

*S. S. S. S.*



# **Bollettino**

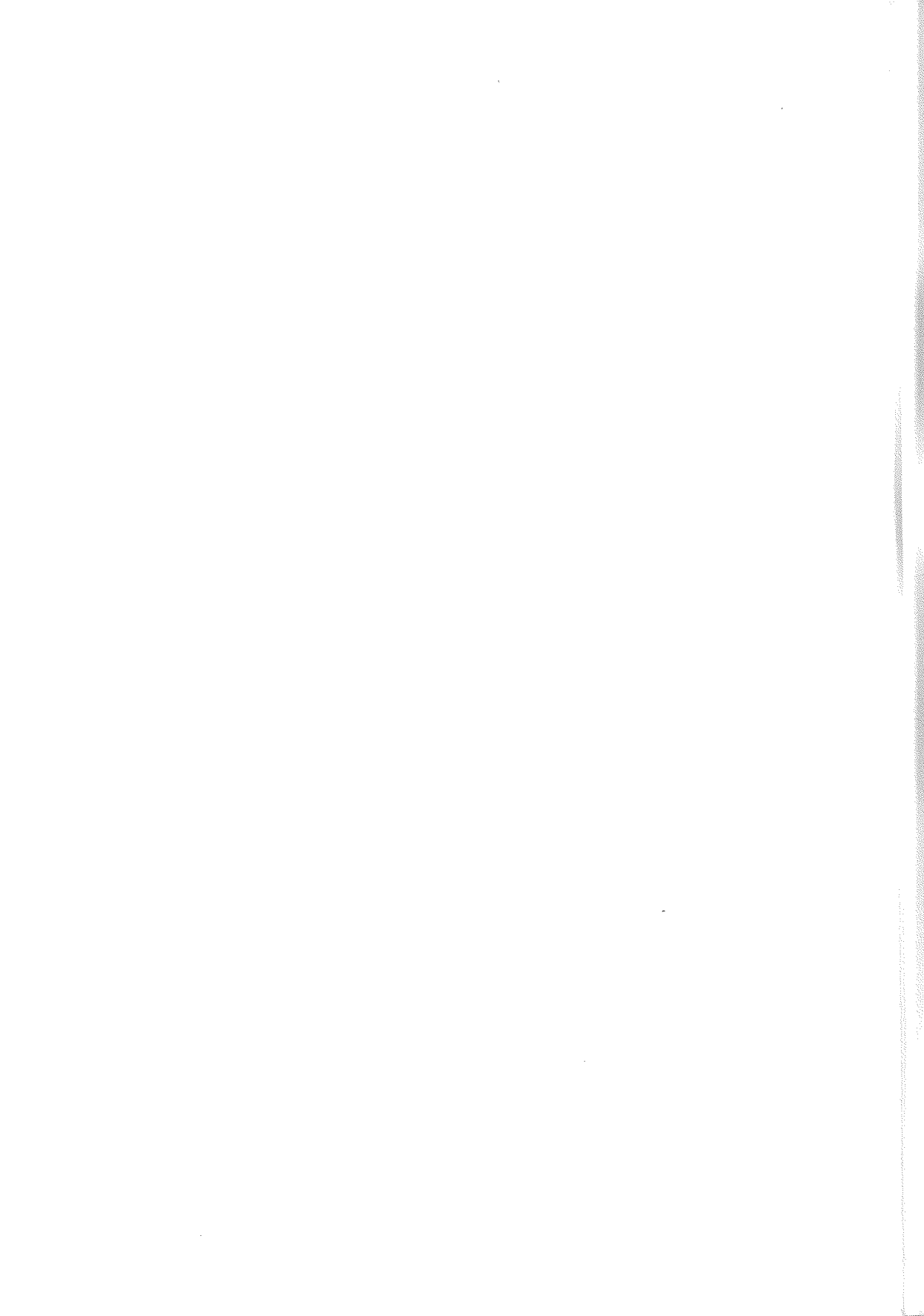
## **della Società Italiana**

### **della Scienza del Suolo**

Volume 52

**No. 1-2 2003**

---





**Società Italiana della  
Scienza del Suolo**

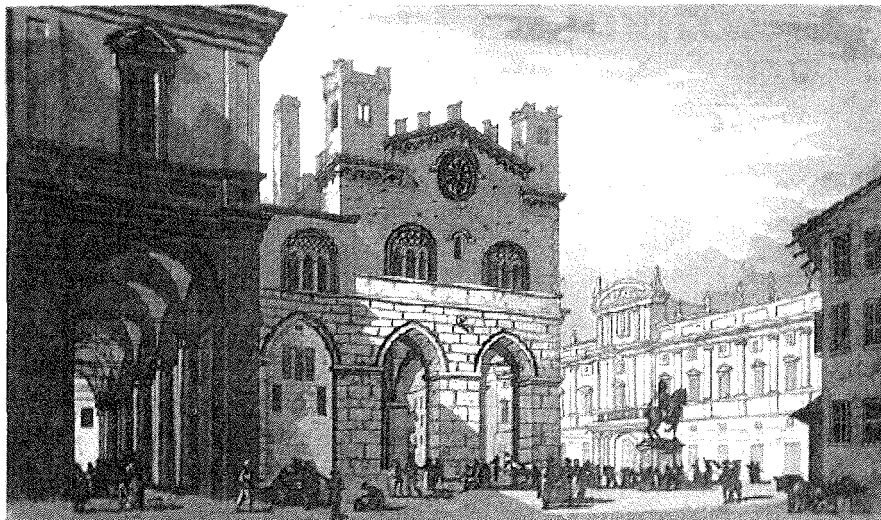


**Università Cattolica del Sacro  
Cuore di Piacenza**

**Atti del Convegno annuale**

# **La conservazione della risorsa suolo**

a cura di Claudio Baffi



*Piacenza - Via Emilia - Palazzo del Comune*

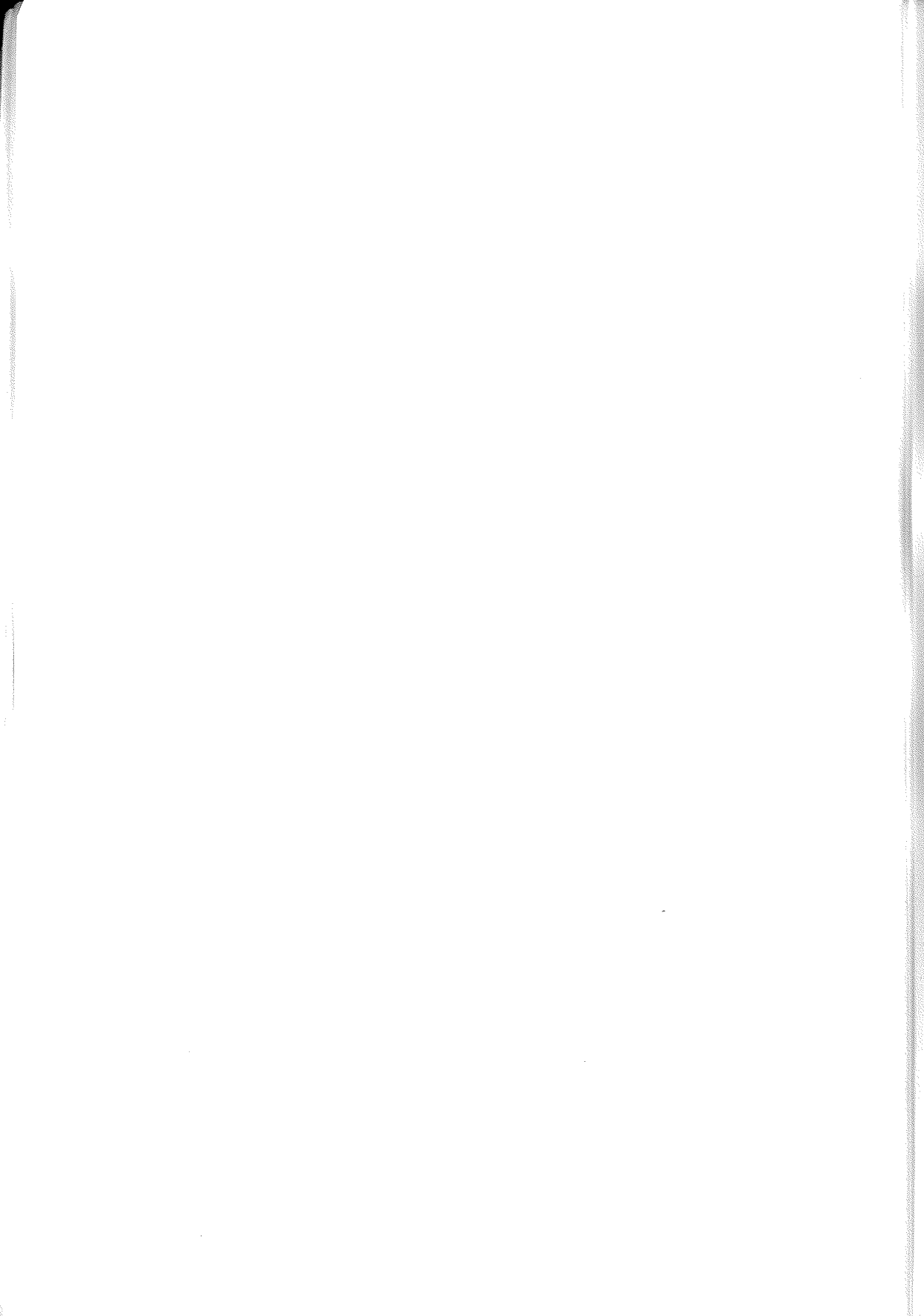
**Piacenza**  
**8-10 giugno 2002**  
**Università Cattolica del Sacro Cuore**  
*Via Emilia Parmense, 84*

La pubblicazione di questo volume ha ricevuto il contributo dell'Università Cattolica del Sacro Cuore sulla base di una valutazione dei risultati della ricerca in essa espressa



## **Relazioni ad invito**

---



# *LA PROBLEMATICHE DEI SUOLI E SITI CONTAMINATI NELL'OTTICA DELLA CONSERVAZIONE DELLA RISORSA SUOLO*

Renzo Barberis

ARPA Piemonte – Area Ricerca e Studi – Responsabile del CTN Territorio e Suolo

## **Abstract**

The main problems of Italian soils are synthetically examined: water erosion, local and diffuse contamination, soil sealing, compaction, decline in organic matter, decline in soil biodiversity, salinisation, hydro-geological risks (landslides and floods). To reach a common understanding throughout Italy and Europe of soil degradation processes, comparable and up-to-date data are very important. With these data indicators can be constructed, using DPSIR framework, and they allow to represent the spatial and territorial soil quality, in way integrated with the other environmental matrices. The results obtained from the National Topic Centre on Soil and Contaminated Sites (now Terrestrial Environment) allow to draw a picture of the present situation, representing the main national indicators on soil quality and contaminates sites. The future developments certainly will have to preview, beyond to the complete activation of contaminated sites' data-base, the creation of an appropriate national monitoring environmental soil network and a greater coordination, politician and technician, between the various subjects that are interested, in Italy like in Europe, on soil protection.

## **Riassunto**

Vengono sinteticamente esaminati i principali problemi che riguardano i suoli italiani: l'erosione idrica, la contaminazione locale e diffusa, la perdita di suolo per impermeabilizzazione, la compattazione superficiale e profonda, la perdita di sostanza organica, la diminuzione della biodiversità, la salinizzazione, il rischio idrogeologico evidenziato dalle frane e dalle inondazioni.

Per affrontare correttamente questi problemi, occorre avere a disposizione dati affidabili, validati, aggiornati e comparabili. Con questi dati si possono costruire degli indicatori, correlati attraverso lo schema DPSIR, che permettono di rappresentare la qualità dei suoli a livello spaziale e territoriale e in modo integrato con le altre matrici ambientali.

I risultati ottenuti dal CTN Suolo e Siti Contaminati (ora Territorio e Suolo) permettono di tracciare una fotografia della situazione attuale, rappresentando a livello na-

zionale i principali indicatori sulla qualità del suolo e sui siti contaminati. Gli sviluppi futuri devono sicuramente prevedere, oltre alla completa attivazione dell'anagrafe dei siti da bonificare, la creazione di una apposita rete nazionale di monitoraggio del suolo a fini ambientali ed un maggiore coordinamento, politico e tecnico, tra i diversi soggetti che si interessano, in Italia come in Europa, della protezione del suolo.

### **I principali problemi che riguardano il suolo**

Il suolo costituisce l'interfaccia tra la terra (geosfera), l'aria (atmosfera) e l'acqua (idrosfera) e il suo ruolo multifunzionale è essenziale per la vita su questo pianeta. Il suolo assolve una moltitudine di compiti ambientali, economici, sociali e culturali.

Tutti i più recenti documenti europei sulla protezione del suolo evidenziano la sua multifunzionalità come produttore di alimenti e biomasse, come fonte di materie prime, acqua ed energia, come mezzo filtrante e piattaforma di tutte le attività umane e come prezioso custode di aspetti storici e culturali; parimenti viene evidenziato come ci sia spesso competizione tra i diversi possibili usi e come tale competizione sia tanto più elevata quanto maggiore è la concentrazione di diverse attività in spazi ristretti.

I maggiori problemi che interessano i suoli italiani sono simili, pur nella particolarità e nella grande eterogeneità del nostro territorio, a quelli europei: l'erosione, soprattutto idrica, la contaminazione locale e diffusa, la perdita di suolo per impermeabilizzazione, la compattazione superficiale e profonda dovuta all'uso di mezzi meccanici, la perdita di sostanza organica, la diminuzione della biodiversità, la salinizzazione, il rischio idrogeologico evidenziato dalle frane e dalle inondazioni.

Accanto a questi problemi ne viene spesso evidenziato un altro, che interessa direttamente tutti noi tecnici e studiosi del suolo: la carenza di dati validati, disponibili e confrontabili tra di loro, che permettano di rappresentare l'evoluzione nel tempo e su tutto il territorio nazionale di quei fenomeni che descrivono lo stato di conservazione della risorsa suolo, in tutte le sue multifunzionalità. Il recente documento della Commissione Europea sulla protezione del suolo pone con forza il problema di utilizzare procedure di campionamento e metodi di analisi standardizzati e comparabili, accelerando i processi di armonizzazione da parte delle apposite organizzazioni internazionali CEN (European Committee for Standardisation) e ISO (International Organisation for Standardisation).



Oltre ad avere dati affidabili e confrontabili, occorre che gli stessi siano utilizzati per rappresentare complessivamente la qualità dei suoli a livello spaziale e territoriale e in modo integrato con le altre matrici ambientali, utilizzando gli schemi adottati dall'Agenzia Ambientale Europea, come il DPSIR (Driving, Pressure, State, Impact, Response), che permettono di collegare lo stato del suolo e gli impatti alle pressioni su di esso esercitate. I Centri Tematici Nazionali (CTN), creati dall'ANPA nell'ambito del nuovo Sistema Informativo Nazionale Ambientale (SINAnet), si propongono proprio questo, per il suolo come per le altre matrici: descrivere, attraverso l'uso di indicatori e indici, lo stato di conservazione della risorsa suolo per fornire ai decisori politici dei quadri complessivi, possibilmente correlati con gli aspetti economici e quindi nell'ottica dello sviluppo sostenibile, a livello dei diversi ambiti territoriali (province, regioni, stato).

I risultati ottenuti nel primo triennio di lavoro dal CTN Suolo e Siti Contaminati (ora Territorio e Suolo) pur scontando le citate carenze di dati affidabili, permettono di tracciare una fotografia della situazione attuale, rappresentando a livello nazionale i principali indicatori sulla qualità del suolo e sui siti contaminati. Gli sviluppi futuri devono sicuramente prevedere, oltre alla completa attivazione dell'anagrafe dei siti da bonificare, la creazione di una apposita rete nazionale di monitoraggio del suolo a fini ambientali ed un maggiore coordinamento, politico e tecnico, tra i diversi soggetti che si interessano, in Italia come in Europa, della protezione del suolo.

### **Erosione**

I dati più recenti sul rischio di erosione idrica, pubblicati dall'European Soil Bureau (Van der Knijff et al. 1999) classificano la maggior parte del territorio italiano ad elevato rischio. Circa il 77% del territorio italiano è soggetto a rischio di erosione accelerata a causa della notevole energia di rilievo e dell'erodibilità dei suoli.

L'erosione potenziale diventa effettiva quando a questi fattori di rischio si associa l'azione antropica effettuata senza criteri conservativi. I fattori che accelerano l'erosione sono infatti le lavorazioni del terreno a rittochino, l'utilizzo di organi lavoranti che generano la formazione della suola d'aratura (zona compatta d'interfaccia fra lo strato arato e il suolo naturale) e l'eccessivo amminutamento superficiale del suolo per la preparazione dei letti di semina.

Anche la mancanza di applicazione di misure conservative del suolo, quali le sistemazioni idraulico agrarie, i drenaggi, gli inerbimenti, genera un aumento del rischio di erosione, come pure il livellamento del terreno effettuato con macchine per il movimento di terra per l'impianto di colture arboree specializzate.

I movimenti di massa causati dai livellamenti generano tronconi del profilo del suolo nelle zone di scavo, mentre nelle zone di riporto determinano accumuli di notevoli masse di materiale incoerente a porosità disorganizzata e facilmente erodibile. In queste condizioni, e per alcuni anni a seguire, è frequente osservare tassi di erosione catastrofici, che superano le 500 t ha<sup>-1</sup>anno<sup>-1</sup>.

Il rischio d'erosione è aumentato, negli ultimi decenni, anche a causa dell'aumento dell'erosività delle piogge, che presentano scrosci più intensi ed eventi notevoli più ravvicinati; ciò è in relazione con l'ormai noto generale mutamento del clima a scala planetaria.

La diminuzione dell'erosione a scala geografica nazionale, dovuta ai rimboschimenti e all'abbandono dell'agricoltura nelle zone più svantaggiate, non deve trarre in inganno. Infatti l'erosione del suolo appare preoccupante nelle zone collinari di pregio, dove è andata intensificandosi la meccanizzazione.

La metodologia generalmente utilizzata per calcolare il rischio di erosione è la Universal Soil Loss Equation (USLE), nota come equazione di Wischmeier, che integra i fattori piovosità (R), erodibilità (K), lunghezza (L) e pendenza (S) dei versanti con quello di copertura delle terre (C). L'attendibilità dei risultati ottenuti è direttamente proporzionale alla qualità dei dati climatici e pedologici utilizzati nella elaborazione. Esistono però anche altri approcci, come quello degli "Hot Spots" utilizzato da EEA-UNEP nel messaggio congiunto sul suolo, o, ancora, il recente modello PESERA (Pan European Soil Erosion Risk Assessment) proposto ancora dal European Soil Bureau (Grimm et al., 2001).

### **Diminuzione della sostanza organica e rischio desertificazione**

La sostanza organica presente nel suolo è l'insieme dei componenti organici che si trovano nel terreno e sulla sua superficie, con l'esclusione della sola biomassa vegetale vivente. Il suo livello nel suolo è stretta-

mente legato al ciclo degli elementi nutritivi e, in particolare, a quello del carbonio: i processi che contraddistinguono tale ciclo possono essere suddivisi in quattro fasi principali corrispondenti agli apporti organici al suolo, alla loro degradazione, all'umificazione (attraverso processi di polimerizzazione e di sintesi che conducono alla formazione della porzione più stabile ed attiva, chiamata, appunto, "humus") e alla mineralizzazione.

La sostanza organica ricopre un ruolo fondamentale per gli equilibri ambientali e per la fertilità fisica, chimica e biologica dei suoli; infatti, una buona dotazione di materiale organico assicura queste principali funzioni:

- migliora la struttura, la porosità e quindi l'aerazione e il drenaggio del suolo, aumenta la disponibilità di acqua per le piante, induce una maggiore resistenza al compattamento, alla formazione di croste superficiali e all'erosione, assicura una più intensa resistenza ai processi di desertificazione;

- accresce la disponibilità di nutrienti, incrementa il potere tampone ed avendo proprietà chelanti impedisce a ferro, fosforo e altre sostanze minerali di precipitare e divenire indisponibili per le piante;

- influisce sull'attività microbiologica, incidendo sulla regolarità dei cicli energetici, del carbonio, dell'azoto e degli altri elementi nutritivi;

- stimola l'attività degli enzimi ed incrementa la biodiversità microbica e l'attività della mesofauna;

- amplia la capacità dei suoli di adsorbire metalli e di inattivare e degradare inquinanti organici (residui di antiparassitari, solventi industriali, idrocarburi).

La quantità di sostanza organica nel suolo è controllata, in ambienti naturali, prevalentemente dal clima, mentre nelle aree coltivate è anche fortemente condizionata dalla gestione agricola.

L'accumulo di sostanza organica nel suolo è un processo lento, molto più lento della sua diminuzione. Tale processo può essere migliorato con tecniche di gestione agraria positive, come diminuzione del numero di arature, agricoltura biologica, pascoli permanenti, colture da copertura, pacciamatura, concimazione con sovescio, stallatico e compost e così via. La maggior parte di queste tecniche si rivela efficace anche per combattere e prevenire l'erosione, aumentare la fertilità e migliorare la biodiversità del suolo.

La perdita di sostanza organica, spesso causa e contemporaneamente conseguenza di processi di erosione, è generalmente associata agli ef-

fetti di pratiche agricole intensive, soprattutto se accompagnate dalla concomitante scomparsa dell'attività zootecnica; peraltro va ricordato che livelli di sostanza organica più bassi rispetto a quelli europei continentali sono normali negli ambienti pedoclimatici mediterranei, mentre il fenomeno assume un carattere di estrema gravità là dove si innescano processi di desertificazione. La situazione di carenza di sostanza organica evidenziata nella Relazione sullo Stato dell'Ambiente 2001 pone come aree critiche non solo quelle meridionali o insulari, ma anche aree del centro Italia e della stessa pianura padana.

La trasformazione di queste aree critiche in aree a rischio di desertificazione dipende, ovviamente, anche da altri fattori, soprattutto da quello climatico. La Carta delle aree sensibili alla desertificazione, riportata anche nell'Atlante degli indicatori del suolo dell'ANPA (2001), evidenzia perciò principalmente aree di Sicilia, Sardegna, Calabria e Puglia. Nella elaborazione di tale carta, fatta nell'ambito del Piano d'azione nazionale, sono state individuate come aree sensibili quelle che, caratterizzate da un indice di aridità compreso tra il sub-umido secco e il semi-arido, presentano almeno uno dei tematismi del suolo con rischio non nullo alla desertificazione. Questo tipo di interpretazione spiega in parte la piccola superficie del territorio considerata a rischio di desertificazione, che un'analisi più approfondita, con maggiore attenzione nei confronti delle diverse realtà e problematiche locali, potrebbe ampliare.

### **Contaminazione diffusa**

Il documento della CE già precedentemente citato afferma che "l'introduzione di contaminanti nel suolo può danneggiare o distruggere alcune o diverse funzioni del suolo e provocare una contaminazione indiretta dell'acqua. La presenza di contaminanti nel suolo oltre certi livelli comporta una serie di conseguenze negative per la catena alimentare e quindi per la salute umana e per tutti i tipi di ecosistemi e di risorse naturali. Per valutare l'impatto potenziale dei contaminanti del suolo, è necessario non solo valutare la concentrazione, ma anche il relativo comportamento e il meccanismo di esposizione per la salute umana."

Anche il documento europeo, come la maggior parte dei documenti che si occupano di degrado e protezione del suolo, distingue poi tra la contaminazione locale o puntiforme, identificabile con il ben noto problema dei siti inquinati da bonificare, e la contaminazione diffusa, associando quest'ultimo fenomeno "alla deposizione atmosferica, a determi-

nate pratiche agricole e ad inadeguate operazioni di riciclo dei rifiuti e trattamento delle acque reflue”.

La deposizione atmosferica è la principale via di diffusione dei contaminati di origine antropica derivanti dalle emissioni dell'industria, del traffico e, seppure in misura minore, dell'agricoltura. La deposizione di sostanze inquinanti trasportate dall'aria rilascia nel suolo contaminanti acidificanti (come  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ), metalli pesanti (ad esempio cadmio, arsenico, piombo, mercurio) e diversi altri composti organici (ad esempio diossine, bifenili policlorurati, idrocarburi policiclici aromatici).

Varie pratiche agricole possono essere considerate fonte di contaminazione diffusa del suolo, anche se si conoscono meglio i loro effetti sull'acqua. Il problema più noto riguarda il surplus di azoto derivante da sistemi di produzione agricola nei quali non è raggiunto un equilibrio tra input e output di sostanze nutritive nel suolo, con scompensi che spesso provocano la contaminazione delle acque superficiali e sotterranee; benché infatti la fertilizzazione organica, con letami e liquami, e inorganica, con concimi minerali, siano pratiche abituali indispensabili per la produzione agraria, l'esame della situazione nazionale evidenzia come in molte regioni vi sia un evidente eccesso nell'apporto di azoto rispetto al consumo dello stesso nutriente da parte delle colture agrarie.

Un secondo problema riguarda i prodotti fitosanitari, che sono prodotti tossici rilasciati intenzionalmente nell'ambiente per combattere gli insetti nocivi e le malattie delle piante. Anche se l'utilizzo di questi prodotti, che devono essere applicati nel rispetto delle buone pratiche agricole, è regolamentato, è stato riscontrato che percolano attraverso il suolo fino alle acque sotterranee e sono erosi insieme al suolo finendo nelle acque superficiali. Nel suolo e nelle acque si possono verificare dei fenomeni di accumulo. Anche in questo caso i dati nazionali evidenziano come le regioni a più elevata presenza di agricoltura intensiva siano forti consumatrici di prodotti fitosanitari che, sempre più spesso, come dimostrano i dati delle reti di monitoraggio delle acque sotterranee, vanno a contaminare le acque più o meno profonde dove, per mancanza di luce e di ossigeno, rallentano moltissimo i loro processi biodegradativi. Anche l'utilizzo agricolo di rifiuti, in particolare fanghi di depurazione e compost, può portare alla diffusione sul suolo di metalli pesanti e di composti organici scarsamente biodegradabili, con conseguente possibile aumento della concentrazione di queste sostanze nel suolo. Pur ricordando gli effetti positivi che l'uso di sostanza organica può apportare al suolo, appare evidente che la qualità di questi prodotti vada controllata alla fonte e che l'uso vada adeguatamente monitorato.

### **Contaminazione puntuale**

L'inquinamento del suolo da fonti puntuali e quindi la presenza di siti contaminati rappresenta una compromissione della qualità del suolo tale da impedire lo sviluppo, spesso totale, delle funzioni che il suolo stesso dovrebbe svolgere.

In seguito alle indagini analitiche condotte su molti siti industriali, attivi e dismessi, su aree interessate da sversamenti ed incidenti ambientalmente rilevanti e su aree interessate da smaltimenti abusivi o non ambientalmente corretti di rifiuti, sono state effettuate delle operazioni di bonifica e di ripristino ambientale che solo in alcuni casi hanno portato ad un recupero totale della funzionalità del suolo. In genere gli interventi eseguiti servono a ridurre il danno ambientale eliminando i pericoli di contaminazione delle altre matrici, permettendo solamente un recupero parziale della funzionalità del suolo, ad esempio per una determinata destinazione d'uso.

I siti contaminati rappresentano tutte le aree nelle quali è stata accertata un'alterazione puntuale delle caratteristiche naturali del suolo, da parte di un qualsiasi agente inquinante, oltre certi limiti tabellari stabiliti per un certo uso del suolo (limiti stabiliti dal recente D.M. 471/99 attuativo dell'articolo 17 del D. L.vo 22/97). Purtroppo la qualità dei dati esistenti, benché copra il territorio nazionale, non è molto soddisfacente; è però destinata a migliorare con l'avvio delle anagrafi regionali previste dalle norme citate. Per dare le dimensioni del problema, basta però ricordare che il recente Decreto Ministeriale 468/2001 identifica ben 41 siti di interesse nazionale e stima un costo di bonifica necessario, per questi soli siti, pari ad oltre 547 milioni di euro.

E' possibile inoltre stimare i siti potenzialmente contaminati attraverso l'utilizzo di indicatori di pressione, quali le attività a rischio di incidente rilevante, le cave, le miniere, le discariche. Così pure esistono i dati relativi agli incidenti rilevanti effettivamente riscontrati e quelli, considerati come una possibile risposta al problema, del numero di certificazioni che attestano l'adozione di un sistema di gestione ambientale (EMAS e/o ISO 14000).

### **Impermeabilizzazione del suolo**

L'incremento di superficie urbanizzata, occupata da infrastrutture e da reti comunicazione può essere considerato come il principale e più evidente tipo di pressione gravante sul territorio.

Gli impatti sul suolo conseguenti a tale incremento, oltre ad essere direttamente collegati alla perdita della risorsa, si riassumono in una perdita di valore qualitativo delle aree rurali, in una frammentazione delle unità colturali e in un inquinamento da fonti diffuse diverse da quelle agricole.

Il termine di urbanizzazione assume nello specifico il significato di cementificazione e "sigillatura" dei suoli ad opera dell'edificazione del territorio; ciò deriva dal fatto che qualunque intervento edificatorio, così come qualsiasi intervento infrastrutturale, comporta il decorticamento e l'impermeabilizzazione della sede in cui si lavora. Tale fenomeno interessa in particolare le zone di pianura, mentre le aree occupate da reti di comunicazione risultano diffuse più omogeneamente sul territorio nazionale. Per infrastrutture si intendono i porti e gli idroscali, gli aeroporti e gli oleodotti, mentre le reti di comunicazione comprendono strade, autostrade e ferrovie.

L'esame dei dati regionali evidenzia come Sicilia e Piemonte, seguite da Lombardia ed Emilia Romagna, posseggano le maggiori superfici destinate a rete di comunicazione, così come Lombardia ed Emilia Romagna, assieme a Veneto e Piemonte, subiscono la pressione più elevata per ciò che concerne l'urbanizzazione del territorio. La Valle d'Aosta è in assoluto la Regione con i più bassi valori di urbanizzazione, infrastrutture e reti di comunicazione, dimostrando infatti una percentuale di territorio edificato o comunque impermeabilizzato di appena 1,7%. Al contrario Lombardia e Campania sono caratterizzati da valori percentuali che si attestano rispettivamente ad oltre 11% e oltre 9%. E' interessante notare come in Piemonte si abbiano i valori chilometrici più elevati di autostrada, dell'intera rete stradale e della rete ferroviaria totale, e che tuttavia il rapporto delle aree impermeabilizzate con la superficie totale regionale sia perfettamente allineato con la media nazionale che supera il 6%.

### **Compattazione**

La compattazione può essere definita come la compressione della massa del suolo in un volume minore che si accompagna a cambiamenti significativi nelle proprietà strutturali e nel comportamento del suolo, nella conduttività idraulica e termica, nell'equilibrio e nelle caratteristiche delle fasi liquide e gassose del suolo stesso.

La compattazione del suolo induce una maggiore resistenza meccanica alla crescita e all'approfondimento delle radici, una contrazione e alterazione della porosità, con conseguente induzione di condizioni di asfis-

sia. Ciò può deprimere lo sviluppo delle piante, con effetti negativi sulla produttività delle colture agricole e ridurre l'infiltrazione dell'acqua nel suolo.

Il compattamento del terreno può essere provocato dalla combinazione di forze naturali e da forze di origine antropica legate alle conseguenze delle pratiche colturali. Queste ultime sono essenzialmente dovute al traffico delle macchine agricole ed hanno un effetto compattante notevolmente superiore alle forze naturali quali l'impatto della pioggia, il rigonfiamento e il crepacciamento, l'accrescimento radicale, anche perché l'ingegneria agraria nell'ultimo trentennio ha prodotto macchine di grandi dimensioni sempre più potenti e pesanti.

I suoli più sensibili alla compattazione sono quelli a tessitura limosa o argillosa, poveri di calcio e materia organica; alcuni suoli poi, che a queste caratteristiche associano la presenza di argilla poco attiva (illite, caolinite), possono manifestare anche una naturale propensione alla perdita di stabilità degli aggregati in presenza di umidità.

In mancanza di dati diretti del livello di compattazione, si può valutare il rischio di compattazione, come indicatore "proxi", attraverso il numero e la potenza delle macchine agricole.

Se si esaminano i dati del 1967 e si confrontano con quelli del 1992, si evidenzia il netto aumento del numero e del peso delle trattrici avvenuto su tutto il territorio nazionale nel periodo considerato, con i valori più elevati nelle regioni della pianura padana.

### **Diminuzione delle biodiversità**

La biodiversità, intesa in senso stretto, è la risultante del complesso dei viventi che partecipano all'ecosistema di una data unità geografica (sito, regione o zona). La biodiversità può inoltre essere definita sia in termini statici come "quantità della diversità della vita nei quadri d'inventario ambientale", sia in termini dinamici come "flusso della vita di cui le comunità più o meno complesse di specie sono un'espressione transitoria". In entrambi i casi, comunque, è molto difficile, se non impossibile, poterne definire le caratteristiche e le condizioni mediante una rappresentazione numerica, basata su modelli matematici.

Perciò la perdita di biodiversità viene rappresentata attraverso un insieme di indicatori che o cercano di valutare lo stato e le tendenze evolutive della biodiversità sul territorio naturale attraverso l'analisi delle spe-



cie (es. stato e trend di gruppi di specie ornitiche; numero generale di specie animali minacciate; perdita di biodiversità delle specie ornitiche), ovvero valutano indirettamente il fenomeno attraverso indicatori che riguardano alcune caratteristiche del territorio e degli habitat (perdita di aree protette o di aree umide; aree utilizzate per agricoltura intensiva; frammentazione delle foreste e dei paesaggi rurali per colpa di strutture viarie o ferroviarie; cambiamenti nelle tradizionali pratiche agronomiche).

Negli ultimi tempi si sta inoltre diffondendo, come misura della biodiversità del suolo, l'uso di un indicatore biologico denominato QBS, che misura la pedofauna del suolo. La pedofauna compie infatti un ciclo vitale che si svolge in maniera strettamente dipendente con il substrato che la ospita, interagendo con esso in vari modi. Ne risulta che la composizione delle zoocenosi del suolo può essere considerata un importante descrittore della qualità dell'ambiente, e per poterla valutare è necessario utilizzare metodologie che consentano di evidenziare il numero di specie presenti. Nel suolo sono presenti diverse reti trofiche: esse sono comunemente chiamate micro, meso e macro - reti. La zoocenosi che meglio si adatta alla valutazione della qualità del suolo, è quella appartenente alle meso - reti, in quanto il ruolo svolto da questi organismi nel ciclo della formazione e del rinnovamento del suolo, riveste sicuramente un'importanza fondamentale.

Indipendentemente dall'indicatore prescelto, appare chiaro che il problema della perdita di biodiversità è un problema reale anche per il territorio italiano; basti vedere, a tal proposito, l'andamento di alcuni degli indicatori citati nel documento ANPA 2001 "Verso l'Annuario dei dati ambientali".

Analoghe considerazioni possono essere fatte esaminando le aree usate per agricoltura intensiva che, in molte regioni del Nord, del Centro e del Sud, rappresentano oltre l'80% della SAU.

### **Salinizzazione**

La salinizzazione è l'accumulo nel suolo di sali solubili di sodio, magnesio e calcio in quantità tali per cui la fertilità è notevolmente ridotta. Il fenomeno è spesso associato all'irrigazione, poiché l'acqua utilizzata a tale scopo contiene quantità variabili di sali, soprattutto nelle regioni in cui le precipitazioni scarse, l'elevata evapotraspirazione o le caratteristi-

che della tessitura impediscono l'eliminazione dei sali, che conseguentemente si accumulano negli strati superficiali del suolo. Nelle zone costiere, la salinizzazione può inoltre essere associata a uno sfruttamento eccessivo delle acque sotterranee, dovuto alla crescente urbanizzazione e all'espansione agricola e industriale, con conseguente abbassamento della falda freatica e ingresso di acqua marina.

Il fenomeno interessa in particolare alcune regioni dell'Italia meridionale e insulare (Sicilia, Sardegna, Puglia), ma anche settentrionale (Emilia Romagna, Veneto e Friuli), anche se non esiste una cartografia di dettaglio dei suoli italiani affetti da salinità (Fierotti, 1999).

### **Inondazioni e smottamenti**

In considerazione della spiccata variabilità climatica e geomorfologica del territorio italiano, il rischio idrogeologico include (Annuario ANPA 2001):

- il rischio di esondazioni cui sono soggette sia le pianure attraversate da fiumi, sia le fasce pedemontane (conoidi di deiezione);
- il rischio di frane che si possono manifestare con tipologie estremamente variabili (dal crollo a colate di fango, con cinematismi semplici o complessi) a seconda del contesto geomorfologico, idrogeologico e litologico locale;
- il rischio di valanghe legato a condizioni climatiche e geografiche particolari quali quelle degli ambienti montani.

Il rischio idrogeologico di un'area è funzione della probabilità di occorrenza di un dissesto di data intensità in un determinato intervallo (pericolosità) e della vulnerabilità dell'area stessa, in termini d'incolumità delle persone, della sicurezza delle infrastrutture, del patrimonio ambientale e culturale. L'obiettivo conoscitivo generale del tema è quindi la valutazione dello stato di avanzamento degli interventi programmati, tesi alla minimizzazione del rischio attraverso la riduzione della pericolosità (intensità) dell'evento atteso o della vulnerabilità dei soggetti a rischio. I dati riportati nella già citata Relazione sullo stato dell'ambiente (2001), rispetto al rischio idrogeologico, evidenziano come ben 2.488 Comuni, dei circa 8.000 esistenti, abbiano aree a rischio idrogeologico molto elevato. Tra il 1998 e il 2000 sono stati approvati 732 interventi urgenti (DL 180/98, art. 1 comma 2) per una spesa complessiva di oltre 919 miliardi di lire.

## **Il problema della comparabilità dei dati**

Il documento congiunto dell'Agenzia Ambientale Europea (EEA) e dell'UNEP, inserisce tra i problemi principali anche la mancanza di dati qualificati e confrontabili, che permettano di descrivere correttamente la qualità del suolo e la sua variabilità nel tempo e nello spazio.

Il documento ancora più recente della Commissione Europea, DG Ambiente, "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo", entra ancora più in dettaglio, e afferma "... per arrivare ad una comprensione comune dei processi di degradazione dei suoli è cruciale migliorare la comparabilità dei dati e dunque armonizzare le procedure di campionamento e i metodi di analisi dei suoli".

Appare dunque chiaro come i documenti internazionali pongano, con forza, l'attenzione sulla necessità di uniformare i metodi di campionamento e di analisi, al fine di rendere effettivamente i risultati ottenuti confrontabili tra laboratori diversi, regioni diverse, stati diversi.

Anche a livello nazionale la richiesta di armonizzazione è piuttosto sentita e può essere vista in relazione a tre diversi elementi:

- la necessità di arrivare al completamento della cartografia pedologica alla scala 1:250.000;
- la necessità di lavorare per una progressiva costruzione di una rete nazionale di monitoraggio dei suoli a fini ambientali;
- l'esigenza di applicare il D.M. 471/99 sui siti da bonificare.

Il progetto di completamento di una cartografia pedologica alla scala 1:250.000 è ormai in fase di avanzata realizzazione; uno degli aspetti più positivi di questo progetto, e di quelli ad esso collegati, è proprio l'individuazione di procedure e manuali condivisi da tutti referenti pedologici regionali e rispettosi delle indicazioni europee. Il lavoro svolto in tal senso dall'European Soil Bureau di Ispra (VA) e dall'Istituto per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze ha sicuramente portato a dei buoni risultati. Dal punto di vista pedologico dunque il processo di armonizzazione delle metodologie e di comparabilità dei dati pare ben avviato.

La necessità di costruzione di una rete nazionale di monitoraggio ambientale dei suoli a fini ambientali è invece un'idea più recente, emersa con forza nel 2001 soprattutto con la pubblicazione, da parte dell'ANPA, del volume "Elementi di progettazione della rete nazionale di monitoraggio del suolo a fini ambientali", realizzato dal Centro Tematico Nazionale Suolo e Siti

Contaminati. Nel documento dell'ANPA si prevede la realizzazione di apposita manualistica per la realizzazione e la gestione della rete; la finalità principale di tale manualistica è, anche in questo caso, la comparabilità dei dati. I primi documenti di questo tipo dovrebbero essere pubblicati già nel 2002.

L'elemento però più innovativo tra quelli che negli ultimi anni hanno interessato i problemi analitici dei suoli, è sicuramente stato il DM 471/1999, riguardante le norme tecniche per la bonifica dei siti inquinati di cui all'art. 17 del decreto legislativo 22/1997. I caratteri di novità che maggiormente hanno caratterizzato questo decreto, rendendolo importante anche per gli analisti dei suoli, possono essere riassunti in questi tre elementi:

-- analisi estese ad analiti organici e inorganici generalmente poco considerati dalla scienza del suolo, in quanto prevalentemente di origine antropica e non naturale;

- campioni di suolo e sottosuolo prelevati da siti fortemente "antropizzati", dove spesso non esistono più o non sono più riconoscibili gli orizzonti pedologici e dove vi sono spesso molti materiali di riporto e, addirittura, rifiuti di diversa origine miscelati al suolo;

- limiti legislativi restrittivi definiti dalle tabelle allegate al DM 471/99, sia per il suolo, sia per le acque, con conseguente aumento delle difficoltà analitiche e limitazione delle tecniche analitiche utilizzabili.

Anche l'emanazione del decreto sta dunque costituendo una forte spinta per gli operatori del settore per un confronto serrato sui metodi di analisi e per arrivare ad un maggiore livello di comparabilità. Non si può infatti dimenticare che le procedure di bonifica pongono generalmente a confronto i laboratori, pubblici o privati, che effettuano le analisi per i soggetti obbligati alla bonifica, e i laboratori pubblici, in genere delle ARPA, che devono effettuare le analisi di controllo.

### **Le azioni previste**

Tra le azioni previste a livello europeo per combattere i diversi fenomeni di degradazione dei suoli, si segnala che la Commissione Europea ha avviato il coordinamento di un progetto finalizzato alla messa a punto di:

- una proposta per il monitoraggio del suolo, da ultimare entro il giugno 2004;

- una comunicazione sull'erosione, la diminuzione del carico

organico e la contaminazione del suolo, comprensiva di raccomandazioni dettagliate relative alle misure e azioni da attuare in futuro;

- una Conferenza, nel 2003, sull'erosione del suolo nella regione mediterranea.

Queste azioni vanno viste in modo correlato con le altre decisioni che riguardano la politica ambientale e la politica agricola comune, che possono contribuire ad affrontare le diverse problematiche della contaminazione, della perdita di sostanza organica e biodiversità, dell'impermeabilizzazione. I principali interventi della politica ambientale europea previsti per i prossimi anni sono:

- revisione della direttiva quadro sulla qualità dell'aria in materia di metalli pesanti e idrocarburi policiclici, entro il 2002;

- proposta di direttiva sui rifiuti di miniera entro il 2002 e documento sulle migliori tecniche disponibili per la gestione di tali rifiuti entro il 2004;

- revisione della direttiva sui fanghi di depurazione in agricoltura entro il 2003;

- direttiva sul compost e altri biorifiuti entro il 2004;

- miglioramento sistema d'informazione comunitario sugli incendi boschivi;

- ampliamento allegati direttiva Habitat per proteggere la biodiversità del suolo;

- strategia sull'uso sostenibile dei pesticidi (prodotti fitosanitari e biocidi).

Molto importante, nell'ottica della conservazione della risorsa suolo, risulterà anche la Comunicazione, prevista per il 2003, "Pianificazione e ambiente – la dimensione territoriale" che esaminerà la pianificazione razionale dell'uso del territorio e la necessità di una gestione sostenibile della risorsa suolo. Scrive la Commissione Europea "Dove erosione, salinizzazione, alluvioni e smottamenti costituiscono un problema, si dovranno prevedere limitazioni all'uso del territorio. In maniera più concreta, la comunicazione analizzerà la necessità di proteggere i terreni, e quindi il suolo, di grande valore agricolo per la produzione alimentare a lungo termine."

Occorre infine ricordare che è in corso la revisione della Politica Agricola Comune (PAC), dove si pensa di rafforzare le misure in agricoltura e silvicoltura ai fini di una maggiore protezione del suolo.

Tutte queste iniziative a livello comunitario, avranno sicuramente delle forti ripercussioni a livello nazionale dove, nei tempi tecnici previsti dai documenti europei, si dovrà rivedere parte della legislazione di settore.

### **Conclusioni**

Una pianificazione territoriale che includa come obiettivi, tra gli altri, la preservazione della multifunzionalità del suolo e quindi della qualità del suolo per numerose funzioni, quali la produzione di biomassa, l'accrescimento della capacità di fissare il carbonio, il mantenimento delle capacità di filtro e tampone, la minimizzazione dell'impermeabilizzazione e della deposizione di sostanze tossiche, è la chiave per raggiungere un uso sostenibile del suolo e del territorio e, in ultima analisi, per uno sviluppo sostenibile complessivo.

È su questi problemi che si deve concentrare l'attenzione del sistema conoscitivo, per definire e popolare un insieme di indicatori che permetta di seguire l'evoluzione della qualità del suolo nel tempo, fornendo il supporto indispensabile ai decisori politici per poter prevenire le forme di degrado più gravi ed irreversibili.

Questa esigenza si scontra con una diffusa carenza di dati, da intendere non come mancanza assoluta di informazioni o di conoscenze scientifiche sui suoli, ma piuttosto come carenza di informazioni uniformi, diffuse, georeferenziate e validate; in altre parole, si evidenzia la mancanza di una rete di monitoraggio dei suoli, tanto a livello nazionale, quanto a livello regionale.

Perciò tutti i soggetti che operano nell'ambito della scienza del suolo devono contribuire sia a migliorare la qualità complessiva dei dati forniti, rendendoli effettivamente utilizzabili per la costruzione di indicatori ed indici che descrivano la qualità del suolo e il livello dei fenomeni degradativi in atto, sia a essere maggiormente presenti negli organismi tecnico-scientifici, nazionali e internazionali, che definiscono le politiche di protezione del suolo o che sono chiamati ad attuarle. Solo così si potrà garantire che queste politiche siano realmente e correttamente indirizzate alla difesa dei suoli italiani e tengano nella dovuta considerazione la grande varietà di suoli presenti sul territorio nazionale e le particolarità dei suoli mediterranei rispetto a quelli continentali.

## Ringraziamenti

Si ringraziano gli Enti, gli Istituti e le persone che hanno lavorato nel primo triennio di attività del CTN SSC. In particolare si vogliono ricordare i colleghi dell'ANPA, delle ARPA Piemonte, Liguria, Veneto, Emilia Romagna, Toscana e Campania, l'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante di Roma, l'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze, l'Istituto per la Chimica del Terreno del CNR di Pisa, l'European Soil Bureau di Ispra, il DIPROVAL dell'Università di Bologna, il Dipartimento di Chimica Analitica dell'Università di Torino, l'ERSAL Lombardia, l'Istituto Nazionale di Economia Agraria di Roma.

## Bibliografia

- ANPA - 2001. Verso l'Annuario dei dati ambientali. - ANPA Stato dell'Ambiente 5-2001
- ANPA - 2001. Elementi di progettazione della rete nazionale di monitoraggio del suolo a fini ambientali - RTI CTN\_SSC 2/2001
- ANPA - 2001. Atlante degli indicatori del suolo - RTI CTN\_SSC 3/2001
- COMMISSIONE DELLE COMUNITA' EUROPEE - 2002. Verso una strategia tematica per la protezione del suolo. Comunicazione della Commissione al Consiglio e al parlamento europeo, al Comitato economico e sociale e al Comitato delle Regioni - Bruxelles 16.4.2002 COM(2002) 179 definitivo
- 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 sui rifiuti di imballaggio. Suppl. Ord. alla Gazzetta Ufficiale n. 38 del 15 febbraio 1997
- DECRETO MINISTERIALE AMBIENTE 25 OTTOBRE 1999 n° 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 modificazione e integrazioni. Suppl. Ord. alla Gazzetta Ufficiale n. 293 del 15 dicembre 1999
- EEA-UNEP - 2000. Down to earth: soil degradation and sustainable development in Europe - EEA - Environmental issue series N° 16
- FIEROTTI G. - 1999. I suoli di fronte all'irrigazione con acque anomale - In Atti del Convegno Un programma di valorizzazione per il meridione d'Italia - Bollettino SISS, 48, 1999, 179-199
- GRIMM M., JONES R., MONTANARELLA L. - 2001. Soil Erosion Risk in Europe - ESB - IES - JRC Ispra (VA) EUR 19939EN
- MINISTERO DELL'AMBIENTE - 2001. Relazione sullo stato dell'ambiente. Roma 2001
- VAN DER KNIJFF J.M., JONES R.J.A., MONTANARELLA L. - 1999. Soil Erosion Risk Assessment in Italy - ESB - IES - JRC Ispra (VA) EUR 19022EN





## *LA CONSERVAZIONE DELLA RISORSA SUOLO IN EUROPA: PROBLEMI E PROSPETTIVE*

G. Bidoglio, F. Bouraoui, R. Cenci, M. D'Alessandro, A. Jones,  
R. Jones, N. Filippi, H. Langenkamp, W. Mehl, L. Montanarella,  
E. Rusco, S. Sommer, G. Umlauf, M. Vanliedekerke:

The Soil Team

Istituto per l'Ambiente e la Sostenibilità, Unità Suoli e Rifiuti,  
Centro Comune di Ricerca, Commissione Europea, 21020 Ispra, VA

La recente Comunicazione della Commissione Europea sulla Strategia Tematica per la Protezione del Suolo, pone per la prima volta quest'ultimo allo stesso livello di aria ed acqua tra i compartimenti ambientali dei quali la legislazione comunitaria vuole assicurare la protezione. La Comunicazione identifica in maniera chiara i principali problemi per la conservazione del suolo nei paesi dell'Unione Europea e nei paesi candidati all'accessione. Vengono infatti dibattuti nei loro elementi essenziali i rischi di degrado legati all'erosione, alla diminuzione della materia organica, alla contaminazione, sia di origine locale che diffusa, all'impermeabilizzazione e alla compattazione, alla salinizzazione e alle minacce per la biodiversità e per la stabilità idrogeologica. Da tempo la comunità scientifica si è fatta portavoce di questi problemi e la Comunicazione non aggiunge certamente elementi di novità. Tuttavia, l'aspetto innovativo è nelle prospettive ed è rappresentato dalla dichiarazione di volontà nell'affrontare tali problemi a livello europeo, riconoscendone in tal modo la dimensione globale e nel contempo locale. Pertanto, è sulle prospettive che si concentrerà soprattutto questa presentazione.

Le parole chiave che riassumono l'azione della Strategia Tematica sono integrazione e prevenzione. La prima, che si riferisce alla revisione di strumenti legislativi comunitari esistenti ed a specifiche proposte di nuova legislazione, è basata sulla premessa che le politiche comunitarie, in particolare quelle ambientali e quelle collegate alla Politica Agricola Comune, già forniscono opportunità significative per la protezione del suolo. La seconda parola chiave vuole introdurre un elemento di prevenzione attraverso la creazione di una rete di monitoraggio delle condizioni del suolo in Europa, che possa servire anche per la misura dell'efficacia dell'applicazione di altre politiche ambientali attraverso il loro impatto sul suolo.

La scienza del suolo è chiamata a fornire la base scientifica necessaria per una sfida politica di questa portata. Ma quale scienza del suolo

occorre per affrontare queste problematiche? Sicuramente una scienza transdisciplinare, che combini competenze non solo in pedologia e agronomia, tradizionalmente afferenti al suolo, ma anche idrologia, fisica, bio-geochimica, microbiologia, eco-tossicologia, modellistica, analisi di rischio, economia, ecc. Questo sforzo per un approccio transdisciplinare dovrà avvenire facendo ricorso a competenze specifiche maturate per varie ragioni all'interno di altre scienze e porterà necessariamente ad una nuova comunità di scienziati del suolo.

L'esame delle prospettive aperte dalla Comunicazione verrà affiancato da esempi specifici di attività a supporto di legislazione e iniziative comunitarie con un impatto sulla conservazione della risorsa suolo (Direttive fanghi, compost e biowaste, residui minerari, nitrati, pesticidi, Regolamenti agro-ambientali, armonizzazione di metodologie di caratterizzazione, sviluppo di sistemi informativi, ecc.) alle quali il CCR contribuisce con azioni di ricerca e di coordinazione, con riferimento anche al network dello European Soil Bureau ed al suo ruolo di interfaccia nel contesto ERA.

## *L'IMPORTANZA DEL SUOLO NELLA VALUTAZIONE DELLA VULNERABILITÀ DEGLI ACQUIFERI ALL'INQUINAMENTO*

M. De Maio

PhD, ricercatore in Idrogeologia Applicata, Politecnico di Torino – U.O. 4.1. GNDCI-CNR

Le acque sotterranee costituiscono circa l'85% delle risorse destinate al consumo umano in Italia. La protezione di queste riserve strategiche al fine di prevenire il loro degrado quantitativo e qualitativo è uno degli obiettivi prioritari della politica ambientale, sia a livello nazionale che a quello comunitario. Tale priorità si riflette nel significativo lavoro sviluppato in campo normativo, dal DPR 236/88 sino al recente DLgs. 152/99. In particolare, questa innovativa norma sulla tutela delle acque anche in funzione dei consistenti carichi al suolo di fertilizzanti, nutrienti e pesticidi che caratterizzano il territorio nazionale, prevede che i piani di monitoraggio e le misure di controllo sullo stato degli acquiferi siano precedute da ampi e approfonditi studi di caratterizzazione territoriale da integrare nei piani di bacino ed in quelli regionali e provinciali. Una giusta rilevanza è stata attribuita dal legislatore allo sviluppo della cartografia della vulnerabilità, secondo i criteri e gli indirizzi previsti dall'allegato 7 della stessa norma, sistematizzati dalle recentissime Linee-Guida sul tema specifico, pubblicate dall'ANPA (2001).

La Vulnerabilità intrinseca o naturale degli acquiferi si definisce come la suscettibilità specifica dei sistemi acquiferi, nelle loro diverse parti componenti e nelle diverse situazioni geometriche ed idrodinamiche, ad ingerire e diffondere, anche mitigandone gli effetti, un inquinante fluido od idroveicolato tale da produrre impatto sulla qualità dell'acqua sotterranea, nello spazio e nel tempo (Civita, 1987).

Diversi sono i metodi messi a punto nel mondo per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Per le molte particolarità del territorio italiano, si è resa necessaria una ricerca specifica in ambito GNDCI-CNR, partita alla fine degli anni '80 e tuttora in evoluzione, che ha prodotto e sperimentato varie versioni di un modello parametrico a punteggi e pesi denominato SINTACS.

L'acronimo SINTACS (Civita 1990, 1994; Civita & De Maio, 2000) deriva dalle denominazioni dei fattori che vengono presi in considerazione da questo modello parametrico per la valutazione e cartografia della vulnerabilità degli acquiferi: Soggiacenza; Infiltrazione efficace; Non saturo (effetto di autodepurazione del); Tipologia della copertura (suolo); Acquifero

(caratteristiche idrogeologiche del); Conducibilità idraulica dell'acquifero; Superficie topografica (acclività della). I suddetti fattori vengono definiti in base ad una nutrita serie di dati di base, generalmente reperibili sul territorio italiano e della maggioranza dei Paesi sviluppati, ai quali si affiancano altre informazioni, misure e risultati di prove in situ, in numero il più possibile limitato, con i quali è necessario integrare i dati normalmente esistenti.

Uno dei parametri più importanti tra quelli utilizzati è relativo alla tipologia della copertura, ossia alla capacità dei suoli di attenuare in modi diversi e spesso sinergici l'impatto di numerosi tipi di inquinanti idrovesicolati: la copertura è considerata il "primo scudo" degli acquiferi contro gli impatti inquinanti.

Anche se il suolo tende a reagire diversamente nei confronti di sostanze con caratteristiche chimiche diverse, come sono ad esempio i metalli pesanti ed i nitrati, ciò non di meno esso manifesta una reattività intrinseca che può essere comunque potenzialmente stimata almeno a livello generale. Questo è comunque perfettamente in linea con il fatto che il modello SINTACS, come la maggior parte dei modelli parametrici, si basa su una valutazione della vulnerabilità degli acquiferi di tipo intrinseco (Civita, 1994) destinata alla pianificazione ed alla protezione ambientale ed all'attività di previsione e prevenzione degli inquinamenti di interesse della Protezione Civile. Ciò significa che, nella valutazione, non può essere e non è considerata la natura specifica dell'inquinante, ma generalmente la natura del sistema ad opporsi al trasporto di un inquinante verso i corpi idrici dominati.

La relazione illustrerà i principi ed i metodi di valutazione della vulnerabilità, soffermandosi su quelli che vengono indicati dall'ANPA (2001) come i metodi da privilegiare sul territorio nazionale ma che hanno destato grande interesse e vengono oggi impiegati in molti Paesi extraeuropei.

## *IL SUOLO E LE POLITICHE DI PROGRAMMAZIONE E PIANIFICAZIONE*

Romano Rasio

ERSAL – Ente Regionale Sviluppo Agricolo della Lombardia

### **Abstract**

Soil is a multifunctional environmental resource, and its multifunctionality is embodied in several policies at different level of government: from the EU to the municipality level. An effective government and management of soil resources should require the local and global aspect.

The revision of the so-called "Title V" from the Italian Constitution concerns a new, creative and authoritative role for the administrative regions: regional policies have to be much more related with the evaluation and the sustainable use of the soil resources supporting these policies.

The regional level of government, at the moment, generally speaking is not involved in the elaboration of policy documents taking care of the environmental soil resources of each region.

In the presentation, several study-cases, related with Italian experiences at regional and local levels, are reported and discussed.

The final proposals are devoted to three major guidelines for developing the soil resources role facing to the multifunctionality of these soils and the whole agro-forestal "sector".

### **Riassunto**

Il suolo è una risorsa "trasversale", che ha visto ampliare lo spettro delle sue funzioni riconosciute, dagli aspetti meramente produttivi, a quelli naturalistici, di protezione e regolazione dei principali flussi e cicli ecosistemici. Ne consegue che la trasversalità di tale risorsa si riflette nelle politiche di intervento a vari livelli governativi: dal livello comunitario, a quello nazionale, regionale, provinciale, comunale, il suolo è una risorsa che, per essere ben governata, deve veder coniugare l'aspetto "locale con i riflessi "globali" della sua gestione. La riforma del titolo V della Costituzione comporta un nuovo, più autorevole e creativo ruolo per il livello regionale di governo: sia per le materie di competenza esclusiva, che per quelle di legislazione concorrente, il modo di legiferare e le politiche regionali dovranno misurarsi sempre di più con le conoscenze, la valutazione, la gestione sostenibile delle proprie risorse pedologiche.

Purtroppo il livello regionale, a parte qualche eccezione, non sembra ancora attento ad unire la conoscenza delle proprie risorse naturali (e fra queste il suolo) con un approccio geografico all'impostazione delle proprie politiche.

Vengono esaminati alcuni spunti, relativi a questa criticità, e casi studio significativi prendendo ad esempio l'approccio geografico in piani, programmi, azioni di governo del territorio. Da questa disamina, nella consapevolezza del ruolo sempre più multifunzionale dell'agricoltura, e dell'aspetto cruciale delle politiche agricole nel presidio dell'ambiente (e pertanto dell'intersezione con le politiche territoriali, ambientali, sanitarie), vengono tracciate alcune ipotesi di lavoro per incrementare la valorizzazione delle informazioni pedologiche a supporto di tale ruolo multifunzionale.

### **Elementi di riferimento**

Il suolo è una risorsa "trasversale", che ha visto ampliare lo spettro delle sue funzioni riconosciute, dagli aspetti meramente produttivi, a quelli naturalistici, di protezione e regolazione dei principali flussi e cicli ecosistemici (acqua e carbonio ne sono gli esempi più indicativi).

Ne consegue che la trasversalità di tale risorsa si riflette nelle politiche di intervento a vari livelli amministrativi: dal livello comunitario, a quello nazionale, regionale, provinciale, comunale, il suolo è una risorsa che, per essere ben governata, deve veder coniugare l'aspetto "locale" (è una risorsa che non si muove) con i riflessi "globali" della sua gestione (es.: le acque di falda inquinate a monte esplicano i loro effetti negativi sui pozzi situati a valle, oppure ancora suoli ben gestiti possono sequestrare l'eccesso di anidride carbonica prodotta altrove).

Questa visione della risorsa suolo trova un nuovo momento e strumento di formalizzazione nella recente Comunicazione della Commissione delle Comunità Europee – COM (2002) 179 - al Consiglio e al Parlamento Europeo, al Comitato Economico e Sociale e al Comitato delle Regioni, dal titolo "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo".

Nella Comunicazione al cap.2 "Definizione, funzioni e caratteristiche distintive del suolo politicamente rilevanti", si afferma che "questa diversità (dei suoli, ndr) indica la necessità di incorporare nelle politiche di protezione del suolo un forte elemento locale. Le politiche anticipatrici basate su sistemi di monitoraggio e preallarme sono essenziali per prevenire danni all'ambiente e rischi per la salute pubblica.

Il suolo agricolo è una risorsa preziosa e limitata il cui valore spesso è aumentato nel corso di decenni o addirittura secoli grazie all'intervento umano. Il degrado irreversibile delle risorse significa non solo rovinare il capitale degli agricoltori odierni, ma anche ridurre le opportunità agricole delle future generazioni. Le politiche di protezione del suolo devono quindi conferire un'importanza particolare all'uso sostenibile e alla gestione dei suoli agricoli per tutelarne la fertilità e il valore agronomico. A differenza dell'aria e dell'acqua, il suolo come componente del territorio è generalmente soggetto a diritti di proprietà".

Al cap. 6 della "Comunicazione" dedicato a "Politiche comunitarie rilevanti per la protezione del suolo" si dice che "non esiste una precisa politica comunitaria per la protezione del suolo che è però trattata da diversi strumenti comunitari. Il ruolo multifunzionale e la presenza universale del suolo, infatti, fanno sì che sia contemplato in diverse politiche e inoltre sono permessi aiuti di Stato per il ripristino dei suoli contaminati. Gli effetti sul suolo di queste politiche non sono ancora stati valutati sistematicamente. Tra queste, le principali sono le politiche ambientale, agricola e regionale, ma anche le politiche in materia di trasporti e ricerca".

Ancora, entrando nelle specifiche della politica agricola comune (PAC) si afferma che "in futuro si deve prevedere un'ulteriore integrazione della dimensione ambientale nella politica agraria comune: la maggiore assegnazione di risorse allo sviluppo rurale prevista dalla comunicazione della Commissione sullo sviluppo sostenibile offrirà nuove opportunità per l'applicazione di tecniche agricole che proteggono il suolo".

Infine, al cap. 8, dedicato a "Prospettive future: elementi di una strategia tematica sul suolo" si afferma che "attualmente non esiste un approccio comunitario generale per la protezione del suolo, anche se diversi settori delle politiche esistenti contribuiscono a promuoverla parzialmente. La protezione è più il risultato della natura trasversale che non dell'intenzione esplicita di affrontarne i problemi. E' quindi necessaria una strategia tematica improntata a sforzi integrati e mirati ad assicurare una gestione sostenibile del suolo nell'UE. Esistono prove concrete che i problemi del suolo non hanno solo una dimensione locale, ma hanno anche conseguenze più ampie, addirittura a livello mondiale, in materia di sicurezza alimentare, riduzione della povertà, protezione delle acque e biodiversità".

Si prevede inoltre che "nel 2003 la Commissione presenterà una comunicazione "Pianificazione e ambiente - la dimensione territoriale" che esaminerà la pianificazione razionale dell'uso del territorio e la necessità di una gestione sostenibile delle risorse del suolo".

Introdotta la visione comunitaria, ma anche l'esigenza di una sua implementazione alla scala locale, in questa riflessione cerchiamo di concentrarci soprattutto sul livello amministrativo regionale, partendo da due presupposti:

- un impulso determinante allo sforzo conoscitivo delle risorse pedologiche è stato intrapreso dalle amministrazioni regionali italiane (ma altri casi di particolare attività si possono intravedere in Europa, es. in Catalogna, nella Bassa Sassonia, in Baden – Wurttemberg, in Rhone – Alpes);

- al livello regionale si riesce a valutare, con una certa immediatezza, quanto le “politiche” espresse – con sempre maggiore autorevolezza, data la riforma del Titolo V - da diversi settori amministrativi (agricoltura, territorio, ambiente, sanità) possano da un lato implementare indicazioni di gestione sostenibile delle risorse pedologiche, dall'altro “contaminare” gli approcci, data appunto la trasversalità delle risorse medesime.

Giova a questo punto tentare di motivare questi due presupposti con almeno tre ragionamenti:

- gli esiti del progetto “Moncapri”;
- la riforma del titolo V della Costituzione;
- la valutazione “storica” contenuta nel saggio “Terre lombarde” ed in “Climi e suoli lombardi”.

Il progetto Moncapri è stato condotto nell'ambito delle attività dell'Osservatorio Pedologico Nazionale e per la Qualità del Suolo, istituito preso il Mipaf dal 1996 al 2000; Moncapri è stato realizzato dall'Issds di Firenze, con la cooperazione delle regioni, delle università, dei centri di ricerca italiani, ed i risultati sono stati presentati e resi disponibili - su supporto digitale - nel 1999. Già nel 1998 erano stati pubblicati alcuni elaborati di sintesi sulla produzione di cartografia pedologica in Italia; seppur con i necessari aggiornamenti alla situazione attuale, evidenti soprattutto per gli esiti del Progetto Interregionale “Carta dei Suoli d'Italia alla scala 1:250.000”, dagli elaborati presentati si può ricavare che:

- la tendenza nella produzione di carte dei suoli è in aumento, con forti incrementi nel nord e nel sud del paese (le macroaree su cui più attivi sono stati gli investimenti regionali negli anni '90);

- gli incrementi più significativi si verificano per le cartografie pedologiche alla scala di semidettaglio (dal 25.000 al 100.000 secondo gli autori), il livello d'indagine su cui si sono focalizzate principalmente le re-



gioni, e che risulta come il più esteso nel paese.

Ci si aspetta così che, se sono aumentate le richieste e gli investimenti in indagini pedologiche, se esse si esprimono con supporti cartografici utili per la pianificazione e la gestione, anche le applicazioni debbano seguire tale tendenza: vedremo che non è così, ma ci arriveremo più oltre.

La riforma del titolo V della parte seconda della Costituzione italiana assegna alle Regioni la potestà legislativa (salvo che per la determinazione dei principi fondamentali) in materie quali il governo del territorio, la tutela della salute, l'alimentazione, la protezione civile. Fra le "altre materie" su cui spetta alle Regioni potestà legislativa possiamo annoverare l'agricoltura e le foreste. Ne consegue che la conoscenza, l'utilizzazione e la gestione delle risorse pedologiche regionali sono fortemente implicate nelle strategie e nelle politiche che conseguono all'autonomia dei governi, costituzionalmente sancita. Queste politiche sono di tipo agricolo, forestale, territoriale, sanitario, e, riguardando il suolo, spesso non possono venire rigidamente compartimentate, ma hanno un respiro e ricadute "trasversali" a più settori dell'amministrazione regionale. Evidenziata la multivalenza con cui il suolo interagisce con le politiche, le strategie, le azioni settoriali di governo (dagli interventi in campo agricolo, alla tutela delle risorse idriche, alla valorizzazione del paesaggio, all'elaborazione dei piani urbanistici), ripreso il concetto di "multifunzionalità" dell'attività agricola e forestale (esplicitato dagli orientamenti comunitari in materia e che è stato oggetto di uno specifico Decreto Legislativo, in attuazione della cosiddetta "legge di orientamento" dell'agricoltura), e ricordata ancora la riforma del titolo V della Costituzione (che comporta un nuovo, più autorevole e creativo ruolo per il livello regionale di governo), va rilevato che, purtroppo, il livello regionale, a parte qualche eccezione, non sembra ancora attento ad unire la conoscenza delle proprie risorse naturali (e fra queste il suolo) con un approccio geografico all'impostazione delle proprie politiche che hanno rilevanza territoriale. Questa valutazione viene ripresa dal saggio "Un percorso di valorizzazione per un investimento peculiare della Lombardia: la base informativa pedologica" contenuto nel volume "Terre lombarde", curato da P.L. Paolillo, 2000, dove si afferma che: "... nonostante il grande patrimonio conoscitivo sui suoli allestito in Lombardia appaia ancora relativamente poco sfruttato rispetto alle potenzialità informative che contiene, ...".

Riassumiamo pertanto i termini e gli elementi che fondano questa riflessione: le indagini pedologiche si espandono, la CE appoggia questi investimenti, le regioni sono chiamate ad utilizzare tali informazioni ma, purtroppo, nel tempo, aumenta il divario fra il potenziale informativo e la sua effettiva e concreta applicazione. Vedremo ora una rassegna di casi studio,

su cui poter confrontare opinioni e valutazioni, anche al fine di tracciare prospettive per la scienza del suolo, nello specifico delle Commissioni che si occupano di cartografia, applicazioni, conservazione della risorsa nella sua dimensione "ambientale".

### **Casi studio**

Questa rassegna è forzatamente sintetica, cercando nel contempo di fornire riferimenti chiari per eventuali approfondimenti. I casi riportati vengono schematizzati per il livello regionale in due settori tematici: le applicazioni agricole e quelle "extra - agricole"; alcuni casi vengono dedicati a livelli sub - regionali.

#### Casi agricoli regionali

Un'opportunità di applicazione viene dai Piani di Sviluppo Rurale (PSR) che le singole regioni hanno elaborato per le applicazioni della Politica Agricola Comunitaria nel periodo 2000 - 2006. L'applicazione di informazioni sui suoli e la volontà di attivare una politica di miglioramento e sostenibilità nell'uso di tali risorse, è stata esplicitata nel PSR della Sicilia, nello specifico delle misure agro - ambientali, dove per un ben preciso segmento di interventi, si legge che "L'adesione comporta l'utilizzo controllato, per tutta la durata dell'impegno, di una quota della superficie aziendale abitualmente utilizzata a pascolo. Tale quota non potrà essere inferiore ad ettari 10, interamente accorpati. L'azione verrà applicata nelle aree caratterizzate dalla presenza di suoli a scarsa profondità e comunque ad alta vulnerabilità relativamente ai fenomeni di erosione e desertificazione, più accentuati nelle aree acclivi. Le morfologie infatti con pendenze superiori al 25% quasi sempre sono caratterizzate dalla presenza di suoli che in termini di profondità vengono classificati come sottili (cm 25-50) o molto sottili (<25 cm), e di conseguenza a forte rischio di degrado se pascolati con frequenza. L'intera superficie impegnata dovrà essere recintata ed inoltre dovranno essere impiantate essenze arbustive foraggere (ad es. *Medicago arborea*, ecc...), con una densità minima di 150 piante per ettaro. Tali essenze hanno il compito di fornire una protezione al suolo contro l'erosione, di diminuire la superficie soggetta al calpestio degli animali, ed al contempo di fornire una riserva alimentare permanente per gli animali al pascolo, in terreni difficilmente meccanizzabili.

Anche nel caso del Psr dell'Emilia – Romagna si è inserita una valutazione, sempre all'interno delle misure agro – ambientali, finalizzata all'incremento della materia organica nei suoli.

Una seconda opportunità per le politiche regionali riguarda l'applicazione del Decreto cosiddetto "ettaro – coltura", che consente sgravi fiscali per l'utilizzo di carburanti in agricoltura, sgravi che possono essere incrementati a seconda della natura dei suoli. Nel caso della Lombardia è stata prodotta, su richiesta dei competenti uffici regionali, una zonizzazione su base comunale. La cartografia elaborata consente di pianificare tali aiuti anche in ragione delle caratteristiche dei suoli lavorati, che, come recita il Decreto stesso e come in Lombardia accade, possono essere "leggeri" o "pesanti". La regione può affrontare così, anche grazie alle informazioni ambientali fornite, una normativa di carattere generale (nazionale o comunitario) con uno strumento che la rende creativamente ed autonomamente applicabile.

Un'opportunità di applicazione che sta all'interfaccia fra l'agricoltura e la pianificazione territoriale è quello della "zonazione viticola": ricordiamo il "Piano Regolatore del Vino" come espressione della volontà dell'Associazione "Città del Vino" per la valorizzazione complessiva del territorio in cui ricadono le viticole di pregio.

L'esempio della zonazione viticola che qui vogliamo proporre nasce dall'esperienza sviluppata in Calabria, e muove da esigenze e realizzazioni locali (come in svariati casi nel nostro paese, es. Franciacorta, Val d'Illasi, Valtellina, Colline Piacentine, ecc.) ma con una visione ed organizzazione uniche a livello regionale. Nell'ambito del programma di attività pedologica è stata data priorità al comparto viticolo, non solo per l'importanza che assume nello scenario dell'agricoltura calabrese, ma anche perché in tale comparto le relazioni esistenti tra ambiente fisico e caratteristiche qualitative dei prodotti (uva, vino) costituiscono un dato acquisito e riconosciuto dal consumatore.

A tutt'oggi è stato rilevato il comprensorio di produzione del vino Cirò, che rappresenta la principale area viticola calabrese. Il rilevamento podologico ha riguardato circa 20.000 ha ed ha consentito di delineare otto "sottozone", all'interno delle quali è stata verificata la risposta adattativa del vitigno Gaglioppo, attraverso valutazioni quali-quantitative sul vino ottenuto per microvinificazione.

Il lavoro sta riscontrando il consenso degli operatori locali singoli e associati nonché delle istituzioni locali. A corredo della monografia sono state elaborate la carta dei suoli, la carta delle sottozone, la carta dell'u-

so reale del suolo, della capacità d'uso, del rischio di erosione. Sono state inoltre elaborate, per ogni sottozona, delle schede divulgative sulle caratteristiche dei suoli e dei vini e indicazioni sulla gestione agronomica (Concimazioni, irrigazioni, portinnesti, lavorazioni).

L'esperienza metodologica acquisita ed i risultati ottenuti nell'ambito del progetto zonazione del Cirò hanno creato le condizioni, anche in termini di nuove risorse finanziarie, per proseguire con la zonazione di altre aree DOC. Sono stati avviati i lavori di zonazione viticola nei comprensori di produzione DOC di Lamezia, Donnici, Savuto, Greco di Bianco e Verbicaro, per complessivi 40.000 ha. A tutt'oggi è stata conclusa la realizzazione della prima fase di attività con la realizzazione della carta dei suoli nelle prime quattro aree, mentre nel comprensorio del Verbicaro è in corso il rilevamento.

Ancora nella stessa regione – Calabria – ci sentiamo di proporre un'interessante applicazione dedicata alla valutazione dei territori più o meno idonei ad ospitare lo spandimento dei reflui oleari. Il significato di tale applicazione unisce, idealmente, questi casi agricoli con quelli extra – agricoli, collegando un'importantissima filiera mediterranea con un altrettanto cruciale esigenza di pianificare e gestire correttamente le risorse ambientali e proteggere quelle idriche. Questo caso studio si inserisce in quello più ampio di valorizzazione dei suoli agricoli per completare cicli di depurazione agro – industriale o urbana, come nel caso dei reflui zootecnici o dei fanghi di depurazione urbana. Le problematiche legate allo smaltimento delle acque reflue dei frantoi oleari sono state negli ultimi decenni oggetto di numerose ricerche per le loro implicazioni di carattere ambientale, economico e normativo.

Le soluzioni finora proposte per affrontare il problema dello smaltimento delle acque reflue si sono rivelate o ecologicamente incompatibili o eccessivamente costose. Lo spargimento sul suolo rimane una alternativa tecnicamente, economicamente ed ambientalmente percorribile. Tuttavia va evidenziato che la capacità del suolo a contenere se non addirittura ad eliminare gli effetti negativi legati allo spargimento delle acque di vegetazione, quindi la sua attitudine a ricevere le stesse, varia spazialmente al variare delle tipologie pedologiche.

E' evidente, pertanto, l'utilità di stabilire, attraverso la valutazione di alcuni parametri pedologici, la capacità di autodepurazione dei suoli. Su queste basi e su sollecitazione dell'ufficio del Commissario Delegato per l'Emergenza Rifiuti che ha competenze normative e programmatiche in materia, il Servizio Agropedologia ha avviato un programma di attività per

la realizzazione di una carta di "attitudine dei suoli allo spargimento delle acque di vegetazione". La valutazione è già stata effettuata per le aree coperte da cartografia pedologica al semidettaglio. E' prevista l'elaborazione di uno strumento cartografico in scala 1:250.000.

### Casi extra – agricoli regionali

Un primo caso riguarda le misure adottate dalle singole regioni per assolvere alle iniziative derivanti dalla Convenzione Internazionale per la Lotta alla Desertificazione: esso concerne l'esperienza del Molise, dove la problematica è stata affrontata e pianificata in termini progettuali dalla competente Autorità di Bacino, supportata in questo da una lettura cartografica ed interpretativa delle risorse pedologiche. Arrivata ad ogni autorità di bacino italiana una nota del Ministero dell'Ambiente in cui si comunicava che: il gruppo di lavoro costituito nell'ambito del comitato nazionale per la lotta alla siccità e alla desertificazione, per fornire supporto alle regioni ed alle autorità di bacino nella redazione dei programmi previsti dalla del. CIPE 299 del 21.12.1999 e si specificava che tali programmi "devono recare l'indicazione delle aree vulnerabili corredata dalle misure e dagli interventi che si intendono adottare secondo le indicazioni specificate nella delibera CIPE avendo come riferimento azioni e progetti connessi alla lotta alla siccità ed alla desertificazione già avviati o già previsti", il segretario dell'Autorità di Bacino del Molise chiamava a collaborare, tramite Assessorato Agricoltura, e il locale team pedologico.

Si preparava così una bozza di programma che veniva firmata dal responsabile dell'Assessorato Agricoltura, Assessorato Lavori Pubblici e Autorità di Bacino, che prevedeva 6 schede: erosione in Molise; salinizzazione; erosione marina e degrado forestale di una pineta litoranea; razionalizzazione della risorsa idrica sotterranea nell'area della Piana di Boiano; diminuzione della sostanza organica nel territorio del basso Molise; razionalizzazione della risorsa idrica sotterranea nell'area montana di Frosolone.

Un secondo caso, che unisce l'approccio delle applicazioni agronomiche con quello delle applicazioni ambientali e territoriali, riguarda l'applicazione del D. L.vo 152 / 99 e la redazione, da parte delle singole regioni, del Piano di Tutela delle Acque. Citiamo gli esempi:

- della Lombardia, che sta applicando una valutazione della capacità protettiva dei suoli nei confronti di potenziali agenti inquinanti – azoto e pesticidi prioritariamente - per le risorse idriche;

- dell'Emilia – Romagna, che sta introducendo, nella valutazione della vulnerabilità idrogeologica, anche la “capacità attenuativa dei suoli”.

Un terzo caso riguarda la pianificazione urbanistica in senso stretto, che espleta i suoi effetti più concreti nei piani comunali, ma che viene inquadrata e normata al livello regionale. Citiamo qui gli esempi:

- della Sardegna, che ha indicato le informazioni sulla capacità d'uso dei suoli come indispensabili a corredo dei piani urbanistici comunali;

- della Lombardia, che nell'ambito dello studio geologico a corredo del PRG, ha emanato direttive per applicare, nelle zone di pianura, la cartografia pedologica prodotta dall'Ersal.

### Casi subregionali

Un impulso all'applicazione di informazioni sui suoli è venuto al livello provinciale dalla necessità di elaborare i “Piani Territoriali di Coordinamento Provinciale (Ptcp)”; ci sono svariati esempi al riguardo, come Siena, Cremona e Mantova, in cui la valutazione della destinazione d'uso è stata supportata - non soltanto in fase analitica - dalle indicazioni sulle limitazioni e sulle attitudini delle risorse pedologiche provinciali. Non si è a conoscenza di linee guida regionali che forniscano un quadro comune sulla valutazione dei suoli.

Un secondo caso che citiamo è quello della pianificazione dell'attività estrattiva, che in Lombardia è delegata alle provincie. Si riporta qui l'esempio di Mantova, che nel nuovo piano, per ogni potenziale “Ambito Territoriale Estrattivo (Ate)” ha elaborato una valutazione del “valore agronomico” dei suoli interessati, desumendo tale valore in gran parte da interpretazioni di cartografie pedologiche. La cartografia pedologica di semidettaglio è stata utilizzata per la predisposizione del Piano cave della Provincia di Mantova, redatto secondo la LR 14 dell'8 agosto 1998.

