pedologiche classiche, di tipo chimico e fisico. Al fine di determinare la dominanza del processo pedologico in ogni sito, i suoli sono stati descritti e classificati in accordo al World Reference Base (FAO, ISRIC & ISSS, 1998). L'approccio privilegiato nella descrizione e nella classificazione degli humus è stato quello di tipo morfologico-genetico (Jabiol *et al.*, 1995). Si sono correlati dati relativi alle fasi della vegetazione, all'humus e al suolo. Si è evidenziato come lo studio della struttura del suolo, posto a confronto con la forma di humus, costituisca un buon indicatore morfologico dei processi pedologici. Il metodo ha permesso di associare, nell'ambiente indagato, una certa forma di humus ad un processo pedologico in una determinata fase forestale.

Il presente lavoro propone l'approccio morfologico-funzionale nello studio di humus e suoli per fornire evidenze utili a formulare alcune ipotesi sul ruolo delle forme di humus nell'evoluzione del suolo degli ecosistemi forestali.

**Parole chiave:** Forme di humus, Dystric CAMBISOLS, PODZOLS, pecceta, sinusia.

## Soil evolution in spruce forest ecosystems: role and influence of humus studied by morphological approach

### Summary

In alpine environment we studied and classified 8 soil profiles and 12 humic profiles in order to understand the role and the mutual influences of humus and soil in forest ecosystems.

We studied the role of humification process in the genetic development process involving soils and vegetations.

Study sites are located at an altitude of 1770 m a.s.l near Madonna di Campiglio (TN), and facing to the south. The parent soil material is predominantly composed of silicate morenic sediments, lying on a substrate of granite. The soil temperature regime is frigid, while the moisture regime is udic. Forest cover consists of alpine spruce forests.

The forest ecosystem was defined using integrated synusial phytosociology (Gillet, Gallandat, 1996; Gillet, 2000). This method allowed us to identify at first 4 relevant steps of the forestry dynamics in the sites where we opened the pedo-humic profiles. The characteristics observed in field were correlated with classical chemical and physical soil analyses. In order to discriminate the dominant soil forming process, the soils were described and classified in each site according to the World Reference Base (FAO, ISRIC & ISSS, 1998). Humus was described and classified using the morphological-genetic approach (Jabiol *et al.*, 1995).

By the correlation of vegetation, humus, and soils data, we emphasized the role of compared study of soil structure with humus forms as a good morphological index of the pedological processes. This allowed us to associate a definite humus form with a pedological process at a particular step of the forest evolution.

We concluded that the morphological-functional approach can provide information useful for formulating hypotheses about the role of humus forms in the soil evolution in the forest ecosystems.

**Key words:** Humus forms, Dystric CAMBISOLS, PODZOLS, spruce forest, synusia

## Introduzione

L'humus svolge un importante ruolo negli ecosistemi terrestri. Tale ruolo è stato studiato principalmente attraverso ricerche in campo forestale e ultimamente anche pedologico. Progressi nella conoscenza delle forme di humus pongono in evidenza come essi siano fondamentali nella comprensione delle dinamiche pedologiche.

Dal 1887, data in cui compaiono i primi lavori sulle forme di humus di Müller, ad oggi, i progressi nella conoscenza e classificazione degli humus sono stati notevoli. La base per le moderne classificazioni fu posta da Kubiena (1955), il quale propose la definizione delle tre categorie principali tutt'ora utilizzate in qualsiasi classificazione: Mull, Moder, Mor. Da allora si susseguirono numerosi studi rivolti alla conoscenza dell'humus dal punto di vista morfologico, fisico-chimico, biologico e funzionale.

In Italia ebbe ampia diffusione, soprattutto in ambiente forestale, la classificazione di Hartmann (1970). Questa si basava su criteri genetici e morfologici dando particolare importanza al grado di decomposizione raggiunto dalla sostanza organica.

Solo a partire dal 1978 l'humus iniziò ad essere considerato anche in ambienti pedologici. A tale data risale infatti la prima proposta canadese (CANADA SOIL SURVEY COMMITTEE, 1978) sviluppata e descritta in seguito da altri (Klinka *et al.*, 1981; Green *et al.*, 1993).

Sia la Soil Taxonomy (SOIL SURVEY STAFF, 1999) sia il World Reference Base (FAO, ISRIC & ISSS, 1998) accennano alla classificazione degli humus all'interno dei rispettivi sistemi tassonomici. Bisogna però riconoscere alla scuola francese il merito di aver posto nel dovuto rilievo il ruolo dell'humus nei processi pedologici. Nell'ultima edizione del *Référentiel Pédologique* (1995) le forme di humus vengono trattate per esteso in un capitolo a parte e prese in considerazione sia riguardo alla definizione dei Solum diagnostici che come qualificativi delle Referenze.

Il recente interesse riguardo all'humus (Zanella *et al.*, 2001; CEA, 2003) ha portato alla formazione di un gruppo di ricercatori europei che lavorano sul tema: "The Humus Research Group (HRG)" (sito: <http://humusresearchgroup.grenoble.cemagref.fr>) ed è sfociato in importanti pubblicazioni (Jabiol *et al.*, 2004, Van Delft, 2004) che sottolineano sempre più la necessità di considerare il ruolo dell'humus in ambienti sia forestali che pedologici.

Il presente studio, inquadrato nel Progetto di ricerca "DINAMUS. Forme di humus e dinamica del bosco", si inserisce nel lavoro svolto all'interno del gruppo di ricerca europeo e mira a fornire utili indicazioni sul ruolo svolto dalle forme di humus nei processi pedogenetici.

## Materiali e metodi

L'area indagata è ubicata nel comune di Pinzolo nei pressi di Madonna di Campiglio (TN) su esposizione Sud, attorno quota 1770 m s.l.m., coordinate Gauss-Boaga/Roma40 1640816; 5122411. I graniti del substrato litologico appartengono al plutone terziario dell'Adamello e sono frequentemente coperti da morenico tardo-würmiano, acido e ricco di silicati.

Pedoclimaticamente, secondo la definizione della Soil Taxonomy (SOIL SURVEY STAFF, 1999) il regime di temperatura del suolo è frigido e il regime di umidità è udico. Di seguito (tab.1; fig.1) viene presentato il bilancio idrico del suolo secondo Thornthwaite, calcolato con il programma ST4 (Percich, 1996 non pubblicato) utilizzando Precipitazioni e Temperature ottenuti da interpolazione puntuale su dati di stazioni distribuite nel territorio trentino (Sboarina e Cescatti, 2004).

|       | Profilo 2      Periodo: 1990 - 1999      AWC: 145 mm |      |      |       |       |       |       |       |       |       |       |      |       |
|-------|--|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|
|       | GEN  | FEB  | MAR  | APR   | MAG   | GIU   | LUG   | AGO   | SET   | OTT   | NOV   | DIC  | Media |
| T     | -3,1   | -3,1 | 0,4  | 1,9   | 6,8   | 9,8   | 12,7  | 12,7  | 8,2   | 4,4   | -0,4  | -3,4 | 3,9   |
| P     | 66,3   | 29,7 | 54,6 | 116,7 | 115,8 | 148,3 | 128,8 | 111,4 | 147,7 | 186,2 | 129,8 | 75,7 | 1311  |
| ETP   | 0,0  | 1,0  | 10,9 | 20,0  | 61,6  | 83,0  | 102,0 | 94,6  | 57,6  | 32,2  | 3,5   | 0,0  | 466   |
| P-ETP | 66   | 29   | 44   | 97    | 54    | 65    | 27    | 17    | 90    | 154   | 126   | 76   | 845   |
| AWL   | 0  | 0    | 0    | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0     |
| ST    | 145  | 145  | 145  | 145   | 145   | 145   | 145   | 145   | 145   | 145   | 145   | 145  | 145   |
| CST   | 0  | 0    | 0    | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0     |
| ETE   | 0,0  | 1,0  | 10,9 | 20,0  | 61,6  | 83,0  | 102,0 | 94,6  | 57,6  | 32,2  | 3,5   | 0,0  | 466   |
| D     | 0  | 0    | 0    | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0    | 0     |
| S     | 66   | 29   | 44   | 97    | 54    | 65    | 27    | 17    | 90    | 154   | 126   | 76   | 844   |
| RO    | 81   | 55   | 49   | 73    | 64    | 64    | 46    | 31    | 61    | 107   | 117   | 96   | 844   |
| TMD   | 226  | 200  | 194  | 218   | 208   | 209   | 190   | 176   | 205   | 252   | 262   | 241  | 2582  |

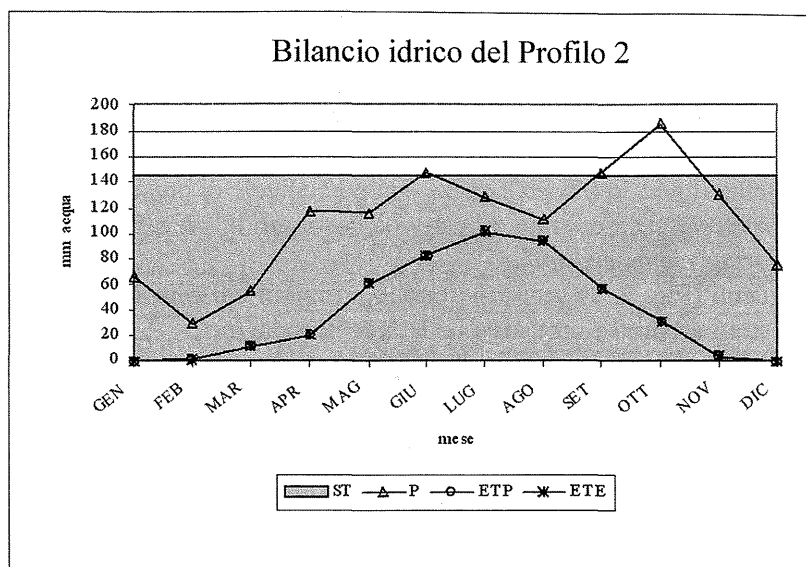


Figura 1 e Tabella 1. Bilancio idrico del profilo 2 secondo Thornthwaite (interpolato all'intorno di Palù da l'Ors, Madonna di Campiglio). [T: temperatura media mensile (°C); P: precipitazione medie mensili (mm); ETP: evapotraspirazione potenziale (mm); P-ETP: deficit o surplus idrico (mm); A.WL: perdita d'acqua cumulata (mm); ST=AWC: riserva idrica del suolo (mm); C.ST: variazione della riserva; ETE: evapotraspirazione reale (mm); D: deficit idrico; S: surplus idrico; RO: scorrimento superficiale; TMD: ritenzione totale di umidità]

L'ambiente indagato appartiene ai domini pedogenetici della brunificazione e della podzolizzazione (tab.2).

Tabella 2. Domini pedogenetici e classificazione dei suoli

| Dominio pedogenetico           | World Reference Base (1998)                                     |
|--------------------------------|---|
| Brunificazione                 | Humic e/o Skeletic UMBRISOLS e/o Skeletic e/o Dystric CAMBISOLS |
| Brunificazione/Podzolizzazione | Humic e/o Spodic CAMBISOLS                                      |
| Podzolizzazione                | Skeletic e/o Umbric e/o Haplic PODZOLS                          |

Le stazioni studiate sono situate in una pecceta altimontana. Nelle diverse fasi dinamiche della vegetazione riscontrate nelle aree indagate (ricoprenti circa 2000 m<sup>2</sup>) sono stati studiati i profili pedo-umologici (8 profili pedologici e 12 profili umiferi). I profili sono stati distribuiti spazialmente in modo tale da rappresentare le quattro diverse fasi dinamiche della pecceta: apertura di rinnovazione (Profili 1,5,6); fase di rinnovazione (Profili 2,7); fase intermedia; (Profilo 3); fase matura (Profili 4,8).

Le analisi dei suoli sono state condotte secondo i metodi ufficiali (M.I.P.A.F., 2000). Si sono considerate le principali analisi utili per lo studio delle forme di humus: pH in acqua e in KCl (rapporto suolo-acqua (KCl) 1:2,5 e 1:10 per orizzonti con più del 17% di carbonio organico), C e N totali con analizzatore elementare. I suoli sono stati descritti secondo Sanesi (1977) e classificati secondo il World Reference Base (FAO, ISRIC & ISSS, 1998); le forme di humus in accordo al Référentiel Pédologique (AFES-INRA, 1995).

Secondo la nomenclatura francese gli orizzonti organici vengono definiti come segue: OL, lettiera, residui riconoscibili non trasformati; OF, residui frammentati, riconoscibili ma mescolati con coproliti (la sostanza organica fine è meno del 70 % in volume); OH, residui completamente trasformati che costituiscono la sostanza organica fine (la quale è presente per più del 70 % in volume). Gli orizzonti principali vengono poi ulteriormente caratterizzati come sottorizzonti (nella nomenclatura viene utilizzato un pedice con lettera in stampatello minuscolo).

La classificazione delle forme di humus si basa sia sul riconoscimento degli orizzonti organici e del loro spessore, sia sulla presenza/assenza degli orizzonti organo minerali diagnostici. Tra questi ultimi si distinguono, per caratteristiche morfologiche e parametri fisico-chimici: A biomacrostrutturati, A d'insolubilizzazione e A di giustapposizione. L'approccio tassonomico è principalmente morfologico. Le analisi chimiche degli humus sono state utilizzate per confermare le evidenze di campagna.

L'ecosistema forestale è stato caratterizzato secondo il metodo fitosociologico sinusiale integrato, che prevede una descrizione della vegetazione in due fasi successive e simili; la prima *sinusologica* e la seconda *fitosociologica*. Queste due fasi sono volte a descrivere la struttura fine della vegetazione con lo scopo ultimo di spiegare l'organizzazione e il funzionamento dei sistemi fitocenotici (Gillet *et al.*, 1996; Gillet, 2000).

Il tipo forestale in cui si trovano le aree di studio è una pecceta altimontana su substrati silicatici (Odasso, 2002). Nel piano arboreo domina il peccio (*Picea excelsa* con percentuale di presenza pari a 94,8 %); la restante parte è occupata da Larice (*Larix decidua*). Lo strato arbustivo è costituito in prevalenza da *Picea excelsa*, con partecipazione di *Larix decidua* e *Sorbus chamaemespilus*.

Nelle figure seguenti (Fig. 2, 3) sono riportate le posizioni dei rilievi pedologici nelle fasi del bosco; in particolare sono riportati gli strati arboreo e arbustivo nelle aree di indagine.

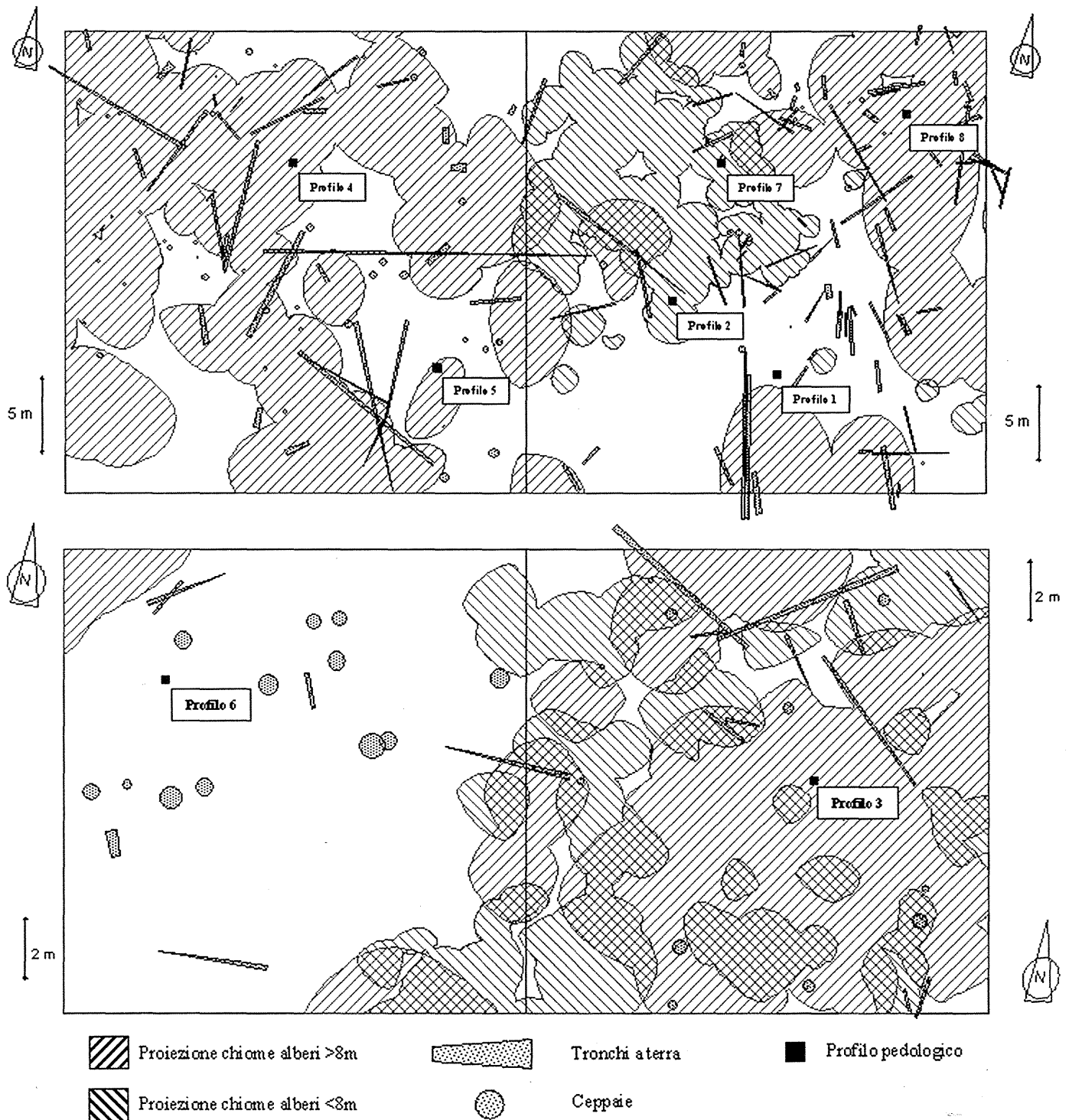


Figure 2, 3. Sinusie degli strati arboreo e arbustivo e rilievi pedologici



## Risultati e discussione

Nel corso della ricerca si è notata una grande variabilità spaziale delle forme di humus. Per meglio caratterizzare le forme di humus di alcuni profili si sono eseguiti 5 profili umiferi in più rispetto a quelli pedologici. I singoli orizzonti sono stati caratterizzati morfologicamente e chimicamente (Figure 4,5,6, 7).

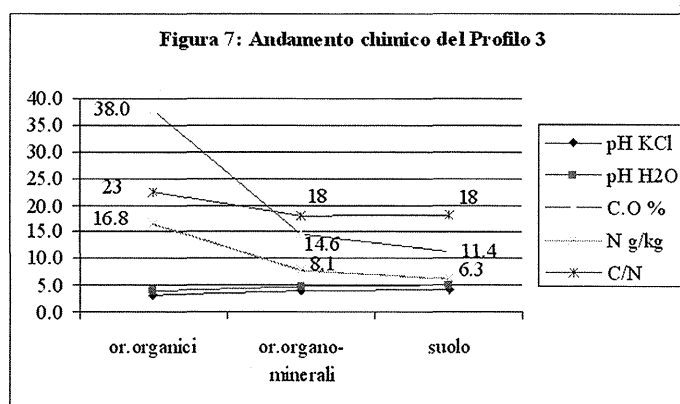
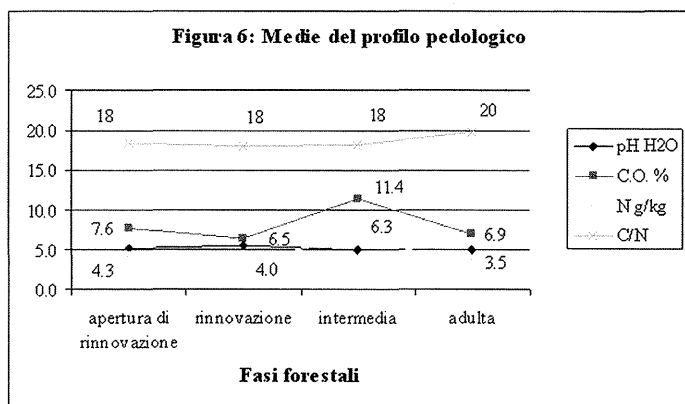
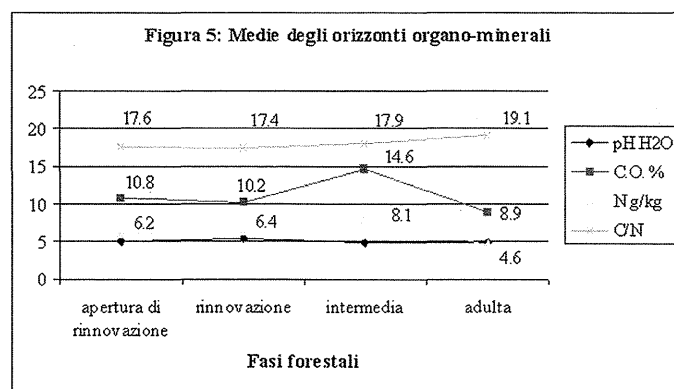
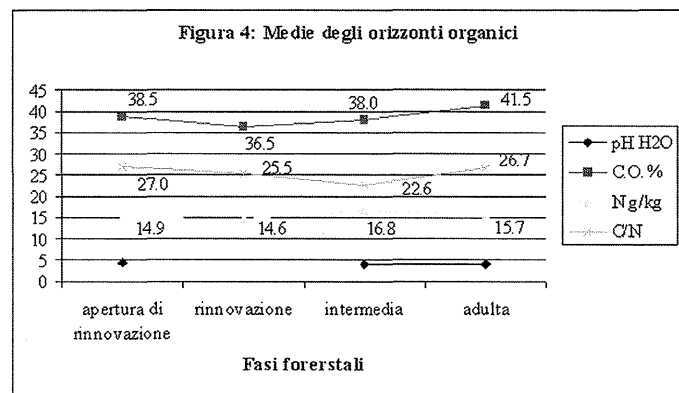


Figure 4, 5, 6, 7. Rappresentazione di alcune caratteristiche chimiche medie dei profili pedo-umologici. Abbreviazioni: C.O.= Carbonio organico %

La classificazione dei suoli e degli humus ha permesso di evidenziare, attraverso un approccio morfologico, i rapporti tra suoli ed humus.

Nell'area di studio i processi pedogenetici di brunificazione e di podzolizzazione sono entrambi presenti e possono essere considerati zonali.

In particolare, in base alle quattro fasi dinamiche forestali si sono rinvenuti (tab.3, 4):

a: **apertura di rinnovazione.** I suoli studiati si ritrovano sotto vegetazione erbacea e appartengono per lo più al dominio della brunificazione (Profilo 5: Humic UMBRISOL); gli orizzonti B,BA, Bw/A possiedono con maggior frequenza una struttura poliedrica subangolare. L'acidificazione del profilo (segnalata con i qualificativi Dystric e Spodic) è ancora presente sia nella fase immediatamente successiva al taglio forestale, sia dove la rinnovazione si sta affermando (sono presenti plantule). Nel sito si è osservata (Profilo 5) una regressione del processo pedologico di podzolizzazione in seguito al taglio delle piante mature, con evidente passaggio da A di giustapposizione e B con struttura spugnosa (fluffy) nella fase adulta ad A biomacrostrutturato e B con struttura poliedrica subangolare.

Gli orizzonti organo-minerali A dei Profili 1 e 5 sono biostrutturati. L'orizzonte organico OH e quello organo-minerale presentano dei caratteristici rapporti funzionali-evolutivi: quando in una apertura di rinnovazione, grazie agli apporti di lettiera dovuti alla caduta di aghi e di frammenti legnosi, inizia a comparire OH, l'orizzonte A diminuisce di spessore e si forma un orizzonte di transizione Bw/A. Con il taglio degli alberi maturi avviene un riarrangiamento interno del profilo pedo-umologico: lo spessore di OH diminuisce contemporaneamente all'aumentare dello spessore di A.

Gli humus prevalenti sono gli Oligomull (caratterizzati da un accumulo di lettiera in seguito ad un rallentamento dei processi degradativi) e gli Amphimull (tipiche forme di humus di transizione). Questi suoli ed humus si caratterizzano per un elevato contenuto in carbonio organico (i massimi in sostanza organica si registrano proprio in questi profili).

b: **fase di rinnovazione.** L'ambiente in cui evolvono questi suoli è quello in cui sono presenti alberi di età media di 15-20 anni e altezza media di 3 m. La vegetazione contribuisce ad acidificare il suolo tanto che il dominio pedogenetico è quello della podzolizzazione. Nella maggior parte dei casi è predominante il PODZOL con una for-

ma di humus ad Amphimull: un OH sottile e ben espresso sopra un A biomacrostrutturato. In situazioni di dominio pedogenetico della brunificazione (Profilo 2: Humic CAMBISOL) ritroviamo ancora in modo sporadico la forma di humus a Oligomull associata ad Amphimull (Profilo 2,2a, 7).

**c: fase intermedia.** Corrisponde ad un ambiente di perticaia, con piante di età media di 60 anni, altezza media di 12 m a densità elevata. E' dominante la podzolizzazione caratterizzata dalla presenza di orizzonti A di giustapposizione BA con struttura poliedrica subangolare e Bs con struttura spugnosa.

L'acidificazione derivante dalla vegetazione è intensa come pure lo sono i processi degradativi della sostanza organica. Le forme di humus maggiormente presenti sono quelle dei Moder: si ritrovano in superficie gli enchitroidi che si nutrono principalmente di materiale vegetale morto, di miceli fungini e di batteri. Trattandosi comunque di una fase di transizione, si può individuare un "Moder mal funzionante": il Dysmoder (Profilo 3).

In tale sito si è rilevato che i lombrichi tendono a fuggire dagli ambienti troppo acidi: questo ne spiega il ritrovamento anche negli orizzonti B, in quanto spinti più in profondità dalla progressiva acidificazione superficiale. L'abbandono dell'orizzonte A da parte dei lombrichi segnala una fase preparatoria alla colonizzazione da parte degli enchitroidi.

**d: fase matura** (età media 130-150 anni; altezza media 29 m). All'interno della stessa fase è fondamentale distinguere tra due situazioni a diversa densità. In presenza di piante mature a elevata densità il processo pedogenetico principale è la podzolizzazione (Profilo 8: Umbric PODZOL). Dall'osservazione di campagna risulta che gli orizzonti A presenti nei PODZOLS in molti casi tendono a divenire dei sottili orizzonti eluviali (Eh). Tali orizzonti spesso si sono descritti in campo come AE (per tale motivo la S.O. comunque rimane alta e non permette di classificarli come orizzonti eluviali). Nel caso in cui il bosco si presenta più rado, quando la diminuzione della densità arborea e del sottobosco rendono possibile la penetrazione di maggiore luce, si nota l'avanzare del processo di brunificazione (Profilo 4: Humic Skeletic UMBRISOL). Ciò è visibile soprattutto nei B più superficiali (con struttura poliedrica subangolare), senza influenze importanti sugli orizzonti più profondi, in cui si osserva un permanere del processo di podzolizzazione (Profilo 4, B con struttura secondaria spugnosa).

Gli humus collegati al pedoambiente di pecceta matura sono quelli Moder: da Dysmoder (Profilo 4) a Eumoder (Profilo 8) fino ad arrivare ad humus tipicamente associabili a PODZOL ben espressi: i Mor (Profilo 4b).

**Tabella 3.** Classificazione dei profili pedo-umologici

| Profilo | WRB, 1998                                       | Brêthes et al., 1995 |
|---------|---|----------------------|
| 1       | Humic Spodic CAMBISOL (A1, A2, ABw, Bw/A, B, C) | Oligomull            |
| 2       | Humic CAMBISOL (A1, A2, B/A, Bw, BwC)           | Oligomull            |
| 2a      | -   | Amphimull sottile    |
| 3       | (Umbric) PODZOL (A1, A2, AB, Bs, C)             | Dysmoder             |
| 4       | Humic Skeletic UMBRISOL (A, ABw, Bw,C).         | Dysmoder             |
| 4a      | -   | Amphimull            |
| 4b      | -   | Mor                  |
| 5       | Humic UMBRISOL (A1, A2, Bw/A, Bw, C).           | Amphimull sottile    |
| 5a      | -   | Amphimull            |
| 6       | Skeletic Dystric CAMBISOL (A, Bw/A, B1, B2, BC) | Amphimull            |
| 7       | Umbric Skeletic PODZOL (A1, A2, Bs, BCs, C).    | Amphimull sottile    |
| 8       | Umbric PODZOL (A, AB1, AB2, B, BS1, Bh).        | Eumoder              |

**Tabella 4.** Lista delle principali specie dello strato erbaceo

| Fasi del bosco           | Profilo pedologico | Specie erbacee prevalenti (in ordine di percentuale di presenza decrescente)   |
|--------------------------|--------------------|--|
| apertura di rinnovazione | 1                  | Calamagrostis villosa; Calamagrostis arundinacea; Deschampsia flexuosa; Luzula nivea; Luzula sieberi; Fragaria vesca; Hieracium murorum; Rubus idaeus  |
|                          | 5                  | Deschampsia flexuosa; Luzula nivea; Viola biflora; Luzula sieberi; Aposeris foetida; Hieracium murorum; Calamagrostis villosa; Oxalis acetosella; Anthoxanthum odoratum; Melampyrum sylvaticum |
|                          | 6                  | Rubus idaeus; Fragaria vesca; Deschampsia flexuosa; Festuca heterophylla; Luzula nivea; Carex pallescens; Carex ornithopoda; Oxalis acetosella; Achillea millefolium; Calamagrostis villosa    |
| rinnovazione             | 2                  | Hieracium murorum; Deschampsia flexuosa; Oxalis acetosella; Luzula nivea; Viola biflora; Campanula rotundifolia; Melampyrum sylvaticum; Hieracium bifidum                                      |
|                          | 7                  | Hieracium murorum; Deschampsia flexuosa; Oxalis acetosella; Luzula nivea; Viola biflora; Campanula rotundifolia; Melampyrum sylvaticum; Hieracium bifidum                                      |
| intermedia               | 3                  | Lettiera   |
| matura                   | 4                  | Hieracium murorum; Deschampsia flexuosa; Oxalis acetosella; Luzula nivea; Viola biflora; Campanula rotundifolia; Melampyrum sylvaticum; Hieracium bifidum                                      |
|                          | 8                  | Hieracium murorum; Deschampsia flexuosa; Oxalis acetosella; Luzula nivea; Viola biflora; Campanula rotundifolia; Melampyrum sylvaticum; Hieracium bifidum                                      |

In generale, nel sito si è notato come lo spessore degli orizzonti e la struttura siano indicatori della dominanza dei processi pedo-umologici all'interno del profilo.

Tutti i profili esaminati presentano le seguenti caratteristiche:

- diminuzione del pH con la profondità con un range da 0,3 a 0,6 unità per aree con apertura di rinnovazione, rinnovazione e con fasi intermedie, con range tra 1,4 e 1,9 nella fase adulta;
- presenza di carboncini lungo il profilo (ad eccezione del Profilo 2);
- presenza di un orizzonte di transizione tra A e B;
- maggiore frequenza di:
  - A biostrutturati e B/A in zone di rinnovazione o di apertura;
  - A di giustapposizione e AB nella fase matura;
  - A biomacrostrutturato e orizzonti sottostanti con una struttura poliedrica subangolare nel dominio della brunificazione;
  - A di giustapposizione e B, AB con struttura spugnosa (Tab. 6) nel dominio della podzolizzazione.

Il rapporto C/N medio del suolo (Fig.4) è pari a 18 in tutti gli stadi forestali tranne in quello maturo, dove il rapporto è di 20 in quanto si registrano i valori più bassi di N totale (media di 3,5 g/kg). Un aumento del rapporto indica una minor decomposizione di sostanza organica confermato dall'accumulo di orizzonti OH (Tab. 8).

Tabelle 5 e 6. Principali elementi descrittivi dei pedon

| rinnovazione             |          |            |              |      | apertura di rinnovazione |         |            |             |      |
|--------------------------|----------|------------|--------------|------|--------------------------|---------|------------|-------------|------|
| Profilo 2                | 1.P      | 2.C.M.     | 3.S          | 4.C  | Profilo 1                | 1.P     | 2.C.M.     | 3.S         | 4.C  |
| Orizzonti                | cm       |            |              |      | Orizzonti                | cm      |            |             |      |
| OH                       | 0,5-1    | 10YR2/1    |              |      | A1                       | 0-17    | 10YR2/1    | bio, f, 1   |      |
| A1                       | 0,5-16,8 | 10YR2/1    | bio, f, 2    |      | A2                       | 17-30   | 10YR3/1    | bio, g, 3   |      |
| A2                       | 16,8-28  | 10YR3/1    | bio, m, 1    |      | AB                       | 30-40   | 10YR3/3    | ps, f, 2    | c    |
| B/A                      | 28-46    | 7,5YR3,5/3 | ps/s, f/g, 1 | Bw/A | 40-58                    | 10YR3/4 | s, f, 1    | c, i        |      |
| Bw                       | 46-61    | 10YR3/4    | ps, m, 2     |      | B                        | 58-102  | 10YR4/4    | s, f, 1     |      |
| BwC                      | 61-88    | 10YR4/3    | ps, 3        |      | C                        | 102+    | 2,5Y5/4    |             |      |
| C                        | 88+      | 2,5Y5/5    |              |      |                          |         |            |             |      |
| apertura di rinnovazione |          |            |              |      | apertura di rinnovazione |         |            |             |      |
| Profilo 6                | 1.P      | 2.C.M.     | 3.S          | 4.C  | Profilo 5                | 1.P     | 2.C.M.     | 3.S         | 4.C  |
| Orizzonti                | cm       |            |              |      | Orizzonti                | cm      |            |             |      |
| OH2                      | 3-3,5    | 10YR2/1    |              | c    | OH                       | 0-0,5   | 10YR2/1    |             | i    |
| A                        | 3,5-14   | 10YR3/1    | bio, f, 1    | c    | A1                       | 0,5-14  | 7,5Y2,5/1  | bio, m/g, 3 | c    |
| Bw/A                     | 14-26    | 7,5YR4/4   | ps, f, 1     | c    | A2                       | 14-32   | 7,5YR3/2   | bio, m, 2   | c    |
| Bw                       | 26-43    | 7,5YR4/6   | ps, m, 1     |      | Bw/A                     | 32-52   | 10YR4/2    | ps, f/g, 1  | c, i |
| B                        | 43-83    | 10YR4/4    | ps, m, 1     | i    | Bw                       | 52-100  | 10YR3,5/2  | s, f/g, 1   | i    |
| BC                       | 83+      |            |              |      | C                        | 100+    | 2,5Y5/4    |             |      |
| rinnovazione             |          |            |              |      | fase intermedia          |         |            |             |      |
| Profilo 7                | 1.P      | 2.C.M.     | 3.S          | 4.C  | Profilo 3                | 1.P     | 2.C.M.     | 3.S         | 4.C  |
| Orizzonti                | cm       |            |              |      | Orizzonti                | cm      |            |             |      |
| OH                       | 0-1      |            |              |      | OH                       | 0,5-4   | 10YR2/1    |             | c    |
| A1                       | 1-10     | 10YR2,5/1  | bio, f, 1    | c, i | A1                       | 4-11    | 10YR3/1,5  | g, m, 1     | c    |
| A2                       | 10-20    | 10YR3/1    | bio, f, 1    | i    | A2                       | 11-15   | 10YR3/1    | bio, m, 1   | c    |
| Bs                       | 20-40    | 10YR3/2    | ps, m, 1     | c, i | BA                       | 15-20   | 10YR3/2    | ps,f,m,g, 1 | c, i |
| BsC                      | 40-60    | 10YR3,5/2  | ps, m, 1     | i    | Bs                       | 20-73   | 10YR4/4    | s, m, g, 1  |      |
| C                        | >60      | 5Y5/2      |              |      |                          |         |            |             |      |
| fase matura              |          |            |              |      | fase matura              |         |            |             |      |
| Profilo 4                | 1.P      | 2.C.M.     | 3.S          | 4.C  | Profilo 8                | 1.P     | 2.C.M.     | 3.S         | 4.C  |
| Orizzonti                | cm       |            |              |      | Orizzonti                | cm      |            |             |      |
| OH                       | 1-7      | 7,5YR2,5/1 |              | OH   | 1,5-2                    | 10YR2/1 |            |             |      |
| A                        | 7-16     | 10YR3/1    | g, m, 1      | c    | A                        | 2-5     | 10YR3/1    | g, f, 1     | i    |
| AB                       | 16-54    | 10YR4/3    | ps/s, m/f, 1 | c    | AB1                      | 5-18    | 10YR3//2   | ps, f, m, 1 | c    |
| Bw                       | 54-158   | 10YR3/2    | ps/s         | c    | AB2                      | 18-21   | 7,5YR2,5/1 | ps, m, 1    | c, i |
| C                        | 158+     | 2,5YR5/4   |              |      | B                        | 21-28   | 10YR4/2    | ps, f, 1    | c, i |
|                          |          |            |              |      | Bs                       | 28-50   | 7,5YR5/6   | ps, m, 1    | i    |
|                          |          |            |              |      | Bh                       | 50-87   | 7,5YR4/4   | ps, m, 1    | i    |
|                          |          |            |              |      | C                        | 87+     |            |             |      |

Abbreviazioni: la simbologia descrittiva si rifà ai caratteri osservati durante la descrizione in campo (Sanesi, 1977). 1.P= profondità; 2.C.M.= Colore Munsell (umido); 3.S Struttura: g= giustapposizione; ps= poliedrica subangolare; s= spugnosa; ps/s= struttura primaria ps/ struttura secondaria s; f= fine; m= media; g=grossolana;/= da... a... f/g= da fine a grossolana; bio= biostrutturata; l=debole; 2= moderata; 3= forte; 4.C = presenza di carbone/ife: c= carbone; i= ife.

Tabelle 7 e 8. Caratteristiche chimico fisiche indagate nei pedon

| rinnovazione             |          |                  |     |         | apertura di rinnovazione |        |                    |     |         |
|--------------------------|----------|------------------|-----|---------|--------------------------|--------|--------------------|-----|---------|
| Profilo 2                | Prof.    | pH               | C/N | S. org. | Profilo 1                | Prof.  | pH                 | C/N | S. org. |
| Orizzonti                | cm       | H <sub>2</sub> O |     | g/kg    | Orizzonti                | cm     | (H <sub>2</sub> O) |     | g/kg    |
| OH                       | 0,5-1    |                  | 19  | 346,52  |                          |        |                    |     |         |
| A1                       | 0,5-16,8 | 5,51             | 16  | 196,54  | A1                       | 0-17   | 4,96               | 16  | 303,42  |
| A2                       | 16,8-28  | 5,51             | 18  | 125,85  | A2                       | 17-30  | 5,06               | 18  | 218,95  |
| B/A                      | 28-46    | 5,64             | 17  | 82,75   | AB                       | 30-40  | 5,45               | 17  | 108,61  |
| Bw                       | 46-61    | 5,73             | 20  | 74,13   | Bw/A                     | 40-58  | 5,68               | 15  | 67,24   |
| BwC                      | 61-88    | 5,77             | 24  | 44,82   | B                        | 58-102 | 5,69               | 19  | 53,44   |
| apertura di rinnovazione |          |                  |     |         | apertura di rinnovazione |        |                    |     |         |
| Profilo 6                | 1P       | pH               | C/N | S. org. | Profilo 5                | Prof.  | pH                 | C/N | S. org. |
| Orizzonti                | cm       | H <sub>2</sub> O |     | g/kg    | Orizzonti                | cm     | H <sub>2</sub> O   |     | g/kg    |
| OH2                      | 3-3,5    |                  | 24  | 482,72  | A1                       | 0,5-14 | 5,05               | 18  | 205,16  |
| A                        | 3,5-14   | 4                | 20  | 158,61  | A2                       | 14-32  | 5,33               | 17  | 117,23  |
| Bw/A                     | 14-26    | 4,3              | 21  | 98,27   | Bw/A                     | 32-52  | 5,56               | 17  | 93,10   |
| Bw                       | 26-43    | 4,5              | 22  | 60,34   | Bw                       | 52-100 | 5,5                | 21  | 86,20   |
| B                        | 43-83    |                  |     |         |                          |        |                    |     |         |
| rinnovazione             |          |                  |     |         | fase intermedia          |        |                    |     |         |
| Profilo 7                | Prof.    | pH               | C/N | S. org. | Profilo 3                | Prof.  | pH                 | C/N | S. org. |
| Orizzonti                | cm       | H <sub>2</sub> O |     | g/kg    | Orizzonti                | cm     | H <sub>2</sub> O   |     | g/kg    |
| OH                       | 0-1      |                  | 26  | 412,04  | OH                       | 0,5-4  | 4                  | 23  | 655,12  |
| A1                       | 1-10     | 5,2              | 19  | 265,50  | A1                       | 4-11   | 4,56               | 19  | 320,66  |
| A2                       | 10-20    | 5,28             | 17  | 117,23  | A2                       | 11-15  | 5                  | 17  | 182,74  |
| Bs                       | 20-40    | 5,39             | 14  | 112,06  | BA                       | 15-20  | 5,24               | 18  | 179,30  |
| BsC                      | 40-60    | 5,4              | 17  | 82,75   | Bs                       | 20-73  | 5,5                | 20  | 105,16  |
| C                        | >60      | 5,67             | 19  | 12,07   |                          |        |                    |     |         |
| fase matura              |          |                  |     |         | fase matura              |        |                    |     |         |
| Profilo 4                | Prof.    | pH               | C/N | S. org. | Profilo 8                | Prof.  | pH                 | C/N | S. org. |
| Orizzonti                | cm       | H <sub>2</sub> O |     | g/kg    | Orizzonti                | cm     | H <sub>2</sub> O   |     | g/kg    |
| OH                       | 1-7      | 3,4              | 20  | 577,54  | OH                       | 1,5-2  | 3,1                | 24  | 758,56  |
| A                        | 7-16     | 4,1              | 21  | 187,92  | A                        | 2-5    | 3,46               | 19  | 194,81  |
| AB                       | 16-54    | 4,4              | 17  | 77,58   | AB1                      | 5-18   | 4,02               | 18  | 170,68  |
| Bw                       | 54-158   | 4,8              | 19  | 67,24   | AB2                      | 18-21  | 4,17               | 20  | 137,92  |
|                          |          |                  |     |         | B                        | 21-28  | 4,15               | 22  | 74,13   |
|                          |          |                  |     |         | Bs                       | 28-50  | 4,26               | 22  | 70,68   |
|                          |          |                  |     |         | Bs2                      | 50-87  | 4,97               | 21  | 86,20   |

Abbreviazioni: Prof.= profondità; S.org.= Sostanza organica g/kg.

## Conclusioni

Si sono studiati suoli, humus e vegetazione secondo un approccio genetico-evolutivo al fine di una migliore comprensione delle dinamiche forestali.

Si è dimostrato come le forme di humus forniscano importanti informazioni sulla variazione superficiale dei nutrienti nella foresta, sulla pregressa storia del suolo (in particolare sulle modificazioni degli orizzonti superficiali e non) e sulla colonizzazione della vegetazione.

Nella situazione esaminata, la dominanza del processo pedogenetico e la presenza delle forme di humus sono determinate dalla presenza/assenza di vegetazione erbacea e dal grado di copertura degli strati arboreo e arbustivo. L'humus crea un microambiente favorevole ad una pedofauna specifica che contribuisce, assieme al processo chimico (grande influenza è quella degli acidi resinici dell'orizzonte OL costituito dagli aghi delle conifere), alla trasformazione degli orizzonti (con caratteristici colori e struttura) e quindi al processo pedogenetico. Si ritiene che gli orizzonti riconosciuti in campagna come AB, o BA, Bw/A segnalino cambiamenti a livello di processo pedogenetico: A biostrutturati e Bw/A più frequenti in zone con prevalenza di brunificazione; A di giustapposizione e AB più frequenti nel dominio della podzolizzazione. Le indagini hanno evidenziato come nel tempo, con il crescere del popolamento forestale, aumentino sia il contenuto di sostanza organica sia il grado di acidità dei suoli.

Si è notato come la podzolizzazione possa risultare prioritaria nella fase di dinamica forestale intermedia, con humus a Dysmoder, e nella fase di rinnovazione e di apertura di rinnovazione, con humus a Amphimull e Oligomull. In tali casi la copertura di conifere con densità elevata spinge il processo di podzolizzazione, orientando

anche la forma di humus. La podzolizzazione conduce alla mobilitazione di numerose sostanze minerali dall'orizzonte A e alla rideposizione di tali sostanze nell'orizzonte B.

L'intercomunicazione tra orizzonte organico e organo-minerale è attuata soprattutto dalla pedofauna, la quale, oltre ad accelerare la degradazione fisica, svolge un ruolo di fondamentale importanza in quanto assicura la mineralizzazione della sostanza organica rendendola disponibile. In ambiente di pecceta predominano enchitreidi rispetto a lombrichi e quindi l'incorporazione della sostanza organica con quella minerale è limitata. E' risultato infatti che i suoli sotto alberi più vecchi possiedono uno spessore di A minore rispetto a quelli nelle altre fasi di crescita, in accordo con altri studi (Black e Harden, 1995).

### Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del Progetto di Ricerca "DINAMUS. Forme di humus e dinamica del bosco", diretto dal Centro di Ecologia Alpina del Monte Bondone (TN) e finanziato dal Fondo per i Progetti di Ricerca della Provincia Autonoma di Trento con delibera n. 437 dd. 08/03/2002".

Si ringraziano Matteo Girardi e Mirco Tomasi del laboratorio di analisi del Centro di Ecologia Alpina del Monte Bondone (TN) che hanno eseguito le analisi fisico-chimiche degli humus e dei profili pedologici.

Si ringraziano la Dott.ssa Sylvaine Camaret del Laboratoire d'Écologie Alpine - Université de Savoie - Chambéry - per il supporto scientifico riguardante lo studio sulla vegetazione e il Prof. Franco Previtali per il supporto scientifico.

### Bibliografia

- AFES-INRA (Association Française pour l'Étude du Sol) (Institut National de la Recherche Agronomique), 1998. A sound reference base for soils. The "Référentiel Pédologique". Translation by J.M. Hodgson, N.R. Eskenazi and D. Baize. Paris, pp 322.
- BLACK T.A., HARDEN J.W., 1995. Effect of timber harvest on soil carbon storage at Blodgett Experimental Forest. *Can. J. Res.*, Vol 25, pp. 1385-1396.
- BRÉTHES A., BRUN J.J., JABIOL B., PONGE J. F., TOUTAIN F., 1995. Classification of forest humus forms : a French proposal. *Ann. Sci. For.*, 52 : 535-546.
- CANADA SOIL SURVEY COMMITTEE, 1978. The Canadian system of soil classification. *Can. Dep. Agric., Supply and Services Canada, Ottawa, Ont. Publ.* 1646, pp. 164.
- CEA-Centro di Ecologia Alpina-, International meeting on Forms and reforms of Humus, 7-11 luglio 2003, Monte Bondone, TN (online) consultabile su <http://humusresearchgroup.grenoble.cemagref.fr> (verificato il 13.12.2004).
- FAO, ISRIC & ISSS, 1998. World Reference Base for Soil Resources. *World Soil Resources Report 84*, FAO, Rome, pp.90.
- GILLET F., 2000. La phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique. Documents du Laboratoire d'écologie végétale et de phytosociologie. Institut de Botanique, Université De Neuchâtel.
- GILLET F., GALLANDAT J-D., 1996. Integrated synusial phytosociology: some notes on a new, multiscalar approach to vegetation analysis. *Journal of Vegetation Science*, 7, 1: 13-18.
- GREEN R.N., TROWBRIDGE R. L., KLINKA K., 1993. Towards a taxonomic classification of Humus forms. *Society of American Foresters, Forest Science-Monograph 29*, vol. 39 n.1, pp. 50.
- HARTMANN F., 1970. Gli humus forestali. Padova, CEDAM, pp. 284.
- JABIOL B., BRÉTHES 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.
- JABIOL B., ZANELLA A., ENGLISH M., HAGER H., KATZENSTEINER K., WALL R. W. DE, 2004. Towards an European Classification of Humus Forms, (online) consultabile su [http://kuk.uni-freiburg.de/hosted/eurosoil2004/full\\_papers/id372\\_Jabiol\\_full.pdf](http://kuk.uni-freiburg.de/hosted/eurosoil2004/full_papers/id372_Jabiol_full.pdf) (verificato il 13.12.2004).
- KLINKA K., GREEN R.N., TROWBRIDGE R.L., LOWE L.E., 1981. Taxonomic classification of Humus forms in ecosystems of British Columbia. *Can. J. Soil Sci.*, 67: 383-394.
- KUBIËNA W.L., 1955. Animal activity in soils as a decisive factor in establishment of humus forms. In: D. Keith McE. Kevan (ed.), D.K. McE, *Soil zoology*. Butterworths, London, pp. 73-82.
- M.I.P.A.F. - MINISTERO DELLE RISORSE AGRICOLE ALIMENTARI E FORESTALI, 2000. Metodi ufficiali d'analisi chimica del suolo. Milano, Franco Angeli.
- MÜLLER P.E., 1887. Recherches sur les formes naturelles de l'humus et leur influence sur la végétation et le sol. *Ann. Sci. Agron. Fr. Etrang.*, 6: 85-423.
- ODASSO M., 2002. Tipi forestali del Trentino, Report n° 25. Centro di Ecologia Alpina, pp.192.
- PERCICH, 1998. Programma ST4 pedoclima i.3 xls (non pubblicato).
- SANESI G., 1977. Guida alla descrizione del suolo. CNR, n° 11, Firenze, pp. 157.
- SBOARINA C., CESCATTI A., 2004. Il clima del Trentino. Distribuzione spaziale delle principali variabili climatiche. Report n° 33. Centro di Ecologia Alpina, pp. 20.
- SOIL SURVEY STAFF, 1994. Munsell soil color charts revised legend, U.S. Department of Agriculture, Macbeth Division of Kollmorgen Instruments Corporation, NY. Munsel products, Macbeth color & Photometry Division of Kollmorgen corporation Baltimore, Maryland 21218; 1973 Edition.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. US Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington DC, pp. 869.
- VAN DELFT B., 2004. Humusvormen. Beschrijving en classificatie van humusprofielen voor ecologische toepassingem. Altterra, Wageningen, Nederland, pp. 91.
- ZANELLA A., TOMASI M., DE SIENA C., FRIZZERA L., JABIOL B., NICOLINI G., 2001. Humus forestali. Manuale di ecologia per il riconoscimento e l'interpretazione. Applicazione alle faggete. Centro di Ecologia Alpina, Trento, pp. 321.

# IMPIEGO DELLA CROMATOGRAFIA LIQUIDA AD ELEVATE PRESTAZIONI A FASI INVERSE (RP-HPLC) NELLA CARATTERIZZAZIONE E LO STUDIO DELLA SOSTANZA ORGANICA DEL SUOLO

Stefano Grego<sup>1</sup>, Katia Liburdi<sup>1</sup>, Sara Marinari<sup>1</sup>, Simone Sgrulletti<sup>2</sup>, Danilo Corradini<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica dell'Università degli Studi della Tuscia, Via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo

<sup>2</sup> Istituto di Metodologie Chimiche del CNR, Area della Ricerca di Roma 1

Via Salaria km 29,300, Montelibretti, C.P. 10, 00016 Monterotondo Stazione (Roma); e-mail: danilo.corradini@imc.cnr.it

## Riassunto

Sono riportati i risultati di uno studio intrapreso per valutare l'impiego della cromatografia liquida ad elevate prestazioni a fasi inverse (RP-HPLC) per la caratterizzazione della sostanza organica del suolo in base alla polarità dei composti organici che la costituiscono. Lo studio è stato eseguito procedendo all'estrazione della sostanza organica del suolo in apparecchio di Soxhlet mediante quattro cicli di estrazione con altrettanti solventi organici utilizzati in successione. Il campione estratto da ciascun solvente è stato portato a secco in rotavapor alla temperatura di 40°C e ripreso con il solvente di estrazione, aggiunto nella misura richiesta per avere campioni di concentrazione di 15 - 18 mg/mL. I campioni così preparati sono stati separati nei loro componenti mediante RP-HPLC, utilizzando una colonna Supelcosil LC-ABZ eluita mediante gradiente crescente di acetonitrile in acqua. La rivelazione dei campioni è stata eseguita a 254 nm utilizzando un rivelatore a serie di fotodiodi. Lo studio evidenzia la possibilità di produrre profili cromatografici altamente ripetibili e correlabili alla polarità del solvente organico impiegato per l'estrazione della sostanza organica in apparecchio di Soxhlet.

**Parole chiave:** sostanza organica, suolo, RP-HPLC, profilo cromatografico, idrofobicità.

## Abstract

This paper reports the results of a study carried out to evaluate the employment of reversed phase high performance liquid chromatography (RP-HPLC) for characterizing soil organic matter on the basis of polarity of its constituting organic compounds. Such approach comprises the selective extraction of soil organic matter by a Soxhlet extractor using organic solvents of different polarity and the subsequent separation of each extract by RP-HPLC. Each soil sample is subjected to four cycles of extraction with organic solvents of increasing polarity. Samples extracted by each solvents have been dried in a rotavapor unit at 40°C and then dissolved in the proper volume of extraction solvent to obtaining sample solutions of concentration ranging from 15.0 to 18.0 mg/mL. Each sample has been separated by RP-HPLC using a Supelcosil LC-ABZ column, which has been eluted by a linear acetonitrile gradient in water. The study has evidenced the possibility of producing highly repeatable chromatographic profiles, which are correlated to the polarity of organic solvents employed for the extracting the organic matter in the Soxhlet extractor.

**Keywords:** soil organic matter, RP-HPLC, fingerprinting, hydrophobicity.

## Introduzione

La sostanza organica del suolo è costituita da una varietà di componenti comprendenti composti sintetizzati o trasformati dagli organismi del suolo responsabili del processo di umificazione. Dal punto di vista chimico questi composti annoverano praticamente tutte le sostanze di interesse biologico quali, proteine, polisaccaridi, polifenoli, acidi policarbossilici, ecc. La varietà e complessità della composizione della sostanza organica del suolo rende pertanto particolarmente difficoltosa la sua caratterizzazione e lo studio delle dinamiche di trasformazione a cui partecipa. A tale scopo sono utilizzate diverse metodologie investigative, principalmente rivolte allo studio delle sostanze umiche, tra le quali alcune tecniche separative quali l'isoelettrofocalizzazione (Dell'Abate *et al.*, 2002), l'elettroforesi capillare (Rigol *et al.*, 1996) e la cromatografia liquida ad elevate prestazioni (HPLC) (Saleh *et al.*, 1989). Quest'ultima tecnica separativa è stata applicata sia per la determinazione dei costituenti la sostanza organica del suolo e dell'acqua riconducibili a ben definiti composti chimici (Jahnel e Frimmel, 1996), sia per la valutazione dell'idrofobicità della sostanza organica idrosolubile (Abbt-Braune Frimmel, 1999; Egeberg e Albert, 2002).

Lo studio da noi intrapreso è inteso a valutare l'impiego della cromatografia liquida ad elevate prestazioni a fasi inverse (RP-HPLC) per caratterizzare la sostanza organica del suolo in base alla polarità dei composti organici che la costituiscono. La RP-HPLC è una tecnica separativa analitica fondata sulle interazioni selettive che molecole di diversa polarità stabiliscono con fasi stazionarie idrofobe chimicamente legate ad un supporto rigido, generalmen-



te costituito da microsferi di silice del diametro di 3 - 7  $\mu\text{m}$  (Horváth *et al.*, 1976). L'intensità di queste interazioni è regolata dall'opportuna selezione della composizione della fase mobile eluente, solitamente costituita da una miscela di solventi di diversa polarità dei quali il più polare è generalmente acqua e il meno polare un solvente organico miscibile con l'acqua.

Lo studio valuta la possibilità di identificare profili cromatografici che possano risultare caratteristici di un determinato suolo, tali da costituire una sorta di impronta digitale (fingerprint) della sostanza organica in esso presente. I dati sperimentali discussi sono riferiti a diversi campioni di suolo prelevati dallo stesso sito coltivato in regime di agricoltura biologica.

### **Materiali e metodi**

Lo studio è stato svolto su campioni di suolo prelevati secondo la tecnica side by side (Gerhardt, 1997) ad una profondità di 5,0 - 25 cm dallo stesso sito coltivato in regime di agricoltura biologica con condizioni di umidità del terreno comprese tra 14 e 18%. Il suolo è stato essiccato e sottoposto a setacciatura impiegando un setaccio con maglie di 2 mm di larghezza. Campioni di 82,0 grammi di suolo sono stati sottoposti a quattro successivi cicli di estrazione in apparecchio di Soxhlet con esano, diclorometano, acetato di etile e metanolo, utilizzati nell'ordine crescente di polarità. Ciascuna estrazione è stata protratta per 7 ore utilizzando 200 mL di solvente. Il campione estratto da ciascun solvente è stato portato a secco in rotavapor alla temperatura di 40°C e ripreso con il solvente di estrazione, aggiunto nella misura richiesta per avere campioni di concentrazione di 15 - 18 mg/mL. Questi sono stati sottoposti a RP-HPLC utilizzando una colonna Supelcosil LC-ABZ (di lunghezza, 250 mm; diametro interno, 4,6 mm) commercializzata dalla Supelco (Milano) e un cromatografo liquido costituito da una pompa binaria programmabile Modello Serie 250 (Perkin Elmer, Milano); unità per la pressurizzazione con elio dei contenitori della fase mobile Modello DGU-14, della Perkin Elmer; valvola di campionamento Rheodyne (Cotati, USA) per volumi di 50  $\mu\text{L}$  Modello 7125; rivelatore spettrofotometrico a serie di fotodiodi Modello SPD-M10A (Shimadzu, Milano), gestito da microprocessore e unità LC-Workstation System Modello Class-LC10, anche questo della Shimadzu. La separazione cromatografica è stata eseguita utilizzando una colonna a fasi inverse equilibrata in acqua ed eluita mediante gradiente crescente della concentrazione di solvente organico nella fase mobile, costituita da una miscela binaria di acqua e acetonitrile, la cui composizione è stata variata linearmente dal 100% di acqua al 100% di acetonitrile in 40 minuti. L'eluizione a gradiente è stato preceduta da 5 minuti di eluizione isocratica con acqua e seguita da 15 minuti di eluizione isocratica con acetonitrile.

### **Risultati e discussione**

Alle condizioni sperimentali descritte è possibile porre in relazione la ritenzione cromatografica dei componenti la sostanza organica del suolo estratti da ciascuno dei solvente organici citati con le interazioni idrofobiche che i diversi composti presenti nel campione possono selettivamente stabilire con il supporto cromatografico apolare durante il procedere del gradiente (Horváth, 1977). Maggiore è l'idrofobicità di ciascun componente il campione, più alta è la concentrazione di acetonitrile nella fase mobile necessaria per attenuarne le interazioni idrofobiche con il supporto cromatografico e consentirne l'eluizione che, conseguentemente, avviene a tempi di ritenzione maggiori (Verbruggen *et al.*, 1999). Dal tempo di ritenzione è possibile risalire al corrispondente valore della concentrazione di solvente organico nella fase mobile con la quale è alimentata la colonna tramite il prodotto  $t_r \times \Delta\phi$ , ove  $\Delta\phi$  è la variazione percentuale del volume di solvente organico nella fase mobile per unità di tempo. Per quanto esposto, la concentrazione di solvente organico nella fase mobile raggiunta durante lo sviluppo del gradiente lineare in corrispondenza del tempo di ritenzione di un determinato analita è stata utilizzata per stimare l'idrofobicità del composto in questione.

I dati riportati in Tabella 1 dimostrano l'elevata ripetibilità dei tempi di ritenzione in RP-HPLC relativi alla separazione dei componenti più abbondanti la sostanza organica estratta con esano da tre diversi campioni di suolo prelevati dallo stesso sito coltivato in regime di agricoltura biologica. Valori analoghi di ripetibilità dei tempi di ritenzione sono stati ottenuti anche dalle separazioni RP-HPLC di campioni estratti con diclorometano e acetato di etile.

Il cromatogramma riportato in Figura 1 mostra la separazione mediante RP-HPLC dei componenti la sostanza organica di un suolo estratta in apparecchio di Soxhlet con esano. Si nota che la quasi totalità dei picchi cromatografici ha tempi di ritenzione compresi tra 25 e 55 minuti. Questo intervallo di tempo comprende il segmento di gradiente lineare durante il quale la concentrazione di acetonitrile nella fase mobile assume il valore del 50% (v/v) al tempo 25 minuti e aumenta linearmente fino a raggiungere il valore del 100% (v/v) al 45 minuto. Dal tempo 45 al tempo 55 minuti la colonna è alimentata con la fase mobile costituita unicamente da acetonitrile. Il cromatogramma mostra che il numero maggiore dei componenti la sostanza organica estratta con esano eluisce durante lo sviluppo del gradiente dal 50 al 100% (v/v) di acetonitrile e i restanti componenti la sostanza organica eluiscono con la fase mo-

bile costituita unicamente da acetonitrile. Questa analisi qualitativa del profilo cromatografico è in linea con l'aspettativa del carattere apolare (idrofobo) della sostanza organica estratta con un solvente apolare come l'esano che, infatti, risulta essere costituita da composti fortemente ritenuti dalla colonna cromatografica a fasi inverse, i quali richiedono una elevata concentrazione di acetonitrile per essere eluiti.