In una prima fase le informazioni pedologiche (Capacità d'uso, Profondità utile all'approfondimento radicale) sono state utilizzate per la caratterizzazione ambientale dei diversi siti individuati per l'insediamento dell'attività estrattiva; successivamente, nell'ambito della valutazione di sostenibilità del Piano, le stesse informazioni (indicatori) sono state utilizzate per la definizione di uno dei fattori di impatto (definito Valore Agronomico). A ciascun indicatore è stato attribuito un valore numerico (tra 0 e 5) a seconda del “valore” della proprietà del suolo. L'indice finale aggregato “Valore

Agronomico” è stato utilizzato in una griglia (matrice di valutazione multi-criteria) in cui compaiono altri 6 indicatori.

Un terzo caso concerne la pianificazione di un'area molto ridotta, una riserva naturale della Lombardia (Piano di Spagna e Lago di Mezzola) per la quale è stata applicata l'indagine pedologica nella redazione del settoreiale “Piano di Sviluppo Agronomico”. In particolare, a valle della cartografia di dettaglio e di alcune carte interpretative, è stata elaborata una “Carta di orientamento agronomico” che guida le agrotecniche nelle zone coltivate e funge da riferimento per i disciplinari di produzione – contenuti nel piano – relativi alle coltivazioni praticate nell'area di rispetto della riserva.

### **Ipotesi di lavoro**

Tentiamo di tracciare alcuni spunti per poter ridurre il gap fra le informazioni disponibili e la loro reale ed efficace applicazione nelle politiche di programmazione e pianificazione del territorio, segnalando tre ipotesi di lavoro:

- i casi raccontati qui sono stati raccolti episodicamente, senza una sistematica analisi ed un osservatorio che monitorasse l'utilizzazione di informazioni pedologiche: una raccolta, in forma di catalogo, di best practices, potrebbe diffondere i casi più riusciti ed incrementare la sensibilità di pianificatori e decisori, aumentando probabilmente anche la varietà di possibili utilizzazioni;

- l'integrazione degli approcci dovrebbe muovere dalla semplice “messa a disposizione di dati e cartografie” ad una maggiore condivisione delle basi informative e della loro interazione nel supporto alle decisioni per il governo del territorio: l'integrazione dovrebbe iniziare fin dalla fase progettuale, di raccolta, archiviazione, informatizzazione dei dati, per favorire poi la loro più fluida ed efficace applicazione; adeguati spazi progettuali dovrebbero essere riservati poi ad azioni di monitoraggio e controllo di qualità dei dati condivisi;

- dovrebbe incrementare la pubblicazione, divulgazione e diffusione di cartografie dei suoli: se le indagini eseguite sono numerose e di alta qualità, non altrettanto può dirsi per un'efficiente ed efficace azione divulgativa, che invece potrebbe aumentare la consapevolezza dei potenziali utilizzatori, in una virtuosa spirale positiva con le best practices di cui al punto 1).

L'autore ringrazia i colleghi:

L. Andreoli (Provincia di Mantova);

M. Perciabosco (Regione Sicilia);

R. Paone (ARSSA Calabria);

G.P. Sano (Regione Emilia Romagna);

T. Rede (ERSAM Molise);

per la documentazione dei casi studio illustrati nella relazione.





## **Sessione poster**

---





# **Commissione I Fisica del suolo**

---



*PROPRIETÀ FISICHE E MODELLAZIONE  
DEI FENOMENI DI ACCUMULO D'ACQUA NEI SUOLI  
IN RELAZIONE ALL'INNESCO DELLE FRANE  
DI SARNO DEL MAGGIO 1998*

A. Basile <sup>1</sup>, R. De Mascellis <sup>1</sup>, G. Mele <sup>1</sup>, F. Terribile <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo (CNR-ISAFoM)  
Via Patacca 85, 80056 - Ercolano NA

<sup>2</sup> Dipartimento di Scienze del Suolo, della Pianta e dell'Ambiente, Università degli Studi di Napoli "Federico II"  
Via Università, 100 - 80055 Portici NA

**Abstract**

A multidisciplinary approach was adopted in this paper in order to study the very complex and unpredictable phenomenon of rainfall-triggered landslides. Physical and chemical measurements were made on a selected benchmark soil involved in the landslide of Sarno (southern Italy) in May 1998. Water behaviour inside the soil covering a typical slope of the area was simulated using a two-dimensional simulation model.

The effects of the interruption of the pedological continuity of the slope were simulated in terms of total weight encumbering the bottom of the soil stratification just behind a section of discontinuity. There resulted an increase of more than 30% in soil water storage with respect to the same section of the undisturbed slope. It causes an overloading which produces the same values of soil tangential pressure as those of peak strength measured by direct shear tests.

Notwithstanding the simplifications introduced to carry out this study, the proposed approach demonstrates the possibility of quantifying the consequences of some human or natural changes regarding soil-covered slopes and hence the potential of improving landslide risk assessment.

---

**Keywords:** rainfall

**Riassunto**

Nel presente lavoro viene proposto un approccio integrato allo studio del fenomeno estremamente complesso del distacco di frane indotto da eventi meteorici. Lo studio

è stato effettuato sui suoli interessati dai dissesti franosi dei giorni 5 e 6 maggio 1998 nell'area di Pizzo D'Alvano. Dal rilevamento pedologico sono stati selezionati cinque profili di suolo lungo alcune nicchie di distacco. Questi profili sono stati caratterizzati da un punto di vista morfologico, genetico e funzionale. Essi sono tutti Andosuoli molto fertili e ricchi in minerali alterabili con un'elevata profondità (>200 cm) ed una complessa storia pedologica con più cicli pedogenetici.

Le misure di proprietà fisiche condotte su uno dei 5 profili sono state utilizzate ed introdotte all'interno di un modello bidimensionale di simulazione del comportamento dell'acqua nel suolo ricoprente un tipico versante dell'area.

Gli effetti dell'interruzione della continuità pedologica del versante sono stati simulati in termini di peso totale gravante sul fondo della stratificazione di suolo immediatamente a monte della sezione di discontinuità. E' risultato un incremento di accumulo idrico superiore al 30% rispetto alla stessa sezione del versante indisturbato. Ciò dà luogo ad un sovraccarico che genera valori di tensione tangenziale lungo il pendio dell'ordine dei valori di resistenza di picco misurati da prove di taglio diretto.

Nonostante le numerose semplificazioni ed approssimazioni introdotte, l'approccio proposto dimostra la possibilità di quantificare le conseguenze di alcuni cambiamenti, naturali od antropici, indotti sui versanti ricoperti di suolo e, pertanto, la potenzialità di migliorare la stima del rischio di frane.

---

**Parole chiave:** colate rapide di fango, Andosuoli, Bilancio dell'acqua 2D

## **Introduzione**

Tra il pomeriggio e la notte del 5 maggio 1998, nell'arco di 8-10 ore, si verificarono oltre un centinaio di frane sugli Andosuoli ricoprenti il rilievo calcareo di Pizzo d'Alvano, situato tra le province di Salerno ed Avellino. Le frane investirono le città di Sarno, Quindici, Siano, Bracigliano, S.Felice a Canello e causarono 161 vittime.

Il rilievo di Pizzo d'Alvano (1133 m s.l.m.) è parte di un complesso calcareo largo circa 20 km e lungo 70 km che si estende in direzione NO-SE da Monte Maggiore (Caserta) alla Valle Solofrana. Tale complesso è costituito da una successione molto potente di rocce carbonatiche del Mesozoico intervallate da valli tettoniche. Pizzo d'Alvano, insieme a larga parte del suddetto complesso, è coperto da una serie di depositi piroclastici provenienti dai complessi vulcanici del Somma-Vesuvio e dei Campi Flegrei. L'alterazione del materiale piroclastico ha prodotto una copertu-

---

ra di Andosuoli con la presenza di suoli sepolti ed orizzonti C pomicei. L'uso prevalente dei suoli dell'area è a ceduo di castagno.

Il verificarsi di molti processi di versante (erosione, deposizione, colluvio) sulle forti pendenze del Pizzo d'Alvano ha prodotto una varietà di Andosuoli (da Humic Udivitrans a Vitric Hapludands; Soil Survey Staff 1998) superficiali sovrapposti ad Andosuoli sepolti di differenti epoche sebbene con alcune caratteristiche morfologiche e fisiche comuni. Queste ultime sono la presenza di (i) proprietà andiche nel suolo superficiale, (ii) frequenti strati di pomici (di epoche differenti) tra i suoli superficiali e quelli sepolti, (iii) suoli sepolti (classificazione di tentativo: Typic Hapludands) con proprietà andiche molto pronunciate. Sulle aree di distacco i piani di scorrimento delle frane sono situati all'interno della coltre di suolo, generalmente all'interfaccia tra suoli superficiali e sepolti, ad una profondità media di 150 cm.

La caratterizzazione chimica e fisica di alcuni suoli tipici delle aree di distacco delle frane è stata eseguita da Terribile *et al.* (2000). In tale lavoro, sulla base dei dati chimici e fisici, sono stati analizzati e discussi i principali fattori pedologici e geomorfologici che influenzano l'innesco e la propagazione di queste frane ed è stata evidenziata la necessità dello studio del comportamento idrologico degli Andosuoli di Pizzo d'Alvano al fine di meglio comprendere, in particolare, il processo di innesco.

La necessità dell'approccio idrologico deriva, peraltro, dalle specifiche caratteristiche fisiche di questi Andosuoli relativamente a moto e ritenzione idrica, ben note dalla letteratura in altri Andosuoli (Maeda *et al.*, 1977; Quantin, 1990) e che influenzano ampiamente il comportamento fisico globale di questi suoli.

Il presente lavoro rappresenta, pertanto, un tentativo di miglioramento della comprensione dei meccanismi d'innesco delle frane basato sulla introduzione dei dati risultanti dall'analisi sui suoli all'interno di un modello di simulazione idrologica.

Tale approccio si differenzia notevolmente rispetto ai metodi tradizionalmente utilizzati. Infatti la previsione di frane innescate da eventi meteorici viene solitamente affidata al riconoscimento di alcuni fattori predisponenti quali tipo di roccia madre, pendenza dei versanti ed alla individuazione di valori di soglia per le precipitazioni piovose. Tali metodi empirici, benché importanti, non forniscono conoscenze per la comprensione dei meccanismi fisici del distacco delle frane limitando considerevolmente, di fatto, la capacità di previsione del rischio (Iverson, 2000).

L'innesco delle frane dipende sia da fattori fisici (topografia, geologia, idrologia del suolo, meccanica del suolo, etc.) che antropici (strade, uso del suolo, incendi, etc.). Modelli di simulazione possono essere utili strumenti per legare tali fattori all'interno di un'unica struttura concettuale. Recentemente, tra altri, Dietrich *et al.* (1994), e Wu e Sidle (1995) hanno sviluppato modelli teorici basati sul principio delle pressioni effettive assumendo semplicemente che la pioggia influenza le acque sotterranee variando l'altezza della falda in modo stazionario o quasi-stazionario e che le acque sotterranee fluiscono esclusivamente parallele ai pendii. Al contrario, Freeze (1974), Iverson *et al.* (1997) e Torres *et al.* (1998), hanno mostrato che le pressioni idriche nel suolo lungo i versanti sono fortemente legate alle piogge transitorie e che la redistribuzione delle pressioni include una consistente componente normale alla pendenza.

Sulla scia di tali approcci, in questo articolo si è studiato il comportamento dei flussi idrici all'interno della coltre piroclastica in pendio mediante un modello di simulazione bidimensionale durante un periodo di circa quattro mesi precedenti il distacco delle frane. In particolare ci si è focalizzati principalmente sugli effetti di una tipica perturbazione antropica consistente nel taglio del manto di suolo per la costruzione di strade e, in generale, sulla discontinuità della coltre di suolo in pendenza.

## **Materiali e Metodi**

### **Il profilo di suolo selezionato**

Sulla base di precedenti studi pedologici e dati gli scopi del presente studio si è scelto un suolo rappresentativo delle nicchie di distacco lungo i versanti di Pizzo d'Alvano. Il profilo è stato descritto (Fitzpatrick, 1992) e campionato per analisi chimiche e fisiche di routine (MiRAAF, 1992) con campioni sciolti. Da ogni orizzonte sono stati prelevati campioni indisturbati per le analisi idrologiche. La granulometria è stata misurata col metodo della pipetta a pH 9,5 per migliorare la dispersione; l'estrazione in ossalato di ammonio è stata eseguita col metodo di Schwertmann (1964) e la quantità di Al e Fe nell'estratto ( $Al_0$ ,  $Fe_0$ ) è stata determinata mediante ICP AES; la capacità di scambio cationico (CEC) e la saturazione delle basi (BS) sono state determinate con  $BaCl_2$  a pH 8,2. Data la ben nota complessità delle proprietà chimiche e fisiche degli Andosuoli i risultati di alcune di queste analisi (es. granulometria e CEC) vanno considerati con cautela.



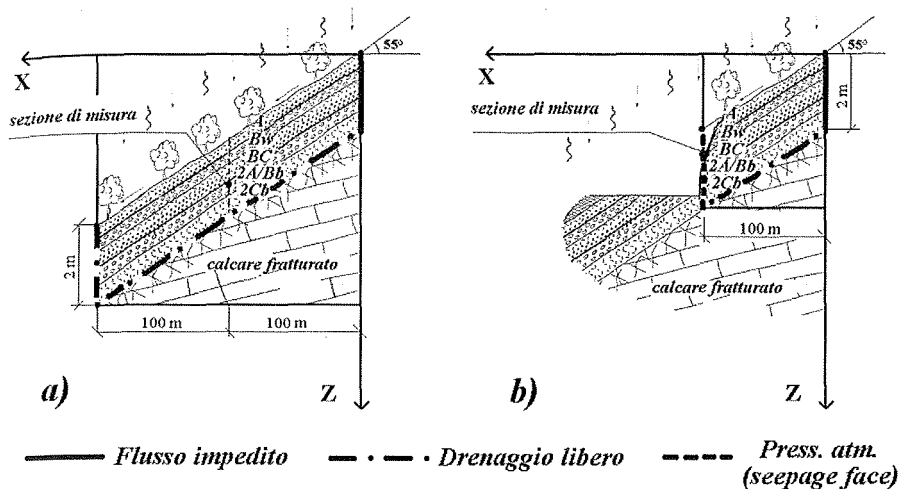


Figura 1. Schematizzazione fisica dei domini di simulazione: a) continuità di versante, b) discontinuità

Figure 1. Simulation domains: a) slope continuity, b) slope discontinuity

### Dominio di simulazione e modellazione dei processi idrologici

Al fine di evidenziare gli effetti della discontinuità pedologica lungo un pendio si sono considerati i due domini schematizzati in fig. 1. Si è simulato il bilancio idrologico nei quattro mesi precedenti l'inizio degli eventi franosi calcolando l'accumulo d'acqua lungo il profilo verticale indicato come "sezione di misura" in figura 1.

Nella procedura di simulazione si sono fatte le seguenti ipotesi: (i) pendenza pari a  $55^\circ$ , che è un valore tipico misurato sulle nicchie di distacco; (ii) parallelismo degli orizzonti di suolo (in realtà non è sempre così ma tale assunzione è stata fatta per semplicità in assenza di una stima sulla variabilità degli spessori degli orizzonti); (iii) bidimensionalità del moto dell'acqua; (iiii) isotropia della conducibilità idraulica.

Il software utilizzato per simulare il moto dell'acqua lungo il pendio è HYDRUS 2D. Qui si descrivono le principali caratteristiche del modello di simulazione implementato nel software; i dettagli sono riportati nel manuale utente (Simunek *et al.*, 1999). Le simulazioni si riferiscono ad un piano X,Z contenente la linea di massima pendenza ( $55^\circ$ ).

Il flusso dell'acqua in un mezzo poroso  $\bar{q}$ , nel caso di mezzo isotropo ed in due dimensioni  $x$  e  $z$  può essere descritto dalla seguente equazione (Bear, 1972):

$$\bar{q} = K \cdot \bar{J} \quad (1)$$

in cui  $K$  è la conducibilità idraulica e  $\bar{J} = -grad\phi$  è il gradiente idraulico. Sostituendo l'equazione (1) nelle equazioni di continuità:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q_i}{\partial x_i} \quad (2)$$

con  $\theta_s$  contenuto d'acqua volumetrico,  $q_i$  componenti del flusso d'acqua lungo gli assi coordinati ed  $x_i$  le coordinate del piano  $X,Z$  ( $x_1=x$  ed  $x_2=z$ ), si ottengono le equazioni di Richards, che descrivono il campo di moto nel suolo nel non saturo, nella seguente forma:

$$\frac{\partial h}{\partial t} C(h) = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[ K(\theta) \left( \frac{\partial h}{\partial x_i} - 1 \right) \right] - S \quad (3)$$

in cui  $h$  (cm) è il potenziale dell'acqua nel suolo dovuto alle interazioni con la matrice,  $t$  (d) è il tempo,  $K(\theta)$  (cm d<sup>-1</sup>) è la funzione di conducibilità idraulica,  $C(h) = d(\theta)/d(h)$  (cm<sup>-1</sup>) è la capacità capillare (o idrica) del suolo.  $S$  (d<sup>-1</sup>) è un termine aggiunto per tenere conto dell'attingimento radicale delle piante espresso con il modello parametrico proposto da Feddes (1978).

Il software risolve l'equazione differenziale (3) nell'incognita  $\theta(x,z,t)$ , col metodo agli elementi finiti una volta note le funzioni di ritenzione  $\theta(h)$  e di conducibilità idraulica  $K(\theta)$  e fissate le condizioni iniziali ed al contorno del campo di moto.

Il legame  $\theta(h)$  è stato descritto utilizzando l'espressione analitica di van Genuchten (1980):

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left[ 1 + |\alpha h^n| \right]^{-m} \quad h < 0$$

$$\theta = \theta_s \quad h \geq 0 \quad (4)$$

dove  $\theta_r$  e  $\theta_s$  rappresentano rispettivamente il contenuto d'acqua volumetrico residuo ed alla saturazione,  $n$  ed  $m$  sono parametri adimensionali di pendenza della curva, relativi rispettivamente alla zona a maggiori e minori valori

di potenziale;  $\alpha$  è un parametro empirico ( $\text{cm}^{-1}$ ) il cui inverso è legato approssimativamente alla pressione di ingresso dell'aria per bassi valori di  $m/n$ , mentre per alti valori di  $m/n$  è circa uguale alla tensione di suzione nel punto di flesso della curva (van Genuchten e Nielsen, 1985). Le curve di conducibilità idraulica sono state espresse analiticamente mediante la (5), risultante dalla soluzione in forma chiusa (van Genuchten, 1980) dell'equazione del modello di Mualem (1976), basato sulla distribuzione dei diametri equivalenti dei pori.

$$K_r(S_e) = \frac{K(S_e)}{K_0} = S_e^l \left[ 1 - \left( 1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (5)$$

dove  $S_e = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r)$  è la saturazione effettiva,  $K_r$ , conducibilità idraulica relativa, è il rapporto  $K/K_0$ , con  $K_0$  la conducibilità idraulica alla saturazione (o in condizioni molto prossime alla saturazione) e; l'esponente  $l$  è un parametro empirico legato alla tortuosità del sistema di pori. Comuni ad entrambi i domini di simulazione sono state le condizioni iniziali, le condizioni al contorno inferiore e quelle al contorno laterale superiore considerate. Un valore di potenziale dell'acqua vicino alla saturazione è stato imposto negli interi domini all'inizio della simulazione; al contorno inferiore si è assunta la condizione di drenaggio libero di tipo Neumann: essa viene applicata in caso di livelli profondi di falda per i quali si può assumere un gradiente di carico idraulico unitario; al contorno laterale superiore si è imposta assenza di scambio di flusso idrico immaginando il contatto con una roccia compatta. Le condizioni suddette, con riferimento agli assi cartesiani X,Z riportati in figura 1, sono espresse dalle equazioni (6a), (6b) e (6c) rispettivamente:

$$h(x, z, t) = -30 \text{ cm} \quad (6a)$$

per  $t = 0$ ,  $x \cdot \tan 55^\circ \leq z \leq \tan 55^\circ + 2$  ed  $x \in [0, 100(200)]$ ,

$$\left( \frac{\partial h}{\partial x_i} - 1 \right) \cdot n_i = 1 \quad n_i = \begin{cases} \sin 55^\circ & \text{per } i = 1 \\ \cos 55^\circ & \text{per } i = 2 \end{cases} \quad (6b)$$

per  $t \geq 0$ ,  $z = \tan \in 55^\circ + 2$  ed  $x \in [0, 100(200)]$ ,

$$\left[ K(\theta) \left( \frac{\partial h}{\partial x_i} - 1 \right) \right] = 0 \quad (6c)$$

per  $t \geq 0$ ,  $z \in [0, 2]$  ed  $x = 0$ .

Per simulare gli effetti della discontinuità della copertura di suolo lungo il versante (dovuta a strade o faglie) sul bilancio dell'acqua, si è imposta la condizione di pressione atmosferica costante al contorno laterale inferiore nel dominio in figura 1b):

$$h(x, z, t) = 0 \quad (7)$$

per  $t \geq 0$ ,  $x \cdot \tan 55^\circ \leq z \leq \tan 55^\circ + 2$  ed  $x = 100$ ;

essa comporta che il flusso attraverso il contorno sia nullo sino a che la pressione retrostante rimanga negativa; se questa si annulla diventando positiva ne segue, in condizioni di saturazione, una fuoriuscita idrica verticale lungo la parete nota come fenomeno della "sorgente sospesa" (Viparelli, 1975) o "superficie di trapelazione" (Citrini e Nosedà, 1982) (seepage face).

La continuità lungo il versante della coltre piroclastica (Fig. 1a) è stata schematizzata prolungando il dominio di simulazione di figura 1b) per 100 m oltre la sezione di misura ed imponendo drenaggio libero al contorno laterale inferiore.

Tabella 1. Principali caratteristiche micromorfologiche del suolo rappresentativo di Pizzo d'Alvano

Table 1. Main micromorphological features of the selected soil of Pizzo d'Alvano

**Classificazione:**

**Soil Taxonomy (1998): Humic Udivitrand, mesic**

Comune:	Sarno	Quota:	885 m s.l.m.
Località:	Pizzo D'Alvano	Rocciosità:	assente
Fisiografia:	versante	Parent Material:	ceneri e pomici vulcaniche.
Pendenza:	140%	Drenaggio interno:	ben drenato
Esposizione:	225° N	Uso del suolo:	ceduo di castagno.

**Descrizione del profilo**

Ciclo(*)	Orizzonte	Profondità (cm)	Descrizione
(I)	A	0-20	umido; grigio molto scuro (10YR3/1); comuni (5-15 %) pomici subarrotondate del tipo dimensionale della ghiaia fine (2-5 mm); struttura granulare media debolmente sviluppata; molte (25-200) radici molto fini (<1 mm) e molte (25-200) radici medie (3-5 mm); effervescenza nulla; limite inferiore abrupto ondulato;
(I)	Bw	20-38	umido; bruno (10YR4/3); comuni (5-15 %) pomici subarrotondate del tipo dimensionale della ghiaia fine (2-5 mm); struttura poliedrica subangolare media debolmente sviluppata; comuni (10-25) radici molto fini (<1 mm); effervescenza nulla; limite inferiore graduale lineare;
(I)	BC	38-71	umido; grigio scuro (2.5Y4/2); scarse (<5%) pomici subarrotondate del tipo dimensionale della ghiaia fine (2-5 mm); struttura poliedrica subangolare grande debolmente sviluppata; poche (1-10) radici molto fini (<1 mm) e poche (1-10) radici fini (1-2 mm); effervescenza nulla; limite inferiore abrupto ondulato;
(I)	C	71-100	umido; pomici giallo pallide (5Y7/3); con struttura incoerente; poche (1-10) radici molto fini (<1 mm) e poche (1-10) radici grossolane (6-10 mm); effervescenza nulla; limite inferiore abrupto lineare;
(II)	2A/Bwb P.S. (**)	100-140	umido; bruno giallastro scuro (10YR3/4); comuni (5-15 %) pomici subarrotondate del tipo dimensionale della ghiaia fine (2-5 mm); struttura poliedrica subangolare grande debolmente sviluppata; poche (1-10) radici fini (1-2 mm) e poche (1-10) radici medie (3-5 mm); effervescenza nulla; limite inferior e abrupto ondulato;
(II)	2Bw/Cb P.S. (**)	140-150	umido; bruno oliva (2.5Y4/4); struttura poliedrica subangolare media debolmente sviluppata; poche (1-10) radici molto fini (<1 mm) e poche (1-10) radici medie (3-5 mm); limite inferiore abrupto lineare;
(II)	2Cb	150-200+	umido; bruno oliva chiaro (2.5Y5/4); struttura poliedrica subangolare media debolmente sviluppata; poche (1-10) radici molto fini (<1 mm); limite inferiore sconosciuto

Tabella 2. Principali proprietà chimiche e fisiche del suolo rappresentativo di Pizzo d'Alvano

Table 2. Main chemical and physical properties of the selected soil of Pizzo d'Alvano

Orizzonti	Profondità	Sabbia grossa	Sabbia fine	Limo grosso	Limo fine	Argilla	PH	CSC	C org.	Al(ox) + 0,5	Allofane
	cm	2000-200 $\mu$ m	200-50 $\mu$ m	50-20 $\mu$ m	20-2 $\mu$ m	<2 $\mu$ m	H <sub>2</sub> O	in BaCl <sub>2</sub>		Fe(ox)	(metodo Parfitt)
		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>		cmol(+)	g kg <sup>-1</sup>	%	%
A	0-20	244	390	199	140	27	6,8	34,6	98,5	5,0	16
Bw	20-38	226	429	176	139	30	7,3	21,4	10,7	2,5	8
BC	38-71	340	441	68	118	33	7,5	12,5	4,2	5,720	20
C	71-100										
2A/Bwb	100-140	145	526	142	156	32	7,5	29,6	10,5	2,1	7
2Bw/Cb	140-150										
2Cb	150-200										

### Proprietà idrauliche del suolo

Per la determinazione dei parametri presenti nelle eq. (4) e (5) sono stati prelevati campioni cilindrici indisturbati di suolo ( $\phi=86$  mm,  $h=150$  mm); in laboratorio sono stati lentamente saturati dal basso e posti in un permeometro mediante il quale è stata misurata la conducibilità idraulica alla saturazione col metodo a carico costante (Klute e Dirksen, 1986). Successivamente i campioni sono stati sottoposti ad un processo di evaporazione a partire dalla saturazione; durante il transitorio sono stati registrati automaticamente -) il potenziale dell'acqua a tre diverse quote misurato per mezzo di tensiometri accoppiati a trasduttori di pressione ed -) il peso del campione posto su cella di carico. La prova è stata interrotta sino a che non si è osservata presenza di aria nel circuito del tensiometro superiore; i campioni sono stati posti, poi, per 24 ore in stufa a  $105^\circ$  al fine di determinarne il contenuto d'acqua dai dati di peso acquisiti.

La metodologia di calcolo per la determinazione in contemporanea della funzione di ritenzione idrica  $\theta(h)$  e di conducibilità idraulica  $k(\theta)$  è basata sulla procedura messa punto da Wind (1969) con le successive modifiche suggerite da Tamari *et al.*, (1993). Le informazioni necessarie sono la distribuzione lungo il campione e nel tempo dei potenziali  $[h(z,t)]$  e l'evoluzione nel tempo del contenuto d'acqua medio di tutto il campione  $[\theta_{avg}(t)]$ . I valori di potenziale sono stati trasformati in valori di contenuto d'acqua attraverso una stima iniziale dei parametri della funzione di ritenzione idrica. I valori di contenuto d'acqua sono stati integrati lungo il profilo e il valore risultante confrontato con il valore medio misurato. In caso di differenze fra i valori misurati e stimati, attraverso una procedura di iterazione, sono stati stimati nuovi parametri della curva di ritenzione e ricalcolati i contenuti d'acqua. Il calcolo dei parametri della funzione di ritenzione termina quando per successive iterazioni non si riscontrano variazioni apprezzabili negli scarti fra valori misurati e calcolati di contenuto d'acqua medio.

Successivamente le distribuzioni, misurate dei potenziali  $[h(z,t)]$  e stimata dei contenuti d'acqua  $[\theta(z,t)]$ , sono state utilizzate per il calcolo della conducibilità idraulica secondo il metodo del profilo istantaneo (Watson, 1966). I valori del potenziale alle diverse altezze sono stati utilizzati per la determinazione dei gradienti del potenziale fra due tensiometri adiacenti e ad ogni tempo di misura. Inoltre, i valori di contenuto d'acqua sono stati utilizzati per il calcolo dei flussi attraverso ogni compartimento. Il rapporto fra i flussi e i gradienti determina il valore della conducibilità idraulica riferita al contenuto d'acqua (potenziale) medio dei due compartimenti fra i quali è stato calcolato. L'insieme dei dati così ottenuti è stato usato al-

l'interno di una procedura di interpolazione ai minimi quadrati per ottenere i parametri dell'equazione (5).

### Dati climatici

L'assenza di stazioni meteorologiche nella zona delle aree di distacco ha obbligato all'elaborazione di una procedura per la stima dei principali dati climatici, quali piogge ed evapotraspirazione giornaliere, necessari per la simulazione idrologica ed utilizzati quali condizioni al contorno superiore in entrambi i domini.

I dati di pioggia giornaliera ricavati si riferiscono all'altitudine media (900 m s.l.m.) osservata per le nicchie di distacco intorno al Pizzo d'Alvano (abbrev. P); questi sono stati ottenuti interpolando i dati raccolti dal pluviometro di Sarno (21 m s.l.m.), situato sul versante meridionale del Pizzo d'Alvano, e quelli raccolti dal pluviometro di Monte Vergine, situato circa 11 Km a nord a quota 1270 m s.l.m..

Il confronto fra 15 anni di dati di pioggia giornaliera ha mostrato che (i) ogni volta che si è registrata pioggia nel pluviometro di Sarno (abbrev. SA) vi è stata pioggia anche a Monte Vergine (abbrev. M) di maggiore intensità (mediamente 3,9 volte superiore), (ii) in molti casi vi stata pioggia in M e non in SA, (iii) molto raramente il contrario.

Pertanto, assumendo che i tre siti sono di solito soggetti alle stesse perturbazioni atmosferiche (ipotesi plausibile data la vicinanza reciproca) ed attribuendo le differenze dei dati pluviometrici alle differenze di quota, il dato di pioggia giornaliera  $R_P^i$  del sito P nel generico giorno  $i$  è stato ricavato da quelli di SA ed M ( $R_{SA}^i$  ed  $R_M^i$  rispettivamente) usando la seguente formula:

$$R_P^i = \begin{cases} AIF_P^i \cdot R_{SA}^i & \forall i: R_{SA}^i \neq 0 \text{ and } R_M^i \neq 0 \\ AR \cdot R_M^i & \forall i: R_{SA}^i = 0 \text{ and } R_M^i \neq 0 \\ 0 & \forall i: R_{SA}^i = 0 \text{ and } R_M^i = 0 \end{cases}$$

dove:

$AR = 900/1270 \approx 0,7$  è il Rapporto tra le Alitudini s.l.m. di P ed M,

$AIF_P^i = AR \cdot IR_M^i$  è definito Fattore giornaliero di Incremento di P rispetto ad SA

$IR_M^i = R_M^i / R_{SA}^i$  è il Rapporto giornaliero tra la pioggia in M ed SA



L'evapotraspirazione potenziale giornaliera,  $ET_p$  ( $\text{cm d}^{-1}$ ), è legata all'evapotraspirazione potenziale di riferimento,  $ET_{ref}$  ( $\text{cm d}^{-1}$ ), mediante il coefficiente colturale  $K_c$ :

$$K_c = ET_p / ET_{ref}$$

L'evapotraspirazione di riferimento è stata calcolata con la formula di Hargreaves (Hargreaves *et al.*, 1985) che richiede la conoscenza delle temperature giornaliere (minima, media e massima) e la radiazione extra-terrestre. L'assenza di dati giornalieri di temperatura per il 1998, sia in P che in altri siti vicini, ci ha indotto ad usare i dati di temperatura giornaliera disponibili per M dal 1984 al 1996 previa correzione col gradiente di temperatura con la quota di  $0,7 \text{ }^\circ\text{C}/100\text{m}$ . In altre parole per la simulazione si sono usate le temperature giornaliere minima, media e massima di Montevergine, mediate su 12 anni di osservazioni disponibili, corrette del termine di  $-0,7 \times (1270-900)/100 = -2,6 \text{ }^\circ\text{C}$ . Da dati ricavabili in letteratura si è stimato, per il castagneto, un coefficiente colturale  $K_c=1$ .

### Stato tensionale del suolo

Sulla base delle caratteristiche fisiche del profilo considerato ed utilizzando i risultati della simulazione idrologica, si è calcolato lo stato tensionale del suolo a 150 cm di profondità nelle "sezioni di misura". Ciò al fine di valutare l'influenza dell'accumulo idrico sul peso della coltre piroclastica e, perciò, sulla stabilità del pendio. Per calcolare la tensione normale ( $\sigma$ ) e tangenziale ( $\tau$ ) rispetto alla pendenza si sono usate le seguenti formule:

$$\sigma = \cos 55^\circ \cdot \int_0^{150} (\theta + \rho_d / \rho_w) dz \quad (8a)$$

$$\tau = \sin 55^\circ \int_0^{150} (\theta + \rho_d / \rho_w) dz \quad (8b)$$

## Risultati e discussione

### Il profilo di suolo selezionato

Le principali caratteristiche morfologiche e chimiche del profilo di suolo esaminato, sono riportate nelle tabelle 1 e 2. Si tratta di un tipico Andosuolo profondo, classificato come Humic Udivitrand, (Soil Survey Staff, 1998) costituito da un suolo superficiale su un suolo sepolto (potrebbero esserci altri orizzonti sepolti oltre i 200 cm di profondità). Sia il suolo superficiale che quello sepolto presentano un orizzonte superiore scuro (A, 2A/Bwb) su uno inferiore bruno (Bw, 2Bw/Cb). Il contorno superiore dell'orizzonte 2A/Bwb è risultato essere il piano di distacco delle frane. Il suolo in esame è molto fertile come indicano la frequente presenza di radici (nell'intero profilo) e l'elevato contenuto di carbonio organico e l'elevata CSC. Le proprietà andiche, come dimostrato dai valori di alluminio e ferro estratti in ossalato, sono sempre evidenti e superiori nel suolo superficiale. La somma di argilla e limo fine assume valori più elevati nel suolo sepolto che in quello superficiale; questo (insieme con altri dati micromorfologici non forniti in questo articolo) può significare che il suolo sepolto è maggiormente alterato rispetto a quello superficiale.

### Proprietà idrauliche del suolo

Le curve di ritenzione e di conducibilità del suolo risultanti sono riportate in figura 2. I valori dei relativi parametri introdotti nelle espressioni (4) e (5) sono indicati in tabella 3.

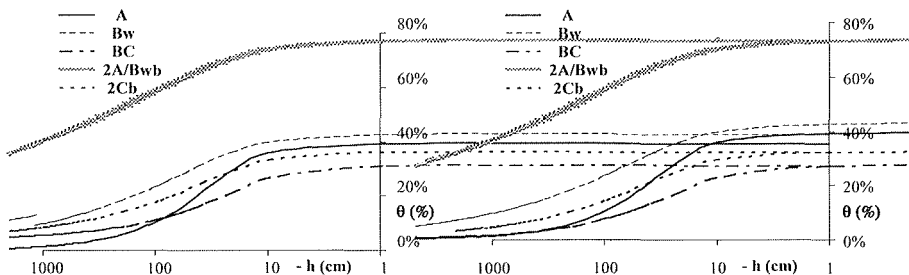


Figura 2. Curve di ritenzione idrica e conducibilità idraulica del suolo di riferimento

Figure 2. Water retention curves and soil hydraulic conductivity of the selected soil

Gli orizzonti di suolo esaminati non mostrano, tranne il 2A/Bwb, elevati valori di ritenzione idrica nonostante siano classificati come suoli andici. I valori di ritenzione dell'orizzonte sepolto 2A/Bwb sono sempre maggiori di quelli degli altri orizzonti. Questo produce una evidente discontinuità nella ritenzione essendo l'orizzonte 2A/Bwb interposto tra orizzonti con valori di ritenzione considerevolmente inferiori. In dettaglio, il contenuto idrico alla saturazione dell'orizzonte sepolto è pari al 73,4%, cioè circa 2,5 volte il massimo contenuto idrico degli orizzonti adiacenti. Inoltre, il basso valore del parametro di pendenza  $n$  (1,19), indica una elevata dispersione nella distribuzione dimensionale dei pori equivalenti e quindi una buona strutturazione di tale orizzonte rispetto agli altri. Le differenze tra suolo superficiale e profondo possono spiegarsi con la minore alterazione del suolo superiore.

Tabella 3. Parametri idraulici del suolo (eq. (4) e (5))

Table 3. Soil hydraulic parameters (eq. (4) e (5))

orizzonte	profondità cm	$\theta_s$ %	$\theta_r$ %	$\alpha$ cm <sup>-1</sup>	$n$ -	$l$ -	$K_0$ cm d <sup>-1</sup>
A	0-20	39,2	0,0	0,044	1,88	-1,00	83 125
Bw	20-38	42,9	0,0	0,042	1,39	0,75	8 123
C	71-100	27,1	0,0	0,070	1,65	1,40	19 110
2A/Bwb	100-140	73,4	0,0	0,038	1,19	0,50	2 077
2Cb	150-200	32,3	0,0	0,048	1,50	-2,00	59 105

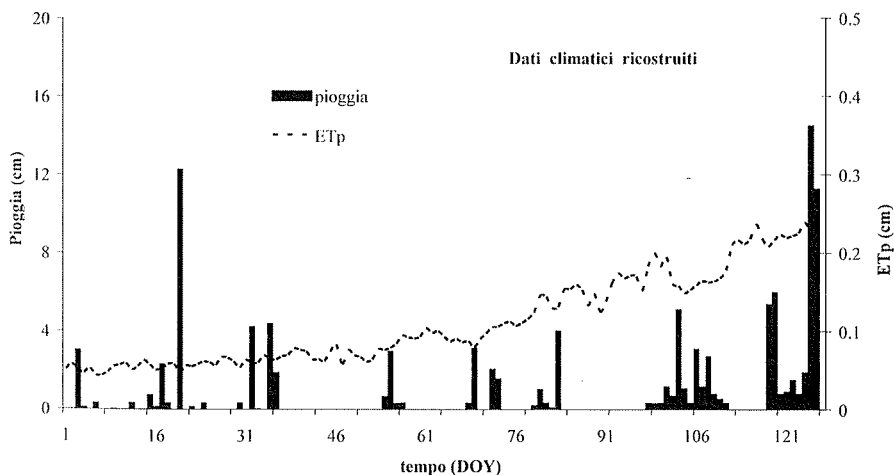


Figura 3. Condizioni al contorno superiore

Figure 3. Upper boundary conditions

Differenze evidenti si sono pure osservate tra gli orizzonti A e Bw: l'orizzonte A mostra minori valori di ritenzione rispetto a Bw sebbene entrambi abbiano la stessa tessitura e l'orizzonte A abbia un contenuto di sostanza organica dieci volte superiore all'orizzonte Bw; inoltre, il parametro  $n$  (indice di qualità della struttura) è minore per l'orizzonte Bw che per quello superiore (1.39 rispetto ad 1.88). Queste differenze sono state trovate anche nei suoli della valle del fiume Sarno ai piedi del Pizzo d'Alvano (De Mascellis, 2000). Le specifiche proprietà dei suoli vulcanici e precisamente la degradazione della struttura dopo esposizione prolungata all'aria o incendi, possono essere chiamate in causa per spiegare queste differenze tra orizzonti sopra e sottostanti: essenzialmente spariscono i micropori e si formano granuli di maggiori dimensioni (Kubota, 1972; Adamo *et al.*, 1996), producendo marcati effetti, fra l'altro, di riduzione di porosità e, perciò su proprietà e comportamento idraulico (Basile e De Mascellis, 1999).

I valori di conducibilità sono piuttosto elevati in ogni orizzonte del profilo. Secondo la classificazione della conducibilità idraulica alla saturazione riportata da Kutilek e Nielsen (1994), essa varia tra "alta" (Bw, C, 2A/Bwb) ed "eccessiva" (A, 2Cb) permeabilità con differenze di circa due ordini di grandezza; tali differenze si mantengono anche per valori di pressione più bassi tranne che per l'orizzonte Bw per il quale si nota un consistente aumento di pendenza della curva. In definitiva la variabilità verticale della conducibilità idraulica risulta meno espressa della ritenzione.

### Dati climatici

Il risultato della ricostruzione dei dati meteorologici relativi alla zona delle nicchie di distacco (900 m s.l.m.), per tutto il periodo di simulazione del bilancio idrologico, è riportato in figura 3. La pioggia giornaliera è riportata sull'asse primario delle ordinate mentre l'evapotraspirazione potenziale è indicata su quello secondario. La differenza fra tali grandezze ha costituito la condizione imposta al contorno superiore per la soluzione della (3).

L'andamento delle piogge rivela la presenza di due picchi: uno a gennaio e l'altro a maggio, quando si sono verificate le frane. La massima pioggia cumulata in 30 giorni, tra l'8 aprile (DOY 98) ed il 7 maggio (DOY 127), è stata di circa 600 mm.

L'evapotraspirazione potenziale varia approssimativamente da meno di 1mm al giorno all'inizio della simulazione fino a 2,5 mm giornalieri all'inizio di maggio quando è iniziato l'evento (DOY 125).

### La simulazione idrologica

In figura 4 sono mostrati i risultati della simulazione sia per il dominio rappresentante la continuità pedologica sul versante (abbrev. P-C) che quello rappresentante la discontinuità (abbrev. P-DC). Si riporta l'evoluzione, nel tempo, dell'accumulo d'acqua nel profilo di suolo in corrispondenza delle sezioni di misura poste entrambe a 100 m dalla sommità del pendio: nel caso di P-DC la sezione di misura è il contorno laterale inferiore del dominio in cui si è imposto  $h=0$  e l'eventuale deflusso con modalità di "sorgente sospesa" (seepage face), in caso di P-C, invece, è situata nel mezzo del pendio lungo 200 m.

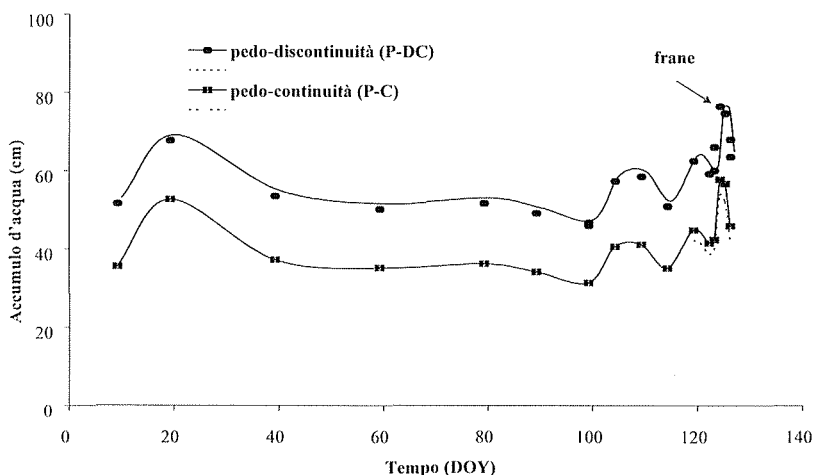


Figura 4. Confronto fra l'accumulo dell'acqua nel suolo fino a 150 cm di profondità in caso di versante indisturbato (P-C) ed interrotto (P-DC)

Figure 4. Comparison of soil water storage up to 150 cm of depth between undisturbed (P-C) and interrupted slope (P-DC).

A partire dall'11 gennaio (per i primi 10 gg la simulazione è fortemente influenzata dalle condizioni iniziali per cui non è stata riportata) fino al DOY 127, l'accumulo d'acqua nel caso di P-DC è risultato sempre superiore che nel caso di P-C. Tale comportamento è risultato poco sensibile alla piovosità o meno dei giorni considerati. Infatti l'incremento di accumulo idrico varia tra il 30% nei giorni piovosi fino al 45% nei periodi più secchi. L'aumento di contenuto idrico in presenza di discontinuità rispetto al ca-

so di pendio indisturbato provoca un aumento di peso e riduce le tensioni effettive all'interno del suolo. Questo produce, evidentemente, un aumento del rischio di instabilità della coltre di suolo a monte della discontinuità. In pratica la superficie di contorno laterale inferiore, su cui regna pressione atmosferica in caso di P-DC, si comporta come una paratia che ostacola il flusso idrico sino a che non si raggiungano, a monte, condizioni di saturazione.

In figura 5 sono indicati i profili verticali di contenuto idrico nella sezione di misura, nel caso di P-DC, relativi a quattro specifici giorni della simulazione. DOY 100 è stato scelto perché risultato il più secco dei 127 giorni di simulazione, DOY 125 è il giorno di inizio delle frane, DOY 123 è di poco precedente e DOY 127 è il giorno dopo la fine degli eventi franosi. Si nota la marcata discontinuità in corrispondenza dell'orizzonte sepolto 2A/Bw che è stato riconosciuto sede del piano di scorrimento delle frane dalle indagini in sito.

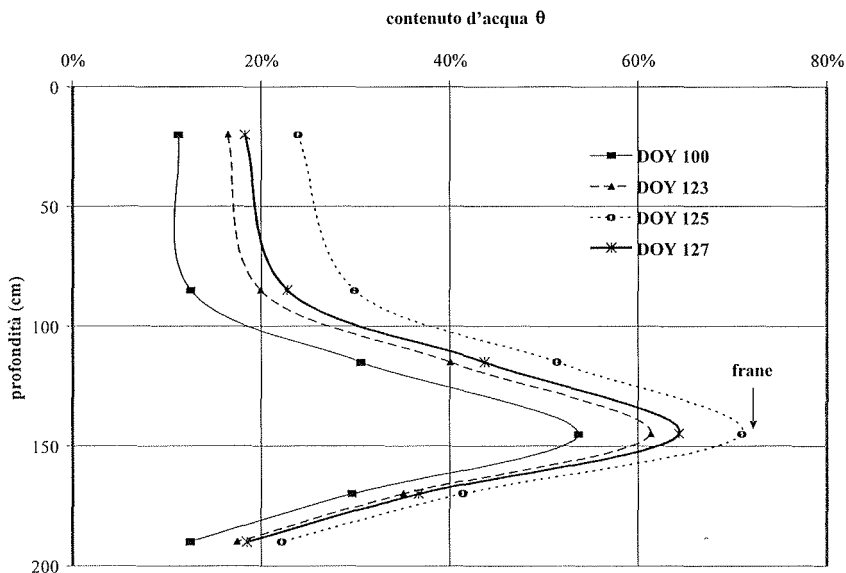


Figura 5. Distribuzione verticale del contenuto d'acqua a tempi diversi nella sezione esaminata

Figure 5. Vertical distribution of the soil water content at different times in the examined section

#### Stato tensionale del suolo

Al fine di evidenziare gli effetti dell'incremento di accumulo dell'acqua nella sezione di discontinuità si sono calcolate ((8a) ed (8b)) le

componenti normale  $\sigma$  e tangenziale  $\tau$ , rispetto alla pendenza, delle tensioni nel suolo alla profondità di 150 cm. I risultati (Fig. 6) sono stati confrontati con la curva intrinseca (o di rottura) ottenuta da prove di taglio diretto eseguite su campioni di suolo provenienti da orizzonti dello stesso tipo (Guadagno e Magaldi, 2000). Le tensioni più elevate, raggiunte nel giorno di massimo invaso dell'acqua (DOY 125), sono risultate  $\sigma \approx 14$  (kPa) e  $\tau \approx 17$  (kPa). Dalla figura 6 si nota che il punto rappresentante tale coppia

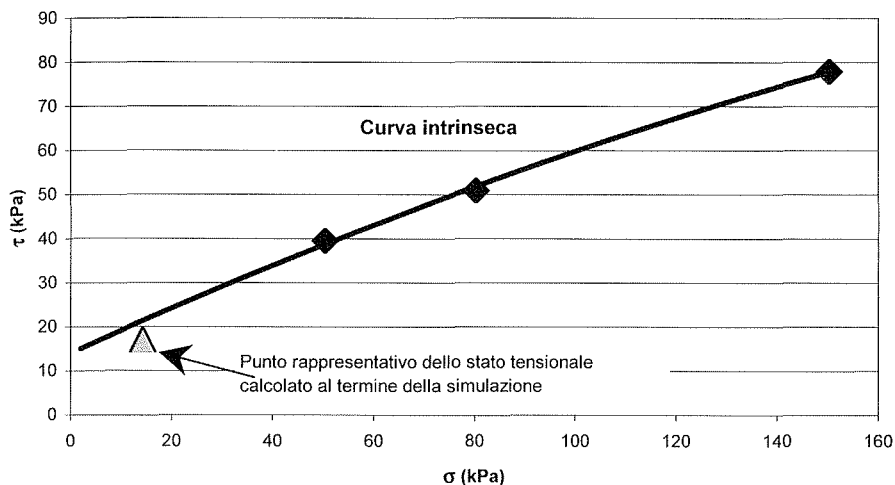


Figura 6. Confronto fra stato tensionale del suolo e curva di rottura dedotta da prove di taglio

Figure 6. Comparison between soil stress and failure curve measured from direct shear tests

di valori nel piano  $\sigma$ ,  $\tau$  risulta molto prossimo alla curva intrinseca ricavata.

È difficile trarre forti conclusioni da questo risultato essenzialmente a causa della differenza tra il contenuto d'acqua risultante dalla simulazione e quello dei campioni effettivamente usati nelle prove di taglio. Pur considerando con cautela le stime eseguite è evidente, comunque, che ai valori di contenuto d'acqua raggiunti, il materiale vulcanico considerato è ai suoi limiti di resistenza.

## Conclusioni

Le principali osservazioni sui fenomeni di accumulo dell'acqua nei suoli in relazione ai fenomeni d'innesco delle frane di Sarno del maggio

1998 possono essere così sintetizzate:

L'area del Pizzo d'Alvano (sede delle frane catastrofiche) è caratterizzata da una sequenza di suoli e suoli sepolti con proprietà andiche peculiari (es. elevati valori di  $Al+\frac{1}{2}FeO$  e bassa densità apparente).

I piani di distacco delle frane sono situati all'interfaccia tra suoli superficiali e sepolti.

La caratterizzazione idraulica degli orizzonti del profilo esaminato ha mostrato una elevata variabilità verticale della ritenzione idrica, in particolare all'interfaccia tra suolo superficiale e suolo sepolto, e valori di conducibilità idraulica da elevati a molto elevati.

Modellando la presenza di discontinuità della coltre di suolo lungo un versante (es.: strade o faglie) gli effetti sono risultati rilevanti: l'incremento di accumulo d'acqua, nel profilo di suolo a monte della discontinuità, è risultato variare dal 30 al 45% secondo che il periodo fosse rispettivamente piovoso o secco. Lo stato tensionale del suolo negli orizzonti sede dei piani di distacco delle frane nel caso di tagli e discontinuità è risultato prossimo alle tensioni di rottura deducibili da prove di taglio diretto (disponibili in letteratura scientifica) su orizzonti di suolo simili.

In definitiva, l'approccio integrato di utilizzo di dati pedologici ed idraulici all'interno di un modello di simulazione del moto dell'acqua nel suolo ha mostrato la possibilità di migliorare la comprensione di alcuni processi fisici relativi ad eventi idrogeologici estremi come quelli di Sarno del 1998. In particolare la simulazione ha consentito di analizzare l'influenza delle discontinuità orizzontali della coltre pedologica evidenziando il ruolo svolto da alcune proprietà dei suoli e da alcune condizioni al contorno superiore ed inferiore sull'innescò delle colate rapide di fango. E' auspicabile che tale approccio, eventualmente migliorato con più mirate indagini geotecniche e sul ruolo della vegetazione (radici), possa essere utilizzato in molti altri contesti territoriali.

### **Bibliografia**

- ADAMO P., BASILE A., DE MEO V. VIOLANTE P., 1996. Effetti dell'essiccamento sulle proprietà fisiche e chimiche di andisuoli: indagini preliminari. Atti XIII Conv. Naz. SICA, Bologna.
- BASILE A., DE MASCELLIS R., 1999. Change of hydraulic properties solute transport parameters in volcanic soils after drying. In: Modelling of transport processes in soils. Int. Workshop of EurAgEng's on Soil and Water, Leuven (Be). Ed. by Feyen & K.Wiyo, 267-275.
- BEAR J., 1972. Dynamics of fluids in porous media. Env. Science Series, Elsevier, N. York, pp 764. Citrini D., Nosedà, G., 1982. Idraulica. Casa Editrice Ambrosiana. Milano.



- DE MASCELLIS R., 2000. I modelli pedologici e idrologici nella valutazione della vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi. Tesi Dottorato di Ricerca in Geologia Ambientale, XII ciclo.
- DIETRICH W. E., REISS R., HSU M.L., MONTGOMERY D.R., 1994. A process based model for colluvial soil depth and shallow landsliding using digital elev. data, *Hydrol. Processes* 9, 383-400.
- FEDDES R. A., KOWALIK P. J., ZARADNY H., 1978. *Simulation of Field Water Use and Crop Yield*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- FITZPATRICK E.A., 1992. *Soil Description*. Department of Soil Science. University of Aberdeen
- FREEZE R. A., 1974. Streamflow generation. *Rev. Geophys.* 12, 627-647.
- GUADAGNO F. M., MAGALDI S., 2000. L'instabilità delle coltri piroclastiche delle dorsali carbonatiche in Campania. 2° Rapp. Inform. dell'Unità Oper. 4.21N del C.N.R.-G.N.D.C.I.
- HARGREAVES G.L., HARGREAVES, G.H., RILEY, J.P., 1985. Agricultural benefits for Senegal River basin. *J. of Irr. and Drain. Eng., ASCE* 111, 113-124.
- IVERSON R. M., REID M.E., LAHUSEN R.G., 1997. Debris flow mobilization from landslides. *Ann. Rev. Earth Planet. Sci.* 25, 85-138.
- IVERSON, R. M., 2000. Landslide triggering by rain infiltration. *Wat. Resour. Res.* 36, 1897-1910.
- KLUTE A., DIRKSEN C., 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. Klute Ed., in "Methods of soil analysis" Part. I., 2nd ed., *Agron. Monogr.*, 9 ASA and SSSA, Madison WI, 687-734.
- KUBOTA T., 1972. Aggregate-formation of allophanic soils: effect of drying on the dispersion of the soils, *Soil Science and Plant Nutrition*, Vol. 18, No.2, 79-87.
- KUTILEK M., NIELSEN D. R., 1994. *Soil Hydrology*. Catena Verlag, Cremlingen-Dested, Germany.
- MAEDA T., TAKENAKA H., WARKENTIN B.P., 1977. Physical properties of allophane soils. *Adv. Agron.* 29, 229-264.
- MiRAAF (Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali) (1992) - *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo*. Roma, 1994, 205 pp.
- MUALEM Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Wat. Resour. Res.* 12, 513-522.
- QUANTIN P., 1990. Andisols. In: *Referentiel pedologique francais*, 3eme proposition, INRA.
- SCHWERTMANN U., (1964). Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch photochemische Extraktion mit saurer Ammoniumoxalat-lösung. *Zeitschrift Pflanzenernahrung Düngeung Bodenkunde*. 105, 194-202.
- SIMUNEK J., SEJNA M., VAN GENUCHTEN, M. Th., 1999. The HYDRUS-2D Software Package for Simulating the Two-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solute in Variably-Saturated Media. Ver. 2.0. U.S. Salinity Laboratory, ARS, USDA, Riverside, CA, USA, pp 228.
- SOIL SURVEY STAFF, 1998. *Keys to Soil Taxonomy*. VIII ed., USDA, Nat. Resour. Cons. Serv., 326 pp.
- TAMARI S., BRUCKLER, L., HALBERTSMA, J., CHADOEUF, J., 1993. A simple method for determining soil hydraulic properties in the laboratory. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 642-651.
- TERRIBILE F., BASILE, A., DE MASCELLIS, R., DI GENNARO, A., MELE, G., VINGIANI, S., 2000. I suoli delle aree di crisi di Quindici e Sarno: proprietà e comportamenti in relazione ai fenomeni franosi del 1998. *Quaderni di Geologia Applicata*, 7 - 1, 59-77.
- TORRES R., DIETRICH W. E., MONTGOMERY D. R., ANDERSON S. P., LOAGUE K., 1998. Unsaturated zone processes and the hydrologic response of a steep, unchanneled catchment. *Wat. Resour. Res.* 34, 1865-1879.
- 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., NIELSEN D.R., 1985. On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. *Ann. Geophys.* 3, 615-628.
- Viparelli M., 1975. *Lezioni di Idraulica*. Liguori Editore. Napoli.

- WATSON K.K., 1966. An instantaneous profile method for determining the hydraulic conductivity of unsaturated porous materials. *Wat. Resour. Res.* 2, 709-715.
- WIND G. P., 1969. Capillary conductivity data estimated by a simple method. In P.E. Rijtema and H. Wassink (eds.), *Water in the unsaturated zone. Vol. 1. Proc. Symp. Wageningen, the Netherlands, June 1966, IASH Gentbrugge/UNESCO Paris*, 181-191.
- WU W., SIDLE R. C., 1995. A distributed slope stability model for steep forested basin. *Wat. Resour. Res.* 31, 2097-2110.

## *ANALISI DELL'EVOLUZIONE TEMPORALE DELL'IMPEDENZA MECCANICA DEL SUOLO IN NOVE ANNI DI MISURAZIONI*

A. Castrignanò, M. Maiorana, F. Fornaro

Istituto Sperimentale Agronomico (MiPAF)  
Via C. Ulpiani, 5 - 70125 Bari

### **Riassunto**

Lo scopo di questa ricerca a lungo termine, tuttora in corso, è quello di valutare gli eventuali effetti esercitati da alcune tecniche agronomiche (coltura reiterata nel tempo di frumento duro, lavorazioni, gestione dei residui colturali) sull'evoluzione della compattezza del suolo; in questa nota sono riportati i risultati ottenuti nei primi nove anni (1993-2001).

L'esperienza è condotta nell'azienda di Foggia dell'Istituto, su un terreno limo-argilloso (Typic Chromoxerert).

Le variazioni dell'impedenza meccanica del terreno sono state studiate in 4 parcelle di 230 m<sup>2</sup> (23 x 10), coltivate a frumento duro non irrigato, sottoposte a due profondità di aratura (40-45 e 20-25 cm), in interazione con due modalità di gestione di paglie e stoppie (bruciatura o interrimento).

Per valutare l'evoluzione della compattezza del suolo è stato impiegato il metodo delle "analisi delle misure ripetute", basato sull'uso di modelli lineari misti. Alle misurazioni del penetrometro, corrette per il contenuto idrico del terreno, è stata applicata l'analisi delle componenti principali (PCA) e, successivamente, una rotazione di tipo Varimax. Alla prima componente principale, che da sola spiega l'87% della varianza totale, è stato adattato un modello lineare misto per valutare il trend temporale.

I risultati ottenuti hanno evidenziato come nell'ambiente di prova la compattezza del terreno sia stata fortemente condizionata dall'andamento climatico stagionale, soprattutto dalla piovosità, che ha determinato il contenuto idrico del terreno. Nel modello regressivo previsionale, comunque, sono risultati significativi i termini lineari e quadratici del trend relativo alla stagione colturale e il termine lineare relativo alla data di prelievo all'interno della stagione.

---

**Parole chiave:** impedenza del suolo, penetrometro, matrice di covarianza, analisi temporale, modelli lineari misti

## **Introduzione**

La compattezza del suolo, insieme ad altri parametri quali la stabilità della struttura, la distribuzione degli aggregati, la porosità totale, la distribuzione delle dimensioni dei pori, la densità apparente, è una delle caratteristiche fisiche più importanti del terreno, in quanto, per gli effetti che esercita sullo sviluppo degli apparati radicali delle piante, può influenzare l'accrescimento delle colture e, di conseguenza, le produzioni. In condizioni di minore compattezza del suolo, infatti, le radici hanno la possibilità di svilupparsi sia in profondità che lateralmente con maggiore facilità, esplorando così una più ampia porzione di terreno ed assorbendo, di conseguenza, quantitativi più elevati di acqua e nutrienti; il contrario avviene nei terreni più compatti, soprattutto per quelle specie sprovviste di radici fittonanti.

L'impedenza del suolo, a sua volta, è influenzata dalle diverse tecniche agronomiche applicate prima o durante i cicli colturali; tra queste vanno annoverate le lavorazioni del suolo (profonde, superficiali, no-tillage, minimum tillage) (Amato, 1992; Ball e O'Sullivan, 1982), la gestione dei residui colturali (bruciatura, interrimento, distribuzione sulla superficie del terreno) (Stelluti *et al.*, 1998), gli avvicendamenti colturali (rotazioni più o meno strette, omosuccessioni) (Rinaldi *et al.*, 1995).

Con riferimento agli effetti esercitati dagli avvicendamenti colturali, con questa esperienza si è voluto verificare se l'impedenza meccanica ha subito una variazione significativa nel tempo, su un suolo coltivato con una monocoltura di frumento duro.

A tale scopo e per poter descrivere tale evoluzione mediante un modello temporale, si rende necessaria l'applicazione di un'analisi di tipo particolare, sinteticamente indicata con il termine di "analisi delle misure ripetute". Nel nostro caso particolare si tratta di dati relativi a misure multiple della variabile di risposta rappresentata dall'impedenza meccanica del suolo, effettuate sulle stesse unità parcellari per un periodo di tempo di nove anni. Lo studio di base di misure ripetute consiste essenzialmente in uno schema sperimentale completo randomizzato di dati raccolti in sequenza ad istanti generalmente egualmente spaziali nel tempo. In questo senso si tratta di un comune esperimento fattoriale, generalmente a due fattori: il trattamento e il tempo. Il primo è un fattore "between subjects", poiché i livelli del trattamento possono cambiare solamente fra le unità sperimentali (subject); il tempo è, invece, un fattore "within subject", poiché si riferisce alle diverse misure effettuate sullo stesso soggetto in istanti diversi. L'analisi, pertanto, si riduce a stabilire se trattamento e tempo, come effetti principali, e l'inte-

razione trattamento x tempo risultano significativi. Non vi è dunque nulla di peculiare circa gli obiettivi di uno studio di misure ripetute. Ciò che invece lo distingue da una comune analisi della varianza è la definizione della struttura di covarianza dei dati osservati, in quanto nella statistica classica si assume l'indipendenza degli errori. Una tale ipotesi presuppone che tutte le osservazioni all'interno di un dato soggetto (parcella) in uno schema a misure ripetute siano ugualmente correlate. Questa proprietà è difficilmente verificata quando si considerano misure ripetute, in quanto i dati raccolti in istanti adiacenti generalmente sono più correlati di altri maggiormente distanti nel tempo. In questo tipo di analisi diventa quindi cruciale il modo di modellare la struttura di covarianza degli errori, al fine di ottenere delle inferenze valide sulle medie, per cui si rende necessario l'impiego di metodi speciali di trattazione dei dati.

Esistono diverse tecniche statistiche di analisi di misure ripetute; un metodo che si sta particolarmente diffondendo negli ultimi tempi è basato sull'uso dei modelli misti, con speciale parametrizzazione della struttura della matrice di covarianza degli errori (Castrignanò *et al.*, 2001a; Castrignanò *et al.*, in corso di stampa). I modelli lineari misti (Christensen, 1991), specificatamente sviluppati per l'analisi di osservazioni correlate in un tipico contesto sperimentale di misure ripetute nel tempo, permettono la rappresentazione di un processo, scomponendo la variabilità totale in un termine sistematico o effetto medio, in una componente spazialmente o temporalmente correlata e in un rumore casuale, dovuto all'erraticità delle misure.

Un altro vantaggio nell'uso dei modelli lineari misti deriva dalla loro rappresentazione gerarchica, che consente di esprimere la distribuzione congiunta di un processo spazio-temporale come la combinazione di modelli componenti più semplici (Gelman *et al.*, 1995). La costruzione di tali modelli complessi, infatti, risulta notevolmente semplificata da un approccio di tipo gerarchico, che permetta di evidenziare le relazioni fra le diverse cause di variabilità, quali quelle presenti in una prova agronomica in campo. L'assunzione di gaussianità del processo, richiesta dall'adozione di un modello lineare misto, ma difficilmente verificabile in molti contesti sperimentali, può in realtà venire attenuata ricorrendo ai modelli generalizzati misti (Gelfand *et al.*, 2000; Diggle *et al.*, 1998).

Lo scopo del lavoro, come già accennato in precedenza, è, quindi, quello di verificare se la messa a coltura di grano duro per un lungo periodo di tempo (1993-2001) ha prodotto una variazione significativa dell'impedenza meccanica del suolo, mediante l'applicazione della teoria dei modelli lineari misti ed una opportuna parametrizzazione della struttura di covarianza degli errori.

## **Materiali e metodi**

### Sito di studio

La ricerca è stata condotta a Foggia nell'azienda sperimentale dell'Istituto, in un ambiente rappresentativo delle diverse realtà agricole del mezzogiorno d'Italia per la presenza di specie cerealicole, cerealicolo-industriali ed orticole.

Il suolo, classificato come Typic Chromoxerert (Soil Taxonomy-USDA, 1975), fine, mesic, è un vertisuolo limo-argilloso di origine alluvionale.

Il clima, del tipo temperato mediterraneo, è caratterizzato da piogge scarse e concentrate nel periodo invernale e da temperature elevate già nei mesi di giugno e luglio.

### Schema sperimentale e misurazioni

Le variazioni temporali dell'impedenza meccanica del suolo, sia intra- che tra stagioni colturali, sono state studiate in 4 parcelle elementari di 230 m<sup>2</sup> (23 x 10 m), coltivate a frumento duro non irrigato e diversamente trattate agronomicamente: lavorazione del suolo sino a 40-45 cm di profondità, con bruciatura o interrimento di paglie e stoppie; aratura sino a 20-25 cm, in interazione con le stesse due modalità di gestione dei residui vegetali.

Nel corso delle diverse annate di prova, in ciascuna parcella è stata misurata l'impedenza meccanica in 10 siti scelti casualmente e successivamente mediati, nei mesi di gennaio, febbraio, marzo e aprile.

I rilievi sono stati effettuati sino ad una profondità di 52,5 cm, ad intervalli prefissati di 3,5 cm, per un totale di 15 misurazioni per ciascun profilo, impiegando un penetrometro a lettura con fotocellula; il valore corrispondente al primo rilievo, risultato alquanto impreciso per la non sempre completa penetrazione del cono dello strumento nel suolo al momento della registrazione, è stato escluso dalle analisi successive.

In coincidenza di ciascuna data di misurazione di impedenza del suolo, in ogni parcella è stato determinato anche il contenuto medio di umidità per gli strati 0-20, 21-40 e 41-60 cm.

### Elaborazione statistica

Poiché il dato penetrometrico è fortemente sensibile anche a piccole variazioni locali del contenuto idrico del suolo (Campbell e O'Sullivan, 1991; Busscher *et al.*, 1997), che potrebbero mascherare un effetto sistematico prodotto nel tempo, si è proceduto a correggere i valori, standardizzando i dati ad uno stesso contenuto idrico. La procedura, ampiamente descritta altrove (Castrignanò *et al.*, 2000; Maiorana *et al.*, 2001; Castrignanò *et al.*, 2001b), utilizza una relazione di tipo potenza, precedentemente calibrata sullo stesso sito, effettuando misure contemporanee di penetrometria, umidità gravimetrica e densità del suolo a diverse profondità.

Al fine di determinare un numero ristretto di combinazioni lineari delle variabili rappresentate dalle misure correlate del penetrometro alle diverse profondità (15), è stata applicata l'analisi alle componenti principali (PCA) (Stelluti *et al.*, 1998; Maiorana *et al.*, 2001) ai dati corretti per il contenuto idrico. Per facilitare l'interpretazione fisica delle componenti principali (PC), è stata successivamente effettuata una rotazione di tipo Varimax.

Le PC considerate, in quanto sufficienti a spiegare la maggior parte della variabilità totale, sono state quindi sottoposte all'analisi delle misure ripetute, secondo il metodo dei modelli lineari misti.

### Modelli lineari misti

Trascurando l'effetto di fattori casuali sulle unità sperimentali (parcelle), nel caso in studio il modello lineare misto (Christensen, 1991, Berliner, 2000) può essere scritto nella forma:

$$y = X\beta + e$$

ove  $y$  rappresenta la variabile di risposta (PC);  $X\beta$  modella gli effetti fissi, che nel nostro caso sono: l'annata culturale (ANNO), il rilievo all'interno dell'annata (RIL) e il termine di interazione (ANNO X RIL);  $e$  modella invece la variazione casuale,  $\text{Var}(y) = \text{Var}(e) = R$ , ove  $R$  definisce la matrice di covarianza di  $e$ .  $R$  è una matrice diagonale a blocchi in cui ciascun blocco corrisponde ad un soggetto (parcella).

L'analisi classica della varianza assume che la matrice di varianza-covarianza sia di tipo a simmetria composta, in cui la correlazione è costante, indipendentemente dall'intervallo temporale fra le misure. Ciò non si accorda con quanto detto in precedenza, ovvero che le correlazioni fra mi-

sure ripetute siano più grandi fra osservazioni vicine nel tempo che fra quelle lontane. Pertanto la struttura di covarianza a simmetria composta non è adatta in questo tipo di analisi ed altri modelli dovrebbero quindi essere impiegati. Molte delle strutture di covarianza comunemente usate nell'analisi delle serie temporali risultano inappropriate, in quanto assumono una eguale spaziatura fra le osservazioni. Strutture del tipo autoregressive del primo ordine, Toeplitz e autoregressive del primo ordine a media mobile non possono, quindi, essere applicate al caso specifico e, d'altra parte, un modello completamente astrutturato risulta troppo generico. Per adattare una struttura di covarianza delle serie temporali, in cui le correlazioni diminuiscono in funzione della distanza temporale, si possono alternativamente usare le strutture comunemente impiegate nell'analisi spaziale e mutate dalla geostatistica.

Le più comuni fra queste sono il modello a potenza, quello gaussiano e quello sferico. Queste strutture risultano particolarmente utili nel caso di misure longitudinali, non egualmente spaziate; possono tuttavia essere impiegate anche nell'analisi di serie temporali, in quanto osservazioni registrate ad intervalli di tempo irregolari possono essere viste come un processo spaziale ad una dimensione.

Per decidere quale delle tre strutture di covarianza assumere nel modello per l'inferenza finale, ci si è basati sul calcolo di due criteri del grado di adattamento: il criterio informativo di Akaike (AIC) e quello Bayesiano di Schwartz (SBC). Si tratta essenzialmente dei valori logaritmici della funzione di massima verosimiglianza, penalizzati per il numero di parametri stimati; SBC impone una penalità più pesante di AIC. Verrà quindi scelta quella struttura con i valori dei criteri più vicini a zero.

Nella maggior parte delle applicazioni, quale quella in studio, non si è tanto interessati alla struttura di covarianza in sé, quanto all'ottenimento di un buon modello in modo che i calcoli e le inferenze sugli effetti fissi risultino validi. La struttura di covarianza a simmetria composta, che non risulta adeguata nel caso in cui le correlazioni tendono a diminuire con il tempo, può produrre livelli di probabilità troppo piccoli.

Anche una scelta idonea della struttura di covarianza, tuttavia, può talora condurre a conclusioni non corrette, il che può essere in parte evitato introducendo trend di regressione negli effetti temporali. Poiché le variabili temporali (ANNO e RIL) sono quantitative, è possibile modellare una combinazione lineare delle misure di impedenza meccanica alle diverse profondità (PC) come una funzione polinomiale di tali effetti. L'analisi è stata svolta considerando anche le umidità alle diverse profondità come covariate, al fine di considerare un eventuale effetto residuo dell'umidità del suo-



lo sull'impedenza meccanica, non completamente filtrato dalla standardizzazione effettuata.

Il vantaggio di calcolare un modello regressivo è quello di ottenere una funzione temporale continua dell'impedenza meccanica, rappresentativa di un dato spessore di suolo, che permetta di prevederne il valore ad un tempo specificato nel corso di un'annata colturale.

Tutte le elaborazioni statistiche e l'implementazione del modello misto sono state ottenute utilizzando la procedura MIXED del package statistico SAS (SAS/STAT, 1998).

### **Risultati e discussione**

I dati penetrometrici sono stati sottoposti ad un'analisi di attendibilità, al fine di escludere o correggere i valori risultati poco attendibili. Le misurazioni non registrate dallo strumento a causa dell'elevata impedenza meccanica, sono state poste uguali al valore di 5 MPa, limite strumentale del penetrometro.

Le osservazioni così corrette dell'intera serie temporale sono state quindi standardizzate, mediante la curva di calibrazione precedentemente determinata, al massimo contenuto idrico registrato nel corso delle nove annate colturali. Alle misure corrispondenti alle diverse profondità è stata applicata la PCA, al fine di suddividere l'intero profilo esplorato in un ridotto numero di strati sufficientemente omogenei e di evidenziare, quindi, la presenza di strutture con un diverso grado di compattezza.

Nella tabella 1 è riportata la composizione delle prime due PC con autovalori  $>1$ , pari a 11,86 e 1,23, rispettivamente.

La prima PC ha spiegato la maggior parte della variabilità totale (87%), mentre solo il 9% è rappresentato dalla seconda PC. Come si evince facilmente dall'analisi della tabella, le misurazioni penetrometriche rilevate al di sotto dei primi 24-25 cm di profondità risultano fortemente correlate e spiegano la quasi totalità della variabilità osservata; anche quelle relative al profilo 3,5-24 cm appaiono fortemente correlate a formare uno strato sufficientemente omogeneo, tuttavia a causa di una maggiore variabilità superficiale, essenzialmente di tipo stocastico, tengono conto solo di una piccola proporzione della variabilità totale. Lo scenario che si ricava da questa prima analisi è quindi di un profilo pedologico nettamente diviso in due strati a diversa impedenza meccanica, con una superficie di discontinuità alla

profondità approssimativamente di 25 cm, corrispondente alla suola di aratura prodotta dall'aratura primaria, effettuata a quella o a profondità maggiori. La presenza di un tale strato a maggiore densità, anche nelle parcelle arate ad una profondità superiore ai 25 cm, può essere spiegata come dovuta ad un processo di illuvione dell'argilla, data la natura estremamente fine della tessitura. Questa caratteristica è infatti stata assunta anche in altri campi dell'azienda sperimentale, indipendentemente dal particolare trattamento agronomico. Questo primo risultato sembrerebbe suggerire l'adozione di opportune tipologie di lavorazione, come la scarificazione profonda, mirante a rompere la continuità dello strato compatto, senza tuttavia causare un ribaltamento degli strati del profilo di suolo.

**Tabella 1.** Struttura delle prime 2 componenti principali

Variabile(1)	Componente 1(2)	Componente 2(2)
V13	92 *	38
V14	92 *	37
V12	91 *	39
V15	90 *	38
V11	86 *	49
V10	85 *	50
V9	84 *	52
V8	82 *	54
V4	37	90 *
V3	32	88 *
V5	44	86 *
V6	53	81 *
V7	61	76 *
V2	35	72 *

(1) Vi rappresenta la misura penetrometrica allo strato i.

(2) I valori sono moltiplicati per 100 e arrotondati al numero intero, i valori più grandi di 0,68 sono contrassegnati con \*

Per decidere quale struttura di covarianza degli errori adottare per effettuare l'inferenza finale secondo la teoria dei modelli misti, si sono applicati i due criteri di Akaike e di Schwarz relativamente ai modelli potenza, gaussiano e sferico. Pur non riscontrando differenze di rilievo fra i tre modelli, tuttavia i minimi valori per i due criteri, rispettivamente 278,7 per AIC e 278,1 per BIC, si sono ottenuti per il modello sferico, che è stato quindi definitivamente assunto in tutte le analisi successive. La procedura di fitting del modello, tuttavia, ha rilevato che la componente strutturata

della covarianza degli errori non è significativamente diversa da zero, il che vuol dire che l'ipotesi che le correlazioni fra le osservazioni siano invariante nel tempo è ammissibile. La varianza temporale residua può essere quindi considerata globalmente di tipo casuale e pari a 0,299.

La tabella 2 riporta i risultati dei test F relativi ai vari effetti fissi. Dal suo esame sembrerebbe che il solo effetto significativo sia il momento del rilievo all'interno dell'annata colturale, mostrando una variazione lineare in funzione essenzialmente del contenuto idrico lungo l'intero profilo esplorato dalle radici della coltura di grano duro. L'analisi precedente indi-

cherebbe, quindi, che gli effetti quadratici non sono necessari al modello e che l'annata colturale non produce alcun effetto significativo né come fattore principale né in interazione con la data di rilievo durante la stagione colturale. Questo risultato in realtà potrebbe essere fuorviante; se infatti gli stessi effetti temporali vengono introdotti in un modello regressivo, si ottiene evidenza statistica sia per il fattore annata che per la sua interazione con la data di rilievo.

**Tabella 2.** Risultati dei test sugli effetti fissi

Effetto	F	P > F
ANNO	0,00	0,9988
ANNO*ANNO	1,37	0,2440
RIL	137,39	<,0001
RIL*RIL	2,61	0,1086
ANNO*RIL	0,07	0,7982
UM20	155,16	<,0001
UM40	99,23	<,0001
UM60	37,29	<,0001

Come si ricava, infatti, dalla tabella 3, l'annata rivela un effetto altamente significativo sia come termine lineare che quadratico, oltre che in interazione con la data di rilievo durante la stagione colturale. Quest'ultima invece mostra un effetto semplicemente di tipo lineare sul grado di compattezza del suolo. Anche l'analisi regressiva ha rivelato la sensibile influenza esercitata sull'impedenza meccanica dall'umidità del suolo sia in superficie che al di sotto dei 40 cm di profondità.

Questi risultati ci inducono a fare delle considerazioni che, per quanto detto precedente, si riferiscono esclusivamente agli strati più profondi del profilo di suolo indagato, approssimativamente al di sotto dei primi 25 cm. Dalla nostra analisi sono stati esclusi i livelli più superficiali in quanto, data la natura estremamente dinamica del dato penetrometrico, hanno rivelato una variabilità essenzialmente di tipo erratico.

**Tabella 3.** Stime dei coefficienti del modello regressivo di trend temporale

Effetto	Stima	Errore Standard	t	P >  t
ANNO	0,1506	0,04149	3,63	0,0004
ANNO*ANNO	-0,00008	0,000021	-3,67	0,0003
RIL	-123,33	30,2503	-4,08	<,0001
RIL*RIL	0,06306	0,04323	1,46	0,1470
ANNO*RIL	0,06160	0,01515	4,07	<,0001
UM20	-0,06741	0,02376	-2,84	0,0053
UM40	0,05084	0,04154	1,22	0,2231
UM60	0,1690	0,0267	6,11	<,0001

Anche se gli strati più profondi sono caratterizzati da una maggiore inerzia temporale, per cui è stato possibile evidenziare un qualche trend temporale significativo, tuttavia appare evidente come il dato penetrometrico abbia una estrema variabilità, quest'ultima essenzialmente di tipo stoca-

stico. L'influenza maggiore è esercitata indirettamente dall'andamento meteorologico, condizionando il contenuto idrico degli strati sia superficiali che profondi del suolo, trattandosi di una coltura non irrigua.

I risultati precedenti hanno anche rivelato come rimanga sempre altamente efficace l'effetto dell'umidità del suolo sul dato penetrometrico, nonostante l'operazione di standardizzazione ad un contenuto idrico comune. Per il futuro è necessario tener conto più precisamente della relazione locale fra umidità del suolo e impedenza meccanica, anche mediante l'impiego di apparecchiature combinate (TDR e penetrometro, per esempio), che consentano la misura collocata dei due parametri.