Tabella 1. Ripetibilità dei tempi di ritenzione ( $t_r$ ) dei componenti più abbondanti la sostanza organica estratta con esano in tre diversi campione di suolo prelevati dallo stesso sito coltivato in regime di agricoltura biologica

| Suolo 1 | $t_r$ (minuti) |         | $t_r$ (minuti)<br>Medio | DS<br>(min) | CV<br>(%) |
|---------|----------------|---------|-------------------------|-------------|-----------|
|         | Suolo 2        | Suolo 3 |                         |             |           |
| 29.3    | 28.7           | 28.7    | 28.9                    | 0.3         | 1.0       |
| 36.5    | 35.7           | 36.2    | 36.1                    | 0.3         | 0.9       |
| 39.5    | 39.3           | 39.3    | 39.4                    | 0.1         | 0.3       |
| 40.6    | 40.5           | 40.4    | 40.5                    | 0.1         | 0.2       |
| 41.0    | 41.1           | 41.0    | 41.0                    | 0.0         | 0.0       |
| 41.8    | 41.9           | 42.0    | 41.9                    | 0.1         | 0.2       |
| 43.0    | 43.0           | 43.0    | 43.0                    | 0.0         | 0.1       |
| 44.8    | 44.8           | 44.9    | 44.8                    | 0.1         | 0.1       |
| 52.3    | 52.2           | 52.1    | 52.2                    | 0.1         | 0.1       |

(DS, deviazione standard; CV, coefficiente di variazione)

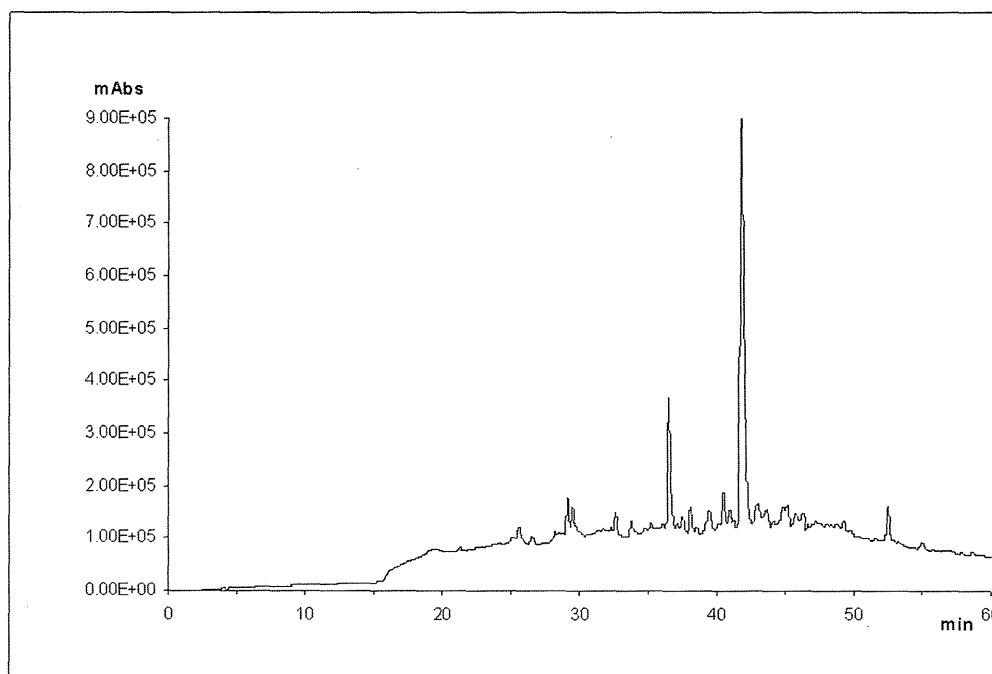


Figura 1. Separazione dei componenti la sostanza organica del suolo estratta con esano. Colonna, profilo del gradiente e le altre condizioni sperimentali sono riportate in Materiali e Metodi

Tale osservazione è suffragata dalla constatazione che il picco che eluisce con il tempo di ritenzione di 41,9 minuti, al quale corrisponde la concentrazione di 92,2% di acetonitrile, ha un'area corrispondente al 56,2% dell'area totale dei picchi rivelati, dei quali solo quelli riportati in Tabella 1 hanno un valore dell'area percentuale uguale o superiore al 2% dell'area totale dei picchi rivelati. Poiché l'area del picco è proporzionale alla quantità di campione rivelato, tale osservazione avvalorla la presenza predominante di molecole con elevato carattere idrofobo tra i componenti la sostanza organica del suolo estratta con esano, pur nella consapevolezza che tale valutazione è basata sull'approssimazione di ritenere confrontabile il valore dei coefficienti di estinzione dei diversi composti estratti dal suolo con esano alla lunghezza d'onda di rivelazione dei picchi (254 nm). I valori dell'area percentuale corrispondenti al 2,0 e al 5,0% dell'area complessiva dei picchi rivelati sono stati arbitrariamente assunti come valori limite dell'area percentuale per distinguere i componenti più abbondanti, i cui picchi hanno area percentuale superiore al 5,0% dell'area complessiva, dai componenti meno abbondanti con area dei picchi compresa tra il 5,0 e il 2,0% dell'area complessiva dei picchi rivelati, mentre i picchi con area percentuale inferiore al 2,0 sono stati ritenuti trascurabili ai fini

della valutazione dell'abbondanza dei diversi componenti la sostanza organica separati mediante RP-HPLC. Queste valutazioni di ordine quantitativo indicano, nonostante le approssimazioni accennate, che l'esano estrae componenti apolari della sostanza organica, eluiti in RP-HPLC con una concentrazione di acetonitrile nella fase mobile superiore al 50% (v/v) e principalmente rappresentati da due picchi, uno corrispondente a oltre il 50% e l'altro a circa il 7% della quantità degli altri componenti la sostanza organica estratta dall'esano.

Il cromatogramma riportato in Figura 2 mostra che la maggior parte dei componenti la sostanza organica del suolo estratta con diclorometano, successivamente all'estrazione condotta con esano, eluiscono durante lo sviluppo del gradiente di concentrazione di acetonitrile nella fase mobile dal 50 al 100% (v/v) e nel successivo periodo in cui la fase mobile è costituita da 100% acetonitrile, analogamente a quanto osservato per i campioni estratti con esano. Tuttavia si osserva che a differenza di quanto riscontrato per i componenti la sostanza organica estratta con esano, i componenti la sostanza organica estratta con diclorometano sono risolti in 4 picchi di area percentuale comparabile, compresa tra il 5,0 e il 10,0% dell'area complessiva dei picchi rivelati e in altri 13 picchi con area percentuale compresa tra il 2,0 e il 5,0% dell'area totale dei picchi rivelati.

I quattro picchi relativi ai componenti più abbondanti, ovvero aventi area percentuale compresa tra il 5,0 e il 10,0% dell'area complessiva dei picchi rivelati, eluiscono con tempi di ritenzione di 27,3, 34,1, 36,2 e 41,4 minuti, ai quali corrispondono concentrazioni di acetonitrile nella fase mobile con la quale è alimentata la colonna comprese tra 55,8 e 91,0% (v/v). Questi valori sono inferiori al contenuto di acetonitrile della fase mobile (92,2%) corrispondente al tempo di ritenzione del picco più abbondante riportato nella separazione dei componenti la sostanza organica estratta con esano, la cui area percentuale corrisponde al 56,2% dell'area complessiva dei picchi rivelati. I picchi con area percentuale superiore al 5,0% dell'area totale dei picchi rivelati sono eluiti in corrispondenza di due distinti intervalli di concentrazione di acetonitrile nella fase mobile: uno corrispondente al 55,8% e l'altro compreso tra 72,8 e il 91,9% (v/v).

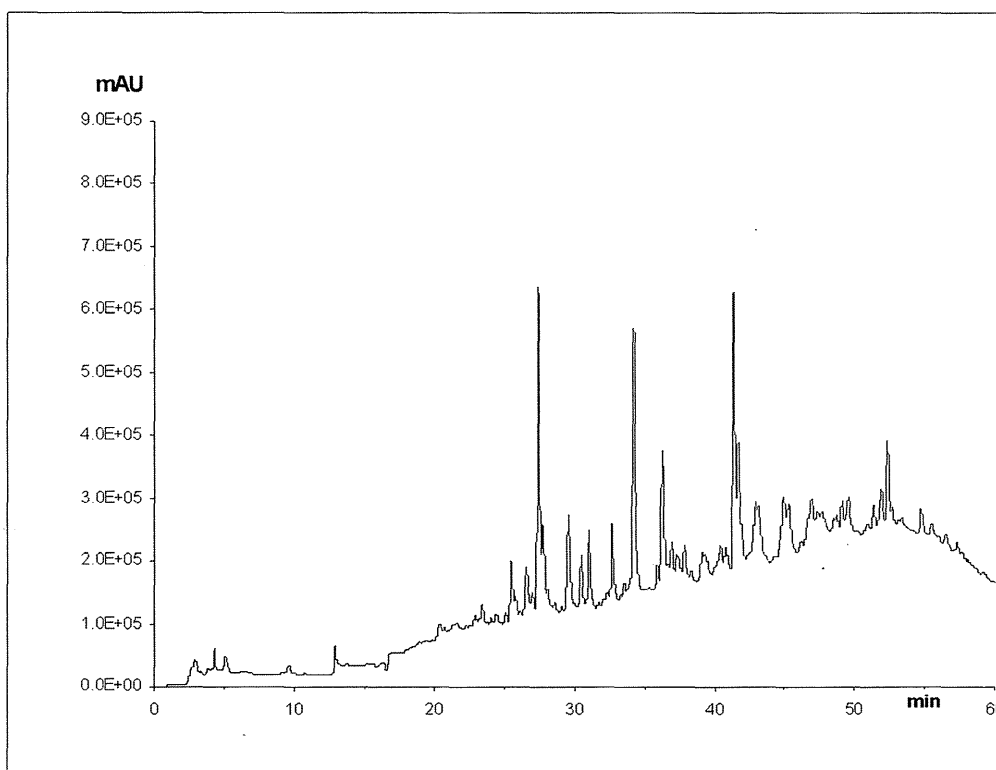


Figura 2. Separazione dei componenti la sostanza organica del suolo estratta con diclorometano. Colonna, profilo del gradiente e le altre condizioni sperimentali sono riportate in Materiali e Metodi

Pertanto, questo profilo cromatografico risulta essere più articolato di quello prodotto dalla separazione dei componenti la sostanza organica estratta con esano, dal quale si differenzia sostanzialmente per la presenza di più di un picco con area percentuale sensibilmente superiore a quella degli altri picchi rivelati, oltre che per il maggior numero di picchi complessivamente riportati. Dai valore dei tempi di ritenzione dei picchi si può osservare che i componenti più abbondanti della sostanza organica estratta con il solvente più polare (il diclorometano) appaiono essere meno idrofobici (più polari) del componente più abbondante della sostanza organica estratta con esano, il quale eluisce in corrispondenza di una concentrazione di acetonitrile nella fase mobile superiore (92,2%) a quella relativa al

tempo di ritenzione dei picchi più abbondanti rivelati nel campione estratto con diclorometano, il cui valore è compreso tra il 55,8 e il 91,8% (v/v).

Il cromatogramma di Figura 3 riporta la separazione in RP-HPLC dei componenti la sostanza organica estratta con acetato di etile dal campione di suolo precedentemente sottoposto al ciclo di estrazioni condotte in successione con esano e diclorometano, nell'ordine. È evidente la presenza di componenti la sostanza organica di natura moderatamente idrofobica che eluiscono entro i primi 30 minuti, in cui la concentrazione massima di acetonitrile nella fase mobile è del 62,5%. Il più abbondante di questi picchi, con area corrispondente al 17,5% dell'area totale dei picchi rivelati, ha tempo di ritenzione di 5,0 minuti ed è quindi eluito durante la fase iniziale della corsa cromatografica che precede il gradiente di concentrazione di acetonitrile in cui la colonna è alimentata in condizioni isocratiche con la fase mobile costituita da 100% acqua. Ciò indica la scarsa idrofobicità della frazione più abbondante della sostanza organica estratta con acetato di etile. Altri due picchi con area percentuale corrispondente al 12,8 e al 12,4% dell'area totale dei picchi rivelati eluiscono con tempi di ritenzione, rispettivamente, di 8,6 e 19,1 minuti, ai quali corrispondono concentrazioni di acetonitrile nella fase mobile con la quale è alimentata la colonna di 9,0%, per il primo, e 35,3% per il secondo.

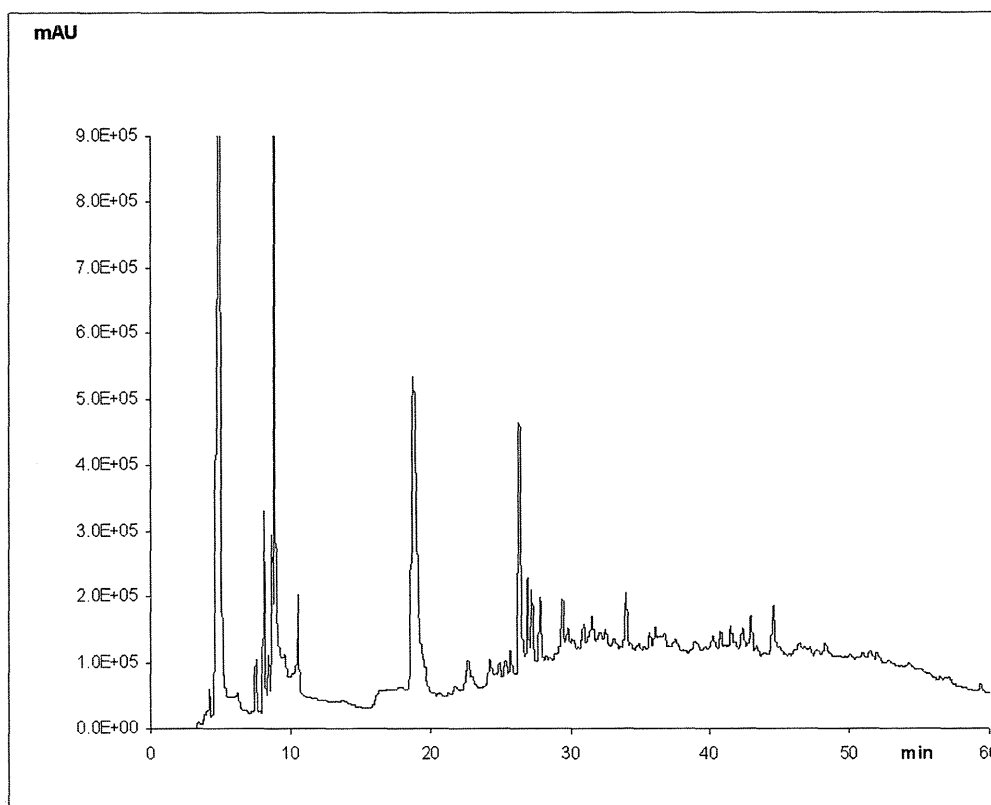


Figura 3. Separazione dei componenti la sostanza organica del suolo estratta con acetato di etile. Colonna, profilo del gradiente e le altre condizioni sperimentali sono riportate in Materiali e Metodi

Il cromatogramma di Figura 4 mostra la separazione RP-HPLC dei componenti la sostanza organica estratta con metanolo, successivamente ai cicli di estrazione con esano, diclorometano ed etile acetato. L'analisi del cromatogramma di Figura 4 e dei dati riportati in Tabella 2 evidenziano che ben due dei sette picchi con area percentuale superiore al 5% dell'area totale dei picchi rivelati eluiscono durante lo stadio iniziale del programma di eluizione in cui la separazione avviene in condizioni isocratiche con la fase mobile costituita unicamente da acqua. Ciò indica la presenza di composti polari la cui abbondanza, valutata in base al computo dell'area percentuale di questi due picchi, può essere stimata dell'ordine di circa il 15% del totale dei costituenti la sostanza organica estratta dal metanolo. Gli altri cinque picchi più abbondanti eluiscono comunque entro la fase iniziale di sviluppo del gradiente, con tempi di ritenzione a cui corrispondono concentrazioni di acetonitrile variabili tra 8,0 e 32,8%, evidenziando la natura scarsamente idrofobica anche dei costituenti la sostanza organica estratta con metanolo che eluiscono durante lo sviluppo del gradiente. Da rilevare che la somma complessiva dell'area percentuale di questi sette picchi più abbondanti corrisponde al 68,9% dell'area totale dei picchi rilevati. Conseguentemente, l'analisi cromatografica evidenzia l'assenza della componente più idrofobica della sostanza organica, manifestamente estratta con i precedenti cicli in apparecchio di Soxhlet in cui sono stati utilizzati i solventi meno polari.

Tabella 2. Area percentuale dei picchi più abbondanti rivelati a 254 nm nella separazione RP-HPLC dei campioni di suolo estratti in successione in apparecchio di Soxhlet con solventi organici di diversa polarità

| Esano       |        | Diclorometano |        | Acetato di etile |        | Metanolo    |        |
|-------------|--------|---------------|--------|------------------|--------|-------------|--------|
| tr (minuti) | Area % | tr (minuti)   | Area % | tr (minuti)      | Area % | tr (minuti) | Area % |
| 28,9        | 2,0    | 24,3          | 2,2    | 5,0              | 17,5   | 3,3         | 5,6    |
| 36,1        | 6,9    | 25,4          | 2,5    | 8,1              | 2,4    | 3,4         | 9,3    |
| 39,4        | 2,9    | 26,5          | 2,9    | 8,6              | 12,8   | 8,2         | 9,5    |
| 40,5        | 3,0    | 27,3          | 9,6    | 10,4             | 2,3    | 12,0        | 11,7   |
| 41,0        | 2,0    | 27,7          | 3,8    | 19,1             | 12,4   | 16,9        | 5,6    |
| 41,9        | 56,2   | 29,5          | 4,1    | 26,5             | 5,7    | 17,5        | 10,6   |
| 43,0        | 2,0    | 30,4          | 2,1    | 27,3             | 2,1    | 18,1        | 16,6   |
| 44,8        | 2,0    | 31,0          | 2,8    | 27,9             | 2,9    | 19,0        | 2,5    |
| 52,2        | 3,3    | 32,6          | 2,9    | 29,4             | 4,5    | 19,5        | 3,5    |
|             |        | 34,1          | 10,2   | 29,8             | 3,3    | 21,3        | 2,9    |
|             |        | 36,2          | 5,1    | 30,8             | 2,3    | 24,6        | 3,0    |
|             |        | 41,4          | 9,2    | 32,0             | 2,1    |             |        |
|             |        | 43,0          | 3,0    | 33,8             | 2,1    |             |        |
|             |        | 43,2          | 2,4    |                  |        |             |        |
|             |        | 45,0          | 4,0    |                  |        |             |        |
|             |        | 45,3          | 2,2    |                  |        |             |        |
|             |        | 47,1          | 2,8    |                  |        |             |        |

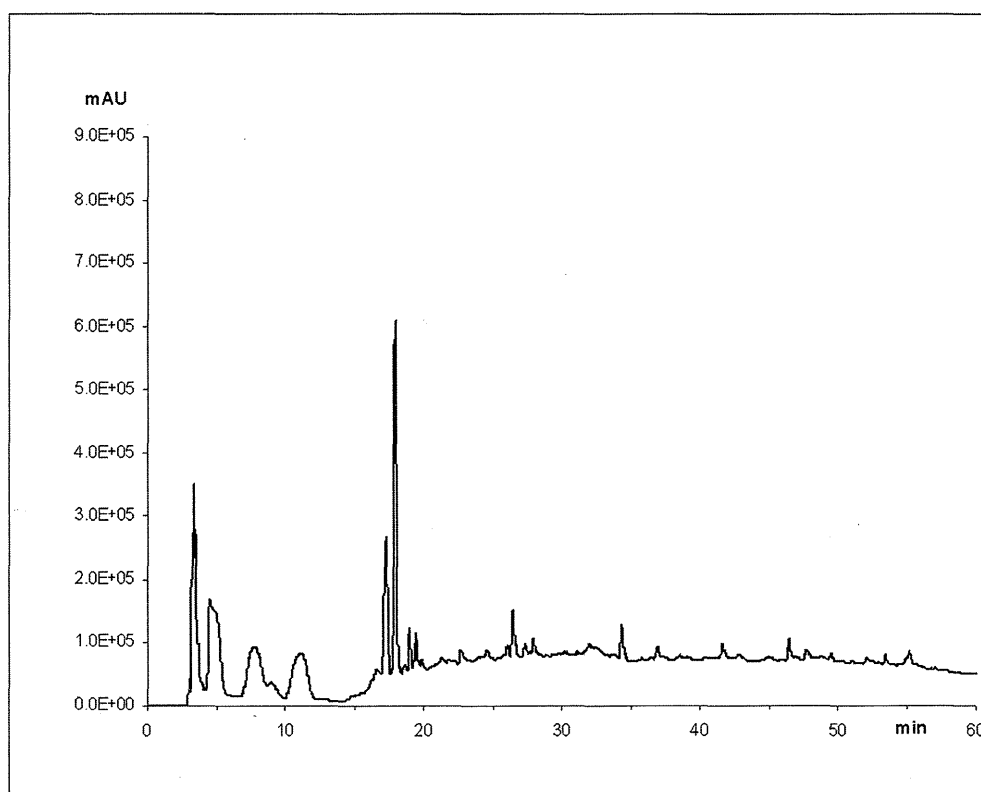


Figura 4. Separazione dei componenti la sostanza organica del suolo estratta con metanolo. Colonna, profilo del gradiente e le altre condizioni sperimentali sono riportate in Materiali e Metodi

### Conclusioni

I risultati preliminari dello studio in corso indicano che la separazione mediante RP-HPLC della sostanza organica del suolo, selettivamente estratta con solventi organici di diversa polarità, fornisce profili cromatografici ripetibili e caratteristici per i diversi estratti. L'esame dei tempi di ritenzione dei composti separati in ciascun estratto

e delle aree percentuali dei corrispondenti picchi cromatografici evidenziano, come atteso, la maggiore presenza di composti idrofobici nella sostanza organica estratta con i solventi meno polari, valutata dall'assenza di picchi con tempi di ritenzione corrispondenti a basse concentrazioni di acetonitrile nella fase mobile eluente e dalla rivelazione dei picchi più abbondanti a tempi di ritenzione più alti. Procedendo ad estrazioni successive con solventi di polarità crescente i picchi più abbondanti sono rivelati a tempi di ritenzione sempre più bassi a cui corrispondono minori valori della concentrazione di acetonitrile nella fase mobile. Quanto osservato in RP-HPLC è direttamente correlabile alla graduale diminuzione dei composti idrofobici ovviamente attesa nei campioni progressivamente estratti con solventi più polari e al concomitante progressivo incremento di quelli polari. Ciò indica la possibilità di utilizzare la combinazione dell'estrazione selettiva dei componenti la sostanza organica del suolo e la successiva separazione mediante RP-HPLC per produrre profili cromatografici che possano costituire una sorta di impronta digitale (fingerprint) della sostanza organica in esso presente.

### **Bibliografia**

- ABBT-BRAUN G., FRIMMEL F.H. (1999) Basic characterization of Norwegian NOM samples – similarities and differences. *Environ. Int.* 25: 161-180.
- DELL'ABATE M.T., BENEDETTI A., TRINCERA A., DAZZI C. (2002) Humic substances along the profile of two Typic Haploxerert. *Geoderma* 107: 281-296.
- EGEBERG P.K., ALBERTS J.J. (2002) Determination of hydrophobicity of NOM by RP-HPLC and the effect of pH and ionic strength. *Wat. Res.* 36: 4997-5004.
- GERHARDT R.A. (1997) A comparative analysis of the effects of organic and conventional farming systems on soil structure. *Biological Agriculture and Horticulture* 14: 139-157.
- HORVÁTH CS., MELANDER W.R. MOLNAR I. (1976) Solvophobic interactions in liquid chromatography with nonpolar stationary phases. *J. Chromatogr.* 125: 129-156.
- HORVÁTH CS., MELANDER W.R. (1977) Liquid chromatography with hydrocarbonaceous bonded phases; theory and practice of reversed phase chromatography. *J. Chromatogr. Sci.* 15: 393-403.
- JAHNEL J.B., FRIMMEL F.H., Detection of glucosamine in the acid hydrolysis solution of humic substances. *Fresenius J. Anal. Chem.* 354: 886-888.
- RIGOL A., LOPEZ-SANCHEZ J.F., RAURET G. (1996) Capillary zone electrophoresis of humic acids *J. Chromatogr.* 664: 301-305.
- SALEH F. Y., ONG W.A., CHANG D.Y. (1989) Structural features of aquatic fulvic acids. Analytical and preparative reversed-phase high-performance liquid chromatography separation with photodiode array detection. *Anal. Chem.* 61: 2792-2800.
- VERBRUGGEN E.M.J., KLAMER H.J.C., VILLERIUS L., BRINKMAN U.A.T., HERMENS J.L.M. (1999) Gradient elution in reversed-phase high-performance liquid chromatography for fractionation of complex mixtures of organic micropollutants according to hydrophobicity using isocratic retention parameters. *J. Chromatogr. A* 835: 19-27.



## MODIFICHE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DI RESIDUI COLTURALI DEL POMODORO TRANSGENICO (RC332)

Sara Marinari <sup>1</sup>, Katia Liburdi <sup>1</sup>, Danilo Corradini <sup>2</sup>, Stefano Grego <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica, Università degli Studi della Tuscia, via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo

<sup>2</sup> Istituto di Metodologie Chimiche del CNR Area della Ricerca di Roma, Via Salaria km 29,300, Montelibretti, C. P. 10, 00016 Roma

### Riassunto

Sono state studiate alcune proprietà chimiche dei tessuti di piante di pomodoro (*Lycopersicon esculentum* Mill.) transgenico. Tali piante sono state ottenute mediante l'inserimento del gene *gox* nel genoma, il quale conferisce alle piante una maggiore resistenza ai patogeni a seguito della reazione catalizzata dall'enzima D-glucosio ossidasi che conduce alla produzione di H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Lo scopo del lavoro è stato quello di valutare la qualità dei residui organici prodotti dalle piante transgeniche RC332 rispetto alle piante non modificate RIG, mediante l'analisi del contenuto di lignina e proteine solubili dei tessuti fogliari.

Dai risultati preliminari sullo studio della qualità della sostanza organica prodotta dal pomodoro transgenico RC332 è emerso che le proprietà dei residui organici, che maggiormente ne influenzano la biodegradabilità, sembrano essere influenzate dall'introduzione del gene *gox*. In particolare è stato osservato un maggior contenuto di lignina nei tessuti delle piante geneticamente modificate, mentre il contenuto di proteine solubili è risultato più basso. L'analisi cromatografica delle proteine solubili mediante HPLC ad esclusione molecolare (SEC) ha evidenziato un'abbondanza relativa dei due picchi principali significativamente diversa nei due tipi di piante; in particolare quelle transgeniche hanno dato un'abbondanza minore del picco relativo alle proteine di peso molecolare più basso.

**Parole chiave:** pomodoro transgenico, *gox*, lignina, proteine solubili.

### Changes in chemical composition of organic residues from transgenic tomato plant residues (RC332)

#### Abstract

Some chemical characteristics of plant residues produced by transgenic tomatoes (*Lycopersicon esculentum* Mill.) tissues have been studied. The plants were obtained by introducing *gox* gene into the plant genome; this gene expressing the glucose oxidase enzyme confers a significant increase of resistance to fungal and bacterial pathogens by producing H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. The aim of this research was to compare wild type (RIG) and transgenic (RC332) plants residues quality. The lignin and the soluble proteins contents of residues were analyzed. The preliminary results showed that the presence of *gox* gene affect the chemical characteristics of leaves. In transgenic plants tissues a major content of lignin have been observed, although the quantity of soluble proteins were lower. The high performance liquid chromatographic analyses using size-exclusion HPLC (SEC), showed two main different pick's abundance of soluble proteins. The RC332 plants have a minor relative abundance of pick corresponding at the lower molecular weight proteins.

**Keywords:** tomato, transgenic, *gox*, lignin, soluble protein.

#### Introduzione

L'inserimento di nuovi geni nelle piante genera preoccupazioni di carattere ambientale. Recenti studi hanno messo in evidenza che facilmente i geni si trasmettono orizzontalmente attraverso dei meccanismi ancora non del tutto noti (Miller, 1998). Inoltre, tossine anti-insetto introdotte in una pianta potrebbero persistere a lungo nel terreno con rischi non ancora prevedibili (Escher *et al.*, 2000), causando, per esempio, una variazione della popolazione microbica nel terreno e, più in generale, potrebbero mettere a rischio la biodiversità comportando cambiamenti nei rapporti tra le specie (Donegan *et al.*, 1997). Altri aspetti relativi all'approfondimento delle proprietà chimiche della sostanza organica prodotta dai residui colturali delle piante geneticamente modificate sono stati recentemente studiati da alcuni autori (Marinari *et al.*, 2004; Hopkins *et al.*, 2001).

In un suolo la qualità e la quantità della sostanza organica sono fortemente influenzate dalla tipologia della flora microbica presente (De Fede *et al.*, 2001); l'attività e il metabolismo di queste comunità microbiche sono fortemente influenzate dalla qualità dei residui vegetali aggiunti al suolo. Loreau *et al.* (2001) hanno riportato che piccole variazioni della struttura e funzionalità della comunità microbica, causano sensibili cambiamenti del tasso di mineralizzazione della sostanza organica nel suolo, influenzando il flusso di elementi nutritivi nell'ecosistema.

Tra le caratteristiche chimiche dei residui colturali, quelle che maggiormente influenzano i processi biodegradativi della sostanza organica sono: il contenuto di azoto, il contenuto di lignina (Harper & Linch, 1981) e il rap-

porto lignina/N (Laishram e Yavada, 1988).

Piante di pomodoro modificate per il gene *gox* (gene che catalizza la produzione di  $H_2O_2$ ) presentano un più basso quantitativo di proteine solubili rispetto a quelle non modificate (Castagnoli *et al.*, 2003).

Lo scopo di questa ricerca è stato verificare alcune caratteristiche chimiche dei residui colturali di piante transgeniche che possono indirettamente influenzarne il tasso di decomposizione.

### Materiali e metodi

E' stato analizzato il materiale vegetale prodotto da piante di pomodoro (*L. esculentum* Mill., cv. Riogrande) appartenenti a due linee isogeniche: piante "wild-type" (RIG), e piante transgeniche prodotte mediante l'introduzione del gene *gox* (RC332). Da ciascuna linea genica sono stati prelevati tre campioni di foglie e 3 campioni di fusto all'altezza del 5° nodo, rispettivamente dopo 60 e 90 giorni dalla semina. Sul materiale fresco sono stati determinati i contenuti di proteine solubili e di lignina.

Le proteine solubili, estratte mediante una soluzione tampone a pH 7, sono state quantificate utilizzando il metodo Bradford (1976). Lo stesso estratto è stato utilizzato per l'analisi cromatografica ad esclusione molecolare (SEC), eseguita con HPLC Beckman (Fullerton, CA, USA) modello "342 liquid chromatograph" con colonna TSK (Bio-Rad, Richmond, CA, USA) G2000 (300 x 4.6 mm I.D.). I campioni sono stati eluiti utilizzando un flusso pari a 10 ml/min. di una soluzione 100 mM di tampone fosfato a pH 7. A seguito dell'analisi cromatografica sono stati calcolati i rapporti (P30/P55) tra le aree dei picchi con tempi di eluizione di 30' e 50'.

Il quantitativo di lignina è stato determinato utilizzando la tecnica riportata da Bruce and West (1989).

### Risultati e discussione

La caratterizzazione chimica del materiale vegetale ha fornito risultati interessanti: a 30 giorni dalla semina il contenuto di lignina nelle foglie e nel fusto è risultato significativamente più alto nelle piante modificate RC332 per il gene *gox* (Fig. 1); lo stesso andamento si è verificato nel materiale prelevato dopo 60 giorni dalla semina (Fig. 2).

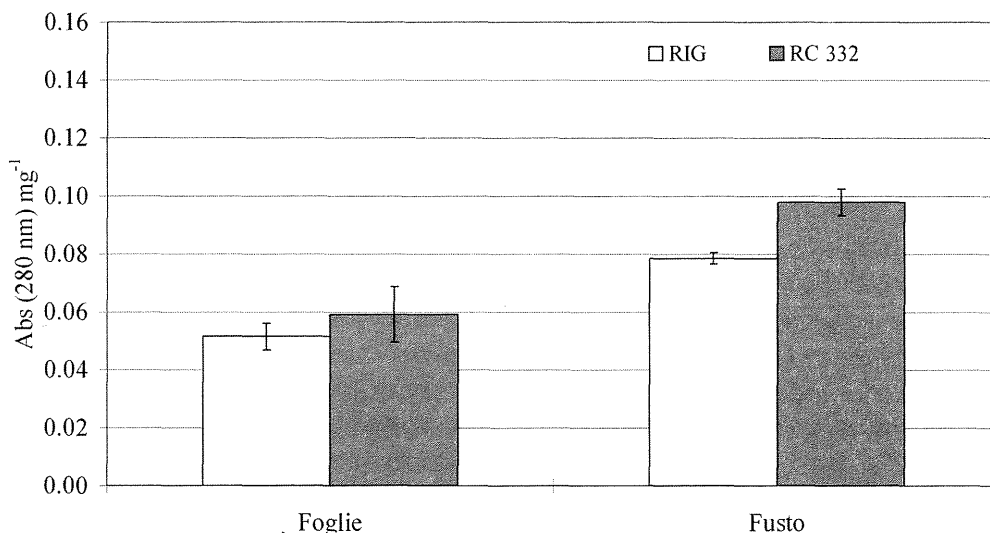


Figura 1. Contenuto di lignina nelle piante transgeniche (RC332) e di controllo (RIG) dopo 30 giorni dalla semina. I risultati sono espressi come assorbanza ( $\lambda=280$  nm) data dalla presenza del complesso ligno-tioglicolato per unità di sostanza secca. Le barre indicano l'errore standard (n=3)

Alcuni autori (Marinari *et al.*, 2004; Castagnoli *et al.*, 2003) hanno riportato un incremento del contenuto di N totale nelle piante RC332 rispetto a quelle RIG, viceversa in questo lavoro è stato osservato un contenuto percentuale di proteine solubili più alto nelle piante RIG (Fig. 3 e 4). Il comportamento non concorde dell'N totale e delle proteine solubili fanno ipotizzare una diversa composizione proteica dei tessuti. Questa ipotesi è stata in parte confermata dai risultati preliminari ottenuti dall'analisi cromatografica (Fig.5), da cui è emerso un diverso rapporto delle aree dei picchi a differenti tempi di eluizione. La Fig. 6 mostra che questo rapporto è significativamente più alto nelle piante RIG, ciò può essere dovuto al fatto che le proteine a struttura più semplice, quindi più piccole, sono meglio tratte-

nute dalla colonna (tempo di eluizione più lungo). Inoltre nelle piante RC332 è stato osservato un maggior contenuto di lignina (Figure 1 e 2). Wu et al., (1997) hanno osservato che nella patata (*Solanum tuberosum* L.), l'introduzione del gene esogeno *gox*, oltre ad indurre la produzione di H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> per l'attivazione dei geni coinvolti nella difesa ai patogeni, determina un incremento della lignificazione della parete cellulare mediata dall'attività dell'enzima perossidasi. Non è da escludere che il rafforzamento della parete cellulare coinvolga anche le strutture proteiche, aumentando il contenuto delle proteine di parete e riducendo le proteine solubili. Bradley (1992), sostiene una possibile influenza del H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> sulla struttura delle proteine; colture modificate per il gene *gox* hanno un più alto contenuto di proteine di membrana e un più basso quantitativo di proteine solubili.