Una considerazione finale riguarda la particolare procedura di campionamento da adottare. Come è ormai ampiamente dimostrato dalla letteratura scientifica già citata, la misura col penetrometro è caratterizzata da una estrema dinamicità e risulta fortemente condizionata dalle caratteristiche locali, variabili nel tempo, relativa alla postazione di misura. E' necessario, pertanto, qualora si vogliano rilevare delle variazioni sistematiche, che le misure vengano ripetute nel tempo alle stesse postazioni, che debbono essere opportunamente georiferite. Ciò consentirà in fase elaborativa di tener conto e, quindi, di stimare sia la variabilità spaziale che temporale, oltre che l'influenza di fattori esterni causati dall'intervento antropico, adottando tecniche opportune di analisi spazio-temporale.

Riteniamo che il dato penetrometrico possa essere vantaggiosamente usato in studi di fisica e meccanica del suolo, per evidenziare la persistenza di fattori di disturbo e degrado causati dall'uomo, ma che, data la sua estrema variabilità e problematicità, si richieda un'attenzione particolare a livello di:

- scelta della strumentazione di misura
- progettazione dello schema di campionamento
- metodologia di analisi spazio-temporale.

### **Conclusioni**

Su parcelle agronomiche, differentemente lavorate e coltivate a frumento duro, per nove stagioni colturali consecutive e in quattro momenti differenti di ciascun ciclo colturale sono state effettuate misure di impedenza meccanica con un penetrometro.

---

L'analisi statistica ha rivelato come negli ambienti caldo-aridi del sud Italia, soprattutto in presenza di specie coltivate in asciutto o con limitati apporti idrici di soccorso, il dato penetrometrico risulta fortemente condizionato più che dalle tecniche agronomiche applicate (lavorazioni, gestione dei residui colturali, ecc.), dall'andamento climatico stagionale che, a sua volta, determina il contenuto idrico del profilo di suolo esplorato dalle radici delle diverse colture.

Dalla ricerca è emersa, inoltre, la necessità di prendere in considerazione le posizioni dei diversi rilievi, sia in fase di campionamento che di elaborazione, al fine di permettere un'interpretazione meno ambigua dei risultati e di evidenziare differenze significative e persistenti nel tempo, prodotte anche da fattori esterni, quali, ad esempio, le lavorazioni del terreno.

### **Bibliografia**

- AMATO M., 1992. Root water uptake: the relevance of root clustering. *Riv. di Agron.*, 26, 4, 461-469.
- BALL B.C., O'SULLIVAN M.F., 1982. Soil strength and crop emergence in direct drilled and ploughed cereal seedbeds in seven fields experiments. *J. of Soil Science*, 33, 609-622.
- BERLINER, L. M., 2000. Hierarchical Bayesian Modeling in the Environmental Sciences. Technical Report. Ohio State University.
- BUSSCHER W.J., BAUER P.J., CAMP C.R., SOJKA R.E., 1997. Correction of cone index for soil water content differences in a coastal plain soil. *Soil and Tillage Research*, 43, 205-217.
- CAMPBELL D.J., O'SULLIVAN M.F., 1991. The cone penetrometer in relation to trafficability, compaction and tillage. In: *Soil Analysis, Physical Methods*, pp. 399-429.
- EDS SMITH K.A. AND MULLINS C.E.. New York, Dekker Inc.
- CASTRIGNANÒ A., MAIORANA M., FORNARO F., 2000. Evaluation of mechanical impedance of a silty-clay soil in two soil tillage systems in Southern Italy. *Advanced in GeofEcology*, 32, 242-250.
- CASTRIGNANÒ A., MAIORANA M., PRUDENZANO M., FORNARO, CAFARELLI B., 2001a. Assesment of the effect of tillage and crop residue management on soil impedance taking into account spatial heterogeneity. *Proc. of the 1st World Congress on Conservation Agriculture*, Madrid (Spain), 1-5 October, 237-241.
- CASTRIGNANÒ A., MAIORANA M., FORNARO F., 2001b. L'impedenza del suolo: un utile indicatore della qualità del suolo. *Bollett. della Società Italiana della Scienza del Suolo*, Suppl. n° 50, 41-53.
- CASTRIGNANÒ A., DE GIORGIO D., CAFARELLI B., FORNARO F. Study of soil degradation produced by tillage on Typic Chromoxerert silty-clay soil in South Italy. *Proc. of 17th World Congress of SOIL SCIENCE*, BANGKOK (Thailand), 14-21 August 2002. In corso di stampa.
- CHRISTENSEN R., 1991. Linear models for multivariate, times series and spatial data. Springer Verlag
- DIGGLE P.J., MOYED R.A., TAWN J.A., 1998. Model-Based Geostatistics. *Applied Statistics*, 47, 3, 299-350.
- GELFAND A.E., RAVISHANKER N., ECKER M.D., 2000. Modeling and Inference for Point-Referenced Binary Spatial Data. *Mathematical Geology*, 31, 1, 67-83
- GELMAN A., CARLIN J.B., STERN H.S., RUBIN D.B., 1995. *Bayesian Data Analysis*, Chapman and Hall.
- Maiorana M., Castrignanò A., Fornaro F., 2001. Crop residue management effects on soil mechanical impedance. *J.*

Agric. Eng. Res., 79, 231-237.

RINALDI M, MAIORANA M., DI BARI V., RIZZO V., 1995. Confronto tra rotazioni triennali cerealicolo-industriali nel mezzogiorno d'Italia. Riv. di Agron., 29, 3, 179-187.

SAS Institute Inc., 1998. Users Guide, Version 6.12. SAS/STAT, Cary.

SOIL TAXONOMY, 1975. A basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil

SURVEYS. US Department of Agriculture. Soil Conservation Service. AH436, 754 pp.

STELLUTI M., MAIORANA M., DE GIORGIO D., 1998. Multivariate approach to evaluate the penetrometer resistance in different tillage systems. Soil and Tillage Research, 46, 3-4, 145-151.

## *STABILITÀ DEGLI AGGREGATI IN SUOLI FORESTALI: APPROCCI METODOLOGICI*

Gloria Falsone, Eleonora Bonifacio, Ermanno Zanini

Università di Torino, DIVAPRA-Chimica Agraria,  
Via L. da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco

### **Abstract**

Losses from the soil surface are caused by the breakdown of the aggregates and by the detachment of fragments during rainfall events. When dry aggregates are rapidly wetted they may often undergo to breakdown because of the energy generated by air entrapped into pores (slaking). The sub-units that are produced through this mechanism may further disintegrate because of water abrasion and may be transported far away. The breakdown rate changes according to the length of abrasion till a maximum value independent from time. The resistance of aggregates to breakdown is normally described and quantified by evaluating the amount of material remaining after the sample has been subjected to wet sieving, and the data obtained is used as an index of aggregate stability. However, these information do not take into account the kinetics of breakdown nor do they share between slaking and abrasion. The kinetics is easily evaluated through wet-sieving at different times, while the effect of slaking may be minimised by pre-treating the samples with ethanol. When combined these two approaches will give useful information to understand the phenomenon, especially if related to soil properties. The aim of this work was to evaluate the feasibility of this combined approach. Three profiles were selected in a mountain area and the aggregate stability was determined at different times of wet-sieving, without any pre-treatment and after pre-wetting the sample in ethanol. The data obtained showed that ethanol is effective in limiting the slaking of the aggregates. The amount of organic carbon in soil and physical properties such as porosity and pore size distribution influence the total breakdown, but at very short times of wet sieving, organic C is ineffective.

**Keywords:** structural stability, wet-sieving, slaking, soil porosity, soil organic matter

### **Riassunto**

La perdita di suolo superficiale è dovuta alla rottura degli aggregati e al distacco dei frammenti sotto l'azione delle piogge. Gli aggregati che subiscono un rapido inumidimento sono soggetti a rottura a causa dell'energia generata dalla compressione dell'aria intrappolata al loro interno (slaking), e le sub-unità prodotte possono essere oggetto di un'ul-

teriore disgregazione dovuta alla forza abrasiva dell'acqua. Il tasso di disgregazione assume valori differenti in base alla durata dell'azione dell'acqua sul suolo, sino al raggiungimento di un valore di massima perdita non più influenzato dal tempo. La descrizione e quantificazione della capacità di resistenza dei materiali all'azione disgregante dell'acqua è eseguita generalmente per mezzo della setacciatura ad umido (*wet sieving*) e la percentuale di aggregati distrutti, dopo aver subito il trattamento, è spesso considerata una misura della stabilità strutturale. Queste valutazioni, però, non forniscono informazioni sulla cinetica del decadimento degli aggregati. Inoltre, non vi è distinzione tra l'effetto dello *slaking* e delle forze abrasive. Sottoponendo i campioni alla setacciatura ad umido per tempi prestabiliti è possibile descrivere la cinetica di disgregazione. Per valutare la coesione meccanica degli aggregati indipendentemente dallo *slaking*, e quindi operare una distinzione tra meccanismi disgregativi, può essere utile effettuare il pre-inumidimento dei campioni: attraverso l'impiego di etanolo, l'aria presente all'interno degli aggregati è rimossa prima dell'applicazione delle forze meccaniche. L'integrazione tra l'approccio cinetico e quello meccanicistico potrebbe fornire informazioni di indubbia utilità, soprattutto se correlabili alle proprietà del suolo. Il presente studio è finalizzato alla comprensione della dinamica del processo, con un'attenzione particolare rivolta alle differenti forze che intervengono. È stata individuata in bassa Val Susa (TO) l'area su cui studiare la validità del metodo, determinando la stabilità degli aggregati del suolo sottoposti a *wet sieving* per tempi diversi sia allo stato secco che dopo pre-inumidimento. Dai dati preliminari la stabilità degli aggregati sembrerebbe maggiormente correlata al contenuto di sostanza organica quando questi siano sottoposti a tempi di setacciatura lunghi. Questo indicherebbe la capacità della componente organica ad opporsi alle forze abrasive, risultando meno efficace nei confronti delle perdite che si verificano nelle fasi iniziali. Il metodo permetterebbe, quindi, di confrontare il comportamento di differenti suoli, e determinare la stabilità della struttura tenendo conto delle variazioni nel tempo, individuando i meccanismi elementari che intervengono nella disgregazione.

**Parole chiave:** stabilità strutturale, setacciatura ad umido, *slaking*, porosità, sostanza organica

## **Introduzione**

La stabilità degli aggregati del suolo è uno dei parametri maggiormente limitanti la perdita di suolo per erosione idrica (e.g. Anderson, 1951). La sua determinazione è sovente effettuata per setacciatura ad umido, con metodi che, pur con qualche differenza, riprendono quanto proposto da Yoder (1936). La quantità di materiale non ridotto a dimensioni tali da permettere il suo passaggio attraverso setacci con maglie di dimensioni stabilite fornisce una misura della resistenza degli aggregati del suolo all'azione dell'acqua.



Numerose sono le applicazioni di questo metodo, sia nella versione più semplice, che prevede la valutazione della stabilità dopo un solo intervallo di tempo, sia facendo subire al campione l'azione dell'acqua per tempi variabili fino ad ottenere la perdita massima. Seppur sia noto, da esperimenti effettuati con simulazioni di pioggia, che il contributo dello slaking alla disintegrazione può arrivare ad oltre l'80% (Tanaka *et al.*, 1997), molto meno frequenti sono gli studi che cercano di distinguere tra l'azione abrasiva e il collasso degli aggregati dovuto ad inumidimento. Per ovviare alla perdita di aggregati per slaking a saturazione vengono spesso proposti trattamenti di inumidimento lento (e.g. Mamedov *et al.*, 2001) o sotto vuoto (Haynes, 1993), ma i risultati non sempre sono trasferibili a situazioni diverse da quelle dello studio effettuato in quanto dipendenti anche dalla storia colturale dei campioni in esame (Haynes, 1993). Un altro approccio è stato quello di interpretare con modelli matematici la cinetica di disaggregazione, ottenendo una stima dello slaking dall'intercetta del modello (e.g. Zanini *et al.*, 1998), ma, anche in questo caso, la stima non sempre risulta soddisfacente. Recentemente è stato proposto un metodo di pre-trattamento con etanolo (Le Bissonnais, 1996) che sembra ovviare a gran parte dei problemi tipici degli altri metodi, sostituendo l'aria presente nei pori con un liquido a maggiore viscosità rispetto all'acqua e solo successivamente procedendo al wet-sieving.

La stabilità degli aggregati in acqua è influenzata dalla quantità di carbonio organico presente (e.g. Angers, 1992; Carter, 1992), ma è altresì noto che alcune frazioni del pool organico del suolo sono più efficaci di altre nella stabilizzazione della struttura (Perfect e Kay, 1990). Il ruolo della componente organica è, però, reso meno chiaro dalla possibilità di interazioni con ossidi di ferro e/o fillosilicati (Six *et al.*, 2000) e dall'effetto della classe tessiturale del suolo (Kiem e Kandeler, 1997). Tra i componenti inorganici risultano avere un'importanza non secondaria gli ossidi di ferro ad elevata area superficiale che limitano la perdita di aggregati in seguito a piogge simulate (Barral *et al.*, 1998).

Il contenuto in sostanza organica in suoli forestali è sovente molto elevato ed in essi, grazie al pH spesso acido ed all'azione sulla cristallizzazione degli ossidi dei complessanti organici (Schwertmann, 1988), il contenuto in ossidi di ferro amorfi è notevole. L'uso forestale si sviluppa però su superfici che, per fattori geomorfici intrinseci, sono sovente ad alto rischio di erosione.

Scopo di questo lavoro è la valutazione dell'effetto dell'abrasione e dello slaking sulla perdita di aggregati di suoli forestali mettendo in evidenza il ruolo delle caratteristiche chimiche e chimico-fisiche su i due fenomeni.

## Materiali e metodi

Sono stati descritti e campionati tre profili nella zona del Col del Lys (TO), caratterizzati da diverso uso forestale: faggeta (F) o prato-pascolo (P). Due profili sono situati lungo il versante, dove prevalgono i processi erosivi (EF e EP), mentre il terzo (AP) si trova alla base del pendio, dove sono dominanti i fenomeni di apporto di materiali, come evidenziato in campo. Questo lavoro è stato effettuato sugli orizzonti maggiormente influenzati dalla sostanza organica, A o AC. Sulla terra fine sono state effettuate le analisi chimiche per la determinazione del pH, C organico, N totale, CSC e cationi scambiabili e della tessitura apparente, secondo i metodi MI-PAF (2000). E' stato inoltre effettuato il frazionamento della sostanza organica con la determinazione della quantità di C solubile (DOC), del carbonio estraibile totale (TEC), di acidi fulvici (FA) e di acidi umici (HA) secondo quanto riportato da Sequi e De Nobili (2000), nonché il frazionamento del ferro con ditionito-citrato bicarbonato (FeD, Mehra e Jackson, 1960) e ossalato di ammonio acido (FeO, Schwertmann, 1964). Dalla terra fine sono stati separati, per setacciatura a secco, gli aggregati di diametro compreso tra 1 e 2 mm secondo Schaller e Stockinger (1953) e su questi sono stati determinati il contenuto di C e di N, la distribuzione granulometrica apparente, nonché la porosità totale e la distribuzione dei pori in classi dimensionali tramite porosimetria ad intrusione di Hg. Sugli aggregati 1-2 mm è stata effettuata la determinazione della stabilità in acqua a tempi diversi (5, 10, 15, 20, 40 e 60'), in setacci rotanti a maglie di 0,2 mm. Sulla frazione rimasta nel cestello è stata determinata la percentuale di sabbia grossa dopo trattamento del campione con perossido di idrogeno e dispersione con esametafosfato di sodio. E' stato quindi ricavato l'indice di stabilità in acqua degli aggregati (WAS), al netto della sabbia grossa, ai diversi tempi di agitazione. Per esprimere la dinamica di disaggregazione è stato adottato un modello esponenziale espresso dalla funzione:

$$y(t) = a + b(1 - e^{-t/c})$$

dove  $y$  è la perdita di aggregati (100-WAS),  $t$  è il tempo di agitazione in acqua,  $a$  è la perdita iniziale a saturazione d'acqua,  $b$  è la perdita massima per abrasione e  $c$  è il parametro che controlla l'estensione temporale della funzione (Zanini *et al.*, 1998). Lo stesso metodo è stato applicato ad aggregati sottoposti a pre-inumidimento con etanolo al 95% (immersione per 10'), al fine di scindere l'effetto dell'abrasione da quello di slaking. Le Bissonnais (1996) ha dimostrato l'efficacia dell'etanolo a tale scopo, mentre Hénin *et al.* (1958), confrontando la percentuale di aggregati non distrutti dopo pre-inumidimento con acqua, etanolo o benzene e successiva agitazione in acqua,

evidenziano che, indipendentemente dalla tipologia di suolo, il procedimento meno distruttivo è quello che prevede l'impiego di etanolo prima dell'agitazione. Si ritiene, quindi, corretto l'impiego dell'etanolo, seppur esso sia in grado di estrarre il carbonio organico solubile poichè, nei suoli oggetto di questo studio, tale frazione rappresenta meno del 3% del carbonio organico totale. Ciò permette di affermare che, durante la fase di pre-inumidimento, lo stato dell'aggregazione non subisca sostanziali alterazioni. Tutte le analisi sono state condotte almeno in doppio e il trattamento dati è stato effettuato con l'uso del package SPSS.

### **Risultati e discussione**

Tutti i suoli sono poco profondi, con pH variabile tra 4,5 e 5,1 nell'orizzonte superficiale e un andamento crescente con la profondità. Il contenuto in C organico è sempre molto elevato in superficie (da 4,78 a 5,97%), mentre negli orizzonti sottostanti si possono raggiungere valori minimi di poco inferiori a 1. I dati relativi al rapporto C/N possono essere considerati consueti per suoli forestali e risultano variabili in funzione della tipologia della copertura. Il frazionamento del C nelle componenti umiche (Tabella 1) indica un tasso di umificazione (TEC/TOC) variabile tra 44 e 50% in superficie e crescente con la profondità. Il rapporto tra acidi umici e fulvici mostra valori sempre maggiori di 1. L'elevato contenuto in carbonio e la buona umificazione giustificano il bassissimo contenuto in argilla trovato con la determinazione della granulometria apparente. Tutti i campioni risultano, infatti, da franco-sabbiosi a sabbiosi. I valori di CSC sono sempre elevati ( $>17 \text{ cmol}^{(+)} \text{ Kg}^{-1}$ ) e dipendono principalmente dal contenuto in sostanza organica ( $r^2=0,87$ ,  $p<0.001$ ). La saturazione in basi mostra valori medi del 20%. Il frazionamento del ferro evidenzia la limitata evoluzione di questi suoli, con rapporti FeD/FeT pari a circa 0,3, e l'importanza delle forme di ferro degli ossidi amorfi (Tabella 2).

**Tabella 1.** Frazionamento del carbonio e indice di umificazione (TEC/TOC)

	TOC	DOC	TEC	HA	FA	TEC/TOC
	%	%	%	%	%	
AP1	5,97	0,16	3,00	1,13	0,56	0,50
AP2	2,91	0,05	1,40	0,88	0,34	0,48
EP1	5,51	0,15	2,60	1,13	0,53	0,47
EP2	3,47	0,07	1,60	0,63	0,41	0,46
EP3	0,73	0,01	0,60	0,26	0,25	0,82
EF1	4,78	n.d	2,10	1,50	0,50	0,44
EF2	1,06	n.d	1,00	0,75	0,19	0,38

Tabella 2. Frazionamento del ferro

	FeD %	FeO %	FeT %	FeO/FeD	FeD/FeT
AP1	1,53	0,76	4,23	0,50	0,36
AP2	1,44	0,66	4,41	0,46	0,33
EP1	1,63	0,62	4,93	0,38	0,33
EP2	1,55	0,63	5,20	0,41	0,30
EP3	1,57	0,54	5,69	0,34	0,28
EF1	1,48	0,55	4,41	0,34	0,33
EF2	1,52	0,50	5,38	0,30	0,28

La percentuale di aggregati di diametro 1-2 mm costituisce circa il 60% della terra fine nel suolo AP, il 50% in EP, mentre in EF varia tra il 54 e il 36% nei due orizzonti. Gli aggregati mostrano valori di C e di N che non si discostano molto da quanto trovato sulla terra fine, in accordo con quanto riportato da Koutika *et al.* (1997) ed anche il frazionamento del ferro mostra valori analoghi. La distribuzione granulometrica evidenzia pochissimo materiale con dimensioni < 0.05 mm ad indicare la scarsa sensibilità alla dispersione con agenti chimici, quale l'esametafosfato di sodio. La porosità è piuttosto variabile, con percentuali che vanno dal 43 al 79%, sempre maggiori nell'orizzonte più superficiale. La distribuzione dei pori (Figura 1) permette di evidenziare che la classe maggiormente rappresentata, in tutti i campioni, è quella relativa ai pori di dimensioni comprese tra 30 e 0,5  $\mu\text{m}$ . Nei campioni posti in posizioni erosionali si verifica un aumento della percentuale di pori residuali (< 0.5  $\mu\text{m}$ ) con la profondità.

Notevoli differenze tra suoli e tra orizzonti sono evidenziabili attraverso l'analisi della stabilità strutturale in acqua (Tabella 3). L'orizzonte superficiale è meno sensibile alla disaggregazione di quello profondo, dove la perdita al termine della prova, può anche superare l'85% del materiale disaggregabile. Le perdite a tempi di agitazione brevi variano tra 1 e 55% e anche in questo caso i campioni relativi agli orizzonti più profondi sono maggiormente vulnerabili. Il suolo posto in posizione non erosionale mostra un orizzonte superficiale particolarmente stabile, sia dopo agitazione per tempi brevi, sia dopo 60 min. Il contenuto in C organico presente negli aggregati mostra una buona correlazione inversa con le perdite per abrasione e slaking a tutti i tempi di agitazione purché superiori a 5'; la sua influenza aumenta con il crescere del tempo di wet-sieving, come evidenziabile dall'andamento del coefficiente di determinazione (da 0,57,  $p < 0.05$  a 0,78,  $p < 0.01$ ). Le sostanze umiche, ancorché non determinate sulla frazione 1-2 mm, bensì sulla terra fine, confermano l'effetto positivo del carbonio nella resistenza alla

disaggregazione, anche se i coefficienti di correlazione sono, benché sempre significativi, inferiori a quelli ottenuti per il C totale. La sostanza organica disciolta, come atteso, non mostra invece alcun effetto significativo, contrariamente a quanto osservato da Haynes *et al.* (1991), ciò potrebbe essere imputato al basso contenuto riscontrato. Nessun altro parametro chimico è correlato con i dati di stabilità, mentre la quantità di argilla e di limo fine ottenibili dalla frazione 1-2 mm con esametafosfato di sodio risultano direttamente proporzionali alla quantità di aggregati persi. Considerando che gli aggregati risultano dalla distribuzione di spazi pieni e spazi vuoti, ne deriva che i dati relativi alla porosità sono, per definizione, variabili durante la disaggregazione del campione; pertanto le relazioni tra stabilità degli aggregati e slaking o abrasione sono state valutate dopo aver adattato ai dati sperimentali il modello esponenziale. L'adattamento del modello è sempre stato più che soddisfacente ( $r^2$  sempre  $> 0,91$ ) e i parametri di fitting ottenuti sono riportati in tabella 3. Lo slaking viene dal modello stimato tramite il parametro  $a$  e i rapporti tra perdite per slaking e per abrasione risultano variabili da meno di 1 a circa il 10%.

Il volume totale di pori per grammo di suolo risulta inversamente proporzionale ai parametri  $a$  e  $b$  del modello esponenziale ( $r = -0,82$  e  $-0,80$  rispettivamente,  $p < 0,05$ ), il volume dei pori appartenenti alla classe di dimensioni comprese tra 30 e 0,5  $\mu\text{m}$  mostra relazioni analoghe ( $r = -0,82$  e  $-0,78$ ,  $p < 0,05$ ), mentre, al crescere della percentuale di pori residuali ( $< 0,5 \mu\text{m}$ ), aumenta l'entità sia della perdita massima per abrasione, sia della perdita a saturazione iniziale. Considerando che la suddivisione scelta per le classi di pori è quella basata sulle funzioni idrologiche, adottata, tra gli altri da Cass (1999), la classe a dimensioni maggiori rappresenta lo spazio disponibile per il drenaggio dell'acqua; sembrerebbe che, anche durante la disaggregazione, i pori che permettono il libero flusso dell'acqua durante l'agitazione non influiscano sulla perdita di aggregati. Il parametro  $c$  non mostra alcuna relazione con le caratteristiche di porosità.

Tabella 3. Perdita di aggregati percentuale per slaking e abrasione a tempi diversi e parametri del modello esponenziale

	5 min	10 min	15 min	20 min	40 min	60 min	$a$	$b$	$c$
AP1	1,0	1,1	1,2	1,3	1,8	2,0	0,2	1,7	13,9
AP2	5,5	7,2	8,6	11,0	13,9	19,4	1,2	20,3	31,8
EP1	2,3	3,6	4,7	6,0	7,5	9,9	0,3	10,4	26,9
EP2	3,9	7,8	8,2	9,9	11,8	14,5	0,3	13,6	15,6
EP3	55,2	5,2	72,4	73,8	84,8	86,9	2,4	79,9	6,4
EF1	1,2	3,9	4,9	5,2	8,9	11,9	0,1	16,0	47,2
EF2	18,4	20,3	27,6	39,4	61,5	63,9	1,2	74,0	28,4

I parametri del modello permettono inoltre di approfondire l'effetto della frazione umica: le regressioni calcolate stimando la perdita massima di aggregati per abrasione ( $b$ ) in funzione del carbonio organico o del TEC ( $r^2=0,85$  e  $0,80$ ,  $p<0,01$ ) forniscono coefficienti per queste due variabili pari a  $-14,2$  e  $-29,6$ , con un rapporto che ben riflette il tasso di umificazione medio (Tabella 1). Viene quindi confermato l'effetto stabilizzante delle sostanze umiche ed in particolare della loro quantità.

Tabella 4. Perdita di aggregati percentuale per abrasione a tempi diversi e parametri del modello esponenziale

	5 min	10 min	15 min	20 min	40 min	60 min	$a$	$b$	$c$
AP1	1,4	1,5	1,9	2,0	2,2	2,5	0,1	2,2	8,6
AP2	3,1	4,8	5,9	7,3	8,4	11,8	0,5	11,3	22,9
EP1	2,4	3,7	4,9	5,3	5,8	6,4	0,0	6,2	10,4
EP2	3,1	7,3	8,1	9,3	14,9	17,12	0,2	18,9	27,0
EP3	20,8	33,5	50,0	52,2	71,2	80,0	0,5	81,2	18,2
EF1	0,9	3,9	4,52	5,87	7,8	9,44	0	10,3	25,4
EF2	16,9	25,4	45,6	54,5	68,4	78,3	0	82,6	20,9

Dopo il pre-trattamento con etanolo la perdita di aggregati continua a seguire l'andamento esponenziale ( $r^2$  sempre  $>0,96$ ), ma si nota una drastica riduzione del valore che assume il parametro  $a$  (Tabella 4). Il confronto tra la massima disaggregazione ottenuta in acqua e quella dopo trattamento con etanolo non permette di discernere alcun andamento, mentre il parametro correlato al tempo di raggiungimento della perdita massima tende a diminuire.

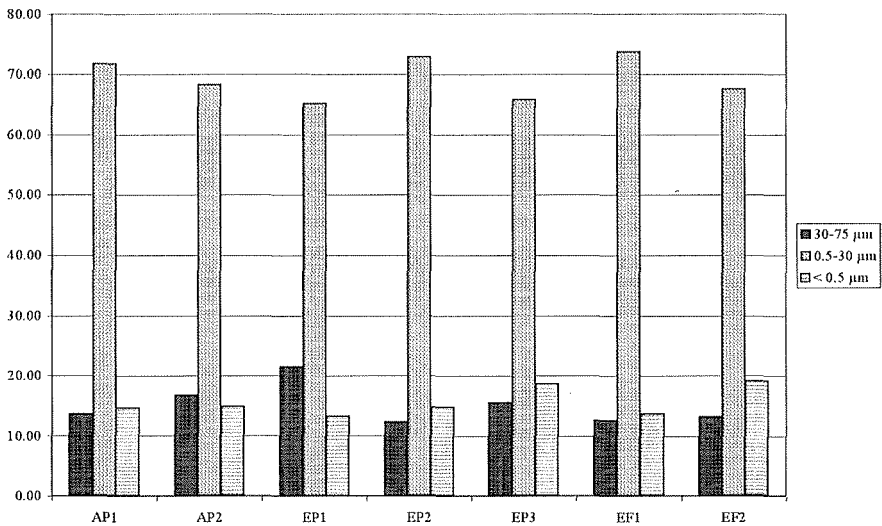


Figura 1. Distribuzione percentuale dei pori in classi dimensionali

Il contenuto in C organico degli aggregati risulta significativamente correlato con i dati ottenuti dopo pre-trattamento in etanolo a tutti i tempi di agitazione e, contrariamente a quanto si verificava nel caso della cinetica senza pre-trattamento, non si apprezzano variazioni degne di nota nel coefficiente di determinazione al variare del tempo (da 0,74 a 0,79). Le frazioni umiche del carbonio sono anch'esse significativamente correlate con la perdita di aggregati, soprattutto se prese nel loro complesso (TEC). Per quanto riguarda gli altri fattori, si confermano, e migliorano, le correlazioni ottenute con le frazioni granulometriche più fini. Le relazioni evidenziate nel caso della cinetica di abrasione e slaking tra parametri del modello e caratteristiche di porosità vengono confermate, ma ovviamente le correlazioni con il parametro  $a$  non sono significative.

### **Conclusioni**

Il pre-trattamento con etanolo, noto per la sua capacità di ridurre lo slaking degli aggregati, ha permesso la determinazione di curve cinetiche di abrasione in acqua, che adattate al modello esponenziale mostrano una drastica riduzione del parametro  $a$ . In suoli forestali, ad alto contenuto di sostanza organica, la stima della perdita iniziale si conferma quindi un buon indicatore dell'effetto dello slaking. La sostanza organica, ed in particolare il contenuto in carbonio umico, risulta di fondamentale importanza nello stabilizzare gli aggregati, ma non trascurabile è anche in questo senso il volume dei pori. Queste proprietà sembrano però contrastare entrambi i fenomeni, slaking ed abrasione, esaltati invece dalla percentuale di pori residuali. Non sembra avere alcun effetto la quantità di ossidi di ferro, mentre con l'aumento della frazione più fine diminuisce la stabilità.

### **Ringraziamenti**

Questo lavoro rientra nell'ambito del progetto di ricerca COFIN 2001 "Metodologie pedologiche per lo studio della variabilità spaziale dei suoli. Scaling di cinetiche di disaggregazione per il confronto della stabilità strutturale in serie di suoli".

### **Bibliografia**

- ANDERSON H.W., 1951. Physical characteristics of soil related to erosion. *Soil Water Conserv.*, 6:129-133.  
ANGERS D.A., 1992. Changes in soil aggregation and organic carbon under com and alfalfa. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 56: 1244-1249.

- BARRAL M.T., ARIAS M., GUÉRIF J., 1998. Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. *Soil Tillage Res.*, 46:261-272.
- CARTER M.R., 1992. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil Tillage Res.*, 23:361-372.
- CASS A., 1999. Interpretation of some soil physical indicators for assessing soil physical fertility. In: *Soil analysis, an interpretation manual*, ed. Peverill et al., CSIRO Publishing, Collingwood, VIC, Australia. 95-102.
- HAYNES R.J., 1993. Effect of sample pretreatment on aggregate stability measured by wet sieving or turbidimetry on soils of different cropping history. *J. Soil Sci.*, 44:261-270.
- HAYNES R.J. SWIFT R.S., STEPHEN R.C., 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture – arable) on organic matter content, water-stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil Tillage Res.*, 19:77-87.
- HÉNIN S., MONNIER G., COMBEAU A., . Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques*, 9:73-92.
- KIEM R., KANDELER E., 1997. Stabilization of aggregates by the microbial biomass as affected by soil texture and type. *Appl. Soil Ecol.*, 5:221-230.
- KOUTIKA L.S., BARTOLI F., ANDREUX F., CERRI C.C., BURTIN G., CHONÉ TH., PHILIPPY R., 1997. Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. *Geoderma*, 76:87-112.
- LE BISSONNAIS Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Europ. J. Soil Sci.*, 47:425-437.
- MAMEDOV A.I., SHAINBERG I., LEVY G.J., 2001. Irrigation with effluents: effects of prewetting rate and clay content on runoff and soil loss. *J. Environ. Qual.*, 30:2149-2156.
- MEHRA O.P., JACKSON M.L., 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays Clay Min. Proc. 7th National Conf. on Clays and Clay Minerals*. Oct. 20-23, 1958, Washington D.C., USA, 317-327.
- Ministero delle Politiche Agricole e Forestali -2000. *Metodi di analisi chimica dei suoli*. Eds. Violante P. & Sequi, P. *Collana di metodi analitici per l'agricoltura*. Franco Angeli Editore, Milano.
- PERFECT E., KAY B.D., 1990. Relations between aggregate stability and organic components for a silt loam soil. *Can. J. Soil Sci.*, 70:731-735.
- SCHWERTMANN U., 1988. Occurrence and formation of iron oxides in various pedoenvironments. In: *Iron in soils and clay minerals*. ed. J.W. Stucki et al. D. Reidel Publ. Comp., Dordrecht, NL.
- SCHWERTMANN U., 1964. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit ammonium oxalat Lösung. *Z. Pflanz. Bodenkunde* 105:194-202.
- SEQUI P., DE NOBILI M., 2000. Frazionamento del carbonio organico. In: *Metodi di analisi chimica del suolo*. MIPAF (2000).
- SCHALLER F.W., STOCKINGER K.R., 1953. A comparison of five methods for expressing aggregation data. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 17:310-313.
- SIX J., ELLIOT E.T., PAUSTIAN K., 2000. Soil structure and soil organic matter. II: A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 64:1042-1049.
- TANAKA U., YOKOI Y., KOSAKI T., KYUMA K., 1997. Mechanisms and processes of crust formation on artificial aggregates. I. Effect of initial moisture conditions on aggregate stability and crusting. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 43:99-107.
- YODER R.E., 1936. A direct method of aggregate analysis and a study of physical nature of soil erosion losses. *Agron. J.*, 28:337-351.
- ZANINI E., BONIFACIO E., ALBERTSON J. D., NIELSEN D.R., 1998. Topsoil aggregate breakdown under water saturated conditions. *Soil Sci.*, 163: 288-298.



## *EFFETTI SULLE CARATTERISTICHE FISICO-MECCANICHE DEL SUOLO AGRARIO DI UN CANTIERE DI LAVORO PER LA RACCOLTA DEL MAIS*

Adolfo Marsili, Pieranna Servadio

Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola,  
Via della Pascolare 16, Monterotondo, Roma

### **Abstract**

In this memory are reported the results of tests carried out in a farm near Rome in September 2001.

The purpose of this study was to take in examination the effects on soil of a work site layout composed by a forage harvester with maize attachment and from a truck for unloaded and transport of the harvest maize. Immediately after harvest operations, such effects have been quantified through variation of some soil parameters: penetration resistance, dry bulk density and shear strength. These parameters have been carried out on the tracks left by the machine after the passage, on soil not interested by the passes (Control) and on the track left by the truck, that flanked the harvest machine.

Penetration resistance results in the different layers, from 0 to 40 cm depth, after the single passage of the harvest machine, showed statistically significant differences respect to the control. After the passage of the truck, increases was significant in comparison to the control. From penetration resistance and shear strength results emerged the elevated degree of soil compaction after the passage of the harvest machine and of the truck. This trend is also due to the elevated value of the soil moisture content.

**Key words:** Physical-mechanical soil parameters, harvester machine, truck, maize.

### **Riassunto**

In questa memoria sono riportati i risultati di prove sperimentali svolte in un'azienda situata nelle vicinanze di Roma nel mese di Settembre 2001. Lo scopo era di prendere in esame gli effetti sul suolo di un cantiere di lavoro per la foraggicoltura, formato da una macchina falcia-trincia-caricatrice, equipaggiata con testata da mais e da un camion per il recepimento e trasporto del prodotto raccolto. Subito dopo le operazioni di raccolta tali effetti sono stati quantificati attraverso rilievi sulle variazioni della resistenza alla penetrazione offerta del terreno, della massa volumica apparente secca e della resistenza al taglio. Questi

parametri sono stati valutati, nei diversi strati, sulle orme lasciate dalla macchina dopo il passaggio, su terreno circostante non interessato al transito (testimone) e sull'orma lasciata dal camion per lo scarico del prodotto che fiancheggiava la macchina.

Dall'esame dei valori medi relativi ai risultati della resistenza alla penetrazione offerta dal terreno nei diversi strati, rilevati dopo il passaggio singolo della raccogliitrice e su terreno non interessato ai passaggi (controllo), sono emerse differenze statisticamente significative dopo il suo passaggio, rispetto al controllo, in tutti gli strati esaminati. Sull'orma lasciata dal camion si sono riscontrati incrementi sempre rispetto al controllo, ancora più evidenti soprattutto negli strati più profondi.

Oltre che dall'esame dei risultati relativi alla resistenza alla penetrazione offerta dal terreno nei diversi strati, anche dall'analisi dei valori della resistenza al taglio, si evidenzia l'elevato grado del compattamento dopo il passaggio della macchina raccogliitrice, ma soprattutto dopo quello del camion, dovuti anche all'elevato valore dell'umidità del suolo.

**Parole chiave:** stabilità strutturale, setacciatura ad umido, slaking, porosità, sostanza organica.

## **Introduzione**

I problemi inerenti al compattamento del suolo si sono intensificati in seguito al forte incremento nelle dimensioni e nelle masse delle attrezzature agricole e questo ha provocato nel lungo termine, una degradazione di tale risorsa (Earl, 1997; Greenland, 1977; Håkansson, 1987; Horn *et al.*, 1995). Nella presente memoria è stato valutato il compattamento del suolo sottoposto al passaggio di un cantiere di lavoro per la foraggicoltura formato da una macchina falcia-trincia-caricatrice equipaggiata con testata da mais e da un camion per il recepimento e trasporto del prodotto raccolto che transitava a fianco della trincia, poiché come noto, questo tipo di macchina non dispone di serbatoio come invece la mietitrebbiatrice (Servadio *et al.*, 1999). Subito dopo le operazioni di raccolta gli effetti dei passaggi sono stati quantificati attraverso rilievi sulle variazioni della resistenza alla penetrazione offerta del terreno, della massa volumica apparente secca e della resistenza al taglio.

## **Materiali e metodi**

Le prove sperimentali si sono svolte durante la raccolta del trinciato di mais, in un'azienda situata nelle vicinanze di Roma nel mese di Settembre 2001. Il cantiere di lavoro era formato da una macchina falcia-

trincia-caricatrice equipaggiata con testata da mais le cui principali caratteristiche tecniche sono riportate in tabella 1 e da un camion per il recepimento del prodotto raccolto e successivo trasporto al centro aziendale quando il serbatoio del camion era colmo. Il camion, a 3 assi, equipaggiato con pneumatici identificati con la sigla 13R22.5, gonfiati fino alla pressione di 650 kPa, aveva una massa di 16000 kg vuoto e di 30000 kg con cassone pieno del prodotto raccolto.

Al fine di verificare gli effetti sul terreno del passaggio, si è provveduto a far transitare la macchina, equipaggiata con gli pneumatici riportati in tabella 1 ed affiancata dal camion, su di un appezzamento di terreno coltivato a mais. Gli effetti del compattamento sono stati quantificati attraverso rilievi sulle variazioni della resistenza alla penetrazione offerta del terreno, della massa volumica apparente secca e della resistenza al taglio. Più precisamente:

- La resistenza alla penetrazione del terreno è stata misurata, nei diversi strati sulle orme lasciate dalla macchina raccogliitrice e dal camion dopo il passaggio singolo e su terreno circostante ogni parcella non interessato ai passaggi (controllo), per mezzo di penetrometro elettronico Eijekielpamp con angolo del cono di  $60^\circ$  ed area di base di  $1 \text{ cm}^2$  spinto nel terreno ad una velocità costante. Per ogni tesi, compreso il testimone, sono stati effettuati 10 rilievi penetrometrici da 0 a 0,40 m di profondità.

- La massa volumica apparente è stata misurata mediante il prelievo di campioni di terreno sulle orme lasciate dalla macchina e dal camion dopo un passaggio, e su terreno circostante ogni parcella non interessato ai passaggi (controllo), usando un carotatore per prelievi di terreno indisturbato con volume di  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3$  da 0,05 a 0,10 m di profondità. I campioni così prelevati sono stati pesati e messi in stufa fino al raggiungimento di un peso costante.

- La resistenza al taglio è stata misurata da 0 a 12 cm di profondità, usando uno scissometro manuale Stahlwille. Tali parametri sono stati valutati, nei diversi strati, sulle orme lasciate dalla macchina dopo il passaggio, su terreno circostante non interessato dai passaggi (controllo) e sull'orma lasciata dal camion per lo scarico del prodotto che fiancheggiava la macchina durante le operazioni di raccolta. Le condizioni di campo nelle quali si è operato sono riportate in tabella 2.

Durante i passaggi, la velocità d'avanzamento della macchina era di  $2,0 \text{ m s}^{-1}$ . Il contenuto idrico del terreno è stato misurato da 0,05 a 0,10 m di profondità immediatamente fuori delle zone interessate dalle orme delle macchine.

Tabella 1. Principali dati tecnici della raccogli - trincia - caricatrice semovente

Table 1. Main technical characteristics of the harvester machine

Dati tecnici	Raccogli - trincia - caricatrice	
Potenza al motore(kW)	370 a 1800 giri/min	
Trasmissione	Idrostatica-meccanica	
Massa senza testate (kg)	10440	
Massa rullo raccogliitore da 3 m (kg)	700	
Tipo di pneumatici:	Anteriori	Posteriori
Sigla d'identificazione	30.5 LR 32	540/65 R 24
Circonferenza di rotolamento (m)	5,424	3,923
Raggio sotto carico (m)	0,807	0,575
Larghezza di sezione (m)	0,765	0,533
Costole (n.)	38	38
Durezza, Shore A (°)	65	62
Carico sui due pneumatici (kN)	71.03	38.25
Area totale di contatto dei due pneumatici su suolo compatto (m <sup>2</sup> ) <sup>a</sup>	0,833	0,420
Pressione teorica di contatto al suolo (kPa)	85	91
Pressione di gonfiaggio (kPa)	90	90

a L'area totale di contatto dei due pneumatici su suolo compatto (Ta) è stata stimata come di seguito:  $A_t = S_p \times 0.3 \times D_e \times 2$  - dove:  $S_p$  = Sezione del pneumatico;  $D_e$  = Diametro esterno.

Tabella 2. Alcune proprietà fisiche del suolo utilizzato durante le prove

Table 2. Some physical properties of the soil used during the tests

Proprietà	g kg <sup>-1</sup>
Distribuzione granulometrica a:	
sabbia (2000 - 50 µm)	600
limo (50 - 2 µm)	130
argilla (< 2 µm)	270
Tessitura	FSA
Contenuto idrico	370
Massa volumica apparente (Mg m <sup>-3</sup> )	1,2
(da 0,05 a 0,10 m di prof.)	

## Risultati e discussione

I valori medi dei risultati sulla resistenza alla penetrazione negli strati ogni 10 cm da 0 a 40 cm di profondità sono riportati nelle figure 1 e 2, rilevati sia dopo il passaggio della falcia-trincia-caricatrice e del camion che su terreno non interessato dai passaggi (Controllo).

La differenza statisticamente significativa fra due medie è stata determinata per mezzo del t di Student. Le lettere prima della virgola sono riferite al confronto, alla medesima profondità di rilievo fra le tesi ed il controllo. Le lettere dopo la virgola sono riferite al confronto, sempre alla medesima profondità di rilievo, fra la macchina ed il camion (Gomez, 1976).

Dall'esame dei valori medi relativi ai risultati della resistenza alla penetrazione offerta dal terreno nei diversi strati sempre da 0 a 40 cm rilevati dopo il passaggio singolo della macchina raccogli-trincia e su terreno non

interessato ai passaggi (controllo) (Fig. 1), sono emerse differenze statisticamente significative con il testimone sia dopo il passaggio della macchina raccogliitrice che dopo il camion in tutti gli strati considerati. Dal confronto fra la macchina ed il camion, differenze significative si sono rilevate in tutti gli strati analizzati ad eccezione di quello più superficiale (da 0 a 10 cm di profondità). Dopo il passaggio singolo della macchina, l'incremento della resistenza alla penetrazione rispetto al testimone è risultato infatti del 35% negli strati più superficiali (0-10 cm), del 34 e 28% negli strati intermedi e del 37% negli strati più profondi (30-40 cm). Dopo il passaggio del camion si sono riscontrati incrementi, rispetto al testimone, molto più evidenti: sempre negli strati più superficiali del 41% fino ad arrivare al 88-89% negli strati più profondi (da 20 a 40 cm).

Nella figura 2 sono riportati i risultati, sempre relativi alla resistenza alla penetrazione mediati da 0 a 0,40 m di profondità, nella forma spaziale. I contorni di queste figure sono stati ottenuti interpolando i dati con il metodo Kriging. Dalla figura 2 si nota l'incremento consistente della resistenza alla penetrazione dopo il passaggio della macchina (fino a 2,5 MPa) e del camion (fino a 3,5 MPa) a confronto con il controllo dove tale resistenza arrivava fino al valore di 1,9 MPa.

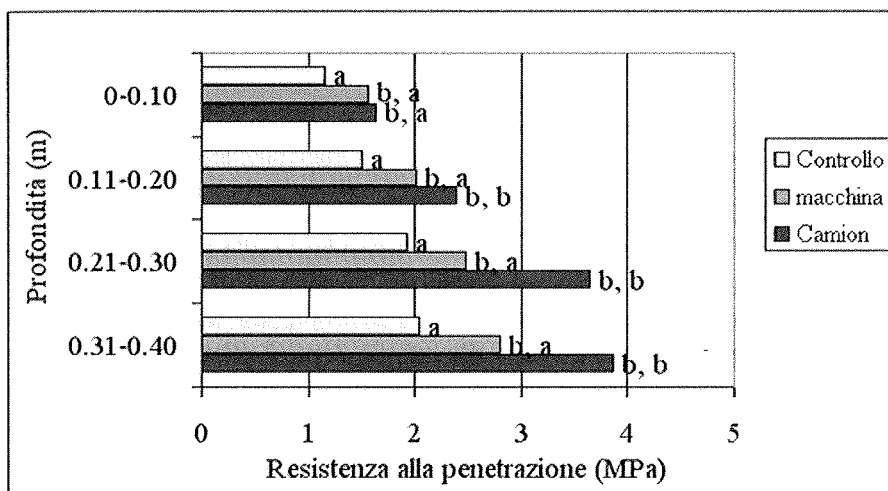


Figura 1. Valori medi della resistenza offerta dal terreno alla penetrazione (MPa) ottenuti, alle diverse profondità, dopo il passaggio della macchina raccogliitrice e del camion e su terreno circostante non interessato al transito delle macchine (Controllo)

Figure 1. Mean values of soil penetration resistance (MPa) obtained, at different depth, after the harvest machine and truck pass and on the control

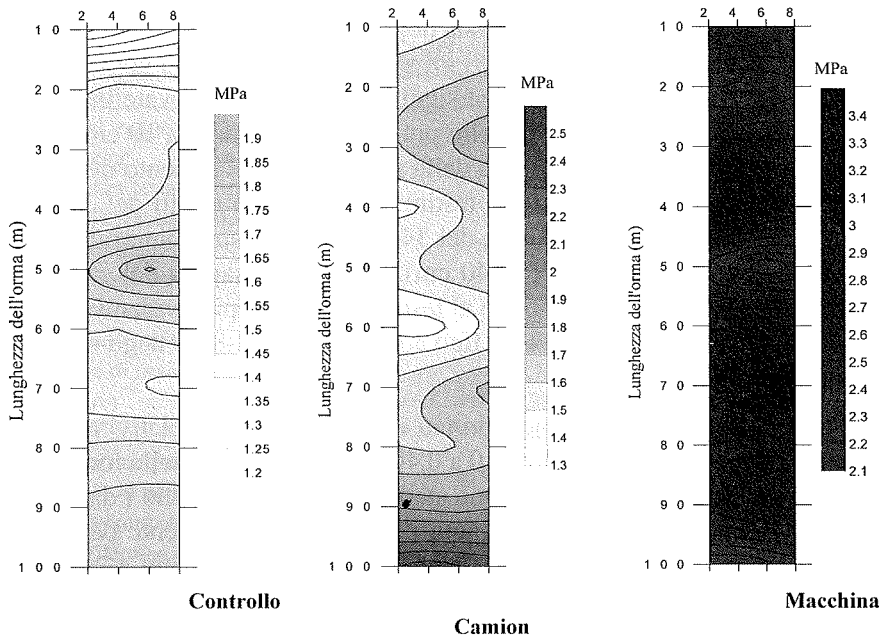


Figura 2. Valori della resistenza alla penetrazione mediati da 0 a 0,40 m di profondità, rilevati sull'orma lasciata dal passaggio della macchina raccogliatrice, del camion e su terreno circostante non interessato dal transito delle macchine (controllo)

Figure 2. Mean values of soil penetration resistance, from 0 to 0.40 m depth, take off on the track after the harvester machine and truck pass and on the control

Oltre che dall'esame dei risultati relativi alla resistenza alla penetrazione offerta dal terreno nei diversi strati, anche dall'analisi dei valori della resistenza al taglio (Fig. 3) si evidenzia il compattamento del suolo, infatti tutte le differenze fra i valori rilevati sia dopo il passaggio della macchina che quello del camion rispetto al controllo, sono risultate statisticamente significative. Nel confronto fra la macchina ed il camion non in tutti gli strati si sono riscontrate differenze significative.

Sugli effetti del compattamento dovuto al transito del macchinario agricolo, già analizzati per diverse altre macchine operatrici e motrici (Marsili *et al.*, 1992; Marsili *et al.*, 1996; Marsili *et al.*, 1998; Pagliai *et al.*, 2000; Servadio *et al.* 2001), va tenuto conto del contenuto idrico del suolo nel quale si opera e durante queste prove, tale contenuto era molto elevato (37%), inoltre, gli effetti qui rilevati, possono essere ampliati, allorché sulla stessa orma si sovrappongono più passaggi della macchina e del camion.

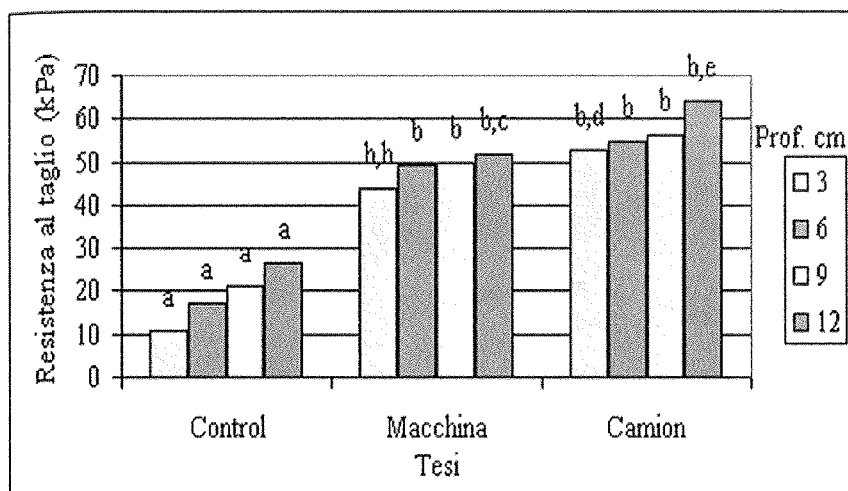


Figura 3. Valori medi della resistenza al taglio del suolo ottenuti, alle diverse profondità, dopo il passaggio della macchina raccogliitrice e del camion e su terreno circostante non interessato al transito delle macchine (controllo)

Figure 3. Mean values of soil shear strength obtained, at different depth, after the harvest machine and truck pass and on the control

### Conclusioni

Le prove su di un cantiere di lavoro per la foraggicoltura formato da una macchina falcia-trincia-caricatrice equipaggiata con testata da mais e da un camion per il recepimento e trasporto del prodotto raccolto, condotte su terreno franco sabbioso argilloso con elevato contenuto idrico e quindi più sensibile al compattamento, hanno fatto rilevare variazioni significative sulle proprietà del suolo analizzate, in tutti gli strati considerati. In merito alla suscettività potenziale al compattamento, non si ritiene idoneo che un camion con tre assi, equipaggiato con pneumatici stradali, possa transitare a fianco della macchina raccogliitrice, su di un terreno agrario con contenuto idrico del 37%, ed ancor meno se si tiene conto che gli effetti rilevati nel corso di queste prove, possono essere ampliati, allorché sulla stessa orma si sovrappongono più passaggi della macchina e del camion. Per ovviare a tali inconvenienti sarebbe più opportuno che il prodotto raccolto venga convogliato su di un carro agricolo trainato da trattore, entrambi dotati d'idoneo sistema di dislocamento. Sarebbe più opportuno inoltre non transitare in campo quando il contenuto idrico è così elevato, considerando tale tipo di terreno non trafficabile.



**Figura 4.** Vista del cantiere di lavoro e degli effetti sul suolo dovuto al passaggio sovrapposto della macchina e del camion

**Figure 4.** View of the work site layout and of the effects on the soil due to the laid upon pass of the harvest machine and truck

### Ringraziamenti

Parte di questo lavoro è stata svolta nell'ambito del progetto: Conservazione e valorizzazione della risorsa suolo: definizione delle qualità del suolo ai fini della gestione agricola e forestale ecocompatibile. Ricerca: Influenza del traffico delle macchine agricole e delle lavorazioni del terreno nella valutazione delle qualità funzionali del suolo.

### Bibliografia

- CESTELLI GUIDI C. - 1987. Geotecnica e tecnica delle fondazioni. (Geotechnique and technique of the foundation). Ulrico Hoepli, Milano, pp. 98-113.
- EARL R., 1997. Prediction of trafficability and workability from soil moisture deficit. *Soil & Tillage Res.*, 40: 155-168.
- GOMEZ K. A., GOMEZ A. A., 1976. Statistical procedures for agricultural research, The international Rice Research Institute, Los Ba(os, Philippines.
- GREENLAND D. J., 1977. Soil damage by intensive arable cultivation: temporary or permanent?, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 281: 193-208.
- HÄKANSSON I., VOORHEES W.B., ELONEN P., RAGHAVAN G.S.V., LOWERY B., 1987. Effect of high axle load traffic on subsoil compaction and crop yield in humid regions with annual freezing, *Soil & Tillage Res.*, 10, 259-268.
- HORN R., DOMZAL H., SŁOWINSKA A., VAN OUWERKERK C., 1995. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment, *Soil & tillage Res.*, 35: 23-36.
- MARSILI A., SERVADIO P., 1992. Prove sul compattamento del terreno agrario con due tipi di pneumatici a confronto, *Rivista di ingegneria Agraria*, 4: 193-199.



- MARSILI A., SERVADIO P., 1996. Compaction effects of rubber or metal-tracked tractor passes on agricultural soils, *Soil & Tillage Res.*, 37: 37-45.
- MARSILI A., SERVADIO P., PAGLIAI M., VIGNOZZI N., 1998. Changes of some physical properties of a clay soil following passage of rubber- and metal-tracked tractors. *Soil Tillage Res.*, 49: 185-199.
- PAGLIAI M., MARSILI A., SERVADIO P., VIGNOZZI N., PELLEGRINI S., 2000. Changes of some physical properties of a clay soil following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. 3rd workshop of the Concerted Action "Experiences with the impact of subsoil compaction on soil, crop growth and environment and ways to prevent subsoil compaction", 14-16 June , Uppsala, Sweden.
- SERVADIO P., MARSILI A., 1999. Prove di raccolta del mais da granella con mietitrebbiatrice Claas Lexion 450. *Macchine e Motori Agricoli* n. 1.
- SERVADIO P., MARSILI A., PAGLIAI M., PELLEGRINI S., VIGNOZZI N., 2001. Effects on some clay soil qualities following the passage of the rubber-tracked and wheeled tractors in central Italy. *Soil & Tillage Res.*, 61: 143-155.



*LE VARIAZIONI DI ALCUNI PARAMETRI  
FISICO - MECCANICI DEL SUOLO IN RELAZIONE  
AL PASSAGGIO DI TRATTRICI EQUIPAGGIATE  
CON DIVERSI SISTEMI DI PROPULSIONE:  
PNEUMATICI E CINGOLI*

Pieranna Servadio, Adolfo Marsili

Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola,  
Via della Pascolare 16, Monterotondo, Roma

**Abstract**

In this memory results of field compaction tests carried out to compare two tractors of elevated power (> di 100 kW) and mass, equipped with different running gear, one with metal tracks and one with radial tyres have been analyzed. Such comparison has been thought useful since the metal track tractor has resulted till now most conservative regard to the functional qualities of the ground (Marsili *et al.*, 1992; Marsili *et al.* 1998). Tests were carried out on cultivated soil with meadow in order to establish the effects of the soil compaction resulting from 1, 3 and 4 passes of the tractor on the same track.

It was found that the multiple passes carried out with the two tractors have induced different effects, in some functional soil qualities, particularly in most superficial layers.

**Key words:** Physical-mechanical soil parameters, tractor, running gear.

**Riassunto**

In questa memoria è stato analizzato il compattamento di due trattrici di elevata potenza (> di 100 kW) e massa, equipaggiate con differenti sistemi di propulsione, una con pneumatici radiali ed una con cingoli di ferro. Tale confronto è stato ritenuto utile poiché la trattrice con cingoli di ferro è risultata finora la più conservativa rispetto alle qualità funzionali del suolo (Marsili *et al.*, 1992; Marsili *et al.* 1998). Le prove sono state effettuate su terreno inerbito, al fine di stabilire gli effetti del compattamento dopo 1, 3 e 4 passaggi delle trattrici sulla stessa orma e sulla quale sono stati effettuati i rilievi.

Passaggi multipli effettuati con le due trattrici, hanno indotto effetti diversi su alcune qualità funzionali del suolo, soprattutto negli strati più superficiali.

**Parole chiave:** Parametri fisico-meccanici del suolo, trattrici, sistemi di propulsione.

## **Introduzione**

La eccessiva intensificazione dell'agricoltura moderna che ha fatto ricorso a macchine sempre più potenti e pesanti, ha provocato nel lungo termine, una degradazione della risorsa suolo ed il compattamento è senza dubbio una delle cause principali di tale degradazione. Questi fenomeni sono maggiormente accentuati in suoli limosi ed argillosi e con elevato grado di umidità, più sensibili ai processi di compattamento (Greenland, 1977; Håkansson, 1987; Horn *et al.*, 1995).

Quanto sopra è stato confermato anche dagli studi effettuati negli ultimi anni ed inerenti agli effetti del passaggio di trattrici equipaggiate con diversi sistemi di propulsione a confronto: cingoli di gomma, cingoli di metallo e ruote gommate (Marsili *et al.*, 1992; Marsili *et al.*, 1996; Marsili *et al.*, 1998; Pagliai *et al.*, 2000; Servadio *et al.* 2001).

Nella determinazione dell'idoneità di un suolo alle operazioni di campo il fattore più influente è sicuramente il suo contenuto idrico essendo trafficabilità e lavorabilità largamente governate dallo stato meccanico del suolo ed alla sua suscettività al danno durante le lavorazioni.

Un'indicazione dello stato meccanico, e verosimilmente del comportamento sotto carico, può essere ottenuto dall'analisi di una serie di proprietà fisico - meccaniche (resistenza al taglio, massa volumica apparente e limite plastico) fortemente dipendenti dallo stato idrico (Earl, 1997; Koolen, 1987). Nella presente memoria è stato valutato il compattamento del suolo, sottoposto al passaggio anche ripetuto di due trattrici di elevata potenza, equipaggiate una con cingolatura metallica ed una con pneumatici radiali, attraverso verifiche sulla resistenza alla penetrazione, sulla massa volumica apparente e sulla velocità d'infiltrazione dell'acqua.

Inoltre in questo lavoro è stato valutato quanto, nella suscettività potenziale al compattamento del suolo il pneumatico radiale, caratterizzato dal fatto di avere buone prestazioni di trazione su terreno agrario e di poter transitare su superfici rigide anche ad elevata velocità, possa avvicinarsi al cingolo rigido, caratterizzato oltre che dalle ottime prestazioni di trazione, dalle doti di buona conservazione della struttura del terreno agrario in quanto dispone di una elevata superficie d'appoggio sul terreno.

## Materiali e metodi

Le prove in campo sono state condotte usando due trattrici di elevata potenza con diverso tipo di sistema di propulsione, una con cingoli di ferro ed una con pneumatici radiali, le cui caratteristiche tecniche principali sono riportate nelle tabelle 1 e 2.

Con le due trattrici, sono state effettuate, nel mese di ottobre, prove di compattamento su terreno inerbito, effettuando 1, 3 e 4 passaggi sulla stessa orma lasciata dai cingoli e dagli pneumatici per un totale di 6 tesi. Rilievi sono stati effettuati anche nel terreno indisturbato circostante ogni parcella (testimone).

**Tabella I.** Principali caratteristiche tecniche della trattrice a 4 RM e dei suoi pneumatici

**Table I.** Main technical characteristics of the 4 WD tractor and its tires

Caratteristiche	Trattrice 4 RM	
Massa con zavorre (kg)	9740 (8000+1740)	
Potenza alla p.d.p. (kW)	174	
Carreggiata (m)	da 1.88 a 2.12	
Larghezza fuori tutto (m)	2.5 - 2.6 in cond. di lavoro	
Lunghezza fuori tutto (m)	4.94	
Altezza massima della cabina (m)	3.11	
Tipo di pneumatici:	Anteriore	Posteriore
Sigla di identificazione	480/70 R 34	620/70 R 42
Cerchio	DW 18 x 34	DW 18 L x 42
Diametro del cerchio (m)	0.86	1.06
Sezione del pneumatico (l. max) (m)	0.480	0.619
Rapporto d'aspetto (altezza/larghezza)	0.75	0.71
Raggio di rotolamento (m)	0.72	0.87
Diametro esterno (m)	1.58	1.94
Numero di costole (n.)	20x2	20x2
Altezza delle costole (mm)	25-30	35-40
Angolo delle costole (°)	45	45
Carico sui due pneumatici (kN)	40.95	50.40
Area totale di contatto dei due pneumatici su suolo compatto (m <sup>2</sup> )	0.455	0.720
Pressione teorica di contatto al suolo (kPa)	90	70
Pressione di gonfiaggio (kPa)	200	170

a L'area totale di contatto dei due pneumatici su suolo soffice ( $T_a$ ) è stata stimata come di seguito:  
 $A_t = S_p \times 0.3 \times D_e \times 2$  - dove:  $S_p$  = Sezione del pneumatico;  $D_e$  = Diametro esterno

Tabella 2. Principali caratteristiche tecniche della trattrice con cingoli metallici

Table 2. Main technical characteristics of the metal-tracked tractor and its track

Caratteristiche	Traattrice con cingoli di ferro
Massa (kg)	13000
Potenza alla p.d.p. (kW)	114
Carreggiata (m)	1.73
Larghezza fuori tutto (m)	2.28
Lunghezza fuori tutto (m)	3.85
Altezza massima della cabina (m)	3.15
Tipo di cingolo	2 cingoli in metallo
Lunghezza totale del cingolo (m)	7.32 interno
Spessore del cingolo (m)	0.011
Costole per cingolo (n.)	40
Distanza fra il centro delle costole (m)	0.175
Altezza delle costole (m)	0.048
Larghezza delle costole (m)	0.017
Raggio dell'area di sterzata (m)	3.00
Rulli di distribuzione della massa (n.)	6
Diametro della ruota motrice (m)	0.72
Diametro dei rulli di distribuzione (m)	0.27
Diametro della ruota di rinvio (m)	0.70
Lunghezza di contatto con il terreno (m)	2.29
Larghezza del cingolo (m)	0.55
Area totale di supporto dei due cingoli su suolo compatto (m <sup>2</sup> )	2.52
Pressione teorica di contatto al suolo (kPa)	50

Tabella 3. Proprietà fisiche del suolo (Vertic Cambisol) utilizzato durante le prove

Table 3. Soil physical properties (Vertic Cambisol) used during the tests

Proprietà	g kg <sup>-1</sup>
Carbonio organico <sup>a</sup> (da 0 a 0.50 m di profondità)	18
Distribuzione granulometrica <sup>b</sup> :	
Sabbia (2000-50 µm)	120
Limo (50-2 µm)	320
Argilla (<2 µm)	560
Tessitura	Argillosa
Limite plastico <sup>c</sup>	265
Limite liquido <sup>c</sup>	525
Indice di plasticità <sup>c</sup>	260
Contenuto idrico: (da 0.05 a 0.10 m di profondità)	296

a Determinato con il metodo Walkley and Black (Walkley and Black, 1934);

b Determinato con il metodo dell'idrometro (Cestelli Guidi, 1987);

c Determinato per mezzo dei limiti di Atterberg (Cestelli Guidi, 1987)

Durante i passaggi la velocità di avanzamento era di  $0,7 \text{ m s}^{-1}$  per entrambe le macchine. Le condizioni di campo nelle quali si è operato sono riportate in tabella 3. Il contenuto idrico del terreno è stato misurato da 0,05 a 0,10 m di profondità immediatamente fuori dalle zone interessate dalle orme delle trattrici.

Il compattamento del terreno è stato quantificato valutandone: la resistenza alla penetrazione del cono, la massa volumica apparente secca, la velocità d'infiltrazione dell'acqua nel terreno. Più precisamente:

- la resistenza alla penetrazione del terreno è stata misurata, nei diversi strati, sulle orme lasciate da ogni trattrice dopo 1, 3 e 4 passaggi e su terreno circostante ogni parcella non interessata ai passaggi (testimone), per mezzo di penetrometro elettronico Eijekielkamp con angolo del cono di  $60^\circ$  ed area di base di  $1 \text{ cm}^2$  spinto nel terreno ad una velocità costante. Per ogni tesi, compreso il testimone, sono stati effettuati 10 rilievi penetrometrici da 0 a 0,40 m di profondità.

- la massa volumica apparente è stata misurata mediante il prelievo di campioni di terreno sulle orme lasciate da ogni trattrice dopo 1, 3 e 4 passaggi, e su terreno circostante ogni parcella non interessata ai passaggi (testimone), usando un carotatore per prelievi di terreno indisturbato con volume di  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3$  da 0,05 a 0,10 m di profondità. I campioni così prelevati sono stati pesati e messi in stufa fino al raggiungimento di un peso costante;

- la velocità d'infiltrazione dell'acqua nel terreno o conducibilità idrica è stata determinata in situ nel terreno stesso per mezzo di un infiltrometro a doppio cilindro che ha rilevato la velocità con cui l'acqua del cilindro interno penetrava nel terreno in quanto, come per la resistenza alla penetrazione e la massa volumica apparente il confronto fra la velocità di infiltrazione prima e dopo il compattamento può dare una misura del grado dello stesso.

## **Risultati e discussione**

### **Resistenza alla penetrazione e massa volumica apparente**

I valori medi della resistenza alla penetrazione del terreno (in MPa) alle diverse profondità (0-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m) per le diverse tesi sono riportati in fig. 1 e 2 suddivisi per tipo di trattrice e numero di passaggi sulla stessaorma (1-3-4) nonché rilevati su terreno indisturbato circostante ogni parcella e mediati per un testimone. La differenza statisticamente significativa fra due medie è stata determinata per mezzo del t di Student. Le lettere prima della virgola sono riferite al confronto, per la medesima trattrice, alla medesima profondità di rilievo per diverso numero di

passaggi ed il testimone. Le lettere dopo la virgola sono riferite al confronto fra le due diverse trattrici a parità di numero di passaggi (Gomez, 1976).

Dai risultati esposti (fig. 1 e 2) si nota come, per entrambe le macchine, vi sia un aumento dei valori della resistenza alla penetrazione e della massa volumica apparente con l'aumentare del numero dei passaggi sulla stessa orma e questo è in accordo con altri lavori presentati, (Marsili *et al.*, 1992; Marsili *et al.* 1998).

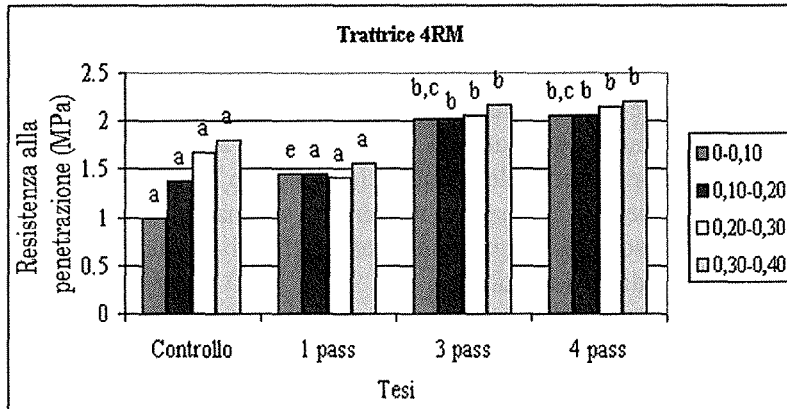


Figura 1. Valori medi alle diverse profondità ed al compimento delle diverse tesi, della resistenza offerta dal terreno alla penetrazione (MPa) per la trattoria 4RM

Figure 1. Mean values of soil layers of penetration resistance (MPa) as a result of 1, 3 and 4 passes for the 4 WD tractor

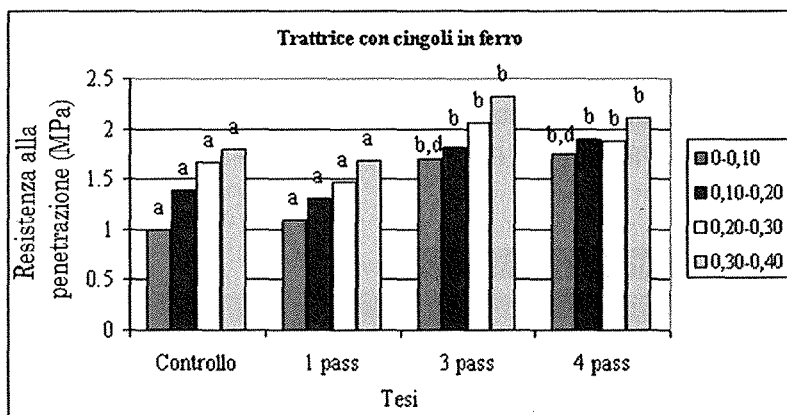


Figura 2. Valori medi alle diverse profondità ed al compimento delle diverse tesi, della resistenza offerta dal terreno alla penetrazione (MPa) per la trattoria con cingoli di ferro

Figure 2. Mean values of soil layers of penetration resistance (MPa) as a result of 1, 3 and 4 passes for the metal-tracked tractor



Dall'analisi dei risultati sulla resistenza alla penetrazione offerta dal terreno dopo il passaggio singolo delle trattrici sono emerse differenze statisticamente significative con il testimone solo dopo il passaggio della trattrice gommata, ma solo negli strati più superficiali da 0 a 0,10 m di profondità. Dal confronto fra le due trattrici, differenze significative a favore del cingolo di ferro sono state riscontrate sempre negli strati più superficiali da 0 a 0,10 m di profondità.

La resistenza alla penetrazione offerta dal terreno, dopo i passaggi multipli (3 passaggi) effettuati con le due trattrici, aumenta in modo significativo rispetto al passaggio singolo in tutti gli strati analizzati mentre non vi sono incrementi significativi fra questi ed i 4 passaggi. Dal confronto fra i valori relativi alle due trattrici sono emerse differenze significative a favore della trattrice con cingoli di ferro, dopo 3 e 4 passaggi e solo negli strati più superficiali da 0 a 0,10 m di profondità. Passaggi effettuati con le trattrici equipaggiate con i due diversi sistemi di propulsione hanno dunque indotto effetti diversi sulla resistenza alla penetrazione del suolo soprattutto negli strati più superficiali. Relativamente ai risultati dei rilievi effettuati sulla massa volumica apparente, sono state riscontrate differenze statisticamente significative fra le diverse tesi a confronto nei seguenti casi: fra il testimone e la tesi relativa a passaggi multipli con la trattrice 4 ruote motrici e fra le due trattrici, dopo 3 passaggi a favore del cingolo di ferro (Tab. 4).

Nel confronto fra le tesi relative ai 4 passaggi le differenze non sono risultate statisticamente significative e ciò fa ritenere che passaggi multipli, effettuati dalle due trattrici inducono nel terreno effetti molto simili per quanto attiene alla massa volumica apparente.

Tabella 4. Valori medi della massa volumica apparente secca

Table 4. Average values of dry bulk density

Trattrice 4 RM	Massa volumica apparente (Mg m <sup>-3</sup> )	Trattrice con cingoli di ferro	Massa volumica apparente (Mg m <sup>-3</sup> )
4RM-1	1,1 a, a	CF-1	1,1 a, a
4RM-3	1,3 b, a	CF-3	1,1 a, b
4RM-4	1,3 b, a	CF-4	1,2 a, a
Control	1,1 a	Control	1,1 a

#### Conducibilità idrica

I risultati della permeabilità del terreno in (mm h<sup>-1</sup>) per le diverse tesi sono riportati in fig. 3 e 4 suddivisi sempre per tipo di trattrice e numero di passaggi sulla stessa orma (1-3-4).

I risultati della permeabilità del terreno evidenziano per entrambe le trattrici (Fig. 3 e 4), una diminuzione dei valori rilevati dopo il passaggio singolo e ripetuto delle macchine rispetto al controllo (0 passaggi). Solo in un caso, quello relativo al passaggio singolo effettuato con il cingolo di ferro (Fig. 4), la diminuzione dei valori della conducibilità idrica è stata più contenuta, infatti, tutte le differenze fra le tesi ed il testimone sono risultate apprezzabili tranne quella relativa al singolo passaggio effettuato con il cingolo di ferro.

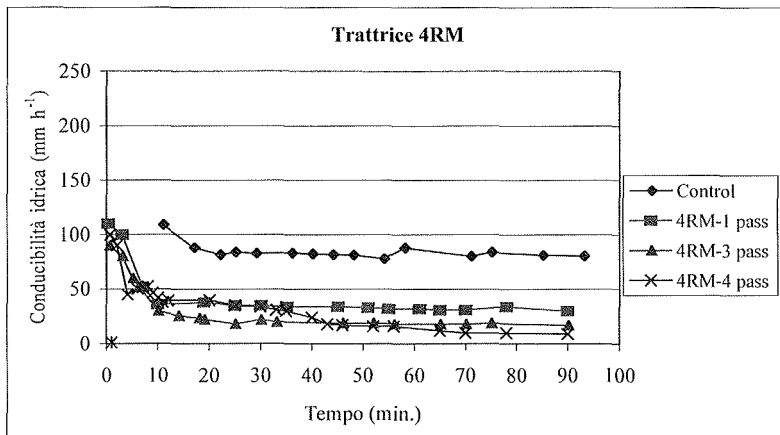


Figura 3. Velocità di infiltrazione dell'acqua nel terreno in relazione al tempo per la trattoria con 4 ruote motrici

Figure 3. Infiltration rates for 4 wheels drive tractor

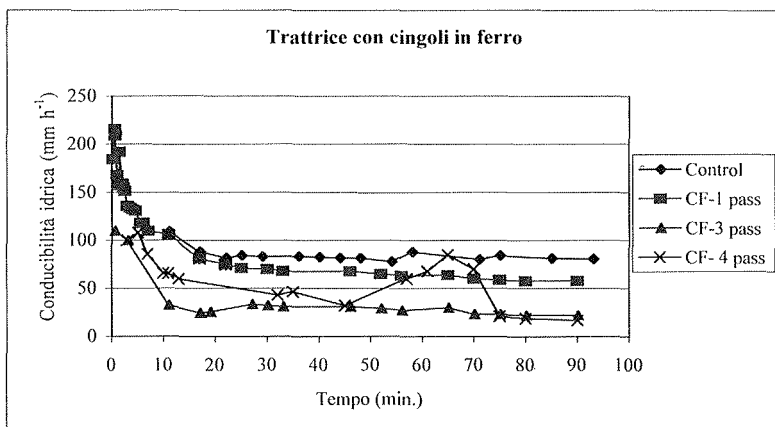


Figura 4. Velocità d'infiltrazione dell'acqua nel terreno in relazione al tempo per la trattoria con cingoli di ferro

Figure 4. Infiltration rates for metal track tractor

Dal confronto sono emerse due differenze notevoli a favore della trattrice con cingoli di ferro dopo uno e quattro passaggi. Solo per le tesi relative a questa trattrice, le differenze fra il passaggio singolo ed i passaggi multipli sono risultate sempre apprezzabili.

Da quanto sopra è emerso che nonostante i progressi effettuati nei sistemi di propulsione a ruote gommate, la trattrice con cingoli di ferro, per via dell'elevata superficie d'appoggio offerta dal cingolo, ha ottenuto ancora i migliori risultati per quanto riguarda il rispetto del suolo agrario seppur alcune sue caratteristiche: bassa velocità d'avanzamento, elevato rapporto massa/potenza, impossibilità di transito su strada, la penalizzano rispetto alla trattrice con ruote gommate.

### **Conclusioni**

Le prove su due trattrici d'elevata potenza, equipaggiate con diversi sistemi di propulsione, condotte su terreno argilloso con elevato contenuto idrico e quindi sensibile al compattamento, hanno fatto rilevare effetti differenti sulle proprietà del suolo analizzate, soprattutto negli strati più superficiali. Pur rimanendo accertate le doti di migliore conservazione del terreno agrario operate dal cingolo rigido, confermando tale sistema di dislocamento come specializzato ed al massimo della evoluzione tecnica, notevoli progressi sono stati operati nella progettazione dei pneumatici radiali, molto versatili e con buone possibilità di evoluzione, nonostante i miglioramenti ottenuti negli ultimi anni anche in conseguenza dell'incremento degli studi e ricerche sulla meccanica del suolo agrario.

### **Ringraziamenti**

Parte di questo lavoro è stata svolta nell'ambito del progetto: Conservazione e valorizzazione della risorsa suolo: definizione delle qualità del suolo ai fini della gestione agricola e forestale ecompatibile. Ricerca: Influenza del traffico delle macchine agricole e delle lavorazioni del terreno nella valutazione delle qualità funzionali del suolo.

### **Bibliografia**

CESTELLI GUIDI C. - 1987. Geotecnica e tecnica delle fondazioni. (Geotechnique and technique of the foundation). Ulrico Hoepli, Milano, pp. 98-113.

- EARL R. - 1997. Prediction of trafficability and workability from soil moisture deficit. *Soil & Tillage Res.*, 40: 155-168.
- Gomez K. A., Gomez A. A. - 1976. Statistical procedures for agricultural research, The international Rice Research Institute, Los Ba(os, Philippines.
- GREENLAND D. J. - 1977. Soil damage by intensive arable cultivation: temporary or permanent?, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 281: 193-208.
- HÅKANSSON I., VOORHEES W.B., ELONEN P., RAGHAVAN G.S.V., LOWERY B. - 1987. Effect of high axle load traffic on subsoil compaction and crop yield in humid regions with annual freezing, *Soil & Tillage Res.*, 10, 259-268.
- HORN R., DOMZAL H., SLOWINSKA A., VAN OUWERKERK C., - 1995. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment, *Soil & tillage Res.*, 35: 23-36.
- Koolen A. J. - 1987. Deformation and compaction of elements soil volumes and effects on mechanical soil properties, *Soil & Tillage Res.*, 10: 5-19.
- MARSILI A., SERVADIO P. - 1992. Prove sul compattamento del terreno agrario con due tipi di pneumatici a confronto, *Rivista di ingegneria Agraria*, 4: 193-199.
- MARSILI A., SERVADIO P. - 1996. Compaction effects of rubber or metal-tracked tractor passes on agricultural soils, *Soil & Tillage Res.*, 37: 37-45.
- MARSILI A., SERVADIO P., PAGLIAI M., VIGNOZZI N. - 1998. Changes of some physical properties of a clay soil following passage of rubber- and metal-tracked tractors. *Soil Tillage Res.*, 49: 185-199.
- PAGLIAI M., MARSILI A., SERVADIO P., VIGNOZZI N., PELLEGRINI S. - 2000. Changes of some physical properties of a clay soil following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. 3rd workshop of the Concerted Action "Experiences with the impact of subsoil compaction on soil, crop growth and environment and ways to prevent subsoil compaction", 14-16 June , Uppsala, Sweden.
- SERVADIO P., MARSILI A., PAGLIAI M., PELLEGRINI S., VIGNOZZI N. - 2001. Effects on some clay soil qualities following the passage of the rubber-tracked and wheeled tractors in central Italy. *Soil & Tillage Res.*, 61: 143-155.
- 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.