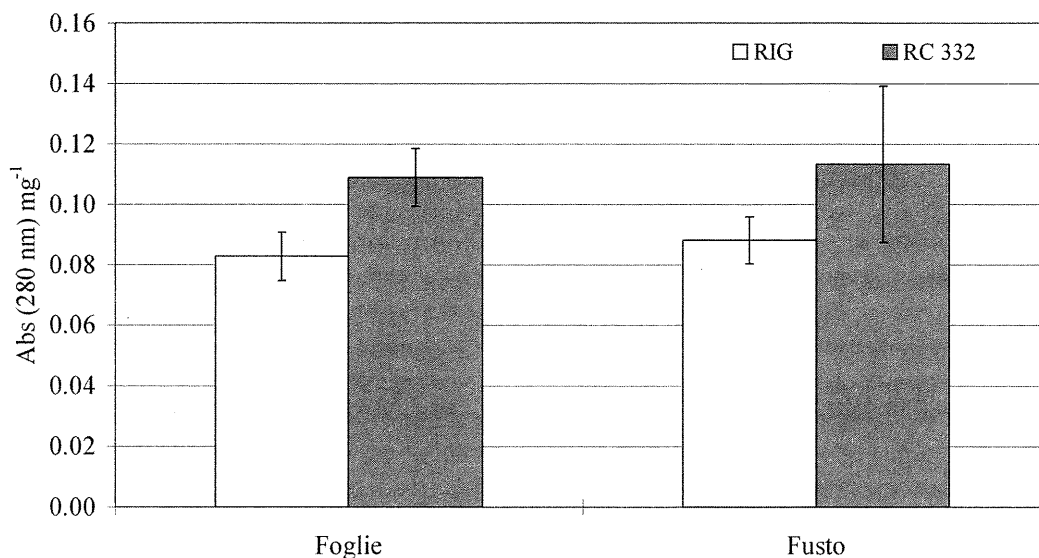


Figura 2. Contenuto di lignina nelle piante transgeniche (RC332) e di controllo (RIG) dopo 60 giorni dalla semina. I risultati sono espressi come assorbanza ( $\lambda=280$  nm) data dalla presenza del complesso ligno-tioglicolato per unità di sostanza secca. Le barre indicano l'errore standard ( $n=3$ )

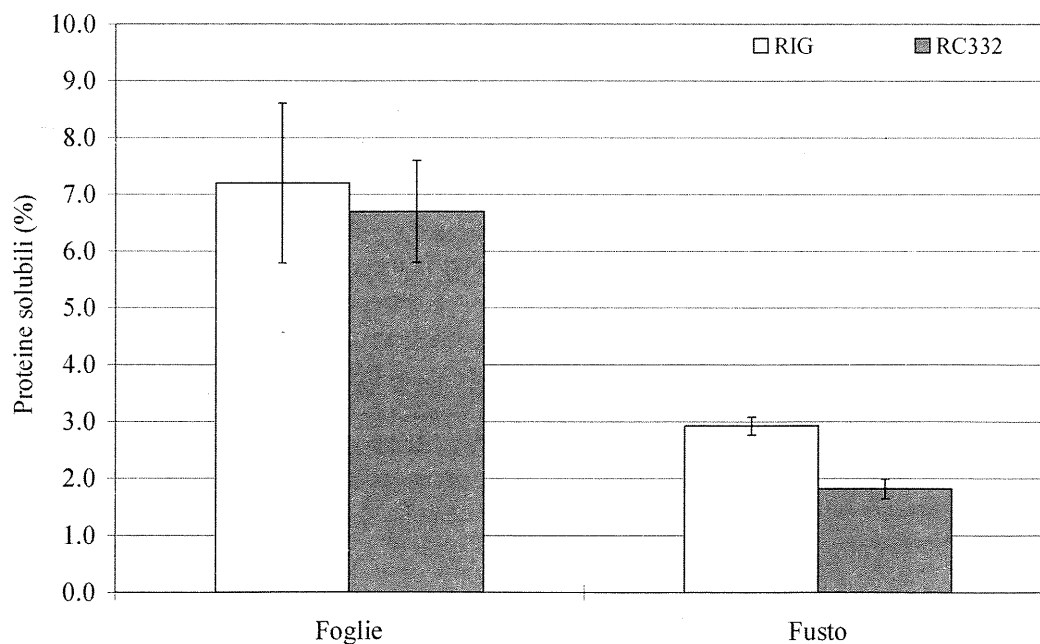


Figura 3. Contenuto di proteine solubili misurato nelle piante transgeniche (RC332) e nel controllo (RIG) a 30 giorni dalla semina. I risultati sono espressi in %. Le barre indicano l'errore standard ( $n=3$ )

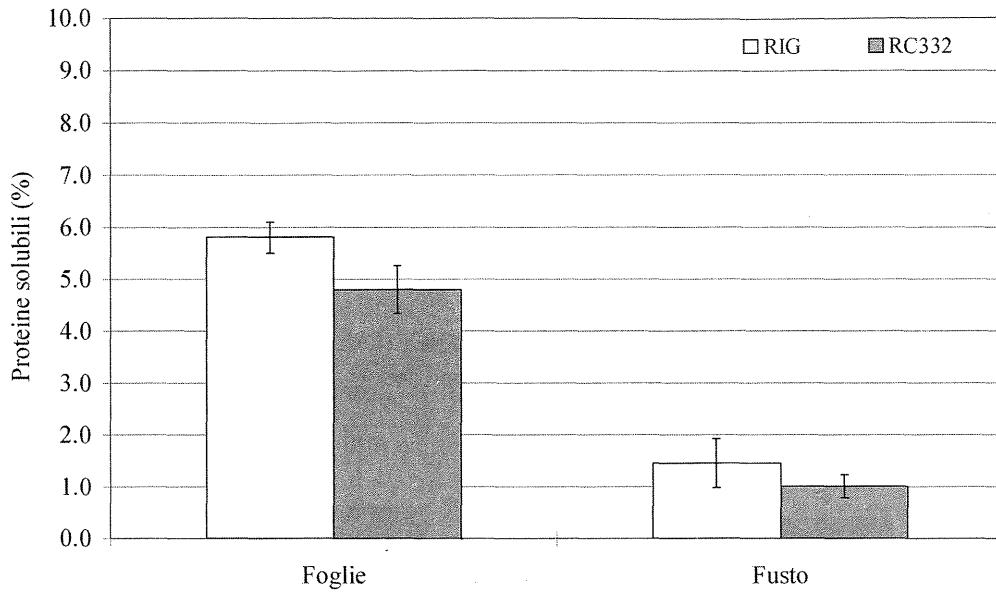


Figura 4. Contenuto di proteine solubili misurato nelle piante transgeniche (RC332) e nel controllo (RIG) a 60 giorni dalla semina. I risultati sono espressi in %.  
Le barre indicano l'errore standard ( $n=3$ )

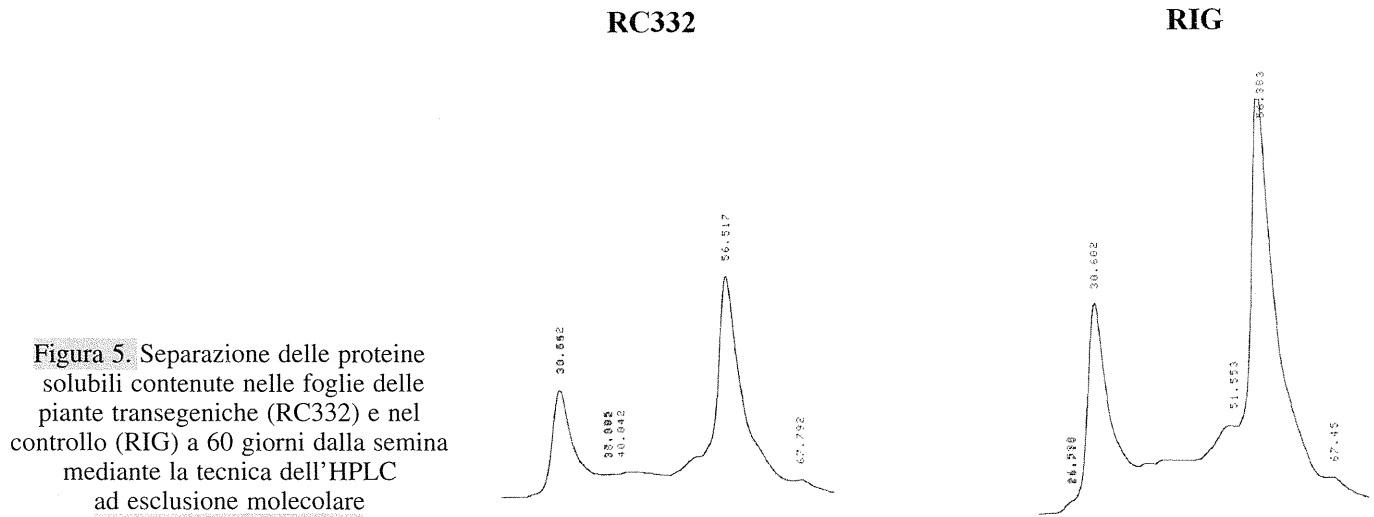


Figura 5. Separazione delle proteine solubili contenute nelle foglie delle piante transgeniche (RC332) e nel controllo (RIG) a 60 giorni dalla semina mediante la tecnica dell'HPLC ad esclusione molecolare

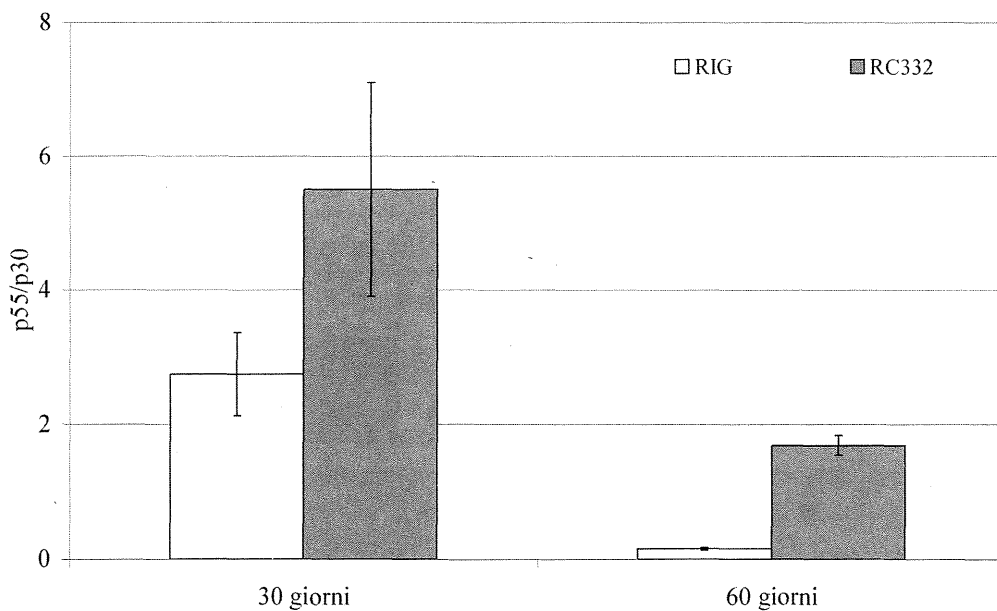


Figura 6. Rapporto tra le aree dei picchi dei cromatogrammi ottenuti dall'analisi all'RP-HPLC delle proteine solubili estratte dalle foglie delle piante transgeniche (GOX) e di controllo (RIG) a 60 giorni dalla semina. Le barre indicano l'errore standard ( $n=3$ )

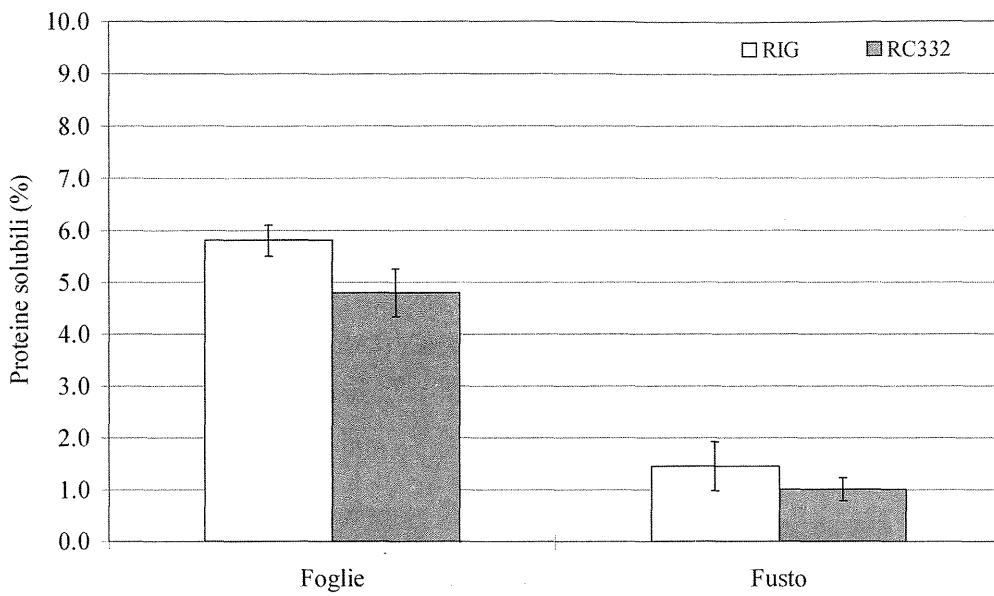


Figura 4. Contenuto di proteine solubili misurato nelle piante transgeniche (RC332) e nel controllo (RIG) a 60 giorni dalla semina. I risultati sono espressi in %. Le barre indicano l'errore standard (n=3)

Figura 5. Separazione delle proteine solubili contenute nelle foglie delle piante transgeniche (RC332) e nel controllo (RIG) a 60 giorni dalla semina mediante la tecnica dell'HPLC ad esclusione molecolare

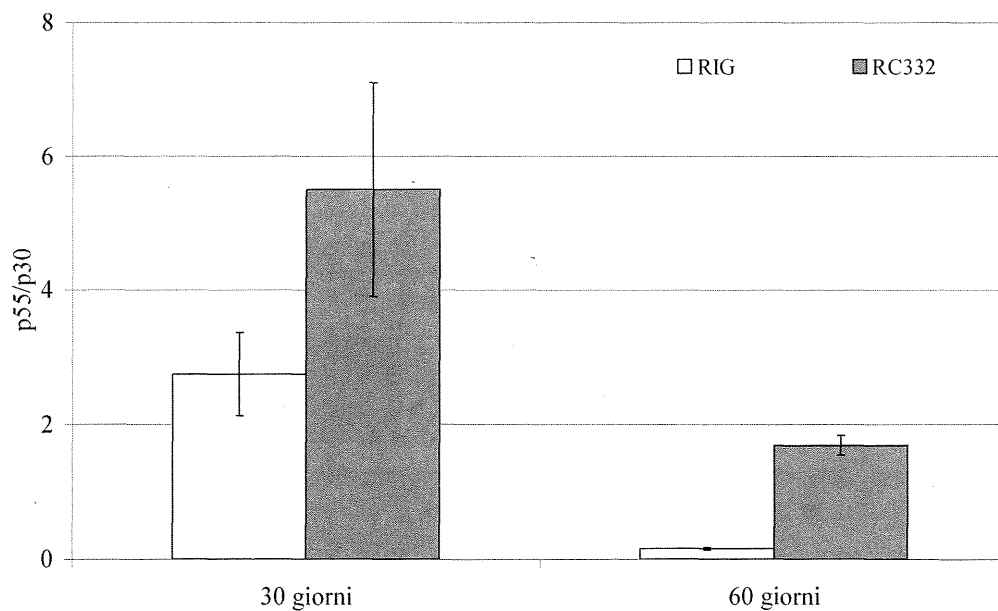
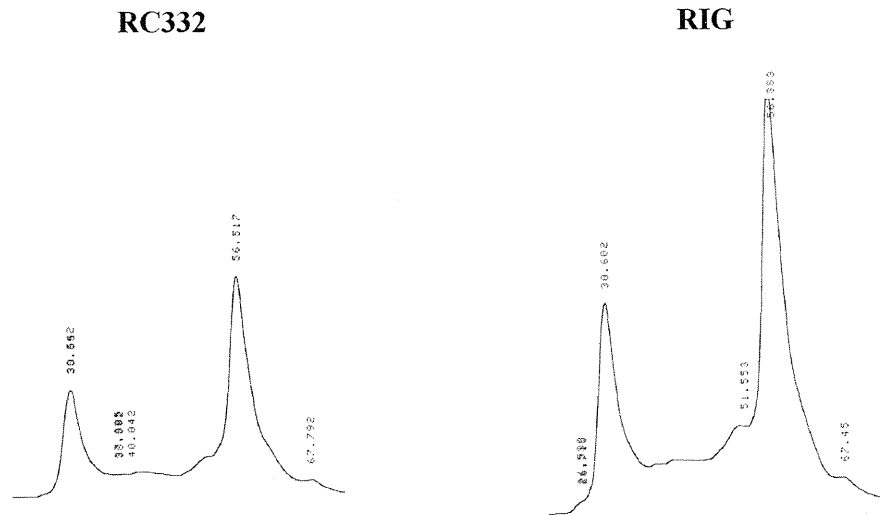


Figura 6. Rapporto tra le aree dei picchi dei cromatogrammi ottenuti dall'analisi all'RP-HPLC delle proteine solubili estratte dalle foglie delle piante transgeniche (GOX) e di controllo (RIG) a 60 giorni dalla semina. Le barre indicano l'errore standard (n=3)

## Conclusioni

Dai risultati presentati in questo lavoro è possibile concludere che l'introduzione del gene *gox* può modificare sensibilmente le caratteristiche chimiche che maggiormente influenzano il tasso di decomposizione dei residui colturali nel suolo.

## Ringraziamenti

Si ringrazia il Prof. Soressi G.P. per il suo valido contributo scientifico alla ricerca e per aver dato la possibilità di approfondire alcuni aspetti inerenti la caratterizzazione chimica del materiale transgenico

## Bibliografia

- BRADFORD M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry* 72: 248-254.
- BRADLEY D. J.; KJELLBOM P.; LAMB C. J., 1992. Elicitor- and wound-induced oxidative cross-linking of a proline-rich plant cell wall protein: a novel rapid defence response. *Cell*, 70: 21-30.
- BRUCE R.J., WEST C.A., 1989. Elicitation of lignin biosynthesis and isoperoxidase activity by pectic fragments in suspension cultures of Castor bean. *Plant Physiol.* 91: 889-897.
- CASTAGNOLI M., CACCIA R., LIGUORI M., SIMONI S., MARINARI S., SORESSI G.P., 2003. Tomato transgenic lines and tetranychus urticae: changes in plant suitability and susceptibility. *Experimental and Applied Acarology*, 31: 177-180.
- CHRISTENSEN L. A., 1986. Barley straw decomposition under field condition: effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biol. and Bioch.* 18: 106-115.
- COSTANTINIDES M., FOWENS J.H., 1994. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentration. *Soil Biol. and Bioch.* 26: 49-55.
- DE FEDE K.L., PANACCIONE D.G., SEXSTONE A.J., 2001. Characterization of dilution enrichment cultures obtained from size-fractionated soil bacteria by BIOLOGR community-level physiological profiles and restriction analysis of 16S rRNA genes. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 533-551.
- DONEGAN K.K., SEIDLER R.J., FIELAND V.J., SCHALLER D.L., PALM C.J., GANIO L.M., CARDWELL D. M., STEINBERGER Y., 1997. Decomposition of genetically engineered tobacco under field condition: persistence of the proteinase inhibitor I product and effect on soil microbial respiration and protozoa, nematode and microarthropod populations. *J. Appl. Ecol.* 34: 767-777.
- ESCHER N., KÄCH B., NENTWIG W., 2000. Decomposition of transgenic *Bacillus thuringiensis* maize by microorganisms and woodlice *Porcellio scaber* (Crustacea: Isopoda). *Basic Appl. Ecol.* 1: 161-169.
- HOPKINS D.W., WEBSTER E.A., CHUDEK J.A., HALPIN C., 2001. Decomposition in soil of tobacco plants with genetic modifications to lignin biosynthesis. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1455-1462.
- LOREAU M., 2001. Microbial diversity, producer-decomposer interactions and ecosystem processes: a theoretical model. *Proc. R. Soc. Biol. Sci. B.*, 2001: 303-309
- MILLER R., 1998. Scambio di geni in natura. *Le Scienze* 335: 69-73.
- MARINARI S., MESSINA A., CACCIA R., GREGO S., HOPKINS D.W., 2004 Chemical characteristics and effects on soil microbial activity of leaves from tomato plants genetically modified with a transgene for pathogen resistance. *Communication of Soil Science and Plant Analysis*, Vol. XXXV (In Stampa).



# L'USO DEGLI INDICI METABOLICI E DELLA TECNICA DELLA PIROLISI PER LO STUDIO DELLA SOSTANZA ORGANICA IN SUOLI AMMENDATI E FERTILIZZATI

Sara Marinari <sup>1</sup>, Grazia Masciandaro <sup>2</sup>, Cristina Macci <sup>2</sup>, Brunello Ceccanti <sup>2</sup>, Stefano Grego <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Agrobiologia e Agrochimica, Università degli Studi della Tuscia

Via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo; e-mail: marinari@unitus.it

<sup>2</sup> Istituto per lo studio degli ecosistemi, Sezione di Chimica del Suolo CNR, 56125 Pisa

## Riassunto

Lo scopo della ricerca è stato valutare i cambiamenti chimici e biochimici della sostanza organica (SO) in suoli ammendati e fertilizzati mediante l'uso della pirolisi e degli indici metabolici. Un suolo non fertilizzato ha costituito il controllo per i seguenti trattamenti di fertilizzazione: vermicompost, letame e nitrato ammonico. Il potenziale metabolico (WSOC/DH), il quoziente metabolico ( $qCO_2$ ) e microbico ( $qmic$ ) sono stati calcolati come indici sensibili ai cambiamenti della qualità della SO. Inoltre, la tecnica della pirolisi-gas cromatografia è stata proposta per valutare le modifiche strutturali della SO. I risultati hanno messo in evidenza che gli ammendanti hanno determinato un incremento del contenuto di biomassa microbica e del suo metabolismo, i quali sono risultati positivamente correlati con gli indici di umificazione. La fertilizzazione minerale ha causato una maggiore alterazione della SO nativa del suolo rispetto a quanto hanno determinato i trattamenti organici.

**Parole chiave:** fertilizzazione, pirolisi, indici metabolici, umificazione, mineralizzazione.

## Use of metabolic indices and pyrolysis technique for the study of organic matter in amended and fertilised soils

### Abstract

The aim of this study was to evaluate chemical and biochemical changes of organic matter on fertilised and amended soils using pyrolysis technique and metabolic indices. A not fertilised soil was the control of the treatments applied: vermicompost, stabilised manure and mineral nitrogen fertiliser. The metabolic potential (DH-ase/WSOC), the metabolic quotient ( $qCO_2$ ) and the microbial quotient ( $qmic$ ) were calculated as responsive indices to soil organic matter qualitative evolution. In addition, pyrolysis-gas chromatography (Py-GC) has been proposed as a technique to study changes in the chemico-structural properties of soil organic matter. Results showed that organic amendments increased soil microbial biomass and its activity, which were positively correlated with the humification indices. Moreover, mineral fertilization caused and higher alteration of native soil organic matter than organic amendments.

**Keywords:** Organic and mineral fertilisation, pyrolysis, metabolic indices, organic matter humification and mineralization

## Introduzione

Le pratiche agricole intensive provocano una riduzione della produttività e funzionalità dei suoli soprattutto per la perdita di sostanza organica. L'utilizzo di ammendanti organici ha lo scopo di conservare e incrementare i livelli di sostanza organica del suolo.

L'attività microbica gioca un ruolo importante nella fertilità del suolo e nelle trasformazioni della materia organica (Nannipieri *et al.*, 2003). La deidrogenasi viene considerata un'importante attività enzimatica in quanto essendo un'enzima esclusivamente intracellulare e legate al processo respiratorio microbico, viene usato come indicatore dell'attività microbica totale. In numerosi studi sono stati riportati alcuni indici biologici, calcolati come rapporto tra deidrogenasi e carbonio organico solubile (potenziale metabolico) o tra respirazione e carbonio di biomassa microbica (quoziente metabolico) considerati marcatori dell'evoluzione della materia organica (Masciandaro *et al.*, 1998). Accanto ai parametri biochimici, è stata proposta la pirolisi-gas cromatografia come tecnica riproducibile e relativamente rapida per studiare cambiamenti "qualitativi" e "quantitativi" della struttura della materia organica soggetta a diversi usi agronomici (Masciandaro *et al.*, 1998; Nierop *et al.*, 2001). Lo scopo di questo lavoro è studiare come ammendanti organici e fertilizzanti minerali influenzano il metabolismo del suolo in relazione ai cambiamenti chimico-strutturali della sostanza organica.

## **Materiali e metodi**

La sperimentazione è stata condotta su una coltivazione di mais (*Zea mays* L.) presso l'azienda agraria dell'Università della Tuscia, Viterbo.

I trattamenti applicati sono: vermicompost (vermic), letame (comp) e nitrato ammonico (nitram), distribuiti alla dose equivalente di 200 kg N ha<sup>-1</sup>; un suolo non fertilizzato ha costituito il controllo.

I due ammendanti sono stati distribuiti ed interrati alla profondità di 0-15 cm prima della semina del mais, mentre il fertilizzante minerale è stato distribuito in superficie dopo due settimane. Il disegno sperimentale è stato a blocchi randomizzati (3 repliche). Il suolo è stato prelevato dopo uno (T1) e tre (T3) mesi dalla semina del mais e i campioni essiccati all'aria sono stati setacciati (2 mm) e conservati a 4°C. La determinazione degli indici e le analisi microbiologiche sono state eseguite sui campioni di suolo essiccati.

## **Indici metabolici**

Il carbonio idrosolubile (WSOC) è stato determinato su un estratto acquoso 1:10 peso/volume mediante il metodo dell'ossidazione con dicromato (Garcia et al., 1990). Il carbonio di biomassa (BC), considerato un indicatore della componente più attiva della sostanza organica, è stato valutato mediante il metodo di fumigazione-estrazione (Vance et al. 1987).

L'attività deidrogenasica (DH) è stata determinata con il metodo di Masciandaro et al. (2000) basato sulla determinazione spettrofotometrica (490 nm) dello iodionitrotetrazolium formazano (INTF) prodotto dalla riduzione del p-iodio-Nitro-Tetrazolium-chloride (INT) durante incubazione per 20 ore al buio. La CO<sub>2</sub> prodotta è stata determinata con il metodo riportato in Badalucco et al. (1992).

Il quoziente metabolico ( $qCO_2$ ) e il potenziale metabolico (DH/WSOC) sono stati calcolati come riportato rispettivamente da Anderson e Domsch (1993) e Masciandaro et al. (1998). Il quoziente microbico ( $qmic$ ) rappresenta la percentuale del carbonio di biomassa sul carbonio organico totale (BC/TOC).

## **Tecnica della Pirolisi-Gas Cromatografia**

La pirolisi gas-cromatografia (Py-GC) è una tecnica di tipo distruttivo basata sulla decomposizione pirolitica controllata della materia organica a temperature elevate e in assenza di ossigeno. E' stata utilizzata una unità di pirolisi interfacciata con un cromatografo CARLO ERBA 6000 VEGA SERIES 2, equipaggiato con un rivelatore a ionizzazione di fiamma (FID). Dall'analisi si ottiene un pirogramma in cui si individuano i picchi di maggiore interesse che corrispondono ai frammenti prodotti durante la pirolisi del composto organico analizzato: acetoneitrile (E1), acido acetico (K), benzene (B), pirrolo (O), toluene (E3), furfurolo (N), fenolo (Y). I pirogrammi vengono elaborati determinando l'abbondanza relativa di tali frammenti di pirolisi (espressa in %) e calcolando da queste alcuni rapporti fondamentali che forniscono informazioni sul grado di umificazione e di mineralizzazione della sostanza organica (Ceccanti et al., 1986).

Indice di umificazione (B/E3): esprime il grado di umificazione, aumenta in seguito all'arricchimento della materia organica in strutture aromatiche a corta catena alifatica (es. acidi umici) che producono benzene ed alla diminuzione di strutture che producono toluene (composti aromatici meno condensati a lunga catena alifatica). Maggiore è l'indice e maggiore è l'umificazione.

Indice di mineralizzazione (O/N): esprime la scomparsa della frazione meno labile di tipo fenolico o pseudo-umico rispetto alla frazione labile di tipo polisaccaridico che produce furfurolo. Maggiore è l'indice e maggiore è la mineralizzazione.

Indice di riserva energetica (AI/AR): esprime il rapporto tra la sommatoria dei prodotti alifatici (acido acetico, furfurolo ed acetoneitrile) e la sommatoria di quelli aromatici (benzene, toluene, pirrolo e fenolo).

## **Analisi statistica**

Tutti i risultati rappresentano la media di tre replicate di campo. Le medie sono state confrontate usando la minima differenza significativa calcolata con  $P \leq 0.05$  (Tukey's test). E' stata inoltre costruita una matrice di correlazione utilizzando il programma STATISTICA, dove tutti i coefficienti di correlazione sono considerati significativi ad un valore di  $P < 0.05$ .

## Risultati e discussione

Il contenuto di carbonio e azoto totale, come previsto, aumentano notevolmente nei trattamenti organici. In particolare, l'azoto aumenta nel vermicompost già al T1; probabilmente dovuto al rilascio di azoto minerale ed organico ad opera dei lombrichi utilizzati nel processo di vermicompostaggio (Masciandaro *et al.*, 2000). Il basso rilascio di WSOC in questo trattamento potrebbe suggerire una maggior stabilizzazione rispetto al letame. La respirazione (produzione di CO<sub>2</sub>) e l'attività deidrogenasica (DH) del suolo, che rappresentano l'attività metabolica dei microrganismi, aumentano nel suolo ammendato (tab. 1). La produzione di CO<sub>2</sub> aumenta in particolare nel suolo fertilizzato, probabilmente a causa del rilascio della frazione di C più facilmente utilizzabile dai microrganismi (WSOC).