## *CALIBRAZIONE DI HYDRUS-1D PER LA SIMULAZIONE DEL BILANCIO IDRICO DI UN SUOLO ARGILLOSO*

D. Ventrella, N. Losavio

Istituto Sperimentale Agronomico  
Via Celso Ulpiani, 5 - 70125 Bari

### **Abstract**

Numerical models are increasingly being used to simulate water and solute movement in the vadose zone for a variety of applications in research and soil/water management. While a large number of models of varying degrees of complexity have been developed over the years, relatively few have been tested under field conditions.

Our objective was to test the performance of the HYDRUS-1D computer model to simulate variably-saturated water flow in a fine-textured Italian soil subject to a sorghum cultivation in the coastal area of the Basilicata region in Southern Italy.

The potential soil evaporation and potential transpiration were estimated by using the Penman-Monteith equation. For such a purpose, the evolution of the leaf area index (LAI) and crop height (h) was described with non-linear equations fitted to our experimental data. The simulation was evaluated on the basis of the correspondence between simulated and observed soil water content values as measured by time domain reflectometry (TDR) using probes installed vertically.

The model HYDRUS-1D, with estimated soil hydraulic parameters obtained from inverse modeling, reproduced the general trends of measured soil water content at the field site reasonably well.

In conclusion the parameter optimization appears to be a useful strategy to calibrate the physically based models as regarding the soil hydraulic functions provided that the potential soil evaporation and plant transpiration fluxes could be adequately simulated.

**Keywords:** soil water balance, numerical modeling, grain sorghum, evapotranspiration.

### **Riassunto**

I modelli di simulazione numerica sono sempre più utilizzati per la determinazione dei flussi idrici e il trasporto dei sali in una molteplicità di esperienze di tipo sia conoscitivo che applicativo. Mentre numerosi sono i modelli, di diverso grado di complessità,

attualmente disponibili, relativamente pochi sono quelli effettivamente testati nelle condizioni reali di pieno campo.

In questa ricerca il modello HYDRUS-1D è stato testato per la simulazione dei flussi idrici in un terreno argilloso, ubicato a Metaponto (MT) nell'azienda agraria dell'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari, coltivato con sorgo da granella. L'evaporazione potenziale del suolo e la traspirazione potenziale del sorgo sono state stimate mediante l'equazione di Penman-Monteith. A tale scopo i valori giornalieri del LAI e dell'altezza della coltura sono stati ricavati mediante interpolazione non-lineare dei dati misurati.

La simulazione dei flussi idrici è stata verificata sulla base della corrispondenza fra contenuti idrici ( $\theta$ ) simulati e misurati dello strato superficiale di terreno (0-0,2 m). L'umidità del terreno è stata misurata impiegando sonde TDR installate verticalmente dalla superficie. Le funzioni idrauliche impiegate sono state quelle di van Genuchten-Mualem ed i parametri sono stati ottenuti con la procedura di inversione parametrica, utilizzata da HYDRUS-1D, minimizzando gli scarti fra i valori predetti e misurati di  $\theta$ .

In generale, la procedura di calibrazione del modello HYDRUS-1D ha consentito di descrivere in maniera sufficientemente accurata l'andamento del contenuto idrico del terreno misurato durante il ciclo colturale del sorgo da granella. L'applicazione del metodo inverso è apparsa una promettente strategia per la calibrazione di modelli fisicamente basati per quanto riguarda la definizione delle funzioni idrauliche a condizione che i flussi potenziali di evaporazione del suolo e traspirazione della coltura siano adeguatamente simulati.

---

**Parole chiave:** bilancio idrico, simulazione numerica, sorgo da granella, evapotraspirazione.

## **Introduzione**

La simulazione dei flussi idrici e del trasporto dei soluti nello strato di terreno (vadose zone) caratterizzato da regimi idrici sia di saturazione che di non-saturazione e dove prevalentemente avviene l'assorbimento idrico radicale, rappresenta uno strumento fondamentale per scopi puramente conoscitivi o aventi interessi più applicativi riguardanti l'impiego delle risorse idriche o il mantenimento della fertilità del suolo.

Fra i tanti modelli attualmente disponibili, quelli cosiddetti numerici o "fisicamente basati" stanno ricevendo una crescente attenzione grazie a diversi fattori tra i quali l'elevata capacità di calcolo dei computer, i progressi raggiunti nella risoluzione di equazioni altamente non-lineari e la notevole disponibilità di metodi per la determinazione delle proprietà idrau-

---

liche dei suoli. Tali modelli superano le semplicistiche assunzioni adottate da quelli cosiddetti "capacitivi" o "a cascata" che simulano la redistribuzione di acqua nel terreno sulla base della capacità idrica di campo utilizzata come valore soglia al di sopra della quale l'acqua in eccesso viene spostata nello strato sottostante.

I flussi idrici nei modelli fisicamente basati sono descritti, invece, dall'equazione di Richards la cui applicazione richiede la definizione delle funzioni di ritenzione idrica,  $\theta(h)$ , e della conducibilità idraulica,  $K(h)$ , del terreno. Attualmente, esistono diverse metodiche impiegate per l'ottenimento di tali funzioni. Tra i metodi di tipo indiretto, generalmente preferiti perché meno costosi rispetto a quelli diretti, di particolare interesse è l'impiego delle cosiddette funzioni di trasferimento (pedotransfer functions) o il metodo inverso. Quest'ultimo approccio consiste in una stima di tipo non-lineare dei parametri delle funzioni idrauliche che si basa sulla minimizzazione di una funzione obiettivo che rappresenta gli scarti fra valori predetti e misurati di una variabile opportunamente scelta. Nel campo della fisica del suolo, il metodo inverso è generalmente impiegato per metodiche di laboratorio come il cosiddetto multistep-outflow (Eching and Hopmans, 1993) o quello dell'evaporazione (Wendroth *et al.*, 1993). Negli ultimi anni, tale metodo è stato utilmente esteso anche in esperimenti condotti in pieno campo come recentemente illustrato da Hopmans and Šimonek (1999). Tale metodo è stato impiegato da Ventrella *et al.* (2000) per la stima dei parametri delle funzioni governanti il trasporto di sali nel terreno.

Recentemente, Jhorar *et al.* (2002), utilizzando dati numericamente generati, hanno valutato la possibilità di stimare i parametri effettivi delle funzioni idrauliche con il metodo inverso impiegando come variabile da minimizzare l'evapotraspirazione giornaliera di una coltura di cotone. Ines e Droogers (2002) hanno esteso questo studio utilizzando dati derivanti da un esperimento riguardante frumento duro coltivato in lisimetro. In particolare, gli autori hanno valutato l'impiego, come variabile "obiettivo", dell'evapotraspirazione giornaliera e del contenuto idrico del terreno, concludendo che quest'ultima variabile consente una stima dei parametri più accurata.

Il nostro obiettivo è stato quello di valutare l'impiego del modello numerico HYDRUS-1D per la simulazione dei flussi idrici di un suolo argilloso, durante la coltivazione di sorgo da granella allevato in condizioni idriche non-limitanti. La calibrazione del modello, per quanto riguarda i parametri delle funzioni idrauliche del terreno, è stata eseguita mediante l'applicazione del metodo inverso includendo, nella funzione obiettivo, il contenuto idrico del terreno.

## Materiali e metodi

### Apparato sperimentale

Lo studio è stato condotto nel 2000 a Metaponto (MT) presso l'azienda agraria "Campo 7" dell'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari. Secondo la classificazione UNESCO-FAO, il clima è classificato come "termomediterraneo accentuato". Le precipitazioni medie annuali ammontano a circa 466 mm con più del 77 % registrate durante il periodo invernale. L'evaporazione potenziale media annuale risulta pari a circa 1547 mm con i valori medi giornalieri più elevati nei mesi di giugno, luglio ed agosto e pari rispettivamente a 7.4, 8.5 and 7.3 mm. Il terreno, classificato come Typic Epiaquerts secondo la Soil Taxonomy (USDA, 1975 e 1992) e relativamente povero in azoto e sostanza organica, rientra nella classe tessiturale dei suoli argillosi con contenuti medi di argilla e limo rispettivamente pari a 60 e 36 %.

La cultivar di sorgo da granella "NK 180" è stata seminata il 4 Maggio 2000 in file distanti 50 cm. Dopo l'emergenza, rilevata l'11 maggio, le piantine sono state diradate per l'ottenimento di una densità di 30 piante m<sup>-2</sup>. Gli interventi irrigui sono stati effettuati col metodo a microportata di erogazione, restituendo il 100% dell'evapotraspirazione massima (ET<sub>m</sub>) calcolata sulla base dell'evaporazione giornaliera misurata in vasca di classe "A" e l'impiego di coefficienti colturali riportati in letteratura.

Durante l'intera stagione di crescita, l'indice di area fogliare (LAI) e l'altezza della coltura (hc) sono stati determinati ad intervalli quindicinali mediante campionamenti di tipo distruttivo di 12 piante. Il contenuto idrico volumetrico del terreno ( $\theta$ , m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) dello strato superficiale di 20 cm è stato misurato giornalmente attraverso la riflettometria nel dominio del tempo (TDR) utilizzando sonde, precedentemente calibrate, aventi una lunghezza di 20 cm e composte da tre elettrodi, installate, dopo l'emergenza delle piantine di sorgo, verticalmente sulle file e in corrispondenza delle ale gocciolanti. Le variabili meteorologiche, utilizzate in questo studio e rilevate da una stazione automatica distante circa 50 m dall'area sperimentale, sono state la radiazione globale (R<sub>g</sub>, MJ m<sup>-2</sup>), la velocità media giornaliera del vento (m sec<sup>-1</sup>), la temperatura (°C) e l'umidità (%) dell'aria.

### Descrizione del modello di simulazione

HYDRUS-1D è descritto in dettaglio da Šimonek *et al.* (1998). In questo paragrafo è riportata una breve descrizione delle parti del modello



e delle funzioni aggiuntive utilizzate in questo studio. HYDRUS-1D, un modello numerico fisicamente basato, risolve l'equazione di Richards per flussi idrici di tipo monodimensionale in mezzi porosi rigidi incorporando un termine di assorbimento per tener conto della componente traspirativa riguardante lo strato di terreno esplorato dalle radici. Il modello offre la possibilità di scegliere fra diverse condizioni al contorno. Per quanto riguarda l'interfaccia suolo-atmosfera, noi abbiamo utilizzato quella definita dai flussi di precipitazione, irrigazione, evaporazione potenziale del suolo e traspirazione potenziale della coltura. Gli apporti idrici sono stati calcolati su base oraria, mentre sia l'evaporazione che la traspirazione sono state stimate su base giornaliera. Al contorno inferiore è stata imposta la condizione di "drenaggio libero" derivante da un gradiente di potenziale unitario.

La versione di HYDRUS-1D attualmente disponibile, non simula l'evaporazione e la traspirazione potenziale ed è pertanto necessario fornire tali flussi come dati di input. L'evaporazione potenziale ( $E_p$ , mm d<sup>-1</sup>) e la traspirazione potenziale ( $T_p$ , mm d<sup>-1</sup>) sono state calcolate adottando le equazioni di Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998):

$$\lambda E_p = \frac{\Delta_v}{\Delta_v + \gamma} R_{ns} \quad (1)$$

$$\lambda T_p = \frac{\Delta(R_n - R_{ns}) + \rho C_p \frac{(e_s - e_a)}{r_a}}{\Delta + \gamma(1 + \frac{r_c}{r_a})} \quad (2)$$

dove  $\lambda$  è il calore latente di vaporizzazione (MJ kg<sup>-1</sup>),  $\Delta$  la pendenza della curva di pressione di vapore (kPa°C<sup>-1</sup>),  $\rho$  la densità media dell'aria (kg m<sup>-3</sup>),  $C_p$  il calore specifico dell'aria (MJ kg<sup>-1</sup> °C<sup>-1</sup>),  $e_s$  and  $e_a$  (kPa) le pressioni di vapore, satura ed effettiva,  $r_a$  e  $r_c$  le resistenze, aerodinamica e colturale (s m<sup>-1</sup>),  $\gamma$  la costante psicrometrica (kPa°C<sup>-1</sup>).

Per il calcolo della radiazione netta alla superficie della canopy,  $R_n$  (MJ m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>), a partire dalla radiazione globale misurata  $R_g$ , l'albedo o coefficiente di riflessione,  $\alpha_r$ , è stata calcolata con la seguente equazione

$$\alpha_r = \alpha_s e^{-kLAI} + \alpha_c (1 - e^{-kLAI}) \quad (3)$$

dove  $\alpha_s$  e  $\alpha_c$  sono i coefficienti relativi al suolo e alla coltura assunti rispettivamente pari 0.3 e 0.2 (Rockström *et al.* 1998) e  $k$  è il coefficiente di estinzione della luce posto pari a 0.54 (Mastrorilli *et al.*, 1996). La radiazione net-

ta disponibile a livello del suolo,  $R_{ns}$ , è stata quindi calcolata utilizzando la nota relazione di Beer:

$$R_{ns} = R_n e^{-kLAI} \quad (4)$$

Per quanto riguarda la stima di  $r_a$  abbiamo seguito l'approccio suggerito da Steiner *et al.* (1991) a proposito della stima della velocità del vento a 2 m sopra la coltura di sorgo utilizzando quella effettivamente misurata a 2 m di altezza rispetto al prato della stazione meteorologica.

La resistenza colturale,  $r_c$ , è stata invece stimata come

$$r_c = \frac{R}{LAI} \quad (5)$$

dove  $R$  ( $s\ m^{-1}$ ) è una costante posta pari a 425 come suggerito dagli stessi Autori.

Sulla base dei risultati ottenuti da Maraux e Lafolie (1998), la seguente espressione è stata impiegata per descrivere l'evoluzione del LAI, su base giornaliera, dall'emergenza fino alla raccolta del sorgo da granella:

$$LAI = LAI_{MAX} \left[ \frac{1}{1 + e^{a_1(t - t_{inf})}} - e^{a_2(t - t_{end})} \right] \quad (6)$$

dove  $LAI_{MAX}$  è il valore massimo di LAI,  $a_1$  e  $a_2$  ( $d^{-1}$ ) sono parametri che regolano la pendenza nella parte crescente e decrescente della funzione, mentre  $t_{inf}$  e  $t_{end}$  sono relativi al punto di flesso della funzione nella fase crescente e alla completa senescenza della pianta ( $LAI=0$ ). L'altezza della coltura,  $h_c$  (cm), è stata invece simulata con una funzione logistica del tipo

$$h_c = \frac{A}{1 + b_h e^{-k_h t}} \quad (7)$$

dove  $A$  (cm),  $b_h$  e  $k_h$  ( $d^{-1}$ ) sono parametri di interpolazione. Le variabili temporali  $t$ ,  $t_{inf}$  e  $t_{end}$  sono stati definiti sulla base della data di emergenza. I parametri delle equazioni (6) e (7) sono stati ottimizzati minimizzando le discrepanze fra valori osservati e predetti di LAI and  $h_c$  adottando la procedura di interpolazione non-lineare (NLIN) del programma statistico SAS\Stat (SAS, 1997).

La forma analitica delle funzioni idrauliche del suolo adottata in questo studio è quella proposta da van Genuchten (1980):

$$S = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[ 1 + (\alpha h)^n \right]^{-m} \quad (8)$$

$$K = K_s S^{0.5} \left[ 1 - (1 - S^{1/m})^m \right]^2 \quad (9)$$

dove  $S$  è il grado di saturazione del terreno,  $\theta$  è il contenuto idrico volumetrico,  $\theta_r$  e  $\theta_s$  sono i contenuti idrici residuale e alla saturazione ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ),  $h$  è il potenziale matriciale (cm),  $\alpha$  ( $\text{cm}^{-1}$ ) e  $n$  sono parametri di interpolazione ed  $m$  dipendente da  $n$  [ $m = (1 - (1/n))$ ].  $K$  e  $K_s$  sono rispettivamente le conducibilità idrauliche ( $\text{cm d}^{-1}$ ) del suolo insaturo e saturo.

HYDRUS-1D dispone di un algoritmo di ottimizzazione parametrica per la stima dei parametri delle funzioni idrauliche che si basa sulla minimizzazione di una funzione obiettivo riguardante le differenze tra i valori osservati e predetti di variabili appositamente selezionate. In questo studio tale algoritmo è stato utilizzato per la stima dei valori effettivi dei parametri  $K_s$ ,  $\theta_s$ ,  $\alpha$  and  $n$  con la funzione obiettivo,  $\Phi$ , che ha assunto la seguente forma:

$$\Phi(\mathbf{b}) = \sum_{i=1}^n w_i \left[ \theta_i^*(t_i) - \theta_i(t_i, \mathbf{b}) \right] \quad (10)$$

dove  $n$  è il numero delle coppie di dati,  $\theta_i^*$  rappresenta il contenuto idrico misurato al tempo  $t_i$ ,  $\theta_i(t_i, \mathbf{b})$  è il corrispondente valore predetto dal modello con il vettore  $\mathbf{b}$  relativo ai parametri ottimizzati e  $w_i$  sono i pesi associati ad un particolare punto di misura, nel nostro caso posti uguali a 1.

## Risultati e discussione

La Tabella 1 riporta i risultati della procedura di interpolazione relativa all'accrescimento del sorgo.

Tabella 1. Parametri stimati delle funzioni riguardanti il *LAI* e l'altezza della coltura

<b>LAI</b>	<b>Valori</b>	<b>Altezza</b>	<b>Valori</b>
$LAI_{max}$	4.8	A (cm)	110.82
$a_1$ (giorno <sup>-1</sup> )	-0.213	$b_h$ (-)	26.416
$t_{inf}$ (giorno)	31.922	$k_h$ (giorno <sup>-1</sup> )	0.105
$a_2$ (giorno <sup>-1</sup> )	0.071	$R^2$	0.982
$t_{end}$ (giorno)	96.538		
$R^2$	0.997		

Per quanto riguarda la funzione del *LAI*, si è preferito non ottimizzare il parametro  $LAI_{max}$  a causa di problemi di convergenza dipendenti dall'eccessivo numero dei coefficienti da stimare rispetto ai dati sperimentali disponibili. I valori dei restanti parametri stimati sono risultati molto simili a quelli ottenuti da Maraun e Lafolie (1998) per la stessa coltura; inoltre, per entrambi i parametri, sono stati ottenuti alti coefficienti di regressione ( $R^2$ ).

La Figura 1 mostra il buon adattamento delle equazioni (6) e (7) rispetto ai dati sperimentali. In particolare, entrambe le funzioni si sono dimostrate sufficientemente flessibili nel descrivere l'evoluzione dei due parametri di crescita del sorgo sia nella fase vegetativa, caratterizzata da valori crescenti di *LAI* ed  $h_c$ , che in quella riproduttiva, con il *LAI* prima stazionario poi decrescente.

I valori giornalieri stimati di entrambi i parametri sono stati quindi utilizzati, insieme ai dati meteorologici, per il calcolo dell'evaporazione del suolo e della traspirazione del sorgo, entrambi a livello potenziale.

Tali flussi, con le piogge e le irrigazioni riportate su base giornaliera, sono mostrati nella Figura 2. I valori calcolati di  $E_p$  e  $T_p$  sono risultati in accordo con quelli riportati in letteratura per climi di tipo mediterraneo con l'evaporazione del suolo predominante, rispetto alla traspirazione del sorgo, nei primi 30 giorni dopo l'emergenza in corrispondenza di valori di *LAI* inferiori a 3. Successivamente, l'aumento del *LAI* ha determinato un'inversione a vantaggio dei flussi traspirativi. In questa fase  $T_p$  ha raggiunto valori di 1 cm d<sup>-1</sup> mentre  $E_p$  è risultata prossima a zero. E' evidente, infine, un contenuto incremento di  $E_p$  durante la fase di senescenza del sorgo in corrispondenza di valori di *LAI* inferiori a 3.

Per quanto riguarda i parametri delle funzioni idrauliche, inizialmente sono stati utilizzati quelli ottenuti da Ventrella *et al.* (2000) e riportati in Tabella 2, derivanti da misure di ritenzione idrica effettuate in laboratorio e relative a campioni indisturbati prelevati dallo stesso terreno ma

in condizione di non coltivazione. Come nel lavoro citato,  $\theta_r$ , è stato escluso dalla ottimizzazione e posto uguale a zero. La Figura 3A riporta il risultato di questa prima simulazione in termini di confronto fra valori di contenuto idrico, relativo ai primi 20 cm di terreno, predetti da HYDRUS-1D e misurati con le sonde TDR. Da tale confronto emerge una costante sovrastima del contenuto idrico simulato dal modello.

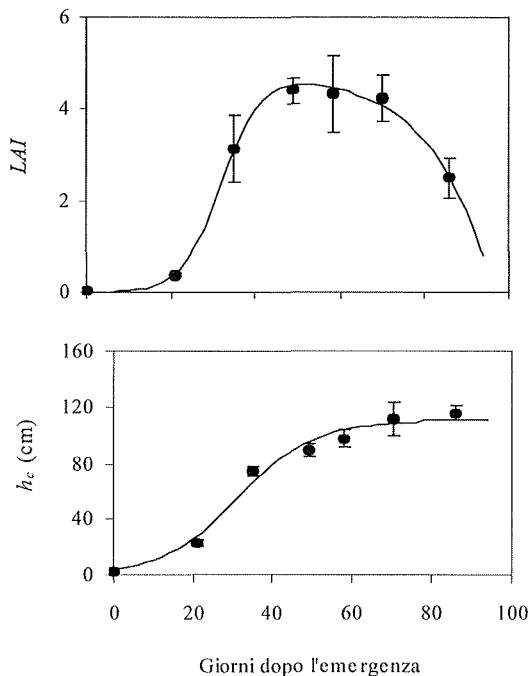


Fig. 1 - Confronto fra valori misurati (simboli) e predetti (linee) del LAI e dell' altezza del sorgo. I tratti verticali rappresentano le deviazioni standard.

Tale scarsa rispondenza rispetto ai dati misurati trova ulteriore conferma nei parametri  $a$  ( $0.237 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e  $b$  ( $0.584$ ) della retta di regressione, riportati in tabella 2, che mostrano significativi scostamenti rispetto ai valori ottimali, rispettivamente 0 e 1.

La tabella 2 riporta infine i risultati della ottimizzazione parametrica ottenuta con il metodo inverso in termini di valori finali dei parametri e dei loro corrispondenti errori standard. Rispetto ai valori derivanti da analisi di laboratorio, i parametri  $\alpha$  e  $K_s$  non hanno subito scostamenti rilevanti, mentre le variazioni più consistenti si sono riscontrate per  $\theta_s$  ed  $n$ . A seguito di tale procedura, i parametri  $a$  ( $0.036 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e  $b$  ( $0.868$ ) della re-

gressione lineare sono risultati significativamente non differenti da 0 e 1 e il coefficiente di regressione più vicino all'unità.

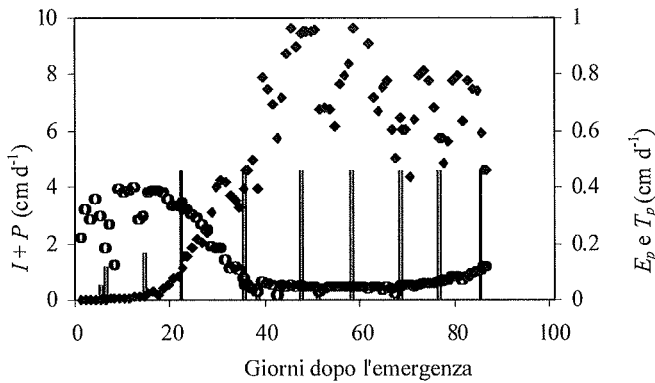


Fig. 2 - Andamento dell'irrigazione e della precipitazione ( $I+P$ , linee verticali) e dei flussi calcolati di evaporazione del suolo ( $E_p$ , cerchi) e traspirazione del sorgo ( $T_p$ , rombi).

**Tabella 2.** Risultati della procedura inversa e dell'analisi di regressione lineare, effettuata prima e dopo l'inversione, tra contenuti idrici simulati ( $\theta_{sim}$ ) e misurati ( $\theta_{mis}$ ):

Parametri	Valori di laboratorio	Ottimizzazione parametrica	
		Valori stimati	Errori standard
$\theta_s$ (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0.479	0.441	0.0079
$\alpha$ (cm <sup>-1</sup> )	0.008	0.008	0.0001
$n$ (-)	1.113	1.254	0.0287
$K_s$ (cm d <sup>-1</sup> )	5.000	4.950	0.0627
$a$ (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0.237	0.036	
$b$ (-)	0.584	0.868	
$R^2$	0.820	0.938	

Dalla figura 3B, è evidente la migliore corrispondenza fra valori predetti e simulati, sia per quanto riguarda il ripristino dell'umidità del terreno ottenuto con l'intervento irriguo che la velocità di depauperamento della riserva idrica verificatosi tra un'irrigazione e l'altra. Le differenze riscontrate nei parametri  $\theta_s$  ed  $n$  a seguito della ottimizzazione parametrica potrebbero essere dovute a differenti condizioni strutturali del terreno durante la coltivazione del sorgo rispetto a quelle verificatesi precedentemente in assenza di coltivazione.

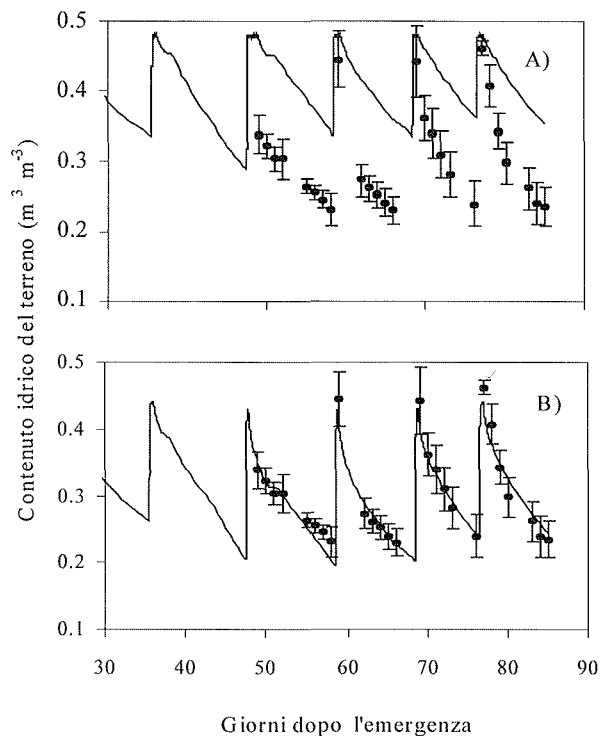


Fig. 3 - Confronto fra il contenuto idrico del terreno simulato (linee) e misurato (simboli) prima (A) e dopo (B) l'ottimizzazione parametrica. I tratti verticali rappresentano le deviazioni standard.

### Conclusioni

Dai risultati riportati in questo lavoro, emerge la fattibilità di adottare un modello fisicamente basato come HYDRUS-1D per la simulazione dei flussi idrici intercorrenti fra suolo, pianta ed atmosfera in un sistema colturale sostenuto dall'irrigazione e soggetto ad un andamento climatico caratterizzato da un'alta domanda evaporativa.

I buoni risultati ottenuti in termini di simulazione del contenuto idrico del terreno, impiegato come variabile di stato per verificare la bontà della simulazione, sono stati ottenuti agendo sia su parametri legati alla coltura che al terreno stesso. In particolare, il modello è stato accoppiato all'equazione di Penman-Monteith per la stima dell'evaporazione potenziale del suolo, e quindi della definizione delle condizioni al contorno superiore, e della traspirazione potenziale di una coltura di sorgo da granella. A tale sco-

po è stato necessario stimare i valori giornalieri di due parametri chiave dell'accrescimento delle colture, il *LAI* e l'altezza della coltura, mediante due funzioni di tipo non lineare.

Un aspetto di particolare interesse di questo studio ha riguardato la possibilità di stimare i parametri delle funzioni idrauliche del suolo, mediante l'applicazione del metodo inverso. Tale approccio, che ha consentito un'accurata simulazione del contenuto idrico del terreno, risulta essere una promettente strategia per la calibrazione di modelli fisicamente basati, a condizione che le funzioni idrauliche, previamente scelte, siano rispondenti alle caratteristiche del suolo e che i flussi potenziali di evaporazione del suolo e traspirazione della pianta siano simulati in maniera adeguata.

### **Bibliografia**

- ALLEN R.G., PEREIRA L.S., RAES D., SMITH M. -1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. *Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome*, 1, 300p.
- ECHING S.O., HOPMANS J.W. -1993. Optimization of Hydraulic functions from transient outflow and soil water pressure data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 1167-1175.
- JHORAR R.K., BASTIAANSEN W.G.M., FEDDES R.A., VAN DAM J.C. -2002. Inversely estimating soil hydraulic functions using evapotranspiration fluxes. *J. Hydrol.*, 258: 198-213.
- HOPMANS J.W., ŠIMONEK J. -1999. Review of inverse estimation of soil hydraulic properties. In: Proc. Int. Workshop Characterization and Measurement of the Hydraulic Properties of unsaturated porous media. Ed. M.Th. van Genuchten. F.J. Leij and L. Wu. University of California, Riverside, CA., 643-659.
- INES A.W.M., DROOGERS P. -2002. Inverse modelling in estimating soil hydraulic functions: a genetic algorithm approach. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6: 49-65.
- MARAUX F., LAFOLIE F. -1998. Modeling soil water balance of maize-sorghum sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 75-82.
- MASTRORILLI M., RANA G., LOSAVIO N., CEOTTO E., RIZZO V. -1996. Individuazione e calibrazione in ambiente mediterraneo dei parametri ecofisiologici necessari alla modellizzazione della produzione vegetale. *Agricoltura Ricerca*, 163: 79-83.
- Rockström J., Jansson P-E., Barron J. -1998. Seasonal rainfall partitioning under runoff and runoff conditions on sandy soil in Niger. On-farm measurements and water balance modelling. *J. Hydrol.*, 210, 68-92.
- ŠIMONEK J., ŠEJNA M., VAN GENUCHTEN M.T. -1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, Version 2.0, IGWMC-TPS-70, International Groundwater Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado.
- SAS INSTITUTE. 1997. SAS/Stat User's Guide, Release 6.11. Cary, NC.
- STEINER J.L., HOWELL T.A., SCHNEIDER A.D. -1991. Lysimetric evaluation of daily potential evapotranspiration models for grain sorghum. *Agron. J.*, 83: 240-247.
- USDA. -1975. Soil Taxonomy. Agricultural Handbook n. 436.
- USDA. -1992. Keys to Soil Taxonomy. V ed. SMSS Technical Monograph n. 19.
- VAN GENUCHTEN M.T. -1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 892-898.



- VENTRELLA D., MOHANTY B.P., ŠIMONEK J., LOSAVIO N., VAN GENUCHTEN M.T. -2000. Water and Chloride Transport in a Fine-Textured Soil: Field Experiments and Modeling. *Soil Sci.*, 165: 624-630.
- WENDROTH O., EHLERS W., HOPMANS J.W., KAGE H., HALBERTSMA J., WÖSTEN J.N. -1993. Re-evaluation of the evaporation method for determination of hydraulic functions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 1436-1443.





## **Commissione II Chimica del suolo**

---



# *STATO DI CONTAMINAZIONE DI SUOLI ESPOSTI A DIVERSE FONTI DI ELEMENTI IN TRACCE: IL METODO BCR DI ESTRAZIONE SEQUENZIALE*

G.P. Aspetti <sup>1,2</sup>, C. Tedeschi <sup>2</sup>, R. Baccelli <sup>2</sup>, A.A.M. Del Re <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Borsista dell'Università Cattolica per il perfezionamento all'estero, presso University of Georgia nel Savannah River Ecology Laboratory, Aiken, South Carolina, USA.

<sup>2</sup> Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale, Univ. Cattolica del S.Cuore  
Via Milano 24, 26100 Cremona.

## **Abstract**

The aim of this work has been to investigate the contamination of soils affected by different sources of trace elements, by means of the new method of sequential extraction, adopted from the Bureau Communautaire de Référence (BCR). The trace elements sequential extraction allows building their distribution profiles in chemical soil fractions, which are useful for bioavailability studies. Evidence of relation between the profiles and the sources of contamination is noticed.

**Key words:** bioavailability, sequential extraction, trace elements

## **Riassunto**

Scopo del lavoro è stato indagare la contaminazione di terreni sottoposti a diverse fonti di elementi in tracce, applicando il nuovo metodo di estrazione sequenziale adottato dal Bureau Communautaire de Référence (BCR). L'estrazione sequenziale di elementi in tracce consente di costruire profili della loro distribuzione tra le frazioni chimiche del terreno; tali profili sono utili per studi di biodisponibilità. È evidente la relazione tra i profili e le fonti di contaminazione.

**Parole chiave:** biodisponibilità, estrazione sequenziale, elementi in traccia

## **Introduzione**

I metodi di analisi dei terreni in Italia sono oggi regolamentati dalla normativa (Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, 2000; Suppl. Ord. GURI 248 del 21/10/1999). In particolare, riguardo agli elementi in

tracce sono previsti due tipi di analisi per Cd, Ni, Pb, Cu e Zn: quella del contenuto estraibile con acqua regia, spesso indicato "totale", e quella dell' "indice di disponibilità".

Il contenuto "totale" è in realtà parziale, poiché l'acqua regia lascia intatta buona parte dei silicati. Tanto è vero che i suoli certificati (BCR, EPA) riportano sia il contenuto estraibile con acqua regia sia quello estraibile con acido fluoridrico, che porta tutto in soluzione. Per quanto riguarda gli "indici di disponibilità", sono ottenuti dopo estrazione con diversa procedura a seconda che il suolo sia acido o non acido: sui suoli acidi si agisce con idrossido d'ammonio diluito, acido acetico diluito ed EDTA; su quelli non acidi con acido cloridrico diluito, DTPA, trietanolamina e calcio cloruro (Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, 2000; Suppl. Ord. GURI 248 del 21/10/1999). Si è dunque cercato di distinguere le quote più immediatamente disponibili per gli organismi (biodisponibili), come con le procedure per la determinazione di P totale e di P assimilabile, di calcare totale e attivo, di Fe Al e Si a diversa estraibilità, ecc.

La biodisponibilità, ossia la quantità disponibile per gli organismi ed effettivamente attiva a livello biologico, è sempre più al centro dell'attenzione del mondo scientifico, tecnico e legislativo, negli studi di qualità e di contaminazione del suolo. Per misurarla sono stati sviluppati diversi approcci, ad esempio tecniche microbiologiche (come il BIOMET), biologiche (come le prove di fitotossicità), e chimiche. Quelle chimiche sono più propriamente valutazioni, poiché indirette, e vanno poi correlate alle altre. Si sono evolute tecniche di estrazione sequenziale, oggi riconosciute a livello internazionale – pur con differenze tra Stati Uniti d'America (EPA) e Comunità Europea (BCR) – con ottimizzazioni interlaboratorio e applicazioni (Tessier *et al.*, 1979; Fiedler *et al.*, 1994; Quevauviller *et al.*, 1994; Quevauviller, 1998; Rauret *et al.*, 1999; Ahnstrom e Parker, 1999; Sutherland *et al.*, 2000 e 2002).

Si tratta di tecniche che estraggono frazioni degli elementi legate al terreno con diversa forza; tale forza dipende dalla frazione chimico-fisica di terreno cui sono legate o incluse. L'estrazione sequenziale attacca il terreno in modo progressivamente più aggressivo, e rompe legami via via più forti. Le prime frazioni estratte sono generalmente le più biodisponibili, poiché più debolmente legate e facilmente accessibili. Tali indagini consentono di trarre informazioni sulla biodisponibilità ma anche, indirettamente, sull'origine degli elementi: una contaminazione antropica li apporterà soprattutto nelle frazioni più scambiabili, mentre una fonte endogena pedologica (come la presenza dell'elemento nella roccia madre) comporterà una presenza anche nelle inclusioni più intime dei silicati.

## **Materiali e metodi**

Sono stati campionati sette suoli, agricoli e non.

1. Sarno: un terreno vulcanico (Typic Haplustand) presso Napoli, contaminato da esondazioni del fiume Sarno, fortemente inquinato.

2. Ticengo: un terreno limoso sabbioso di natura alluvionale (Typic Hapludalf) nella provincia di Cremona, località Ticengo, trattato ripetutamente con fanghi di depurazione urbana e deiezioni bovine.

3. Torre de' Picenardi: un terreno limoso sabbioso di natura alluvionale (Typic Hapludalf) nella provincia di Cremona, località Torre de' Picenardi, trattato ripetutamente con spandimenti di fanghi di depurazione urbana e deiezioni suine.

4. Pieve S. Giacomo: un terreno franco sabbioso di natura alluvionale nella provincia di Cremona, località di Pieve S. Giacomo (Typic Hapludalf), trattato ripetutamente con fanghi biologici.

5. Chang: un terreno franco sabbioso della California, USA, dalla stazione sperimentale dell'University of California nella Moreno Valley. Esso è stato trattato con 1080 tonnellate per ettaro di fanghi di depurazione.

6. Czech: un terreno franco sabbioso della Repubblica Ceca, presso un preesistente smaltitore di Zn-Pb proveniente dalla Silesia, Polonia, in Pribram (50 km a Sud Ovest di Prague).

7. Hoboken: un terreno franco limoso assai contaminato proveniente dalla più grande compagnia siderurgica non ferrosa del Belgio.

In ogni terreno sono stati determinati i contenuti di Cd, Cu, Pb, Zn. In particolare sono stati misurati sia i contenuti totali sia la loro ripartizione tra le frazioni del terreno, seguendo il metodo di estrazione sequenziale adottato dal Bureau Communautaire de Référence (BCR), applicato in base alle osservazioni di Rauret *et al.* (1999), Sutherland *et al.* (2000), e Sutherland e Tack (2002).

Per l'estrazione sequenziale sono stati usati 0,25 g di suolo per la frazione I; il residuo delle frazioni I, II e III è stato di volta in volta usato per l'estrazione seguente.

La frazione I ("acido - estraibile") è stata ottenuta estraendo con 20 ml di CH<sub>3</sub>COOH 0,11 M

La frazione II ("riducibile") con 20 ml di NH<sub>2</sub>OHHCl 0,5 M (in HNO<sub>3</sub> 0,05 M)

La frazione III ("ossidabile") con 5 ml di  $H_2O_2$  (pH 2-3) per 2 volte, poi 25 ml di  $CH_3COONH_4$  1 M (pH 2)

La frazione IV ("residuale") con 3 ml di HF e 9 di  $HNO_3$  (metodo EPA 3052)

Le soluzioni contenenti le frazioni I, II e III sono state acidificate portandole al 5 % di  $HNO_3$ .

I contenuti degli elementi in tracce sono stati valutati con ICP-OES.

L'accuratezza delle misure è stata valutata con la percentuale di recupero riferita a soluzioni standard per ICP e campioni certificati del Bureau Communautaire de Référence, in particolare CRM 141r (Calcareous Loam Soil) e CRM 143r (Sewage Sludge amended Soil).

### Risultati e discussione

Tutte le concentrazioni sono riferite ai terreni di partenza (mg catione/kg terreno).

In figura 1 sono rappresentate le concentrazioni totali, ottenute sommando quelle delle frazioni estratte.

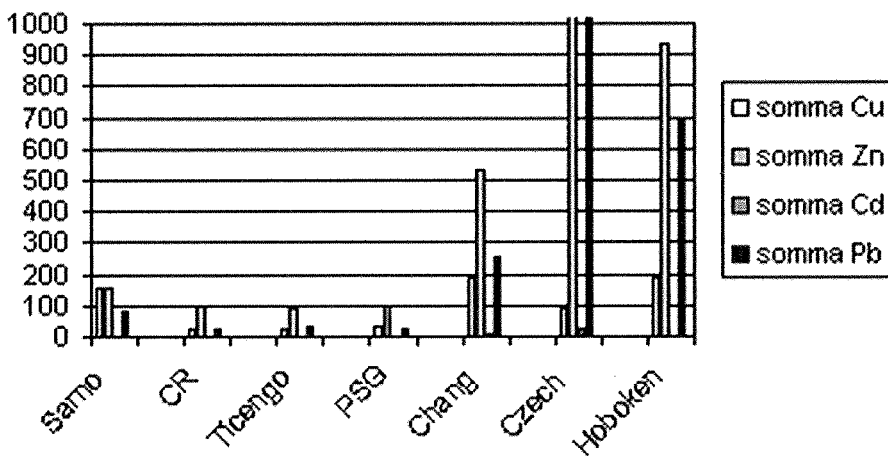


Figura 1. Somme delle concentrazioni nelle frazioni estratte. N.B. Nel terreno Czech, Zn > 3400 mg/kg e Pb > 2700 mg/kg



Nelle figure 2 – 5 sono riportati i profili di distribuzione rispettivamente di Cu, Zn, Cd e Pb nei suoli studiati. Tali profili sono stati costruiti dopo aver normalizzato i dati rispetto alla somma delle varie frazioni, per poterle confrontare il peso relativo, costruendo profili indipendenti dalle quantità assolute.

Possiamo notare in figura 1 che:

- I terreni agricoli sono meno contaminati.
- Tra i terreni agricoli quello contaminato dalle esondazioni del fiume Sarno presenta concentrazioni maggiori di tutti e tre i metalli rilevabili (Cu, Pb, Zn).
- Nel terreno Czech spiccano Zn e Pb, in accordo con l'origine della contaminazione (Zn > 3400 mg/kg e Pb > 2700 mg/kg).
- Il Cd è presente nei terreni agricoli in quantità bassissime (< 0,5 mg/kg) e prossime ai limiti di rilevabilità. Nel terreno Hoboken è minore rispetto a Chang e Czech, ma maggiore di 2,5 mg/kg.

Nella costruzione grafica dei profili (figura 2 - 5) abbiamo rappresentato prima la frazione III (ossidabile) e poi la frazione II (riducibile), come nelle metodologie EPA (Ahnstrom e Parker, 1999), anche se l'ordine di estrazione è diverso, come sopra descritto. Si possono notare:

- Somiglianza tra i profili dei terreni agrari sia nel caso del Cu che dello Zn.
- Somiglianza tra i profili dei terreni di discarica - industriali sia nel caso del Cu che dello Zn.
- Differenza evidente tra i due precedenti gruppi di profili.
- Presenza rilevante del Pb nella frazione I - la più facilmente estraibile - solo nel terreno Czech.
- Andamento del Cd irregolare e poco intelligibile nei terreni agricoli, presumibilmente legato alla bassissima concentrazione, prossima ai limiti di rilevabilità.
- Presenza elevata del Cd nella frazione I negli altri tre terreni.

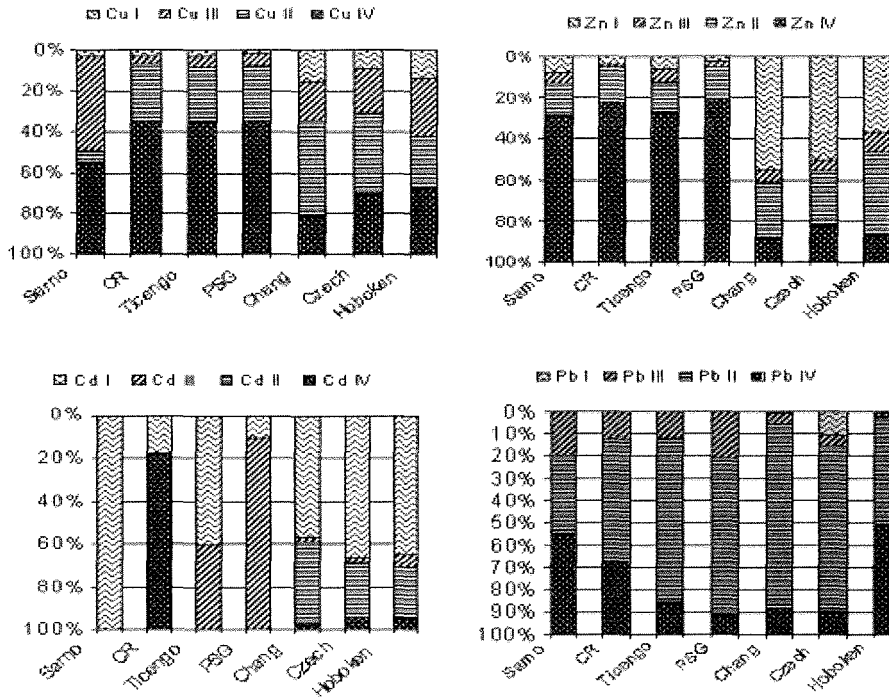


Figura 2 - 5. Profili di distribuzione (singolarmente normalizzati rispetto all'estratto totale) dei contenuti di Cu, Zn, Cd e Pb nelle varie frazioni. Sulle ordinate la concentrazione è in mg/Kg

### Conclusioni

I risultati delle estrazioni sequenziali BCR sono in accordo con le informazioni sull'origine delle contaminazioni.

Il Pb è assente nella frazione I di tutti i terreni escluso Czech, dove sappiamo che è attivo uno smaltitore che dà un continuo apporto di materiale contaminante. Pare quindi che i terreni immobilizzino prontamente tale metallo, non lasciandolo nella frazione acido estraibile se non per pochissimo tempo; la presenza della potente fonte contaminante in Czech altera continuamente il terreno apportando metallo che ritroviamo nella frazione I.

Le estrazioni sequenziali BCR consentono di costruire profili che sono raggruppabili per somiglianza e distinguono i terreni agricoli da quelli industriali - di discarica.

È necessario correlare tale metodo di indagine chimico con gli altri, sia di estrazione sequenziale (e.g. EPA o tradizionale di Tessier), sia di estrazione parziale (e.g. la frazione scambiabile). È necessario inoltre tararlo con altri approcci agronomici, biologici, microbiologici e biochimici, al fine di valutare la reale biodisponibilità nel suolo degli elementi in tracce.

È possibile che il metodo permetta di distinguere gli effetti di diverse fonti di contaminazione sui terreni.

### Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ufficio Relazioni Internazionali dell'Università Cattolica, che ha finanziato parte del progetto, e il Savannah River Ecology Laboratory, Aiken, South Carolina, USA, nella persona del prof. Domy Adriano, che oltre a finanziarlo ne ha ospitato lo svolgimento per buona parte del tempo. Si ringrazia anche Wouter Geebelen per la collaborazione nel recupero dei terreni non italiani e nella loro analisi, e per le comunicazioni personali.

### **Bibliografia**

- AHNSTROM Z.S. E PARKER D.R. -1999. Development and assessment of a sequential extraction procedure for the fractionation of soil cadmium. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1650 - 1658.
- FIEDLER H.D., LÓPEZ-SÁNCHEZ J.F., RUBIO R., RAURET G. -1994. Study of the stability of the extractable trace metal contents in a river sediment using sequential extraction. *Analyst* 119: 1109-1114.
- Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del suolo.-2000. Metodi di analisi chimica del suolo, coord Pietro Violante. Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da Paolo Sequi. Ed. Franco Angeli.
- QUEVAUVILLER PH. -1998. Operationally defined sequential extraction procedures for soil and sediment analysis. I. standardization. *Trends of Analytical Chemistry* 17: 289-298.
- QUEVAUVILLER PH., RAURET G., MUNTAU H., URE A. M., RUBIO R., LÓPEZ-SÁNCHEZ J.F., FIEDLER H.D., GRIEPINK B. -1994. Evaluation of sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 349: 808-814.
- RAURET G., LÓPEZ - SÁNCHEZ J.F., SAHUQUILLO A., RUBIO R., DAVIDSON C., URE A., QUEVAUVILLER PH. -1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring* 1: 57- 61.
- DECRETO MINISTERIALE 13 settembre 1999. Approvazione dei "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo" (Suppl. Ord. N. 185). Suppl. Ordinario alla Gazzetta Ufficiale - Serie generale n. 248 del 21/10/1999.
- SUTHERLAND R.A., TACK F.M.G., TOLOSA C.A., VERLOO M.G. -2000. Operationally defined metal fractions in road deposited sediment, Honolulu, Hawaii. *Journal of Environmental Quality* 29: 1431 - 1439.
- SUTHERLAND R.A., TACK F.M.G. -2002. Determination of Al, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in certified reference mate-

rials using the optimized BCR sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta* 454: 249-257.

TESSIER A., CAMPBELL P.G.C., BISSON M. -1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51: 848 - 851.

# *INTERFERENZE NELLA DETERMINAZIONE DI COBALTO IN CAMPIONI DI SUOLO E SEDIMENTO CON LA TECNICA ICP-OES*

Gian Maria Beone, Cluadio Baffi, Sandro Silva

Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale, Università Cattolica del Sacro Cuore  
Via Emilia Parmense 84, 29100 Piacenza

## **Abstract**

This paper deals with the setting up of a method of determination of total cobalt in soil and sediment samples with the use of ICP-OES technique. Certified sampled were used for the trials. Samples were mineralized in a microwave oven with the use of an acid mixture HF-aqua regia (1:4 v/v). The study for the interfering elements for Co was carried out at five wavelengths of emission, typical of the element:  $\lambda_1=228,616$  nm,  $\lambda_2=230,786$  nm,  $\lambda_3=236,379$  nm,  $\lambda_4=237,862$  nm and  $\lambda_5=238,892$  nm and the investigation about the interfering elements comprehended elements naturally occurring in these environmental matrices (e.g. Al, Ca, Mg, Fe, Ti, K e Na) and to those suggested from literature as potentially interfering (e.g. Ni and V). The wavelength less interfered was observed to be that at 230,786 nm. The results show recovery values for Co ranging between 86% and 94%.

**Key words:** Cobalt, ICP-OES, Soil Riassunto

## **Riassunto**

In questo lavoro viene descritta la messa a punto di un metodo per la determinazione di cobalto totale in campioni di suolo e sedimenti con l'uso della tecnica ICP-OES. Lo studio è stato condotto su campioni certificati. I campioni sono stati mineralizzati con forno a microonde utilizzando una miscela acida HF-acqua regia (1:4 v/v). Lo studio degli interferenti per il Co è stato condotto su cinque lunghezze d'onda di emissione tipiche dell'elemento:  $\lambda_1=228,616$  nm,  $\lambda_2=230,786$  nm,  $\lambda_3=236,379$  nm,  $\lambda_4=237,862$  nm e  $\lambda_5=238,892$  nm e l'indagine degli interferenti è stata estesa a elementi naturalmente abbondanti in queste matrici ambientali (Al, Ca, Mg, Fe, Ti, K e Na) e a quelli suggeriti dalla letteratura quali interferenti potenziali (Ni e V). E' stato osservato che la lunghezza d'onda meno interferita è quella a 230,786 nm. I risultati ottenuti mostrano valori di recovery per il Co compresi fra il 86% e il 94%.

**Parole chiave:** Cobalto, ICP-OES, Suolo

## **Introduzione**

Nella determinazione degli elementi in traccia in campioni ambientali di origine geologica (suoli, sedimenti, etc.) si ricorre sempre più frequentemente all'impiego della digestione con forno a microonde (Nieuwenhuize *et al.*, 1991; HueyMeei *et al.*, 1997; Skip Kingston *et al.*, 1997) associata a tecniche analitiche (ICP-OES, ICP-MS, GF-AAS) (Krishnamurti *et al.*, 1994; Carlosena *et al.*, 1996; Pyle *et al.*, 1996) che permettano di ottenere migliori livelli di accuratezza e precisione rispetto a sistemi tradizionali meno innovativi. Scopo del presente lavoro è stato quello di indagare e stimare possibili interferenti durante la determinazione del cobalto in suoli e sedimenti con la tecnica ICP-OES.

## **Materiali e metodi**

I campioni utilizzati per il presente lavoro, della Community Bureau of Reference Samples, sono: Calcareous Loam Soil CRM 141 R, Light Sandy Soil CRM 142 e Estuarine Sediment CRM 277. I campioni sono stati seccati e omogeneizzati in accordo con le istruzioni dei fornitori.

Per la mineralizzazione è stato utilizzato un forno a microonde CEM 2000. Le digestioni sono avvenute in sistema chiuso con contenitori in PTFE da 100 mL previamente lavati con 2 ml di HNO<sub>3</sub> conc. a caldo (irraggiamento per 10 min in forno a microonde alla potenza massima). Lo studio degli interferenti e l'analisi del Co è avvenuta con ICP-OES sequenziale, modello Jobin Yvon 24, con nebulizzatore Meinhard e camera ciclonica resistente all'acido fluoridrico.

Sono stati utilizzati i seguenti acidi superpuri (Merck, Darmstadt, Germany): acido cloridrico al 32%, acido nitrico al 65% e acido fluoridrico al 40%. La soluzione satura di acido borico è stata preparata partendo da reagente RPE (BDH, Poole, England). La calibrazione è avvenuta impiegando soluzioni ottenute per diluizione di uno standard alla concentrazione di 1000 mg l<sup>-1</sup> (Merck, Darmstadt, Germany).

Aliquote di 250 mg di campione sono state pesate in contenitore PTFE. Un totale di 4 campioni, incluso un bianco con acidi superpuri, sono stati posti in un carosello del forno a microonde. Si sono addizionati 2 ml di acido fluoridrico e 8 ml di acqua regia. Le condizioni operative alle quali si è lavorato sono riportate in tabella 1.

Tabella 1. Condizioni operative del forno a microonde

Parametri	Stage		
	1	2	3
Potenza (W)	240	360	500
Pressione (kPa)	270	550	825
Tempo (min)	10	10	20
Tempo ai parametri (min)	2	2	10

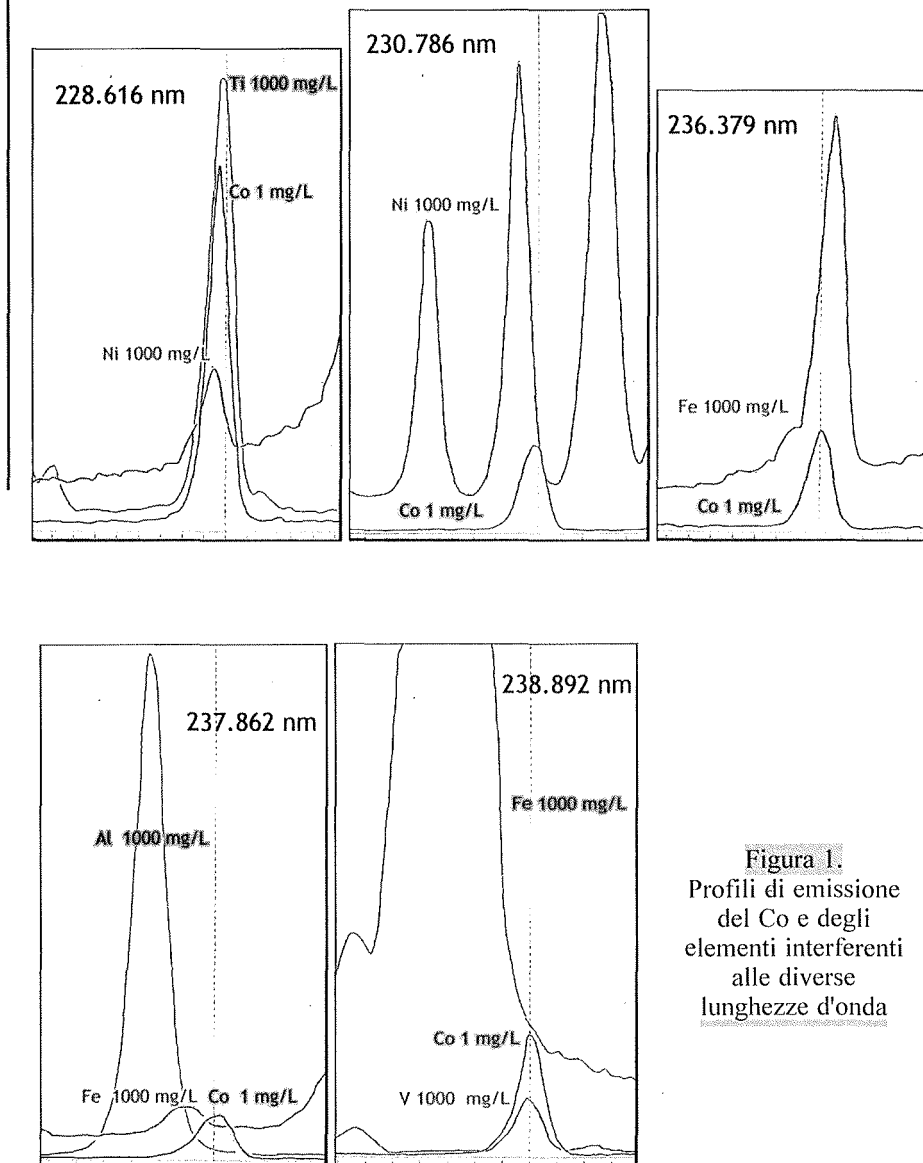
Una volta raffreddati si sono aggiunti 3 mL di soluzione satura di acido bórico per spegnere l'acido fluoridrico in eccesso. Dopo aver richiuso i provettoni in PTFE si è eseguito un'ulteriore irraggiamento con forno a microonde per 5 min alla potenza di circa 300 W. Successivamente i campioni sono stati filtrati, con filtri Whatman 42, e quindi portati ad un volume finale di 50 mL con acqua bidistillata.

Nello studio degli interferenti si sono presi in considerazione elementi particolarmente abbondanti nei suoli e sedimenti (Al, Ca, Mg, Fe, Ti, K e Na) e quelli suggeriti dalla letteratura quali potenziali interferenti (Ni e V) (Varma, 1991). L'indagine è avvenuta utilizzando standard monoelementari 1000 mg L<sup>-1</sup> (CPI International, USA) focalizzando l'attenzione alle cinque lunghezze d'onda di emissione fra quelle riconosciute essere le più utilizzate per la determinazione del cobalto: 228,616 nm, 230,786 nm, 236,379 nm, 237,862 nm e 238,892 nm.

## Risultati e discussione

Nella determinazione del cobalto nei suoli e nel sedimento sono state osservate interferenze di tipo additivo di due tipi: a) di background, facilmente eliminabili strumentalmente; b) di sovrapposizione, eliminabili con la più complessa "correzione dell'elemento interferente" (Tabella 2). Di seguito alla tabella viene riportato anche il profilo ottenuto alle differenti lunghezze d'onda da parte del Co e degli elementi interferenti. La scelta della lunghezza d'onda per l'analisi dell'elemento deve considerarsi un compromesso per poter avere il miglior detection limits strumentale (concentrazione equivalente a tre volte la deviazione standard del segnale del bianco) e la minore interferenza possibile. I DL riscontrati sono tutti compresi fra 1 e 3 µg L<sup>-1</sup> e per tutte le lunghezze d'onda si è verificata la presenza di interferenti di background e sovrapposizione da parte di Al, Fe, Ni, Ti e V. La concentrazione di questi elementi nei suoli e nei sedimenti ha generalmente questo andamento Al e Fe > Ti > Ni > V (Al e Fe è presente nell'ordine di qualche

punto percentuale) è lecito quindi prevedere che la minor interferenza si manifesti a 230,786 nm. I risultati ottenuti a seguito di analisi di materiali certificati di suolo e sedimento, mostrano valori di recovery compresi fra 86% e 94% (Tabella 3) sembrano infatti avvallare questa ipotesi.



**Figura 1.**  
 Profili di emissione  
 del Co e degli  
 elementi interferenti  
 alle diverse  
 lunghezze d'onda



Tabella 2. Quadro riassuntivo delle interferenze osservate alle diverse lunghezze d'onda per il Co

	Detection Limit	Interferente	Tipo di interferenza
Co II 228,616 nm	2 $\mu\text{g L}^{-1}$	Ni	sovrapposizione
		Ti	sovrapposizione
Co II 230,786 nm	3 $\mu\text{g L}^{-1}$	Ni	sovrapposizione
Co II 236,379 nm	3 $\mu\text{g L}^{-1}$	Fe	background e sovrapposizione
Co II 237,862 nm	3 $\mu\text{g L}^{-1}$	Al	parziale sovrapposizione
		Fe	background e sovrapposizione
		V	parziale sovrapposizione
Co II 238,892 nm	1 $\mu\text{g L}^{-1}$	Fe	parziale sovrapposizione

Tabella 3. Valori di Co nei campioni certificati di suolo e sedimento ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )

	Lunghezza d'onda (nm)					valore certificato
	228,616	230,786	236,379	237,862	238,892	
BCR 141 R	10,6 $\pm$ 0,2	9,03 $\pm$ 0,4	58,9 $\pm$ 3,1	16,2 $\pm$ 0,4	19,6 $\pm$ 0,9	10,5 $\pm$ 0,4
BCR 142	11,3 $\pm$ 0,2	7,4 $\pm$ 0,4	48,9 $\pm$ 1,4	16,0 $\pm$ 0,5	17,6 $\pm$ 0,3	7,9 $\pm$ 1,1
BCR 277	17,6 $\pm$ 0,3	13,6 $\pm$ 0,5	113 $\pm$ 5,1	24,5 $\pm$ 0,4	36,0 $\pm$ 0,9	15,0-19,8

### Conclusioni

La tecnica a microonde si conferma una tecnica rapida e affidabile per la preparazione di campioni di suolo e sedimento. Fra le diverse lunghezze d'onda indagate (228,616 – 230,786 – 236,379 – 237,862 – 238,892 nm), si è osservato che quella da preferirsi, sia per il basso valore di Detection Limit che per il livello trascurabile di interferenza riscontrato, è quella a 230,786 nm. Lavorando a questa lunghezza d'onda, prove condotte su campioni di suolo e sedimento certificati, hanno mostrato ottimi valori di recovery (valori compresi fra il 86% e il 94%).

### Bibliografia

- CARLOSENA A., PRADA D., ANDRADE J.M., LOPEZ P. & MUNIATEGUI S. 1996. Cadmium analysis in soil by microwave acid digestion and graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 355, 289-291.
- HUEYMEEI., JOEHUANG-KUNLOG, WEI Y.L., SHYU H.M. & JOEHUANG K.L. 1997. Comparison of microwave vs. hot-plate digestion for nine real-world river sediments. *Journal of Environmental Quality*, 26, 764-768.
- KRISHNAMURTI, G.S.R., HUANG, P.M., VAN REES, K.C.J., KOSAK, L.M. & ROSTAD, H.P.W. 1994. Microwave

- digestion technique for the determination of total cadmium in soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 25, 615-625.
- NIEUWENHUIZE, J., POLEY-VOS, C.H., VAN DER AKKER, A. & VAN DELFT 1991. Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soils, sediment and sludge samples by atomic spectrometry. *Analyst*, 116, 187-192.
- PYLE, S.M., NOCERINO, J., DEMING, S.N., PALASOTA, J.A., PALASOTA, J.M., MILLER, E.L., HILLMAN, D.C., KUHARIC, C.A., COLE, W.H., FITZPATRICK, P.M., WATSON, M.A. & NICHOLS, K.Y. 1996. COMPARISON OF AAS, ICP-AES, PSA, and XRF in determining lead and cadmium in soil. *Environmental Science & Technology*, 30, 204-213.
- SKIP KINGSTON H.M., WALTER P.J., CHALK S., LORENTZEN E. & LINK D. 1997. Environmental microwave sample preparation: fundamentals, methods, and applications. In: *Microwave-Enhanced Chemistry* (eds H.M Skip Kingston & S.J. Haswell, pp.223-340. American Chemical Society, Washington, USA.
- VARMA, A. 1991. Instrumental parameters for elemental analysis. Cobalt. In *Handbook of inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy*. pp.53. CRC Press, Inc., Florida, USA.

## *PREPARAZIONE DI UN CAMPIONE OMOGENEO DI SUOLO ARGILLOSO: DALLA RACCOLTA ALL'ANALISI*

R.M. Cenci<sup>1</sup>, G. M. Beone<sup>2</sup>, P. Trincherini<sup>1</sup>, D. Dabergami<sup>1</sup>, F. Sena<sup>1</sup>, A. Besozzi<sup>2</sup>, F. Bo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità Unità Suolo e Rifiuti, Commissione Europea, Centro comune di Ricerca di Ispra T.P. 730, 21020 Ispra (VA)

<sup>2</sup> Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale, Università Cattolica del Sacro Cuore Via Emilia Parmense, 84, - 29100 Piacenza

### **Abstract**

About 30 kg of clay soil were collected from the hills near Reggio Emilia in order to prepare a homogeneous sample for intercalibration analysis. The material was dried at 40°C in a oven and was passed through a 2 mm sieve. The further processing consisted of crushing with a mill until the soil passed through a 125 µm sieve. The remaining material was bottled in about 100 g portions in clean brown glass bottles closed with a plastic insert and screw cap. The homogeneity within and between bottles was assessed by using different analytical techniques: by XRF (determined Al, Ca, Cu, Cr, K, Fe, Mg, Mn, Ni, P, Si, Ti, and Zn), by ICP-OES after a microwave extraction with aqua regia (determined Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb and Zn), and by AAS in a solid sample for determining Hg. The Cvs obtained for the different procedures adopted confirm the good homogeneity of the material stored in the bottles.

**Keywords:** soil, homogeneity study, trace and major elements

### **Riassunto**

Una quantità di circa 30 kg di suolo argilloso è stata raccolta nelle colline reggiane al fine di preparare un campione omogeneo da utilizzare in un circuito analitico di intercalibrazione. Il materiale è stato essiccato in stufa a 40°C e, dopo aver disaggregato gli agglomerati, è stato setacciato a 2 mm. La frazione passata al setaccio è stata micronizzata in mulino planetario ed è stata setacciata a 125 µm. Il materiale rimanente è stato imbottigliato in porzioni da circa 100 g l'una in bottiglie di vetro scuro dotate di tappo in plastica. L'omogeneità intra ed interbottiglia è avvenuta eseguendo l'analisi con le seguenti tecniche analitiche: XRF (sono stati determinati Al, Ca, Cu, Cr, K, Fe, Mg, Mn, Ni, P, Si, Ti e Zn), ICP-OES previa mineralizzazione con acqua regia in forno microonde (sono stati determina-

ti Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb e Zn), AAS per determinare il Hg su campione solido. I valori di CV ottenuti adottando le diverse procedure analitiche confermano il buon livello di omogeneità del materiale stoccato nelle bottiglie

**Parole chiave:** suolo, studio di omogeneità, elementi in tracce ed elementi maggiori

## **Introduzione**

La valutazione dell'impatto ambientale determinato da attività antropiche, le attività legislative che riguardano la tutela dell'ambiente e le decisioni di carattere economico e politico sulla gestione del territorio spesso sono basate sull'interpretazione di dati analitici provenienti da campagne di monitoraggio.

L'attendibilità dell'intero processo analitico deve essere quindi rigorosamente garantita. L'utilizzo di materiali certificati (Muntau, 1986; Maier, 1991; Walker e Lumley, 1999) (es. BCR-EU; NIST-USA; NIES-Japan; NRCC-Canada; IAEA-internazionale), unitamente a controlli eseguiti utilizzando diverse tecniche analitiche in circuiti interlaboratorio sono procedure che permettono di aumentare l'affidabilità del dato analitico (Quevauviller, 1996; Quevauviller *et al.*, 1999; Quevauviller *et al.* 1999b).

Scopo del presente studio è stato quello di preparare e verificare l'omogeneità di un campione di suolo da utilizzare successivamente in un circuito analitico interlaboratorio.

Il suolo è stato essiccato, disaggregato, setacciato a 2 mm ed è stato micronizzato fino ad aver ottenuto il completo passaggio attraverso un setaccio da 125  $\mu\text{m}$  ed è stato imbottigliato in bottiglie scure. Successivamente alla fase di imbottigliamento lo studio dell'omogeneità intra ed interbottiglia è avvenuta analizzando la massa di campione con fluorescenza ai raggi X (XRF), con ICP-OES previo attacco con acqua regia (diverse normative europee prevedono la determinazione della frazione solubile in acqua regia: NEN 6465, 1981; DIN 38 414, 1983; DM 13.9.99) e tramite determinazione del Hg con AAS. Dato che il materiale contiene diverse fasi solide che differiscono fra loro per la morfologia e le proprietà chimiche e fisiche, per verificare l'omogeneità nella distribuzione delle fasi sono stati scelti elementi rappresentativi (ad es. P per la fase fosfato) e si è voluto indagare elementi in un ampio intervallo di concentrazioni (da frazioni di  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  fino a diverse centinaia di  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

## Materiali e metodi

### Raccolta e omogeneizzazione del suolo

Dopo aver asportato lo strato superficiale, in un'area di circa un metro quadrato e ad una profondità di 10 cm, è stata raccolta una quantità di circa 30 kg di suolo argilloso nelle colline reggiane (comune di Carpiteti). Il campione è stato essiccato in stufa ventilata alla temperatura di 40 °C e, disgregati gli agglomerati, è stato vagliato con setaccio a maglie avente luce di 2 mm. La frazione passata al setaccio è stata polverizzata in mulino planetario con giare e sfere in ossido di zirconio modello PM 400 (Retsch) e successivamente è stata setacciata con setaccio con maglia avente luce 125  $\mu\text{m}$ . L'omogeneità del campione micronizzato è stata valutata mediante XRF per i seguenti elementi: Al, Ca, Cu, Cr, K, Fe, Mg, Mn, Ni, P, Si, Ti e Zn. Nel caso in cui il valore del CV fosse stato superiore, anche per un solo elemento, del 10% si sarebbe ripetuta la fase di micronizzazione. La frazione passata al secondo setaccio è stata introdotta in un contenitore cilindrico fatto successivamente ruotare per 3 giorni al fine di rendere il campione omogeneo. Successivamente è stato imbottigliato manualmente in bottiglie di vetro scuro con doppio tappo aventi capienza di circa 100 mL. Per verificare l'omogeneità interbottiglia sono state scelte in modo casuale 17 bottigliette corrispondenti al 10% dell'intero lotto mentre per l'omogeneità intrabottiglia sono state effettuate 10 determinazioni su campioni prelevati da una sola bottiglia. In figura 1 si riporta il diagramma di flusso relativo alla preparazione del campione di suolo omogeneo.

### Misure analitiche

Per la tecnica di XRF mod. SRS 3400 (Spettrometro Sequenziale a Fluorescenza, Bruker) sono state utilizzate pastiglie aventi un peso di circa 4 g, preparate mediante una pressa idraulica.

Per la determinazione del Hg, si è impiegato uno strumento di spettrometria di assorbimento atomico AMA 254 (Automatic solid/liquid Hg Analyzer) utilizzando aliquote di 60 mg di campione solido.

La mineralizzazione dei campioni per l'analisi ICP-OES è avvenuta utilizzando un forno a microonde CEM modello MDS 2000 (CEM,

Indian Trail, NC, US); i principali vantaggi della procedura con microonde sono dovuti all'impiego di modeste quantità di reagenti chimici, le perdite di elementi per volatilizzazione risultano ridotte, i bianchi sono costanti e i tempi di lavoro sono più brevi rispetto le tecniche tradizionali (Skip Kingston e Haswell, 1997). Si sono pesati 0,25-0,3 g di suolo argilloso, si sono addizionati 8 mL di acqua regia (acidi Suprapur, Merck per analisi in tracce) e 1 mL di acqua ossigenata. L'acqua ad elevata purezza (resistività  $>10\text{M}\Omega\text{ cm}$ ) è stata prodotta da un sistema Milli-Q (Millipore, MA, USA).

Il programma di mineralizzazione impiegato è stato il seguente:

	1	2	3
POTENZA (W)	250	370	500
TEMPO (MIN)	5	5	15

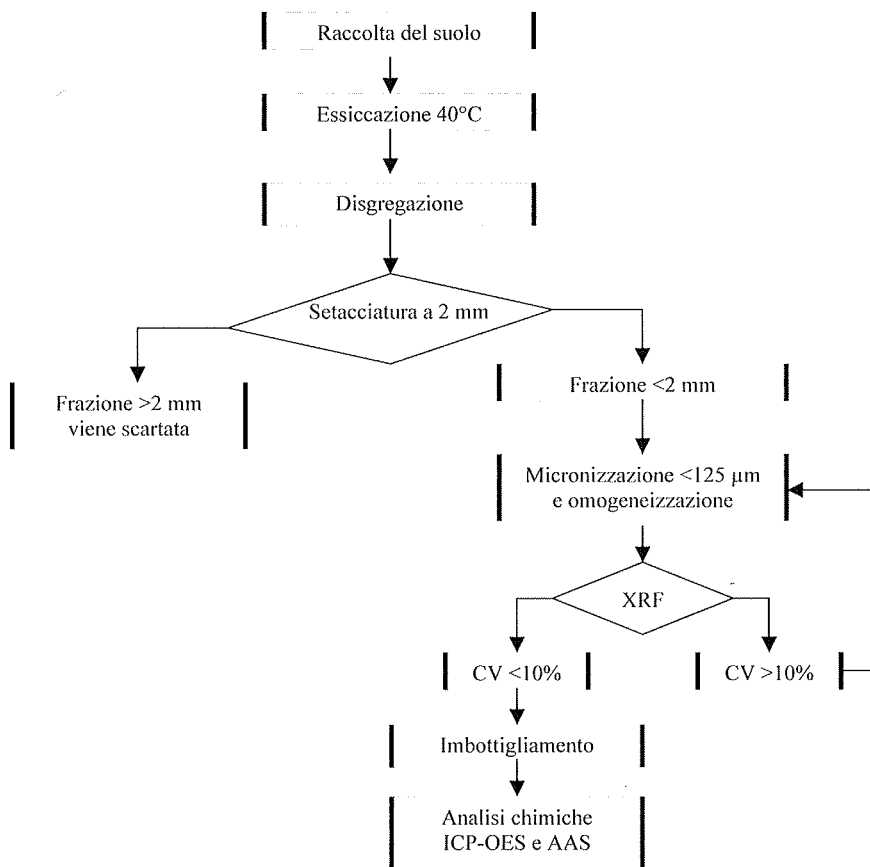


Figura 1. Diagramma di flusso della preparazione del suolo omogeneo

Dopo aver lasciato raffreddare i vessel, si è travasata la soluzione di attacco in matracci da 50 mL e si è portato a volume con acqua bidistillata. Si è filtrato su filtri Whatman n° 42, scartando i primi mL di filtrato.

Sulla soluzione si è eseguita la determinazione della concentrazione di Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb e Zn con ICP-OES mod. JY 24 (Jobin Yvon Emission Horiba Group, Longjumeau Cedex, France). La calibrazione si è eseguita con standard esterno. Le soluzioni standard sono state ottenute per diluizione di una soluzione multielementare 1000 mg L<sup>-1</sup> (ICP Multielemental standard IV, Merck, Darmstadt, FRG).

Per valutare l'accuratezza analitica come recupero percentuale si è analizzato un campione di suolo certificato: il BCR 141R "Calcareous Loam Soil" (il certificato riporta sia gli elementi totali che quelli estraibili in acqua regia). La precisione della tecnica analitica è stata determinata come riproducibilità, CV percentuale. E' stato inoltre calcolato il valore MDL (limite di rivelabilità del metodo) analizzando i bianchi preparati in giorni differenti; tale parametro è stato assunto come 3 volte la deviazione standard dei bianchi analitici.

## Risultati e discussione

### Omogeneità finale

Le analisi effettuate per XRF, hanno permesso di valutare il grado di omogeneità del campione. I valori riportati in tabella 1 sono riferiti ai conteggi relativi delle 17 bottigliette analizzate separatamente; i valori ottenuti del CV percentuale sono compresi tra 0,19 per il Si e 3,21% per il Cr.

Tabella 1. Test di omogeneità interbottiglia su 17 campioni

	Si Cps	Al Cps	Ca Cps	K Cps	Fe Cps	Mg Cps	Ti Cps
<b>Media</b>	142247	263991	15330	131039	284224	37110	25274
<b>Dev.St.</b>	293	688	23	193	253	128	35
<b>CV %</b>	0,20	0,26	0,14	0,14	0,08	0,34	0,13
	Cr Cps	P Cps	Zn Cps	Cu Cps	Ni Cps	Mn Cps	
<b>Media</b>	951	1406	1845	1300	2199	5701	
<b>Dev.St.</b>	9.06	12	17	9.09	18	19	
<b>CV %</b>	1,01	0,84	0,94	0,76	0,81	0,33	

Nella tabella 2 sono riportati i valori di CV relativi al test di omogeneità intrabottiglia; i valori sono compresi tra 0,08 per il Fe e 1,01 per il Cr. I risultati ottenuti con XRF permettono di considerare il campione di

suolo argilloso omogeneo (per tutti gli elementi indagati il CV è risultato essere inferiore a 10%).

Tabella 2. Test di omogeneità intrabottiglia (10 campioni)

	Si Cps	Al Cps	Ca Cps	K Cps	Fe Cps	Mg Cps	Ti Cps
<b>Media</b>	141349	261865	15388	130277	283619	36885	25155
<b>Dev.St.</b>	270	676	118	270	569	113	87
<b>CV %</b>	0,19	0,25	0,76	0,2	0,2	0,3	0,34
	Cr Cps	P Cps	Zn Cps	Cu Cps	Ni Cps	Mn Cps	
<b>Media</b>	976	1407	1821	1312	2201	5606	
<b>Dev.St.</b>	31	16	22	17	16	38	
<b>CV %</b>	3,21	1,14	1,18	1,27	0,72	0,68	

Le soluzioni ottenute dalla dissoluzione con acqua regia sono state analizzate con ICP-OES. L'accuratezza della metodica analitica adottata è stata verificata mediante l'analisi del campione certificato CRM BCR 141R (quelli indicati dal BCR sono valori ottenuti in accordo con la Normativa Tedesca DIN 38414-S7); i recuperi sono stati del 85-109% per tutti gli elementi indagati. In tabella 3 si riportano i risultati delle determinazioni di Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb e Zn contenuti nel suolo e i valori di CV percentuale sia dal confronto delle 17 bottiglie che quelli derivanti dalla tecnica analitica impiegata. Per tutti gli analiti, eccetto che per Cd e Pb, le concentrazioni misurate su uno stesso campione effettuate con ICP-OES non differiscono fra loro mai più del 1-4% mentre, fra le varie bottiglie esaminate, l'intervallo di CV registrato è risultato essere del 3-8%.

Tabella 3. Studio di omogeneità del campione di suolo e concentrazione degli elementi estraibili in acqua regia determinata con ICP-OES

Quantità campione	Elemento	$\lambda$ (nm)	Concentrazione (mg·kg <sup>-1</sup> )	CV (%)	
				Fra le bottiglie <sup>a</sup>	Tecnica <sup>b</sup>
250 mg	Al	396,152	45,3 ± 2,6 <sup>C</sup>	5,8	0,9
	Ca	317,933	9,24 ± 0,50 <sup>C</sup>	5,5	1,5
	Cd	228,802	0,38 ± 0,09	23	18
	Co	230,786	13,6 ± 0,5	3,6	1,5
	Cr	267,716	161 ± 6,5	4,1	1,0
	Cu	324,754	47,5 ± 3,6	7,6	1,6
	Fe	238,204	32,8 ± 1,1 <sup>C</sup>	3,4	2,0
	Mg	280,270	12,2 ± 0,55 <sup>C</sup>	4,5	2,7
	Mn	257,610	1067 ± 52	4,9	3,5
	Ni	231,604	94,6 ± 3,0	3,1	1,4
	Pb	220,353	17,6 ± 2,2	13	15
	Zn	213,856	98,5 ± 3,5	3,6	2,1

a: analisi eseguita in doppio di 17 bottiglie; b: 10 letture replicate su un mineralizzato; C: g·kg<sup>-1</sup>



I valori elevati di CV ottenuti per Cd e Pb non possono essere ascritti ad una disomogeneità del campione poiché sicuramente sono dovuti alla tecnica analitica: per il Cd, la variabilità del dato, è dovuta alla sua bassa concentrazione nel suolo ( $0,38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  quando  $\text{MDL} = 0,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) mentre per il Pb è dovuta sia al più elevato valore di MDL ( $3,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) che all'influenza della composizione della matrice che causa interferenza nella determinazione analitica (in particolare l'alto contenuto di Al e Fe). Particolarmente interessanti sono i risultati ottenuti eseguendo l'analisi del Hg direttamente su campione solido con AAS (tabella 4).

Tabella 4. Analisi Hg  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (AMA 254)

Quantità campione	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Hg	
60 mg	0,0441	Media 0,044 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ CV 0,65%
	0,0448	
	0,0443	
	0,0448	
	0,0442	
	0,0439	
	0,0444	
	0,0446	
	0,0444	
	0,0445	

Sono state eseguite 10 determinazioni su una sola bottiglia. La concentrazione riscontrata di Hg totale nel suolo è di  $0,044 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  ed il valore di CV ottenuto 0,65% a conferma dell'elevata omogeneità anche su ridotte aliquote di campione (60 mg).

### Conclusioni

La preparazione di un campione omogeneo di suolo argilloso da utilizzarsi come materiale di riferimento in un circuito interlaboratorio, è avvenuto partendo dalla raccolta di circa 30 kg di materiale. A seguito di diverse fasi di pretrattamento (essiccamento, disaggregazione degli agglomerati, setacciatura a 2 mm, micronizzazione a  $<125 \mu\text{m}$ , omogeneizzazione e imbottigliamento) si sono utilizzate diverse procedure analitiche per verificare l'omogeneità del materiale inter ed intrabottiglia. Quale parametro di indagine nello studio di omogeneità è stato adottato il valore di CV percentuale riscontrato nelle diverse determinazioni eseguite.

I valori percentuali della deviazione standard per tredici tra macro-elementi ed elementi in traccia, determinati con la tecnica XRF sono risultati compresi tra 0,19% (Fe) e 3,21% (Cr).

Sia l'analisi eseguita sulla frazione estraibile in acqua regia in un lotto di campioni rappresentativo (17 bottiglie pari al 10% delle bottiglie totali) che la determinazione del Hg totale (10 determinazioni su una sola bottiglia) hanno confermato i dati preliminari di omogeneità del suolo: per tutti gli elementi estraibili in acqua regia indagati i valori della deviazione standard percentuale appartengono ad un intervallo del 3,1 (Ni) – 8,6 (Cu) mentre per il Hg si è ottenuto un CV pari a 0,65%.

Eseguito uno studio di stabilità del materiale, i campioni di suolo potranno essere utilizzati in un circuito analitico di intercalibrazione.

### **Bibliografia**

- Decreto Ministeriale del 13 settembre 1999. Determinazione del contenuto nel terreno di cadmio, cobalto, cromo, rame, manganese, nichel, piombo, zinco estraibili in acqua regia. Suppl. Ord. Alla Gazzetta Ufficiale n. 248 del 21/10/99.
- DIN 38 414 Part 7. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; sludge and sediment (group S); Digestion using aqua regia for the subsequent determination of the acid-soluble portion of metals (S 7). (1983).
- MAIER EA. – 1991. Certified reference materials for the quality control of measurements in environmental monitoring. *TrAC, Trends-Anal-Chem (Pers-Ed)*, 10 (10): 340-347.
- MUNTAU H. – 1986. Problem of accuracy in environmental analysis. *Fresenius'-Z-Anal-Chem.*, 324 (7): 678-682.
- NEN 6465. Water and air sample preparation of sludge, water-containing sludge and air dust for the determination of elements by atomic absorption spectrometry – Destruction with nitric acid and hydrochloric acid. Netherlands Normalization Institute, Delf, Holland (1981).
- QUEVAUVILLER P., 1996. Certified reference materials for the quality control of environmental analysis within the Standards, Measurements and Testing Programme (formerly BCR). *Mikrochim-Acta.*, 123 (1-4): 3-14.
- QUEVAUVILLER P., CAMARA C., KARMER K.J.M. – 1999. EC initiatives for quality assurance training in analytical chemistry. *Trends-Anal-Chem.*, 18 (9-10): 644-649.
- QUEVAUVILLER P., NIETO DE CASTRO C., MORABITO R., VALCARCEL M., VOULGAROPOULOS A., WALSH M. – 1999b. Needs for improvement of the measurement infra-structure in Europe. *Trends-Anal-Chem.*, 18 (9-10): 650-655.
- SKIP KINGSTON H. M., HASWELL S. J. - 1997. Environmental microwave sample preparation: fundamentals, methods, and applications. In: *Microwave-Enhanced Chemistry*, American Chemical Society, Washington, DC, 223-340.
- WALKER R., LUMLEY I. – 1999. Pitfalls in terminology and use of reference materials. *Trends-Anal-Chem.*, 18 (9-10): 594-616.

## *STIMA DELLA CAPACITÀ DI ADSORBIMENTO FOSFATICO DI ALFISUOLI E ANDISUOLI DA MISURE DI CONDUCEBILITÀ ELETTRICA*

Giampietro Diana, Adele Figliolia, Irene Perucchini, Roberto Indiatì

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella 2-4, 00184 Roma.

### **Abstract**

The rational management of phosphorus (P) in agriculture must keep into account for the P sorption properties of soils. Such information is, in fact, of primary importance for an efficient use of phosphate fertilisers, from both an agronomic and environmental prospective.

The parameters used for estimating soil P sorption usually require variable time of soil-solution P equilibration, generally from 12 hours to 6 days, and determination of P remained in solution by means of a spectrophotometer. In this work we estimated with reliable accuracy the phosphate sorption capacity of some Andisols and Alfisols from the Latium and Campania Regions with a simple instrument such as a conductimeter, by measuring the decrease in the electrical conductivity of a potassium phosphate solution containing 300 mg P L<sup>-1</sup>, after 24 hours equilibration with the soil samples.

**Key words:** soil P sorption capacity, electrical conductivity, Andisols, Alfisols.

### **Riassunto**

Le pratiche di fertilizzazione fosfatica dei suoli agrari devono tenere conto delle proprietà di adsorbimento del fosfato (P) da parte del suolo. Da tali proprietà, infatti, dipendono l'efficienza del P aggiunto ed il potenziale trasporto di P del suolo nelle acque di ruscellamento o lungo il profilo. I parametri utilizzati per la determinazione del P adsorbito nel suolo richiedono normalmente equilibratura suolo-soluzione di P per periodi variabili da 12 ore a 6 giorni, e la misura di P rimasto in soluzione viene effettuata al colorimetro. In questo lavoro la capacità di assorbimento fosfatico di diversi Andisuoli ed Alfisuoli del Lazio e della Campania è stata stimata, con ragionevole accuratezza, con un semplice conduttimetro, attraverso misure della diminuzione di conducibilità elettrica di una soluzione di fosfato di potassio posta in contatto per 24 ore con i terreni.

**Parole chiave:** capacità di adsorbimento fosfatico del suolo, conducibilità elettrica, Andisuoli, Alfisuoli.

## Introduzione

La conoscenza della capacità di adsorbimento di P di un terreno può risultare molto utile sia da un punto di vista agronomico che ambientale (Tunney, 1992; Sharpley *et al.*, 1994). Un parametro quale la capacità massima di adsorbimento fosfatico ( $X_{\max}$ ), caratteristica dei differenti orizzonti di un suolo può fornire, ad esempio, importanti informazioni sul rischio potenziale del trasporto di P lungo il profilo del suolo stesso, mentre il grado di saturazione fosfatica di un terreno (rapporto tra la quantità di P presente in forma adsorbita e la quantità massima di P che può essere trattenu- to dal suolo) controlla il grado di estraibilità del P (e quindi la sua disponibilità per le colture) ed il suo rilascio in soluzione nelle acque di runoff.

La determinazione di  $X_{\max}$  non può però essere considerata un'analisi di routine, in quanto richiede l'equilibratura del suolo con una serie di soluzioni di P a diverse concentrazioni, per periodi variabili da 12 ore a 6 giorni, normalmente per 24 ore (Fixen e Grove, 1990; Sims, 1993). Alcuni Autori (Bache e Williams, 1971; Mozaffari e Sims, 1994) hanno dimostrato che un singolo punto delle curve isoterme di adsorbimento, definito indice di adsorbimento fosfatico- $P_{SI}$ , è in grado di stimare il parametro  $X_{\max}$  con ragionevole accuratezza. L'indice  $P_{SI}$  viene calcolato dal quoziente  $X \log C^{-1}$ , dove X è la quantità di P adsorbito dopo agitazione del terreno per 24 ore con una soluzione 0.01M di  $CaCl_2$  contenente 300 mg P  $L^{-1}$ , e C rappresenta la concentrazione di P in soluzione all'equilibrio.

Di solito la determinazione della quantità di P che rimane in soluzione viene effettuata attraverso la formazione del complesso fosfo-molibdico (Murphy e Riley, 1962), e misurata allo spettrofotometro.

In uno studio sull'adsorbimento fosfatico di diversi suoli acidi ricchi di ossidi di ferro condotto mediante equilibratura dei campioni di suolo con soluzioni di fosfato monopotassico, alcuni ricercatori spagnoli hanno osservato una diminuzione, in soluzione, di ioni fosfato e potassio in quantità pressoché equivalenti, insieme con un decremento della conducibilità elettrica delle soluzioni stesse (Espejo *et al.*, 2001). In questi suoli l'adsorbimento del fosfato comporterebbe un aumento del pH e della capacità di scambio cationico (Reeve e Summer, 1972). Questo permetteva agli Autori di usare una strumentazione molto semplice come un conduttimetro per valutare la capacità di ritenzione fosfatica dei suoli in oggetto. Gli stessi ricercatori riportano, in un precedente lavoro, di aver applicato il medesimo metodo per la stima della capacità massima di ritenzione del solfato da suoli similari (Espejo *et al.*, 1999).

In questo lavoro si presentano i risultati di uno studio in cui la capacità di ritenzione fosfatica di diversi Andisuoli ed Alfisuoli è stata stimata analizzando le variazioni di P in soluzione sia mediante tecniche spettrofotometriche che con misure di conducibilità elettrica.

### Materiali e metodi

L'esperienza è stata condotta su 14 suoli prelevati da varie aziende agrarie del Lazio e della Campania. La caratterizzazione chimico-fisica dei suoli è stata effettuata sui campioni seccati all'aria e vagliati a 2 mm, secondo le metodiche del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (Mi.P.A.F., 2000).

Tabella 1. Principali proprietà chimico-fisiche dei suoli in studio

Table 1. Selected chemical and physical properties of the soils studied

Tesi	Tipo di suolo	pH	OM %	argilla %	limo %	CSC cmol kg <sup>-1</sup>	Al <sub>oxal</sub> %	Fe <sub>oxal</sub> %
1	andi	4,5	5,16	40,80	35,30	26,4	2,85	5,19
2	alfi	5,0	2,25	44,80	32,85	15,3	1,19	4,26
3	alfi	5,5	3,08	47,40	34,87	19,1	1,27	3,88
4	alfi	4,8	2,73	43,02	36,32	17,9	1,30	4,53
5	alfi	5,5	1,59	54,98	31,07	21,2	1,49	7,02
6	alfi	4,8	2,25	59,03	29,52	18,4	1,78	5,09
7	alfi	5,5	1,48	45,63	38,54	20,9	1,50	14,67
8	andi	5,5	5,00	41,88	38,53	29,2	3,19	4,36
9	alfi	4,8	1,81	55,97	34,28	21,0	2,48	4,99
10	alfi	4,7	2,68	43,39	35,39	21,0	1,53	9,24
11	alfi	4,4	2,70	47,68	29,96	21,9	1,61	9,64
12	alfi	5,5	1,10	17,50	12,20	4,7	0,06	0,15
13	alfi	5,3	1,80	8,40	16,10	3,6	0,10	0,12
14	alfi	4,7	0,50	15,00	4,90	11,8	0,07	0,10
Media		5,1	2,6	42,3	31,1	18,5	1,60	5,60
Dev. St.		0,41	1,32	15,60	10,48	7,23	0,96	4,02

andi = andisuoli; alfi = alfisuoli

L'indice di adsorbimento fosfatico ( $P_{SI}$  = *phosphorus sorption index*) è stato calcolato usando il quoziente  $X/\log C$ , dove X è la quantità di P adsorbito (mg kg<sup>-1</sup> suolo) in seguito all'aggiunta di 1500 mg P per kg di suolo (rapporto suolo:soluzione 1:5), e C è la concentrazione di P ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) rimasta nella soluzione equilibrata. L'indice è stato determinato dopo agitazione del suolo (4 g) con 20 mL di una soluzione 0.01M di CaCl<sub>2</sub> contenente 300 mg di P L<sup>-1</sup> (come KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) per 24 ore. La concentrazione di P residuo nelle sospensioni, C, è stata determinata per via spettrofotometrica col metodo di Murphy e Riley (1962) e usata per stimare la quantità X di P adsorbito.

Contemporaneamente è stato effettuato un trattamento ai terreni con l'aggiunta agli stessi terreni di 20 ml di soluzione di 300 mg di  $P\text{ dm}^{-3}$  (sempre come  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) in acqua distillata, misurando per ogni sospensione la conducibilità elettrica EC. La conducibilità elettrica corretta  $EC_C$ , nell'estratto della sospensione di terreno nella soluzione di P in assenza di  $\text{CaCl}_2$ , è stata calcolata sottraendo al valore della conducibilità elettrica della sospensione di suolo in acqua distillata il valore della conducibilità elettrica corrispondente all'acqua distillata ( $EC_H$ ) cioè:  $EC_C = EC - EC_H$ . L'indice di conducibilità elettrica ( $I_{EC}$ ) è stato poi ottenuto come rapporto tra la differenza di  $EC_C$  con la conducibilità elettrica della soluzione contenente 300 mg  $P\text{ dm}^{-3}$  ( $881\text{ }\mu\text{mho cm}^{-1}$ ) ed il logaritmo di  $EC_C$ :

$$I_{EC} = (881 - EC_C) / \log(EC_C)$$

Il parametro della capacità massima di adsorbimento fosfatico  $X_{\text{max}}$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) è stato calcolato in base all'equazione lineare di Langmuir:  $C/x = 1/X_{\text{max}} * k + C/X_{\text{max}}$ , dove C è la concentrazione di P all'equilibrio in soluzione ( $\text{mg P L}^{-1}$ ), x rappresenta la quantità di P adsorbito ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); e k è la costante correlata all'energia con cui P è adsorbito sui colloidi del suolo ( $\text{L mg}^{-1}$ ). I valori di  $X_{\text{max}}$  sono stati ottenuti per regressione lineare dei dati di C/x contro C (Olsen e Watanabe, 1957).

Tabella 2. Conducibilità elettrica corretta ( $EC_C$ ), indice di conducibilità elettrica ( $I_{EC}$ ), indice di assorbimento fosfatico ( $P_{SI}$ ), e capacità massima di adsorbimento fosfatico ( $X_{\text{max}}$ ), e quantità di ioni fosfato e potassio assorbiti dal suolo

Table 2. Corrected electrical conductivity ( $EC_C$ ), electrical conductivity index ( $I_{EC}$ ), soil P sorption index ( $P_{SI}$ ), soil P maximum capacity ( $X_{\text{max}}$ ), and phosphate and potassium adsorbed by the soils

Tesi	$EC_C$ $\mu\text{mho cm}^{-1}$	$I_{EC}$	$P_{SI}$	$X_{\text{max}}$ $\text{mg P kg}^{-1}$	$\text{H}_2\text{PO}_4$ $\text{cmol kg}^{-1}$	$\text{K}^+$ $\text{cmol kg}^{-1}$
1	279	246	508,7	1017	4,32	4,10
2	392	188	253,1	500	2,87	2,68
3	397	186	236,7	417	2,72	2,65
4	376	196	268,3	556	3,01	2,89
5	340	214	309,3	626	3,36	3,20
6	338	215	388,9	769	3,90	3,78
7	321	224	347,1	714	3,64	3,50
8	227	278	492,4	1000	4,29	3,99
9	341	213	369,6	714	3,79	3,50
10	422	175	256,8	500	2,91	2,74
11	511	136	305,7	500	3,33	3,16
12	762	41	64,2	82	0,80	0,76
13	672	74	109,3	143	1,34	1,30
14	629	90	107,3	154	1,32	1,27

Gli ossidi di ferro ed alluminio sono stati determinati mediante estrazione con ossalato d'ammonio e la concentrazione degli elementi negli estratti è stata misurata mediante tecnica spettroscopica al plasma (ICP). La concentrazione degli ioni potassio è stata determinata con la tecnica della spettrofotometria di assorbimento atomico. Tutte le prove sono state effettuate in doppio.

La descrizione statistica dei dati, le analisi di correlazione e lo sviluppo delle equazioni di regressione sono state ottenute con il programma Excel di Microsoft, versione 4.0.

Tabella 3. Matrice di correlazione (r) per le relazioni tra alcune proprietà chimico-fisiche ed i parametri di conducibilità elettrica e di adsorbimento fosfatico, per i suoli in esame

Table 3. Correlation matrix (r) for the relationships between some selected soil properties and (i) electrical conductivity and (ii) P adsorption soil parameters, for the soils studied

	pH	OM	argilla	CSC	Al <sub>oxal</sub>	Fe <sub>oxal</sub>	IE <sub>C</sub>	PSI
IE <sub>C</sub>	-0,011 ns	0,647 **	0,777 ***	0,897 ***	0,895 ***	0,518 **		
PSI	-0,192 ns	0,746 **	0,705 **	0,906 ***	0,967 ***	0,491 ns	0,922 ***	
X <sub>max</sub>	-0,144 ns	0,725 **	0,707 **	0,896 ***	0,956 ***	0,494 ns	0,946 ***	0,993 ***

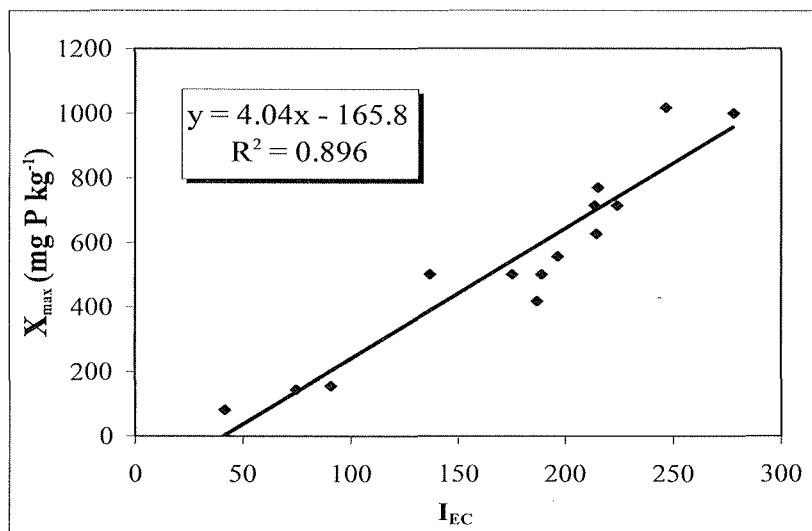


Figura 1. Correlazione tra indice di conducibilità elettrica (IE<sub>C</sub>) e capacità massima di adsorbimento fosfatico (X<sub>max</sub>)

Figure 1. Relationship between electrical conductivity index (IE<sub>C</sub>) and soil P sorption maximum (X<sub>max</sub>) (X<sub>max</sub>)

## Risultati e discussione

Le principali caratteristiche chimico-fisiche dei terreni in studio sono riportate in Tabella 1. I suoli, caratterizzati da valori di  $\text{pH} < 6$ , presentavano in genere elevati contenuti di argilla e limo, una capacità di scambio cationico compresa tra 3,6 e 29,2  $\text{cmol kg}^{-1}$  ed una percentuale del contenuto in alluminio e ferro, estratti con la soluzione acida di ossalato, variabile rispettivamente tra 0,07 e 3,19 % e tra 0,10 e 14,67%.

I valori della conduttività elettrica corretta ( $\text{EC}_C$ ) della soluzione dopo equilibratura con P, dell'indice di conducibilità elettrica e le quantità di anioni fosfato e di ioni potassio assorbiti, sono riportati in Tabella 2, insieme all'indice di adsorbimento ed alla capacità massima di adsorbimento fosfatico. I terreni presentavano un intervallo molto ampio dei parametri sopra elencati. Infatti la conducibilità elettrica variava tra 227 e 762  $\mu\text{mho cm}^{-1}$ , i corrispondenti valori degli indici di conducibilità erano compresi tra 41 e 278, mentre l'indice di adsorbimento fosfatico variava tra 64 e 509.

I terreni presentavano valori della capacità massima di adsorbimento di P, calcolata con l'equazione di Langmuir, compresi tra 82 e 1017  $\text{mg P kg}^{-1}$  suolo, mentre le quantità di ioni fosfato e gli ioni potassio assorbiti alla fine del periodo di equilibratura erano comprese tra 0,8 e 4,3, e tra 0,8 e 4,1  $\text{cmol kg}^{-1}$  suolo, rispettivamente. I valori molto simili mostrati da questi ioni (in media essi differivano per meno del 2%) sembrerebbe indicare che, analogamente a quanto sperimentato da Espejo *et al.*, (2001) sui terreni spagnoli, anche per i suoli in esame il potassio venga adsorbito unitamente al fosfato.

Gli indici di adsorbimento fosfatico ( $\text{P}_{\text{SI}}$ ) e di conducibilità elettrica ( $\text{IE}_C$ ) e la capacità massima di adsorbimento ( $X_{\text{max}}$ ) sono stati correlati tra loro e con le proprietà chimico-fisiche dei suoli studiati (Tabella 3). Nessuna correlazione ( $p < 0.5$ ) è stata osservata tra gli indici suddetti ed il pH dei suoli. Viceversa, essi sono risultati altamente correlati ( $p = 0.01 \div 0.001$ ) con la sostanza organica, argilla, capacità di scambio cationica ed ossidi di alluminio estratti con ossalato. Solo l'indice di conducibilità elettrica era correlato con il Feoxal anche se con un basso valore del coefficiente di correlazione ( $r = 0.52$ ;  $p < 0.05$ ). Infine, anche se per i suoli in studio l'indice di adsorbimento fosfatico si dimostrava il parametro più correlato con la capacità massima di adsorbimento ( $r = 0.99$ ), l'indice di conducibilità elettrica era in grado di fornire una misura abbastanza accurata di  $X_{\text{max}}$  e, in particolare, il 90% della variabilità  $X_{\text{max}}$  era spiegata dalla corrispondente variabilità del parametro di  $\text{IE}_C$  (Figura 1).



## Conclusioni

L'uso razionale dei fertilizzanti fosfatici deve essere basato sulla conoscenza del comportamento del P aggiunto al terreno e, in definitiva, delle proprietà di adsorbimento fosfatico dei suoli. In questo studio, l'indice IEC, derivato da misurazioni della diminuzione della conducibilità elettrica effettuate dopo un periodo di equilibratura di 24 ore, su sospensioni di campioni di suolo con soluzioni acquose di P contenenti  $300 \text{ mg P L}^{-1}$ , si mostrava capace di stimare con ragionevole accuratezza la capacità di ritenzione di P dei suoli presi in esame.

## Bibliografia

- BACHE B.W., E.G. WILLIAMS. - 1971. A phosphate sorption index for soils. *J. Soil Sci.*, 22: 289-301.
- ESPEJO SERRANO R., SANTANO ARIAS J., PARDO GARCÍA E., GONZALES FERNÁNDEZ P. - 1999. Estimating sulfate adsorption by measuring electrical conductivity of soil/gypsum solution extracts. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30 (15-16): 2221-2229.
- ESPEJO SERRANO R., SANTANO ARIAS J., PARDO GARCÍA E., GONZALES FERNÁNDEZ P. - 2001. Estimation of phosphate adsorption by Acrisols of western Spain from electrical conductivity of potassium dihydrogen phosphate extracts of soil. *European Journal of Soil Science*, 52: 139-141.
- FIXEN P.E., GROVE J.H. - 1990. Testing soils for phosphorus. In: *Soil Testing and Plant Analysis SSSA Book ser.3*. ed. Westerman R.L. Soil Science Society of America, Madison, WI. pp. 141-180.
- Mi.P.A.F. - 2000. *Metodi di analisi chimica del suolo*. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, FrancoAngeli Ed., Milano.
- MOZAFFARI M., SIMS J.T. - 1994. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic Coastal Plain watershed dominated by animal-based agriculture. *Soil Sci.*, 157: 97-107.
- MURPHY J., RILEY J.P. - 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Anal. Chem. Acta*, 27: 31-36.
- OLSEN S.R., WATANABE F.S. - 1957. A method to determine phosphorus adsorption maximum in soils as measured by the Langmuir isotherm. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 21: 144-149.
- REEVE N.G., SUMMER M.E. - 1972. Amelioration of subsoil acidity in Natal Oxisols by leaching of surface-applied amendments. *Agrochimophysics*, 4: 1-6.
- SHARPLEY A.N., CHAPRA S.C., WEDEPOHL R., SIMS J.T., DANIEL T.C., REDDY K.R. - 1994. Managing agricultural phosphorus of surface waters: issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 23:437-451.
- SIMS J.T. - 1993. Environmental soil testing for phosphorus. *Journal of Production Agriculture*, 6: 501-507.
- TUNNEY H. - 1992. Some environmental implications of phosphorus use in the European Community. In: *Phosphorus, Life and Environment from Research to Application*. Proc. 4th International IMPHOS Conference, 8-11 September 1992. Ghent, Belgium. World Phosphate Institut, Casablanca, 347-359.



## ENANTIOSELETTIVITÀ NELL'UPTAKE AMINOACIDICO DI UN SUOLO ADDIZIONATO CON ZINCO

Flavio Fornasier, Claudio Mondini, Liviana Leita

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, S.O.P. di Gorizia  
Via Trieste, 23, 34170 Gorizia.

### Abstract

We investigated the enantioselective uptake of glutamic acid by soil micro-organisms in a soil treated with 600 mg kg<sup>-1</sup> of Zn. The metal caused a 20% decrease of microbial biomass within two days and a decrease of metabolic quotient ( $qCO_2$ ) in the following days. Enantiospecific addition of glutamic acid (2 mg g<sup>-1</sup>) was performed 13 days after Zn addition and caused different respiratory dynamics. However, no difference in L/D respiratory ratio between polluted and unpolluted soil was detected after 6 hours from aminoacid amendment. By contrast, uptake of the D enantiomer within 6 hours occurred only in polluted soil whether it was given pure or as racemate. As a consequence L/D uptake ratio clearly distinguished polluted soil from the unpolluted one, establishing the basis for its use as a microbiological index of pollution.

**Key words:** enantioselectivity, aminoacidic uptake, Zn soil

### Riassunto

E' stato indagato l'utilizzo enantiospecifico dell'acido glutammico da parte della biomassa microbica in un suolo addizionato di 600 mg kg<sup>-1</sup> di zinco. L'aggiunta del metallo ha causato una diminuzione del 20% circa della biomassa microbica dopo due giorni e del quoziente metabolico ( $qCO_2$ ) nei giorni successivi. Alla aggiunta enantiospecifica (L, D o racemo) dell'acido glutammico (2 mg g<sup>-1</sup> suolo) dopo 13 giorni dall'aggiunta di zinco, i microrganismi hanno risposto con diverse dinamiche respiratorie. Tuttavia, non si sono rilevate differenze significative tra il suolo inquinato con zinco e quello non inquinato per quanto riguarda il rapporto di respirazione L/D. Al contrario, nelle prime 6 ore l'assorbimento dell'enantiomero D è avvenuto solo nel terreno inquinato, indipendentemente dal fatto che fosse stato somministrato da solo o in miscela racemica. Pertanto l'utilizzo del rapporto L/D di assorbimento (uptake) ha distinto chiaramente il terreno inquinato dal non inquinato, ponendo le basi per il suo utilizzo come indice di disturbo del suolo.

**Parole chiave:** enantioselettività, assorbimento aminoacidico, Zn del suolo

## **Introduzione**

Esiste un generale consenso sul fatto che i microrganismi del suolo possano essere utilizzati come sensibili indicatori dello status qualitativo del suolo. In particolare, parte degli studi dedicati alla valutazione degli effetti di elementi indesiderati sulla fertilità biologica del suolo sono generalmente basati su determinazioni di quantità, attività e composizione della biomassa microbica (composizione dei fosfolipidi, attività enzimatiche, respirazione, dinamica di mineralizzazione di substrati facilmente decomponibili, ecc.). Tra gli studi di recente proposizione, appaiono di particolare interesse, per una possibile applicazione in campo ambientale, quelli basati sulla risposta della biomassa microbica alla somministrazione di stereoisomeri di amminoacidi. E' noto, infatti, che gli amminoacidi levogiri (L) sono componenti essenziali nei processi di sintesi delle strutture biologiche e che l'utilizzo biologico di enantiomeri D è limitato a casi particolari. Se la D-alanina e l'acido D-glutammico si riscontrano nella parete cellulare di batteri ed altri amminoacidi si ritrovano in alcuni antibiotici naturali, non sono tuttavia ancora del tutto note le varie fonti di D-amminoacidi e la loro funzione.

Dai risultati presenti nella bibliografia specifica appare ragionevole ipotizzare che la biomassa microbica del suolo possa discriminare l'utilizzo delle forme enantiomeriche di amminoacidi, a seconda del tipo e del grado di alterazione del microambiente (Hopkins e O'Dowd, 1997; Landi *et al.*, 2000). Tuttavia, ad oggi la risposta sull'utilizzo specifico di L- e D-amminoacidi da parte dei microrganismi del suolo viene dedotta dal rapporto di respirazione L/D ottenuto dopo 6 ore di incubazione del suolo trattato (Hopkins *et al.*, 1997; Landi *et al.*, 2000). Lo scopo del nostro lavoro è quello di studiare la dinamica e la selettività di utilizzo degli enantiomeri dell'acido glutammico da parte della biomassa microbica in un suolo non inquinato e nello stesso addizionato di zinco. Si è provveduto a comparare i risultati della dinamica di utilizzo specifico in un periodo di 72 ore dopo la somministrazione con la relativa risposta respiratoria L/D e la crescita microbica.

## **Materiali e Metodi**

E' stato utilizzato un campione di suolo prelevato da un prato non coltivato (C organico 2,5%; pH 7,6), setacciato a 3 mm e pre-incubato a 25°C per 7 giorni al fine di minimizzare gli effetti di disturbo dovuti al prelievo e al setacciamento.

Dopo il condizionamento, al suolo è stata aggiunta una soluzione di solfato di Zn a concentrazione tale da aumentare il contenuto in zinco totale di  $600 \text{ mg kg}^{-1}$  sul secco e raggiungere contemporaneamente un contenuto di acqua pari al 50% della capacità di campo.

Aliquote (50 g) di suolo trattato con zinco e non trattato sono state poste in un vaso di vetro a chiusura ermetica contenente 50 mL di acqua sul fondo e un beaker con 30 mL di NaOH 0,5 M per la determinazione della  $\text{CO}_2$  emessa. I campioni sono stati quindi incubati alla temperatura di  $25^\circ\text{C}$ . Le misure quantitative della biomassa microbica (Vance *et al.* 1987, Wu *et al.*, 1990) e della  $\text{CO}_2$  emessa (titolazione potenziometrica acido-base; Jenkinson and Powlson, 1976) sono state effettuate dopo 2, 6, 9 e 13 giorni dall'aggiunta dello zinco.

Al 13° giorno di incubazione, sia al suolo trattato con Zn che a quello non trattato è stato addizionato acido glutammico nelle singole forme enantiomeriche e racema in quantità pari a 2 mg per g di suolo secco. I trattamenti "controllo" erano rappresentati dai campioni di suolo addizionati e non con zinco ai quali non era stato aggiunto acido glutammico. Il suolo è stato quindi reincubato a  $25^\circ\text{C}$ . Dopo 6, 12, 24, 48 e 72 ore è stata determinata la biomassa microbica, la  $\text{CO}_2$  emessa e la quantità estraibile degli enantiomeri dell'acido glutammico.

L'acido glutammico è stato estratto agitando per 15 minuti 10 g di suolo equivalente secco con 10 mL di etanolo al 20%. La misura dell'acido glutammico nelle forme L e D negli estratti è stata determinata in elettroforesi capillare dopo derivatizzazione dell'amminoacido con fluorenil-metil-chloroformato (FMOC, Fluka), secondo il metodo di Wan *et al.* (1995). Le corse elettroforetiche sono state effettuate con uno strumento Applied Biosystems HT-270 usando un capillare di silice fusa non rivestito.

L'utilizzo netto assorbimento dell'acido glutammico è stato calcolato come differenza tra il totale somministrato e la quantità residua nel suolo corretta per l'adsorbimento, le cui isoterme sono state effettuate nelle stesse condizioni adottate per l'estrazione ( $25^\circ\text{C}$ , 15 minuti di agitazione) e usando soluzioni di acido glutammico (L, D o L+D) 0,37 - , 1,23 - , 3,68 - , 7,35 - , 12,25 mM in 20% di etanolo.

Ogni singolo trattamento è stato replicato in triplo.

Il trattamento statistico dei dati è stato effettuato mediante il pacchetto statistico il pacchetto statistico SPSS.

## Risultati e Discussione

### Effetto dello zinco sulla biomassa microbica del suolo

La quantità di biomassa microbica ( $C_{mic}$ ) è diminuita del 20% rispetto al controllo (fig. 1) già dopo 2 giorni dall'aggiunta dello Zn ed è rimasta pressochè costante nel restante periodo di incubazione. L'attività microbica (misurata come quantità cumulativa di  $CO_2$  emessa) dopo i primi due giorni è stata sempre inferiore nel suolo addizionato con Zn ed ha raggiunto un decremento del 23% al 13° giorno di trattamento (fig. 2).

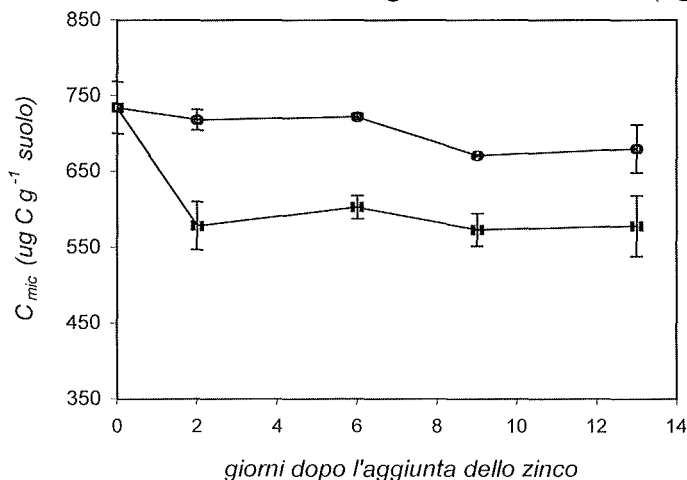


Figura 1. Andamento del contenuto di  $C_{mic}$  nel suolo non inquinato (o) ed addizionato di zinco (□). Le barre indicano la deviazione standard

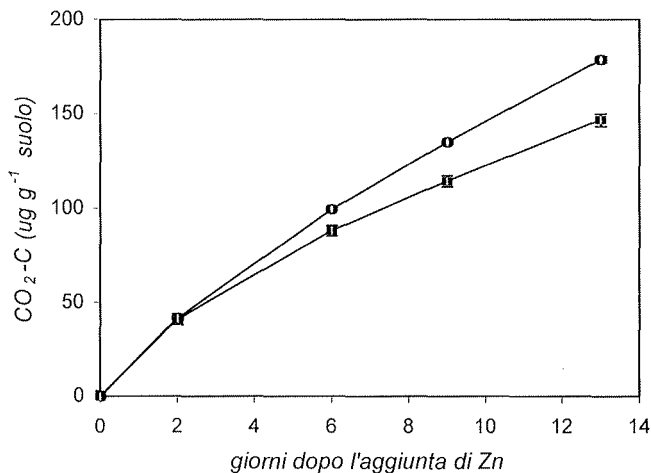


Figura 2. Andamento della respirazione nel suolo controllo (o) ed addizionato di zinco (□). Le barre indicano la deviazione standard

L'effetto dello zinco sull'attività della biomassa microbica è stato confermato anche dai valori del quoziente metabolico ( $qCO_2$ ), calcolato al 13° giorno, che è risultato inferiore nel suolo contaminato (5,8 contro  $6,7 \times 10^{-4}$  mg C-CO<sub>2</sub> mg C<sub>mic</sub> h<sup>-1</sup>;  $p < 0.05$ ).

#### Dinamica della biomassa microbica in seguito all'aggiunta di acido glutammico

Come si evince dall'osservazione delle figura 3, l'apporto aminoacidico ha stimolato la crescita microbica, che ha raggiunto il valore massimo a 24 ore dalla somministrazione di acido glutammico.

La quantità di CO<sub>2</sub> emessa prima delle 48 ore, è stata minore nelle due tesi in cui è stato addizionato l'acido glutammico nella forma D (fig. 4), in particolare per quanto riguarda il terreno trattato con zinco. Il trattamento D+L ha avuto una risposta respiratoria praticamente sovrapponibile a quella del trattamento L (dati non mostrati). Nel periodo successivo alle 48 ore l'emissione di CO<sub>2</sub> è diminuita drasticamente, senza differenze significative tra i trattamenti addizionati di acido glutammico.

#### Rapporti L/D e assorbimento di acido glutammico

Il rapporto respiratorio L/D dopo 6 ore è risultato essere pari a 2,7 e 2,5 rispettivamente nel terreno addizionato di Zn e non (tab. 1) e pertanto senza differenze significative, in accordo con i risultati di Landi *et al.* (2000). Tali autori rilevarono infatti che l'aggiunta di 50 o 500 ppm di cadmio ad un terreno acido causava una diminuzione del rapporto respiratorio L/D solo nei primi 7 giorni, ma non successivamente.

La dinamica di assorbimento dell'acido L-glutammico nei trattamenti L e D+L (fig. 5a, 5b) è risultata lineare e senza differenza tra suolo addizionato di zinco e non. Per contro durante le prime 6 ore l'assorbimento dell'enantiomero D è stato rilevato solo nel terreno inquinato, anche in questo caso indipendentemente dal fatto che la somministrazione fosse stata effettuata come enantiomero puro o come miscela racemica (fig. 5a, 5b).

La differenza tra i due suoli risulta così consistere nell'assorbimento o meno dell'enantiomero D nelle prime 6 ore e non in una diversa velocità di assorbimento del medesimo.

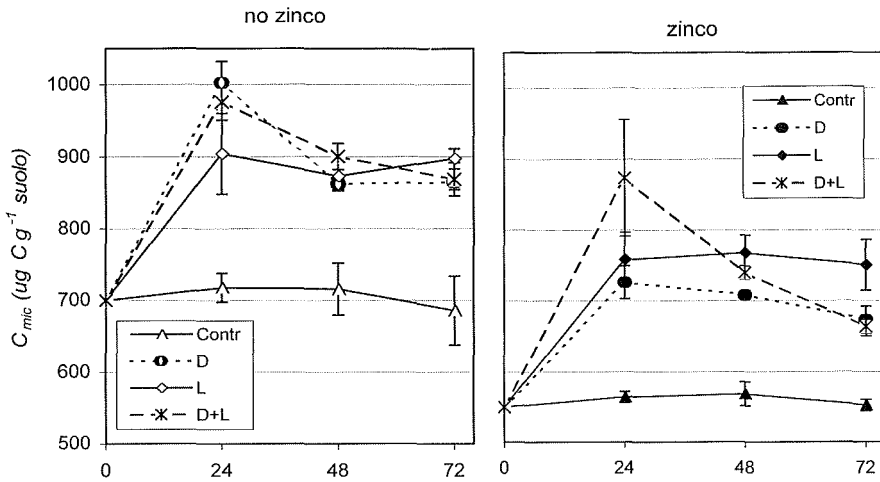


Figura 3. Dinamica della biomassa in seguito all'aggiunta dell'acido glutammico. Le barre indicano la deviazione standard.

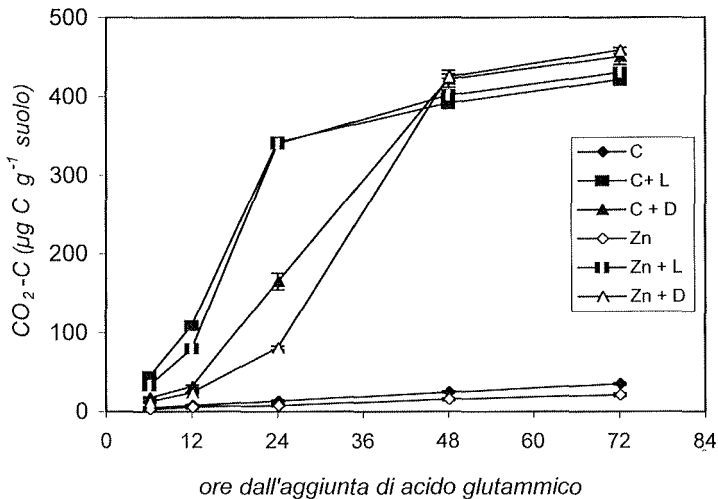


Figura 4. Dinamica della respirazione in seguito all'aggiunta di acido glutammico. Le barre indicano la deviazione standard

Di conseguenza il rapporto L/D di *assorbimento* (uptake) tende ad infinito nel caso del terreno non inquinato (la quantità assorbita di enantiomero D è pari a zero) mentre risulta essere di 3,2 nel suolo non inquinato. Da notare inoltre che gli stessi valori di L/D di assorbimento sono stati ottenuti indifferentemente usando i valori di assorbimento dei trattamenti L e D o quelli del trattamento L+D.



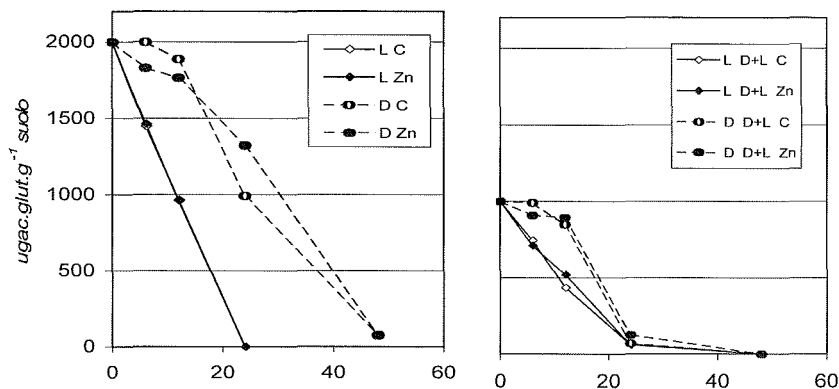


Figura 5. Dinamica dell'assorbimento dell'acido glutammico. Le curve riportano la quantità di acido glutammico residuo nel suolo. Le barre della deviazione standard sono più piccole della dimensione dei simboli

## Conclusioni

Tabella I. Valori del rapporto L/D

Trattamento	Rapporto L/D	
	respiratorio	assorbimento (uptake)
no zinco	2,5	infinito (*)
zinco	2,7	3,2

(\*) Il valore di assorbimento dell'enantiomero D è pari a zero

La simultanea analisi della dinamica della respirazione, della quantità di biomassa microbica e dell'uptake degli enantiomeri dell'acido glutammico ha permesso di caratterizzare in modo globale la risposta microbica nel terreno addizionato di zinco rispetto al controllo.

La somministrazione enantiospecifica ha causato una diversa dinamica a livello di risposta respiratoria. Tuttavia, l'utilizzo del rapporto L/D *respiratorio* non ha permesso di distinguere tra suolo inquinato e non. Una netta differenza si è invece riscontrata nell'uptake dell'acido D-glutammico nelle prime 6 ore: il fatto che solo nel terreno addizionato con zinco esso venga assorbito pone le basi per un suo possibile uso come indicatore del disturbo del suolo dovuto all'inquinamento.

## Bibliografia

HOPKINS D.W., O'DOWD R.W. -1997. Chirality is a factor in substrate utilization assays. In: Microbial communities. Functional versus structural approach, ed H. Insam, A. Ranggger Springer, Berlin-Heidelberg-New

York, 215-228.

- HOPKINS D.W., O'DOWD R.W., SHIEL R.S. -(1997.) Comparison of D- and L-amino acid metabolism in soils with differing microbial biomass and activity. *Soil Biol. Biochem.* , 29: 23-29.
- JENKINSON D.S., POWLSON D. -(1976.) The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Biol. Biochem.*, 8: 167-177.
- LANDI L., RENELLA G, MORENO J.L., FALCHINI L., NANNIPIERI P. - (2000.) Influence of cadmium on the metabolic quotient, L- :D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 32: 8-16.
- VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S. - (1987.) An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 19: 703-707.
- WAN H., ANDERSSON P.E., ENGSTROM A., BLOMBERG L.G. - 1995. Direct and indirect chiral separation of amino acids by capillary electrophoresis. *J. Chrom.*, 704: 179-193
- WU J, JOERGENSEN RG, POMMERENING B, CHAUSSOD R, BROOKES PC (1990) Measurement of soil microbial biomass by fumigation-extraction-an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1167-1169.

# *PREVISIONE DEL FABBISOGNO FOSFATICO DI TERRENI AGRARI MEDIANTE STUDI DI EQUILIBRAZIONE SUOLO-P A BREVE TERMINE*

Roberto Indiatì <sup>1</sup>, Adele Figliolia <sup>1</sup>, Irene Perucchini <sup>1</sup>,

Roberto Oppedisano <sup>2</sup>, Giampietro Diana <sup>1</sup>

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella 2-4, 00184 Roma.

2ARSSA, Servizio Agropedologia  
Viale Trieste 93, 87100 Cosenza

## **Abstract**

As soil availability of applied phosphorus (P) changes with soil type and time after fertiliser application, it results of great importance to determine a soil P parameter (P buffer capacity index, PBI, or P availability index) able to estimate with a certain accuracy the fraction of P added remaining in available form after a given time or, in other words, to evaluate the amount of P fertiliser required to increase the bicarbonate-extractable soil P test value by 1 mg kg<sup>-1</sup>. The PB index values based on a short-term recovery after 24 h soil-P equilibration period and evaluated on 41 soils from the Calabria Region, were found very closely correlated to longer-term PBI values determined after a 90 day equilibration of soil with P ( $r=0.95$ ;  $p<0.001$ ). The results suggest that the 24 h equilibration soil-P procedure (after conversion of short-term data to those obtained after the 90 days equilibration, by regression analysis) could be conveniently used to predict the P fertiliser availability of these soils, with reasonable accuracy.

**Key words:** soil P requirement, soil P buffering index.

## **Riassunto**

E' noto che la estraibilità del fosfato (P) applicato ai suoli con i fertilizzanti varia, fra le altre cose, con il tipo di suolo ed il tempo di contatto suolo-fertilizzante. Risulta allora di primaria importanza la determinazione di un parametro (indice di capacità tampone per il P, PBI, o indice di disponibilità fosfatica) in grado di fornire una stima della frazione del P aggiunto estraibile dopo un certo tempo o, in altre parole, capace di valutare la quantità di fertilizzante fosfatico necessario per incrementare di una unità il livello di P assimilabile (P estratto con la soluzione di bicarbonato) del suolo. I risultati ottenuti in questo studio su 41 suoli della Calabria hanno mostrato che una procedura di equilibratura suolo-P della du-

rata di 24 ore permetteva di avere valori di indice di capacità tampone per il P ben correlati ( $r=0.95$ ;  $p<0.001$ ) con i corrispondenti valori derivati da un contatto dei suoli con P per 90 giorni (equilibrato di riferimento). Era quindi possibile, mediante l'analisi di regressione, correggere o "aggiustare" il valore ottenuto nella procedura a breve termine per avere una previsione più accurata della capacità individuale dei suoli in studio a mantenere in forma assimilabile il P somministrato mediante la fertilizzazione fosfatica.

**Parole chiave:** fabbisogno fosfatico del suolo, indice di disponibilità fosfatica.

### **Introduzione**

Una corretta gestione della pratica di fertilizzazione fosfatica del suolo dovrebbe prevenire l'instaurarsi di condizioni di carenza di P nel suolo ma anche il suo l'accumulo eccessivo, allo scopo di minimizzare le perdite del nutriente dai terreni agrari e quindi i rischi di eutrofizzazione dei corpi d'acqua.

Risulta allora di primaria importanza non solo la valutazione accurata del fosfato presente nel suolo in forma assimilabile (effettuata tramite un appropriato metodo di estrazione o soil P test), ma anche la stima della quantità di P da somministrare per innalzare il livello del nutriente al valore ritenuto ottimale per un certo suolo, ambiente pedoclimatico e coltura. E' noto infatti che non tutto il P somministrato ai terreni sotto forma di fertilizzante fosfatico rimane immediatamente disponibile per le piante, dato che una porzione, variabile e generalmente alta, risulta essere fissata più o meno fortemente ai colloidi del suolo.

L'entità delle reazioni (principalmente, di adsorbimento e di precipitazione) che avvengono tra un suolo ed il fertilizzante fosfatico dipende dalle proprietà chimico-fisiche del suolo stesso, fondamentalmente, pH (Lopez-Hernandez e Burnham, 1974), contenuto e tipo di argilla, di ossidi ed ossidi idrati di ferro ed alluminio, di calcare e di sostanza organica (Karim e Adams, 1984), temperatura ed umidità del suolo (Barrow e Shaw, 1975), intensità dell'azione esercitata dagli agenti pedogenetici (Ryan *et al.*, 1985) e pratiche di gestione del suolo (Haynes, 1982; Patrick e Khalid, 1974).

La capacità di fissazione fosfatica dei terreni o, in altre parole, la capacità tampone dei suoli nei riguardi del fosfato (soil P buffering capacity) influenza direttamente sia la variazione del soil P test dovuta alla somministrazione di fertilizzante fosfatico, sia l'assorbimento di P da parte delle piante (Kuo, 1990). Questo spiega perché l'uso di indici in grado di espri-

mere la capacità tampone caratteristica di ogni suolo migliori l'efficacia dell'interpretazione del soil P test nel predire il fabbisogno fosfatico delle colture (Cajuste *et al.*, 1992). Gli indici di capacità tampone per il P (PBI-phosphorus buffer index) o indici di disponibilità fosfatica derivano da procedure di laboratorio basate sull'equilibratura del terreno con P per periodi variabili di tempo, e rappresentano l'incremento del livello di P estraibile dal terreno per unità di P applicato. Risulta chiaro come l'inverso del valore di tale indice sia una misura della quantità di fertilizzante richiesta per incrementare il valore del soil P test scelto di 1 mg per kg di terreno.

Il tempo di contatto suolo-P varia, per i diversi autori, tra 2 ore (Indiati *et al.*, 1999; Mc Lean, 1985), 16 ore (Sobral *et al.*, 1998; Vendrell e Sabbe, 1990), 24 ore (Indiati *et al.*, 1999), e 7 giorni (Bhiyan e Sedberry, 1995; Sobral *et al.*, 1998). Come valore di riferimento viene determinato quello dell'indice relativo ad un periodo di contatto di 60 giorni (Mc Lean, 1985; Vendrell e Sabbe, 1990), o 90 giorni (Indiati *et al.*, 1999), o 120-180 giorni (ore) (Sobral *et al.*, 1998). I dati riportati dai diversi ricercatori sopra citati indicano in genere una buona correlazione tra i valori di P estratto dopo equilibratura a breve termine (2 ore-7 giorni) e quelli ottenuti nel più lungo periodo (60-180 giorni), il che rende possibile correggere o "aggiustare", mediante l'aiuto dell'analisi di regressione, i valori degli indici tampone per il P dei terreni calcolati nel breve periodo, e quindi migliorare il grado di accuratezza per il calcolo della dose di fertilizzante fosfatico da somministrare ad un particolare suolo per raggiungere il livello di P ritenuto ottimale.

Obiettivo del presente lavoro è stato quello di verificare su 41 campioni di terreni agrari raccolti da aziende site nei comuni di Lamezia e Crati (Cosenza) il livello di P estraibile con il metodo di Olsen dopo equilibratura del suolo con P condotta per 2 ore, 24 ore e 90 giorni, e di investigare sulle relazioni (i) tra gli indici di disponibilità così determinati e (ii) tra essi e alcune proprietà chimico-fisiche dei suoli.

## **Materiali e metodi**

L'esperienza è stata condotta su 41 suoli prelevati da varie aziende agrarie nei territori di Lamezia e Crati (Cs). La caratterizzazione chimico-fisica dei suoli (Tabella 1) è stata effettuata sui campioni seccati all'aria e vagliati a 2 mm, secondo le metodiche del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (Mi.P.A.F., 2000). L'indice di adsorbimento fosfatico (phosphorus sorption index, "P-SI") è stato calcolato usando il quoziente  $X/\log C$ , dove X è la quantità di P adsorbito (mg/100 g suolo) in seguito al-

l'aggiunta di 1,5 g P per kg di suolo, e C è la concentrazione di P in soluzione ( $\mu\text{mol/L}$ ). I parametri suddetti sono stati misurati dopo agitazione del suolo (1 g) con 20 mL di una soluzione 0,01M di  $\text{CaCl}_2$  contenente 75 ppm di P, per 24 ore.

L'equilibratura a lungo termine (90 giorni) è stata effettuata in capsule Petri a temperatura ambiente, aggiungendo P in quantità corrispondente a 50 mg per kg di terreno. Questo è stato ottenuto umettando 50 g suolo con 25 mL di una soluzione di fosfato monobasico di potassio contenente 100 mg P per litro. Tutti i contenitori erano lasciati aperti nel corso dell'esperienza ed il contenuto di acqua della capsula, corrispondente alla capacità di campo, veniva ripristinato una volta a settimana. Veniva poi effettuata, per ogni campione di suolo, una prova in parallelo (bianco) aggiungendo acqua distillata al posto della soluzione di P. Al termine del periodo di equilibratura, i terreni venivano fatti seccare all'aria, macinati "gentilmente", vagliati di nuovo a 2 mm, ed analizzati per il loro contenuto in P assimilabile usando come estraente la soluzione 0,5 M di bicarbonato di sodio a pH 8,5 (Olsen et al., 1954).

Le equilibrature a breve termine (2 ore e 24 ore) sono state eseguite, sempre a temperatura ambiente, su 2 g di suolo posti in tubi da centrifuga a cui era aggiunto 1 mL della soluzione da 100 ppm di P. Anche in questo caso veniva effettuata una prova in parallelo, in cui veniva aggiunto 1 mL di acqua distillata. Alla fine dei rispettivi periodi di equilibratura, si effettuava l'estrazione del P con il reagente di Olsen direttamente nel tubo da centrifuga.

L'indice di capacità tampone per il P dopo 90 giorni di contatto suolo-P ( $\text{PBI}_{90\text{d}}$ ) e quelli derivati dagli esperimenti di equilibratura a breve termine ( $\text{PBI}_{2\text{h}}$  e  $\text{PBI}_{24\text{h}}$ ) sono stati calcolati dal rapporto tra la differenza della quantità di P estratto (mg P/kg di suolo) dai campioni di suolo aggiunti di P e quella estratta dai campioni nella prova in bianco, diviso il valore della quantità di fosfato aggiunto (espresso nella stessa unità). Come è logico aspettarsi, gli indici possono avere valori variabili tra 0 (il P aggiunto non risulta affatto estraibile) ed 1 (il P somministrato si ritrova completamente in forma estraibile).

Tutte le prove sono state effettuate in doppio. Il P in soluzione è stato determinato per via colorimetrica secondo la procedura di Murphy e Riley (1962). La descrizione statistica dei dati (valore medio, valori minimo e massimo e deviazione standard), le analisi di correlazione e lo sviluppo delle equazioni di regressione sono state ottenute con il programma Excel di Microsoft, versione 4.0.

## Risultati e discussione

Le principali caratteristiche chimico-fisiche dei terreni in studio sono state riportate in Tabella 1.

**Tabella 1.** Principali proprietà chimico-fisiche dei suoli in studio (valore minimo, medio, massimo e deviazione standard)

**Table 1.** Selected chemical and physical properties of the soils studied (mean, range, and standard deviation)

Proprietà	Unità di misura	Media	Intervallo	Deviazione Standard
pH (H <sub>2</sub> O)		7,2	6,1-8,7	0,7
Sabbia	g kg <sup>-1</sup>	486	1-936	225
Argilla	g kg <sup>-1</sup>	157	1-350	93
Sostanza organica	g kg <sup>-1</sup>	15	2-47	8
Azoto tot.	g kg <sup>-1</sup>	3	0-7	2
Carbonato totale	g kg <sup>-1</sup>	48	0-220	61
Carbonato attivo	g kg <sup>-1</sup>	16	0-75	20
CSC	cmol kg <sup>-1</sup>	14,2	4,7-27,0	4,9
Olsen-P	mg kg <sup>-1</sup>	1,3	0,3-10,0	1,6
P-SI*		6,8	0,3-20,1	4,8

\* Indice di adsorbimento fosfatico

**Tabella 2.** Indice di capacità tampone per il fosforo (PBI) dei suoli in studio (valore minimo, medio, massimo e deviazione standard) in funzione del tempo (2 ore, 24 ore e 90 giorni).

**Table 2.** Soil phosphorus buffer index (PBI) (mean, range, and standard deviation) as a function of equilibration time (2 and 24 hours, and 90 days).

Parametro	Media	Intervallo	Deviaz. Stand.
PBI <sub>2h</sub>	0,57	0,38-0,88	0,12
PBI <sub>24h</sub>	0,44	0,22-0,71	0,09
PBI <sub>90d</sub>	0,39	0,14-0,62	0,08

Esse presentavano un buon grado di variabilità, specialmente quelle (argilla, sostanza organica, calcare) ritenute potenzialmente capaci di influenzare in modo sostanziale la dinamica di P nel suolo. Sarebbe lecito aspettarsi quindi che i campioni esaminati esibissero comportamenti ben diversificati relativamente alle loro proprietà di ritenzione e rilascio del fosforo. Questo è in effetti quello che si verificava, dato che da una parte il P-SI variava tra 0,3 (meno dell'1% del P aggiunto viene adsorbito dopo 24 ore di contatto del terreno con la soluzione di CaCl<sub>2</sub> 0,01M contenente 1,5 g P per kg di suolo) e 20,1 (il 41% del P aggiunto viene adsorbito) (Tabella 1) mentre, per quanto riguarda l'indice di capacità tampone, tra il 38 e l'88%, tra il 22 ed il 71% e, infine, tra il 14 ed il 62% del P aggiunto si ritrovava in for-

ma estraibile con la soluzione di Olsen, rispettivamente dopo 2 ore, 24 ore e 90 giorni di equilibratura del terreno con il P (Tabella 2). Tra le varie proprietà chimico-fisiche elencate, l'indice di adsorbimento fosfatico e i tre indici di capacità tampone risultavano ben correlati con l'argilla ( $r=0.66\pm 0.76$ ;  $p<0.001$ ), mentre solo gli indici tampone relativi ai tempi di equilibratura più brevi (2 ore e 24 ore) erano correlati anche al contenuto di calcare attivo ( $r=0.35$  e  $0.50$ ;  $p=0.05$  e  $p=0.001$ ). Gli indici di capacità tampone relativi a tutti e tre i periodi di equilibratura sono poi risultati altamente correlati con l'indice di adsorbimento fosfatico (P-SI), con valori di  $r$  compresi tra 0,78 e 0,86 ( $p<0.001$ ). In questo studio, il 73% della variabilità dell'indice di capacità tampone relativo a 24 ore di equilibratura suolo-P era spiegato dalla corrispondente variabilità dell'indice P-SI. In un precedente lavoro, condotto su diversi suoli portoghesi, il P-SI riusciva a spiegare fino all'84% della variabilità dell'indice tampone (Indiati *et al.*, 1999).

Il valore degli indici di capacità tampone per il P diminuiva, in media, all'aumentare del tempo di contatto suolo-P. Infatti, dopo 2 ore di equilibratura, il 57% del P aggiunto veniva estratto dalla soluzione di bicarbonato, mentre dopo 24 ore tale percentuale scendeva al 44% e si attestava al 37% dopo il periodo più lungo preso come riferimento (90 giorni). In pratica, mediamente per tutti i campioni di terreno esaminati, occorrevano 1,75, 2,27 e 2,56 unità di fertilizzante fosfatico per incrementare di un'unità il livello di P assimilabile del suolo, dopo 2 ore, 24 ore e 90 giorni di equilibratura con il P. Questi risultati validano la concezione "classica" per cui, quando un terreno è posto in contatto con una soluzione contenente fosfato, il P risulta soggetto ad un adsorbimento molto rapido, da parte del suolo stesso, seguito da una fase di adsorbimento più lenta che può perdurare per diversi giorni o, addirittura, diversi mesi (Fixen e Grove, 1990). I valori degli indici di capacità tampone relativi a 90 giorni di equilibratura sono risultati altamente correlati ( $p<0.001$ ), con quelli derivati dai periodi di 2 ore e 24 ore. In particolare, la variabilità dell'indice  $PBI_{2h}$  spiegava il 66% ( $r=0,81$ ;  $p<0.001$ ) della variabilità di  $PBI_{90d}$ , mentre il parametro  $PBI_{24h}$  era in grado di spiegare fino al 91% ( $r=0.95$ ;  $p<0.001$ ) della variabilità dell'indice a lungo termine. In Figura 1 è presentata la relazione tra  $PBI_{90d}$  e  $PBI_{24h}$ , insieme al valore del parametro della equazione di regressione indicante la pendenza della retta stessa. E' così possibile aggiustare il dato ottenuto dall'equilibratura a breve termine con quello di riferimento basato sul periodo più lungo e, di conseguenza, visto anche l'elevato valore del coefficiente di regressione, migliorare l'accuratezza nella determinazione della capacità dei suoli a mantenere il P aggiunto nella forma disponibile. Il valore dell'errore standard relativo al coefficiente angolare della retta era pari a 0.0085 ( $p<0.001$ ).



Come esempio di applicazione, immaginiamo che un terreno presenti, dopo 24 ore di contatto suolo-soluzione di fosfato, un indice di capacità tampone per il P ( $PBI_{24h}$ ) pari a 0.50. In accordo con l'equazione di regressione di Figura 1, il valore di questo parametro corretto per il periodo più lungo (90 giorni di contatto) sarà uguale a 0.44 (cioè a 0,50 moltiplicato 0,888). Se supponiamo, poi, che il livello di sufficienza del soil test scelto (la procedura di Olsen) relativo al terreno in esame sia di  $20 \text{ mg P kg}^{-1}$  di suolo, e che il livello effettivo di P estratto dallo stesso terreno con la soluzione di bicarbonato sia di  $12 \text{ mg P kg}^{-1}$  di suolo, allora la quantità di P da somministrare per raggiungere il livello critico risulterà pari a  $(20-12)/0,44$ , cioè  $18,2 \text{ mg P kg}^{-1}$  di suolo (corrispondente a circa  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  di  $P_2O_5$ , se il fertilizzante viene incorporato in uno strato di 20 cm di profondità).

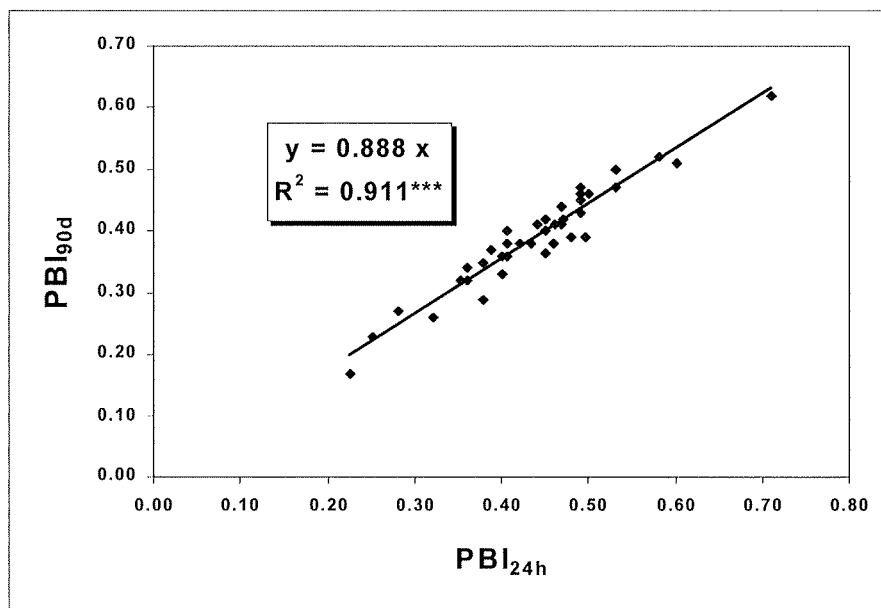


Figura 1. Relazione tra indici di capacità tampone per il P determinati dopo 90 giorni ( $PBI_{90d}$ ) e 24 ore ( $PBI_{24h}$ ) di contatto suolo-soluzione di fosfato

Figure 1. Relationship between soil P buffer index values determined after 90 days ( $PBI_{90d}$ ) and 24 hours ( $PBI_{24h}$ ) of soil-P solution equilibration.

## Conclusioni

I risultati ottenuti confermano, per i terreni in studio, la validità della procedura di equilibratura suolo-fosfato a breve termine (24 ore) nel predire in modo accurato l'indice di capacità tampone per il P, basata su

un periodo di contatto a più lungo termine (90 giorni), dopo "aggiustamento" dei dati mediante analisi di regressione Tale indice dà una misura della quantità di fertilizzante fosfatico da somministrare ad un suolo per innalzarne il contenuto di P disponibile (determinato attraverso un appropriato soil test) ad un livello ritenuto ottimale per la crescita delle colture.

### **Bibliografia**

- BARROW N.J., SHAW T.C. - 1975. The slow reaction between soil and anions. 2. Effect of time and temperature on decrease in phosphate concentration in soil solution. *Soil Sci.*, 119: 167-177.
- BHIYAN L.R., SEDBERRY J.E.JR. - 1995. Apparent phosphorus fixation by selected soils of Louisiana. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 26: 21-34.
- CAJUSTE L.J., ALVAREZ V.H., LAIRD R.J. - 1992. Evaluation of chemical extractants for assessing phosphate availability in volcanic ash soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 23: 2189-2206.
- FIXEN P.E., GROVE J.H. - 1990. Testing soils for phosphorus. In: *Soil Testing and Plant Analysis SSSA Book ser.3.* ed. Westerman R.L. Soil Science Society of America, Madison, WI. pp. 141-180.
- HAYNES H.R. - 1982. Effects of liming on phosphate availability in acid soils. *Plant and Soil*, 63: 289-308.
- INDIATI R., NERI U., SHARPLEY A.N., FERNANDES M.L. - 1999. Extractability of added phosphorus in short term equilibration test of Portuguese soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30: 1807-1818.
- KARIM M.I., ADAMS W.A. - 1984. Relationship between sesquioxides, kaolinite and phosphate sorption in a catena of oxisols in Malawai. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 48: 406-409.
- KUO S. - 1990. Phosphate sorption implications on phosphate soil test and uptake by corn. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 54: 131-135.
- LOPEZ-HERNANDEZ I.D., BURNHAM C.P. - 1974. The effect of pH on phosphate adsorption in soils. *J. Soil Sci.*, 25: 207-216.
- MC LEAN E.O. - 1985. Improved lime, phosphorus, and potassium recommendations based on double equilibration soil test methods for assessing buffering or fixation tendencies of individual soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 16: 1229-1257.
- Mi.P.A.F. - 2000. *Metodi di analisi chimica del suolo.* Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, FrancoAngeli ed., Milano.
- MOZAFFARI M., SIMS J.T. - 1994. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic Coastal Plain watershed dominated by animal-based agriculture. *Soil Sci.*, 157: 97-107.
- MURPHY J., RILEY J.P. - 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Anal. Chem. Acta*, 27: 31-36.
- OLSEN S.R., COLE C.V., WATANABE F.S., DEAN L.A. - 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extracting with sodium bicarbonate. *USDA Circ. 939.* U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C.
- PATRICK W.H., KHALID A.R. - 1974. Phosphate release and sorption by soils and sediments: Effects of aerobic and anaerobic conditions. *Science*, 1986: 53-55.
- RYAN J., CURTIN D., CHEEMA M.A. - 1985. Significance of iron oxide and calcium carbonate size in phosphate sorption by calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 49: 74-76.
- SOBRAL L.F., AQUINO B.F., COX F.R. - 1998. Mehlich-3 phosphorus buffer coefficients. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29: 1751-1761.
- VENDRELL P.F., SABBE W.E. - 1990. Evaluation of fast methods for determination of P and K fixation. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 21: 1277-1297.

*ANALISI CHEMIOMETRICA DEI DATI SPETTRALI  
FT-IR PER LA CARATTERIZZAZIONE QUALITATIVA  
E QUANTITATIVA DELLA SOSTANZA ORGANICA DEI  
SUOLI DELL'AZIENDA SPERIMENTALE  
A. MENOZZI DI LANDRIANO (PV)*

P. Marino Gallina, G. Cabassi, D. Orfeo, M. Piombino

Dipartimento di Produzione Vegetale di Milano - Sezione di Agronomia.

**Abstract**

Both DRIFT (Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform) spectra and reference analyses results for texture, total C and N, C.E.C. (Cation Exchange Capacity) and exchangeable Ca, Mg and K were obtained from a set of 60 soil samples randomly taken out from fields of the experimental farm of the University of Milano located in Landriano (PV).

Spectra of samples thermically treated for organic C removal (72 h at 400°C) were subtracted from the spectra of the same untreated samples. Dewiggle algorithm was used to automatically set up the best subtraction factor. Subtraction spectra, representing the soil organic components spectra, clearly show the signal of O-H bound at 3400-3300  $\text{cm}^{-1}$ , aliphatic C-H at 2950-2850  $\text{cm}^{-1}$ , amide I C=O at 1650  $\text{cm}^{-1}$ , amide II N-H and C-N at 1550  $\text{cm}^{-1}$  and aromatic ring C=C at 1515  $\text{cm}^{-1}$ . PLS (Partial Least Square) regression gave good quantitative estimation of total carbon and nitrogen content in soils: the two calibrations developed, both with 7 principal components, had Root Mean Square Error in Cross Validation (RMSECV) 1.19 and 0.102 g/kg for total carbon and nitrogen respectively. Carbon content and nitrogen content of the samples ranged from 3.1 to 18.2 g/kg and from 0.45 to 1.76 g/kg respectively.

**Key words:** Soil, DRIFT, Carbon, Nitrogen, Chemometrics, PLS

**Riassunto**

Su una popolazione di 60 campioni di suolo, provenienti dall'azienda sperimentale A. Menozzi di Landriano (PV), è stata effettuata sia la registrazione degli spettri DRIFT, sia la determinazione, con metodi di chimica umida (MiPAF, 2000), dei parametri tessitura, C ed N totali, Capacità di Scambio Cationico (C.S.C.) e basi scambiabili.

Mediante tecniche di sottrazione spettrale, a partire dagli spettri dei medesimi campioni non trattati e da quelli degli stessi ossidati termicamente (400°C per 72 ore), ricorrendo all'algoritmo "dewiggle" per l'individuazione automatica e riproducibile del fattore di

sottrazione ottimale, è stato possibile mettere in evidenza lo spettro della componente organica dei suoli; in esso sono stati rilevati con chiarezza i segnali del legame O-H a 3400-3300  $\text{cm}^{-1}$ , dei C-H alifatici a 2950-2850  $\text{cm}^{-1}$ , dei C=O dell'ammide I a 1650  $\text{cm}^{-1}$ , degli N-H e dei C-N dell'ammide II a 1550  $\text{cm}^{-1}$  e dei C=C dell'anello aromatico a 1515  $\text{cm}^{-1}$ . La regressione PLS (Partial Least Squares) si è dimostrata in grado di restituire dati quantitativi circa il contenuto totale di azoto e di carbonio organico: con un modello a sette componenti principali, utilizzando gli spettri dei campioni diluiti con KBr, l'errore medio in cross validazione (RMSECV) è risultato pari a 1,19 e 0.102 g/kg rispettivamente per il carbonio e l'azoto, a fronte di un range di variazione dei valori di carbonio tra 3.1 e 18.2 g/kg e dell'azoto tra 0.45 e 1.76 g/kg.

**Parole chiave:** Suolo, DRIFT, carbonio, azoto, chemiometria, PLS

### **Introduzione**

La spettroscopia nella regione del medio infrarosso (MIR) è stata utilizzata fin dai primi anni '70 per la caratterizzazione delle frazioni estraibili della sostanza organica del suolo (Nannipieri, 1993). La successiva introduzione degli strumenti FT-IR, con un miglioramento del rapporto segnale-rumore e della risoluzione spettrale, nonché quella di accessori per l'acquisizione di spettri in riflettanza diffusa DRIFTS (diffuse reflectance infrared fourier transform spectroscopy), hanno permesso l'analisi diretta di matrici solide, come i suoli, senza ricorrere a processi di estrazione (Nguyen, 1991). Infine, la digitalizzazione del segnale, con un'acquisizione dei dati come vettori numerici, ha avviato lo sviluppo della chemiometria applicata ai dati spettroscopici. Il principale scopo dell'indagine è stato l'interpretazione dello spettro dei suoli nella regione spettrale del medio infrarosso e, in particolare, la discriminazione tra i segnali dovuti alla componente minerale e quelli invece dovuti alla componente organica. E' stata inoltre esplorata la possibilità di utilizzare la spettroscopia DRIFT per determinazioni quantitative di alcune variabili del suolo.

### **Materiali e metodi**

I campioni di suolo originano dall'Azienda Sperimentale A.Menozzi dell'Università degli studi di Milano sita in Landriano, località di pianura a sud di Milano. I suoli dell'azienda, da acidi a subacidi, di origine alluvionale, si sono evoluti su substrato di ghiaia mista con sabbia e presentano una notevole variabilità di granulometria lungo il profilo. In base ai

criteri di classificazione F.A.O. 1988, i pedotipi riscontrati in 4 stazioni di osservazione, sono risultati essere: Haplic Luvisol, Chromic cambisol ed un intergrado tra i Ferralic Cambisols e gli Eutric Cambisols.

I 60 campioni di suolo indagati sono stati prelevati nell'autunno 1998, dallo strato 0-30 cm, in punti selezionati casualmente su una griglia di campionamento regolare di 50x50 m estesa su tutta la superficie aziendale (55.5 ha). La preparazione dei campioni, per l'effettuazione delle analisi di riferimento, ha previsto la loro essiccazione all'aria e la successiva vagliatura a 2 mm. Per l'acquisizione degli spettri, una parte del campione vagliato è stata essiccata ulteriormente a 60 °C per 72 ore e 500 mg di questa sono stati macinati mediante un mulino Wig-L-Bug, a sfere d'agata, vibrante a 100 Hz.

I dati analitici di riferimento per la calibrazione del metodo spettroscopico sono stati ottenuti con i seguenti metodi: analisi elementare tramite analizzatore elementare, per C ed N totali; metodo della pipetta, per le frazioni granulometriche; metodo con bario cloruro e trietanolamina, per la C.S.C. e le basi di scambio (MiPAF, 2000). Gli spettri sono stati ottenuti sui campioni o tal quali o diluiti con KBr (2+98; campione+KBr), con uno spettroscopio FT-IR 300E Jasco provvisto di un detector DLATGS e di un accessorio per la riflettanza diffusa PIKE TECHNOLOGIES. Ciascuno spettro è stato derivato da 100 scansioni nel range 4000-600  $\text{cm}^{-1}$  con una risoluzione di 4  $\text{cm}^{-1}$ . I dati spettrali sono stati registrati e trattati tramite il software GRAMS 5.2. Preliminarmente al loro impiego sia per scopi qualitativi che quantitativi, tutti gli spettri del set campionario sono stati trattati tramite la correzione moltiplicativa dello scattering (MSC): una tecnica matematica che elimina le differenze di offset (rumore di fondo) e di linea di base degli spettri di uno stesso set (Geladi *et al.*, 1985)

In tabella 1 vengono riportati, per le variabili indagate, i descrittori della distribuzione dei valori nel set campionario.

**Tabella 1.** Descrittori della distribuzione, nel set campionario, dei valori delle variabili indagate

Variabile	Unità di misura	Media	Deviazione standard	Minimo	Massimo
Sabbia	g/kg	523	96	355	700
Argilla	g/kg	125	23	62	166
C totale	g/kg	10,4	3,2	3,1	18,2
N totale	g/kg	1,06	0,29	0,45	1,76
C.S.C.	cmol(+)/kg	9,2	2,8	5,1	18,9
Ca	mg/kg	1368	523	319	2901
K	mg/kg	104	41	11	212
Mg	mg/kg	114	155	11	1203

## Interpretazione degli spettri

La tecnica DRIFT (Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform) consente l'acquisizione dello spettro dell'intera matrice suolo senza dover ricorrere a processi di estrazione e purificazione. La diluizione del campione con un mezzo trasparente all'infrarosso è necessaria per ottenere uno spettro privo di aberrazioni (restrahlen bands) dovute alla componente speculare della radiazione riflessa. La diluizione del campione con KBr ha consentito di ottenere un set spettrale privo di bande in riflessione seppure con assorbanze più deboli.

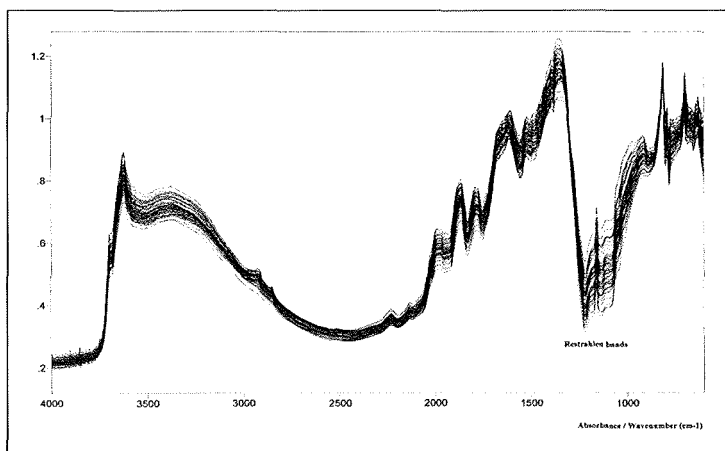


Figura 1. Spettri dell'intera popolazione campionaria di suoli acquisiti sottoponendo a scansione i campioni tal quali

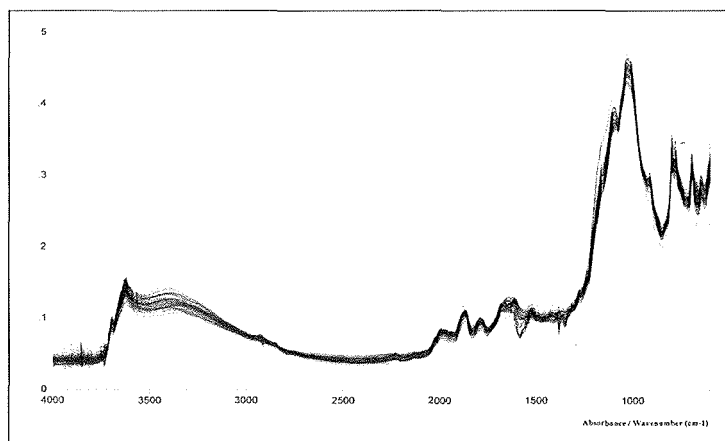


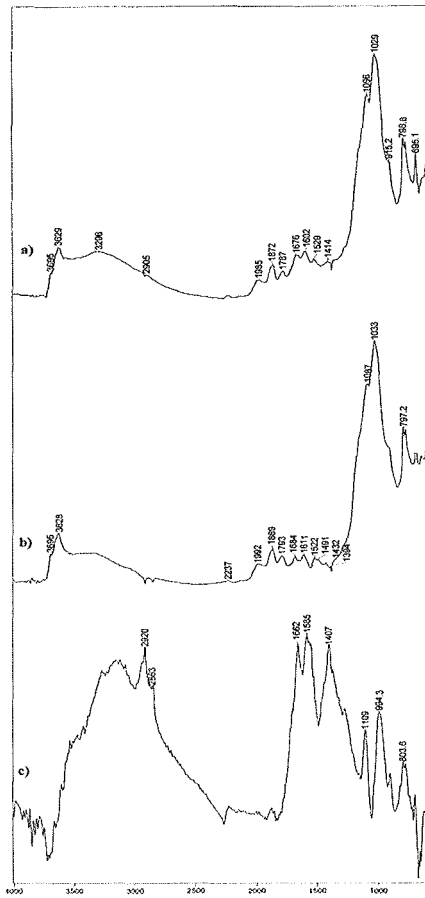
Figura 2. Spettri dell'intera popolazione campionaria di suoli acquisiti sottoponendo a scansione i campioni diluiti con KBr (2+98; campione+KBr)

In Figura 1 vengono presentati gli spettri dei campioni tal quali ed in Figura 2 quelli dei campioni diluiti con KBr.