Tabella 1. Parametri chimici e biologici dei trattamenti e del loro controllo. Per ogni riga, le lettere differenti indicano valori statisticamente differenti ( $p \leq 0.05$ )

|  | Contr |       | Nitram |       | Comp  |       | Vermic |       |
|--|-------|-------|--------|-------|-------|-------|--------|-------|
|  | T1    | T3    | T1     | T3    | T1    | T3    | T1     | T3    |
| TOC %  | 1.00b | 1.05b | 1.05b  | 1.10b | 1.58a | 1.60a | 1.55a  | 1.45a |
| TKN%   | 0.11c | 0.12c | 0.11c  | 0.13c | 0.14b | 0.18b | 0.24a  | 0.24a |
| C/N  | 9.50  | 8.80  | 9.90   | 8.50  | 11.3  | 8.9   | 6.50   | 6.00  |
| WSOC ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )                                      | 110d  | 198c  | 100d   | 650a  | 550a  | 630a  | 195c   | 310b  |
| CO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g CO}_2 \text{ g}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) | 0.20d | 0.30d | 0.30d  | 0.60c | 0.65b | 0.75b | 0.78a  | 1.05a |
| BC ( $\mu\text{gC-Biomass g}^{-1}$ )                               | 269c  | 158d  | 243c   | 184d  | 448b  | 330c  | 554a   | 406b  |
| DH ( $\mu\text{gINTF g}^{-1}\text{h}^{-1}$ )                       | 4.50c | 1.5d  | 2.05d  | 10.0b | 13.5b | 10.5b | 23.0a  | 14.0b |

L'attività specifica della biomassa ( $q\text{CO}_2$ ), data dal rapporto CO<sub>2</sub>/BC nell'unità di tempo, aumenta a T3 (fig. 1) probabilmente a causa della competizione che si instaura tra microrganismi e radici per i nutrienti (Marinari *et al.*, 1996;). Il quoziente microbico ( $q_{mic}$ ), che rapporta la sostanza organica vivente con quella totale, assume valori più alti per il letame e vermicompost (Fig. 1) ed è correlato positivamente con la DH (tab. 3). L'indice metabolico DH/WSOC diminuisce probabilmente per l'evoluzione della sostanza organica, mantenendo valori più alti nel vermicompost.

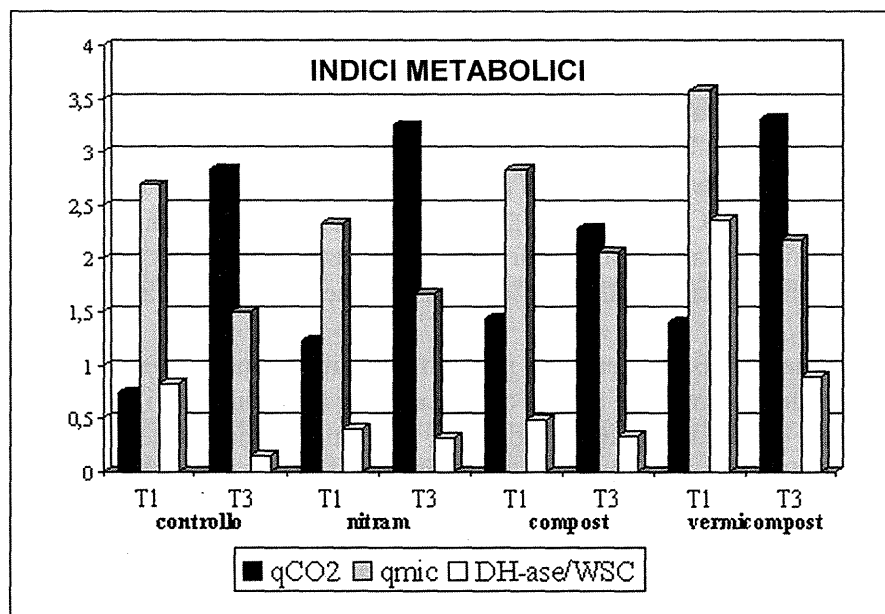


Figura 1. Andamento del quoziente metabolico ( $q\text{CO}_2$ ) e microbico ( $q_{mic}$ ) e del potenziale metabolico (WSOC/DH)

La qualità della sostanza organica è stata studiata anche dal punto di vista chimico-strutturale tramite la tecnica della Pirolisi-gas Cromatografia, che fornisce un'impronta digitale del campione analizzato. Nella tabella 2 sono riportate le abbondanze relative dei principali frammenti pirolitici (Ceccanti *et al.*, 1986).

L'acetonitrile (E1), che deriva principalmente da sostanze azotate e strutture umiche condensate, aumenta a T3 in tutti i trattamenti, ad indicare un arricchimento in sostanze organiche dell'N in conseguenza della degradazione dei substrati labili, infatti contemporaneamente si ha una diminuzione del furfurolo (N) e dell'acido acetico (K)

che derivano principalmente dalla cellulosa, lipidi e composti facilmente degradabili del carbonio. Anche il Toluene (E3) aumenta così come la frazione ligno-cellulosica in seguito alla perdita della frazione facilmente mineralizzabile. La diminuzione nel tempo del fenolo (Y) e del benzene (B), derivanti dalle strutture umiche condensate, possono essere la conseguenza dell'incremento della mineralizzazione che può causare un parziale attacco della sostanza organica nativa, considerata generalmente resistente alla degradazione.

I valori più alti di K sono stati riscontrati per Nitram e sono dovuti probabilmente ad una proliferazione microbica anomala, lisi cellulare o attacco di sostanze labili.

I valori più alti di O a T1 sono stati trovati per Letame e Vermicompost dimostrando un apporto di biomassa microbica. Infine, in Nitram sono stati riscontrati anche i valori più bassi di B, E3, Y che sono da attribuire ad un probabile attacco delle sostanze umiche; valori alti di B in Letame e Vermicompost suggeriscono invece l'aggiunta al suolo di sostanze pseudo-umiche o un processo di sintesi dell'humus.

Tabella 2. Abbondanze relative dei principali frammenti pirolitici: acetonitrile (E1), acido acetico (K), benzene (B), pirrolo (O), toluene (E3), furfurolo (N), fenolo (Y), composti alifatici (AL = E1+K+N) e aromatici (AR = B+E3+O+Y). Per ogni colonna, le lettere differenti indicano valori statisticamente differenti ( $p \leq 0.05$ )

|    | Contr |       | Nitram |        | Comp  |        | Vermic |        |
|----|-------|-------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|
|    | T1    | T3    | T1     | T3     | T1    | T3     | T1     | T3     |
| E1 | 46.1a | 39.4a | 39.7a  | 42.2a  | 33.9b | 39.7a  | 32.1b  | 42.1a  |
| K  | 1.20d | 4.70c | 19.4a  | 11.3b  | 8.60c | 7.00c  | 10.2b  | 6.70c  |
| B  | 18.9b | 16.5c | 15.8c  | 14.8c  | 19.7b | 19.5b  | 20.3b  | 16.5b  |
| O  | 0.80c | 2.90a | 1.40b  | 2.40ab | 3.40a | 1.50b  | 3.20a  | 2.90a  |
| E3 | 20.5a | 24.7a | 14.7b  | 18.9ab | 20.7a | 22.3a  | 19.9a  | 21.7a  |
| N  | 1.10b | 2.40a | 2.20a  | 1.80ab | 2.20a | 0.90b  | 3.10a  | 1.90ab |
| Y  | 11.2a | 9.30a | 6.80b  | 6.50b  | 11.2a | 8.90ab | 11.1a  | 7.90ab |
| AL | 48.5  | 46.5  | 61.3   | 55.3   | 44.8  | 47.6   | 45.4   | 50.8   |
| AR | 551.5 | 53.7  | 38.7   | 42.7   | 55.0  | 52.4   | 54.5   | 49.1   |

Dall'elaborazione dei frammenti si calcolano degli indici che esprimono la mineralizzazione (O/N) e l'umificazione (B/E3) della sostanza organica.

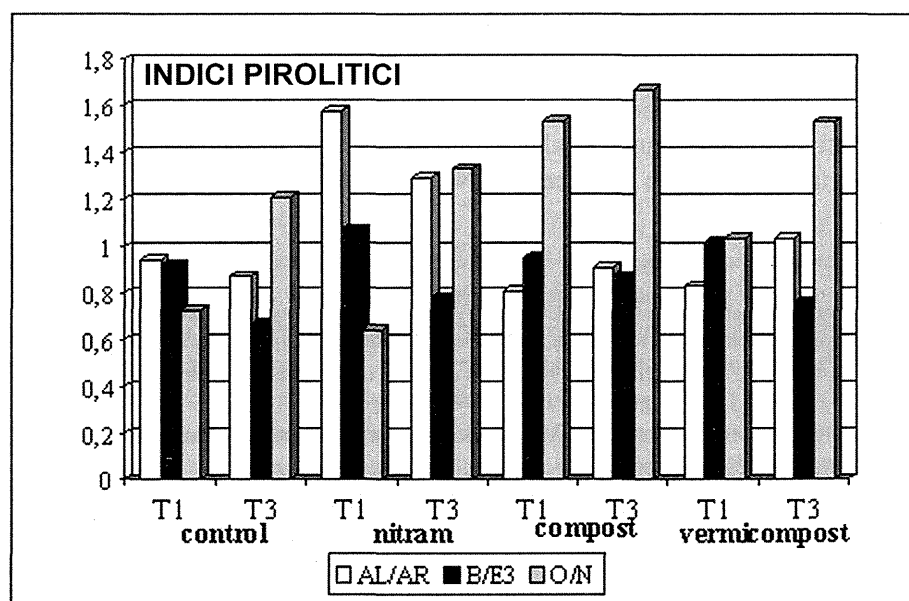


Figura 2. Indici pirolitici di mineralizzazione (O/N), umificazione (B/E3) e riserva energetica (AL/AR)

O/N aumenta a T3 di circa il 50% per il Nitram, 30% per il Vermicompost, 10% per il Letame (fig. 2). Questo sta ad indicare che la SO nativa ed aggiunta è interessata da un processo di mineralizzazione, soprattutto per il trattamento con fertilizzante minerale ed è confermato dalle correlazioni positive ottenute con TOC, WSC, TKN, CO<sub>2</sub>, DH (tab. 3). La possibile mineralizzazione della sostanza umica è anche supportata dalla diminuzione dell'indi-

ce di umificazione (B/E3) che inoltre è correlato negativamente con O/N, e positivamente con DH/WSC e  $q_{mic}$  (tab.3), suggerendo che il processo di umificazione è legato all'attività microbica.

Il rapporto tra la parte alifatica ( $AL = E1+K+N$ ) e quella aromatica ( $AR = B+E3+O+Y$ ) subisce la massima alterazione in Nitram, dovuta al notevole rilascio dei composti alifatici, mentre per i trattamenti organici il valore rimane molto simile a quello del controllo.

**Tabella 3.** Correlazioni tra i parametri chimici e biologici. I valori sono significativi con  $p \leq 0.05$ .  
\*Valori significativi con  $0.1 < p < 0.05$

|                 | TOC   | TKN    | WSOC   | CO <sub>2</sub> | BC    | DH    | $q_{CO_2}$ | $q_{mic}$ | DH/WSOC | O/N   | B/E3 | AL/AR | AL    | AR   |
|-----------------|-------|--------|--------|-----------------|-------|-------|------------|-----------|---------|-------|------|-------|-------|------|
| TOC             | 1,00  |        |        |                 |       |       |            |           |         |       |      |       |       |      |
| TKN             | 0,74  | 1,00   |        |                 |       |       |            |           |         |       |      |       |       |      |
| WSOC            | 0,47  | -      | 1,00   |                 |       |       |            |           |         |       |      |       |       |      |
| CO <sub>2</sub> | 0,80  | -0,89  | 0,47   | 1,00            |       |       |            |           |         |       |      |       |       |      |
| BC              | 0,82  | 0,76   | -      | 0,65            | 1,00  |       |            |           |         |       |      |       |       |      |
| DH              | 0,84  | 0,85   | -      | 0,71            | 0,98  | 1,00  |            |           |         |       |      |       |       |      |
| $q_{CO_2}$      | -     | -      | 0,47   | 0,49            | -     | -     | 1,00       |           |         |       |      |       |       |      |
| $q_{mic}$       | 0,46  | -      | -      | -               | 0,85  | 0,77  | -0,70      | 1,00      |         |       |      |       |       |      |
| DH/WSOC         | 0,40* | 0,68   | -0,35* | 0,37*           | 0,78  | 0,81  | -          | 0,84      | 1,00    |       |      |       |       |      |
| WSOC            |       |        |        |                 |       |       |            |           |         |       |      |       |       |      |
| O/N             | 0,65  | 0,49   | 0,76   | 0,71            | -     | 0,34* | 0,67       | -         | -       | 1,00  |      |       |       |      |
| B/E3            | -     | -      | -      | -0,71           | 0,47  | 0,34* | -0,82      | 0,75      | 0,44    | -0,58 | 1,00 |       |       |      |
| AL/AR           | -0,53 | -0,38* | -      | -               | -0,48 | -0,56 | -          | -         | -       | -0,55 | -    | 1,00  |       |      |
| AL              | -0,54 | -0,36* | -      | -               | -0,49 | -0,56 | -          | -0,34*    | -0,32*  | -0,55 | -    | 1,00  | 1,00  |      |
| AR              | 0,54  | 0,35*  | -      | -               | 0,50  | 0,57  | -          | 0,36*     | 0,33*   | 0,49  | -    | -0,99 | -0,99 | 1,00 |

## Conclusioni

I parametri microbiologici hanno permesso di monitorare qualitativamente lo stato biologico del suolo in funzione dei trattamenti di fertilizzazione.

Gli ammendanti, come era da aspettarsi, hanno apportato microrganismi e hanno favorito l'attività della sostanza organica vivente, migliorando lo stato metabolico del suolo.

I parametri chimico-strutturali hanno evidenziato la differenza qualitativa tra le frazioni aromatiche ed alifatiche della sostanza organica e hanno confermato l'incremento della biomassa microbica (aumento di pirrolo) nel trattamento con ammendanti ed, inoltre, hanno evidenziato un rischio di parziale destrutturazione della sostanza organica nativa del suolo per il trattamento con fertilizzante (Nitram) (aumento del rapporto alifatici/aromatici).

## Bibliografia

- ANDERSON T.H., DOMSH K.H., 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> ( $q_{CO_2}$ ) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25(3): 393-395.
- BADALUCCO L., GREGO S., DELL'ORCO S., NANNIPIERI P., 1992. Effect of liming on some chemical, biochemical and micro-biological properties of acid soil under spruce (*Picea abies* L.). *Biology and Fertility of Soils*, 14: 76-83.
- CECCANTI B., ALCANIZ J.M., GISPERT M., GASSIOT M., 1986. Characterization of organic matter from two different soils by pyrolysis-gas chromatography and isoelectrofocusing. *Soil Sci.*, 142: 83-90.
- GARCIA C., HERNANDEZ M.T., COSTA F., 1990. Study on water extract of sewage sludge compost. *Soil Sci Plant Nutr.*, 37: 399-408.
- MARINARI S., BADALUCCO L., DE TOLEDO V.C., GREGO S., 1996. Effect of composted manure on soil fertility and maize (*Zea mays* L.) production: preliminary results. *Agrochimica* 5-6: 276-283.
- MASCIANDARO G., CECCANTI B., GALLARDO-LANCHO J.F., 1998. Organic matter properties in cultivated versus set-aside arable soils. *Agric. Ecosys. Environ.*, 67: 267-274.
- MASCIANDARO G., CECCANTI B., RONCHI V., BAUER C., 2000. Kinetic parameters of dehydrogenase in the assessment of the response of soil to vermicompost and inorganic fertilisers. *Biol. Fertil. Soils*, 32:479-483
- NANNIPIERI P., ASCHER J., CECCHERINI M.T., LANDI L., PIETRAMELLARA G., RENELLA G., 2003. Microbial diversity and soil functions. *European J. Soil Sci.*, 54: 655-670.
- NIEROP K.G.J., PULLEMAN M.M., MARINISSEN J.C.Y., 2001. Management induced organic matter differentiation in grassland arable soil: a study using pyrolysis techniques. *Soil Biol Biochem.*, 33: 755-764.
- REYMENT R., JORESKOG K.G., 1993. *Applied factor analysis in the natural science*. Cambridge University Press, UK.
- VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19: 703-707.

## APPROCCIO MULTIDISCIPLINARE DI MONITORAGGIO DI SUOLI CON COLTURE GM IN AMBIENTE MEDITERRANEO: PRIMI RISULTATI

Stefano Mocali, Luigi Nisini, Letizia Pompili, Anna Benedetti

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma; e-mail: stefano.mocali@libero.it

### Riassunto

Il crescente sviluppo delle biotecnologie e della biologia molecolare, e la loro applicazione su numerose varietà vegetali ed altri organismi utilizzati dalle industrie, ha suscitato negli ultimi anni una serie di preoccupazioni ed interrogativi sui potenziali rischi connessi con l'introduzione di tali organismi nell'ambiente e nel mercato. A ricerche di tipo prettamente agronomico oggi vengono affiancati una serie di studi volti alla sicurezza nei confronti della salute umana, animale e dell'ambiente. In questo contesto viene sviluppato il progetto "Metodi Innovativi per la tracciabilità di OGM per la tutela della biosicurezza e della sicurezza alimentare (MISA)" finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali che ha come obiettivo principale quello di valutare l'impatto delle piante geneticamente modificate (PGM) sull'ambiente suolo.

In particolare lo studio è stato indirizzato all'effetto delle PGM sulla diversità dei microrganismi del suolo che rivestono un ruolo fondamentale nel mantenimento della stabilità e sostenibilità degli agroecosistemi. Una delle caratteristiche principali della microflora del suolo (di cui i batteri rappresentano il gruppo numericamente e metabolicamente più rilevante) è la biodiversità, intesa come varietà genetica interspecifica ed intraspecifica, una risorsa indispensabile per la sostenibilità dell'ecosistema suolo. Una perturbazione delle condizioni naturali ad opera di OGM o altri fattori antropici, quali lo spargimento di erbicidi e pesticidi, inserisce fattori di stress che influiscono sulla struttura e sull'attività microbica del suolo, con conseguenze ed effetti pericolosi nel medio e lungo periodo.

Nel presente lavoro verranno riportati alcuni risultati preliminari relativi all'U.O. dell'ISNP sulla "Valutazione ecofisiologica dell'impatto di OGM sulla biodiversità microbica del suolo". Rispetto a quanto già noto dalla letteratura l'U.O. dell'ISNP ha studiato, in maniera sinergica con l'U.O. dell'ISSDS che ha curato gli aspetti molecolari della diversità microbica, il possibile impatto di PGM sia sul riciclaggio del carbonio e dell'azoto che sulla diversità microbica del suolo mediante l'utilizzo di parametri biochimici convenzionali affiancati da moderne tecnologie quali la CLPP (Community Level Physiological Profiles), apportando un elemento chiarificatore soprattutto per quanto riguarda la realtà climatica mediterranea. I risultati mostrati e discussi in questo lavoro tendono ad indicare che i parametri biochimici sembrano poco sensibili ad una valutazione dell'impatto diretto sul suolo di OGM e quindi suggeriscono di ampliare le indagini all'analisi molecolare.

**Parole chiave:** OGM, microrganismi del suolo, CLPP

### Multidisciplinary approach of monitoring of soils with GM crops in mediterranean environment: first results

#### Abstract

The increasing development of the biotechnologies, the molecular biology and their application on numerous plants and other organisms used by the industries have aroused in the last years a series of worries and questions on the potential risks connected with the introduction of such organisms in the environment and in the market. Today a series of studies facing the safety of the human health, the animals and the environment are placed side by side to purely agronomic researches. In this context the project "Innovative Methods for the tracing of GMOs for the protection of the biosecurity and the food safety (MISA)" has been developed and financed by the Office of the Agricultural and Forest Politics and has to evaluate the impact of the genetically modified plants (GMPs) on soil environment as principal objective.

Particularly the study has been addressed to the effect of the GMPs on the difference of the soil microorganisms which have a fundamental role in the maintenance of the stability and sustainability of the agroecosystems. One of the principal characteristics of soil microbial communities (of which bacteria numerically and metabolically represent the more remarkable group) is the biodiversity, agreement as genetic variety interspecific and intraspecific, an essential resource for the sustainability of the soil ecosystem. A perturbation of the natural conditions due to GMO or other anthropic factors, like the shedding of herbicides and pesticides, insert stress factors that influence the structure and the microbial activity of soil, with consequences and dangerous effects in the middle and long period.

In the present work some preliminary results related to the U.O. of the ISNP on its "Ecophysiological evaluation of the impact of GMOs on soil microbial diversity" will be shown. In comparison with how already known from the literature the U.O. of ISNP has studied, in synergic way with the U.O. of the ISSDS, that has followed the molecular aspects of the microbial differences, the possible impact of GMPs both on the recycling of the carbon and the nitrogen and on the soil microbial diversity using conventional biochemical parameters placed side by side by modern technologies like CLPP (Community Level Physiological Profiles), bringing above all a clarifying element for what concerns the Mediterranean climatic reality. The results shown and discussed in this work indicate that the biochemical parameters seem to be no sensitive enough for an evaluation of the direct impact of GMOs on soil and therefore more investigations using molecular methods are recommended.

**Key words:** GMO, soil microorganisms, CLPP



## Introduzione

Nel mondo vengono attualmente coltivati oltre 52 milioni di ettari con piante geneticamente modificate (Nap et al., 2003) nonostante a livello scientifico esistano posizioni ancora fortemente contrapposte e sussista una mancanza di informazioni certe per alcuni aspetti che genera preoccupazione nell'opinione pubblica ed interrogativi sui loro potenziali rischi per la salute umana, animale e dell'ambiente.

Nonostante l'enorme sviluppo delle biotecnologie e della biologia molecolare e la loro applicazione su numerose varietà vegetali ed altri organismi utilizzati dalle industrie, i dati a disposizione in letteratura sulle proprietà e gli effetti sull'ambiente degli organismi geneticamente modificati sono ancora pochi ed eterogenei. A ricerche di tipo prettamente agronomico oggi vengono affiancati una serie di studi volti alla sicurezza nei confronti della salute umana ed animale, dedicando solo da poco tempo attenzione all'effetto che tali organismi hanno sul suolo, ed in particolar modo sui microrganismi del suolo che rivestono un ruolo fondamentale nel mantenimento della stabilità e sostenibilità degli agroecosistemi.

In questo contesto è stato sviluppato il progetto "Metodi Innovativi per la tracciabilità di OGM per la tutela della biosicurezza e della sicurezza alimentare (MISA)" finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali che ha come obiettivo principale quello di valutare l'impatto delle piante geneticamente modificate (PGM) sull'ambiente suolo. In particolare lo studio è stato indirizzato all'effetto diretto delle PGM sulla diversità dei microrganismi presenti. Una delle caratteristiche principali della microflora tellurica (di cui i batteri rappresentano il gruppo numericamente e metabolicamente più rilevante) è la biodiversità, intesa come varietà genetica e funzionale, una risorsa indispensabile per la sostenibilità dell'ecosistema suolo. Come noto una perturbazione delle condizioni naturali ad opera di OGM o altri fattori antropici quali lo spargimento di erbicidi e pesticidi, inserisce fattori di stress che influenzano la struttura e l'attività microbica del suolo, con conseguenze ed effetti pericolosi nel medio e lungo periodo.

E' indispensabile valutare con approccio olistico, dunque, l'impatto diretto sul suolo di colture geneticamente modificate (PGM), prendendo in considerazione le proprietà chimiche, fisiche e biologiche del suolo. Tale approccio multidisciplinare è stato possibile grazie alla sinergia creatasi all'interno del progetto tra tutte le UU.OO. afferenti al progetto e tra tutte le competenze presenti che spaziano dalle biotecnologie alla biologia del suolo, dalla chimica alla microbiologia senza trascurare le ricadute economico-sociali.

Nel presente lavoro verranno riportati alcuni risultati preliminari relativi all'U.O. dell'ISNP sulla "Valutazione ecofisiologica dell'impatto di OGM sulla biodiversità microbica del suolo". Rispetto a quanto già noto dalla letteratura è stato studiato l'impatto diretto di diverse PGM sia sui cicli del carbonio e dell'azoto che sulla diversità microbica del suolo, come richiesto dalla direttiva 2001/18/CE, mediante l'utilizzo di parametri biochimici convenzionali affiancati da moderne tecnologie quali la CLPP (Community Level Physiological Profiles), apportando un primo contributo alla comprensione di questa problematica nella realtà climatica mediterranea.

## Materiali e metodi

### Il sito e le colture

Le colture GM prese in considerazione sono state le seguenti: kiwi (*Actinidia deliciosa*), ciliegio (*Prunus avium x pseudocerasus*) e olivo (*Olea europea L.*) nelle quali sono state indotte le seguenti modificazioni (tabella 1):

- geni *rol ABC*: sono in grado di indurre la formazione e lo sviluppo di radici avventizie. Le piante transgeniche presentano un colore verde intenso delle foglie, una taglia più bassa, perdita della dominanza apicale, accartocciamento fogliare e riduzione della fertilità.
- geni *rol B*: geni principali per l'induzione radicale. Riduce la dominanza apicale e anticipa la senescenza delle foglie.
- T-DNA di *Agrobacterium tumefaciens*: induce una neoplasia organogenetica che si manifesta nelle radici, provocando sintomi simili a quelli provocati dai singoli geni *rol*.
- geni dell'osmotina: inducono resistenza a patogeni fungini.

I campioni di terreno coltivati con PGM sono stati prelevati nel Giugno del 2002 dal campo sperimentale dell'Università della Tuscia (VT) (42°25' N, 12°6' E), uno dei pochi in Italia ad ospitare ancora colture geneticamente modificate (GM) in pieno campo. La caratterizzazione chimico fisica dei terreni è stata effettuata secondo i metodi ufficiali di analisi (gazzetta ufficiale n° 131 del 25 Maggio 1992).

Tabella 1. Colture GM utilizzate in questo progetto

| Coltura                  | modificazione  | notifica   |
|--------------------------|--|------------|
| Kiwi 24                  | geni rol A, B, C di <i>Agrobacterium rhizogenes</i> + tolleranza alla kanamicina | B/IT/98/24 |
| Kiwi25                   | gene rol B di <i>Agrobacterium rhizogenes</i> + tolleranza alla kanamicina       | B/IT/98/25 |
| Kiwi 26                  | gene dell'osmotina del tabacco + tolleranza alla kanamicina                      | B/IT/98/26 |
| Ciliegio (cv Colt)       | T-DNA di <i>Agrobacterium rhizogenes</i>   | B/IT/98/29 |
| Olivo ECO 15 (cv Canino) | geni rol A, B, C di <i>Agrobacterium rhizogenes</i> + tolleranza alla kanamicina | B/IT/98/30 |
| Olivo AT 17 (cv Canino)  | gene dell'osmotina del tabacco + tolleranza alla kanamicina                      | B/IT/98/31 |

### Metodi Analitici

I campioni di terreno sono stati essiccati all'aria e vagliati a 2 mm prima di procedere con le analisi. La ritenzione idrica dei terreni è stata misurata per mezzo dell'apparato di Richards (pF=2,5) (Richards e Fireman, 1943). Il contenuto percentuale di carbonio organico totale (TOC) è stato ottenuto secondo il metodo di Springer & Klee (1954). Il carbonio estraibile (TEC) ed il carbonio degli acidi umici e fulvici (HA+FA) sono stati separati e purificati secondo Ciavatta *et al.* (1990). Il carbonio della biomassa microbica ( $C_{biom}$ ) è stato misurato con il metodo della fumigazione-estrazione secondo Vance *et al.* (1987), su campioni di terreno seccati all'aria e re-incubati per 10 giorni in condizioni di temperatura (30°C) e umidità (ritenzione idrica -33KPa) costanti. La stima della respirazione del suolo è stata eseguita secondo il metodo descritto da Isermeyer (1952), che consiste nella determinazione della  $CO_2$  svolta durante l'incubazione del suolo in un sistema chiuso (mg C- $CO_2$  kg<sup>-1</sup>) durante un periodo di 28 giorni di incubazione. Il quoziente metabolico  $qCO_2$  [(mg C- $CO_2$ /mg  $C_{biom}$  x kg suolo)/ora], è stato calcolato secondo Anderson & Domsch (1990). Le determinazioni dell'azoto totale sono state effettuate mediante analizzatore elementare LECO FP 228.

L'analisi dell'impronta metabolica è stata eseguita per mezzo della tecnica Biolog (Garland *et al.*, 1991), mediante l'uso di piastre del tipo Ecoplates. La cinetica di crescita della comunità microbica è stata seguita tramite letture allo spettrofotometro ( $\lambda = 590$  nm) e rappresentata come valore medio di colorazione dei pozzetti (AWCD). Per quantificare matematicamente la crescita della comunità microbica nel tempo è stata calcolata l'area sottesa alla curva di crescita come calcolo approssimativo integrale della curva in funzione del tempo (Guckert *et al.*, 1996). Infine è stato calcolato l'indice di Versatilità Catabolica (Burkhardt *et al.*, 1993) che stima le potenzialità degradative delle comunità microbiche e l'indice di Shannon-Weaver (Zak *et al.*, 1994) come variazione numerica della diversità microbica nel tempo.

Tutti i risultati sono riferiti al peso secco e sono espressi come valori medi di 2 repliche per tutti i parametri, ad eccezione del  $C_{biom}$  per il quale le misure sono state effettuate in triplo.

### Risultati e discussione

I risultati della caratterizzazione chimico-fisica, essendo relativi allo stesso campo sperimentale e non soggetti a particolari mutamenti dovuti alle normali pratiche agronomiche, sono stati riportati unitamente per le tre diverse colture (la deviazione standard è riportata tra parentesi) in tab. 2. I risultati hanno mostrato assenza di scheletro, un contenuto in sabbia di circa 50% e in argilla di poco meno del 30% (tessitura franco-argilloso-sabbiosa). I campioni di suolo presentano una reazione in acqua sub-alcalina e valori di calcare totale molto bassi.

Tabella 2. Principali caratteristiche chimico-fisiche del terreno

| Terreno                              | Tex | Sabbia<br>% | Limo<br>%   | Argilla<br>% | pH<br>(1: 2,5) | C.s.c.<br>(meq/100g) | Na<br>(ppm) | K<br>(ppm)    | Ca<br>(ppm)   | N tot<br>%     |
|--------------------------------------|-----|-------------|-------------|--------------|----------------|----------------------|-------------|---------------|---------------|----------------|
| Viterbo<br>(Azienda<br>Univ. Tuscia) | FAS | 52<br>(1,9) | 22<br>(1,7) | 28<br>(0,4)  | 7,35<br>(0,25) | 29,5<br>(0,01)       | 215<br>(15) | 2629<br>(471) | 3875<br>(275) | 0,13<br>(0,01) |

I valori dei parametri biochimici della fertilità del suolo utilizzati per valutare eventuali effetti delle colture GM sul suolo sono riportati in tabella 3. Il rapporto tra carbonio della biomassa ( $C_{biom}$ ) e carbonio organico totale (TOC), rappresentando quantitativamente la correlazione fra la sostanza organica del suolo e la biomassa microbica, dovrebbe rimanere costante nei sistemi stabili. Questo si è verificato solo per il kiwi 26 che nel complesso non sem-

bra risentire in modo particolare della coltura GM, mentre per i kiwi GM 24 e 25 si registrano valori leggermente inferiori a testimonianza di una minor capacità della biomassa microbica di decomporre la sostanza organica. In particolare il kiwi 24, che presenta valori di respirazione basale doppi rispetto agli altri kiwi GM e un rapporto ( $C_{\text{biom}}$ : TOC) relativamente basso, presenta valori di  $q(\text{CO}_2)$  sensibilmente più elevati rispetto agli altri e al controllo, denotando una maggiore capacità di mineralizzare la sostanza organica nonostante il processo di mineralizzazione avvenga con un tasso ( $k$ ) più basso. Probabilmente la modificazione genetica a carico del kiwi 26 (osmotina + *kan<sup>r</sup>*) potrebbe alterare meno gli equilibri metabolici della pianta e di conseguenza della flora microbica sottostante. Il rapporto ( $C_{\text{biom}}$ : TOC) del ciliegio GM è sensibilmente maggiore rispetto al controllo, a causa di una presenza di biomassa più elevata.