I segnali nella regione spettrale del medio infrarosso (MIR) hanno consentito un'analisi qualitativa dei principali costituenti dei suoli aziendali. Nelle figg. 3 e 4 (spettri a) vengono presentati gli spettri dei 2 suoli con contenuti estremi di carbonio organico rispetto al range del set campionario. Sono particolarmente evidenti i segnali dovuti agli OH di spigolo delle argille ( $\sim 3629 \text{ cm}^{-1}$ ) (Nguyen, 1991) i segnali intorno a  $1870 \text{ cm}^{-1}$  dovuti ad armoniche superiori del legame Si-O della silice (Viscarra, 2001) presente nella frazione sabbiosa come quarzo. A  $1150\text{-}1000 \text{ cm}^{-1}$  si osservano forti segnali dovuti allo stretching asimmetrico del legame Si-O-Si della silice (Smith, 1999). Per meglio evidenziare le bande dovute alla sostanza organica, evidenti soprattutto nella regione tra  $1660\text{-}1600 \text{ cm}^{-1}$  si è proceduto all'eliminazione del contributo dovuto alla componente minerale mediante una tecnica di sottrazione spettrale sviluppata da Banerjee S. and Li.D (1991). Lo spettro di tale componente è stato ottenuto da aliquote di campione sottoposte a trattamento di ossidazione a  $400 \text{ }^\circ\text{C}$  per 72 ore (Figg. 3 e 4, spettri b). Tale trattamento non sembra comporti alterazioni significative delle caratteristiche chimico-fisiche della componente minerale del suolo (Skjemstad, 2000).

La spettro sottrazione, ascrivibile alla componente organica del suolo, ha permesso di evidenziare ed identificare con chiarezza i segnali dovuti ai gruppi C-H ( $2920, 2860$  e  $1407 \text{ cm}^{-1}$ ), quelli dovuti agli OH interessati da legami idrogeno ( $\sim 3300 \text{ cm}^{-1}$ ), quelli amide I ( $\sim 1655 \text{ cm}^{-1}$ ) e amide II ( $\sim 1550 \text{ cm}^{-1}$ ). Il contributo della componente aromatica è visibile solo con una spalla intorno a  $1515 \text{ cm}^{-1}$  (Skjemstad, 2000) (Figg. 3 e 4, spettri c). Lo spettro c in Fig. 4, pur originando da un campione particolarmente povero di sostanza organica evidenzia comunque i segnali dovuti alla componente alifatica e la presenza di gruppi carbossilati ( $1603 \text{ cm}^{-1}$ ) ed attesta, conseguentemente, la sensibilità della tecnica DRIFT.

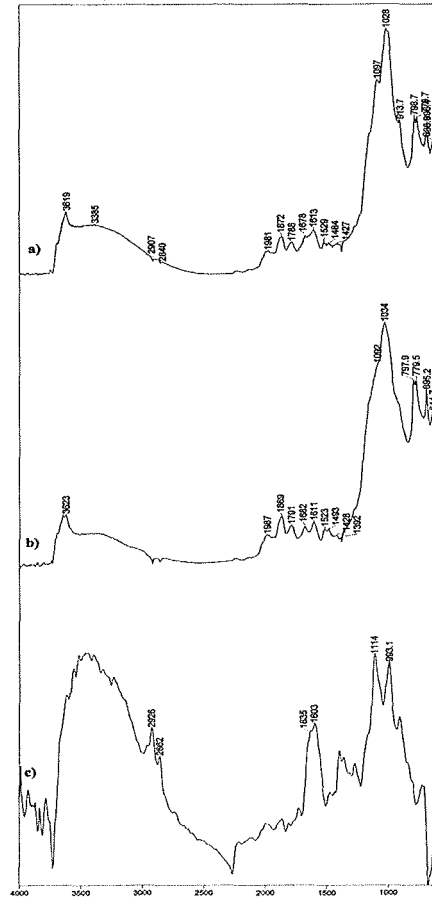
Lo spettro della deviazione standard (Fig. 5), ottenuto dopo avere applicato la correzione moltiplicativa dello scattering (MSC) al set spettrale, evidenzia come le principali fonti di variazione fra i campioni siano dovuti al contenuto in argilla ( $3624 \text{ cm}^{-1}$ ), a quello in silice ( $1870$  e  $1162 \text{ cm}^{-1}$ ), ai gruppi alifatici ( $2912$  e  $2858 \text{ cm}^{-1}$ ) ed ai gruppi carbossilici ( $1593$  e  $1384 \text{ cm}^{-1}$ ). Gli spettri di correlazione, che rappresentano graficamente per ogni lunghezza d'onda registrata dallo strumento, i corrispondenti valori dei coefficienti di correlazione,  $r$ , tra le pseudoassorbanze e le concentrazioni di analita nel set campionario, sono stati ottenuti secondo la tecnica proposta da Hruscka W. R. (2001). Quelli ottenuti per i parametri sabbia, argilla e carbonio (Fig. 6) hanno confermato le attribuzioni dei segnali riportati in tabella 2.



**Figura 3.**

Spettri del campione a più elevato contenuto di carbonio (C=18.2 mg/g):

- a) spettro campione non trattato;  
 b) trattato termicamente (400°C per 72 h);  
 c) spettro differenza



**Figura 4.**

Spettri del campione a più basso contenuto di carbonio (C=0.31 mg/g): a)

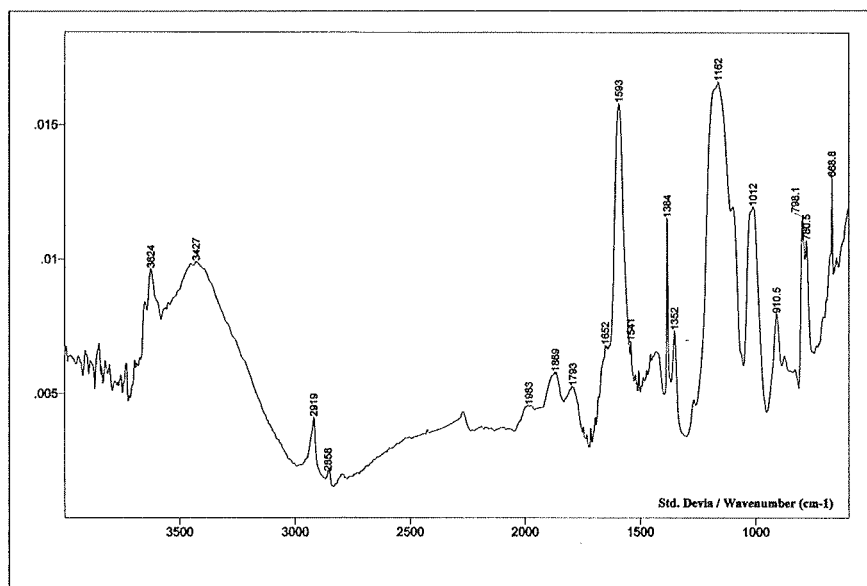
- a) spettro campione non trattato;  
 b) trattato termicamente (400°C per 72 h);  
 c) spettro differenza

In Fig. 7 sono riportati invece gli spettri di correlazione tra assorbanze spettrali del set campionario ed i principali componenti del complesso di scambio (Ca, Mg, K). Dall'andamento di questi spettri è possibile evidenziare come Ca e K mostrino forte correlazione con i segnali della sostanza organica, che evidentemente fornisce la maggior parte dei siti di scambio; non risulta invece ben interpretabile la natura dei siti di scambio per il magnesio.

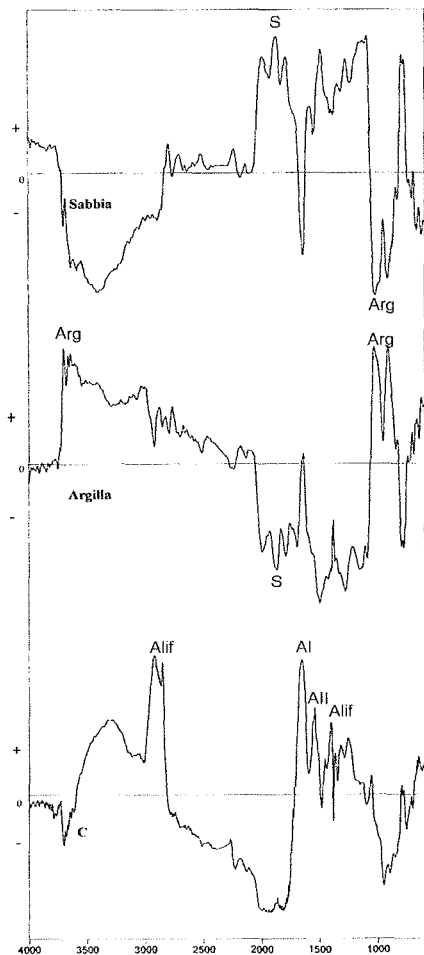


**Tabella 2.** Attribuzioni dei segnali spettrali. I numeri d'onda riportati sono solo indicativi poichè data la natura dei campioni esaminati variazioni positive o negative dell'ordine di  $10 \text{ cm}^{-1}$  sono da considerare assolutamente accettabili

Numero d'onda	Abbreviazione	Attribuzione
3629	Arg	O-H stretch (OH di spigolo delle argille)
3427		O-H stretching legami idrogeno (sost. organica)
2920	Alif	C-H stretching asimmetrico
2860	Alif	C-H stretching simmetrico
1987	S	Armoniche superiori delle vibrazioni Si-O-Si
1869	S	Armoniche superiori delle vibrazioni Si-O-Si
1761	S	Armoniche superiori delle vibrazioni Si-O-Si
1659	AI	C=O stretch carbonilico delle ammidi (Amide I)
1593		Stretching asimmetrico dei carbossilati
1550	AII	N-H deformazione e stretching C-N (Amide II)
1407	Alif	C-H bending
1384		Stretching simmetrico dei carbossilati
1162	S	Si-O-Si stretching asimmetrico
1100		Stretching dell'anello glucosidico
797		Si-O stretching del silanolo
694		Si-O-Si stretching simmetrico



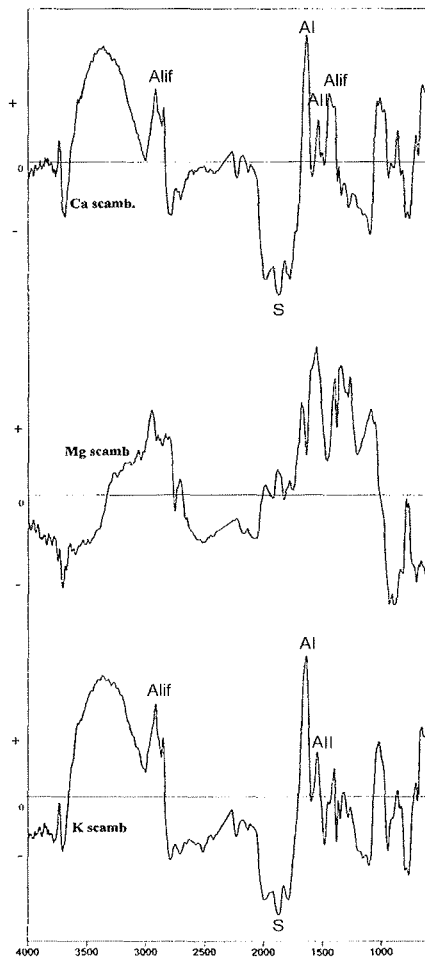
**Figura 5.** Spettro delle deviazioni standard del set spettrale per ogni lunghezza d'onda misurata dallo spettrometro



**Figura 6.**

Spettri delle correlazioni, nell'ambito di tutto il set campionario, tra concentrazione di analita e pseudoassorbanze per ogni lunghezza d'onda misurata dallo spettrometro.

Dall'alto in basso:  
sabbia, argilla e carbonio



**Figura 7.**

Spettri delle correlazioni, nell'ambito di tutto il set campionario, tra concentrazione di analita e pseudoassorbanze per ogni lunghezza d'onda misurata dallo spettrometro.

Dall'alto in basso:  
calcio, magnesio e potassio scambiabili.

### **Curve di calibrazione**

La produzione scientifica finora disponibile sull'uso quantitativo, tramite metodi chemiometrici, della tecnica DRIFT per l'analisi dei suoli non è vasta (Janik L. *et al.*, 1995, 1995b; Masserschmidt *et al.*, 1999; Rumpel C. *et al.* 2001; Viscarra R. *et al.* 2001). In tutti i lavori pubblicati, peraltro, sono stati impiegati spettri con bande in riflessione, quindi qualitativamente scadenti, a causa dell'uso di campioni non diluiti in KBr. Preliminarmente alle calibrazioni è stata effettuata la correzione MSC degli spettri e l'analisi delle componenti principali (PCA) per l'individuazione di eventuali campioni outlier 2 nessun campione è risultato essere tale. La calibrazione è stata effettuata tramite regressione PLS (Partial Least Squares) inclusa nel software GRAMS 5.2.

La regressione PLS scompone la matrice delle assorbanze A in una matrice di scorse T, una di loading factors B e una dei residui spettrali Ea secondo il modello:

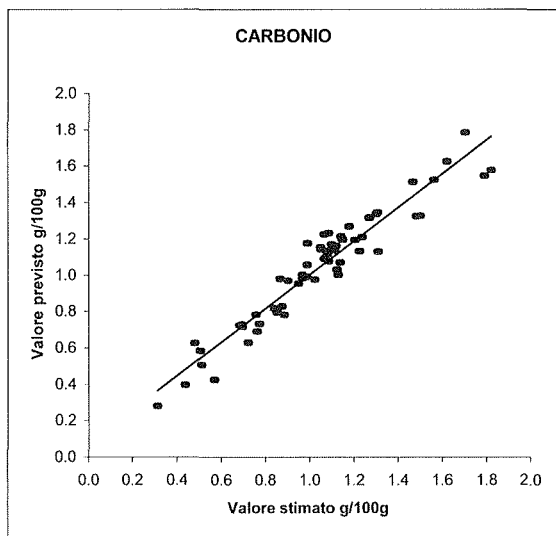
$$A = TB + Ea \quad (\text{Haaland, 1988}).$$

Il numero ottimale di loading factors è stato individuato tramite cross validation leave one out, tecnica chemiometrica consistente nell'escludere, uno alla volta, ciascuno dei campioni del set spettrale ed utilizzare i rimanenti per la stima dei parametri analitici del campione escluso. Il numero ottimale di loading factors per le equazioni di calibrazione relative a C ed N è risultato essere pari a 7 per entrambi. Le due calibrazioni hanno portato ad errori standard di calibrazione (RMSEC) di 0,88 mg/g per C e di 0,073 mg/g per N mentre i rispettivi errori di cross validazione (RMSECV) sono risultati pari a 1,19 e 0,102 (Tabb. 3 e 4; Graf. 1 e 2. Sono state ottenute calibrazioni accettabili anche a partire dagli spettri dei campioni tal quali (dati non riportati).

### **Conclusioni**

La regione spettrale del medio infrarosso si è rivelata ricca di informazioni sulla natura della matrice suolo sia relativamente alla componente minerale che a quella organica. L'uso congiunto del trattamento termico (400 °C per 72 h) e la tecnica di sottrazione spettrale sviluppata da Banerjee S. and Li.D (1991), è risultato essere un approccio con buon potere discriminante circa l'afferenza dei segnali spettrali alla componente organica o minerale del suolo. Sono risultati chiaramente riconducibili alla com-

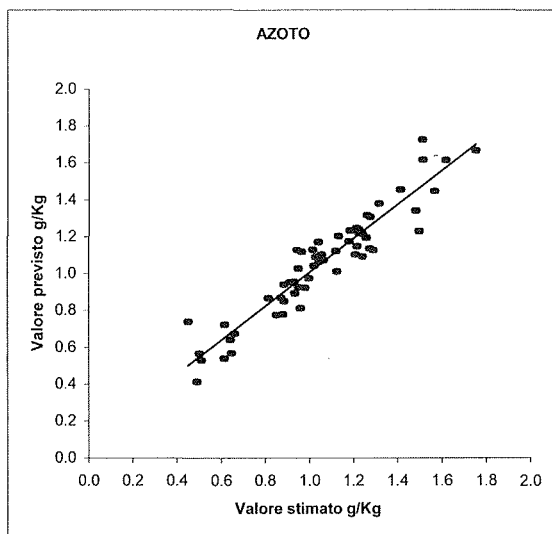
ponente minerale del suolo i segnali a  $1870\text{ cm}^{-1}$ , dovuti al legame Si-O della silice presente nella frazione sabbiosa come quarzo; a  $3629\text{ cm}^{-1}$ , dovuti ai gruppi OH di spigolo delle argille, ed a  $1150\text{-}1000\text{ cm}^{-1}$ , dovuti al legame Si-O-Si della silice. La componente organica del suolo è risultata invece all'origine dei segnali a  $2980$ ,  $2860$  e  $1407\text{ cm}^{-1}$ , dovuti ai gruppi C-H, a  $\sim 3300\text{ cm}^{-1}$ ; dovuti ai gruppi OH interessati da legami idrogeno; a  $\sim 1655\text{ cm}^{-1}$ , dovuti all'amide I; a  $\sim 1550\text{ cm}^{-1}$ , dovuti all'amide II ed, infine, a  $1515\text{ cm}^{-1}$ , dovuti alla componente aromatica. Le attribuzioni dei segnali spettrali sono state confermate anche dagli spettri di correlazione, tra le pseudoassorbanze e le concentrazioni di analiti nel set campionario.



**Grafico 1.**

Regressione tra i valori di carbonio totale previsti in cross validation e quelli determinati con il metodo di riferimento.  $R^2 = 0.89$

**Grafico 2.**  
Regressione tra i valori di azoto totale previsti in cross validation e quelli determinati con il metodo di riferimento.  $R^2 = 0.91$



I risultati delle calibrazioni effettuate sui dati spettrali ottenuti con la tecnica DRIFT, applicando la regressione PLS, hanno dimostrato l' idoneità di tale tecnica anche per scopi quantitativi relativamente alle variabili carbonio e azoto. Gli errori standard in cross validation (RMSECV) sono risultati infatti pari a 1,19 e 0,102 g/kg rispettivamente per i due elementi. I dati ottenuti dalle correlazioni tra assorbanze e Ca e K scambiabili suggeriscono inoltre la possibilità di sviluppare calibrazioni anche per queste due variabili sia ampliando la base campionaria che migliorando la qualità delle acquisizioni spettrali.

### Note

1. Lo spettro della deviazione standard viene ottenuto riportando in grafico per ogni lunghezza d'onda registrata dallo spettrometro (ascissa), le corrispondenti deviazioni standard delle pseudoassorbanze del set campionario (ordinata).
2. campioni con caratteristiche spettrali statisticamente diverse da quelle del set campionario

### Ringraziamenti

Ringraziamo sentitamente la Prof.ssa Giuliana Ricca per la guida scientifica e per aver reso disponibile la strumentazione FTIR.

### Bibliografia

- BANERJEE S. AND L.I.D.-1991. Interpreting multicomponent infrared spectra by derivative minimization. *Applied Spectroscopy* 45,6.
- HAALAND D. AND THOMAS E.-1988. Partial Least-Squares methods for special analysis 1. Relation to other quantitative calibration methods and the extraction of qualitative information. *Anal. Chem.* 60,1193.
- HRUSCKA W. R. -2001 IN: Handbook of near infrared analysis, second edition, Burns D. A. e Ciurczack E. W. editors Marcel Dekker Inc. 2001 pagg 400-418.
- JANIK L., SKJEMSTAD J.O., RAVEN M.-1995. Characterization and analysis of soil using mid infrared partial least squares. I. Correlation with XRF-determined major element composition. *Aust. J. Soil Res.* 33, 621-636.
- JANIK L., SKJEMSTAD J.O., RAVEN M.-1995. Characterization and analysis of soil using mid infrared partial least squares. II. Correlation with same laboratory data. *Aust. J. Soil Res.* 33,637-650.
- MASSERSCHMIDT, CUELBAS C., POPPI R.-1999. Determination of organic matter in soils by FTIR/diffuse reflectance and multivariate calibration. *J. of Chemometrics* 13, 265-273.
- RUMPEL C., JANIK L., SKJEMSTAD J.O.-2001. Quantification of carbon derived from lignite in soils using mid infrared spectroscopy and partial least squares. *Organic Geochemistry* 32.
- SKJEMSTAD J.O.-2000. Organic Matter. In Summer M.E. editor, Handbook of soil Science, CRC press, 2000.

- VISCARRA ROSSEL R.A., WALVOORT D., MCBRATNEY A.B., JANIK L., SKJEMSTAD J.O.-2001. Proximal sensing of soil pH and lime requirement by mid infrared diffuse reflectance spectroscopy. In: Proc. Third European Conference on Precision Agriculture, June 18-20, 2001 Montpellier, France Smith B. (1999) Infrared spectral interpretation - a systematic approach. CRC Press LLC
- NGUYEN T. T., JANIK L.J., RAUPACH M. – 1991. Diffuse reflectance infrared Fourier transform (DRIFT) spectroscopy in soil studies. Australian Journal of Soil Research. 1991. 29: 1,49-67.
- GELADI P., MACDOUGALL D., MARTENS H. – 1985. Applied Spectroscopy, 39, 491.
- MiPAF – 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Collana dei metodi analitici per l'agricoltura diretta da P. Sequi. Ed. Franco Angeli, Milano.
- NANNIPIERI P. – 1993. Ciclo della sostanza organica nel suolo: aspetti agronomici chimici ecologici e selvicolturali. Patron Editore, Bologna.
- FAO. 1988. Soil Map of the World. Revised Legend. Reprinted with corrections. World Soil Resources Report 60. FAO, Roma.

## *FATTORI CHE INFLUENZANO L'ADSORBIMENTO DI SOLFATO SU ANDISUOLI*

M. Pigna, S. Del Gaudio, A. Violante

Dipartimento di Scienze del Suolo della Pianta e dell'Ambiente, Università di Napoli Federico II,  
Portici (Napoli)

### **Abstract**

A study has been carried out on the effect of pH, chemical and mineralogical composition of soil samples and presence of phosphate on the adsorption of sulphate on Andisols. Greater amounts of sulphate were adsorbed on soils rich in variable charge minerals (allophane, imogolite) and containing low amounts of organic matter.

Experiments on the competitive adsorption of phosphate and sulphate on volcanic soils showed that even low concentrations of phosphate ions (sulphate/phosphate molar ratio  $\ll 1$ ) strongly inhibited the sulphate adsorption. Sulphate adsorption is influenced by many factors as the amount of organic carbon, pH, the nature of the surfaces of soil samples, and the order of anion addition. Sulphate competes with phosphate particularly when added before phosphate and at low pH values ( $\text{pH} < 4.5$ ).

---

**Key words:** Phosphate, Sulphate, Competitive adsorption, Andisols

### **Riassunto**

E' stata studiata l'influenza del pH, della composizione chimica e mineralogica di suoli e della presenza di ioni fosfato sull'adsorbimento di solfato su Andisuoli. E' stato accertato che gli ioni solfato sono fissati maggiormente su suoli ricchi in minerali a carica variabile e con basso contenuto di sostanza organica.

Prove di adsorbimento competitivo di ioni fosfato e solfato hanno mostrato che gli ioni fosfato, anche quando presenti in basse concentrazioni, inibiscono fortemente l'adsorbimento degli ioni solfato. Tale inibizione risulta influenzata da numerosi fattori quali il contenuto di sostanza organica, il pH, la composizione mineralogica dei suoli e l'ordine di aggiunta degli anioni. In particolare l'inibizione dell'adsorbimento del solfato da parte del fosfato è risultata minore a pH fortemente acidi ( $\text{pH} < 4,5$ ) o quando il solfato è stato aggiunto ai campioni prima del fosfato.

---

**Parole chiave:** Fosfato, Solfato, Adsorbimento competitivo, Andisuoli

## **Introduzione**

I suoli vulcanici (Andisuoli) adsorbono elevate quantità di anioni per la presenza di minerali a carica variabile e a scarso ordine cristallino (allofane, imogolite, ossidi di ferro e alluminio) e di complessi organo minerali caratterizzati da elevata area superficiale (Bloom, 1981; Parfitt, 1990; Mora e Canales, 1995). Tuttavia, mentre gli ioni solfato sono moderatamente adsorbiti sulle superfici di questi minerali formando complessi outer-sphere relativamente labili (Curtin e Syers, 1990; Zhang e Sparks, 1990; He *et al.*, 1996), gli ioni fosfato possono essere fortemente adsorbiti sulle superfici di minerali a carica variabile, essendo capaci di rimuovere gruppi  $-OH_2$  e  $-OH-$  o anche anioni inorganici ed organici precedentemente legati alle superfici, formando complessi inner-sphere. Numerosi studi sono stati condotti sull'adsorbimento competitivo di ioni solfato e fosfato su suoli e minerali a carica variabile, senza però chiarire quali siano i meccanismi che caratterizzano i processi di adsorbimento/desorbimento degli stessi.

In questo lavoro è stata studiata l'influenza dei fattori quali natura e mineralogia degli adsorbenti, contenuto di sostanza organica, pH e presenza di anioni fosfato sull'adsorbimento di ioni solfato su Andisuoli.

## **Materiali e metodi**

I suoli oggetto di studio sono stati campionati all'interno della caldera del vulcano Roccamonfina (CE). In particolare sono stati studiati gli orizzonti 1A1, 2A2, 3Bw1, 4Bw2 e 5Bw3 di un Eutric Fulvudand (Pedin 1) campioni 1-5 e l'orizzonte 2C di un Typic Hapludand (Pedin 4) campione 6 (Vacca *et al.*, 2002). Nelle Tabelle 1 e 2 sono riportate alcune tra le più importanti caratteristiche chimiche e chimico-fisiche dei campioni studiati, quali pH in  $H_2O$  e NaF 1M, contenuto di carbonio organico (metodo Walkley e Black, 1934), ritenzione del fosfato, contenuto di materiali allofanici (Parfitt, 1990), contenuto di ferro, alluminio e silicio estraibili con ditionito o ossalato (Vacca *et al.*, 2002).

Su tutti i campioni oggetto di studio, sono state preliminarmente determinate le isoterme di adsorbimento di ioni fosfato e solfato a pH 4,5 (dati non mostrati) al fine di conoscere le quantità massime adsorbite di ciascun anione sui diversi adsorbenti. Le isoterme di adsorbimento sono state realizzate somministrando a 300 mg di suolo, setacciato a 0,315 mm e tenuto in stufa a 100°C per un'ora, quantità crescenti di ioni fosfato e solfato a pH costante (4,5).



**Tabella 1.** Valori di pH in H<sub>2</sub>O e NaF 1M, del contenuto di carbonio organico, della ritenzione del fosfato e del contenuto in allofane dei campioni studiati

Campioni	pH H <sub>2</sub> O	pH NaF	C org. g/kg	Rit. P***	Allofane %
1 (A1)*	6,7	10,9	184	96	17
2 (2A2)*	6,7	11,3	74	98	16
3 (3Bw1)*	6,4	11,3	37	100	27
4 (4Bw2)*	6,1	11,2	12	100	23
5 (5Bw3)*	6,1	11,1	7	98	23
6 (2C)**	5,5	11,0	2	100	42

\* orizzonti del Pedon 1 (Vacca et al., 2002)

\*\* orizzonte del Pedon 4 (Vacca et al., 2002)

\*\*\* la determinazione dell'adsorbimento fosfatico è stata realizzata somministrando a 5 gr di suolo 25 ml di P [1 gr L<sup>-1</sup>]

Le prove di adsorbimento competitivo di ioni fosfato e solfato sono state condotte a pH costante 4,5, aggiungendo a 300 mg di ciascun campione opportune quantità di ioni solfato (quantità massima adsorbibile), in presenza di concentrazioni crescenti di ioni fosfato in modo da avere rapporti molari iniziali fosfato/solfato crescenti da 0 ad 1 (P + S).

Sul campione 6 sono state condotte prove di adsorbimento competitivo di ioni fosfato e solfato a diversi valori di pH (pH 2,5; 3,5; e 4,5). A 300 mg di campione sono stati aggiunti 140 (litri di una soluzione 0,1 M di K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (470 mmoli di solfato per kg di suolo) in presenza di concentrazioni crescenti di ioni fosfato da 0 ad 1. Sul campione 6 è stato altresì condotto un esperimento di adsorbimento competitivo di ioni fosfato e solfato aggiungendo il solfato 12 ore prima del fosfato (*S before P*). A 300 mg di campione sono stati aggiunti 140 µL di una soluzione 0,1 M di K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (470 mmoli di solfato per kg di suolo). Le sospensioni sono state mantenute in agitazione su piastra magnetica a pH costante 4,5 per 12 ore, successivamente sono state aggiunte quantità crescenti di ioni fosfato in modo da avere rapporti molari iniziali crescenti da 0 ad 1.

**Tabella 2.** Quantità di alluminio, ferro e silicio estratti con ditionite (Fe<sub>d</sub>, Al<sub>d</sub>) e con ossalato (Fe<sub>o</sub>, Al<sub>o</sub> e Si<sub>o</sub>) dai campioni studiati

Campioni	Fe <sub>d</sub>	Fe <sub>o</sub>	Al <sub>d</sub> g/kg	Al <sub>o</sub>	Si <sub>o</sub>
1	19,5	9,7	13,6	49,0	17,0
2	21,4	9,8	16,5	55,1	20,6
3	24,4	9,0	11,1	66,7	45,2
4	20,3	7,3	8,8	56,6	38,0
5	19,2	7,6	8,3	52,3	37,9
6	36,1	10,9	21,6	105,1	34,7

Tutte le sospensioni (20 mL in KCl 0,05M), dopo 24 ore di agitazione su piastra magnetica sono state centrifugate a 10.000 giri/min per 15 minuti e quindi filtrate con filtri Millex GS, Millipore (Bedford, U.S.A). Le quantità di fosfato e solfato adsorbite sono state calcolate per differenza tra le concentrazioni inizialmente aggiunte ai campioni e le concentrazioni rilevate nei surnatanti, determinate per cromatografia ionica (cromatografo Dionex DX-120).

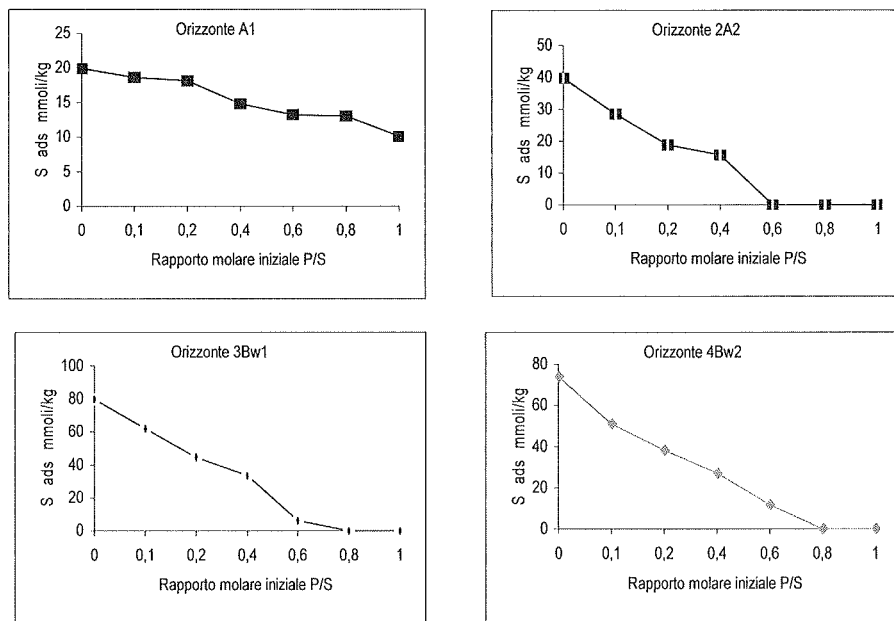


Figura 1. Adsorbimento di ioni solfato (S) sui campioni di suolo 1-4 in presenza di ioni fosfato (P) a rapporto molare iniziale P/S da 0 ad 1 e a pH costante 4,5.

## Risultati e discussione

Le prove di adsorbimento competitivo di ioni fosfato e solfato sui campioni di suolo 1-4 hanno evidenziato che la presenza di ioni fosfato, anche a rapporti molari iniziali fosfato/solfato (P/S) molto bassi ( $P/S \ll 1$ ), ha inibito fortemente l'adsorbimento degli ioni solfato sulle superfici dei campioni. Infatti, a rapporto  $P/S = 0.2$  è stata osservata una riduzione del solfato adsorbito pari al 10% sul campione 1 e di circa il 45-50% sui campioni 2-4. Tale comportamento può essere dovuto alla diminuzione della carica superficiale dei componenti del suolo in seguito all'adsorbimento di ioni fosfato. La diminuzione della carica di superficie e del punto di carica zero

(pcz) renderebbe la fissazione degli ioni solfato più difficile. In altri termini la competizione tra fosfato e solfato è da attribuire non soltanto al riempimento dei siti disponibili (*competizione diretta*), ma anche, se non soprattutto, ad una variazione di carica di superficie che renderebbe più difficile la fissazione dell'anione che presenta più bassa affinità per le superfici (*competizione indiretta*) (Barrow, 1974; Violante e Pigna, 2002). Dallo studio delle curve di adsorbimento dei campioni 1-4 (Figura 1) si evidenzia come il campione 1 (orizzonte A1), pur mostrando una minore quantità di anioni solfato adsorbiti, presenti una maggiore capacità nel competere, fenomeno molto probabilmente dovuto alla presenza di un numero seppur limitato di siti ad alta affinità per gli ioni solfato. La differenza di adsorbimento riscontrata tra il campione dell'orizzonte A1 con quella degli altri orizzonti risiede nell'elevata percentuale di materiale organico presente nel campione 1 (18,4%, Tabella 1). E' noto infatti che la sostanza organica inibisce l'adsorbimento anionico, soprattutto per quanto concerne gli anioni con media o bassa affinità nei confronti delle superfici dei minerali a carica variabile.

Sul campione 6 sono state condotte prove di adsorbimento di ioni solfato in presenza di quantità crescenti di ioni fosfato (rapporto molare iniziale fosfato/solfato crescente da 0 ad 1) a valori di pH estremamente acidi (2,5; 3,5; e 4,5) (Figura 2). Al diminuire del pH è stata osservata una maggiore capacità da parte del solfato di competere con il fosfato. A rapporto molare  $P/S = 0.2$  si ha una riduzione dell'adsorbimento di solfato pari all'11% a pH 2,5, del 16% a pH 3,5 e del 46% a pH 4,5; mentre a rapporto molare iniziale  $P/S = 1$  è stata osservata una riduzione del solfato adsorbito pari al 33,5% a pH 2,5, al 40% a pH 3,5 e quasi del 100% a pH 4,5. Questo comportamento può essere interpretato considerando che a valori bassi di pH gli ioni solfato possono essere più fortemente adsorbiti sulle superfici dei campioni formando, almeno in parte, complessi inner-sphere come dimostrato da Turner e Kramer (1991) e Sparks (1998).

Le quantità di solfato adsorbite sono riportate in percento rispetto a quelle fissate in assenza di fosfato ( $P/S = 0$ ).

Sparks (1998) ha infatti dimostrato, utilizzando la spettroscopia XAFS (x-ray adsorption fine structure) e la microscopia SFM (scanning force microscopy) che gli ioni solfato formerebbero complessi *outer-sphere* su ossidi di ferro e alluminio a pH (5,0, mentre formerebbero sugli stessi minerali complessi *inner-sphere* in quantità tanto maggiore quanto più basso il valore del pH. I risultati ottenuti in questo lavoro confermerebbero quindi le conclusioni di Sparks (1998).

L'adsorbimento competitivo di ioni fosfato e solfato è risultato influenzato anche dalla modalità di aggiunta dei due anioni (Figura 3). In particolare è stato osservato sul campione 6 che l'aggiunta contemporanea di solfato e fosfato (P + S) a rapporto molare iniziale P/S = 0,2 e a pH 4,5 ha ridotto del 46% l'adsorbimento di solfato rispetto alla quantità dello stesso adsorbita in assenza di fosfato; mentre aggiungendo il solfato 12 ore prima del fosfato (S before P) la riduzione è risultata minore e pari al 22% (Figura 3).

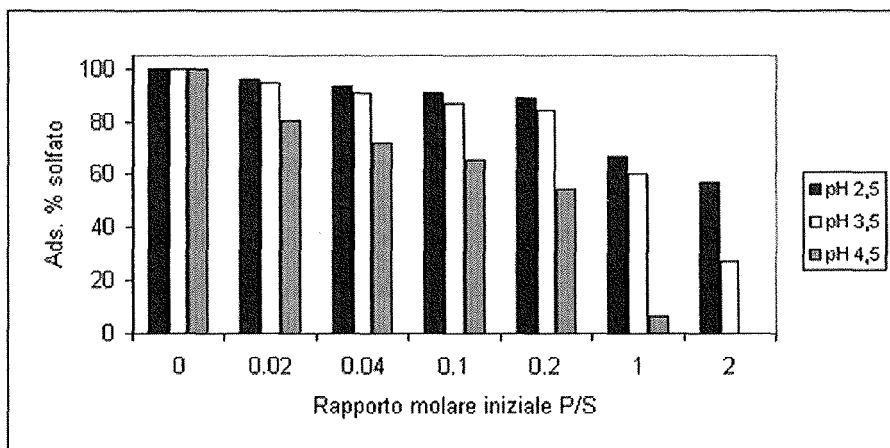


Figura 2. Adsorbimento competitivo di ioni solfato sul campione 6 a valori di pH diversi e a rapporto molare iniziale fosfato/solfato (P/S) crescente da 0 a 2

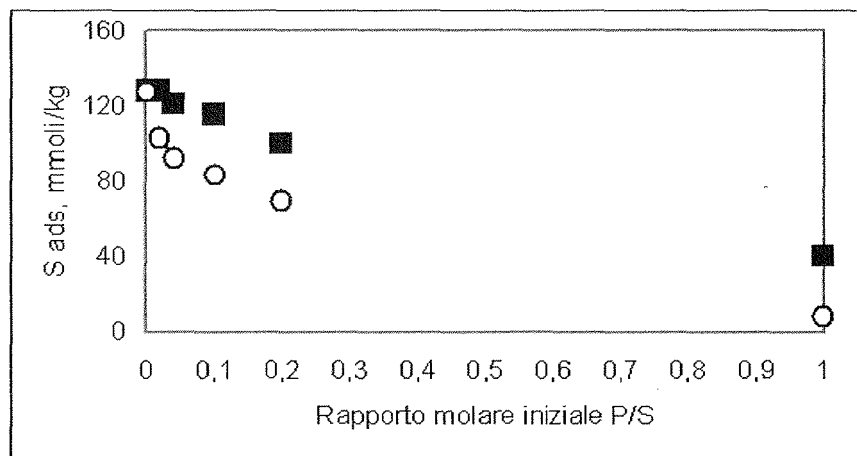


Figura 3. Adsorbimento di ioni solfato in presenza di quantità crescenti di ioni fosfato sul campione 6 a pH 4,5 aggiungendo i due anioni insieme (P + S,\_) o aggiungendo il solfato 12 ore prima del fosfato (S before P, !)

## Conclusioni

Gli studi condotti sull'adsorbimento competitivo di ioni fosfato e solfato su suoli vulcanici (Andisuoli) hanno evidenziato che:

- gli ioni fosfato inibiscono l'adsorbimento degli ioni solfato anche se aggiunti in quantità molto ridotte;

- il pH influenza fortemente l'adsorbimento competitivo di ioni fosfato e solfato; infatti a  $\text{pH} < 4,0$  gli ioni solfato riescono a competere parzialmente con gli ioni fosfato formando probabilmente legami di tipo *inner-sphere*;

- quando gli ioni solfato sono aggiunti prima degli ioni fosfato (*S before P*) riescono a competere maggiormente nei confronti degli ioni fosfato.

## Ringraziamenti

Questo lavoro è stato supportato dal Fondo PRIN 2000.

## Bibliografia

- BARROW N.J. – 1974. On the displacement of adsorbed anions from: Displacement of phosphate and arsenate. *Soil Sci.*, 117: 28-33.
- BLOOM P.R. – 1981. Phosphorus adsorption by an aluminum-pea complex. *Soil.Sci.Soc. Am. J.*, 45: 267-272.
- CURTIN D., SYERS J.H. – 1990. Mechanisms of sulphate adsorption by two tropical soils. *J.Soil Sci.*, 41: 295-304.
- HE L.M., ZELAZNY L.W., BALIGAR W.C., RITCHEY K.D., MARTENS D.C. 1996. – Hydroxyl-sulfate exchange stoichiometry on ( $\text{Al}_2\text{O}_3$  and kaolinite. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60: 442-452.
- MORA M.L., CANALES J. – 1995. Interactions of humic substances with allophanic compounds. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 26: 2805-2817.
- PARFITT R.L. – 1990. Allophane in New Zealand - A review. *Aust. J. Soil Res.*, 28: 343-360.
- SPARKS D.L. – 1998. Kinetics of sorption/release reaction on natural particles. In: *Structure and surface reactions of soil particles*, Huang et al., eds, John Wiley & Sons, N.Y. 413-425.
- TURNER L.J., KRAMER J.R. – 1991. Sulfate ion binding on goethite and ematite. *Soil Sci.*, 152: 226-230.
- VACCA A., ADAMO P., PIGNA M., VIOLANTE P - 2002. Genesis of Tephra-derived Soils from the Roccamonfina Volcano, Central-Southern Italy. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, In stampa.
- VIOLANTE A., PIGNA M. - 2002. Competitive sorption of arsenate and phosphate on different clay minerals and soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: In stampa.
- WALKLEY A., BLACK I.A. – 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and

a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, 37: 29-38.

ZHANG P.C., SPARKS D.L. - 1990. Kinetics and mechanisms of sulfate adsorption/desorption on goethite using pressure-jump relaxation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54: 1266-1273.

# *RIMOZIONE MECCANOCHEMICA DI XENOBIOTICI ORGANICI CLORURATI CON OSSIDI DI MANGANESE E FERRO*

M.D.R. Pizzigallo, A. Napola, M. Spagnuolo, P. Ruggiero

Dipartimento di Biologia e Chimica Agroforestale e Ambientale, Univ. di Bari,  
via Amendola 165/a, 70126 Bari

## **Abstract**

The increasing concern on human and ecotoxicological risks related to the use of chemical synthetic products has enhanced the necessity to find new and efficient methods for reducing environmental chemical pollution.

Problems related to the very low water solubility and high recalcitrance of highly dangerous organochloride molecules have stimulated studies about mechanochemical treatments to remediate polluted soils and sediments. These procedures may be applied for removing pollutants by lightly grinding organic xenobiotic with catalytic mineral surfaces. This approach doesn't induce significant alteration of mineral structure and can promote the reaction without any interference of organic solvents.

The purpose of this work is to evaluate the catalytic efficiency of two metal oxides, ferrihydrite and birnessite and of a Fe (III)-smectite, widely occurring in soils, using mechanochemical contact with organic molecules such as 4-chloroaniline (4-CA), pentachlorophenol (PCP), and three polychlorinated biphenyls (PCBs): 2,2'-dichlorobiphenyl, 2',3,4-trichlorobiphenyl and 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl. At the end of the mechanochemical treatment, xenobiotic residues have been extracted by an organic solvent and analysed by GC or HPLC.

The removal of 4-CA and PCP by the mechanochemical procedure, resulted more effective than batch aqueous contact in the presence of birnessite and ferrihydrite, particularly at higher pH (100% removal of 4-CA by birnessite in 30 min extracted at pH 8.6 after the mechanochemical contact compared to 20% removal using the batch interaction at the same pH).

The mechanochemical contact removed 100% of dichlorobiphenyl in 10 days, whereas only 20% of tetrachlorobiphenyl was removed after 60 days. These results agree with the decreasing reactivity of PCBs with increasing chlorine content. Since it is well known that some microbial communities dechlorinate the PCBs to less chlorinated molecules, the results obtained in this work appear to be promising for technological applications to remediate polluted sites, particularly in association with biotic degradation processes.

**Key words:** Birnessite, Mechanochemical treatments, PCB, Organochlorines

## Riassunto

L'aumentata consapevolezza del pericolo che molti prodotti chimici di sintesi costituiscono per l'ambiente, ha determinato la necessità di sviluppare mezzi sicuri per una loro efficiente eliminazione. Problemi legati alla scarsa o nulla solubilità in acqua di molecole organiche clorate ad elevata recalcitranza e pericolosità ambientale, hanno stimolato lo studio dell'applicabilità di trattamenti mecano-chimici che utilizzano, per la loro rimozione, una leggera macinazione a secco di superfici catalitiche di ossidi metallici o argille con composti xenobiotici. Questo approccio elimina l'uso di solventi organici. Nel presente lavoro è stata sperimentata l'efficienza di ossidi quali birnessite e ferridrite e una smectite ferruginosa comunemente presenti nel suolo, nei processi mecano-chimici con molecole organiche inquinanti quali la 4-cloroanilina (4-CA), il pentaclorofenolo (PCP), e tre policlorobifenili (PCB): 2,2'-diclorobifenile, 2',3,4-triclorobifenile e 3,3',4,4'-tetraclorobifenile. La sperimentazione è stata condotta realizzando contatti a secco tra molecole organiche e superficie dell'ossido attraverso un processo di macinazione meccanica solo iniziale, seguita da una incubazione indisturbata. Alla fine del tempo di contatto subcampioni sono stati estratti con un solvente organico e analizzati in HPLC e GC.

Per le molecole parzialmente solubili in acqua (4-CA e PCP) la rimozione ottenuta con il contatto mecano-chimico è stata confrontata con quella ottenuta in prove in batch condotte in sospensione acquosa. Il contatto mecano-chimico sia con la birnessite che con la ferridrite risulta essere più efficiente dell'interazione in batch nella rimozione della 4-CA e del PCP, in particolare spostandosi verso pH più alcalini (dopo 30 minuti di contatto tra 4-CA e birnessite ed estrazione a pH 8.6 si osserva completa rimozione con l'interazione a secco e rimozione solo del 20 % con l'interazione in batch allo stesso pH).

Per i PCB nella reazione mecano-chimica con la birnessite, si è ottenuta una rimozione totale del diclorobifenile dopo 10 giorni e una rimozione di circa il 20% del tetraclorobifenile dopo 60 giorni di contatto, a conferma di un decremento della reattività all'aumentare degli atomi di cloro sugli anelli.

Poiché alcune comunità microbiche sono in grado di dechlorurare parzialmente PCB, i risultati ottenuti, se considerati in associazione a processi di degradazione biotica di molecole particolarmente recalcitranti, potrebbero evidenziare le potenzialità tecnologiche dei processi interattivi studiati su suoli inquinati, aprendo interessanti prospettive nella bonifica di siti contaminati.

---

**Parole chiave** : Birnessite, Trattamenti mecano chimici, PCB, Composti organici clorurati



## **Introduzione**

Sostanze tossiche per gli organismi viventi vengono versate nel suolo sia in seguito ad attività agricole sia, accidentalmente, per attività industriali. La contaminazione comporta la rottura dell'equilibrio fra i diversi comparti ambientali con conseguenze pericolose per l'intero ecosistema.

In questo ambito si inseriscono i composti organici clorurati ed in particolare i policlorobifenili (PCB), molecole molto persistenti, usate, soprattutto in passato, in molte applicazioni industriali come fluidi dielettrici, fluidi industriali lubrificanti e nella fabbricazione di plastica, carta da pacchi, tinture e gomme. L'interesse per tali sostanze è andato crescendo a causa della loro larga distribuzione e delle implicazioni legate ai loro potenziali effetti dannosi. Una elevata porzione dei PCB distribuiti nell'ambiente si trova nei suoli a concentrazioni tali da comportare seri rischi per l'ambiente e la salute umana. Risulta pertanto importante comprendere il destino di queste molecole con particolare attenzione a quelle situazioni in cui sono necessari interventi di bonifica (3).

Effetti catalitici delle superfici di minerali argillosi e ossidi ed idrossidi di metalli, promuovono molte reazioni abiotiche importanti per il destino di xenobiotici organici. Tali componenti catalizzano principalmente reazioni di idrolisi, ossidazione e polimerizzazione e l'efficienza di tali processi dipende dalla struttura del minerale, dalla sua reattività superficiale e dalla struttura e proprietà dello xenobiotico.

Nel caso di cloroaniline o clorofenoli il meccanismo di ossidazione prevede il veloce adsorbimento del substrato su siti superficiali dell'ossido con la formazione di un complesso a sfera interna o esterna. Il successivo trasferimento elettronico porta alla formazione della molecola ossidata (radicale fenossi o anilino) che viene successivamente liberata in soluzione e ulteriormente trasformata in dimeri e oligomeri mediante reazioni di accoppiamento ossidativo. Infine il metallo ridotto viene rilasciato in soluzione e riossidato dall'ossigeno atmosferico (9, 10).

Ossidi amorfi di manganese e ferro comunemente presenti nei suoli, quali birnessite e ferridrite sono stati frequentemente utilizzati in studi di questo tipo. La birnessite ( $\delta$ - $MnO_2$ ) è un ossido non stechiometrico con ampio intervallo di composizione e vari stati di ossidazione del manganese e presenta una elevata superficie specifica (7). La ferridrite, presente nel suolo e sedimenti, rappresenta una delle più importanti forme di ossido ferrico metastabile con una capacità di adsorbimento elevata e

tende a convertirsi in forme più stabili come goethite ed ematite, ma è costantemente ricreato da cicli redox mediati microbicamente (11).

Gli studi relativi ai processi di interazione ossidi-xenobiotici hanno più frequentemente utilizzato sospensioni acquose (batch), ma nuovi ed interessanti studi prevedono una diversa modalità di interazione, denominata "meccanochimica", secondo la quale il catalizzatore e lo xenobiotico sono posti a diretto contatto allo stato solido, senza intervento di solventi.

La procedura meccanochimica ha recentemente attratto attenzione come un semplice metodo per trattare composti organici clorurati. I sistemi di reazione meccanochimica, sfruttando l'energia di impatto fra le superfici, inducono variazioni chimiche dell'adsorbato sottoposto a semplici processi di molitura meccanica. Esse possono causare una trasformazione allo stato solido alla superficie del minerale e indurre importanti reazioni utili in numerose applicazioni pratiche, come nella distruzione di rifiuti tossici (es. prodotti organici clorurati come il DDT(1)). Le tecniche finora impiegate prevedono processi che, seppure condotti a temperatura ambiente, impiegano una agitazione energica dei materiali introdotti in mulini a palle con distruzione delle sostanze tossiche, ma parallelamente determinano una completa disgregazione delle matrici che le contengono (suoli, sedimenti, etc.). Recentemente è stato sviluppato un nuovo approccio per determinare la degradazione di erbicidi quali atrazina o 2,4-D, utilizzando una macinazione blanda delle molecole organiche con birnessite senza alcuna deformazione della struttura del minerale o interferenze di solventi organici tipicamente usati per facilitare il contatto dei composti con le superfici minerali (8, 12). I risultati ottenuti sembrano aprire interessanti prospettive di applicazione della procedura meccanochimica nella degradazione abiotica di molecole tossiche.

In questo lavoro è stata studiata l'attività catalitica di costituenti inorganici del suolo, quali birnessite, ferridrite e smectite ferruginosa, nelle reazioni di trasformazione di composti organici clorurati. In particolare, sono state confrontate le interazioni condotte in batch con prove di mescolamento a secco, secondo una procedura meccanochimica, di birnessite, ferridrite e smectite ferruginosa con xenobiotici organici clorurati parzialmente solubili quali pentaclorofenolo e 4-cloroanilina. Inoltre è stata preliminarmente valutata l'applicabilità della procedura meccanochimica con birnessite alla degradazione di policlorodifenili (PCB) a diverso grado di clorurazione, molecole notoriamente fortemente recalcitranti la cui bassissima solubilità in acqua impedisce la conduzione di esperimenti in batch.

## **Materiali e metodi**

### **Componenti inorganici**

La birnessite ( $\delta$ -MnO<sub>2</sub>) è stata sintetizzata seguendo il metodo McKenzie (7) mediante precipitazione da una soluzione acquosa di KMnO<sub>4</sub> in presenza di HCl concentrato all'ebollizione e sotto vigorosa agitazione. Il precipitato, separato dopo decantazione ed eliminazione del surnatante, è stato filtrato sotto vuoto, lavato con H<sub>2</sub>O fino a completa eliminazione di cloruri (attestata dalla negatività del saggio con AgNO<sub>3</sub>) ed infine liofilizzato. La sintesi di ferridrite è stata effettuata con il metodo Krishnamurti (4) per precipitazione da una soluzione acquosa di Fe(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>·9H<sub>2</sub>O per aggiunta di KOH (1M) fino al raggiungimento di un pH 7-8. Dopo decantazione ed eliminazione del surnatante, il precipitato è stato centrifugato, lavato più volte con H<sub>2</sub>O ed infine liofilizzato.

La smectite ferruginosa utilizzata, proveniente dalla Clay Mineral Society, è stata macinata, lavata e sedimentata per ottenere la separazione della frazione minore di 2  $\mu$ m.

### **Xenobiotici organici**

4-cloroanilina (4-CA) e pentaclorofenolo (Sigma-Aldrich), 2,2-diclorobifenile (DCB), 2',3,4-triclorobifenile (TCB) e 3,3',4,4'-tetraclorobifenile (TCB) (Ultrascentific) sono stati utilizzati senza ulteriore purificazione. Tutti i solventi usati erano di purezza cromatografica.

### **Procedure sperimentali di interazione.**

Per le interazioni in batch quantità prefissate di componente inorganico (birnessite, ferridrite e smectite ferruginosa) sono state sospese, in una soluzione di xenobiotico (in rapporto 24/1) tenendo in agitazione per diversi tempi di incubazione. Le soluzioni utilizzate per le interazioni sono state una soluzione acquosa di 4-CA ed una soluzione metanolica di PCP. Come controllo sono state utilizzate le corrispondenti soluzioni di 4-CA e PCP in assenza di componente inorganico. Alla fine i campioni sono stati centrifugati e filtrati a 2  $\mu$ m con filtri in esteri di cellulosa. I pellet sono stati lavati due volte con lo stesso solvente utilizzato per l'interazione, ricentrifugati ed i surnatanti unificati. Campioni, lavaggi e controlli sono stati analizzati mediante

cromatografia liquida (HPLC). Prove a diverso pH sono state effettuate utilizzando soluzioni di 4-CA in tampone acetato pH 4,0 e pH 6,3 e tampone borato pH 7,8 e pH 8,6 per tempi di incubazione di 30 min.

Per le interazioni meccanochimiche, il componente inorganico (smectite ferruginosa, ferridrite, birnessite o un miscuglio smectite/birnessite) e la 4-CA o il PCP sono stati mescolati nello stesso rapporto delle prove in batch, manualmente macinati in un mortaio di agata fino a completa omogeneizzazione; il miscuglio è stato poi tenuto in incubazione a 30°C. A diversi tempi di incubazione aliquote del miscuglio delle sono state prelevate e tenute in agitazione con solvente per consentire l'estrazione della molecola organica. I solventi utilizzati per le estrazioni sono stati metanolo, tampone acetato a pH 4,0 e pH 6,3 e tampone borato pH 7,8 e pH 8,6 per le prove ai diversi pH. Successivamente i campioni sono stati centrifugati, il surnatante filtrato a 2 µm con filtri in cellulosa rigenerata ed i pellet lavati con lo stesso procedimento delle prove in batch. Soluzioni standard, in assenza di fase solida, sono state utilizzate come controllo. Estratti, lavaggi e controlli sono stati analizzati mediante cromatografia liquida (HPLC). In un mortaio di agata il componente inorganico e il PCB sono stati mescolati (in rapporto 24/1), manualmente macinati fino a completa omogeneizzazione e successivamente sottoposti agli stessi trattamenti precedentemente illustrati per 4-CA e PCP, estraendo in due fasi successive le aliquote prelevate dal miscuglio con esano. I campioni dopo agitazione, centrifugazione e filtrazione dei surnatanti sono stati analizzati mediante gascromatografia (GC/ECD). Come controllo sono state utilizzate soluzioni standard in assenza di fase solida. Tutte le estrazioni sono state effettuate in doppio e le analisi cromatografiche ripetute tre volte per campione.

#### Analisi cromatografiche.

Le analisi in HPLC sono state realizzate utilizzando con pompa Perkin-Elmer Mod. 410, colonna C-18 (15 cm x 3.9 i.d.) e diode-array posto a 254 nm per la 4-CA e a 220 nm per il PCP. Per la 4-CA sono stata realizzate corse isocratiche, con fase mobile costituita da acetonitrile/acqua (50mM acetato d'ammonio) 55/45, ad un flusso di 1 ml min<sup>-1</sup>. Per il PCP sono state realizzate analisi in gradiente, in cui la fase mobile era costituita da acetonitrile/acqua (0,05% H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) 30/70 per 2 min, 95/5 per 10 min e tornando a 30/70 per 3 min, ad un flusso di 1 ml min<sup>-1</sup>.

Per i PCB è stato usato un gascromatografo Fison MEGA 8000 dotato di rivelatore a cattura di elettroni (ECD). Il detector e l'iniettore sono

stati mantenuti a 300°C e a 250°C rispettivamente, la separazione è stata ottenuta, con una colonna SP 2340 (60 m x 0.25 mm i.d. 0,2 µm), con un programma di temperatura nella seguente sequenza: 100°C per 2 min, 170°C con incrementi di 20°C min<sup>-1</sup>, quindi 250°C per 4 min con incrementi di 5°C min<sup>-1</sup> ed infine 290°C per 4 min con incrementi di 20°C min<sup>-1</sup>.

### Risultati e discussione

In considerazione della parziale solubilità in acqua della 4-CA e del PCP è stato possibile confrontare la loro rimozione dopo il contatto meccanochimico con quella delle prove in batch.

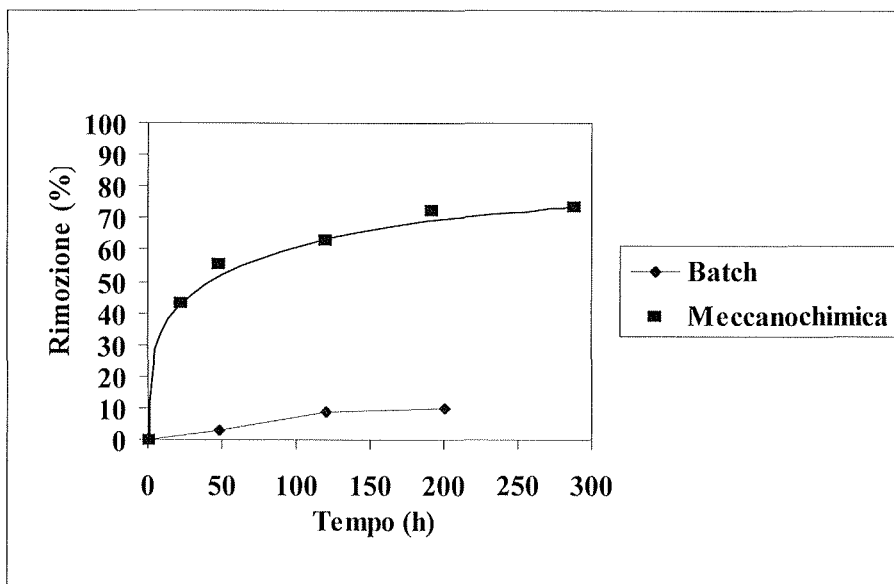


Figura 1. Rimozione di PCP con birnessite ottenuta mediante interazione in batch e meccanochimica

Dalla Figura 1 è possibile constatare che la rimozione del PCP operata dalla birnessite, a parità di rapporto xenobiotico/ossido, con il metodo a secco è notevolmente superiore a quella ottenuta nelle corrispondenti reazioni condotte in batch. Analoghi risultati sono stati ottenuti nelle interazioni PCP-ferridrite e PCP-smectite con una rimozione del 32 e 48 % dopo 50 giorni per ferridrite e smectite, rispettivamente, laddove, invece, nello stesso tempo di interazione in batch la quantità di PCP rimossa con entrambi i minerali erano inferiore al 10%. Cromatograficamente, è stata eviden-

ziata la presenza di prodotti di reazione, peraltro non ancora identificati, solo nelle interazioni con la birnessite. Nelle interazioni con gli altri componenti inorganici invece i dati ottenuti attestano la scomparsa dello xenobiotico senza evidenziare la formazione di alcun prodotto. Le analisi delle soluzioni di lavaggio non hanno mai rilevato un desorbimento di xenobiotico superiore al 5% della concentrazione iniziale.

I risultati ottenuti con la 4-CA dimostrano che nelle interazioni mecanochemiche la estrazione sembra non essere influenzata dal pH della soluzione estraente. La rimozione della 4-CA ad opera della birnessite dopo 30 min a pH 4,0 risulta del 100% sia nelle prove in batch che nel contatto mecanochemico.

Nell'interazione in batch l'efficacia della rimozione della birnessite nei confronti del composto organico risulta, invece, fortemente dipendente dal pH con una significativa diminuzione all'aumentare del pH (9). Infatti a fronte di una rimozione del 100% riscontrata nelle interazioni condotte a pH 4,0, solo il 20% di cloroanilina viene degradato nelle reazioni condotte a pH 8,6 (Fig.2). L'estrazione con il solvente acquoso della miscela birnessite-4-CA dopo il trattamento mecanochemico, in considerazione della cinetica della reazione molto veloce, potrebbe rendere indistinta la frazione di 4-CA che è stata rimossa dal trattamento a secco da quella rimossa da una eventuale reazione in sospensione acquosa. In realtà, i risultati ottenuti ai pH più alti (Fig.2) sembrano confermare che l'assenza di 4-CA nella fase estraente è dovuta esclusivamente alla reazione mecanochemica.

Un'attenta osservazione dei risultati ottenuti con il PCP, in modalità mecanochemica, ha evidenziato una perdita di reattività della birnessite, in funzione del tempo. La reattività sembra diminuire all'aumentare dell'invecchiamento dell'ossido. Tali considerazioni sono state possibili confrontando la rimozione operata sul PCP da birnessite preparata di fresco, utilizzata entro un mese dalla sua sintesi, con quella operata da una birnessite invecchiata, utilizzata dopo sei mesi dalla sua sintesi (Fig. 3). L'invecchiamento dell'ossido probabilmente attraverso una riduzione del Mn(IV) e Mn(III) a Mn(II), induce una diminuzione di reattività e potere ossidante nei confronti dei substrati organici saggiati.

Un'ulteriore osservazione sulla reattività del PCP nel contatto mecanochemico è stata possibile realizzando dei sistemi binari formati da miscele di birnessite e smectite ferruginosa in quantità uguali, manualmente macinate, cui è stato aggiunto il PCP. I dati riportati in Figura 4 mostrano che, indubbiamente, la birnessite è il minerale più reattivo nei processi degradativi e la sua presenza influenza anche il comportamento del sistema misto smectite-birnessite. Infatti, dopo circa un mese di incubazione, la sola

smectite ferruginosa rimuove quasi il 40% di PCP, la birnessite ne rimuove circa il 60% e il sistema misto ne rimuove fino al 53%. Quindi la reattività segue l'ordine: ferridrite < smectite < smectite-birnessite < birnessite.

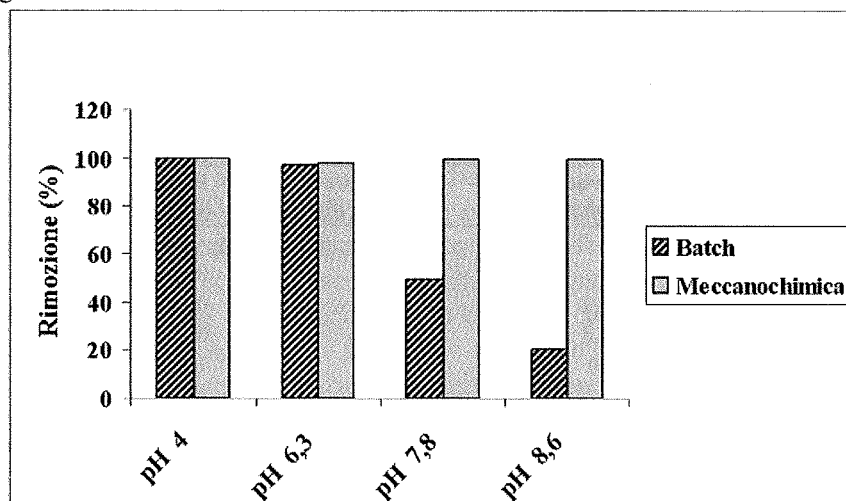


Figura 2. Rimozione della 4-CA con birnessite ai diversi pH con interazione in batch e meccanochimica

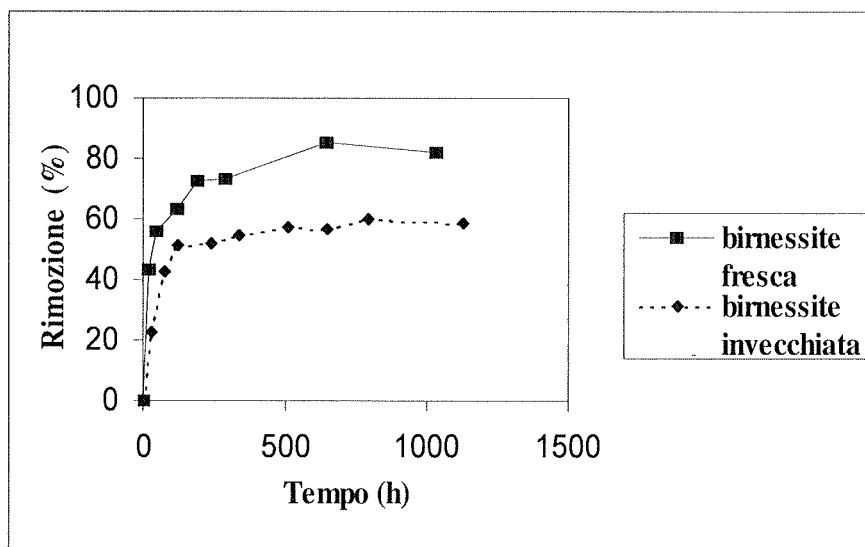


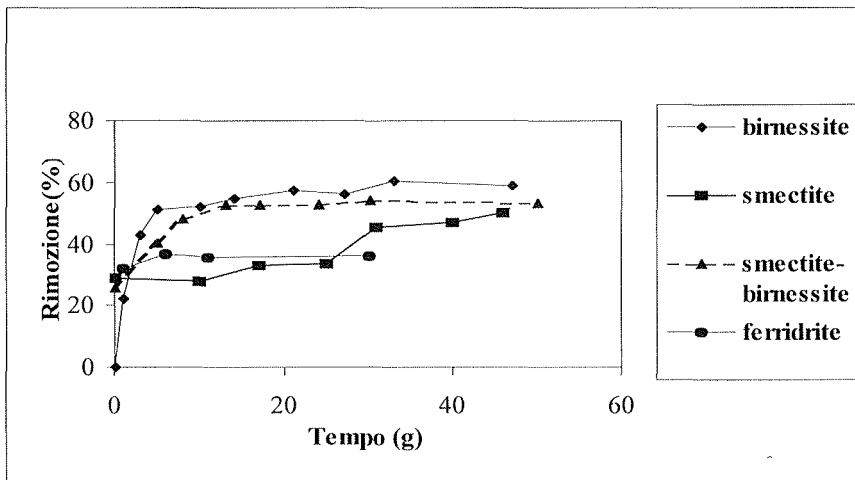
Figura 3. Rimozione meccanochimica di PCP con birnessite fresca o birnessite invecchiata

E' stato inoltre studiato il comportamento con la birnessite di tre PCB a diverso grado di clorurazione. Data la scarsa solubilità in acqua dei PCB, per essi sono stati realizzati solo contatti allo stato solido (procedura

meccanochimica). I risultati ottenuti hanno confermato un decremento di rimozione dei PCB, all'aumentare del numero di atomi di cloro sugli anelli benzenici. E' stata, infatti, osservata una rimozione completa, dopo 10 giorni d'incubazione, per il dicloro, mentre, sia per il tricloro che per il tetracloro si osserva rimozione del 20% dopo 90 giorni d'incubazione (Tabella 1).

**Tabella 1.** Interazioni meccanochimiche tra birnessite e PCBs a diversi tempi di contatto

Tempo (d)	Birnessite e	Birnessite e	Birnessite e
	2,2'-DCB	2',3,4'-TCB	3,3',4,4'-TCB
0	0	0	0
6	25,7	6	0
11	94,8	13	0
20	100	15	7,7
45	-	16	15,5
58	-	20	22,3



**Figura 4.** Rimozione meccanochimica del PCP con diversi componenti inorganici.

## Conclusioni

I risultati ottenuti dimostrano che, indubbiamente, il metodo meccanochimico si è mostrato più efficace nella rimozione di composti organici clorurati delle corrispondenti interazioni in batch. Particolarmente interessante risulta la differente reattività ai pH da neutri ad alcalini che mette



in evidenza la maggiore efficienza dei composti inorganici nella procedura meccanochimica che per sua natura non risente dell'influenza del pH.

Rimozioni parziali e funzione del grado di clorurazione degli anelli aromatici sono stati ottenuti con molecole molto poco solubili e recalcitranti come i PCB. I bifenili diclorurati hanno mostrato nella reazione con la birnessite una reattività molto più elevata dei tricloro e tetraclorobifenili. Tuttavia processi demolitivi potrebbero essere ottenuti mediante associazione di biodegradazione anaerobica e ossidazione abiotica, sfruttando la capacità di alcuni ceppi batterici, di dechlorurare parzialmente PCB cogeneri (6). Le molecole così ottenute, sarebbero più semplici e più velocemente degradabili da ossidi reattivi come ad esempio quelli di manganese. L'approfondimento dell'uso di processi meccanochimici su composti xenobiotici, provando diversi rapporti e tipologia delle fasi solide a contatto e individuando eventuali prodotti e meccanismi di reazione, potrebbe portare ad interessanti applicazioni tecnologiche impiegabili nella bonifica di siti contaminati.

Lavoro eseguito con il parziale contributo finanziario del M.I.U.R. nell'ambito del piano "AMBIENTE TERRESTRE: CHIMICA PER L'AMBIENTE" legge 488/92, progetto 6.

## **Bibliografia**

- HALL A.K., HARROWFIELD J.M., HART R.J., MCCORMICK P.G.-1996. Mechanochemical reaction of DDT with calcium oxide. *Environ. Sci. Technol.*, 30: 3401-3407.
- HAYES M.H.B., MEIGELGREN U.-1991. Interactions between small organic chemicals and soil colloidal constituents. In: *Interaction at the soil colloid-soil solution interface*. Bolt G.H., De Boort M.F., Hayes M.H.B., McBride M.B. eds, vol.190, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 323-407.
- HICKEY W. J. -1999. Transformation and fate of polychlorinated biphenyls in soil and sediment. In: *Bioremediation in contaminated soils*. Adriano D.C., Bollag J.-M., Farnkenberger Jr. W.T. et Sims R.C eds. Agronomy monograph no.37, Madison, WI, 213-232.
- KRISHNAMURTI G.S.R.-1997. Soil components with variable charge with special reference to iron oxides. A cura del Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie, Università degli Studi di Napoli Federico II.
- LOISELLE S., BRANCA M., MULAS G., COCCO G. -1997. Selective mechanochemical dehalogenation of chlorobenzenes over calcium hydride. *Environ. Sci. Technol.*, 31: 261-265
- MALTSEVA O.V., TSOI T.V., QUENSEN III J.F., Fukuda M., Tiedje J.M.-1999. Degradation of anaerobic reductive dechlorination products of aroclor 1242 by four aerobic bacteria. *Biodegradation*, 10: 363-371.
- MC KENZIE R.M. -1989. Manganese oxides and hydroxides. In: *Minerals in soils and environments*. Dixon J.B. et Weed S.B., SSSA, Madison, WI, 439-465.
- NASSER A., SPOSITO G., CHENEY M.A.-2000. Mechanochemical degradation of 2,4-D adsorbed on synthetic birnessite. *Colloid. Surf.*, 163: 117-123.
- PIZZIGALLO M.D.R., RUGGIERO P., CRECCHIO C., MASCOLO G. -1998. Oxidation of chloroanilines at metal oxide surfaces. *J. Agric. Food Chem.*, 46: 2049-2054.
- PIZZIGALLO M.D.R., RUGGIERO P., SPAGNUOLO M. -1998. Oxidation of pentachlorophenol and dinitro-orthocresol by manganese and iron oxides. *Fresenius Envir. Bull.* 7: 552-557.

SCHEINOST A.C., ABEND S., PANDYA K.I., SPARKS D.L.-2001. Kinetic controls on Cu and Pb sorption by ferrihydrite. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 1090-1096.

SHIN J.Y., BUZGO C.M., CHENEY M.A.-2000. Mechanochemical degradation of atrazine adsorbed on four synthetic manganese oxides. *Colloid. Surf.*, 172: 113-123.

## FITOSTRAZIONE "EX-SITU" IN SUOLO CONTAMINATO DA Pb

L. Rizzi, G. Petruzzelli, F. Pedron, M. Barbaferri, B. Pezzarossa

CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Sezione di Chimica del Suolo Area di Ricerca CNR  
Via Moruzzi 1, 56124 Pisa

### Abstract

The "ex-situ" phytoremediation potential has been assessed on a soil containing about 465 mg Pb·kg<sup>-1</sup> soil, and 100 mg Zn·kg<sup>-1</sup>. The experiments were conducted on a soil taken from a former MGP site and placed in boxes 1x1 m wide and 0,25 m high, equipped with a leaching collection system. *Brassica juncea* and *Lupinus albus* have been selected as possible species to extract heavy metals from the polluted soil. Due to the specific soil characteristics, a chelating agent (EDTA) was added to mobilize the metal not available for plants. EDTA was added at a concentration of 0.15M. Plants were harvested at different time and separated into roots and shoots, and Pb and Zn content was determined by AAS after HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> mineralization. Results showed a good resistance of the selected plants to the chemical treatment and a noteworthy increase of Pb and Zn in shoots after EDTA additions. A second addition of the chelating agent induced a further accumulation of Pb in *Brassica juncea*. The phytoremediation of heavy metal contaminated soils is an emerging and a cost effective technology. The present study support the potential of "ex-situ" phytoremediation to overcome some limitations of the technology, such as the depth of contamination, and possible environmental problems, such as leaching linked to the use of chelating agents often necessary to mobilize heavy metals.

**Key words:** contaminated soil, heavy metals, phytoextraction.

### Riassunto

Il terreno impiegato per le prove di fitoestrazione "ex-situ", contenente 465 mg/kg di Pb e 100 mg/kg di Zn, è stato prelevato in un sito utilizzato per diversi anni per la produzione di gas da città. Il terreno è stato disposto in opportuni box di dimensioni 1 m x 1 m x 0,25 m e provvisti di un sistema di raccolta dei lisciviati. Le parcelle sono state seminate con *Brassica juncea* e *Lupinus albus* e trattate con un agente chelante (EDTA) in grado di mobilizzare i metalli pesanti e renderli assorbibili e traslocabili nella parte aerea delle piante. Le piante sono state raccolte in date differenti. I campioni vegetali, separati in radici, foglie e fusti, sono stati lavati accuratamente, mineralizzati e analizzati all'AAS.

Entrambe le specie vegetali risultano resistere discretamente ai trattamenti con EDTA, non essendo stati rilevati apparenti segni di sofferenza. Dai risultati ottenuti sia per la *Brassica juncea* che per il *Lupinus albus* si evince che l'aggiunta del complessante EDTA determina comunque, rispetto ai controlli, un notevole incremento nella fitoestrazione di Pb e Zn nei vegetali, ed in particolare del bioaccumulo di Pb nella parte epigea. Nella *Brassica juncea* la somministrazione di una seconda dose di EDTA aumenta la quantità di entrambi i metalli traslocati nella parte aerea. Un ulteriore incremento della traslocazione del Pb dalle radici si ottiene quando i campioni vengono prelevati dopo un tempo maggiore dalla fine del trattamento con EDTA. I risultati evidenziano che le piante in questione, anche se raggiungono il loro massimo sviluppo in biomassa (che in alcune è coinciso con la fioritura), sono ancora in grado di traslocare ed accumulare metalli pesanti.

Le asportazioni ottenute evidenziano come la tecnologia della fitoestrazione "ex-situ" sia risultata idonea su terreni ed in ambienti analoghi a quello su cui è stata effettuata. Infatti la possibilità di disporre il terreno con lo spessore più idoneo per l'esplorazione radicale e la possibilità di modificare l'ambiente chimico del terreno senza formare percolato hanno permesso di ottenere risultati positivi

---

**Parole chiave:** suolo contaminato, metalli pesanti, fitoestrazione

## **Introduzione**

La tecnologia di phytoremediation (o fitoestrazione) per la bonifica di suoli inquinati da metalli pesanti utilizza piante, erbacee e non, in grado di crescere su tali terreni e di assorbire, attraverso le radici, i metalli pesanti traslocandoli nelle parti epigee (fusti e foglie), che possono in seguito essere asportate. Tale tecnica, a differenza di quelle più consolidate, mantiene inalterata la struttura fisica e chimica del suolo, interferisce moderatamente con l'attività biologica degli organismi in esso presenti, rende possibile il recupero della fertilità, presenta costi ridotti e riduce l'impatto sull'ambiente. Tali caratteristiche fanno intuire le potenzialità di questa tecnologia emergente rendendola applicabile sia nel caso d'inquinamento su piccola larga scala, che in quello su larga scala, o quando non sia richiesto un rapido processo di disinquinamento (1). D'altra parte, essendo una tecnologia "soft", essa presenta alcuni fattori limitanti legati alla quantità di metalli pesanti asportabili e al tempo necessario per ottenere i risultati richiesti. In relazione alla quantità di metalli asportabili, l'efficienza della phytoremediation dipende sia dalle caratteristiche del sito che da quelle dei contaminanti e dei vegetali impiegati (2). I limiti di questa tecnologia sono legati princi-

palmente al livello di concentrazione dei contaminanti e alla profondità nel suolo degli stessi. Sono richieste, infatti, concentrazioni non troppe elevate di metalli pesanti, poiché i quantitativi asportabili dalle piante, per l'insorgere di eventuali fenomeni di fitotossicità, sono limitati e ciò influisce ovviamente sulla applicabilità o meno del processo. Occorre, inoltre, che gli elementi inquinanti si trovino in forme mobili e disponibili o che sia possibile utilizzare processi per aumentarne la mobilità e l'assorbimento da parte dei vegetali. La necessità di ricorrere a composti mobilizzanti, come ad esempio l'aggiunta di agenti complessanti, aumenta però la possibilità che una certa quantità dei metalli possa migrare lungo il profilo del terreno fino a raggiungere eventuali falde sottostanti.

Riguardo alla profondità degli inquinanti, il limite è dettato essenzialmente dalla profondità massima a cui le radici possono giungere nell'esplorare il terreno e dal fatto che tale profondità può variare notevolmente a seconda della specie vegetale selezionata e degli interventi agronomici effettuati per favorire lo sviluppo e l'esplorazione dell'apparato radicale.

Affinché tale tecnologia possa considerarsi applicabile, deve quindi esistere un ottimo rapporto tra la quantità di metalli asportata, il tempo necessario per ottenere i risultati richiesti dagli specifici obiettivi di bonifica, i costi di realizzazione e l'impatto ambientale.

Al fine di superare le limitazioni legate sia a eventuali problemi di percolazione degli inquinanti verso le falde, sia alla profondità degli inquinanti, in questo lavoro si è cercato di valutare la possibilità d'impiego della phytoremediation "ex-situ", come una tecnologia di bonifica alternativa e più idonea in determinate condizioni ambientali.

## **Materiali e metodi**

### **Suolo**

Il terreno impiegato per le prove di phytoremediation è stato prelevato in un sito contaminato, utilizzato fin dall'inizio del secolo per la produzione di gas da città, e presenta concentrazioni di Pb di 465 mg/kg e concentrazioni di Zn di 100 mg/kg. Nella Tab.1 sono riportate alcune caratteristiche chimico-fisiche del terreno.

Al fine di valutare le frazioni di metalli in forma mobile, e quindi potenzialmente disponibili per i vegetali, sono state effettuate delle analisi di speciazione per il Pb e lo Zn presenti nel terreno in esame.

Le analisi sono state condotte secondo un procedimento di estrazione che prevede l'utilizzo sequenziale di H<sub>2</sub>O, KNO<sub>3</sub> e DTPA, già utilizzato per suoli naturali e contaminati (3,4). I risultati dell'estrazione sequenziale sono riportati nella tabella 2.

Tabella 1.

Caratteristiche chimico-fisiche del terreno utilizzato

Sabbia (%)	80,7
Limo (%)	12,2
Argilla (%)	7,1
pH (H <sub>2</sub> O)	7,8
Sostanza organica (%)	3,0
CSC (meq/100g)	11,9

Tabella 2.

Contenuto di Pb e Zn nelle diverse frazioni derivanti dall'estrazione sequenziale del terreno. I dati sono espressi in mg/kg.

	totale	H <sub>2</sub> O	KNO <sub>3</sub>	DTPA
Pb	465	<0,01	3,5	90
Zn	100	0,5	1,0	7,0

### Prove "ex-situ"

#### Preparazione delle parcelle

Per l'allestimento di ogni parcella sono stati utilizzati circa 300 kg di terreno. Il terreno è stato collocato in box di 1 m<sup>2</sup> di superficie e di 25 cm di profondità e, per eliminare l'effetto bordo, tutti i trattamenti sono stati effettuati in un'area centrale di 0,49 m<sup>2</sup>, circondata da una striscia di terreno di 15 cm. Le pareti interne dei box sono state impermeabilizzate per evitare eventuali contaminazioni fra parcelle trattate diversamente ed è stato predisposto un sistema per la raccolta dei lisciviati.

La presenza nel terreno di materiale più grossolano ha contribuito ad evitare dannosi ristagni mantenendo una corretta umidità per la crescita dei vegetali.

#### Scelta delle piante

Per la sperimentazione sono state utilizzate le specie vegetali *Lupinus albus* (var. Multitalia) e *Brassica juncea* (fertile spring type) scelte sia in base a precedenti risultati di coltivazione in micro e mesocosmo sul medesimo terreno di *Lupinus albus* (Barbafieri et al., 2001), che in relazione alle loro esigenze ambientali e alle caratteristiche del terreno contaminato. Infatti *Lupinus albus*, che predilige terreni acidi, presenta anche un'elevata tolleranza a pH alcalini, come il terreno in esame, ed è in grado di resistere al freddo, tanto che è stato possibile seminarlo in autunno. E' inoltre da non sottovalutare, per una eventuale seconda crescita, l'attiva azotofissazione simbiotica in grado di migliorare la fertilità del terreno. Il terreno ogget-

to di studio è risultato essere sciolto e ben drenato e quindi ottimale per la crescita del lupino, che teme particolarmente i ristagni e l'asfissia radicale.

Anche la *Brassica juncea*, presentando esigenze termiche ridotte, è stata in grado di vegetare bene nella stagione autunno-inverno. Rispetto al lupino la *Brassica juncea* è in grado di produrre una maggiore biomassa anche in presenza di eccessi di umidità (Fig. 1).



Figura 1. Piante di *Brassica juncea* al loro massimo sviluppo in biomassa (110 gg. dalla semina) e ad un mese dalla fine dei trattamenti con EDTA

#### Semina e trattamenti con fertilizzanti.

La semina è stata effettuata a mano sia per il lupino (450 semi/m<sup>2</sup>), ad una profondità di circa 2 cm, che per la *Brassica juncea* (700 semi/m<sup>2</sup>), alla profondità di circa 0,5 cm, lasciando a dimora tutte le piantine germinate. Sia per il lupino che per la *Brassica juncea* la fertilizzazione è stata effettuata in copertura. I fertilizzanti sono stati aggiunti in soluzione acquosa secondo il seguente schema:

	NPK 8.24.24 (kg/ha)	Nitrato ammonico (kg/ha)
<i>Lupinus albus</i>	500	-
<i>Brassica juncea</i>	400	300

### Trattamenti con complessanti chimici

Al fine d'incrementare l'assorbimento di Pb e Zn nei vegetali al terreno di entrambe le specie è stato aggiunto EDTA in ragione di 0,25 g/kg di terreno. Il trattamento è stato effettuato in due cicli di 5 giorni ciascuno e a 6 giorni di distanza l'uno dall'altro per valutare eventuali segni di sofferenza delle piante. L'EDTA è stato aggiunto giornalmente al terreno con 300 ml di una soluzione 0,15 M (I° dose).

Sulla *Brassica juncea* è stato effettuato un ulteriore trattamento con EDTA (II° dose), aggiungendo per 8 giorni 200 ml al giorno della soluzione 0,15 M su metà della parcella su cui era stata aggiunta la prima dose del complessante. È stato scelto questo procedimento per valutare sia gli effetti di una ulteriore ciclo di EDTA sull'assorbimento dei metalli pesanti, sia la capacità della pianta di assorbire e traslocare metalli nella parte epigea dopo aver raggiunto la fioritura.

### Raccolta e analisi dei vegetali

Il campionamento di entrambi i vegetali è stato effettuato manualmente. La raccolta dei campioni di foglie, fusti e radici nelle parcelle dei controlli e di quelle trattate con EDTA Ia dose, sia di *Brassica juncea* che di lupino, è stata effettuata dopo 78 giorni dalla semina e ad 1g dalla fine della I° dose di EDTA. Per la *Brassica juncea* è stato effettuato un secondo campionamento a 38 gg dalla fine del trattamento EDTA Ia dose; un terzo a 6 gg dalla fine della somministrazione della II° dose di EDTA ed un quarto a 34 gg dalla fine della II° dose di EDTA.

Una volta prelevati, i campioni vegetali sono stati lavati separando la parte aerea da quella radicale e sono stati essiccati in stufa ventilata per 7 giorni alla temperatura di 60°C. Le radici sono state lavate in un bagno ad ultrasuoni per separarle completamente dalle particelle di terreno.

Il contenuto di Pb e Zn è stato determinato nei campioni vegetali, dopo digestione acida, (soluzione di HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> in rapporto 5:2) mediante Spettroscopia di Assorbimento Atomico in fiamma.

## **Risultati e discussione**

### Biomassa prodotta

Entrambe le specie vegetali risultano resistere discretamente ai trattamenti con EDTA in quanto non sono stati rilevati apparenti segni di so-



ferenza. Nella *Brassica juncea* sono state invece rilevate differenze di biomassa fra il controllo e le piante trattate con EDTA (Tab.3).

**Tabella 3.** Biomassa secca prodotta dalla parte aerea (foglie e fusti). I dati sono espressi in g/m<sup>2</sup>

	Controllo	EDTA
<i>Brassica juncea</i>	1.137	864
<i>Lupinus albus</i>	264	307

La bassa resa in biomassa del lupino è, almeno in parte, ascrivibile ad un attacco fungino subito nel corso della sperimentazione.

### Piombo

Dai risultati ottenuti sia per la *Brassica juncea* che per il *Lupinus albus* (Tab.4) si evince che l'aggiunta del complessante EDTA aumenta notevolmente la concentrazione di Pb nei vegetali, in particolare nella parte aerea. Come già verificato nelle coltivazioni nei mesocosmi, l'EDTA provoca infatti un aumento delle quote mobili e quindi biodisponibili del metallo (Barbafieri *et al.*, 2001).

Nella *Brassica juncea*, per la quale è stato possibile effettuare un secondo ciclo di EDTA, si evidenzia, dopo il secondo trattamento, un notevole incremento della concentrazione di Pb che, una volta assorbito dalle radici, viene traslocato nei fusti e nelle foglie passando dai 7,5 mg/kg del controllo ai 132 mg/kg dopo la seconda dose di EDTA. Dai risultati emerge inoltre che un ulteriore incremento della traslocazione del Pb nella parte aerea dei vegetali si ottiene quanto maggiore è il tempo intercorso tra la fine del trattamento con EDTA e la raccolta. In questo caso si passa ad esempio da 47,4 mg/kg di Pb nei fusti e nelle foglie di *Brassica juncea*, raccolti dopo 1 giorno dalla fine del I° trattamento EDTA, (o 82,4 mg/kg a 6 giorni dalla fine della II° dose di EDTA) a 67,3 mg/kg in quelli raccolti a 38 giorni dalla fine del medesimo trattamento (132 mg/kg di Pb a 34 gg. dalla fine della II° dose di EDTA).

Anche nel lupino risulta evidente l'effetto del complessante sull'assorbimento del Pb dalle radici e la sua traslocazione nella parte aerea. I valori aumentano di circa 6 volte nelle radici e di circa 26 volte in foglie e fusti rispetto al controllo, anche se i campioni sono stati raccolti dopo 1 solo giorno dalla fine del trattamento.

Tabella 4. Concentrazione di Pb e Zn in parte aerea e radici di *Brassica juncea* e lupino (i dati sono espressi in mg kg<sup>-1</sup>)

***Brassica juncea***

	Controllo	EDTA I° dose		EDTA II° dose	
		1 g*	38 g*	6 g*	34g*
<b>Zn</b>					
parte aerea	32,6	59,9	59,9	64,9	60
radici	46,4	64,7	105	62,2	60,3
<b>Pb</b>					
parte aerea	7,5	47,4	67,3	82,4	132
radici	12,2	21,6	32	24,9	22,6

***Lupinus albus***

	Controllo	EDTA I° dose		Controllo	EDTA I° dose
		1 g*			
		<b>Zn</b>		<b>Pb</b>	
parte aerea	37,3	55,1		5,01	130
radici	49,3	49,8		17,9	99,5

(\* tempo trascorso in giorni (g) tra il raccolto del campione e la fine del trattamento EDTA)

### Zinco

I risultati ottenuti (Tab.4) mostrano, per entrambe le specie vegetali, un incremento della concentrazione di Zn assorbita in seguito all'aggiunta di EDTA-I° dose di circa 2 volte nella *Brassica juncea* e di circa 1,5 volte nel lupino rispetto ai controlli. In seguito all'aggiunta di EDTA nella *Brassica juncea* si evidenzia un ulteriore incremento della concentrazione di Zn nelle parti aeree.

Confrontando i risultati relativi alla concentrazione di Zn in radici, fusti e foglie, rispetto a quelli del Pb, ottenuti per le due specie vegetali, si può osservare come l'EDTA determini un maggiore incremento dell'assorbimento e della traslocazione del Pb rispetto allo Zn. Ponendo a confronto invece le concentrazioni di Pb fra controllo e raccolto dopo l'aggiunta di una dose di EDTA, si potrà notare che il lupino risulta essere, in questo contesto, una specie particolarmente idonea per la bonifica di terreni prevalentemente inquinati da Pb mentre la *Brassica juncea* risulta esserlo anche per suoli inquinati da Zn.

Conoscendo la resa come peso secco della biomassa è possibile calcolare un asporto di circa 1140 g/ha di Pb e 560g/ha di Zn per la *Brassica juncea* e di circa 400g/ha di Pb e 170g/ha di Zn per il lupino.

Occorre tuttavia tener presente che, nel calcolo dei valori di accumulo totale (concentrazione x resa) dei metalli effettivamente asportati dal lupino, la biomassa ottenuta in seguito all'attacco fungino di oidio è stata circa la metà di quella teorica. Considerando una produzione teorica per il lupino di 6 t/ha di biomassa, si potrebbero infatti raggiungere valori di asporto pari a circa 800 g/ha di Pb e 340 g/ha di Zn. I valori di accumulo totale ottenuti in questo esperimento sia per per la *Brassica juncea* che per il lupino sono però riferiti ad un solo ciclo di crescita annuale mentre, in base alle loro esigenze ambientali, è possibile ipotizzarne anche un secondo ciclo nel corso dell'anno, con un raddoppio delle quantità suddette di metalli pesanti asportabili. Utilizzando i valori di resa teorica si raggiungerebbero i 2280 g/ha di Pb e 1,120 g/ha di Zn per la *Brassica juncea* e 1600 g/ha di Pb e 680 g/ha di Zn per il lupino.

Valutando le concentrazioni di Pb e Zn presenti nelle piante controllo di lupino e *Brassica juncea*, si può ipotizzare che lo Zn venga assorbito naturalmente in maggiori concentrazioni rispetto al Pb, probabilmente in quanto microelemento essenziale per i vegetali.

### **Conclusioni**

L'efficienza della phytoremediation dipende dalle caratteristiche del sito contaminato, dai contaminanti, dai vegetali impiegati e da tutti quei fattori che determinano un'elevata resa agricola. In questo studio ci siamo proposti di valutare l'utilizzo della phytoremediation "ex-situ" per cercare di ovviare alle limitazioni poste dalla profondità del contaminante nel terreno e da eventuali problemi di percolamento. In effetti, la disposizione del terreno in parcelle di 25 cm di profondità, la capacità delle radici delle specie vegetali selezionate di esplorare tutto il terreno a loro disposizione, l'utilizzo di alcune pratiche agronomiche e la modifica dell'ambiente chimico del terreno hanno permesso di ottenere risultati positivi.

I dati ottenuti evidenziano come le due specie presentino caratteristiche tali da renderle idonee per un processo di phytoremediation "ex-situ" su terreni ed in ambienti analoghi a quello su cui è stata effettuata. Infatti, le basse esigenze termiche, la discreta biomassa ottenuta e la tolleranza a trattamenti prolungati con EDTA hanno reso possibile l'asportazione dal terreno di discreti quantitativi di Pb e Zn. L'ulteriore aumento di Pb e Zn nella parte aerea della *Brassica juncea* nei campioni raccolti dopo l'aggiunta della prima dose del complessante evidenzia inoltre come il fattore tempo possa essere importante ai fini di un maggior asporto dei metalli. Maggiore è in-

fatti il tempo trascorso tra il raccolto e la fine del trattamento e maggiore è la concentrazione dei metalli rinvenuta nelle parti aeree; ciò evidenzia il fatto che le piante in questione, anche se raggiungono il loro massimo sviluppo in biomassa (che in alcune è coinciso con la fioritura), sono ancora in grado di traslocare ed accumulare metalli pesanti.

L'incremento costante della concentrazione dei metalli in entrambe le piante dopo l'aggiunta del complessante EDTA e la concentrazione degli stessi nelle frazioni ottenute dall'estrazione sequenziale del terreno, confermano che occorre modificare l'ambiente chimico del terreno per aumentare le quote mobili dei metalli e renderle così disponibili per le piante. Dai risultati ottenuti risulta inoltre evidente che la concentrazione dei metalli, specialmente del Pb, sia nelle radici che nelle foglie di *Brassica juncea*, aumenta ancora sensibilmente dopo l'aggiunta di una seconda dose di EDTA. D'altra parte la necessità di aumentare le quote mobili dei metalli pone il problema di eventuali percolazioni verso le falde acquifere sottostanti. Con la phytoremediation "ex-situ" è possibile però ovviare a tale problema poiché, se da un lato essa implica lo scavo del terreno, dall'altro offre però la possibilità di modificare l'ambiente chimico del terreno senza conseguenze per altre matrici ambientali, oltre a poter distribuire il terreno con lo spessore più idoneo per l'esplorazione radicale.

### Ringraziamenti

Si ringraziano G. Lucamante, L. Lubrano e G. Poggio per la collaborazione tecnica.

### Bibliografia

- BARBAFIERI M. 2000. The importance of nickel phytoavailable chemical species characterization in soil for phytoremediation applicability. *Int. J. Phytorem.*, 2:105-115.
- BARBAFIERI M., LUBRANO M., PETRUZZELLI G. 1996. Characterisation of pollution in sites contaminated by heavy metals: a proposal. *Ann. Chim.* 86: 585-594.
- BARBAFIERI M., TASSI E., MASTRETTA C., RIZZI L. 2001. Enhancing metal bioavailability for phytoremediation strategy. Preliminary results in the PhytoDec project. In: 17th Annual International Conference on Contaminated Soil Sediments and Water. University of Massachusetts, Amherst, 182.
- PETRUZZELLI G., BARBAFIERI M., PEDRON F. 2001. Prospettive di utilizzo della phytoremediation: dalla teoria all'applicazione. In: Bonifica dei Siti Contaminati: Tecniche Innovative, Ricerca e Trasferimento Tecnologico, Roma, 25-35.
- PETRUZZELLI G., LUBRANO L., GIOVANNINI G., LUCCHESI S., CERVELLI S. 1993. Distribution and behaviour of heavy metals in soils following different clean up procedures. In: F. Arendt et al, Eds, Contaminated Soil, Berlin, 545-546.



## **Commissione III Biologia del suolo**

---



## *USO DI MICROARTROPODI COME INDICATORI DI ALTERAZIONE DEL SUOLO*

D. Ampollini, R. Boccelli, E. Capri, A.A.M. Del Re

Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale-CRB Università Cattolica del Sacro Cuore di Cremona  
Via Milano, 24 - 26100 Cremona

### **Abstract**

Biological soil quality has been valued by microarthropod study obtaining BSQ index (Parisi, 1974). This has been proposed as a method that can complement both biochemical and chemical and physical study in order to find soil alterations. In this work we have studied agricultural soils in the Cremona area. In cultivated soils BSQ doesn't seem to be significantly influenced by date, and by short and long distance; instead it is influenced by the kind of culture.

**Key words:** biological soil quality, microarthropods, BSQ index

### **Riassunto**

La qualità biologica del suolo è stata valutata con lo studio dei microartropodi ottenendo l'indice QBS (Parisi, 1974). Questo è stato proposto come un metodo che può affiancare le indagini biochimiche, chimiche e fisiche per rilevare le alterazioni del suolo. In questo lavoro sono stati studiati terreni agricoli appartenenti alla provincia di Cremona. In suoli coltivati il QBS non sembra essere influenzato significativamente dalla data e dalla distanza a breve ed a lungo raggio ed essere invece sensibile al tipo di coltura.

**Parole chiave:** qualità biologica del suolo, microartropodi, indice QBS

### **Introduzione**

La crescente attenzione dell'opinione pubblica ai problemi ambientali ha portato allo studio ed allo sviluppo di nuove tecniche di produzione a minor impatto ambientale; è nata l'esigenza di monitorare costantemente il suolo e di prevederne in tempo utile eventuali alterazioni dovute ad inquinamento diffuso o puntuale. Utili indicazioni derivano da analisi chimiche e fisiche: pH, capacità di scambio cationico (CSC), contenuto in so-

stanza organica (SO), contenuto in P assimilabile e K scambiabile, contenuto di metalli pesanti quali As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, conducibilità elettrica, porosità, crepacciamento, tessitura, ritenzione idrica, contenuto in fitofarmaci nel suolo e nelle acque sotterranee. Ma è difficile assegnare i campi di variazione entro cui queste proprietà possono variare senza indicare danni all'agroecosistema. L'utilizzo e la ricerca di indicatori biochimici come i PLFA e gli enzimi (Gianfreda *et al.* 2002) e biologici è complementare agli indicatori chimici e fisici. Tra i più importanti indici di carattere biochimico si annoverano C e N della biomassa microbica, rapporto tra C della biomassa e C organico totale, respirazione del suolo e della biomassa, carica microbica. La stima della biodiversità del suolo come indicatore ecologico ha portato all'individuazione di organismi indicatori.

Per il suolo sono stati recentemente individuati possibili bioindicatori mediante prove di tossicità con microartropodi tipo collemboli come *Onychiurus spp.* (Hale), *Folsomia candida* (Willem), *Tullbergia granulata* (Lubbock), *Orchesella spp.* (Van Stralen, 1997), e anellidi del tipo *Eisenia spp.* (Vigoni *et al.* 1996; Jaconini *et al.* 2000); al contrario, in ecosistemi quali aria e acqua già da tempo sono in uso bioindicatori come i licheni per l'aria (Vigoni *et al.* 1996) e l'EBI per le acque correnti (Ghetti, 1997).

Tra i possibili indicatori ecologici, il metodo QBS ci è parso interessante in quanto molti microartropodi, risultano essere piuttosto sedentari e riflettono le condizioni del suolo locali meglio di specie con habitat più dispersivo: le relazioni tra i microartropodi e nicchie e la conoscenza delle loro comunità possono essere utilizzate come bioindicatori locali. Di recente proposto, il metodo QBS è stato usato per rilevare effetti pregressi di disturbo derivato da lavorazioni; per evidenziare variazioni della qualità biologica in tempi inferiori rispetto agli indicatori attualmente in uso; per valutare i tempi di riconversione da agricoltura di tipo tradizionale a biologico (Parisi comunicazioni personali).

Lo scopo di questo studio è valutare l'applicabilità del metodo QBS allo studio di terreni coltivati.

### **Materiali e metodi**

L'indice QBS è un'indice sintetico basato sull'individuazione delle forme biologiche dei microartropodi edafici ed ha il duplice carattere di valutare il livello di adattamento alla vita ipogea e di superare le difficoltà tassonomiche a livello di specie.



L'adattamento alla vita edafica è evidenziato nella morfologia degli individui (forma biologica): miniaturizzazione del corpo, sviluppo di strutture olfattive, sviluppo di strutture adatte allo scavo, perdita della funzione visiva e perdita della pigmentazione. Assegnando un indice ecomorfologico alle diverse forme biologiche si ottiene un valore che sommato dà il QBS, indice di qualità biologica dei microartropodi.

Sono stati studiati terreni coltivati della Pianura Padana, sia al livello fondamentale, sia sulle piane e sui terrazzi alluvionali dei fiumi Po, Adda, Serio e Oglio. I terreni studiati hanno una tessitura variante da sabbiosa a franca e sono coltivati a mais con aratura profonda, utilizzo di macchine pesanti che compattano il terreno, concimazioni organiche ed inorganiche, fitofarmaci. Vegetazione e fauna autoctona sono molto scarse e impoverite geneticamente dai frequenti incroci con specie alloctone. Rispettando una distanza di circa 30 m dal margine del campo, circa 1,7 kg di terreno sono stati raccolti con una paletta prelevando non oltre i 10 cm di profondità (Parisi, 2001; Parisi, 1974). La terra, riposta in un apposito sacchetto non chiuso ermeticamente, è stata portata all'analisi quanto prima proteggendola da sbalzi di temperatura e da scuotimenti.

La mesofauna è stata estratta col selettore di Berlese-Tullgren (Rusek *et al.*, 1999; Edwards, Fletcher, 1967), composto da una provetta raccoglitrice munita di imbuto, sul quale sta un setaccio a maglie quadrate di 2 mm in cui è posizionata la terra campionata. Sopra, a circa 25 cm dalla superficie, è accesa una lampadina da 60 W: il calore sviluppato secca lo strato superficiale del terreno e la mesofauna, alla ricerca di umidità, cade nell'imbuto e di lì nella provetta, contenente una piccola quantità di alcool denaturato per uccidere e conservare i microartropodi. Il liquido è infine versato in una capsula Petri per identificare i diversi ecotipi con uno stereomicroscopio ottico.

Campionamenti ed analisi sono stati previsti per chiarire diversi problemi:

- 1 – variabilità a corto raggio (campo) del QBS;
- 2 – variabilità a breve termine (mensile);
- 3 – dipendenza dall'area;
- 4 – relazione con l'umidità;
- 5 – effetti della coltura.

Per verificare la variabilità a corto raggio e a breve termine, in località Pozzo Baronzio (Cremona) un terreno (*Udic Haplustalf fine-silty mi-*

*xed mesic*, P99 D7C4 n.92) coltivato a mais è stato suddiviso in sei zone; da ognuna è stato prelevato un campione composto da sei subcampioni in punti equidistanti per un totale di circa 1,7 kg. Sono stati eseguiti tre campionamenti nel periodo estivo, a distanza di poche settimane: il 4/06/2001, il 28/06/2001 e 13/07/2001.

Per verificare se l'indice è generalizzabile in quanto non dipende dalla zona di campionamento, sono stati confrontati suoli in dieci ambiti geologici della provincia di Cremona. Tutti i campi erano coltivati a mais con spargimento di fango biologico come fertilizzante. I campionamenti sono stati eseguiti in due date il 16/10/01 ed il 24/10/01, prelevati in linea diagonale per tre replicati a non meno di 30 m dall'orlo del campo.

	Ambito territoriale, sigla; luogo	USDA (profilo di riferimento)
<b>pianura</b>	Pianura Cremonese Centrale, P.C.C.; Castelleone	Typic Hapludalf course loamy over sandy mixed mesic (P83 D7c5)
	Pianura Centro Occidentale, P.C.O.; Corte De'Frati	Udic Haplustalfs fine-loamy mixed mesic (P37 C7d4-n.40)
	Pianura Cremonese Centrale, P.C.C.; Pieve Delmona	Udic Haplustalf fine-silty mixed mesic (P99 D7c4-n.92)
	Pianura Orientale, P.O.; Grumello	Udic Haplustalf fine-loamy over sandy mixed mesic (P26 C7c3-n.100)
	Alta Pianura Ghiaiosa, P.A.GH.; Soncino	Alfic Udic fine loamy over sandy skeletal mixed mesic (P6 C6d3)
	<b>terrazzi</b> <b>alluvionali</b>	Alluvioni Terrazze Adda, ALL.TERR.; Dovera
	Alluvioni Terrazze Serio, ALL.TERR.; Pizzighettone	Udic Ustochrept sandy mixed mesic (P36 C7d4-n.34)
<b>piane</b> <b>alluvionali</b>	Piane Alluvionali Recenti Adda, P.A.R.; Moscazzano	Oxyaquic hapludalf fine-silty mixed mesic (P97 D7a4-n.34)
<b>recenti</b>	Piane Alluvionali Recenti Oglio, P.A.R.; Drizzona	Fluvaquentic Eutrochrept fine-loamy mixed mesic (P92 D7d4-n.28)
	Piane Alluvionali Recenti Po, P.A.R.; Pieve D'Olmi	Dystric Eutrochrept coarse loamy mixed mesic (P4 D8B1-n.0104)

Per studiare l'effetto delle pratiche agricole sulla mesofauna, l'indice QBS è stato misurato su terreni in località Pizzighettone (Cremona), tutti appartenenti alla stessa azienda agricola classificati come *Aquic Ustochrepts, course-loamy over sandy, mixed mesic*, P24 C7d3 n.6. Un terreno lasciato a prato polifita è stato confrontato con due coltivati a mais e tre a mais con distribuzione di fanghi biologici. I campionamenti sono stati fatti in due date ravvicinate, il 12/09/2001 ed il 19/09 2001. Tra le due date sono state registrate due giornate di pioggia. I terreni a mais si presentavano a

stoppie data la raccolta avvenuta circa due settimane prima; è stata rilevata la presenza di qualche infestante tipica come sorgo selvatico (*Sorghum halepense* L.), farinello comune (*Chenopodium album* L.) e artemisia (*Artemisia campestris* L.). I campionamenti sono stati effettuati in diagonale per tre replicati in tutti i campi a non meno di 30 m dall'orlo del campo.

## Risultati

Nella tabella 1 sono raccolti i dati QBS per la stima delle variabilità spaziali e temporali a breve.

**Tabella 1.** Valori di QBS a Pozzo Baronzio, con medie marginali (m), deviazione standard ( $\sigma$ ) e coefficienti di variazione (%  $\sigma/m$ ); A-F rappresentano le diverse parcelle

PARCELLE	A	B	C	D	E	F	Medie marginali per data		
							m	$\sigma$	% $\sigma/m$
							<u>04/06/2001</u>		
QBS	61	52	33	81	42	52	53,5	16,55	31,02
Umidità %	16,3	14,9	22,5	13,8	13,3	15,51	15,99	3,36	21,02
							<u>28/06/2001</u>		
QBS	71	62	41	77	52	65	61,33	13,06	21,36
Umidità %	5	4,4	3	4,4	3,2	4,6	4,03	0,79	19,60
							<u>13/07/2001</u>		
QBS	56	68	57	60	70	85	66	10,94	16,56
Umidità %	5,7	6,3	4,8	6,06	6,4	4,8	5,68	0,72	12,67
							<u>Medie marginali per parcella</u>		
QBS m	62,7	60,67	43,67	72,67	54,67	67,33			
s	7,64	8,08	12,22	11,15	14,2	16,62			
QBS % $\sigma/m$	12,2	13,32	27,98	15,34	25,97	24,68			

I dati della tabella 1 visualizzano l'uniformità spaziale e temporale della distribuzione della mesofauna e l'analisi della varianza (Tab 2) conferma che le variazioni dell'indice, sia rispetto alla parcella di suolo campionato (corto raggio), sia rispetto alla data di campionamento (breve termine) non sono significative.

**Tabella 2.** ANOVA in modello II (data e parcella random) dei valori di QBS nel campo di Pozzo Baronzio. G.d.L. gradi di libertà, F Test di Fischer, p probabilità

CAUSE DI VARIAZIONE	G.d.L.	VARIANZA	F	p
DATA	2	239,40	1,88	0,20
PARCELLA	5	309,90	2,44	0,10
ERRORE	10	127		

**Tabella 3.** Valori di QBS nei diversi ambiti territoriali al 16/10/2001; A B C repliche con medie marginali ( $m$ ), deviazione standard ( $\sigma$ ) e coefficienti di variazione (%  $s/m$ ).

AMBITO	A	B	C	$m$	$\sigma$	% $\sigma/m$
P.C.C.	41	66	115	74	37,64	50,86
P.C.O.	60	41	71	57,33	15,18	26,48
P.C.C.	105	41	70	72	32,04	44,5
P.O.	81	61	51	64,33	15,27	23,74
P.A.GH.	78	111	106	98,33	17,79	18,09
ALL.TERR.	106	54	64	74,67	27,59	36,95
ALL.TERR.	91	71	71	77,67	11,55	14,87
P.A.R.	52	76	41	56,33	17,9	31,77
P.A.R.	60	71	73	68	7	10,29
P.A.R.	71	71	60	67,33	0,09	9,43

In tabella 3 sono raccolti i dati QBS per la stima delle variabilità tra zone diverse (variabilità a medio raggio). I dati evidenziano che le variazioni dell'indice nei diversi ambiti territoriali della provincia di Cremona (variazione a medio raggio) non sono significative, come conferma l'analisi della varianza (Tab. 4).

**Tabella 4.** ANOVA in modello II (località random) dei valori di QBS. G.d.L. gradi di libertà, F Test di Fischer, p probabilità

CAUSE DI VARIAZIONE	G.d.L.	VARIANZA	F	p
LOCALITÀ	9	427,90	0,94	0,51
ERRORE	20	452,83		

In tabella 5 sono raccolti i dati QBS per la stima delle variabilità tra colture diverse (effetto della coltivazione).

**Tabella 5.** Valori medi di QBS in suoli a diverso stato d'uso, con medie marginali ( $m$ ), deviazioni standard ( $s$ ) e coefficienti di variazione (%  $s/m$ ).

DATA	COLTURA	$m$	$\sigma$	% $\sigma/m$
12/09/2001	Polifita	140,33	8,08	5,75
12/09/2001	Mais	59	5,2	8,81
12/09/2001	Mais	59,33	13,8	23,21
12/09/2001	Mais trattato	43,33	1,53	3,53
12/09/2001	Mais trattato	43	3,61	8,40
12/09/2001	Mais trattato	41,33	1,53	3,70
19/09/2001	Polifita	147,33	14,84	100,73
19/09/2001	Mais	70,67	26,84	37,98
19/09/2001	Mais	73,67	19,35	26,27
19/09/2001	Mais trattato	31	9,85	31,77
19/09/2001	Mais trattato	71,67	12,66	17,66
19/09/2001	Mais trattato	55	14,42	26,21

In terreni in diverso stato d'uso (Tab. 5) l'indice ha mostrato una significativa dipendenza dal tipo di coltura, come confermato dall'ANOVA e dal Test di Duncan (Tab. 6), ma scarsa significatività rispetto alla data (Tab. 7).

**Tabella 6.** Medie e deviazioni standard s, Test di Duncan, con G.d.L. gradi di libertà.

COLTURE	G.d.L.	MEDIE	$\sigma$	Test Duncan
PRATO POLIFITA	5	143,83	11,35	A
MAIS	11	65,70	16,90	B
MAIS TRATTATO	17	47,50	15,20	C

La correlazione tra i dati di QBS e l'umidità è risultata bassa -0.06947 da non risultare significativa.

**Tabella 7.** ANOVA dei QBS, con: G.d.L. gradi di libertà, F Test di Fischer, *p* probabilità.

CAUSE DI VARIAZIONE	G.d.L.	VARIANZA	F	P
DATA	1	1002,7	5,78	0,02
COLTURA	2	21020,00	99,96	<0,0001
ERRORE	28	219,2		

## Conclusioni

Il metodo basato sulla biodiversità del suolo (indice QBS) è in grado di rilevare effetti delle pratiche agricole (Tabb. 1, 3, 5, 6 e 7) in quanto le variazioni dovute alla coltivazione sono, stando al presente studio, maggiori di quelle attribuibili a tempo e spazio, infatti l'indice non varia significativamente né con la distanza a corto raggio né col tempo a breve termine (Tabb.1 e 2).

Dai dati ottenuti dai prelievi effettuati in tutta la provincia l'indice QBS non varia significativamente nemmeno con la distanza a medio raggio (Tabb. 4 e 5), almeno restando in zone attigue e soggette allo stesso clima.

Non è risultata significativa nemmeno la dipendenza dalla data (Tabb. 5 e 7) anche se mancano ancora dati a lungo periodo.

La dipendenza del QBS dall'umidità non risulta significativa in nessuno dei tre gruppi di dati. I microartropodi sembrano invece essere influenzati dal tipo di coltura (Tabb. 6÷7).

L'indice QBS si dimostra un promettente strumento di diagnosi dello stato di alterazione del suolo, complementare alle indagini chimico fisiche e biochimiche, che merita di essere studiato più a fondo.

### **Bibliografia**

- EDWARDS C.A., K.E FLETCHER K.E. 1967. A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. *Soil Biology*. Academic Press, 150-185 pp.
- GIANFREDA L., SANNINO F., RAO M.A., COLOMBO C., PALUMBO G., DEL RE A.A.M., CAPRI E., PUGLISI E.- 2002. Biological and chemical indices of soil status. In press.
- GHETTI P.F. 1997. Indice biotico esteso (IBE). I macrovertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque dolci. Manuale di applicazione Prov. Aut. Trento ARPA, pp 222
- JACONINI C., NAPPI P., SBRILLI G., MANCINI L. 2000 Indicatori e indici ecotossicologici e biologici applicati al suolo, Stato dell'arte, RTI CTN SSC, 13-14 pp.
- PARISI V. 1974. *Biologia ed ecologia del suolo*. Boringhieri, Torino: 145 pp.
- PARISI.V. - 2001. La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta Naturalia de l'Ateneo Parmense*, 37 (3/4): 105-114 pp.
- RUSEK J., BALIK U., HAUDEL L., FROUZ J. 1999. Improved method for comparing abundance data for soil zoological field studies. *Eur. J. Soil Biology*, 35 (3), 145-152 pp.
- VAN STRALEN N.M., 1997. Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. In: *Biological indicator of soil health*. CAB international, Wallingford 235-264 pp.
- VIGONI C., CELLA A., SARRA P.G., BOCCELLI R., SINA P.A. 1996. Bioindicatori e biosensori. *Cremonafiere*, 2-4 pp

*INDAGINI PRELIMINARI SULL'USO DEI LICHENI PER  
LO STUDIO DELLA DEPOSIZIONE ATMOSFERICA  
DI ELEMENTI IN TRACCE  
NELLA PROVINCIA DI PIACENZA*

M. Bettinelli <sup>1</sup>, G.M. Beone <sup>2</sup> S. Spezia <sup>1</sup>, C. Baffi <sup>2</sup>, F. Alberici <sup>3</sup>,

S. Bergonzi <sup>3</sup>, C. Bettinelli <sup>3</sup>, P. Cantarini <sup>3</sup>, L. Mascetti <sup>3</sup>, S. Silva <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio di Igiene Ambientale e Tossicologia Industriale Fondazione Maugeri,  
Clinica del Lavoro e della Riabilitazione, Pavia

<sup>2</sup> Istituto di Chimica Agraria e Ambientale, Facoltà Agraria, Università Cattolica S. Cuore, Piacenza

<sup>3</sup> Liceo Scientifico Tecnologico "Colombini", Piacenza

### **Abstract**

Preliminary investigations on the use of lichens (*Xantoria parietina* spp.) as bioaccumulators were carried out, in order to estimate air depositions of trace elements, in areas of the province of Piacenza. Samples were collected from three different areas (urban, agricultural plain and hill); after suitable preparation lichens and nearby soils were analysed for trace elements; concentrations of 16 analytes were determined by ICP-OES, ICP-MS and GFAAS, following digestions carried out with an acid mixture (HF,  $\text{NH}_3$ , HCl) in microwave oven. Enrichment factors (EF) were evaluated, by using Ti as the "marker" element of the soil. The investigated areas didn't show pollution by air deposition of trace elements.

**Key words:** trace elements, atmospheric deposition, lichens

### **Riassunto**

Sono state effettuate indagini preliminari sull'uso di licheni (*Xantoria parietina* spp.) come bioaccumulatori per la stima di elementi in traccia da deposizioni atmosferiche, in aree della provincia di Piacenza. Sono stati prelevati campioni da 3 aree (urbana, agricola di pianura e collinare); dopo opportuna preparazione sono stati analizzati campioni di lichene e suolo superficiale; le concentrazioni di 16 elementi in traccia sono state determinate con ICP-OES, ICP-MS e GFAAS, dopo digestione con miscela acida (HF,  $\text{NH}_3$ , HCl) in forno a microonde. Sono stati calcolati i fattori di arricchimento (FA), usando il Ti come elemento "marker" del suolo. Le aree indagate non presentavano evidenze di contaminazione da deposizione di elementi in tracce.

**Parole chiave:** elementi in traccia, deposizione atmosferica, licheni

## Introduzione

I licheni sono stati spesso utilizzati per studi sulla valutazione degli effetti biologici degli inquinanti atmosferici (Richardson, 1975). Per essi infatti, che rappresentano un esempio di simbiosi tra un fungo e un'alga, la nutrizione minerale dipende quasi solo dalla propria capacità fotosintetica, attraverso l'assorbimento diretto di acqua ed elementi nutritivi dall'atmosfera. I licheni dimostrano un'elevata adattabilità a condizioni ambientali severe (stress idrici e termici) ed evidenziano un'alta intolleranza all'inquinamento atmosferico (Ferry *et al.*, 1973; Hawksworth, 1973); il termine "deserto lichenico" viene infatti attribuito ad aree fortemente inquinate che non hanno permesso la presenza di queste specie definite anche "barometri" della qualità dell'aria (Treshow e Anderson, 1989).

Due sono le principali strategie di utilizzo dei licheni per la valutazione della qualità dell'aria: a) come biondicatori, quando viene studiata la correlazione tra la concentrazione di sostanze inquinanti nell'atmosfera e variazioni morfologiche di copertura e presenza (biodiversità); b) come bioaccumulatori, sfruttando la loro capacità di assorbire sostanze dall'atmosfera e misurando la concentrazione di queste ultime nei talli.

Rispetto a tecniche tradizionali di campionamento i licheni mostrano il vantaggio di essere presenti nella maggior parte degli habitat terrestri, di essere perenni, di facile riproduzione e consentono, tra l'altro, di ottenere rapidamente, a bassi costi, e con alta densità di punti-misura, una mappatura delle deposizioni atmosferiche di metalli, di individuare i patterns geografici del loro trasporto e deposizione valutando l'affidabilità di modelli diffusionali e infine di verificare, su lunghi periodi di tempo, l'efficacia di misure introdotte per ridurre le emissioni di metalli.

La qualità dell'analisi e la bontà del dato analitico per i licheni, stimabili con l'accuratezza, la precisione e con l'incertezza associata alle misure, possono essere ben valutati solo analizzando materiali certificati (Quevauviller *et al.*, 1993, 1996) o confrontando i risultati ottenuti per campioni reali attraverso tecniche analitiche indipendenti (Bettinelli *et al.*, 1996).

Negli studi sull'utilizzo dei licheni come bioaccumulatori due sono le fasi critiche: la preparazione del campione e l'analisi chimica. Di seguito verranno brevemente illustrate le problematiche relative a queste due importanti fasi.



### **Preparazione del campione**

Uno dei più seri problemi nell'utilizzo dei licheni quali sistemi di biomonitoraggio è la contaminazione del campione da parte del particolato terrigeno presente soprattutto negli ambienti secchi. Nei paesi dell'area mediterranea il livello del particolato disperso in aria nella stagione estiva può essere molto elevato, tale da rendere difficoltoso il confronto dei dati ottenuti da campioni raccolti in periodi diversi nella stessa stazione. Nel passato il contributo delle particelle del suolo alla concentrazione totale di analita nei campioni di materiale vegetale è stato raramente considerato; al fine di ridurre questa variabilità sono stati esplorati diversi sistemi di pulizia dei campioni (pulizia meccanica con bisturi, soffiaggi meccanici con aria, lavaggi con soluzioni acquose di diversa natura con o senza l'ausilio di un sistema a ultrasuoni).

Ad eccezione degli studi rivolti all'aspetto fisiologico/tossicologico, per i quali uno stadio di lavaggio è necessario, si preferisce effettuare un'operazione di pulizia meccanica e valutare il contributo del particolato terrigeno analizzando il contenuto di alcuni "marker" quali Al, Ti, Sc, Fe o Si. Il calcolo dei fattori di arricchimento (FA) definiti come:

$$FA = \frac{(X_B/R_B)}{(X_S/R_S)} \quad (1)$$

(con  $X_B$  e  $X_S$  concentrazioni dell'analita nel bioaccumulatore e nel suolo;  $R_B$  e  $R_S$  concentrazioni del "marker" nel bioaccumulatore e nel suolo) permette di normalizzare la concentrazione di un certo analita presente nel lichene e quello presente nel suolo rispetto alla concentrazione di un elemento considerato "marker" del suolo. Valori di  $FA > 10$  vengono assunti come indicativi di contaminazione ambientale.

Il metodo può essere affetto da incertezze ascrivibili alle seguenti condizioni:

si ipotizza che la distribuzione dei "marker" e degli analiti sia identica tra il suolo campionato e le particelle di particolato terrigeno aerodisperso;

si ipotizza che le procedure di solubilizzazione impiegate per l'analisi dei licheni (generalmente miscele  $HNO_3/H_2O_2$ ) siano applicabili con la stessa efficienza a tutti i tipi di suolo e a tutte le tipologie di particolato atmosferico.

### **Analisi chimica**

Numerosi sono oggi i sistemi strumentali disponibili per l'analisi di elementi presenti in campioni vegetali, applicabili all'analisi dei licheni.

Alcuni, come la fluorescenza a raggi X (WDXRF o TXRF), l'attivazione neutronica (INAA) o la spettrometria di massa con particelle neutre (SNPMS) presentano il vantaggio di poter effettuare direttamente l'analisi sul materiale senza specifici trattamenti del campione, ma se in alcuni casi non hanno sensibilità sufficiente per rilevare le basse concentrazioni di alcuni analiti di interesse ambientale (As, Se, Sb, Cd, Hg), in altri necessitano di tarature specifiche realizzabili solo con l'ausilio di materiali CRM della stessa matrice dei campioni analizzati. Questo allo scopo di ridurre possibili errori sistematici dovuti ad interferenze di tipo spettrale e non-spettrale che possono falsare i risultati analitici anche di un ordine di grandezza.

Le tecniche analitiche più diffuse e correntemente impiegate per l'analisi degli elementi in traccia nelle matrici vegetali (ICP-MS, ICP-OES, GFAAS, etc.) prevedono uno stadio di solubilizzazione del campione che spesso costituisce lo stadio limitante, di tutta la procedura analitica, sia in termini di tempi di analisi che di recupero dei vari analiti. Sebbene più di una trentina di differenti procedure siano state descritte in letteratura per la decomposizione di matrici organiche, si può affermare che probabilmente non esiste un metodo di dissoluzione ottimale e univoco per tutti gli analiti.

La fase di determinazione analitica è soggetta ad ampie possibilità d'errore; la scelta della miscela acida da utilizzare nella digestione può infatti influenzare sensibilmente i risultati finali. La decomposizione del materiale vegetale viene generalmente considerata operazione non difficoltosa che può venir condotta con l'impiego della miscela  $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ . Poiché il contributo di sostanza minerale secca può variare da 0,1 a 30%; in funzione della tipologia della pianta, natura del suolo, appare chiaro da numerose pubblicazioni (Höenig 1995; Novozamsky *et al.* 1996; Fridlund *et al.* 1994) che solamente l'impiego di una miscela contenente HF assicura una completa solubilizzazione del campione ed il recupero quantitativo dei vari elementi in traccia. Studi interlaboratorio relativi a materiale fogliare hanno fatto registrare significativi "bias" negativi per Pb, Ni, Cr, Sn, V, Ti, Al e Fe forniti da laboratori che non avevano utilizzato HF nella fase della mineralizzazione. Questi elementi sono risultati significativamente correlati con il contenuto di Si e quindi con la presenza di materiale terrigeno. Nell'ipotesi che i campioni abbiano raccolto anche particolato, proveniente da sorgenti di

emissione di impianti industriali, e solo parzialmente solubile in  $\text{HNO}_3$ , si può comprendere come i dati ottenuti da mineralizzazioni "parziali" siano con difficoltà utilizzabili per il confronto spazio-temporale di campagne di biomonitoraggio o per il calcolo dei fattori di arricchimento.

Scopo del presente lavoro è stato quello di eseguire un'indagine preliminare sulla deposizione atmosferica di elementi in tracce nella provincia di Piacenza, con utilizzo di licheni come bioaccumulatori, rivolgendo l'attenzione alla messa a punto delle metodiche di preparazione dei campioni e alla loro analisi chimica. In questa sede si è deciso di approfondire anche il discorso del confronto delle tecniche analitiche utilizzate per l'analisi dei campioni reali di lichene.

### Materiali e metodi

Per questa indagine sono state scelte tre aree della provincia di Piacenza: un'area urbana, con 3 punti di campionamento  $A_1$ ,  $A_2$  e  $A_3$ ; un'area agricola di pianura, con 2 punti  $B_1$  e  $B_2$ ; un'area collinare, con 3 punti  $C_1$ ,  $C_2$  e  $C_3$ .



A



B

Solo licheni epifiti foliosi (*Xantoria parietina* spp.) a lobi larghi sono stati scelti per l'indagine. Sono stati esclusi i licheni del tipo crostoso e frutticoso. Il campionamento è stato effettuato secondo le metodiche ANPA (Nimis e Bargagli, 2002). Dopo la raccolta è stata effettuata una pulizia meccanica al microscopio, con uso di pinzette in Teflon per asportare la contaminazione accidentale. La Figura n 1 mostra un lichene prima e dopo la pulizia.



Figura 2. Lichene prima e dopo la pulizia meccanica al microscopio

L'essiccamento del materiale è avvenuto in stufa termostatica a 40°C per 24 h. Questa procedura si è dimostrata valida, per le successive determinazioni analitiche, per elementi volatili quali Se, Sb, Cd e Hg. L'omogeneizzazione è stata condotta impiegando mulino planetario con giare in agata.

La miscela acida usata per la dissoluzione dei campioni vegetali era la seguente: 7 ml  $\text{HNO}_3$  + 3 ml  $\text{H}_2\text{O}_2$  + 0,2 ml HF. Ad una quantità di campione di 250 mg circa sono state addizionate le differenti aliquote di acidi; la digestione è avvenuta in forno a microonde, a sistema chiuso. Le soluzioni dei mineralizzati sono state portate a volume finale di 50 ml con acqua demonizzata ed analizzate mediante ICP-OES oppure, previa diluizione 1/10 o 1/100, con ICP-MS o GFAAS. Sono stati indagati i seguenti elementi: Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Sr, Ti, V e Zn.

Per i terreni, un'aliquota di 250 mg circa di terra fine, pesata direttamente in un contenitore PTFE del forno a microonde è stata addizionata di 2 ml HF e 8 ml di acqua regia. Dopo raffreddamento sono stati aggiunti 2 ml di soluzione satura di acido boricco; i contenitori sono stati chiusi e riscaldati a 300W per 3 minuti. Le soluzioni risultanti sono state portate ad un volume finale di 50 ml. Sui campioni tal quali sono state effettuate determinazioni con ICP-OES e, previa diluizione 1/10 o 1/100 con acqua deionizzata, con ICP-MS. Per i terreni sono stati analizzati gli stessi elementi determinati per i licheni. Per i diversi elementi sono stati infine calcolati i fattori di arricchimento secondo la formula (1) citata nelle pagine precedenti e utilizzando Ti come elemento "marker" per il suolo.

## Risultati e discussione

Il confronto tra le tecniche ha messo in evidenza un buon accordo tra i risultati ottenuti mediante ICP-MS e GFAAS sui campioni reali di lichene solubilizzati mediante la procedura precedentemente descritta. In particolare per Ni, Pb e V, pur in un intervallo piuttosto ristretto di concentrazione, i risultati forniti dalle due tecniche (Tabella 1) risultano sostanzialmente equivalenti mentre per Cr i valori di ICP-MS sono sistematicamente, anche se di poco, superiori a quelli ottenuti con GFAAS. Una possibile spiegazione per i risultati più elevati forniti da ICP-MS potrebbe essere ricercata nell'interferenza positiva di  $^{40}\text{Ar}^{12}\text{C}$  e di  $^{35}\text{Cl}^{16}\text{O}^1\text{H}$  sul segnale di  $^{52}\text{Cr}$ .

**Tabella 1.** Confronto tra ICP-MS e GFAAS per la determinazione di Cr, Ni, Pb e V nei licheni raccolti in provincia di Piacenza

Elemento	Tecniche	A1	A2	A3	B1	B2	C1	C2	Stazioni C3
		$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$	$\mu\text{g g}^{-1}$
Cr	ICP-MS	2,02	6,59	4,71	5,85	3,79	5,54	10,16	2,86
	GFAAS	1,78	6,25	4,3	5,54	3,02	5,3	9,8	1,79
Ni	ICP-MS	1,84	5,3	4,35	5,33	3,22	5,42	9,31	2,5
	GFAAS	1,66	5	4,7	5,12	3,11	5,58	9,01	2,8
V	ICP-MS	0,59	3,42	3,32	1,39	1,81	2	1,43	1,37
	GFAAS	0,49	3,55	3,09	1,43	2	1,88	1,4	1,27
Pb	ICP-MS	0,92	5,08	3,22	1,11	2,61	2,98	1,31	2,08
	GFAAS	1,01	6,22	2,98	1,01	3,02	3	1,54	2,01

La Tabella 2 riporta i valori delle concentrazioni degli elementi determinati nei licheni indagati e l'attribuzione alla classe di naturalità/alterazione secondo quanto proposto da Nimis e Bargagli (2002). In tale lavoro l'autore propone una suddivisione in classi basata su valori di concentrazione che sono ricavati da numerose indagini sperimentali condotte in Italia. L'unica significativa obiezione all'interessante proposta di Nimis riguarda l'aspetto analitico dei lavori consultati: i dati provengono da procedure di mineralizzazione diverse tra loro e spesso non ben definite, per cui il possibile "inquinamento" terrigeno dei licheni non è tenuto in debito conto.

In base al confronto con i valori tabellari i dati sperimentali ottenuti per la provincia di Piacenza inducono a classificare le stazioni mediamente nelle classi 2-4 di naturalità "media-alta" con la sola eccezione del Cr e Ni nella stazione C2 con evidenza di alterazioni "media" e "molto alta" rispettivamente. L'anomalia di questi dati, che provengono da zone prive di possibili sorgenti antropiche di contaminazione da metalli, viene però spie-

gata se si introducono i fattori di arricchimento (FA) calcolati, in accordo con la formula (1) e riportati in Tabella 3.

Tabella 2. Valori di concentrazione ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) di elementi in specie licheniche nelle aree di studio indagate della provincia di Piacenza.

Elemento	Stazioni di campionamento							
	A1	A2	A3	B1	B2	C1	C2	C3
Al	546	1820	1820	1240	1440	1660	1110	1300
As	0,18	0,39	0,37	0,53	0,44	0,5	0,25	0,41
Cd	0,14	0,07	0,02	<0,01	0,11	0,06	0,01	<0,01
Co*	0,13	0,4	0,45	0,22	0,3	0,5	0,53	0,27
Cr	2	7	5	6	4	6	10	3
Cu	3	5,8	6,2	5,5	5,3	5,1	4,1	5
Mn	8	15	18	1	19	21	17	19
Mo*	0,16	0,38	0,36	0,25	0,29	0,16	0,07	0,21
Ni	2	5	4	5	3	5	9	3
Pb	0,9	5,1	3,2	1,1	2,6	3	1,3	2,1
Rb*	10,3	5,8	6,3	1,6	4,1	5,7	7,3	4,4
Sb*	0,2	1,25	0,43	0,23	0,34	0,27	0,12	0,17
Sr**	3	4	4	3	4	7	4	4
Ti	18	108	62	43	46	45	34	41
V	0,6	3,4	3,3	1,4	1,8	2	1,4	1,4
Zn	40	49	41	41	37	50	36	27

classi di naturalità e alterazione	
1	Naturalità molto alta
2	Naturalità alta
3	Naturalità media
4	Nat./Alter. Basse
5	Alterazione media
6	Alterazione alta
7	Alterazione molto alta
*	Elementi non presenti in tabella

Valori di fattori di arricchimento (FA) > 10 indicano il contributo di sorgenti non terrigene, antropiche o naturali (Lorenzini 1999). Si può osservare, in Tabella n. 3, che i valori di FA di Ni e Cr per la stazione C2 risultano generalmente < 1 e in linea con quelli delle altre stazioni. I dati anomali riscontrati in precedenza indicano che non vi è evidenza di una qualche sorgente antropica di inquinamento, quanto piuttosto essi sono generati dal contributo di particelle di suolo presenti sulla superficie dei licheni. Questa ipotesi trova conferma nel fatto che la stazione C2 è ubicata in un'area caratterizzata dalla presenza di suoli sviluppatisi a partire da rocce serpentinitiche (ofioliti) caratterizzate da elevate concentrazioni di Ni e Cr.

**Tabella 3.** Fattori di arricchimento calcolati per elementi delle specie licheniche indagate nelle aree di studio della provincia di Piacenza

	Stazioni di campionamento								
	A1	A2	A3	B1	B2	C1	C2	C3	
El									
As	3,5	1,1	1,1	3,8	2,9	1,1	0,2	4,0	
Cd	22	2	3	n.d.1	18	5	2	n.d. 1	
Cr	0,6	0,3	0,6	1,9	1,2	0,8	0,4	0,9	
Cu	6	2	6	12	10	7	7	7	
Mn	1,1	0,3	0,8	0,1	1,5	1,1	0,7	1,5	
Ni	1,0	0,4	1,1	2,9	1,6	0,9	0,5	1,5	
Pb	1	0,4	2	3	6	2	2	7	
Ti	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	
V	0,7	0,6	1,4	0,96	1,0				

1 n.d.= non determinabile

### **Conclusioni**

L'indagine relativa alla determinazione di elementi in traccia e non in licheni nella provincia di Piacenza ha evidenziato:

- l' idoneità della procedura di campionamento, preparazione e mineralizzazione del campione; l'importanza dell'uso di HF nella miscela acida per la mineralizzazione di campioni di vegetali e terreno, al fine di ottenere migliori recuperi, soprattutto per Al, Cr, Fe, Ti e V, alcuni dei quali (es. Al, Ti) sono utilizzati come elementi "marker" del suolo per la stima dei fattori di arricchimento;

- l'importanza del calcolo dei fattori di arricchimento (FA) per ottenere dati accurati, esenti da possibili sovrastime attribuibili a contaminazioni terrigene;

- buon accordo nell'intercalibrazione tra le diverse tecniche analitiche strumentali adottate; GFAAS è risultata tecnica idonea per analisi di Cr, V, Ni e Pb; la tecnica ICP-MS ha permesso la determinazione di As, Cd, Co, Mo, Pb, Rb, Sr e Tl, non determinabili con ICP-OES, in quanto inferiori al limite di rivelabilità strumentale di questa tecnica;

- le nove stazioni campionate hanno fornito risultati di "naturalità" medio-alta, escludendo evidenze di inquinamenti da elementi in tracce presenti nel particolato atmosferico.

**Bibliografia**

- BAFFI C., BETTINELLI M., BEONE G.M., SPEZIA S. (2002). Comparison of different analytical procedures in the determination of trace elements in lichens. *Chemosphere*, 48, 299-306.
- BETTINELLI M., BAFFI C., BEONE G.M., SPEZIA S. (2000). Soil and sediment analysis by spectroscopic techniques. Part I: determination of Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn. *Atomic Spectroscopy*, 21 (2), 50-59.
- BETTINELLI M., SPEZIA S., BIZZARRI G. (1996). Trace elements determination in lichens by ICP-MS. *Atom. Spectrosc.*, 17, 133-141.
- FERRY, B.W., BADDELEY, M.S., & HAWKSWORTH, D.L. (eds) (1973) *Air Pollution and Lichens*, Athlone Press, London.
- FRIDLUND S., LITTLEFIELD S., RIVERS J. (1994). The use of modified microwave digestion/dissolution for the quantitative determination of aluminium, silicon and iron in biological materials by inductively coupled plasma spectrometry. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 25, 933-941.
- HOENIG M. (1995). Critical discussion of trace analysis of plant matrices. *Sci. Total Environ.*, 176, 85-91.
- LORENZINI G. (1999). I vegetali quali indicatori biologici dell'inquinamento atmosferico. In: *Le piante e l'inquinamento dell'aria* di G. Lorenzini Edagricole (ed. Bologna) pp 247-279.
- NIMIS P.L., BARGAGLI R. (2002). Linee-guida per l'utilizzo di licheni epifiti come bioaccumulatori di metalli in traccia  
([http://www.sinanet.anpa.it/aree/atmosfera/qualità%20aria/biomonitoraggio/Nimis\\_Bioacc.asp?Control=1](http://www.sinanet.anpa.it/aree/atmosfera/qualità%20aria/biomonitoraggio/Nimis_Bioacc.asp?Control=1)) 25-07-2002.
- NOVOZAMSKY I., Van Eck R., Houba V.J.G., Van der Lee J.J., (1996). Solubilization of plant tissue with nitric acid-hydrofluoric acid-hydrogen peroxide in a closed-system microwave digester.
- QUEVAUVILLER, PH., HERZIG, R., MUNTAU, H. (1996). Certified reference material of lichen (CRM 482) for the quality control of trace element biomonitoring. *Sci. Total Environ.*, 187, 143-152.
- QUEVAUVILLER, PH., VAN RENTERGHEM, D., MUNTAU, H., GRIEPINK, B. (1993). Intercomparison to improve the quality of trace element determination in lichens. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 53, 233-242.
- RICHARDSON, D.H.S. (1975) *The vanishing Lichens*, David & Charles, Newton Abbot, UK, 231 pp.
- TRESHOW, M., ANDERSON, F.K., & HARNER, F.M. (1967). Responses of Douglas fir to elevated atmospheric fluoride. *Forest Sci.*, 13, 114-120.



*RATEO DI DEPOSIZIONE E ORIGINE DELLE  
RICADUTE DI ELEMENTI IN TRACCE  
NELL'APPENNINO TOSCO-EMILIANO VALUTATE SU  
MUSCHI E ORIZZONTI PEDOLOGICI DI SUPERFICIE*

R. M. Cenci <sup>1</sup>, D. Dabergami <sup>1</sup>, M. Gherardi <sup>2</sup>,

B. Paracchini <sup>1</sup>, G. Vianello <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Commissione Europea – Centro comune di ricerca di Ispra  
Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità

<sup>2</sup> Centro Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo – Università di Bologna

**Abstract**

The effects of environmental pollution are more often assessed and evaluated using indicators and bioindicators. The use of bioindicators allow to detect the effects of pollutants in the environment and to prevent their indesiderable effects. In this project the effect of soil pollution is evaluated using musk as bioindicator within 22 sites on Tosco- Emiliano Apennine (North of Italy). For each site were taken the first 3 cm of musks and the first 5 cm of soil surface, after the removal of soil litter. The measurements of soil and musk pollutant concentrations due to evaluate the spatial distributions of trace elements such as: Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Ti, V, Zn. The value of each element, in soil and musk, was normalised using as conservative element the Aluminium concentration. As a result it was noticed that the average value of trace element concentrations in musks reflects the normal concentrations found in other non-urban areas.

The average concentrations of elements in the soil samples agree with the limits imposed by the D.M 471/99, except for Fiorenzuola stations where the pedogenetic substrate has ultramaphic characteristic. It was also realised that only the concentration values of Cd, Hg and Sc were caused by human activities, while all the other elements have a natural origin and low concentration. In conclusion we can say that the condition of this environment is quite good, with low level of pollution.

**Key words:** trace elements, musks, Tosco-Emiliano Apennine

**Riassunto**

Le indagini ambientali sempre più spesso si effettuano utilizzando indicatori e bioindicatori. Le informazioni che si possono ottenere sono molteplici e permettono, oltre ad una migliore conoscenza dei fenomeni ambientali legati all'inquinamento, di prevedere con

largo anticipo il verificarsi di fatti indesiderati. Questo studio fa riferimento a 22 siti di campionamento in ambienti poco antropizzati dell'Appennino tosco-emiliano, nell'ambito dei quali sono stati prelevati i primi tre centimetri apicali di muschio ed i primi cinque centimetri dei relativi suoli, previa asportazione della lettiera. I valori di concentrazione ottenuti dall'analisi dei campioni hanno permesso di valutare la distribuzione spaziale di elementi in tracce quali Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Ti, V, Zn. L'origine delle ricadute è stata ottenuta normalizzando le concentrazioni di suoli e muschi con i valori di un elemento conservativo quale l'alluminio. Per quanto riguarda i valori medi di concentrazione nei muschi, questi sono risultati sovrapponibili a quanto riscontrato in aree a bassa pressione antropica. Le concentrazioni medie ottenute nei suoli sono risultate inferiori ai valori guida del D.M. 471/99, escludendo i valori di concentrazione della stazione di Firenzuola, da attribuirsi ai caratteri ultramafici del substrato pedogenetico. In merito all'origine delle ricadute, mentre per Cd, Hg e Sc le attività dell'uomo hanno influito in modo rilevante ad innalzarne la concentrazione, per i restanti elementi essa è prevalentemente naturale. I valori ottenuti non destano preoccupazioni e confermano, per quanto riguarda gli elementi considerati, una buona qualità dell'ambiente.

**Parole chiave:** elementi in tracce, muschi, Appennino Tosco-Emiliano

### **Introduzione**

I versanti dell'Appennino tosco-emiliano che si affacciano con esposizione nord al bacino padano sono interessati dal dilavamento delle acque meteoriche che spesso si concentrano in prossimità di crinali e spartiacque. Nel movimento ascendente da valle verso monte, i flussi atmosferici possono arricchirsi di elementi immessi nell'ecosistema dalle attività primarie e secondarie dell'uomo; la veicolazione al suolo da parte delle acque di precipitazione può nel tempo comportare una progressiva concentrazione di alcuni microelementi con la possibilità, nel medio e lungo periodo, che gli stessi si rendano disponibili in forma assimilabile, tale da rappresentare un effettivo rischio, diretto ed indiretto, per l'uomo (Berrow e Reaves, 1984).

In tal senso da alcuni anni si sta sviluppando un programma di monitoraggio inteso a valutare l'effettiva presenza di microelementi e metalli pesanti nei suoli considerando sia le cessioni da parte dei diversi litotipi in funzione dei processi di alterazione, sia le ricadute, prevalentemente superficiali, dovute alle diverse azioni dell'uomo in agricoltura e nelle altre attività produttive (Capri e Trevisan, 2002).

Il contributo fornito nell'ambito dello "Heavy Metals and Organic Matter in European Soils Project", coordinato dal Joint Research



### **Modalità del monitoraggio su suoli e muschi**

Nell'ambito del Programma SABIA (Soil Assessment and Bioindicator Application) e relativamente alle aree precedentemente descritte, sono stati individuati cinque siti di campionamento in ambienti poco contaminati dell'appennino bolognese (Tabella 2). In tali siti sono stati prelevati i primi tre centimetri apicali di muschio ed i primi cinque centimetri dei relativi suoli, previa asportazione della lettiera. Per le modalità di campionamento sono state seguite le proposte metodologiche pubblicate dall'Agenzia Nazionale Protezione Ambiente (ANPA) (Cenci, 1999). Tutti i campioni di suolo e muschio sono stati mineralizzati in ambiente acido mediante microonde e le soluzioni ottenute analizzate via ICP-MS. La concentrazione del Hg e' stata quantificata direttamente su campione solido mediante SAA.

La qualità del dato analitico è stata confermata utilizzando campioni di riferimento certificati (NIST e CRM) aventi matrice simile ai campioni in esame; le percentuali di recupero per tutti gli elementi certificati sono risultate comprese tra il 93 e 102%.

I valori delle concentrazioni ottenuti dall'analisi dei campioni hanno permesso di valutare la distribuzione spaziale di metalli ed elementi in tracce quali: Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sc, Ti, V e Zn.

L'origine delle ricadute è stata ottenuta normalizzando le concentrazioni di suoli e muschi con i valori di un elemento conservativo quale l'alluminio (Olmez *et al.*, 1985). Il rateo di deposizione delle ricadute al suolo degli elementi in tracce è stato calcolato utilizzando la formula proposta da Ruhling (1994), stimando una crescita media dei muschi pari a 0,65 centimetri anno (Zechmeister, 1998).

I risultati ottenuti relativamente alle 5 stazioni vengono riportati in tabella 3.

Come esempio di elaborazione dei dati sono stati considerati 4 elementi (As, Cd, Ni e Cr) di particolare interesse per quanto riguarda i fenomeni di contaminazione del sistema suolo-pianta.

#### **Arsenico**

Dalla letteratura si evidenzia come i valori medi riscontrati nei suoli incontaminati non superino i 10 mg/kg e che concentrazioni superiori siano da imputare o all'uso nel passato di antiparassitari od erbicidi conte-

menti tale elemento o nel rilascio nell'ambiente da parte di impianti industriali ed artigianali o dall'accumulo per stoccaggio. Le analisi effettuate sui campioni di suolo e di muschi mostrano aliquote decisamente limitate, al di sotto della soglia sopra indicata (Figura 2).

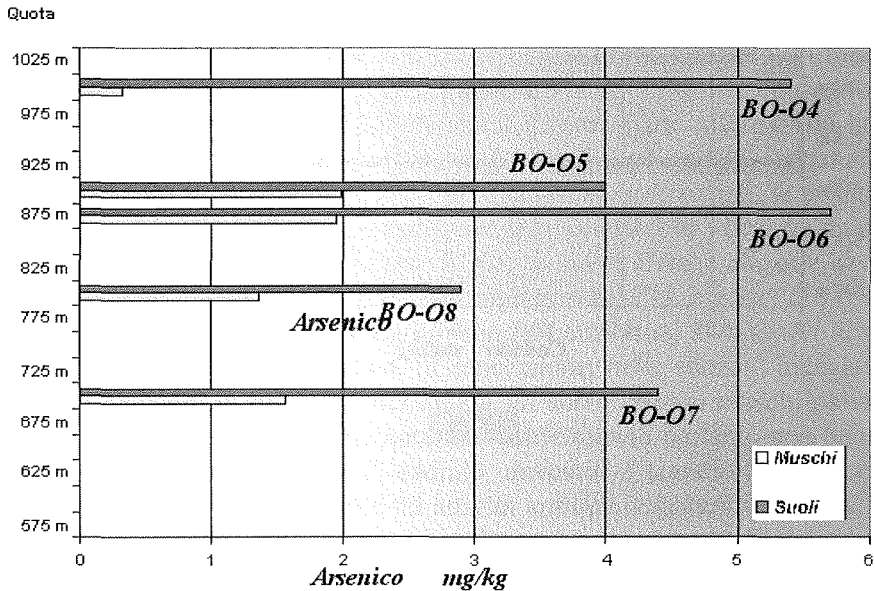


Figura 2

### Cadmio

La concentrazione di questo elemento in suoli incontaminati dipende dalla composizione delle rocce madri ed in genere si presenta con aliquote inferiori all'1 mg/kg; indicazioni in tal senso vengono fornite in questa indagine dalla determinazione dell'elemento sia nei suoli che nei muschi.

E' interessante osservare come nella fascia compresa tra gli 850 e i 950 m s.l.m. le aliquote dell'elemento nei muschi risultino superiori o pari a quella dei rispettivi suoli. Il fenomeno, che necessita di essere tenuto sotto controllo, potrebbe spiegarsi con la presenza di fonti di emissione, in particolare strutture produttive ed attività cantieristiche, situate in aree limitrofe alle stazioni considerate. (Figura 3).

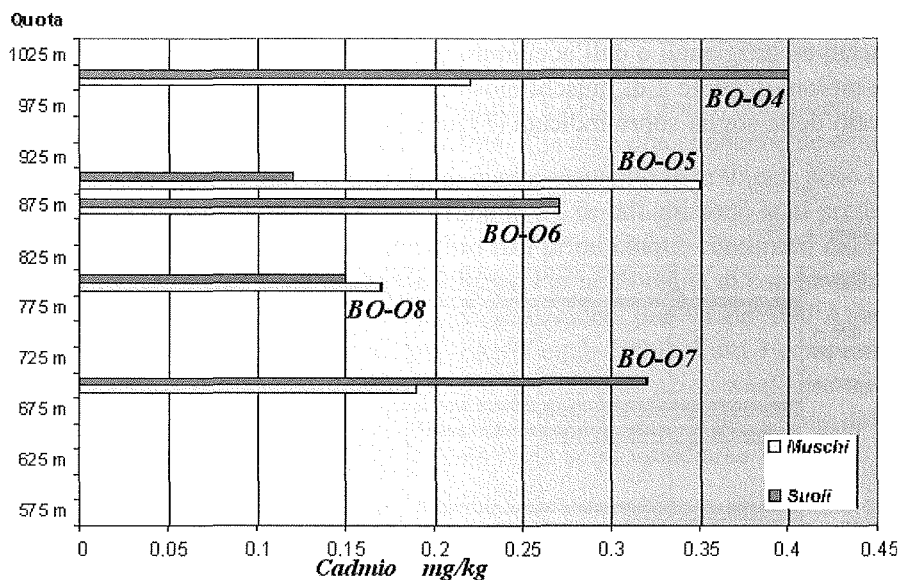


Figura 3

### Rapporto Nichel - Cromo

La concentrazione del cromo e del nichel nel suolo sono generalmente funzione del materiale di origine con valori di contenuto medio tra i 30 ed i 50 mg/kg.

Le rocce in cui in natura si ritrovano con la massima concentrazione sono le peridotiti e le serpentiniti. Per ambedue gli elementi viene indicato come soglia critica di tossicità nei confronti dei vegetali la concentrazione di 100 mg/kg. La rappresentazione grafica su base bilogarithmica del rapporto Ni/Cr riscontrato nei terreni evidenzia una significativa correlazione lineare (Figura 4). Il superamento della soglia critica per ambedue gli elementi si evidenzia nei suoli il cui substrato pedogenetico è caratterizzato dalla formazione argillosa del complesso caotico indifferenziato (BO07) o dall'alterazione delle rocce ofiolitiche (BO08). In quest'ultimo caso le elevate concentrazioni di Nichel e Cromo nel suolo hanno comportato un'inevitabile contaminazione dei muschi.

### Considerazioni conclusive

I valori medi di concentrazione dei microelementi nei muschi sono risultati sovrapponibili a quanto riscontrato in aree a bassa pressione antropica. Le entità dei flussi di deposizione ottenuti (Tabella 4) sono pertanto da attribuirsi prevalentemente alla natura geochimica del substrato pedogenetico. Occorre precisare che alcuni elementi, quali Hg, Cd e Sc presentano una sedimentazione che si verifica in modo alquanto uniforme sull'intero territorio europeo (Ruhling and Steinnes, 1998); la conseguenza di tale sedimentazione è da attribuirsi in gran parte alle attività dell'uomo e ad eventi naturali quali incendi boschivi ed attività vulcaniche che si verificano a livello mondiale. Per quanto riguarda i suoli, le concentrazioni medie dei microelementi sono risultate inferiori ai valori guida del D.M. 471/99, escludendo la stazione BO08, in cui le elevate aliquote di alcuni elementi di transizione (Co 139 mg/kg, Cr 2774 mg/kg, Mo 18,8 mg/kg, Ni 1800 mg/kg, Sc 16 mg/kg) sono da attribuirsi ai caratteri ultramafici del substrato pedogenetico. In conclusione, nelle stazioni indagate i valori di elementi in tracce riscontrati sia sul suolo che sui muschi indicano una origine prevalentemente naturale, confermando pertanto una buona qualità dell'ambiente. I valori di cadmio, mercurio e scandio indicano comunque un'influenza imputabile ad attività antropiche/naturali non riferibili all'area in esame; tali attività, in aggiunta a quanto apportato dal suolo, hanno contribuito ad innalzare la concentrazione.

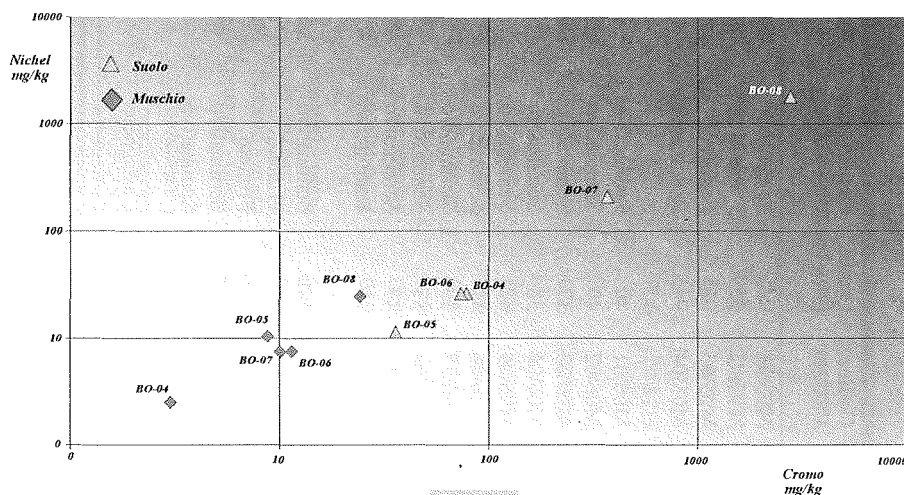


Figura 4

**Tabella**

Tabella 1. Concentrazione (mg/kg) di elementi in tracce in campioni di suolo

Denominazione area	Codice stazione	Quota (m s.l.m.)	Copertura prevalente	Roccia madre	Tipo suolo (FAO 1988)	S. O. (mg/kg)	Elementi in tracce (g/kg)					
							Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Lago Brasimone	M05\01	975	Faggeta	Arenarie	Umbric Leptosols	44	0.18	85	14	24.0	30	88
	M05\02	950	Faggeta	quarzoso		28	0.19	85	13	27.0	19	86
	M05\03	915	Faggeta	feldspatiche		50	0.22	158	27	51.0	80	156
	M05\04	945	Bosco ceduo			38	0.12	29	42	48.0	10	142
					valore medio	40	0.18	89	24	38	35	118
Castenaso - Quarto	M06\01	40	Seminativo	Depositi	Haplic	34	3.0	80	45	63.0	16	118
	M06\02	40	Seminativo	alluvionali a	Calcisols /	58	3.0	125	167	68.0	36	239
	M06\03	37	Seminativo	tessitura media	Calcaric	52	3.0	84	50	76.0	21	119
	M06\04	38	Seminativo		Cambisols	52	2.0	81	49	72.0	21	113
	M06\05	40	Seminativo			58	2.5	92	65	73.0	40	146
	M06\06	41	Seminativo			38	2.5	78	37	63.0	19	112
	M06\07	39	Seminativo			49	2.0	96	78	62.0	26	115
	M06\08	35	Seminativo			25	1.6	87	35	64.0	12	83
	M06\13	37	Seminativo			15	2.5	73	36	60.0	11	88
	M06\14	40	Seminativo			17	2.5	75	75	61.0	18	89
					valore medio	39.8	2.46	87	63.7	66	22	122
Azienda "La Macchia" di S. Lazzaro	M07\01	140	Seminativo	Marne sabbiose	Calcaric	34	0.34	148	45	53	68	165
	M07\02	130	Frutteto	("schlier")	Regosols	58	0.32	63	45	47	23	128
	M07\03	170	Frutteto			52	0.21	46	53	43	21	80
	M07\04	125	Seminativo			52	0,16	82	198	57	31	173
	M07\05	130	Seminativo			58	0.30	35	103	35	18	65
						valore medio	50.8	0.27	75	88.8	47	32
	M11\05	550	Castagneto			36	0.11	118	39	67.0	71	101
	M11\06	670	Castagneto			22	0.25	128	38	68.0	76	147



SEGUE TABELLA 1

Denominazione area	Codice stazione	Quota (m s.l.m.)	Copertura prevalente	Roccia madre	Tipo suolo (FAO 1988)	S. O. (mg/kg)	Elementi in tracce (g/kg)					
							Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	M11\05	550	Castagneto			36	0.11	118	39	67.0	71	101
	M11\06	670	Castagneto			22	0.25	128	38	68.0	76	147
	M11\07	860	Castagneto			28	0.10	101	26	41.0	49	97
					valore medio	34	0.17	114	38.1	54	64	108
Sassi della Maltesca e di S. Zenobi	M12\01	800	Prato - pascolo	Ofioliti	Rankers	31	0.16	1239	35	1827	77	160
	M12\02	800	Prato - pascolo	serpentinose		37	0.20	1007	46	1596	66	104
	M12\03	900	Prato - pascolo			29	0.19	1594	39	1582	80	126
	M12\04	900	Prato - pascolo			38	0.17	1477	33	1444	53	119
					valore medio	33.7	0.18	1318	38.2	1612	69	127
Pian del Voglio	M21\01	670	Prato-pascolo	Serpentino	Rankers	22	0.80	1375	33	1480	3.0	66
Castiglione	M22\01	620	Seminativo	Formazione	Calcaric	16	0.19	886	85	496	11	145
dè Pepoli -	M22\02	640	Seminativo	argillosa del	Regosols	14	0.25	129	65	76	16	116
Lagaro	M22\03	410	Seminativo	caotico		18	0.30	168	61	63	10	119
	M22\04	480	Seminativo	indifferenziato		17	0.24	582	62	378	13	139
	M22\05	625	Seminativo			16	0.28	173	72	61	13	115
					valore medio	16.2	0.25	388	69	215	13	127
Altopiano Torri	M24\01	920	Prato - pascolo	Depositi morenici	Dystric Cambisols	56	0.22	100	27	45	31	128
				arenaceo pelitici								
	M24\02	900				48	0.19	92	28	48	27	112
					valore medio	52	0.2	96	27.5	47	29	120
Sasso Marconi	M25\01	130	Seminativo	Depositi	Dystric	9	0.19	138	24	54	12	89
	M25\02	120	Seminativo	alluvionali	Fluvisols	29	0.39	142	26	68	18	99
	M25\03	115	Seminativo	terrazzati		19	0.27	121	20	61	9	82
	M25\04	120	Seminativo			23	0.41	118	18	47	11	87
	M25\05	130	Seminativo			16	0.22	119	19	52	16	84
					valore medio	19.2	0.3	128	21.4	56	13	88

Tabella 2. Caratteri geomorfologici e pedologici delle stazioni individuate per la campionatura suolo-muschio

Stazione		Quota (m s.l.m.)	Esposizione	Pendenza	Roccia madre	Copertura prevalente	Tipo suolo
Sigla	Denominazione						(FAO 1988)
BO-04	La Cà	1018	NW	Debole	Arenaria quarzoso -feldspatica	Bosco e cespugliato discontinuo	Dystric Cambisols
BO-05	Madonna dei Boschi	892	NW	Debole	Arenaria pelitica	Bosco a prevalenza di castagno	Eutric Cambisols
BO-06	Gragnano	875	Crinale	Debole	Flysch arenaceo -pelitico	Bosco a carpino e roverella	Dystric Cambisols
BO-07	La Martina	710	SE	Debole	Formazione argillosa del caotico indifferenziato	Vegetazione arbustiva e cespugliato	Calcaric Regosols
BO-08	Mantesca	800	N	Media	Serpentino nel complesso caotico	Prato-pascolo	Eutric Cambisols (serpentinic)

**Tabella 3.** Concentrazione (mg/kg) di metalli pesanti e di elementi in tracce presenti nei campioni di muschio e suolo relativi alle stazioni di indagine

Elemento	BO-04		BO-05		BO-06		BO-07		BO-08	
	muschio	suolo	muschio	suolo	muschio	suolo	muschio	suolo	muschio	suolo
Al	1518	15500	5024	7300	8039	16800	4717	25000	3144	8800
As	0.33	5.4	1.99	4.0	1.95	5.7	1.56	4.4	1.36	2.9
Bi	0.03	0.34	0.07	0.17	0.09	0.29	0.06	0.25	0.04	0.07
Cd	0.22	0.40	0.35	0.12	0.27	0.27	0.19	0.32	0.17	0.15
Co	0.45	10.5	1.15	3.5	1.87	10.5	1.54	34.4	3.2	139
Cr	3.0	78	8.8	36.0	11.4	74.0	10.1	374.0	24.2	2774
Cu	5.7	17.4	9.0	6.2	12.2	26.1	12.0	50.4	8.4	31.1
Fe	641	17300	2105	7800	3576	19000	2311	37500	1873	51300
Hg	0.12	0.11	0.12	0.05	0.09	0.12	0.11	0.08	0.09	0.03
Mn	68.1	691	349	349	240	524	258	1445	113	986
Mo	0.28	2.0	1.7	1.00	0.59	0.60	0.44	1.80	1.04	18.8
Ni	2.49	26.2	10.4	11.3	7.56	26.0	7.4	209	24.2	1800
Pb	13.3	64.8	11.4	24.7	13.1	68.7	7.2	48.2	6.9	22.4
Sb	0.15	0.05	0.15	0.02	0.11	0.02	0.13	0.05	0.12	0.02
Sc	0.70	4.5	0.93	2.0	1.7	3.5	1.8	7.5	3.3	16.0
Ti	50.9	321	130	180	169	427	1340	419	100.0	220
Tl	0.03	0.47	0.11	0.20	0.10	0.37	0.05	0.32	0.05	0.09
V	4.0	65.8	9.7	23.4	15.6	73.9	10.5	108.0	8.8	90.8
Zn	27.4	99	75.1	52.2	26.0	93.7	36.0	165.0	17.0	88.7

**Tabella 4.** Rateo di deposizione ( $\text{g ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ ), valori minimi e massimi

	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sc	Ti	Tl	V	Zn
min	0.7	0.2	0.1	0.4	1.6	5.2	0.1	70	1	2.4	4.7	0.1	0.4	63	0.04	3.3	20
max	4.5	0.6	0.2	2.6	13.1	11.2	0.13	379	6.6	24	9.1	0.16	2.0	*	0.14	13	89

**Bibliografia**

- AMADESI E., GENERALI C., SIMONI A. E VIANELLO G. (1997). The presence of metals in the soil and vegetation of the upper-mid Brasimone Valley. *Annali di Chimica*, Società Chimica Italiana.
- BERROW M.L. AND REAVES G.A. (1984). In Proceedings of International Conference on Environmental Contamination, Edinburgh, UK. 333-340 pp.
- CAPRI E. E TREVISAN M. (2002). I metalli pesanti di origine agricola nei suoli e nelle acque sotterranee. Pubblicazione GNDICI-CNR n. 2479, Pitagora Editrice Bologna.
- 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 metodologiche. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Serie Atti 2/1999. 241-263 pp.
- CENCI R.M. E PALMIERI F. (1997). L'impiego dei muschi terrestri e del suolo per valutare le deposizioni atmosferiche di origine antropica. *Inquinamento*, anno XXXIX (1). 36-45 pp.
- GESSA C., SIMONI A. E VIANELLO G. (1993). Metalli pesanti nei suoli italiani per cause naturali o per fattori antropici: valutazioni su scala nazionale. Studi Sassaesi, Sez. III, Annali della Facoltà di Agraria dell'Università di Sassari.
- OLMEZ I., GULOVALI M.C. AND GORDON G.E. (1985). Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ.* (19). 1663 pp.
- RUHLING. A. (1994). Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe. Nord. (9): 53.
- RUHLING. A. AND STEINNES E. (1998). Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe 1995-1996. Nord. (15). 67 pp.
- VERNET J.P. (1991). Heavy metals in the environment. Trace metals in the environment. (1). Elsevier Science Publishers Ed., Amsterdam. 405 pp.
- ZECHMEISTER H. (1998). Annual growth of four pleurocarpous moss species and their applicability for biomonitoring heavy metals. *Environ. Monit. Assess.* (52). 441-451 pp.