Tabella 3. Principali caratteristiche biochimiche dei terreni

| Coltura            | TOC<br>% | TEC<br>% | HA+FA<br>% | $C_{\text{biom}}$<br>(mg C/Kg) | C-CO <sub>2</sub> bas.<br>(mg C-CO <sub>2</sub> /<br>Kg suolo) | S.O<br>% | $C_{\text{biom}}$ (%) /<br>TOC | $q(\text{CO}_2)$      | $C_0$ | k    |
|--------------------|----------|----------|------------|--------------------------------|--|----------|--------------------------------|-----------------------|-------|------|
| Kiwi 24            | 1,38     | 1,16     | 0,69       | 170                            | 10,40  | 2,38     | 1,23                           | $25,5 \times 10^{-4}$ | 432   | 0,13 |
| Kiwi 25            | 1,36     | 1,12     | 0,62       | 159                            | 5,25   | 2,34     | 1,17                           | $13,7 \times 10^{-4}$ | 323   | 0,18 |
| Kiwi 26            | 1,45     | 1,26     | 0,80       | 203                            | 5,31   | 2,50     | 1,40                           | $10,9 \times 10^{-4}$ | 297   | 0,19 |
| Kiwi Controllo     | 1,25     | 1,11     | 0,54       | 180                            | 7,84   | 2,15     | 1,44                           | $18,1 \times 10^{-4}$ | 333   | 0,18 |
| Ciliegio           | 1,50     | 0,47     | 0,41       | 240                            | 12,76  | 2,59     | 1,60                           | $22,1 \times 10^{-4}$ | 365   | 0,09 |
| Ciliegio Controllo | 1,58     | 0,62     | 0,43       | 180                            | 10,04  | 2,72     | 1,14                           | $23,2 \times 10^{-4}$ | 477   | 0,09 |
| Olivo ECO 15       | 2,44     | 1,55     | 0,86       | 185                            | 12,35  | 4,21     | 0,76                           | $27,8 \times 10^{-4}$ | 824   | 0,14 |
| Olivo AT 17        | 2,17     | 1,46     | 0,42       | 160                            | 18,09  | 3,75     | 0,74                           | $47,1 \times 10^{-4}$ | 1037  | 0,14 |
| Olivo Controllo    | 1,66     | 1,11     | 0,70       | 158                            | 13,40  | 2,86     | 0,95                           | $35,3 \times 10^{-4}$ | 707   | 0,15 |

C-CO<sub>2</sub> bas.: respirazione basale, misurata al 28° giorno

S.O.: sostanza organica, calcolata moltiplicando il valore del TOC per il numero empirico 1,724

$q\text{CO}_2$ : respirazione basale del suolo per unità di biomassa microbica calcolata con la formula: (mg C/Kg suolo)/ore

$C_0$ : C potenzialmente mineralizzabile ottenuto attraverso un modello cinetico esponenziale di primo ordine del tipo:  $C_t = C_0 (1 - e^{-kt})$

k: parametro cinetico della respirazione

Tuttavia i valori di  $q(\text{CO}_2)$  e i coefficienti di mineralizzazione del carbonio organico ( $C_0$ , k) risultano essere confrontabili e non denotano differenze significative. Nel caso dell'olivo, i valori del rapporto ( $C_{\text{biom}}$ : TOC) delle piante ECO 15 e AT 17 sono inferiori a quelli riscontrati per il controllo indicando una minore efficienza da parte dei microrganismi del terreno nella mineralizzazione della sostanza organica; questa condizione di stress viene confermata dai valori di  $q(\text{CO}_2)$  che indicano, in particolare per l'AT 17, una maggior capacità di decomposizione della sostanza organica a carico di una biomassa totale inferiore dotata di una elevata efficienza respiratoria.

I risultati ottenuti dall'analisi ecofisiologica (Biolog) sono riportati in tabella 4. E' da notare come i valori dell'AWCD e dell'area totale sottesa alla curva siano generalmente maggiori per i controlli che non per i campioni GM (tranne che nell'olivo). Nel caso del ciliegio è plausibile supporre che tale dato sia correlato con una biomassa quantitativamente maggiore mentre nel caso dell'olivo AT 17 si ritiene che la maggiore attività microbica abbia determinato valori di AWCD e area totale più elevati nei campioni GM rispetto al controllo.

Tabella 4. Parametri ecofisiologici (Biolog)

| Campione           | AWCD <sub>pl</sub> | Pendenza | Area Tot | VC <sub>min</sub> | H' VC <sub>min</sub> | H' fl | H' pl |
|--------------------|--------------------|----------|----------|-------------------|----------------------|-------|-------|
| Ciliegio GM        | 1,239              | 0,026    | 260,7    | 0,596             | 0,465                | 0,273 | 0,236 |
| Ciliegio controllo | 1,700              | 0,024    | 318,3    | 0,745             | 0,513                | 0,240 | 0,230 |
| Kiwi GM 24         | 1,581              | 0,033    | 254,2    | 1,070             | 0,341                | 0,236 | 0,230 |
| Kiwi GM 25         | 1,567              | 0,040    | 254,0    | 0,478             | 0,802                | 0,246 | 0,235 |
| Kiwi GM 26         | 1,461              | 0,036    | 240,7    | 0,763             | 0,374                | 0,267 | 0,232 |
| Kiwi controllo     | 1,607              | 0,041    | 268,6    | 0,469             | 1,122                | 0,248 | 0,228 |
| Olivo AT 17        | 1,823              | 0,045    | 322,9    | 0,492             | 0,640                | 0,243 | 0,225 |
| Olivo ECO 15       | 1,765              | 0,046    | 291,4    | 0,973             | 0,264                | 0,234 | 0,224 |
| Olivo controllo    | 1,710              | 0,045    | 263,5    | 0,777             | 1,026                | 0,236 | 0,227 |

AWCD<sub>pl</sub>: Average Well Colour Deveopment

VC<sub>min</sub>: Versatilità Catabolica (valore minimo)

H': indice di Shannon, calcolato secondo la formula  $H = - \sum f_i \log (f_i)$

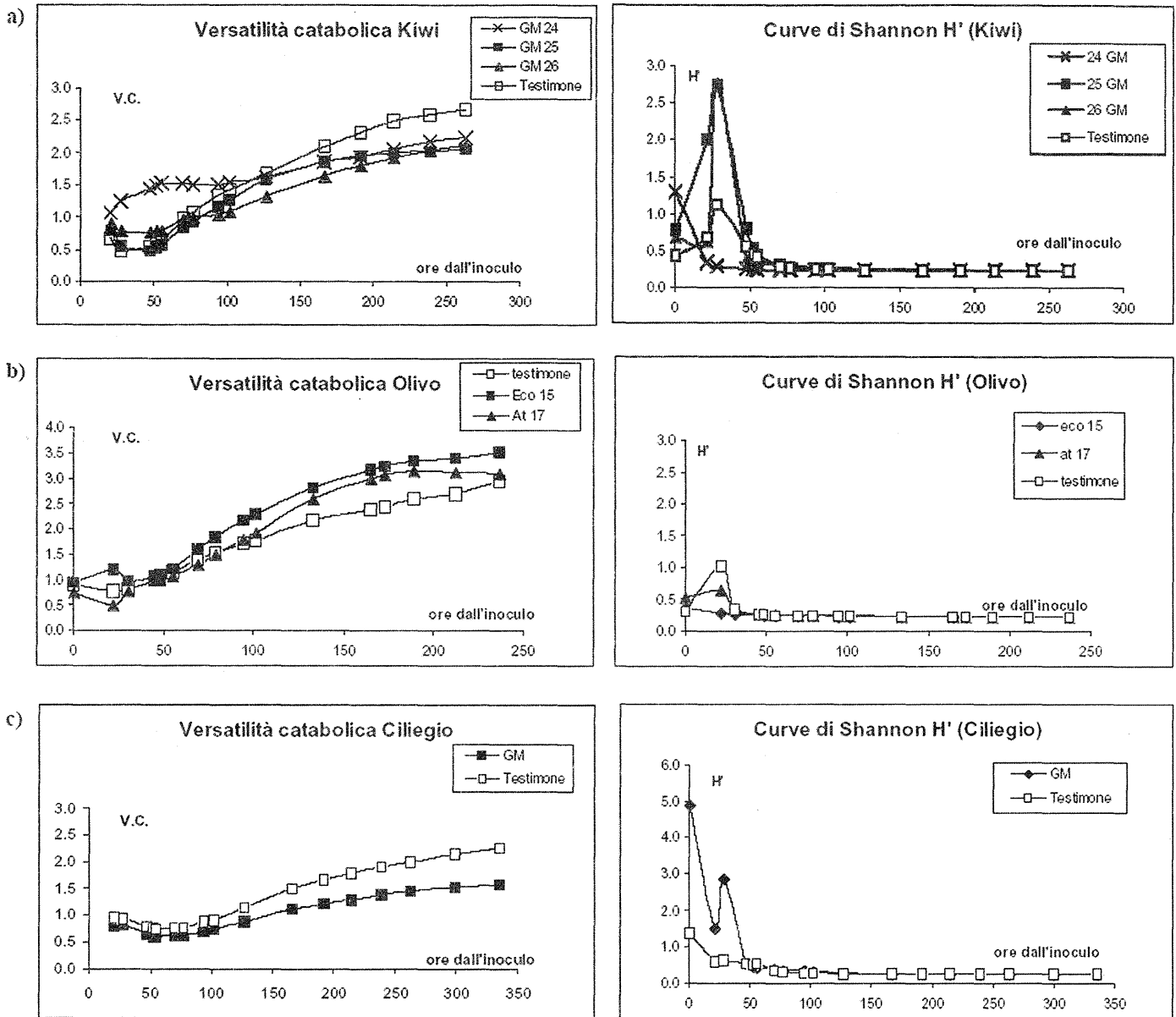


Figura 1. Rappresentazioni grafiche della versatilità catabolica (VC) e dell'indice di Shannon (H') per i campioni di kiwi (a), olivo (b) e ciliegio (c)

L'indice di diversità di Shannon ( $H'$ ) calcolato al punto di minimo delle curve di VC ( $VC_{min}$ ) ha evidenziato valori sensibilmente più elevati in tutti i campioni di controllo rispetto ai relativi campioni GM indicando una flora microbica inizialmente dotata di una maggiore diversità funzionale. In corrispondenza di un incremento delle curve di VC, i valori di  $H'$  dei suoli di controllo di kiwi e ciliegio crescono poco durante le prime 50 ore per poi tornare a valori bassi, mentre la  $H'$  dell'olivo decresce immediatamente (figura 1). I microrganismi dei campioni kiwi GM 25 e kiwi GM 26, avendo una biodiversità di partenza piuttosto bassa (vedi relativi valori di  $H'$  al  $VC_{min}$ ), sembrerebbero presentare valori di diversità più elevati fino a riuscire ad utilizzare tutti i substrati della piastra; questo fenomeno verrebbe evidenziato dai valori di  $H'$  delle prime 50 ore. Il campione kiwi GM 24, invece, pur avendo una biodiversità iniziale piuttosto bassa, comparabile con quella del kiwi GM 26, non sembra mostrare alcun aumento della diversità nelle prime 50 ore e i valori di  $H'$  restano pressoché invariati nel tempo. Un simile comportamento sembrerebbe essere rilevato anche nel caso dell'olivo ECO 15. Il particolare andamento di  $H'$  potrebbe essere correlato sia con il kiwi GM 24 che l'olivo ECO 15 che presentano la stessa modificazione genetica.

Dai dati ottenuti è plausibile infatti ipotizzare che tale modificazione genetica possa indurre i microrganismi in questione ad una ridondanza funzionale che giustificerebbe il mantenimento delle attività metaboliche agli stessi livelli degli altri campioni pur essendo dotati di valori di diversità microbica inferiori.

Sui terreni analizzati sono state rilevate un insieme di variabili che descrivono le caratteristiche chimico-fisiche che le proprietà biologiche dei suoli. Tra tutte sono state scelte la sostanza organica, la quantità di argilla, il

pH, l'area sottesa alla curva di crescita di comunità come indice ecofisiologico ed il rapporto  $qCO_2$  come indice di fertilità biologica. E' stata pertanto definita una matrice di dati utilizzata per una prima analisi esplorativa, l'Analisi in Componenti Principali (ACP), per rappresentare graficamente le informazioni contenute nei dati in modo da verificare se vi siano differenze tra campioni GM e campioni controllo. I risultati riportati sul Piano Principale (figura 2) rappresentato dalle prime due componenti, rappresentano l'83% dell'informazione dei dati ed evidenziano tre clusters ben definiti, corrispondenti alle tre diverse colture oggetto di studio; si riscontra, quindi, una differenza tra le diverse colture più che tra organismi GM e controlli. In particolare è opportuno sottolineare l'alto valore di sostanza organica (S.O.) e  $q(CO_2)$  per l'olivo nei confronti delle altre colture.

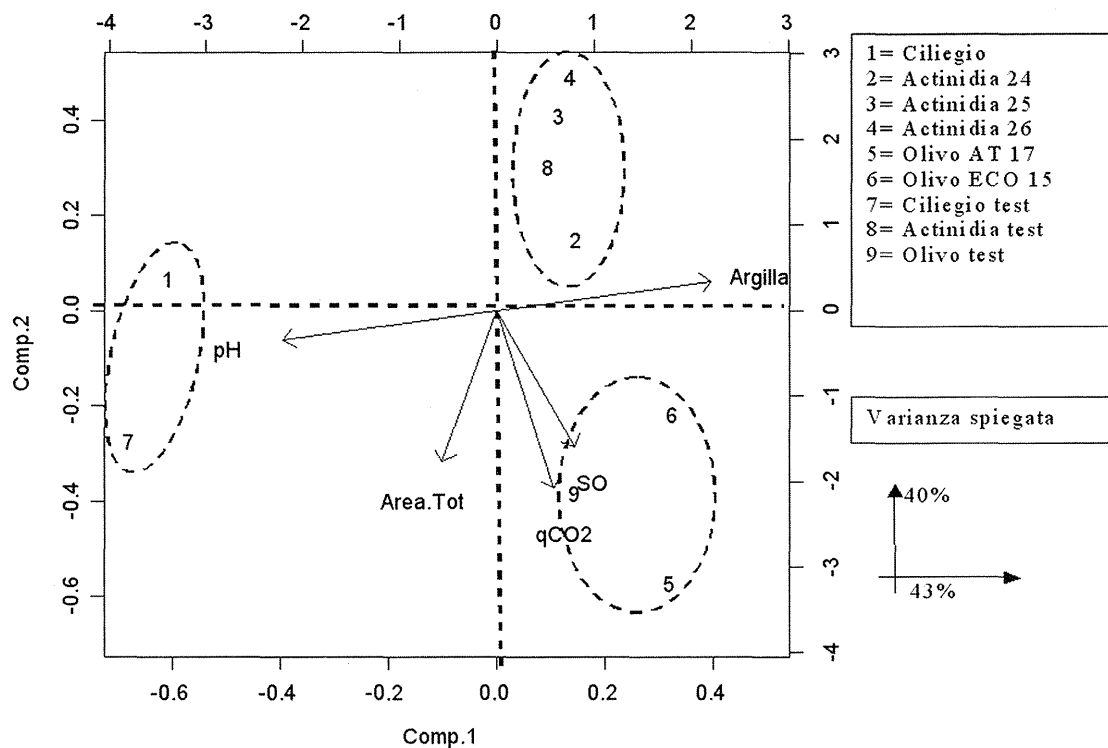


Figura 2. Rappresentazione grafica di unità e variabili sul Piano Principale. Viene riportata anche la variabilità spiegata delle due componenti

La rappresentazione grafica dei valori dei parametri misurati può risultare utile al fine di approfondire e completare le indicazioni fornite dalla ACP. In particolare dall'analisi dell'istogramma c riportato in figura 3 si nota come i valori della variabile Area totale per il Ciliegio e l'Olivo controllo siano più elevati rispetto ai corrispondenti campioni GM (tale caratteristica sembra non manifestarsi in forma così netta per il kiwi). Inoltre gli elevati valori di Sostanza Organica e  $q(CO_2)$  riscontrati per l'olivo confermano i dati già evidenziati dall'analisi ACP.

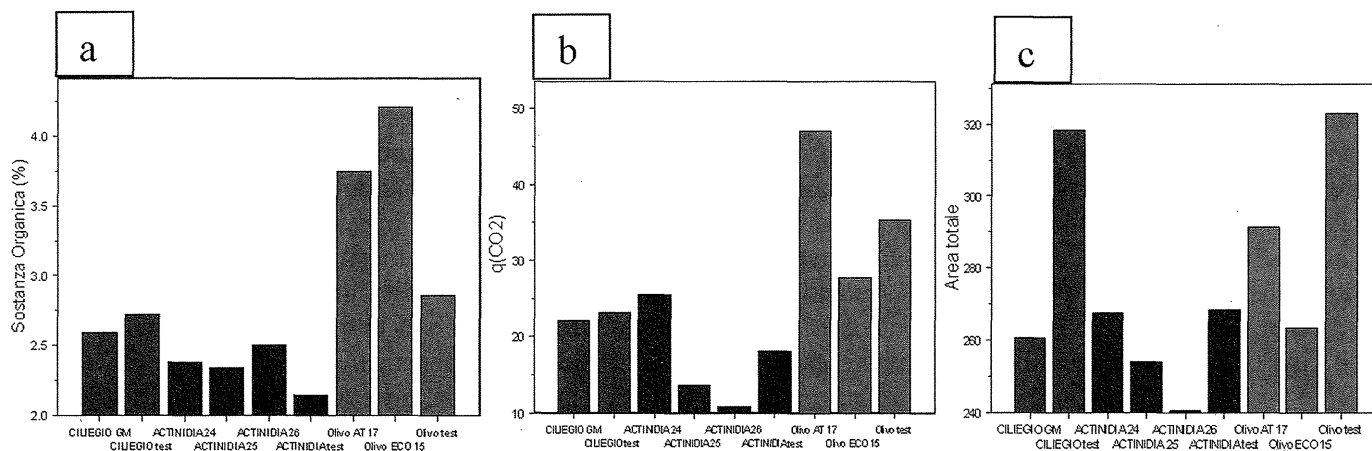


Figura 3. Iistogrammi dei "loadings" di ogni singola componente rispetto alle variabili Sostanza Organica (a),  $q(CO_2)$  (b) e l'Area totale (c)

Gli istogrammi mostrati in figura 4 ci mostrano invece come le osservazioni evidenziate in modo netto dall'analisi ACP nel caso delle variabili Argilla e, in modo ancor più evidente, del pH siano in realtà basate su differenze molto lievi. Si nota infatti, diversamente da quanto indicato nel Piano Principale, una sostanziale uniformità dei valori sia di Argilla che di pH nei confronti di tutte le diverse colture. Queste variabili non sembrerebbero perciò risentire dell'influenza della coltura GM o isogenica.

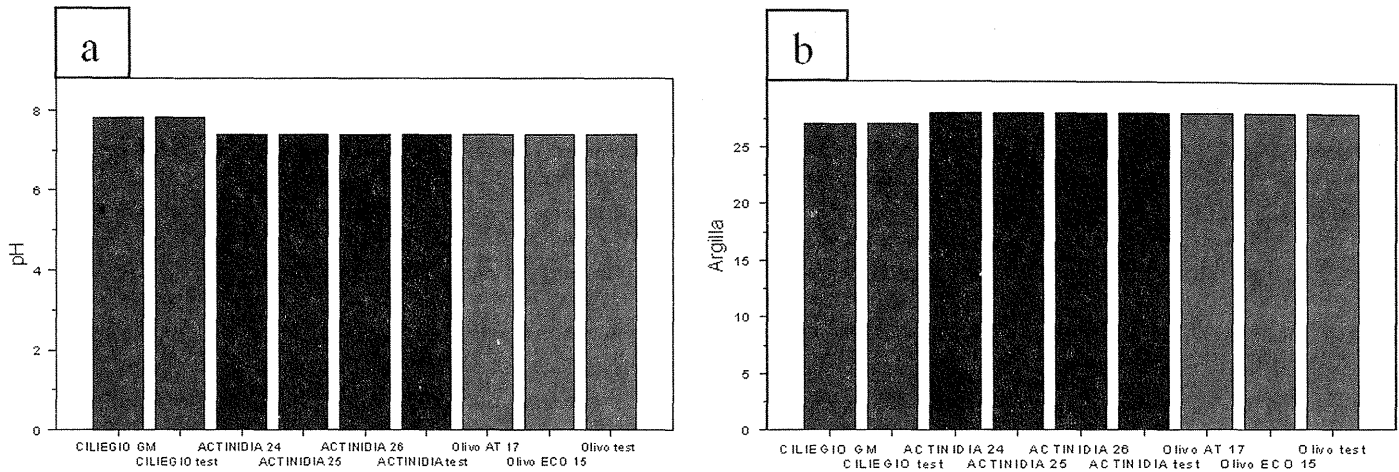


Figura 4. Istogrammi dei "loadings" di ogni singola componente rispetto alle variabili Sostanza Organica (a),  $q(\text{CO}_2)$  (b) e l'Area totale (c)

### Conclusioni

E' interessante notare come dall'analisi dei dati chimico-fisici e da quelli biochimici convenzionali non si evidenzino particolari differenze tra piante GM e piante isogeniche, e neanche tra diverse colture di piante trasformate con lo stesso inserto. L'utilizzo di tecniche più sensibili alle variazioni delle attività microbiche (Biolog) ha consentito tuttavia di individuare alcuni comportamenti differenti tra la flora microbica dei campioni GM ed relativi campioni isogenici (che ovviamente dovranno essere ripetuti e confermati). In particolare sembrerebbe che la modificazione dei campioni kiwi 24 e olivo ECO 15 (entrambi contenenti il gene rol A, B, C di *Agrobacterium rhizogenes* + tolleranza alla kanamicina) abbia ripercussioni sulla microflora batterica provocandone un abbattimento della biodiversità. I loro valori di C-biomassa e di attività microbica vengono mantenute pressoché ai livelli delle altre piante GM e ai loro relativi testimoni. Questo potrebbe essere dovuto alla ridondanza delle capacità microbiche e all'affermarsi di alcune specie batteriche capaci di svolgere il ruolo normalmente ricoperto da altri. Tali risultati sono in buona correlazione con quanto trovato da Santomassimo *et al.* (2004).

La scelta delle variabili da analizzare mediante ACP è stata dettata dall'importanza che ricoprono fattori come pH e sostanza organica sull'attività microbica del suolo, e quindi anche  $q(\text{CO}_2)$  e Area totale sottesa alla curva Biolog relativa al profilo ecofisiologico della comunità microbica. L'importanza dell'argilla risiede nelle sue note capacità di legare e mantenere le proteine e il DNA, fattori determinanti per la diversità microbica del suolo.

E' comunque doveroso precisare come le osservazioni qui riportate debbano comunque essere confermate con un campione di dati più numeroso

### Ringraziamenti

Si ringrazia il Prof. Eddo Rugini dell'Università degli studi della Tuscia per aver gentilmente concesso il campionamento dei suoli delle parcelle sperimentali coltivate con piante geneticamente modificate, nonché per la fattiva collaborazione allo studio.

Tale lavoro è stato realizzato con il contributo del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (MiPAF) (Progetto Misa) e della Regione Lazio - osservatorio fitopatologico e tutela risorse genetiche (Progetto Monitoraggio diretto e differito di piante geneticamente modificate sul suolo).

### Bibliografia

ANDERSON T. H. AND DOMSCH K.H. (1990). Application of ecophysiological quotients ( $q\text{CO}_2$  and  $qD$ ) on microbial biomass from soils of difference cropping histories. *Soil Biol. Biochem.*, 10:251-255.



- BURKHARDT C., INSAM H., HUTCHINSON T.C., REBER H.H. (1993), Impact of heavy metals on the degradative capabilities of soil bacterial communities *Biology and Fertility of Soils*, 16, pp. 154-156
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P. (1990) Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on soil polyvinylpyrrolidone. *J. of Chromatog.* 509: 141-146.
- 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" *Applied and Environmental Microbiology*, 57 n°8, pp. 2351-2359.
- 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 *Journal of Microbiological Methods*, 27, pp. 183-197
- ISERMEYER H. (1952). Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Kohlenate im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 56:26-38.
- NAP J.P., METZ P.L.J., ESCALER M AND CONNER A.J. (2003). The release of genetically modified crops into the environment. *The Plant Journal*, 33: 1-18.
- RICHARDS L.A., M. FIREMAN (1943). Pressure plate apparatus for measuring moisture absorption and transmission by soils. *Soil Sci.*, 56: 395-404.
- SANTOMASSIMO F., FABIANI A., CASTALDINI M., LANDI S., MICLAUS N. (2004). Impatto di piante geneticamente modificate sulla composizione e sulla funzionalità della comunità eubatterica del suolo. *Convegno Annuale SISS. Viterbo 22-25 Giugno 2004 (stesso volume)*.
- SPRINGER U., KLEE J. (1954). Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigeren Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernähr. Dng. Bodenk.*, 64: 1.
- VANCE E.D., BROOKES P.C. AND JENKINSON D.S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, No 6: 703-707.
- ZAK J.C., WILLIG M.R., MOORHEAD D., WILDMAN H.G. (1994). Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1875-1881

# IMPATTO DELLA COLTIVAZIONE DI *ACTINIDIA DELICIOSA* GENETICAMENTE MODIFICATA SULLA COMPOSIZIONE E LA FUNZIONALITÀ DELLA COMUNITÀ EUBATTERICA DEL SUOLO E DELLA RIZOSFERA

Francesca Santomassimo, Arturo Fabiani, Maurizio Castaldini, Silvia Landi, Nerino Miclaus

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - P.za D'Azeglio, 30 - 50121 Firenze; e-mail: miclaus@issds.it

## Riassunto

Questo lavoro fa parte di un progetto di ricerca finalizzato del MIPAF "Metodi innovativi per la tracciabilità di OGM per la tutela della biosicurezza e della sicurezza alimentare" (MISA) che si propone di valutare, oltre all'aspetto socio-economico, i possibili inquinanti genetici degli alimenti e dell'ecosistema suolo legati all'uso in agricoltura di Organismi Geneticamente Modificati. A tal fine sono state studiate le comunità eubatteriche presenti nel suolo e nella rizosfera di *Actinidia deliciosa* geneticamente modificata (PGM) e della rispettiva pianta isogenica, per valutare il possibile effetto della coltivazione di piante transgeniche sulla diversità e la funzionalità della comunità microbica. La caratterizzazione delle comunità microbiche è stata effettuata mediante metodiche molecolari [PCR, RT-PCR, analisi DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis)] basate sull'estrazione diretta degli acidi nucleici (DNA e RNA) dal suolo e dalla rizosfera, e l'amplificazione del gene ribosomale 16S. La similarità tra i profili elettroforetici DGGE è stata valutata tramite l'analisi statistica UPGAMA (Unweighted Pair-Group Arithmetic Average).

L'analisi DGGE del 16S rDNA della popolazione eubatterica totale della rizosfera, mostra che le comunità delle tesi PGM si differenziano sia per la composizione ed il numero di specie che per la frequenza di specie dalla rispettiva tesi di controllo. L'analisi dei cluster UPGAMA conferma che le comunità delle rizosfere del kiwi transgenico hanno un basso grado di similarità con la tesi isogenica. Differenze così marcate non si riscontrano nei campioni di suolo. I risultati dell'analisi DGGE relativa al 16S rRNA della rizosfera mettono in evidenza una grande variabilità nella composizione in specie della frazione attiva della comunità eubatterica; inoltre le varie tesi analizzate hanno valori di similarità molto bassi tra loro e in particolare, la tesi di kiwi modificato geneticamente tramite inserimento del gene *rol B* di *Agrobacterium rhizogenes* è quella che provoca i maggiori cambiamenti nella composizione della comunità batterica, sia a livello di DNA che RNA.

In conclusione, le comunità eubatteriche presenti nella rizosfera e nel suolo di *Actinidia deliciosa* geneticamente modificata, mostrano rispetto alla cultivar non modificata un cambiamento nella composizione delle specie presenti e attive, che maggiormente si riscontra a livello della rizosfera.

**Parole chiave:** PGM, acidi nucleici del suolo, DGGE, diversità batterica, kiwi.

## Eubacterial community composition and activity in bulk soil and rhizosphere of genetic modified *Actinidia deliciosa*

### Abstract

The study was developed in the context of to MiPaf experimental research project MISA ("Innovative methods to detect GMO for the biological and food safety") that intended to check, besides social - economic aspect, the possible genetic contaminants of food and soil ecosystems linked to the utilization of genetically modified microorganisms in agriculture. Eubacterial communities were characterized in bulk soil and rhizosphere of genetically modified and isogenic *Actinidia deliciosa* cv Hayward in order to evaluate the possible effect of GMP cultivation on soil microbial diversity and functionality. Microbial communities were studied through molecular methods [(PCR, RT-PCR, DGGE analysis (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis))] based on direct extraction of nucleic acids (DNA and RNA) from soil and rhizosphere and 16S ribosomal gene amplification. The DGGE patterns similarity was analysed by using UPGAMA statistical analysis (Unweighted Pair-Group Arithmetic Average).

DGGE analysis of eubacterial 16S rDNA, showed that bacterial communities present in all transgenic kiwi rhizospheres were different from those presents in kiwi wild type, both in terms of species composition and evenness (species frequency). The UPGAMA cluster analysis confirmed the low similarity degree between microbial populations of transgenic and control rhizosphere thesis. These differences in microbial communities were not so remarkable in bulk soil samples. The DGGE analysis performed on eubacterial 16S rRNA of kiwi rhizosphere, indicated a great variability in the composition of active fraction of microbial communities: in fact very low similarity values were evidenced among all thesis. Moreover, the kiwi plant modified with *rol B* gene seemed to cause the greatest modification in bacterial species composition, both at DNA and RNA level.

In conclusion, eubacterial communities present in rhizosphere and soil of genetically modified *A. deliciosa* showed a shift in composition of present and active species with respect to the isogenic cultivar, more marked in the rhizosphere.

**Key words:** GMP, soil nucleic acids, DGGE, bacterial diversity, kiwi.

## Introduzione

L'ampia applicazione dell'ingegneria genetica in campo agronomico ha consentito di coltivare piante che contengono geni utili per la resistenza ad erbicidi, per il miglioramento delle qualità colturali e per il controllo di determinate infezioni patogene. Tuttavia, l'utilizzo di piante geneticamente modificate (PGM) in agricoltura, al di là dei potenziali benefici per i quali sono state realizzate, pone la questione dei danni che potrebbero essere arrecati all'ambiente e alla salute umana. In questi anni, la ricerca scientifica si è applicata allo studio dell'impatto delle PGM sulla componente biotica dell'ecosistema suolo; in particolare, si è valutato il possibile trasferimento orizzontale di geni dalla pianta transgenica alla componente batterica della microflora indigena del suolo (Nielsen *et al.*, 1998), il rilascio nell'ambiente di tossine codificate dai transgeni tramite gli essudati radicali (Saxena & Stotzky, 2000) e il fenomeno della persistenza nel suolo del DNA transgenico (Stotzky *et al.*, 1993; Widmer *et al.*, 1996; Stotzky, 2000).

In questo studio si è inteso verificare la possibile influenza della coltivazione di *A. deliciosa* cv Hayward geneticamente modificata sulla diversità e funzionalità della microflora batterica presente nel suolo e nella rizosfera associati a questa coltura. Per lo studio delle comunità batteriche sono state applicate alcune analisi molecolari, come l'estrazione diretta del DNA e dell'RNA dal suolo e l'analisi DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) del 16S rDNA, già applicati in studi ambientali di ecologia microbica (Muyzer *et al.*, 1998; Smalla *et al.*, 2001; Castaldini *et al.*, 2001; Santomassimo *et al.*, 2003) unitamente alla relativa analisi statistica UPGAMA (Unweighted Pair-Group Arithmetic Average). In particolare, l'estrazione dell'RNA dal suolo si è dimostrata un valido punto di partenza per distinguere la comunità batterica totale dalla sua frazione metabolicamente attiva in diversi campioni ambientali (Griffiths *et al.*, 2000; Griffiths *et al.*, 2003; Norris *et al.*, 2002; Lüdemann *et al.*, 2000).

## Materiali e Metodi

### Campionamento del suolo e della rizosfera

I campioni sono stati prelevati presso l'Università della Tuscia (Viterbo, Facoltà di Agraria, Dipartimento di Produzione Vegetale) da una parcella coltivata con kiwi (*A. deliciosa*) geneticamente modificato, in sperimentazione dall'anno 1998. Le caratteristiche chimico-fisiche del suolo esaminato sono illustrate in Tabella 1, mentre le modificazioni genetiche prese in esame e le rispettive denominazioni dei campioni sono le seguenti:

- Campioni di suolo (A) e rizosfera (a) di *A. deliciosa* cv Hayward modificata mediante l'inserimento dei geni *rol* A, B, C (di *Agrobacterium rhizogenes*), che inducono modificazioni morfologiche e fisiologiche nella crescita alterando il bilancio ormonale della pianta, e il gene marcatore per la tolleranza alla kanamicina (notifica B/IT/98/24).
- Campioni di suolo (B) e rizosfera (b) di *A. deliciosa* cv Hayward modificata mediante l'inserimento del gene *rol* B (di *A. rhizogenes*), che induce modificazioni morfologiche e fisiologiche a carico delle radici, e il gene marcatore per la tolleranza alla kanamicina (notifica B/IT/98/25).
- Campioni di suolo (C) e rizosfera (c1 e c2, due cloni con lo stesso inserto genico) di *A. deliciosa* cv Hayward modificata mediante l'inserimento del gene dell'osmotina del tabacco, che induce la resistenza ai funghi, e il gene marcatore per la tolleranza alla kanamicina (notifica B/IT/98/26).
- Campioni di suolo (D) e rizosfera (d) di *A. deliciosa* cv Hayward isogenica.

I campioni di suolo sono stati prelevati ad una profondità di 0-20 cm, vagliati a 2 mm e conservati a -20°C fino allo svolgimento delle analisi molecolari. Nel campionamento è stato prelevato anche parte dell'apparato radicale delle piante, completo del suolo strettamente adeso alle radici, per lo studio della rizosfera. La rizosfera delle piante è stata mantenuta direttamente a -20°C fino all'estrazione degli acidi nucleici.

Tabella 1. Caratteristiche chimico-fisiche del suolo studiato

| Tessitura del suolo       | Sabbia | Limo | Argilla | pH   | Sostanza organica |
|---------------------------|--------|------|---------|------|-------------------|
|                           | %      | %    | %       |      | %                 |
| Franco argilloso sabbioso | 52     | 20   | 28      | 7,06 | 2,14              |

### Estrazione del DNA dal suolo e dalla rizosfera

Il DNA è stato estratto direttamente da 0,5 g di suolo e di rizosfera usando il "FastDNA Spin Kit for Soil" seguendo le istruzioni del produttore (Q-BIOgene).

### Estrazione dell'RNA dalla rizosfera

Tutte le soluzioni sono state preparate con acqua priva di RNasi, la vetreria è stata lavata con acqua trattata con DEPC (Diethyl Pirocarbonato) e la plastica utilizzata era certificata priva di DNasi e RNasi. Gli acidi nucleici sono stati estratti da 0,5 g di rizosfera seguendo il metodo descritto da Griffiths *et al.*, 2000 e avvalendosi di matrici di lisi Lysing Matrix E presenti nel FastDNA Spin Kit for Soil (Q-BIOgene) e del Fast Prep FP 120 (Savant). La sospensione finale dei campioni è stata fatta in 50 µl di acqua trattata con DEPC.

Gli estratti sono stati poi trattati con la DNasi RQ1 (Promega) per ottenere solo RNA dal campione, come descritto da Griffiths *et al.*, 2000. Dopo la digestione con la Dnasi, 3 µl di RNA sono stati amplificati con i primer universali UNI 1401r e GC 986f per la regione V6-V8 del rRNA 16S, nelle condizioni descritte da Felske *et al.* (1998), per verificare l'assenza di DNA nel campione.

### Retrotrascrizione dell'RNA

Per l'esperimento di retrotrascrizione dell'RNA è stata utilizzata la trascrittasi inversa Improm II<sup>TM</sup> (Promega), i reagenti inclusi nel kit dell'enzima e il primer UNI 1401r (Felske *et al.*, 1998). Per le condizioni e il ciclo sono state seguite le istruzioni del manuale della ditta Promega.

### Analisi DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) della comunità eubatterica

La regione V6-V8 del 16S rDNA e cDNA, è stata amplificata con i primer GC 986f e UNI 1401r, nelle condizioni descritte da Felske *et al.* (1998). L'elettroforesi è stata eseguita su un gel di poliacrilammide al 6% (Acrylamide/Bis 37,5:1) in condizioni denaturanti (7M Urea, 40% Formammide) con un gradiente da 42 a 58%; la corsa del gel è avvenuta in tampone 1X TAE a 75V per 16 h ad una temperatura di 60°C utilizzando il D-Code System (BioRad) ed il gel è stato colorato con SYBR<sup>®</sup> Green I.

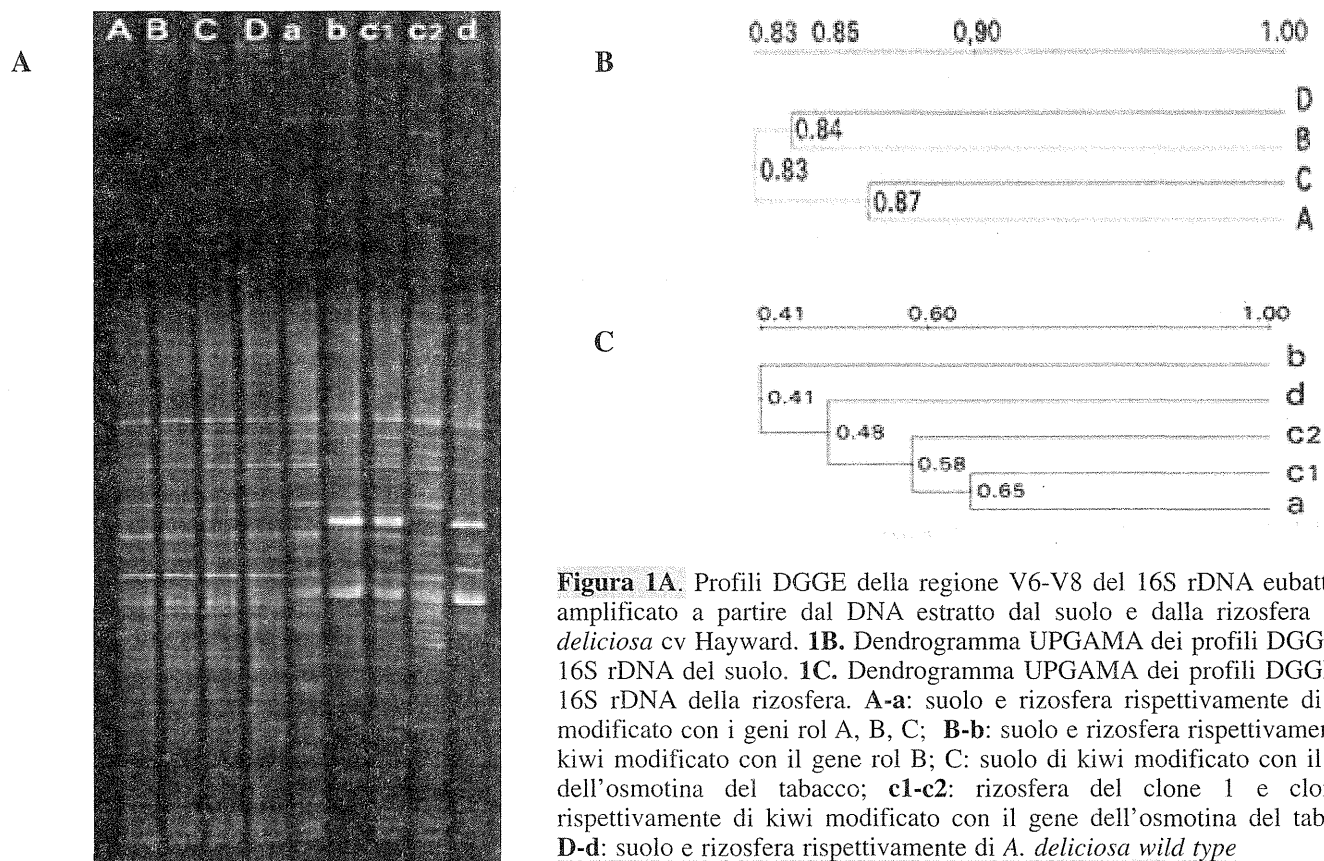
### Costruzione del dendrogramma e determinazione della diversità batterica

I profili DGGE sono stati utilizzati per determinare la similarità fra le popolazioni batteriche nei differenti campioni. Attraverso la comparazione della presenza-assenza di bande e intensità delle stesse nei differenti campioni mediante il Diversity Database Software (BioRad), è stata elaborata una matrice contenente valori di similarità con il metodo del "Dice coefficient". Questa matrice è stata impiegata per costruire un dendrogramma secondo l'analisi cluster UPGAMA (Unweighted Pair Group Mathematical Average).

## Risultati e discussione

L'analisi DGGE svolta sul 16S rDNA eubatterico dei campioni di suolo non mostra sostanziali differenze tra le tesi di kiwi geneticamente modificato (fig. 1A, campioni A,B,C) e quella isogenica di controllo (fig. 1A, campione D), soprattutto per quanto riguarda la posizione e il numero delle bande presenti lungo i pattern elettroforetici. Dal paragone fra i numeri di bande presenti in tutti i campioni di suolo (Tab. 2) emerge infatti una certa omogeneità nella ricchezza in specie tra le varie tesi (range di valori da 29 a 33). Anche l'analisi dei cluster UPGAMA (fig. 1B), mostra alti valori di similarità tra i campioni di suolo. Questo risultato mette in evidenza che nel suolo la coltivazione di kiwi transgenico dal 1998 non determina sostanziali cambiamenti rispetto quanto osservato per la comunità batterica che si instaura negli habitat occupati dal kiwi isogenico.

Al contrario, i campioni di rizosfera presenti nello stesso gel mostrano comunità batteriche differenti sia tra le tesi di kiwi GM (fig. 1A, campioni a, b, c1 e c2) che tra queste e il campione tradizionale (fig. 1A, campione d). Inoltre una certa variabilità si nota anche tra i campioni c1 e c2, che rappresentano due eventi dello stesso esperimento di ricombinazione genetica (inserimento del gene dell'osmotina del tabacco): questo potrebbe essere dovuto al fatto che il gene ricombinante non ha normalmente un preciso sito di inserzione nel cromosoma e, in base alla sua localizzazione, può essere indotta un'alterazione dell'espressione genica; di conseguenza non è escluso che da diversi eventi trasformanti si possano ottenere piante con caratteristiche fenotipiche diverse (Van Leeuwen W., 2001). Le differenze tra i campioni di rizosfera osservate nell'analisi DGGE del rDNA 16S sono sintetizzate anche dalla tabella 2: il numero di bande relative a ciascun pattern rientra in un range di valori piuttosto ampio (da 20 a 32 bande per campione). L'analisi UPGAMA relativa alla rizosfera (fig. 1C) conferma la diversa composizione in specie tra le comunità batteriche mostrando valori di similarità piuttosto bassi tra i campioni; inoltre il dendrogramma mette in evidenza che le specie della rizosfera del kiwi modificato con il gene *rol* B sono quelle che si differenziano maggiormente dalle altre tesi.



**Figura 1A.** Profili DGGE della regione V6-V8 del 16S rDNA eubatterico amplificato a partire dal DNA estratto dal suolo e dalla rizosfera di *A. deliciosa* cv Hayward. **1B.** Dendrogramma UPGAMA dei profili DGGE del 16S rDNA del suolo. **1C.** Dendrogramma UPGAMA dei profili DGGE del 16S rDNA della rizosfera. **A-a:** suolo e rizosfera rispettivamente di kiwi modificato con i geni rol A, B, C; **B-b:** suolo e rizosfera rispettivamente di kiwi modificato con il gene rol B; **C:** suolo di kiwi modificato con il gene dell'osmotina del tabacco; **c1-c2:** rizosfera del clone 1 e clone 2 rispettivamente di kiwi modificato con il gene dell'osmotina del tabacco; **D-d:** suolo e rizosfera rispettivamente di *A. deliciosa wild type*

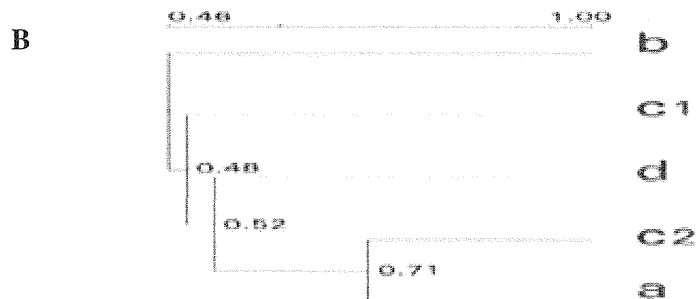
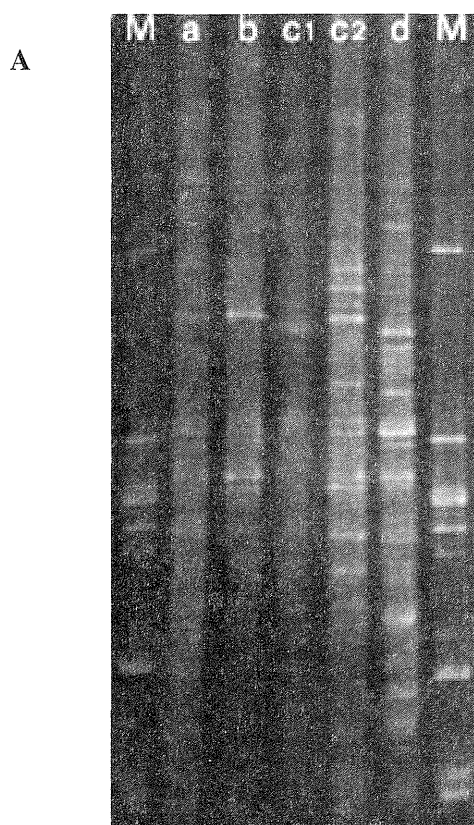
Questi risultati sperimentali suggeriscono che la coltivazione di Piante Geneticamente Modificate provochi un cambiamento nel tipo di rizodeposizioni rilasciate dalla pianta, e quindi delle risorse nutritive utilizzate dai microrganismi per le loro attività metaboliche; ciò può dar luogo ad una selezione di specie differente all'interno della comunità microbica presente nella rizosfera. Questo è in accordo con quanto osservato da molti autori (Siciliano *et al.*, 1998; Schmalenberger e Tebbe, 2002; Miller *et al.*, 1989), i quali attribuiscono un'importanza critica alla qualità e quantità dei composti del carbonio e dell'azoto rilasciati dalle rizodeposizioni nella definizione delle differenze tra le comunità microbiche che colonizzano l'interfaccia pianta/soilo. In effetti, Bruinsma *et al.* (2002) affermano che le PGM presentano un metabolismo modificato rispetto al corrispondente *wild type* e producono essudati radicali diversi in grado di generare nuovi equilibri nella composizione della comunità microbica della rizosfera. Recentemente anche Oger *et al.* (2004), isolando le comunità batteriche dalla rizosfera di *Lotus* transgenico (contenente anche i geni *rol* ABC), hanno trovato diverse comunità microbiche in relazione al tipo di opina prodotta dalla pianta. Altri studi sulla possibile influenza degli essudati radicali di piante transgeniche sulla microflora (Saxena & Stotzky, 2000; Saxena & Stotzky, 2001) hanno concluso che la tossina insetticida, espressa dal mais Bt in seguito all'inserimento del gene *cry1Ab* di *Bacillus thuringiensis*, pur conservando la sua attività per mesi, non esplica la sua tossicità sulla frazione colturabile dei batteri gram positivi e negativi del suolo. Gli autori non escludendo comunque un possibile effetto della tossina sulla diversità della comunità batterica totale.

L'analisi DGGE del 16S rRNA della comunità eubatterica della rizosfera (fig. 2A), mostra differenze tra i campioni di cDNA indicando una certa variabilità tra le specie funzionalmente attive che sono a stretto contatto con le radici delle piante di *A. deliciosa*. Nel dendrogramma UPGAMA in figura 2B si evidenzia infatti come la composizione in specie della frazione attiva della comunità sia diversa tra i campioni PGM e tra questi e la tesi isogenica: i valori con cui i campioni si raggruppano a formare i cluster di similarità sono tutti molto bassi e, anche in questo caso, il campione b forma un cluster caratterizzato da bassa somiglianza (0.46) con tutti gli altri campioni. Per quanto riguarda il confronto tra il numero di bande per i profili relativi al 16S rRNA e rDNA (tab. 2), risulta particolarmente interessante il fatto che i profili del cDNA mostrano una ricchezza in specie maggiore. Questo risultato potrebbe indicare che all'interno della comunità totale vi siano popolazioni batteriche costituite da pochi individui e quindi numericamente non rilevabili con l'estrazione del DNA totale, ma che svolgono attivamente le loro funzioni metaboliche sintetizzando un maggior numero di ribosomi rispetto a specie dormienti o poco attive. In generale infatti si attribuisce alla diversa attività metabolica delle singole specie che compongono la comunità una diversa quantità di RNA ribosomiale contenuto nelle cellule batteriche (Aviv *et al.*, 1996).

Tabella 2. Numero di bande presenti nei pattern elettroforetici delle analisi DGGE svolte sul 16S rDNA e rRNA

| Analisi DGGE | suolo |    |    |    | rizosfera |    |    |    |    |
|--------------|-------|----|----|----|-----------|----|----|----|----|
|              | A     | B  | C  | D  | a         | b  | c1 | c2 | d  |
| 16S rDNA     | 29    | 30 | 32 | 33 | 28        | 27 | 20 | 32 | 27 |
| 16S rRNA     |       |    |    |    | 38        | 31 | 30 | 37 | 39 |

**A-a:** suolo e rizosfera rispettivamente di kiwi modificato con i geni *rol* A, B, C; **B-b:** suolo e rizosfera rispettivamente di kiwi modificato con il gene *rol* B; **C:** suolo di kiwi modificato con il gene dell'osmotina del tabacco; **c1-c2:** rizosfera del clone 1 e clone 2 rispettivamente di kiwi modificato con il gene dell'osmotina del tabacco; **D-d:** suolo e rizosfera rispettivamente di *A. deliciosa* wild type.



**Figura 2A.** Profili DGGE della regione V6-V8 del 16S rRNA eubatterico della rizosfera di *A. deliciosa* cv Hayward. **2B.** Dendrogramma UPGAMA dei profili DGGE del 16S rRNA eubatterico della rizosfera di *A. deliciosa*. **a:** kiwi modificato con i geni *rol* A, B, C; **b:** kiwi modificato con il gene *rol* B; **c1-c2:** clone 1 e clone 2 rispettivamente di kiwi modificato con il gene dell'osmotina del tabacco; **d:** kiwi wild type; **M:** Marker.

## Conclusioni

I risultati sperimentali ottenuti in questo studio indicano che la coltivazione di kiwi geneticamente modificato, nell'ambito dei caratteri da noi analizzati, può avere una notevole influenza nel determinare l'equilibrio tra le specie che compongono la comunità batterica, specialmente a livello della rizosfera, dove le differenze tra le specie batteriche presenti nelle tesi transgeniche e quelle della tesi di controllo sono più marcate, sia a livello di comunità totale che di frazione metabolicamente attiva. Questi effetti sono meno evidenti nel suolo lontano dalle radici, dove probabilmente sono necessari tempi più lunghi perché si possano osservare modificazioni nella diversità batterica.

Infine questi risultati suggeriscono che alcune specie-chiave per l'attività metabolica della comunità batterica non sono numericamente rilevabili con il solo studio del DNA: risulta quindi fondamentale per un'approfondita analisi delle dinamiche ecologico-funzionali dell'ecosistema suolo/radice, implementare quelle tecniche molecolari che analizzano contemporaneamente i due acidi nucleici del suolo e della rizosfera.

## Ringraziamenti

Questo lavoro è stato svolto con il contributo del Ministero per le Politiche Agricole e Forestali nell'ambito del progetto di ricerca finalizzato "Metodi innovativi per la tracciabilità di OGM per la tutela della biosicurezza e della sicurezza alimentare" (MISA).



**Bibliografia**

- AVIV M., GILADI H., OPPENHEIM A.B., GLASER G., 1996. Analysis of the shut-off of ribosomal RNA promoters in *Escherichia coli* upon entering the stationary phase of growth. *FEMS Microbiol. Lett.* 140: 71-76.
- BRUINSMA M., KOWALCHUK G.A., VAN VEEN J.A., 2002. Effects of genetically modified plants on soil ecosystems. Printed by Ponsen and Looyen BV, Wageningen.
- CASTALDINI M., FABIANI A., SANTOMASSIMO F., DI CANDILO M., MICLAUS N., 2001. Effects of hemp retting water on the composition of soil bacterial community and on wheat yield. *Italian Journal of Agronomy* 5: 21-27.
- FELSKE A., WOLTERINK A., VAN LIS L., AKKERMANS A.D.L., 1998. Phylogeny of the main bacterial 16S rRNA sequences in Drentse A grassland soils (The Netherlands). *Appl. Environ Microbiol.* 64: 871-879.
- GRIFFITHS R.I., WHITELEY A.S., O'DONNELL A.G., BAILEY M.J., 2000. Rapid method for coextraction of DNA and RNA from natural environments for analysis of ribosomal DNA- and rRNA- based microbial community composition. *Appl Environ Microbiol.* 66: 5488-5491.
- GRIFFITHS R.I., WHITELEY A.S., O'DONNELL A.G., BAILEY M.J., 2003. Influence of depth and sampling time on bacterial community structure in an upland grassland soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* 43: 35-43.
- LÜDEMANN H., ARTH I., LIESACK W., 2000. Spatial changes in the bacterial community structure along a vertical oxygen gradient in flooded paddy soil cores. *Appl. Environ. Microbiol.* 66: 754-762.
- MILLER H.J., HENKEN G., VAN VEEN J.A., 1989. Variation in the composition of bacterial populations in the rhizosphere of maize, wheat, and grass cultivars. *Can. J. Microbiol.* 35: 656-660.
- MUYZER G., T. BRINKHOFF, U. NÜBEL, C. SANTEGOEDS, H. SCHÄEFER AND C. WAWER, 1998. Denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified 16S rDNA – A new molecular approach to analyse the genetic diversity of mixed microbial communities. In: *Kluwer Academic Publishers. Molecular Microbial Ecology Manual*, section 3.4.4, 1-27.
- NIELSEN K.M., BONES A.M., SMALLA K., VAN ELSAS J.D., 1998. Horizontal gene transfer from transgenic plants to terrestrial bacteria- a rare event?. *FEMS Microbiol. Rev.* 22: 79-103.
- NORRIS T.B., WRAITH J.M., CASTENHOLZ R.W., MCDERMOTT T.R., 2002. Soil microbial community structure across a thermal gradient following a geo-thermal heating event. *Appl. Environ. Microbiol.* 68: 6300-6309.
- OGER P.M., MANSOURI H., NESME X., DESSAUX Y., 2004. Engineering root exudation of *Lotus* toward the production of two novel carbon compounds leads to the selection of distinct microbial populations in the rhizosphere. *Microb. Ecol.* 47: 96-103.
- SANTOMASSIMO F., FABIANI A., CASTALDINI M., LANDI S., LAMI D., PIETRANGELI B., MICLAUS N., 2003. Eubacterial and  $\beta$ -ammonia oxidisers diversity in cultivated and uncultivated Italian soils. *Italian Journal of Agronomy* 7: 119-128.
- SAXENA, D. AND STOTZKY, G. 2000. Insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* is released from roots of transgenic Bt corn *in vitro* and *in situ*. *FEMS Microbiol. Ecol.* 33: 35-39.
- SAXENA, D. AND STOTZKY, G. 2001. *Bacillus thuringiensis* (Bt) toxin released from root exudates and biomass of Bt corn has non apparent effect on earthworms, nematodes, protozoa, bacteria, and fungi in soil. *Soil Biol. & Biochem.* 33: 1225-1230.
- SCHMALENBERGER A., TEBBE C.C., 2002. Bacterial community composition in the rhizosphere of a transgenic, herbicide-resistant maize (*Zea mays*) and comparison to its non-transgenic cultivar *Bosphore*. *FEMS Microbiol. Ecol.* 40: 29-37.
- SICILIANO S.D., THEORET C.M., DE FREITAS J.R., HUCL P.J., GERMIDA J.J., 1998. Differences in the microbial communities associated with the roots of different cultivars of canola and wheat. *Can. J. Microbiol.* 44:844-851.
- SMALLA K., WIELAND G., BUCHNER A., ZOCK A., PARZY J., KAISER S., ROSKOT N., HEUER H., BERG G., 2001. Bulk and rhizosphere soil bacterial communities studied by denaturing gradient gel electrophoresis: plant-dependent enrichment and seasonal shifts revealed. *Appl Environ Microbiol* 67: 4742-4751.
- STOTZKY G., BRODER M.W., DOYLE J.D., JONES R.A., 1993. Selected methods for the detection and assesment of ecological effects resulting from the release of genetically engineered microorganisms to the terrestrial environment. In: Neidleman et al. (ed.) *Advances in applied microbiology*. San Diego : Academic p.1-98.
- STOTZKY G., 2000. Persistence and biological activity in soil of insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis* and of bacterial DNA bound on clays and humic acids. *Journ. Environ. Qual.* 29: 691-705.
- TESKE A., WAWER C., MUYZER G., RAMSING N.B., 1996. Distribution of sulfate-reducing bacteria in a stratified fjord (Mariager Fjord, Denmark) as evaluated by most-probable-number counts and denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified ribosomal DNA fragments. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 1405-1415.
- VAN LEEUWEN W., RUTTINK T., BORST-VRENSSEN A.W.M., VAN DER PLAS L.H.W., VAN DER KROL A.R., 2001. Characterization of position-induced spatial and temporal regulation of transgene promoter activity in plants. *Journ. Exper. Botany* 52: 949-959.
- WIDMER F., SEIDLER R.J., WATRUD L.S., 1996. Sensitive detection of transgenic plant marker gene persistence in soil microcosms. *Molec. Ecol.* 5: 603-613.

## PCR FINGERPRINTING PER L'ANALISI DI COMUNITÀ MICROBICHE PRESENTI IN UN SITO INQUINATO DA IDROCARBURI

Elena Sturchio <sup>1</sup>, Carmela Riccardi <sup>1</sup>, Priscilla Boccia <sup>1</sup>, Barbara Ficociello <sup>1</sup>, Sergio Spicaglia <sup>1</sup>, Consuelo Conti <sup>2</sup>, Miriam Zanellato <sup>2</sup>, Laura Casorri <sup>1</sup>, Mario Pezzella <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza del Lavoro (ISPESL), Dipartimento Inseadimenti Produttivi ed Interazione con l'Ambiente (DIPIA) Via Urbana, 167 - 00184 Roma; e-mail: elena.sturchio@ispesl.gov.it

<sup>2</sup> Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Dipartimento di Malattie Infettive e Tropicali

### Riassunto

Alcuni siti industriali possono essere fonte di inquinamento da idrocarburi policiclici aromatici (IPA) ed *n*-alcani determinando nel suolo variazioni della diversità biotica.

Lo scopo della ricerca è stato quello di valutare le possibili fluttuazioni di struttura delle comunità microbiche presenti in un deposito di idrocarburi nei pressi di Milano, in modo da correlare l'eventuale variazione della biodiversità con la concentrazione dell'inquinante e con la stagionalità.

E' stata applicata l'analisi molecolare RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism) sul DNA batterico estratto direttamente dal suolo e amplificato via PCR del 16S rDNA. Tale analisi non consente di identificare le specie microbiche presenti e non fornisce informazioni di tipo quantitativo come le metodologie microbiologiche classiche, ma rappresenta un valido metodo per lo studio di fluttuazioni nella diversità della struttura di una comunità microbica.

I profili di bandeggio (fingerprints) dei campioni prelevati nel deposito in diversi punti ed a differenti profondità, sono stati confrontati per determinare eventuali differenze e/o similitudini.

Nella successiva analisi statistica i dati sono stati elaborati con i metodi multivariati della cluster analysis o analisi di agglomerazione, in base ad una matrice di presenza/assenza ed alla tecnica di classificazione dei dati della multidimensional scaling map (MDS) che colloca i campioni all'interno di una mappa, in genere bidimensionale. Per entrambe le elaborazioni statistiche e' stato utilizzato il programma PAST che calcola il coefficiente di similarità di Jaccard all'interno della matrice dei dati. I risultati delle due analisi presentano una concordanza eccellente in quanto il valore di stress è <0.05 ed evidenzia un buon ordinamento dei dati ottenuti che può escludere una reale eventualità di errori di interpretazione.

I risultati ottenuti indicano l'esistenza di una relazione tra punto di raccolta del campione di terreno, stagionalità e concentrazione dell'inquinante.

Il confronto dei dati della campagna estiva con quella invernale evidenzia due gruppi di popolazioni differenti in relazione alla variazione stagionale. In base ai valori di similarità i campioni relativi alla campagna invernale formano un gruppo di popolazione microbica distinto rispetto ai campioni della campagna estiva. Presumibilmente la bassa temperatura invernale ha favorito la persistenza degli inquinanti nel suolo determinando fluttuazione stagionale nella struttura delle comunità batteriche.

**Parole chiave:** suolo, RFLP, PHA

### PCR fingerprinting analysis on microbial communities coming from site polluted by hydrocarbons

#### Abstract

Many industrial activities may produce local contamination of toxic substances such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and *n*-alkanes.

The aim of this work was the analysis of different soil samples, polluted by hydrocarbons, coming from tank site located in Italian areas was carried out in order to evaluate microbial diversity variation in relation to the concentration of the chemical substances and seasonal distribution of the microbial communities.

Molecular strategies based on the RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism) analysis of PCR fragments amplified from genomic 16S rDNA has been used to study bacterial community structures in the polluted soil. RFLP analysis does not reveal the identity of the microorganisms and does not give quantitative information, but changes in microbial communities can be assessed.

The genetic fingerprints provide complex band profiles with a characteristic number of different bands for profile which yield a representation of the genetic structure of the community. RFLP analysis showed how the anthropogenic activities, and its related contamination, perturbed the microbial communities structure.

Molecular Cluster analysis by scoring similarities obtained with Jaccard coefficient and a multidimensional scaling (MDS) map from the resulting similarities matrix, were performed with PAST software (written by P.D.Ryan *et al.* 1995). Each restriction fragment from the 16S rRNA gene amplified by PCR was treated as a unit character and scored as 1 (present) or 0 (absent) across all microbial samples. In the

MDS representation it's clear that the agreement between the two techniques (cluster analysis and MDS) is excellent. The stress value is  $< 0.05$ , that gives a good ordination with no real prospect of misleading interpretation.

A seasonal distribution of the microbial communities in relation to the concentration of the chemical substances was observed.

The Summer and Winter collection comparison, showed two clusters relating to the seasonal distribution. An increase of the contamination, supported by the colder temperatures, in the Winter sampling, caused this seasonal fluctuation of the microbial community structure.

**Keywords:** hydrocarbon pollution; community structure; RFLP; soil contaminated

## **Introduzione**

Molte attività industriali possono essere fonte di inquinamento. L'inquinamento locale da sostanze tossiche come idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e *n*-alcani può causare gravi disordini dell'equilibrio ecologico. In generale, l'immissione di sostanze inquinanti determina una alterazione della diversità microbica in quanto spesso si realizza una pressione selettiva a favore di quei pochi microrganismi capaci di utilizzare e metabolizzare tali sostanze (Sandaa *et al.*, 2001). Tra i bioti viventi, le comunità microbiche, interagendo con differenti ecosistemi, sono utili per comprendere come i batteri rispondano ai diversi interventi antropici (Atlas *et al.*, 1991). Ad ogni modo non sono ancora conosciuti gli effetti dell'inquinamento da idrocarburi sulle comunità microbiche del suolo.

Lo scopo della ricerca è stato quello di valutare le fluttuazioni della struttura delle comunità microbiche presenti in un sito inquinato da idrocarburi nei pressi di Milano. Sono stati studiati diversi punti di campionamento di terreno all'interno di un deposito di idrocarburi, in due stagioni diverse, in modo da correlare l'eventuale variazione di biodiversità alla concentrazione dell'inquinante in esame ed alla variazione climatiche stagionali. A tal scopo sono state effettuate due campagne di campionamento nell'area industriale prescelta, una nell'estate 2002 e l'altra nell'inverno 2003.

E' stata applicata a questo scopo l'analisi molecolare dei polimorfismi di lunghezza dei frammenti di restrizione (Restriction Fragment Length Polymorphism-RFLP) delle regioni 16S (Porteus *et al.*, 1994). Questo tipo di studio rappresenta un valido supporto agli studi di caratterizzazione microbiologica che forniscono informazioni riguardanti la biomassa e la biochimica dei batteri coltivabili ma non consentono l'analisi della diversità batterica e dei cambiamenti nella struttura della comunità di tutti i microrganismi presenti coltivabili e non (Ranjard *et al.*, 2000; Kozdroj *et al.*, 2001; Amann *et al.*, 1995; Torsvik *et al.*, 1998; Porteus *et al.*, 1994).

## **Materiali e metodi**

### **Campionamento**

Con una tecnica di perforazione a carotaggio continuo ad andamento verticale e a secco in assenza di fluidi di circolazione, sono stati campionati suoli superficiali (10 cm) in diversi punti all'interno del sito prescelto.

I punti di campionamento sono stati selezionati perché vicini alle possibili sorgenti di contaminazione (serbatoi, pensiline di carico delle autobotti). Inoltre un ulteriore campionamento è stato effettuato all'esterno del sito prescelto, in un'area lontana da tali sorgenti. I campioni (circa 50 gr ciascuno) sono stati prelevati con tubi sterili dalla superficie del suolo (10cm - 1m), conservati a 4°C e analizzati entro 24 ore dal prelievo.

Il suolo, costituito da una matrice sabbiosa, al momento del campionamento aveva un range di pH compreso tra 7,90 e 9,21.

### **Analisi chimico-fisiche**

I campioni raccolti sono stati conservati in bottiglie di vetro a 4°C e successivamente seccati all'aria, macinati e setacciati con setacci a maglia quadrata da 2 mm.

Circa 1 grammo di ogni campione di suolo è stato addizionato con gli standard interni e estratto con un Dionex ASE200 Accelerated Solvent Extractor (P = 1500 psi; T = 100°C; diclorometano/acetone = 1:1 v/v) (EPA SW-846 Methods, 1997). Gli estratti ottenuti sono stati portati a secco sotto corrente di azoto e recuperati con toluene.

La determinazione quantitativa degli *n*-alcani e degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) è stata effettuata mediante gascromatografia-spettrometria di massa, eseguita dai ricercatori del Dipartimento Insediamenti Produttivi ed Interazione con l'Ambiente (ISPESL), con le seguenti condizioni: iniettore split/splitless: modalità splitless; T dell'iniettore = 280°C; T dell'interfaccia = 300°C; colonna: HP5-MS crosslinked PH ME Siloxane 30  $\mu\text{m}$  \* 0.25 mm \* 0.25  $\mu\text{m}$  spessore del film; T della colonna = 60°C per 1 min, 5°C/min 200°C, 3°C/min 290°C, 10°C/min 310°C; carrier gas He; flusso del carrier gas = 1 ml/min).

### Analisi molecolari

L'indagine molecolare per la caratterizzazione dei cambiamenti di struttura delle comunità microbiche attraverso l'analisi RFLP è stata realizzata attraverso i seguenti passaggi:

- Estrazione del DNA totale microbico;
- Amplificazione via PCR dei 16S rDNA;
- RFLP con enzimi di restrizione *Rsa* I, *Hha* I, *Pal* I;
- Analisi dei dati.

Come controlli sono state utilizzate colture pure di *Staphylococcus aureus* e *Bacteroides mycoides* allo scopo di valutare l'efficienza delle procedure di estrazione, amplificazione e digestione con gli enzimi di restrizione utilizzati.

### Estrazione del DNA

L'estrazione diretta del DNA da ciascun campione di suolo è stata eseguita con il kit Fast DNA Spin Kit for soil (Bio 101, Vista, California).

Brevemente, 500 mg di ogni campione sono stati aggiunti al lysing matrix E tube contenente 978  $\mu$ l of Sodium Phosphate Buffer e 122  $\mu$ l MT Buffer. La lisi è stata ottenuta con bead-beater (FastPrep® Instrument, FP 120 bead-beater, Bio 101/Savant) per 45 sec. alla velocità di 6.0 m s<sup>-1</sup> (con 0.5 ms<sup>-1</sup> incrementi di accelerazione), corrispondente approssimativamente a 5500 rpm.

I tubi sono stati poi centrifugati a 14.000 g per 30 sec. ed il supernatante è stato trasferito in un nuovo tubo ove sono stati aggiunti 250  $\mu$ l del reagente PPS. I campioni sono stati centrifugati a 14.000 g per 5 min. e quindi la Solution Binding Matrix Suspension è stata aggiunta al supernatante. La miscela, 600  $\mu$ l, è stata trasferita in uno Spin Filter e centrifugata a 14.000 g per 1 min. Sono stati successivamente aggiunti 500  $\mu$ l di Sews-M allo Spin filter e centrifugati a 14.000 g per 1 min. Ciascun Spin filter, posto sopra un nuovo tubo, dopo aggiunta di 50  $\mu$ l di acqua sterile è stato centrifugato a 14.000 g per 1 min. Il DNA estratto è stato sottoposto a migrazione elettroforetica (2 ore a 125 Volt, 8V/cm), su gel d'agarosio all'1% (wt/vol) in tampone Tris-Borato contenente bromuro d'etidio. Le bande ottenute, costituite da DNA genomico batterico, sono state osservate alla luce ultravioletta, confrontate con uno standard di peso molecolare appropriato (50-100bp), fotografate e quindi archiviate.

### 16S rDNA PCR

Aliquote di ogni campione contenenti circa 1-10 ng di DNA purificato sono state amplificate con PCR. Al fine di individuare un'ampia gamma di DNA procariotici ed eucariotici sono stati utilizzati primers universali derivati dal gene 16SrRNA di *Escherichia coli* (sintetizzati da Applied Biosystems USA su specifica ordinazione della sequenza nucleotidica). Sono stati utilizzati i seguenti primers:

- senso: 5'CAGCAGCCGCGGTAATAC (519-536)
- antiseno: 5'ACGGGCGTGTGTACAAG (1406-1389) (Porteus *et al.*, 1994).

L'amplificazione è stata condotta in un volume di reazione di 100  $\mu$ l, contenente 10 mM Tris HCl (pH 8.3); 50 mM KCl; 1.5 mM MgCl<sub>2</sub>; 0.2 mM di ogni dNTP's; 0.2 mM di ciascun primer senso e antiseno e 2.5 U di *Taq* Gold DNA Polymerase che si attiva a 95°C per 10 minuti, permettendo una "hot start" di reazione. L'amplificato atteso è di 887 bp. Il protocollo di amplificazione ha previsto: 35 cicli, 95°C per 10 secondi; 52°C per 30 secondi; 72°C per 30 secondi; 10 minuti di annealing finale a 72°C, ed è stato utilizzato un tempcycler automatico (GeneAmp PCR System 2400, Perkin Elmer Cetus, USA).

Aliquote di 10-30  $\mu$ l della miscela sono state sottoposte ad elettroforesi (1.25 ore a 125V, 8V/cm) su gel d'agarosio all'1% (wt/vol). I prodotti di amplificazione ottenuti di 887 bp sono stati osservati alla luce ultravioletta, confrontati con uno standard di peso molecolare appropriato (50-100bp), fotografati ed archivati.

### Digestione con enzimi di restrizione

La digestione enzimatica è stata effettuata incubando 25  $\mu$ l di ciascun prodotto di PCR, proveniente dai campioni amplificati, con 20 Unità di enzimi di restrizione. E' stata effettuata un'incubazione a 37°C per 6 ore, con l'aggiunta di altre 25 Unità dopo le prime tre ore, secondo le raccomandazioni fornite dalla casa produttrice (Invitrogen, Life technologies Carlsbad, CA). Ogni campione è stato digerito utilizzando tre differenti enzimi di restrizione: *Pal* I, *Rsa* I, *Hha* I.

### Elettroforesi su gel di poliacrilammide

I frammenti di restrizione sono stati sottoposti ad elettroforesi orizzontale su strato sottile in gel di poliacrilammide, GeneGel Excel 12.5 (Amersham Biosciences, Uppsala, Sweden), utilizzando GenePhor Electrophoresis Unit (Amersham Biosciences). Il trattamento del campione ha previsto la preparazione di una soluzione buffer a pH 7.5, contenente Tris 10 mM, EDTA 1 mM, xilene cianolo 0.05% (wt/vol) e blu di bromofenolo 0.04% (w/vol) in acqua distillata. Aliquote di 4 $\mu$ l di ciascun campione sono stati aggiunti a 2 $\mu$ l di soluzione buffer. I campioni così trattati sono stati caricati sul gel di poliacrilammide pronto all'uso, precedentemente posto nella camera elettroforetica alla temperatura di 15°C.

E' stata quindi effettuata una corsa di 80 minuti secondo le indicazioni fornite dalla ditta produttrice. Successivamente la visualizzazione è stata eseguita con PlusOne<sup>TM</sup>DNA Silver Staining kit (Amersham Biosciences).

### Analisi dei dati

I fingerprints di campioni differenti, ma prelevati dallo stesso deposito, sono stati confrontati per determinare differenze o similitudini nei profili di restrizione ottenuti, ottenuti dai campioni trattati con gli enzimi di restrizione *Pal* I, *Rsa* I e *Hha* I. Sono stati utilizzati i seguenti programmi:

- PAST, prodotto da P.D. Ryan *et al.* (1995) per l'analisi multivariata dei dati tramite cluster analysis o analisi di agglomerazione, in base ad una matrice di presenza/assenza ed alla tecnica di classificazione dei dati della multidimensional scaling map (MDS) che colloca i campioni all'interno di una mappa, in genere bidimensionale. Il programma PAST calcola il coefficiente di similarità di Jaccard all'interno della matrice dei dati.
- GelPro Analyzer<sup>TM</sup>Version 3.1 (Media Cybernetics, Maryland, USA), per l'analisi dell'immagine. Il programma Gel Pro 3.1 permette una rapida ed efficace localizzazione e quantificazione del segnale dato da ogni singola banda presente nel pattern elettroforetico.

Un valore di tolleranza è stato applicato ad ogni frammento per compensare lo eventuale mancato allineamento delle bande omologhe (1% per frammenti 50-700 bp). La similarità tra i diversi profili RFLP è stata calcolata da questa matrice binaria, utilizzando il coefficiente di Jaccard. Questa metodologia è applicabile a tutti i tipi di dati, qualunque sia la loro struttura e distribuzione.

## Risultati e discussione

### Analisi chimico fisiche

I risultati indicano che le concentrazioni di IPA e *n*-alcani nei suoli sono inferiori ai limiti di legge. Essi sono concentrati soprattutto vicino ai serbatoi di gasolio ed alle pensiline di carico delle autobotti.

La Figura 1 inoltre indica la presenza di un'elevata differenza di concentrazione media dell'inquinante tra i suoli prelevati durante la stagione estiva e durante la stagione invernale.

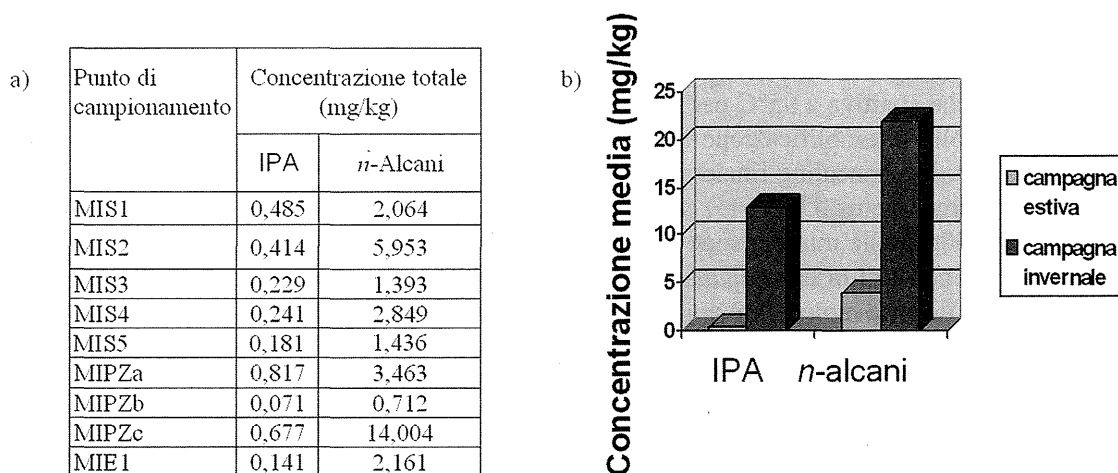


Figura 1. a) Concentrazioni di IPA e *n*-alcani della campagna estiva. b) Confronto tra le concentrazioni medie di IPA e *n*-alcani nelle campagne estiva ed invernale

Presumibilmente tale situazione si verifica a causa della particolare natura del sito prescelto, poiché in presenza di terreno sabbioso si determina una minore lisciviazione dei contaminanti.

### Analisi molecolari

#### Estrazione del DNA e 16S PCR

Il DNA estratto dai campioni di suolo invernali ed estivi mostrava all'elettroforesi su gel d'agarosio una banda tipica di 15-25 Kbp di lunghezza, sufficientemente puro per la successiva PCR. Il metodo commerciale Fast Prep DNA Spin kit for soil è risultato efficace in termini di resa e presenta il vantaggio di possedere uno strumento ad esso associato, che, con condizioni standardizzate di velocità e tempi, assicura la ripetibilità della metodologia.

L'estrazione di acidi nucleici puri dai campioni di suolo è risultata problematica per la complessità e la natura eterogenea della matrice del suolo. E' opportuno a tal proposito considerare la natura del terreno prelevato, caratteristiche come il pH e la tessitura del suolo, sono tra i fattori più importanti per la valutazione dell'efficacia dei metodi di estrazione adottati. Inoltre, la presenza di residui di acidi umici, metalli pesanti, tannini e altri residui che permangono anche dopo purificazione del DNA influenzano negativamente l'amplificazione via PCR delle sequenze di interesse agendo direttamente sull'attività della *Taq* Polimerasi. Il protocollo di bead-beating ha evidenziato un rendimento superiore ad altri protocolli testati per ciò che riguarda la lisi cellulare, la resa e la purezza del DNA batterico estratto, nonostante comporti una sua parziale frammentazione.

Il metodo utilizzato permette l'isolamento del DNA da un ampio numero di organismi inclusi i batteri e i funghi del suolo e risulta applicabile allo studio di numerosi campioni. La massima resa di DNA è stata ottenuta con rottura meccanica tramite particelle in un tempo di 45 secondi ad una velocità di  $6 \text{ ms}^{-1}$ .

L'amplificazione del DNA ribosomale di tutti i campioni con i primers universali 16S alla separazione elettroforetica, ha mostrato la banda attesa di 887 bp.

#### Digestione con enzimi di restrizione

Ogni enzima di restrizione ha fornito un caratteristico bandeggio, tipico di ogni punto di campionamento.

#### Analisi dei dati

L'esame dei frammenti di restrizione ha mostrato differenti patterns dipendenti dal sito analizzato e dagli enzimi utilizzati. Nella campagna estiva (Figura 2a-2b) il campione S1 I ha mostrato un basso valore di similarità di circa il 10%, mentre gli altri siti sono stati classificati allo stesso livello di similarità di circa il 60%. L'analisi del dendrogramma con entrambi i campionamenti a confronto, estivo ed invernale (Figura 3a-3b), ha rivelato che tre campioni (S2 II, S5 II, PZa II) della campagna invernale formano un gruppo di popolazione microbica distinto prima di integrarsi con i campioni della campagna estiva (S4 I, S3 I, PZc I, S2 I, PZb I, Pza I, S5 I) con un valore di similarità di circa il 50%.

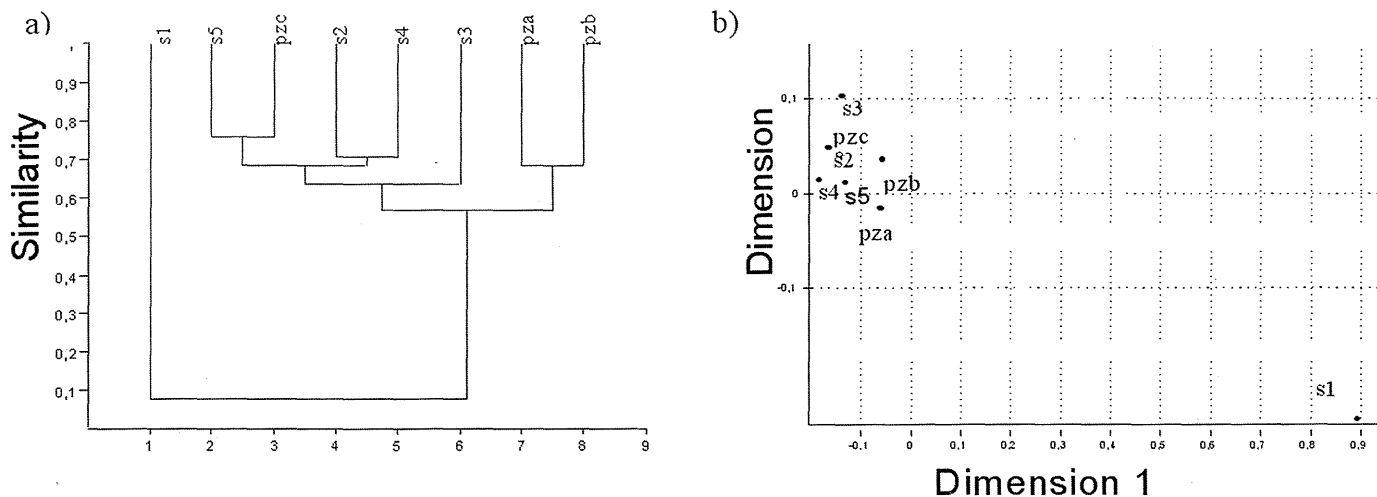


Figura 2. a) Dendrogramma e b) mappa MDS del campionamento estivo. Le dimensioni 1 e 2 si riferiscono alle coordinate spaziali



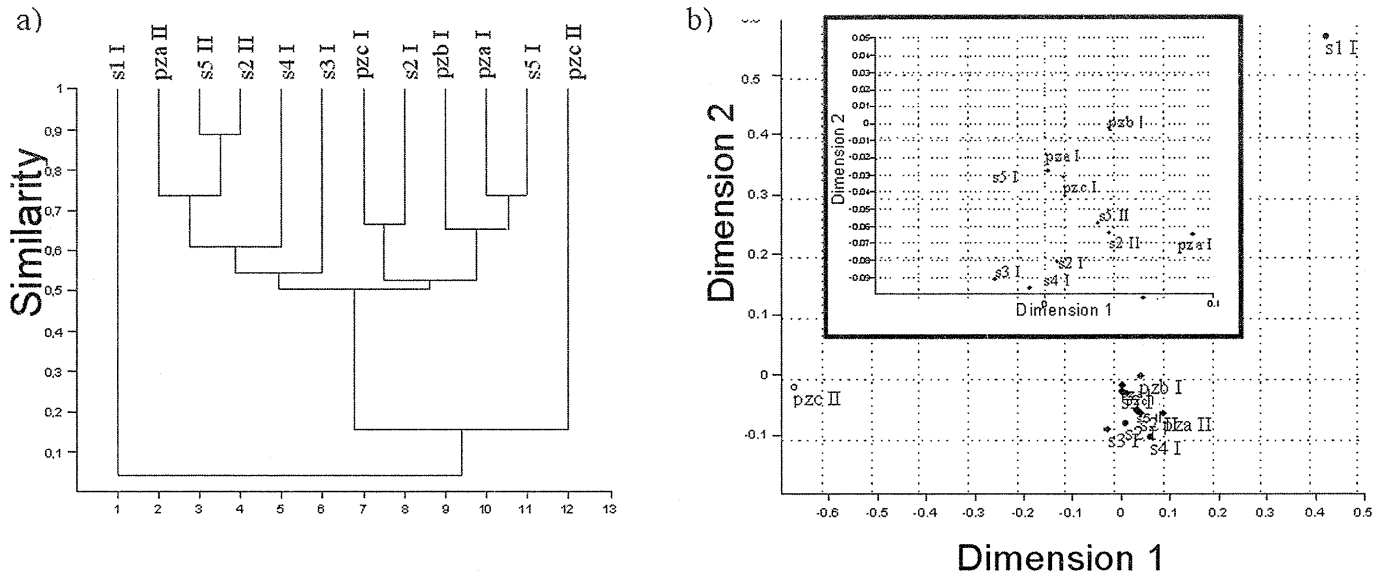


Figura 3. a) Dendrogramma e b) mappa MDS ottenuti dal confronto delle strutture delle comunità microbiche presenti nei suoli delle campagne estiva (I) ed invernale (II). Le dimensioni 1 e 2 si riferiscono alle coordinate spaziali

Il campione PZc II (campagna invernale) si è distinto per un basso valore di similarità di circa il 15%.

In particolare nella rappresentazione MDS si rileva che esiste una eccellente concordanza tra le due tecniche di analisi (cluster analysis e MDS). Il valore di stress è  $<0.05$ , ed evidenzia un buon ordinamento dei dati ottenuti che può escludere una reale eventualità di errori di interpretazione.

I fingerprints mostrano profili complessi con un numero caratteristico di bande, che forniscono una rappresentazione della struttura genetica della comunità. I patterns di restrizione ottenuti dalle colture pure utilizzate come controllo dimostrano l'attendibilità del metodo adottato.

L'analisi dei polimorfismi di lunghezza dei frammenti di restrizione (RFLP) non rivela l'identità dei microrganismi e non fornisce informazioni di tipo quantitativo, ma consente una valutazione qualitativa delle modificazioni che si verificano a carico delle comunità microbiche del terreno e quindi risulta capace di evidenziare efficacemente la perturbazione che si realizza nella struttura delle comunità microbiche a causa delle attività antropogeniche e dell'inquinamento ad esse correlato (Torsvik *et al.*, 1998; Porteus *et al.*, 1994; Martinez-Murcia *et al.*, 1995; Margesin *et al.*, 2003).

## Conclusioni

L'analisi multivariata dei dati relativamente alla campagna estiva ha evidenziato che il campione S1 I si distingue dagli altri campioni in quanto il punto di campionamento corrisponde ad un'area adibita agli uffici, sicuramente a basso impatto. I campioni S2 I e S4 I sono classificati allo stesso livello di similarità e sono localizzati nelle vicinanze dell'area di carico dei serbatoi. I campioni PZA I e S5 I sono classificati allo stesso livello di similarità e sono localizzati vicino ai serbatoi di gasolio.

I risultati ottenuti dalla prima campagna dimostrano, quindi, come le comunità microbiche risentano dell'attività specifica lavorativa che si svolge nei diversi punti di campionamento.

Confrontando i dati delle campagne estiva ed invernale, si possono individuare due gruppi di classificazione correlati alla distribuzione stagionale.

Un aumento della contaminazione, supportata dalle temperature più fredde invernali, potrebbe aver causato questa fluttuazione della struttura della comunità microbica. Secondo quanto riportato dal gestore, la richiesta di carburante è costante e la fuoriuscita del combustibile durante i processi di carico e scarico dei serbatoi non è maggiore in inverno rispetto all'estate, per cui l'unica variabile potrebbe essere la temperatura. In estate, le alte temperature potrebbero aver favorito una maggiore evaporazione dell'inquinante, determinandone una minore deposizione a livello della matrice.

In particolare il campione PZc II evidenzia un basso grado di similarità rispetto agli altri dati, probabilmente dovuto all'alta concentrazione sia di *n*-alcani che di IPA presenti nel punto di campionamento corrispondente, che ha indotto la selezione di specie microbiche che si sono adattate a sopravvivere in tali condizioni di stress.

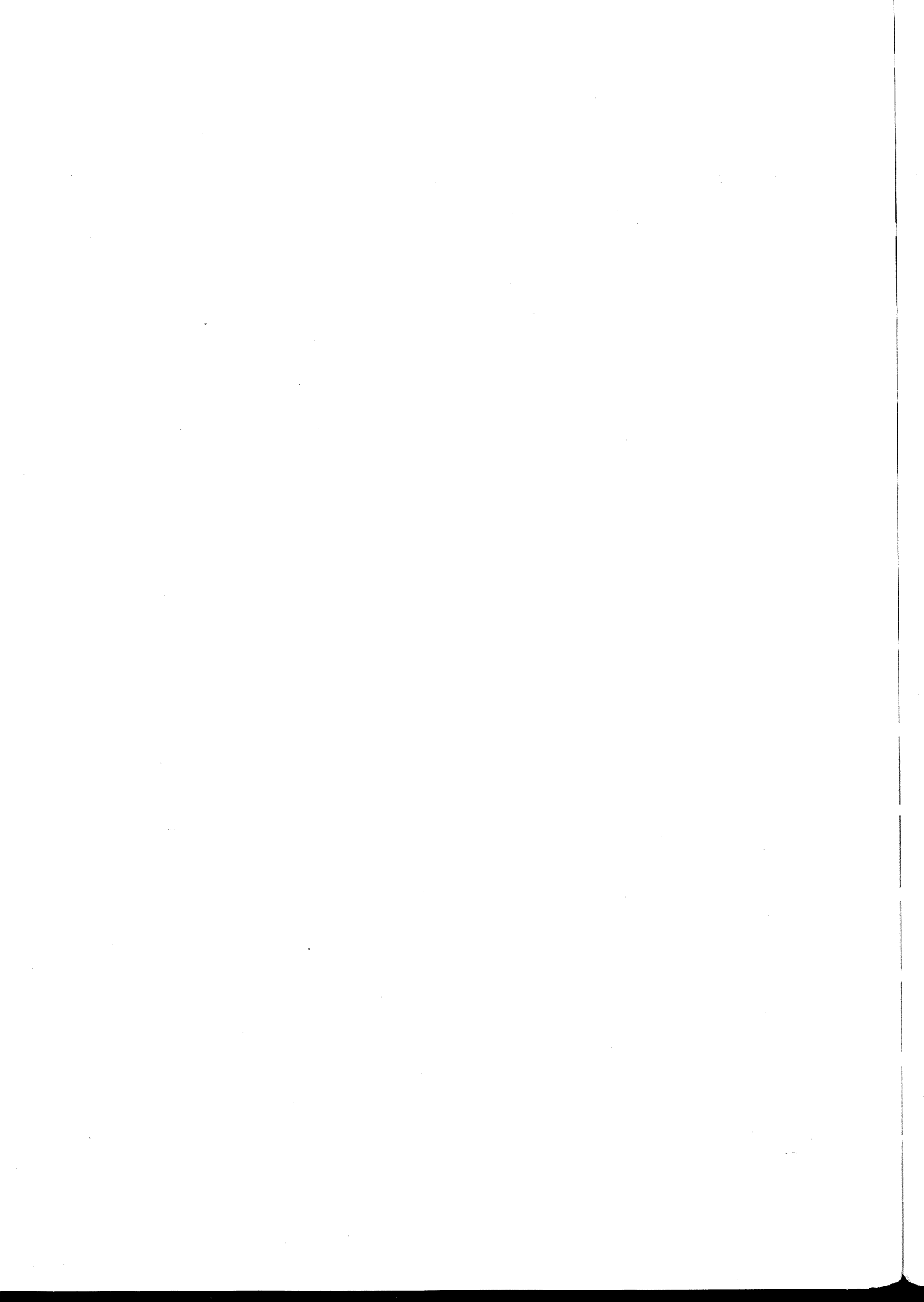
In conclusione, la metodologia descritta risulta particolarmente utile per valutare la diversità biologica di diversi suoli e per effettuare una stima dei cambiamenti che possono avvenire negli ecosistemi in seguito a varie condizioni stagionali, di tempo, agricole (come applicazioni di pesticidi) e a pressioni biotiche (come l'introduzione di specie microbiche geneticamente modificate e non).

### Ringraziamenti

Progetto di ricerca finalizzata dal titolo "Valutazione e gestione del rischio in siti inquinati da idrocarburi", finanziato dal Ministero della Salute e cofinanziato dall'ISPESL.

### **Bibliografia**

- AMANN R.I., LUDWIG W., SCHLEIFER K.H., 1995. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol.Rev.*, 59: 143-169.
- ATLAS R.M., HOROWITZ M., KRICHEVSKY M., BEJ A.K., 1991. Response of microbial populations to environmental disturbance. *Microb. Ecol.*, 22:249-246.
- KOZDROJ J., VAN ELSAS J.D., 2001. Structural diversity of microorganism in chemically perturbed soil assessed by molecular and cytochemical approaches. *J. of Microbiol. Methods.*, 43: 197-212.
- MARGESIN R., LABBE D., SCHINNER F., GREEN C.W., WHYTE L.G., 2003. Characterization of Hydrocarbon-degrading microbial populations in contaminated and pristine alpine soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69 (6): 3085-3092.
- MARTINEZ-MURCIA A.J., ACINAS S.G., RODRIGUEZ-VALERA F., 1995. Evaluation of prokaryotic diversity by restrictionase digestion of 16S rDNA directly amplified from hypersaline environments. *Fems Microb. Ecology*, 17: 247-256.
- PORTEUS L.A., ARMSTRONG J.L., SEIDLER R.J., WATRUD L.S., 1994. An effective method to extract DNA from environmental samples for polymerase chain reaction amplification and DNA fingerprint analysis. *Current Microbiology*, 29: 301-307.
- RANJARD L., POLY F., 2000. Monitoring complex bacterial communities using culture-independent molecular techniques: application to soil environment. *Res. Microbiol.*, 152 (3):167-77.
- SANDAA R.A., TORSVIK V., ENGER Ø., 2001. Influence of long-term heavy-metal contamination on microbial communities in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 287-295.
- TORSVIK V., DAAE F.L., SANDAA R.A., OVREAS L., 1998. Novel techniques for analysing microbial diversity in natural and perturbed environments. *J. Biotechnol.*, 64 (1): 53-62.





# NON POSSIAMO MANGIARCI LA TERRA

**I.L.S.A.** produce **CONCIMI ORGANICI**, **CONCIMI ORGANOMINERALI** e **MICROELEMENTI COMPLESSATI** con **AMMINOACIDI** in grado di nutrire, curare e biostimolare tutte le colture; prodotti **EVOLUTI**, **EFFICIENTI** e **CONVENIENTI**, frutto di ricerche e sperimentazioni continue, in grado di garantire un'alta efficienza salvaguardando nel contempo la conservazione dell'ambiente e la sicurezza dell'operatore. **I.L.S.A.** produce per gli agricoltori che coltivano oggi con la consapevolezza che, "su questa Terra", dovranno coltivare anche i loro figli.



**BIOPROTEINE E FERTILIZZANTI**

36071 ARZIGNANO (VI)

Tel. 0444/452020 r.a. - Fax 0444/671596

E Mail: [ilsa@ilsaspa.it](mailto:ilsa@ilsaspa.it) - <http://www.ilsaspa.it>