## *INDICATORI BIOCHIMICI DI RESILIENZA NELL'INQUINAMENTO DEL SUOLO DA PETROLIO*

M. Contin, I. Franco, M. De Nobili

Dipartimento di Produzione Vegetale e Tecnologie Agrarie – Università di Udine  
Via delle Scienze, 208 – 33100 UDINE

### **Abstract**

The effects of a simulated petroleum spillage on soil microbial biomass and its activity were examined to assess biological vulnerability in different soils. Soil microbial biomass in mollisols was better protected from adverse effects of oil contamination and oil hydrocarbons were utilized as a carbon source. In inceptisols and entisols, petroleum adversely affected the soil microbial populations thus showing a higher vulnerability. Soil management has been found to be an important factor to influence the biological vulnerability since grassland sustained better the biodegradation with respect to maize monoculture. The addition of organic substrates to polluted soils did not have any synergic effect on decomposition and negatively affected soil microbial biomass size. We did not observed any effect of spilled crude oil on the decomposition rates of different types of substrates, indicating that organic matter decomposition was not significantly modified by petroleum pollution.

**Key words:** biochemical indicators, soil pollution, petroleum

### **Riassunto**

Nel presente lavoro è stato esaminato l'effetto di una contaminazione da petrolio sulla biomassa microbica e sulla sua attività al fine di valutare la vulnerabilità biologica di suoli differenti. I risultati hanno dimostrato che la biomassa microbica nei mollisuoli risulta maggiormente protetta dagli effetti tossici del petrolio, e che in questo caso gli idrocarburi hanno rappresentato una fonte di carbonio per i microrganismi. Nel caso degli inceptisuoli ed entisuoli, il petrolio ha interferito negativamente sulla popolazione microbica che ha mostrato una maggiore vulnerabilità. Le pratiche di gestione del suolo svolgono un ruolo fondamentale nei confronti della sopravvivenza della biomassa microbica in seguito a questo tipo di contaminazione. Infatti, i suoli coltivati a prato e suoli forestali hanno dimostrato un maggior potenziale di degradazione del petrolio rispetto agli stessi suoli gestiti a monocultura di mais. L'aggiunta di ammendanti organici ai suoli contaminati non ha portato ad alcun effetto sinergico nei riguardi della decomposizione degli idrocarburi del petrolio. Non è stato osservato alcun effetto della contaminazione nei confronti della velocità di mineralizzazione dei di-

versi ammendanti utilizzati e ciò indica che la mineralizzazione della sostanza organica non è stata modificata significativamente dalla contaminazione con petrolio.

**Parole chiave:** indicatori biochimici, inquinamento del suolo, petrolio

## **Introduzione**

La contaminazione di suoli a causa di versamenti, accidentali o meno, di prodotti petroliferi è un evento che si presenta con una certa frequenza a causa delle enormi quantità movimentate sia per mezzo di trasporti terrestri e marittimi che attraverso la rete di oleodotti (Wang and Bartha, 1990; Sims and Sims, 1999; Al-Awadhi *et al.*, 1996).

La possibilità di prevedere l'impatto che una eventuale contaminazione può causare sull'ecosistema del terreno e di quantificare la capacità del sistema stesso di autodepurarsi è un fattore di notevole rilevanza ambientale.

La contaminazione causa alterazioni dello stato chimico, fisico e biologico del suolo. Alterazioni, che se non vengono superati certi limiti possono essere reversibili.

La resilienza è stata definita come la capacità di un suolo di ritornare alle proprie condizioni di equilibrio quando viene a cessare l'azione di disturbo che ha causato la sua alterazione (Lal, 1994). Un suolo resiliente non è necessariamente un suolo stabile ma è un suolo che cambia a seguito di un'azione esterna, e recupera il suo stato, quando l'azione cessa (Blum, 1997). La resilienza è governata dai processi di recupero che dipendono da un lato dalle caratteristiche intrinseche di un suolo e dall'altro di eventuali pratiche adottate dall'uomo (gestione) per favorire il recupero della funzionalità. Pertanto, la resilienza viene intesa come capacità di recupero della funzionalità biologica dello stesso e tale valutazione viene effettuata per mezzo della biomassa microbica e della sua attività. La biomassa microbica del suolo è stata definita come l'insieme di tutti i microrganismi con dimensioni < 500  $\mu\text{m}$ , intesi come un'unica entità funzionale (Jenkinson, 1976). Le ridotte dimensioni, e l'ampio rapporto superficie:volume costituiscono l'unica caratteristica comune di questa eterogenea classe di organismi che comprende batteri, attinomiceti, alghe, lieviti, funghi, protozoi ed alcuni metazoi. L'ampio rapporto superficie:volume implica un intimo contatto e una grande interazione, con l'ambiente abiotico che ne fanno un indice di alterazione del suolo potenzialmente reattivo ed efficiente (Karl, 1980).

Scopo della presente ricerca è la valutazione della capacità di alcuni indicatori biochimici legati alla biomassa microbica di ponderare il grado di vulnerabilità biologica del suolo e la sua attitudine a autodepurarsi. Tali parametri sono legati alla biomassa microbica ed alla sua attività. Inoltre, si è voluto testare l'effetto di diversi ammendanti organici nel sostenere la biomassa microbica nel processo di degradazione.

### **Materiali e metodi**

In questo studio sono stati utilizzati 10 suoli provenienti dalla regione Friuli-Venezia Giulia, caratterizzati da diversità tassonomica (Inceptisuoli, Mollisuoli, Entisuoli), caratteristiche chimico-fisiche e tipologia di gestione agronomica (monocoltura di mais, prato permanente, frutteto, foresta). Le principali caratteristiche dei suoli in esame sono riportate in tabella 1.

Dopo una pre-incubazione di 7 giorni, i suoli sono stati contaminati con petrolio grezzo Zarzaitine (Tunisi, densità 0.8115 g cm<sup>-3</sup>) in quantità pari al 5% (p/p), e incubati in condizioni controllate (25 °C e 50% della capacità di ritenzione idrica massima) per altri 7 giorni. Infine, una parte dei suoli, contaminati e non, sono stati ammendati con 3 diversi substrati organici (stocchi di mais, compost e glucosio) apportando complessivamente 5000 µg C g<sup>-1</sup> suolo. L'incubazione è proseguita per altri 45 giorni. Contemporaneamente agli ammendanti organici sono stati aggiunti anche N e P in forma inorganica per equilibrare gli apporti di questi elementi tra glucosio, mais e compost, mantenere il rapporto C:N:P entro valori standard e assicurarsi che non rappresentino fattore limitante per la crescita microbica. Per ogni trattamento sono state eseguite 3 repliche.

I parametri biochimici che sono stati presi in considerazione sono: il carbonio contenuto nella biomassa microbica (Bc), determinato con il metodo della fumigazione-estrazione (Vance *et al.*, 1987), il carbonio negli estratti è stato determinato per ossidazione umida (Wu *et al.*, 1990).

L'attività della biomassa microbica è stata stimata dalla produzione di CO<sub>2</sub> che è stata adsorbita su NaOH 0.5M nel corso dell'incubazione e successivamente determinata per titolazione con HCl 0.2M.

Le diverse frazioni di petrolio (residuo, degradato, volatilizzato ed adsorbito) al termine dell'incubazione è stata determinata tramite estra-

zione degli idrocarburi con  $\text{CCl}_4$  (Platen, 1995) e dosaggio degli idrocarburi estratti mediante gascromatografia capillare.

La frazione di petrolio completamente mineralizzato è stata stimata per differenza tra la  $\text{CO}_2$  emessa dai suoli contaminati e quella emessa dai rispettivi controlli non contaminati. La frazione di  $\text{CO}_2$  proveniente dagli ammendanti è stata stimata per differenza tra la  $\text{CO}_2$  emessa dai suoli ammendati ed i rispettivi controlli non ammendati.

### Risultati e discussione

L'effetto tossico della contaminazione è stato messo in evidenza attraverso il calcolo della variazione percentuale della biomassa microbica in confronto al suolo non contaminato.

Si è così potuto constatare come la vulnerabilità della componente microbica sia superiore negli inceptisuoli, ed in particolare in quelli sottoposti a monocoltura, rispetto agli entisuoli ed ai mollisuoli. In questi ultimi la contaminazione con petrolio ha causato un netto incremento della biomassa microbica variabile tra 25 e 120% a conferma che in questo caso gli idrocarburi del petrolio hanno costituito una fonte energetica per la crescita della componente microbica autoctona (Figura 1). La quantità di petrolio degradato nei diversi suoli, nel corso dell'incubazione è ammontato mediamente al  $34 \pm 6\%$  con un'ampia variabilità tra 1% (Distrocrept mais) e 45% (Typic Rendoll frutteto).

Tabella 1. Caratteristiche chimico-fisiche dei suoli

Tipo di suolo	Gestione del suolo	Località	pH	Argilla (%)	CSC (cmol $\text{Kg}^{-1}$ )	Corg. (%)	N (%)	Bc ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Bc/TOC (%)
Distrochrept	Monocoltura	Ribis	5,6	18,6	15,3	1,87	0,41	300	1,6
	Prato perm.	di Reana	6,3		18,9	2,25	0,37	508	2,3
Eutrochrept	Monocoltura	Marianis	7,7	60	19,9	1,36	0,47	468	3,4
	Prato perm.		7,8		18,8	2,06	0,41	453	2,2
Typic Rendoll	Frutteto	Gemona	8,3	12	18,4	5,69	0,83	1300	2,3
Hapludoll	Monocoltura	Quattro Venti	7,7	10	16,4	1,47	0,21	187	1,3
	Prato perm.	(Moruzzo)	7,5		11,3	1,70	0,25	396	2,3
Typic Orthent	Foresta	Pravis (Buja)	5,2	17	n.d.	5,85	0,86	390	0,7
Udi-Fluvent	Monocoltura	Valvasone	7,2	20,9	21,1	3,79	0,36	636	1,7
	Prato perm.		7,5		22,5	3,80	0,33	1222	3,2



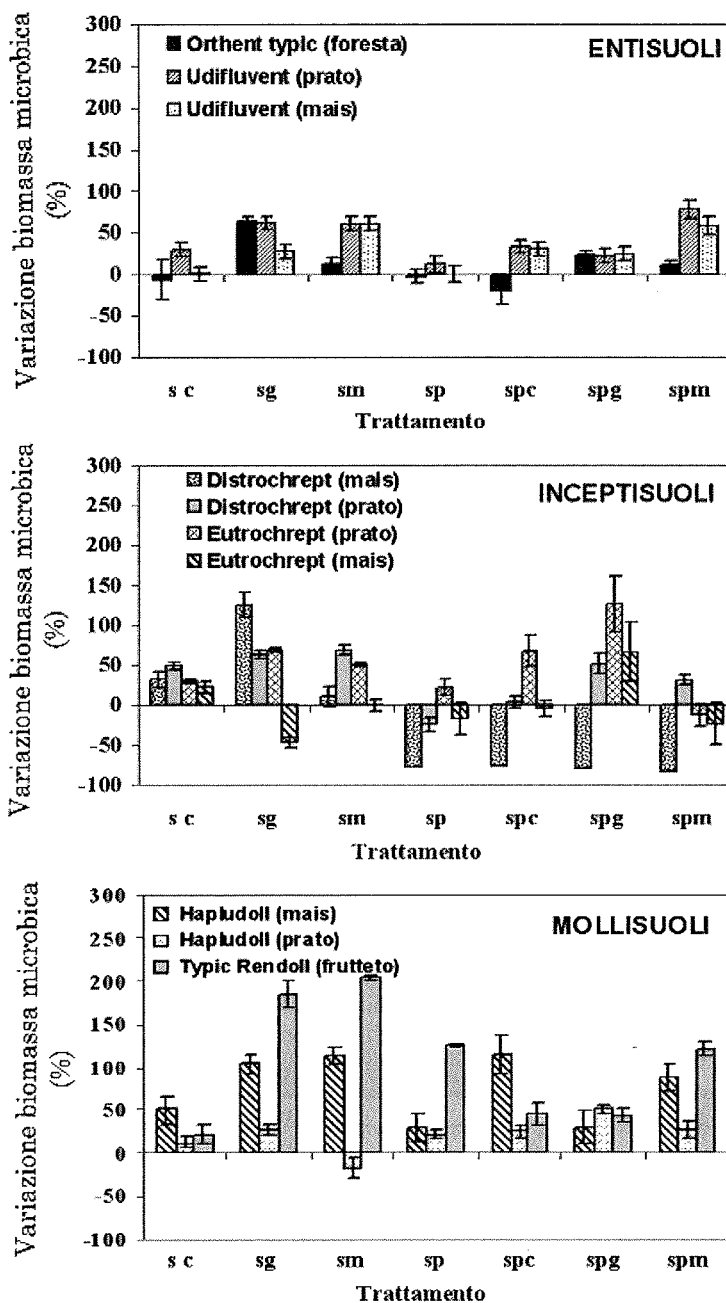


Figura 1. Variazione percentuale della biomassa microbica nei confronti del controllo non contaminato dopo 60 giorni di incubazione. (Trattamenti: sc: suolo + compost; sg: suolo + glucosio; sm: suolo + mais; sp: suolo + petrolio; spc: suolo + petrolio + compost; spg: suolo + petrolio + glucosio; spm: suolo + petrolio + mais)

La contaminazione con petrolio ha determinato inoltre, un significativo aumento della produzione di  $\text{CO}_2$  in tutti i suoli ( $685 \mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1}$  suolo, in media) incremento che non può essere unicamente attribuito alla mineralizzazione degli idrocarburi del petrolio ma che include anche, in parte, la risposta fisiologica alla condizione di stress della biomassa microbica. In ogni caso, come si rileva dalla Tabella 2 non si sono evidenziate significative differenze tra il suolo non ammendato e il suolo ammendato con le tre diverse matrici utilizzate, il che suggerisce che gli ammendanti non hanno favorito la degradazione del petrolio. Osservazione che è stata confermata anche dai dati di degradazione del petrolio non riportati.

Tabella 2. Incremento medio di  $\text{CO}_2^*$  sviluppata durante 60 giorni di incubazione

Trattamento dei suoli	Incremento $\text{CO}_2$ sviluppata ( $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1}$ )	
Non ammendati	685±136**	a***
Ammendati con compost	556±103	a
Ammendati con mais	617±82	a
Ammendati con glucosio	547±65	a

\*  $\text{CO}_2 = \Sigma (\text{C-CO}_2 \text{ sviluppata dai suoli contaminati} - \text{C-CO}_2 \text{ sviluppata dai suoli non contaminati})/n$

\*\* Standard error della media (n=3)

\*\*\* Duncan test (p=0.05)

La mineralizzazione dei substrati utilizzati come ammendanti è risultata tipica del substrato e proporzionale alla sua facilità di decomposizione e non è stata alterata dall'inquinamento con petrolio (Tabella 3). Inoltre, l'aggiunta di ammendanti non ha incrementato la mineralizzazione del petrolio (dati non riportati) e ciò è stato attribuito al maggiore ruolo svolto dalla componente autoctona rispetto a quella zymogena della biomassa microbica del suolo.

Tabella 3. Sviluppo totale di  $\text{CO}_2^*$  medio durante i 60 giorni di incubazione in seguito alla decomposizione degli ammendanti organici nei suoli contaminati e non contaminati

	Ammendanti		
	Compost	Mais	Glucosio
Suoli non contaminati (media di tutti i suoli)	590±95**a***	1220±117 a	1567±196 a
Suoli contaminati (media di tutti i suoli)	461±129 a	1289±122 a	1735±157 a

\*  $\text{CO}_2$  dall ammendante =  $\Sigma (\text{C-CO}_2 \text{ dai suoli contaminati} - \text{C-CO}_2 \text{ dai rispettivi suoli non contaminati})/n$

\*\* Standard error della media (n=3)

\*\* Duncan test (P=0.05)

## Conclusioni

I risultati ottenuti hanno messo in chiara evidenza il ruolo della biomassa microbica nella detossificazione dei suoli e la diversa vulnerabilità della stessa nei diversi tipi di suolo. Nei casi in cui la componente microbica manifesta una minore vulnerabilità, grazie alla tipologia del suolo, contenuto di sostanza organica e tipo di gestione agronomica, la quantità di petrolio potenzialmente degradabile è risultata superiore. La biomassa microbica del suolo presente prima della contaminazione non si è dimostrata un buon indice di resilienza, mentre la variazione della biomassa microbica a seguito della contaminazione e la quantità della stessa al termine dell'incubazione sono risultati maggiormente correlati alla capacità di degradazione del petrolio. Gli ammendanti organici non hanno dimostrato di incrementare significativamente la degradazione degli idrocarburi del petrolio e anche la degradabilità degli stessi non è stata influenzata dalla contaminazione.

## Bibliografia

- AL-AWADHI, N., AL-DAHER, R., NAWAWY, A., BALB, M.T. -1996. Bioremediation of oil contaminated soil in Kuwait. I Landfarming to remediate Oil-contaminated Soil. *Journal of Soil Contamination*, 5, 243-260.
- BLUM, W.E.H., 1997. Basic concepts: Degradation, Resilience, and Rehabilitation pp. 1-16. In: R. Lal, W.H. Blum, C. Valente and B.A. Steward (Eds.). *Methods for assessment of soil degradation*. CRC New York, USA.
- KARL, D.M. 1980. Cellular nucleotide measurements and applications in microbial ecology. *Microbiological Review*, 44: 739-796.
- JENKINSON, D. S., POWLSON, D. S., 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil -V.A method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 8, 209-213.
- LAL, R., 1994. Sustainable land use and soil resilience, pp. 41-67. In: D.J. Greenland and I. Szabolcs (eds.), *Soil resilience and sustainable land use*. CAB International, Wallingford, U.K.
- PLATEN H. -1995. Basic analysis in contaminated soils. In: *Methods in applied soil microbiological biochemistry*. Ed. K. Alef and P. Nannipieri, pp. 506-517. Academic press London.
- SIMS R.C. AND SIMS J.L. -1999. Landfarming of petroleum contaminated soils. In: *Bioremediation of contaminated soils*. Agronomy Nr. 37. ed. Adriano, Bollag, Frankenberger, Sims. Madison, Wisconsin, USA.
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C. AND JENKINSON, D.S. -1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology & Biochemistry* 19, 703-707.

- WANG, X. AND BARTHA, R. (1990). Effects of bioremediation on residues, activity and toxicity in soil contaminated by fuel spills. *Soil Biol. Biochem.* 22: 501-505.
- WU, J., JOERGENSEN, R. C., POMMERENING, B., CHAUSSOD, R., BROOKES, P. C., 1990. Measurement of soil microbial biomass C in soil by fumigation-extraction: an improved method. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 1167-1169.

# *TRE ANNI DI APPLICAZIONE DEL QBS. SPERIMENTAZIONE DI UN METODO BASATO SUI MICROARTROPODI DEL SUOLO*

C. Gardi <sup>1</sup>, C. Menta <sup>2</sup>, L. D'Avino <sup>2</sup>, P. Peretti <sup>2</sup>, L. Ferri <sup>2</sup>, V. Parisi <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma,  
Viale delle Scienze, 43100 Parma

<sup>2</sup> Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, sez. Museo di Storia Naturale,  
Università di Parma,  
Via Farini, 90, 43100 Parma

## **Abstract**

The soil fauna is composed by organisms very sensitive toward variation, natural or human-induced, of soil environment. Due to this behavior, the characters of soil microarthropods population and its biodiversity can provide useful information on biological soil quality. Soil quality can be assessed using a different set of indicators, depending on the purpose of the evaluation. Traditional approach to soil quality evaluation was based on the use of physical, chemical and microbiological indicators. Recently new methods for soil quality evaluation, based on soil microarthropods, were proposed by different authors. The BSQ (Biological Soil Quality) is a synthetic indicator of soil microarthropods population. The BSQ is based on the life-form approach; the life forms include groups of microarthropods characterized by the same convergent morphological features. BSQ index is applied by separating the organism extracted from soil samples into groups having homogeneous morphological characters. This is done on the base of the Ecomorphological Index Tables (EMI), that allow to associate a score to each microarthropod group and to calculate the BSQ index by adding the score of each group. In this way, BSQ computation is realised evaluating the microarthropod adaptation to the edaphic environment, avoiding the classification at species level. In this paper three years application of BSQ are presented.

Data presented were obtained in soils of different environment and allowed to assess the reliability of this method for the evaluation of biological quality of northern Italian soils. Crop lands generally showed BSQ values lower than 100, while permanent grasslands and forest soils were characterized by the highest BSQ values. Biological soil quality of crop lands was also affected by agronomic management.

---

**Key words:** microarthropods, soil quality, indicators

## Riassunto

La fauna edafica è costituita da organismi particolarmente sensibili ad alterazioni, di origine naturale o antropica, degli equilibri chimico-fisici che caratterizzano questo ambiente. In relazione a questo aspetto, le caratteristiche del popolamento di microartropodi del suolo e la biodiversità di tale popolamento sono in grado di fornire importanti indicazioni relative alla qualità biologica di un suolo. Come è noto, la qualità di un suolo può essere valutata applicando numerosi indici, in relazione alle caratteristiche del suolo che vengono indagate. Accanto a quelli chimico-fisici e microbiologici, assumono sempre maggiore importanza metodi basati sulla valutazione dell'edaphon. Nell'ambito del presente lavoro vengono riportati i risultati ottenuti da tre anni di applicazione dell'indice sintetico QBS (Parisi, 2001), indice descrittore delle caratteristiche del popolamento di microartropodi del suolo e del livello di biodiversità della stazione in esame.

I dati sin qui raccolti, applicando il QBS a suoli di diversa provenienza (sia come quota: dal piano fino a 1500 m s.l.m., sia come caratteristiche degli ecosistemi), hanno dimostrato l'affidabilità dell'indice nella determinazione della qualità dei suoli dell'Italia settentrionale. Tale applicabilità si è dimostrata sia in suoli di tipo forestale sia su terreni ad uso agricolo; in particolare si osserva un aumento del valore di QBS dalle colture, ai pascoli, fino agli ecosistemi forestali. Nei suoli ad uso agricolo l'applicazione dell'indice ha attribuito una buona qualità ai terreni investiti a prato stabile, mentre suoli coltivati a seminativo hanno mostrato valori di QBS piuttosto bassi e in genere inferiori a 100. L'indice, inoltre, è risultato sensibile al tipo di seminativo (valori di QBS bassi per barbabietola e mais, più elevati per frumento ed erba medica) e al regime agricolo adottato (l'agricoltura biologica di alcune colture ha valori di QBS maggiori rispetto all'agricoltura convenzionale). Tale indice, tuttavia, ha presentato variazioni legate al regime idrico, al periodo di campionamento e alle pratiche agricole effettuate in periodi antecedenti l'analisi (lavorazioni, distribuzione di prodotti fitosanitari e diserbanti, concimazioni).

**Parole chiave:** microartropodi, qualità del suolo, indicatori

## Introduzione

L'evoluzione dei sistemi agricoli ha determinato profondi cambiamenti negli agroecosistemi e causato pesanti impatti sull'ambiente. Tra gli impatti ambientali la riduzione della biodiversità e la degradazione dei suoli sono considerati una pesante minaccia per il futuro del pianeta (Solbrig, 1991).

La presa di coscienza dell'importanza fondamentale del suolo e della sua conservazione ha portato all'introduzione del concetto di qualità del suolo. Sebbene tale concetto non abbia un valore assoluto, ma relativo agli

obiettivi che la gestione del territorio si pone, possiamo comunque giungere ad una sua definizione generale. Sintetizzando la definizione della Soil Science Society of America (Karlen *et al.*, 1997) e quella espressa dall'International Soil Science Society durante il congresso di Montpellier del 1998, possiamo definire qualità del suolo come “ la funzionalità di un suolo nel suo ambiente, la capacità di garantire la produttività di piante e animali e di mantenere o migliorare la qualità dell'aria e dell'acqua”.

La qualità del suolo viene valutata ricorrendo a numerosi indicatori (chimici, fisici e biologici), variabili in funzione della scala e degli obiettivi della valutazione. L'importanza di alcuni tra questi indicatori è generalmente riconosciuta, come emerge dai risultati di una ricerca bibliografica svolta su tale argomento: la sostanza organica tra gli indicatori chimici (Bowman *et al.*, 2000; Brejda *et al.*, 2000; Gilley *et al.*, 2001; Kettler *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2001; Liebig e Doran, 1999), la massa volumica apparente (Gilley *et al.*, 2001; Kettler *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2001; Liebig e Doran, 1999), e la stabilità degli aggregati (Bowman *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2000) tra quelli fisici sono i parametri maggiormente utilizzati, mentre un numero più limitato di ricerche si avvale di indicatori biologici di qualità del suolo (Gilley *et al.*, 2001; Liebig e Doran, 1999).

Recentemente da alcuni autori sono stati proposti nuovi metodi di valutazione della qualità del suolo basati sulla mesofauna edafica. Alcuni di questi metodi si basano sulla valutazione complessiva dei microartropodi (Parisi, 2001), mentre altri sono basati sulla valutazione dei singoli taxa (Paoletti, 1999; Paoletti *et al.*, 1999; Parisi, 2001). L'applicazione di questi bioindicatori è spesso limitata dalle difficoltà insite nella classificazione dei microartropodi; l'introduzione di indici ecomorfologici semplificati, che non richiede la classificazione degli organismi a livello di specie, può consentire una più ampia diffusione di tali metodi. Nel presente lavoro vengono riportati i risultati conseguiti in tre anni di applicazione dell'indice sintetico QBS (Parisi, 2001), indice che descrive le caratteristiche del popolamento di microartropodi del suolo e del livello di biodiversità della stazione in esame.

## **Materiali e Metodi**

### **Metodo**

La procedura utilizzata in questo studio per la valutazione della Qualità Biologica dei Suoli si basa su di un indice sintetico (QBS; Parisi,

2001), che descrive sia le caratteristiche del popolamento di microartropodi del suolo sia il livello di biodiversità della stazione in esame. Tale indice 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.

#### Prelievo del campione

In ogni stazione è stata individuata un'area omogenea per pendenza, esposizione e copertura vegetale dove è stato prelevato un campione di suolo di 10x10x10 cm. Il campione raccolto, portato in laboratorio, è stato riposto sul selettore di Berlese-Tullgren (entro 24 ore) per permettere l'estrazione dei microartropodi (tempo di selettura 10 giorni).

#### Calcolo del QBS e classi di qualità

Terminata l'estrazione si è proceduto all'esame dei campioni ottenuti dalle selezioni e alla separazione degli individui in gruppi omogenei dal punto di vista morfologico (definiti Forme Biologiche). Tale ripartizione è stata effettuata 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. La somma degli EMI fornisce il valore di QBS.

Il metodo QBS prevede l'individuazione di 7 classi in ordine crescente di complessità del popolamento in termini di adattamento alla vita edafica. Per la determinazione delle classi tre gruppi assumono un ruolo importante: Proturi, Collemboli Onichiuridi e Coleotteri; si tratta di forme agevolmente riconoscibili e che si prestano molto bene a caratterizzare i suoli. La distinzione tra le classi 2 e 3 è particolarmente delicata; in effetti sono stati osservati casi in cui si hanno le due combinazioni: Onichiuridi assenti e QBS >50 e Onichiuridi presenti e QBS <50. Il metodo propone di indicare queste due classi rispettivamente con 2/3 e 3/2 (Parisi, 2001).



### Aree di studio

Nell'intento di verificare l'applicabilità del metodo QBS a differenti tipologie di suolo, sono state individuate aree a diverso regime agricolo-forestale, differente altitudine ed esposizione e diverso impatto antropico. In particolare, le stazioni di campionamento hanno interessato la provincia di Parma, Modena, Reggio-Emilia e Cremona. Inoltre, il metodo è stato impiegato in aree di parco e zone di rispetto di alcuni parchi regionali dell'Emilia-Romagna e della Lombardia.

**Noceto - Medesano (PR – 100 m s.l.m.)** – Agricoltura estensiva convenzionale; aree campionate 14; n. campioni 38; periodo di campionamento 5(12/2000 (Progetto LIFE 98NAT/IT/5138 “Riqualificazione degli habitat fluviali per l'avifauna” in collaborazione con il Parco Regionale Fluviale del Taro).

**Ricengo - Pianengo (CR – 80 m. s.l.m.)** — Agricoltura intensiva convenzionale e biologica; aree campionate 11; n. campioni 16; periodo di campionamento 10/1998(4/2000 (Aree circostanti la Riserva Naturale “Palata Menasciutto” all'interno del Parco Naturale del Serio - D'Avino, 2000).

**Fraore - Bazzano (PR – 55 e 530 m. s.l.m.)** - Agricoltura intensiva biologica e convenzionale; aree campionate 20; n. campioni 32; periodo di campionamento 4/98(6/99 (Ferri, 2000).

**Parco del Gigante (Val D'Ozola RE - 1500 m s.l.m.)** – Faggeta; aree campionate 3 (ceduo, fustaia e ceduo in conversione alla fustaia); n. campioni 12; periodo di campionamento 6 (10/2000 (Cocchi, 2001).

**Modena (MO – 28 m. s.l.m.)** - Prati stabili e seminativi; aree campionate 5; n. campioni 5; periodo di campionamento 4/1999 (Gardi *et al.*, 2002).

**Monchio (Val Cedra – 844 m. s.l.m.)** – Colture poliennali e permanenti e siepi circostanti; aree campionate 3; n. campioni 14; periodo di campionamento 11/2000(02/2001 (Vicini, 2001).

**Discarica “Pian di Tiedoli” (PR – 480 m s.l.m.)** - Querceto; aree campionate 2 (a roverella e a cerreto nelle aree a monte della discarica); n. campioni 8; periodo di campionamento 5(12/1999 (Scalvenzi, 1999).

I dati sono stati suddivisi in relazione all'uso del suolo: seminativi (da cui è esclusa l'erba medica), colture poliennali e permanenti ed aree boschive. L'erba medica (*Medicago sativa*), essendo una coltura poliennale che viene seminata, è di difficile collocazione nelle categorie di uso del suolo adottate: si è preferito collocarla nella categoria delle colture poliennali e

permanenti, perché generalmente non viene trattata con diserbanti o geodisinfestanti e quindi presenta un livello moderato di impatto sul suolo.

### **Risultati**

Complessivamente sono state campionate 58 stazioni per un totale di 125 campioni. Poiché alcuni dati non rientravano in una delle categorie di uso del suolo adottate o non erano stati raccolti in condizioni di umidità e temperatura ottimali per la mesofauna (rispettivamente minore di 9% e maggiore di 25 °C), si è ritenuto corretto considerare alcuni dati non attendibili; inoltre, alcuni campioni sono stati esclusi dalla trattazione perché riferiti a zone di campo di transizione (zona di campionamento intermedia tra siepe e pieno campo). In definitiva, i dati utilizzati sono riferiti a 96 campioni. A titolo di esempio, in tabella 1 vengono riportati i valori di QBS di 4 aree campionate in condizioni di umidità e temperatura ottimali e condizioni di stress per la fauna edafica. Come suggerito dall'osservazione dei dati, in condizioni di stress il QBS, e la rispettiva classe di qualità, raggiungono valori inferiori rispetto ai valori osservati nella stessa cultivar ma in condizioni ottimali. Come detto precedentemente, i dati sono stati raggruppati in tre categorie in ragione del diverso impatto antropico potenziale che, a seconda dell'uso del suolo, incide sulla comunità di microartropodi presente nell'ecosistema (tab. 2): seminativi, colture polienali e permanenti, aree boschive. Per ogni categoria di uso del suolo e per ogni Forma Biologica euedafica è stata calcolata la % di presenza (numero di campioni in cui è stata osservata la presenza di quella forma biologica euedafica/ totale dei campioni appartenenti a quella categoria\*100).

Tabella 1. Parametri fisici e variazione del valore di QBS

Table 1. Soil physical parameters and BSQ values

Coltura	Temperatura del suolo (°C)	Umidità del suolo (%)	QBS*	Classe di qualità
Prato stabile	23	15.0	147	5
	33	7.0	77	2/3
Erba medica	16	20	79	4
	26	12	59	2/3
Vite consociata a mais (estensiva)	17	19	98	5
	30	27	46	3/2
Bietola	25	14	67	2/3
	26	8	52	1

Come emerge dalla tabella 2, il valore di QBS dei dati analizzati risulta compreso tra 36 (classe 1), misurato in un campo di mais in monosuccessione coltivato con tecniche tipiche dell'agricoltura intensiva (D'Avino 2000), e 216 (classe 7), ottenuto in un bosco a roverella, con abbondante lettiera (Scalvenzi 1999). La fig. 1, derivante dai dati della tab. 2, mostra con evidenza come i valori di QBS presentino una tendenza ad aumentare in relazione al minor impatto sull'ecosistema, sia rispetto al valore medio, sia rispetto al valore massimo riscontrato.

Tabella 2. Suddivisione dei dati in categorie di uso del suolo

Table 2. Classification of data according land use

	Seminativi	Colture poliennali e permanenti	Aree boschive
N° campioni analizzati	33	39	24
QBS (M ± DS)	72 ± 21	111 ± 29	129 ± 27
QBS max (classe di qualità corrispondente)	111(5)	184 (6)	216 (7)
<b>Presenza (%)</b>			
Pseudoscorpioni	0	5	46
Acari euedafici	100	100	100
Chilopodi euedafici	9	15	50
Diplopodi euedafici	0	12	46
Pauropodi	0	10	8
Sinfili	18	43	63
Collemboli forma onichiuride	64	90	96
Proturi	3	10	67
Dipluri	18	69	25
Coleotteri euedafici	6	3	8

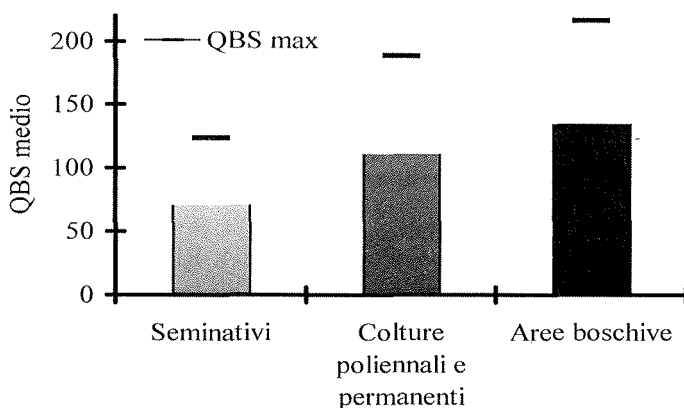


Figura 1. Valore di QBS (medio e massimo) in relazione alle categorie di uso del suolo

Figure 1. BSQ values (minimum and maximum) for the main land use classes

La fig. 2, costruita sui dati della tab. 2, evidenzia come le Forme Biologiche euedafiche siano maggiormente presenti negli ecosistemi con minore degradazione (aree boschive). In particolare i Collemboli forma onichiuride, che discriminano la classe 2 dalla classe 3, sono ubiquitari in suoli a basso impatto antropico; i Proturi, che discriminano le classi 4 e 5 dalle classi 6 e 7, sono caratteristici di aree boschive. La consultazione dei dati di origine, che qui non vengono riportati per ragioni di sintesi, mostra che i proturi sono stati riscontrati solo in seminativi coltivati con metodi biologici.

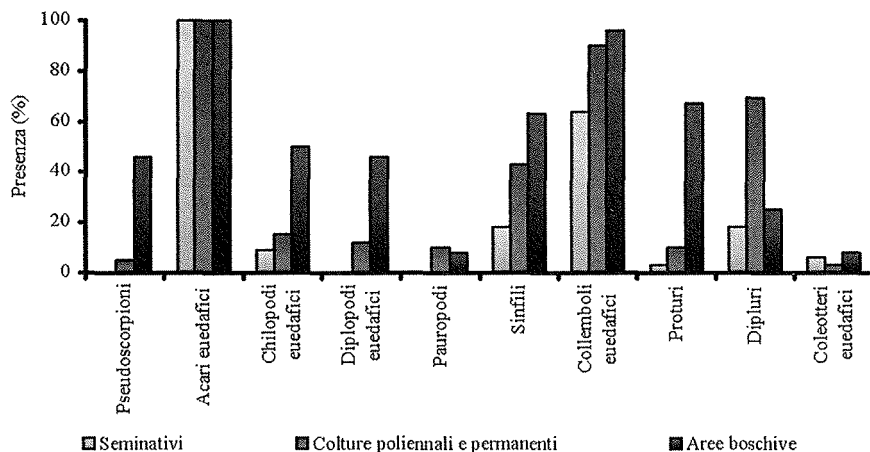


Figura 2. Presenza di forme euedafiche in relazione all'uso del suolo

Figure 2. Occurrence of euedaphic organism according to land use

Nonostante l'elevata disomogeneità delle stazioni campionate non abbia permesso una suddivisione rigorosa in ulteriori sottocategorie, tra i dati appartenenti alla medesima categoria di uso del suolo, i valori di QBS si distribuiscono, secondo le attese, in relazione all'impatto antropico. A titolo di esempio, in tab. 3, 4 e 5 viene riportato il valore di QBS del campione che più si approssima al valore medio di QBS per quella coltura o tipo forestale.

Come emerge dalla tab. 3, i seminativi presentano valori generalmente inferiori a 100 e classi di qualità tra 1 e 4. Risulta evidente come, sulla medesima coltura, le tecniche di agricoltura biologica preservino maggiormente le forme euedafiche rispetto alle tecniche convenzionali. Tali differenze risultano più significative nelle colture a maggior impatto sul suolo come mais e pomodoro. I valori di QBS di suolo coltivato a frumento autunno-vernino, che qui non vengono descritti nel dettaglio per ragioni di sintesi, mostrano una tendenza ad aumentare in rapporto alle fasi fenologiche fino a raggiungere valori anche leggermente superiori a 100; questo potreb-

be essere in relazione all'aumento della copertura e alle relazioni positive che si instaurano tra radici e popolamento edafico.

Tabella 3. Seminativi

Table 3. Arable lands

Coltura	Località	Coltura precedente	Concimazione	Diserbo	QBS	Classe di qualità
Mais	Pianengo (CR)	Mais	Integrata (liquame suino e urea)	Chimico	51	1
Mais biologico	Vicinanze Lodi	Orzo	Organica (letame e liquame)	Meccanico	82	4
Pomodoro	Fraore (PR)	Fumento	Minerale	Chimico	41	1
Pomodoro biologico	Fraore (PR)	Fumento	Organica (sovescio)	Meccanico	65	3
Fumento	Fraore (PR)	Bietola	Minerale	Chimica	67	2/3
Fumento biologico	Fraore (PR)	Soia	Organica (sovescio)	Meccanico	91	4
Bietola	Fraore (PR)	Fumento	Minerale	Chimica	61	2/3
Orzo	Ricengo (CR)	Mais	Minerale	Nessuno	71	3

Le colture poliennali (tab. 4) presentano valori generalmente compresi tra 80 e 160, con classi di qualità tra 3 e 6. Si osservano valori di QBS maggiori nei prati polifiti (in particolare stabili) rispetto ai medicaia. Il medicaio, caratterizzato da ampia variabilità del valore di QBS, sembra mostrare valori tanto più alti quanto maggiore è il tempo intercorso dall'anno d'impianto. Il primo anno infatti il suolo sembra essere ancora influenzato dall'impatto delle tecniche agronomiche adottate per la coltura dell'anno precedente mentre, durante gli anni successivi, la comparsa di piante infestanti (tipicamente *Lolium* spp.) aumentano la biodiversità dell'agroecosistema.

Tabella 4. Colture poliennali e permanenti

Table 4. Perennial crops

Coltura	Anno d'impianto	Località	QBS	Classe di qualità
Erba medica	1°	Bazzano (PR)	92	3
Erba medica	3°	Bazzano (PR)	133	5
Prato polifita	2°	Fraore (PR)	132	6
Prato polifita	stabile	Monchio delle Corti (PR)	141	5

Come riferito in precedenza, le aree boschive presentano i valori di QBS più elevati (tab. 5), generalmente compresi tra 100 e 200 (classi di qualità 5÷7). Il valore di QBS non sembra essere influenzato dall'associazione fitosociologica, sebbene sembra che il querceto presenti valori maggiori rispetto alla faggeta. L'assenza di dati raccolti in boschi di conifere non consente di verificare se in suoli dove l'effetto lettiera è più marcato, il va-

lore di QBS risulti inferiore secondo le attese. Dall'analisi dei dati nel dettaglio, che qui non viene riportata, il governo adottato non sembra influire particolarmente nel valore di QBS, almeno per quanto riguarda le faggete (Cocchi, 2001); viceversa, il contesto in cui è inserita l'area, ovvero le possibili interazioni con prodotti fitosanitari di origine agricola, sembrano avere maggiori effetti sul popolamento di microartropodi. Un altro aspetto che sembra influenzare la comunità di microartropodi, in particolare i gruppi più sclerofili, è l'esondabilità dell'ecosistema: un suolo ripariale esondabile (saliceto in tab.5) presenta valori di QBS inferiori e atipici rispetto a suoli con caratteristiche analoghe, così come è stato osservato anche per i prati stabili da Gardi e collaboratori (2002), che propongono, in questi casi, di verificare la qualità biologica del suolo utilizzando un indice riferito al gruppo dei Collemboli (Parisi, 2001), che risulta favorito dall'esondazione, mentre gli altri artropodi edafici ne sono svantaggiati.

**Tabella 5.** Aree boschive

**Table 5.** Wooded areas

	Località	Contesto	QBS	Classe di qualità
Querceto a Roverella	Pian di Tiedoli (PR)	Discarica	145	6
Faggeta a ceduo composto	Parco del Gigante (RE)	Forestale	126	6
Saliceto	Ricengo (PR)	Ripariale e agricolo intensivo	104	5

## **Discussione**

I dati raccolti hanno dimostrato l'affidabilità dell'indice nella determinazione della qualità dei suoli dell'Italia settentrionale, in terreni di tipo forestale e ad uso agricolo. In generale si è osservato un aumento del valore di QBS dalle colture, ai pascoli fino agli ecosistemi forestali. Nei suoli ad uso agricolo, l'applicazione dell'indice ha attribuito una buona qualità ai terreni investiti a prato stabile, mentre suoli coltivati a seminativo hanno dimostrato valori di QBS piuttosto bassi e in genere inferiori a 100 e classi di qualità tra 1 e 4. L'indice è risultato sensibile al tipo di seminativo: le colture da rinnovo, come bietole e mais, hanno fornito valori di QBS bassi, mentre le colture cerealicole, in particolare il frumento, hanno mostrato valori più elevati. Sono state rilevate differenze anche rispetto al regime agricolo adottato. In alcune colture, come mais e pomodoro, i valori di QBS sono maggiori in campi coltivati con il metodo biologico rispetto a campi coltivati con metodo convenzionale. Le colture poliennali e permanenti hanno fornito va-

lori di QBS compresi tra 80 e 160, con classi di qualità comprese tra 3 e 6. Medicaì di un anno hanno mostrato valori più bassi rispetto a medicaì di due o tre anni, i cui valori sono risultati comparabili a quelli dei prati stabili. Le aree boschive, infine, hanno fornito valori di QBS compresi tra 100 e 200 e classi di qualità tra 5 e 7.

I risultati ottenuti hanno evidenziato alcuni fattori che possono causare variazioni dell'indice all'interno dello stesso ecosistema: il periodo di campionamento, la temperatura del suolo, l'umidità, l'esondabilità dell'area e, negli agroecosistemi, le pratiche agronomiche effettuate di recente.

In definitiva, l'analisi dei dati raccolti conferma l'opportunità di investire in ricerche sull'andamento dell'indice QBS nei vari ecosistemi in relazione ai seguenti fattori: pratiche agronomiche adottate (lavorazioni, concimazioni, diserbo, trattamenti antiparassitari), disturbo antropico (calpestio, uso del suolo), situazioni particolari (bosco ripariale, aree esondabili), e zone dell'ecosistema (centro e margini -ecotoni-).

### Ringraziamenti

Ringraziamo i dottori Cocchi, Scalvenzi e Vicini per l'utile collaborazione nella raccolta dei dati.

### Bibliografia

- BOWMAN R.A., NIELSEN D.C., VIGIL M.F., AIKEN R.M., Effects of sunflower on soil quality indicators and subsequent wheat yield. *Soil Sci.* 165, 516-522, 2000.
- BREJDA J.J., MOORMAN T.B., KARLEN D.L., DAO T.H., Identification of regional soil quality factors and indicators: I. Central and southern high plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64 2115-2124, 2000.
- COCCHI M., La valutazione della qualità biologica del suolo in faggete a diverso governo nel parco del gigante. Tesi laurea 2001.
- D'AVINO L., Ipotesi di riconversione ecocompatibile dell'agricoltura intensiva, su zone confinanti la riserva naturale "Palata Menasciutto" posta all'interno del Parco fluviale del Serio. Tesi laurea 2000.
- FERRI L. Agricoltura biologica: aspetti ecologici e contributi per lo sviluppo sostenibile. Tesi laurea 2000.
- GARDI C., TOMASELLI M., PARISI V., PETRAGLIA A., SANTINI, C. Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grassland. *Eur. J. Soil Biol.*, 38, 103-110, 2002.
- GILLEY J.E., DORAN J.W., EGHBALL B. Tillage and fallow effects on selected soil quality characteristics of former conservation reserve program sites. *J. of Soil and Water Cons.* 56, 126-132, 2001.
- KARLEN D.L., MAUSBACH J.J., DORAN J.W., CLINE R.G., HARRIS R.F., SCHUMAN G.E., Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4-10, 1997.
- KETTLER T.A., LYON D.J., DORAN J.W., POWERS W.L., STROUP W.W., Soil quality assesment after weed-control tillage in a no-till wheat-fallow cropping system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 339-346, 2000.

- LI Y., LINDSTROM M.J., ZHANG J., YANG J., Spatial variability of soil erosion and soil quality on hillslopes in the Chinese Loess Plateau, *Acta Geologica Hispanica* 35, 261-270, 2001.
- Liebig M.A., Doran J.W., Impact of organic production practices on soil quality indicators. *J. Env. Qual.* 28, 1601-1609, 1999.
- PAOLETTI M.G., HASSAL M., WOODLICE (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agric., Ecosyst. and Environ.* 74, 157-165, 1999.
- PAOLETTI M.G., The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agric., Ecosyst. and Environ.* 74, 137-155, 1999.
- PARISI V. La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense"* 37, 97-106, 2001.
- PARISI, 1974. *Biologia ed ecologia del suolo*, Boringhieri, Torino
- SACCHI C. F., TESTARD P. *Ecologie animale*. Doin, Parigi, 1971.
- SCALVENZI, M., Lo smaltimento di rifiuti in discarica: il caso della discarica di "Pian di Tiedoli" (media Val Taro), Tesi Laurea 1999
- SIX J., ELLIOTT E.T., PAUSTIAN K., Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1042-1049, 2000.
- SOLBRIG O.T., From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity, IUBS-SCOPE-UNESCO, 1991.
- VICINI P. Studio della qualità del suolo di ecosistemi alto-collinari dell'Appennino parmense (Monchio delle Corti), tesi laurea 2001.



## *ORIGINI DEI METALLI PESANTI VEICOLATI AI SUOLI ITALIANI: STIME E CONFRONTO*

P. Mantovi <sup>1</sup>, R. M. Cenci <sup>2</sup>, S. Piccinini <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA SpA), Settore Ambiente  
Corso Garibaldi, 42 - 42100 Reggio Emilia

<sup>2</sup> Commissione Europea, Centro comune di Ricerca di Ispra,  
Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità, Unità Suolo e Rifiuti  
T.P. 730 - 21020 Ispra (VA)

### Abstract

A study was made by Centro Ricerche Produzioni Animali within the European Concerted Action AROMIS (Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems), assessing the importance of heavy metal inputs from non-agricultural sources (atmospheric deposition) and agricultural sources (mineral and organic-mineral fertilizers, plant protection products, sewage sludge, compost, animal manure and other fertilizers) to soils, considering an homogeneous distribution of these materials over the entire Italian agricultural land fit to be fertilized.

The non-agricultural input atmospheric deposition, mainly assessed on the national territory utilising mosses and soils as bioindicators, was evaluated as an important source for all of the six heavy metals considered, though in the last few years a reduction of this input was observed, especially for lead.

For agricultural sources the results highlighted the large amount of:

- cadmium from phosphate fertilizers,
- copper from plant protection products (fungicides),
- zinc from animal manure,
- chromium from hydrolyzed leather,

whilst from sewage sludge and compost there doesn't seem to be a notable input of heavy metals, due to the relative low usage of these materials in agriculture.

---

**Key words:** heavy metal sources, italian soils, review

## Riassunto

In uno studio realizzato dal Centro Ricerche Produzioni Animali, nell'ambito dell'Azione concertata europea AROMIS (Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems), è stata valutata la rilevanza degli apporti ai suoli dei metalli pesanti cadmio, cromo, nichel, piombo, rame e zinco dovuti a fonti extra-agricole (deposizioni atmosferiche) e a fonti agricole (concimi minerali e organo-minerali, fitofarmaci, reflui zootecnici, fanghi di depurazione, compost e altri fertilizzanti), considerando la distribuzione omogenea dei materiali su tutta la superficie concimabile italiana.

La valutazione delle deposizioni atmosferiche, effettuata principalmente sul territorio nazionale utilizzando muschi associati a suoli come bioindicatori, ha messo in rilievo l'importanza generale di questa fonte extra-agricola per gli apporti relativi a tutti e sei i metalli considerati, nonostante negli ultimi anni si sia osservato un trend in diminuzione delle ricadute al suolo di metalli pesanti, in particolar modo per l'elemento piombo.

Per le fonti agricole, invece, i risultati ottenuti hanno messo in evidenza importanti apporti di:

- cadmio da concimi minerali fosfatici,
- rame da fitofarmaci (fungicidi),
- zinco da reflui zootecnici,
- cromo da cuoio idrolizzato,

mentre ai fanghi e ai compost, per le relative basse quantità totali utilizzate in agricoltura, non si devono importanti apporti complessivi di metalli pesanti.

**Parole chiave:** sorgenti di metalli pesanti, suoli italiani, rassegna

## Introduzione

Nel presente lavoro, che vuole portare un contributo culturale più che scientifico rispetto alla problematica della dispersione di metalli pesanti nell'ambiente, vengono riportati i risultati di una ricerca realizzata dal Centro Ricerche Produzioni Animali nell'ambito dell'Azione concertata europea AROMIS (Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems) e basata sulla raccolta dei dati di studi italiani condotti sui metalli pesanti. Questa prima attività del progetto, con riferimento ai 6 metalli più studiati per l'ambiente agrario (cadmio, cromo, rame, nichel, piombo, zinco), ha permesso di valutare la rilevanza di ognuna delle maggiori fonti di rilascio.

Sono state innanzitutto considerate le deposizioni atmosferiche di metalli pesanti, come fonte diffusa di ricaduta al suolo. Esse hanno prevalentemente due origini: naturale e antropica. La prima, spesso sottovalutata, incide significativamente nell'innalzare i valori di concentrazione; le cause principali sono dovute ad incendi boschivi, i quali immettono nell'ambiente quantità rilevanti di metalli pesanti, diossine e furani, ma anche alle eruzioni vulcaniche, che sono in grado di aumentare i livelli di concentrazione in un contesto più globale. Esse, infatti, coinvolgono gli strati alti dell'atmosfera e i prodotti delle eruzioni ricadono diluiti interessando gran parte del pianeta. Molteplici sono invece le attività antropiche; esse includono: consumo di combustibili fossili, attività industriali, utilizzo di mezzi di trasporto, termovalorizzatori, impianti per la produzione di energia elettrica, ecc. Per quanto riguarda le fonti agricole di metalli pesanti, si è riscontrato che, tra i concimi minerali, quelli fosfatici possono presentare concentrazioni non trascurabili di metalli pesanti, superiori a quelle normalmente rilevate nei suoli. Ciò è dovuto alla elevata presenza di questi elementi (in special modo di cadmio ma anche di cromo, nichel e zinco) nei materiali rocciosi da cui derivano (fosforiti e apatiti). In generale le concentrazioni maggiori si riscontrano nei fosfati minerali provenienti dall'Africa del nord e quelle minori nei fosfati originari dell'ex Unione Sovietica.

Normalmente la contaminazione da metalli pesanti non interessa i concimi potassici e nemmeno quelli azotati derivanti da ammoniaca o da acido nitrico, a meno che questi componenti non vengano fatti reagire in fase di preparazione con composti a base di calcio.

Attraverso la distribuzione di alcuni fitofarmaci, utilizzati in special modo in viticoltura, frutticoltura ed orticoltura per il loro effetto fungicida, possono giungere al suolo metalli pesanti come rame, zinco, manganese e stagno. Infatti, importanti anticrittogamici inorganici sono composti a base di rame (zolfo ramato, solfato di rame, poltiglia bordolese industriale, ossicloruro di rame, ossidulo e idrossido di rame), mentre certi anticrittogamici organici contengono zinco, manganese e stagno (ditiocarbammati e composti stannorganici).

Bisogna anche ricordare che in passato venivano comunemente usate in agricoltura sostanze oggi proibite, a base di mercurio, per la disinfezione e la protezione dei semi.

Per la loro funzione stimolante dell'accrescimento, alcuni metalli pesanti trovano impiego come integratori dietetici nell'alimentazione degli animali. Tra questi, il rame e lo zinco sono quelli presi in maggiore

considerazione ai fini dell'impatto ambientale, in quanto il loro livello di impiego, almeno nelle diete per i suini, può raggiungere quantità rilevanti (Mordenti *et al.*, 2001), mentre solo una piccola parte viene trattenuta dall'organismo animale (20-28% il Cu e 4-8% lo Zn) e il resto viene espulso e si ritrova nei reflui.

Infine possono raggiungere i suoli agricoli metalli pesanti che derivano dalle più disparate fonti domestiche e industriali e che si concentrano in materiali di scarto valorizzati per il loro effetto fertilizzante, come i fanghi di depurazione ed i compost.

Grazie a una migliore selezione degli scarti organici e all'abbandono dell'impiego agricolo di compost da rifiuti solidi urbani indifferenziati, il contenuto medio di metalli pesanti nei compost prodotti ed utilizzati in agricoltura si è progressivamente abbassato (Centemero e Corti, 2000; Petruzzelli, 1996).

Tra i prodotti di origine organica utilizzati come fertilizzanti in agricoltura ci sono anche materiali fossili vari (come torbe, leonarditi e ligniti), residui agroindustriali e di distillerie (come le borlande derivate dalle lavorazioni delle barbabietole da zucchero, gli scarti dell'industria conserviera, le sanse e le acque di vegetazione derivanti dall'attività frantoiana), residui di macellazione (sangue, ossa, cornunghia, farine di carne) oltre a residui dell'industria della concia delle pelli, i quali possono essere trasformati in cuoio idrolizzato. Quest'ultimo materiale fertilizzante si ottiene attraverso la lavorazione di cuoio derivante da pelli conciate con prodotti a base di cromo, per cui contiene elevate quantità di questo metallo.

### **Materiali e metodi**

I risultati della ricerca italiana per AROMIS, per il confronto tra gli apporti di metalli pesanti ai suoli, sono stati elaborati facendo riferimento al 1997, anno per il quale è disponibile una maggiore quantità di dati utili ai fini dello studio, e alla superficie concimabile italiana, che è pari a circa 12,5 milioni di ettari. Questo dato risulta dalla somma delle superfici dei seminativi (al netto dei terreni a riposo), delle coltivazioni legnose agrarie (al netto dei canneti), delle coltivazioni foraggere permanenti (al netto dei pascoli) e degli orti familiari; nel 1997 la superficie concimabile italiana era pari all'85% della superficie agricola utilizzata (SAU) totale.

Per i dati sulle deposizioni atmosferiche si è fatto riferimento ai rilievi condotti in Italia:

- con raccoglitori automatici dry and wet;
- con i bioindicatori muschi associati a suoli.

I primi permettono la raccolta totale delle precipitazioni (Morselli *et al.*, 1999; Viviano, 2001). Il vantaggio di tale metodica è che permette di ottenere informazioni relative ai flussi di metalli pesanti in tempi “quasi reali”. Per contro, gli aspetti negativi devono essere ricercati negli alti costi di gestione, che non permettono un utilizzo capillare del sistema.

I bioindicatori vegetali, muschi, licheni, foglie di quercia, pioppo e pino, solo per citarne alcuni, permettono di ottenere buone informazioni sulle deposizioni atmosferiche.

Nel nostro Paese è ampiamente diffuso l'uso di muschi, grazie alla collaborazione tra Agenzia Nazionale Protezione Ambiente e Centro Comune di Ricerche della Commissione Europea, che ha permesso la pubblicazione di una proposta di metodiche (Cenci, 1999) e l'allestimento di una rete di monitoraggio sul territorio italiano. I composti e gli elementi che possono essere indagati con i muschi sono molteplici; per quanto riguarda gli elementi inorganici si possono identificare con facilità Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Pd, Pt, Rh, Sb, Sc, Ti, Tl, U, V e Zn.

Un aspetto importante riferito all'utilizzo dei muschi è l'abbinamento con i suoli superficiali, il quale permette di ottenere un numero maggiore di informazioni difficilmente ottenibile considerandoli separatamente.

Oltre alle informazioni inerenti la distribuzione spaziale di ciò che si vuole valutare, l'accoppiamento suoli-muschi permette di identificare l'origine delle ricadute al suolo, attraverso il calcolo del Fattore di Arricchimento (F.A.), discriminando tra origine attribuibile alle attività dell'uomo e origine naturale. Tutto questo è possibile “normalizzando” le concentrazioni nei due indicatori con un elemento conservativo quale Al, Ba o K (Olmez *et al.*, 1985).

Ulteriore vantaggio derivante dall'uso di muschi e suoli è il costo significativamente inferiore rispetto alle altre metodiche attualmente disponibili. Per i dati sulle fonti agricole utilizzati ai fini dell'indagine si è invece fatto riferimento a diverse banche dati e a innumere-

voli e disparati riferimenti bibliografici che, è bene precisarlo, hanno talora fornito dati discordanti.

## Risultati e discussione

### Deposizioni atmosferiche

I risultati relativi alle deposizioni di elementi in tracce ottenuti utilizzando i muschi evidenziano concentrazioni differenti in funzione delle specifiche attività e in base all'utilizzo delle aree indagate (Tabella 1). Da un raffronto con indagini italiane ed europee, che hanno fatto uso di raccoglitori di deposizioni secche e umide, risulta come i muschi abbiano fornito valori alquanto sovrapponibili e attendibili sia per le aree industrializzate, sia per quelle agricole e abitative.

Dagli studi condotti negli ultimi anni si osserva un'inversione di tendenza relativamente alle immissioni in atmosfera di metalli pesanti; la loro concentrazione tende a diminuire in modo particolare per il Pb, elemento utilizzato come additivo nei combustibili per autovetture. Da rilevazioni condotte in altri Paesi europei, risulta che questo fenomeno è in atto anche per altri elementi e le cause sono da imputarsi all'ammodernamento degli impianti e all'utilizzo di tecnologie più innovative che immettono minori quantità di rifiuti nell'ambiente.

Tabella 1. Apporti di metalli pesanti dovuti alle deposizioni atmosferiche (dati riferiti ai siti dove sono stati effettuati i rilevamenti)

Deposizioni atmosferiche	Apporti (g ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Piemonte <sup>(1)</sup>	0,8	5,6	22	15	12	117
Sicilia <sup>(2)</sup>	0,2	6	12,1	10,9	46	55
Parona (PV) <sup>(3)</sup>	1,7	6	20	11,3	14,8	208
Trezzo D'Adda (MI) <sup>(4)</sup>	0,9	8,1	64	18,4	28,1	386
Castano Primo (MI) <sup>(5)</sup>	0,6	8	31	42	17	98
Gorizia <sup>(6)</sup>	0,3	8	61	12	6	100
Castelporziano (RM) <sup>(7)</sup>	3,3	45,6	60	35	58,1	289
Bologna <sup>(8)</sup>	1,1	41,9	71,3	21,5	102,3	329

(1)Ambiti rurali; determinazioni con muschi e suoli, Nappi *et al.*

(2)Ambiti rurali; determinazioni con muschi e suoli, Cenci *et al.*, 2001 c.

(3)Ambiti agricolo, urbano, industriale; determinazioni con muschi e suoli, Cenci e Leva, 2001.

(4)Ambiti agricolo, urbano, industriale; determinazioni con muschi e suoli, Cenci, 2001.

(5)Ambiti agricolo, urbano, industriale; determinazioni con muschi e suoli, Cenci *et al.*, 2001 b.

(6) Ambiti agricolo e urbano; determinazioni con muschi e suoli, Cenci *et al.*, 2001 a.

(7) Ambito rurale, Morselli *et al.*, 1999.

(8) Ambito urbano, Morselli *et al.*, 1999.

### Concimi minerali e organo-minerali

Per l'Italia, dati di concentrazione di metalli pesanti nei concimi minerali ed organo-minerali sono stati determinati dall'Istituto per il controllo della qualità dei fertilizzanti (ICQF) nell'ambito di due campagne di monitoraggio (anni 2000 e 2001); per ognuna sono stati effettuati prelievi di diversi concimi su tutto il territorio nazionale, e sui campioni sono stati tra l'altro valutati i contenuti di cadmio e piombo (Morandi e Ferrarini, 2001 a, b). Ciò ha permesso di stimare, facendo riferimento ai dati di distribuzione al consumo dei fertilizzanti per il 1997, la dispersione di cadmio e piombo in ambiente per questa via. I risultati sono riportati in Tabella 2.

Tabella 2. Apporti di cadmio e piombo dovuti alla distribuzione di concimi minerali fosfatici e organo-minerali in Italia (anno 1997)

Concimi	Apporti (g ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ) (*)	
	Cd	Pb
Minerali fosfatici	0,56	0,42
Organo-minerali	0,09	0,21

(\*) Dati riferiti alla superficie concimabile italiana.

Fonte: elaborazione su dati ISTAT, 2000; Morandi e Ferrarini, 2001 a, b.

### Fitofarmaci

Secondo le statistiche dell'Associazione nazionale imprese prodotti fitosanitari (Agrofarma, 2000), nel 1997 in Italia la distribuzione di fungicidi ha contribuito alla dispersione in ambiente di 5.562 t di sostanza attiva rame, pari a 439,68 g Cu/ha di superficie concimabile. Si ritiene, però, che questo valore sia senz'altro sottostimato, poiché nel calcolo sono state conteggiate solamente le produzioni delle imprese associate. Va inoltre precisato che i terreni investiti a vite, fruttiferi e ortive nel 1997 rappresentavano solo il 10,6% della SAU totale; ciò significa che il valore di apporto specifico reale di rame per questi terreni potrebbe essere di molto superiore a quello stimato.

### Effluenti zootecnici

Per l'ambito italiano la stima della quantità dei due metalli che giunge ai suoli con i reflui zootecnici può essere effettuata per via indiretta,

considerando cioè coefficienti di escrezione riferiti al peso vivo animale; nel caso dei suini essi sono stati calcolati come quantitativi teorici di rame e zinco escreti da 100 kg di peso vivo in diverse fasi di accrescimento, con dosi legali nella dieta (46 g Cu/100 kg p.v.·a e 172 g Zn/100 kg p.v.·a) (Bonazzi *et al.*, 1994).

Partendo dalla consistenza del patrimonio zootecnico italiano del 1997, si è potuta dedurre la dispersione delle quantità di rame e zinco in ambito agricolo attraverso gli effluenti zootecnici. I dati sono riportati in Tabella 3 con riferimento alla superficie concimabile italiana. È però opportuno ricordare che oltre il 50% dei capi bovini, suini e avicoli è concentrato in Pianura padana, la quale rappresenta meno del 20% della SAU totale italiana.

**Tabella 3.** Apporti di rame e zinco dovuti alla distribuzione di reflui zootecnici in Italia (anno 1997)

Reflui zootecnici	Apporti (g ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ) (*)	
	Cu	Zn
Bovini	45,67	375,98
Suini	23,48	87,79
Avicoli	9,64	35,31
Totale	78,79	499,08

(\*) Dati riferiti alla superficie concimabile italiana.

Fonte: elaborazione CRPA su dati ISTAT, 2000; Bonazzi *et al.*, 1994 e 2001.

### Fanghi di depurazione

Attualmente per l'Italia non esistono statistiche nazionali ufficiali, né sulle quantità di fanghi prodotte e riutilizzate, né tantomeno sulla composizione media dei fanghi di depurazione, anche se la produzione totale di quelli derivati da acque urbane è stata stimata per il 1997 in circa 1.900.000 t (Ministero dell'ambiente, 2001). Di queste, circa il 46% è stato smaltito in discarica e il 2,5% è stato destinato all'incenerimento. Inoltre, 290.000 t sono state utilizzate per il compostaggio e le restanti 700.000 t (36,5%) si presume siano state impiegate direttamente in agricoltura (Ministero dell'ambiente, 2001).

Gli apporti di metalli pesanti dovuti all'uso agricolo nel nostro Paese di questo tipo di fanghi di depurazione sono stati stimati (Tabella 4) considerando le concentrazioni medie ricavate da più di 100 analisi effettuate su fanghi destinati all'utilizzo agricolo nel nord Italia per gli anni 1996-98 (Ministero dell'ambiente, 2001). La Tabella 4 riporta inoltre i quantitativi



vi totali di metalli che tutti i fanghi prodotti potrebbero apportare se venissero interamente utilizzati a fini agricoli.

Tabella 4. Apporti di metalli pesanti dovuti alla distribuzione in agricoltura di fanghi di depurazione delle acque urbane in Italia (anno 1997)

Fanghi di depurazione	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		<b>Concentrazioni (mg kg s.s.<sup>-1</sup>)</b>				
	1,18	75	317	90	79	1.010
		<b>Apporti (g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) (*)</b>				
Quantitativo realmente impiegato in agricoltura	0,02	1,42	5,98	1,70	1,49	19,06
Quantitativo prodotto e potenzialmente utilizzabile in agricoltura	0,06	3,87	16,37	4,65	4,08	52,15

(\*) Dati riferiti alla superficie concimabile italiana.

Fonte: elaborazione su dati del Ministero dell'Ambiente, 2001.

### Compost

Nel 1997 la produzione di compost di qualità ammontava a circa 400.000 t, il 30% delle quali da scarto verde, il 15% da scarto verde e alimentare ed il 55% da scarto verde, alimentare e fanghi (Centemero, 1999). La quasi totalità è stata impiegata dal settore florovivaistico, mentre la distribuzione in pieno campo per uso agricolo è stata stimata in soli 150.000 m<sup>3</sup>, pari a circa 90.000 t (Centemero, 1999). La Tabella 5 riporta gli apporti potenziali stimati di metalli pesanti ai terreni, sulla base delle concentrazioni medie nei compost e delle quantità utilizzate in agricoltura. La stessa tabella include gli apporti potenziali di metalli nel caso tutto il compost prodotto in Italia venisse utilizzato in ambito agricolo.

Tabella 5. Apporti di metalli pesanti dovuti alla distribuzione in agricoltura di compost in Italia (anno 1997)

Compost	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		<b>Concentrazioni (mg kg s.s.<sup>-1</sup>)</b>				
	1,14	54	146	39	64	538
		<b>Apporti (g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) (*)</b>				
Quantitativo realmente impiegato in agricoltura	0,005	0,25	0,68	0,18	0,30	2,49
Quantitativo prodotto e potenzialmente utilizzabile in agricoltura	0,023	1,10	3,01	0,81	1,32	11,07

(\*) Dati riferiti alla superficie concimabile italiana.

Fonte: elaborazione su dati di Centemero, 1999.

### Cuoio idrolizzato

L'Italia è il maggiore produttore mondiale di questo materiale fertilizzante. La quantità stimata di residui dell'industria della concia delle pelli italiana, concentrata in sole tre regioni (Veneto, Toscana e Campania), risulta stabile nell'ultimo quinquennio e pari a circa 150.000 t/anno, mentre la quantità di fertilizzanti ottenibile si aggira sulle 75.000 t/anno, 50.000 delle quali utilizzate nel nostro Paese.

Il cuoio idrolizzato contiene il 10-13% di azoto totale oltre a una cospicua quantità di cromo, variabile dallo 0,9 al 3% (Benedetti e Ciavatta, 1998). Considerato un contenuto medio di cromo pari al 2%, si può ipotizzare una dispersione annua nell'ambito agricolo italiano attraverso questa via di 1.000 t, pari a 79,05 g Cr/ha di superficie concimabile, sempre con riferimento al 1997.

In questi ultimi anni gli apporti di cromo ai suoli da cuoio idrolizzato sono sicuramente diminuiti grazie all'introduzione di concianti alternativi, che hanno favorito una tendenziale riduzione delle quantità di cromo impiegate per il trattamento delle pelli (Benedetti e Ciavatta, 1998).

### Conclusioni

Anche se ancora non si può redigere un vero e proprio bilancio dei metalli pesanti per l'ambito agricolo in Italia, è già possibile dedurre l'importanza relativa di ogni elemento considerato nello studio.

Infatti, nonostante non si sia potuto stabilire l'apporto specifico di ciascun metallo per ognuna delle fonti, pur con la debita cautela risulta evidente l'importanza:

- della deposizione atmosferica per l'apporto di tutti e sei i metalli;
- dei concimi minerali fosfatici per il cadmio;
- dei fitofarmaci per il rame;
- dei reflui zootecnici per lo zinco;
- del cuoio idrolizzato per il cromo.

Appare chiara invece la relativa scarsa importanza degli apporti totali di metalli pesanti da fanghi di depurazione e soprattutto da compost.

E' comunque doveroso sottolineare che tutti i materiali valutati in questo studio nella realtà vengono distribuiti solo su parte della superficie concimabile e che sono quindi possibili accumuli locali provocati da somministrazioni eccedenti i reali fabbisogni delle colture.

Va inoltre considerato che, utilizzando i raccoglitori di precipitazioni si potrebbero sovrastimare le ricadute al suolo di elementi in tracce, includendo le polveri derivanti dall'erosione di rocce e suolo come deposizioni atmosferiche di origine antropica. Per ovviare a questo inconveniente, è preferibile adottare il metodo di rilevamento che prevede l'abbinamento suolo-muschio che permette, normalizzando i valori degli elementi in tracce con l'elemento Al, di discriminare l'origine dovuta alle attività dell'uomo da quelle naturali.

### **Bibliografia**

- AGROFARMA -2000. Statistiche di settore dei prodotti fitosanitari. <http://agrofarma.federchimica.it>
- BENEDETTI A., CIAVATTA C. -1998. Cuoio idrolizzato e/o torrefatto. In: I fertilizzanti organici, Edizioni *L'Informatore Agrario*, 49-66.
- BONAZZI G., CORTELLINI L., PICCININI S. -1994. Presenza di rame e zinco nei liquami suinicoli e rischio di contaminazione dei suoli. *L'Informatore Agrario*, 36: 55-59.
- BONAZZI G., CORTELLINI L., PICCININI S. -2001. Determinazione delle caratteristiche chimiche degli effluenti zootecnici. In: *Liquami zootecnici, manuale per l'utilizzazione agronomica*, Edizioni *L'Informatore Agrario*, 33-48.
- 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 metodologiche. In: *Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale*, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Serie Atti 2/1999, 241-263.
- CENCI R.M. -2001. Monitoraggio ambientale antecedente l'entrata in funzione di un termodistruttore. In: *Atti dei seminari Ricicla 2001*, Maggioli Editore, 146-148.
- CENCI R.M., LEVA F. -2001. Contratto Provincia di Pavia n. 17034-2000-11 TIED ISP IT Studio di monitoraggio ambientale dell'area del Comune di Parona (PV). Rapporto 2 e 3.
- CENCI R.M., LEVA F., FORNASIER F., CANTONE P., DABERGAMI D., SENA F., MENCHINI G., MATCOVICH, P. -2001 a. Valutazione delle ricadute di elementi in tracce nella provincia di Gorizia mediante l'utilizzo di suoli e muschi. *Inquinamento*, 33: 44-51.
- CENCI R. M., PLOOJ N., TRINCHERINI P. R., LEVA F. -2001 b. Monitoraggio ambientale: utilizzo di suoli e muschi per valutare le deposizioni al suolo nel territorio del comune di Castano Primo. S.P.I. 01.93, 45 pagine.
- CENCI R.M., TRINCHERINI P.R., LEVA F., GALANTI F. -2001 c. Distribuzione di metalli pesanti in suoli e muschi della Sicilia. In: *Convegno del cinquantenario SISS (1952-2001), "L'Emergenza Suolo"*, Erice 16-22 maggio 2001.
- CENTEMERO M. -1999. Impiego e commercializzazione del compost da matrici organiche selezionate. In: *Produzione ed impiego del compost di qualità*, Atti del 4° Corso nazionale di base, Consorzio italiano compostatori, 219-250.

- CENTEMERO M., CORTI C. -2000. Caratteristiche tecniche del compost per un'agricoltura sostenibile. *L'Informatore Agrario*, 6: 33-39.
- ISTAT -2000. Capitolo 10 – Agricoltura ed ambiente. In: *Statistiche dell'agricoltura - Anno 1997*, Annuario n. 45.
- MANTOVI P., PICCININI S. -2002. Le fonti di apporto di metalli pesanti ai terreni. *L'Informatore Agrario*, 20: 29-33.
- MINISTERO DELL'AMBIENTE -2001. Rapporto interno.
- MORANDI G., FERRARINI S. -2001 a. Il cadmio nei concimi. *Fertilizzanti*, 3: 14-15.
- MORANDI G., FERRARINI S. -2001 b. Il piombo nei concimi. *Fertilizzanti*, 2: 14-15.
- MORDENTI A., PACCHIOLI M.T., DELLA CASA G. -2001. Riduzione del tenore in azoto, fosforo, rame, zinco con interventi sulla dieta. In: *Liquami zootecnici, manuale per l'utilizzazione agronomica*, Edizioni *L'Informatore Agrario*, 99-114.
- MORSELLI L., BARILLI L., OLIVIERI P., CECCHINI M., AROMOLO R., DI CARLO V., FRANCAVIGLIA R., GATALETA L. -1999. Heavy metals determination in dry surrogate depositions. Characterization of an urban and a natural site. *Annali di Chimica*, 89: 739-746.
- NAPPI P., CENCI R.M., BARBERIS R., DABERGAMI D.. Suoli e muschi del Piemonte Centro-Nord: distribuzione della concentrazione di elementi in tracce e flussi di deposizione. In stampa.
- OLMEZ I., GULOVALI M.C., GORDON G.E. -1985. Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ.*, 19: 1663.
- PETRUZZELLI G. -1996. Metalli pesanti nel compost e loro effetto sulla qualità del suolo. *Acqua Aria*, 3: 311-316.
- VIVIANO G. -2001. Relazione intermedia aggiornamento dei rilevamenti ambientali n. 4. Istituto Superiore di Sanità e ASL di Mantova. 42 pp.

## *EFFETTI DEL CUIO IDROLIZZATO SULLA BIODIVERSITÀ MICROBICA DEL SUOLO*

S. Mocali <sup>1</sup>, A. Benedetti <sup>1</sup>, K. Smalla <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella 2/4 – 00180 Roma

<sup>2</sup> Federal Biological research Centre for Agriculture and Forestry  
Institute for Plant Virology, Microbiology and Biosafety  
Messeweg 11-12 D-38104 Braunschweig, Germany

### **Abstract**

Environmental bacterial communities play a central role in the bio-geochemical cycles of nutrient elements of soil and soil fertility depends on the rate of organic matter turnover mediated by microbial biomass. The presence of heavy metals in sewage sludge and in fertilizers has always been the main obstacle for their application to agricultural soils, although in most areas chromium is not a major problem in terms of soil pollution.

In Italy, however, because of the large leather tannery industry, producing chrome-tanned leather residues are converted to leather-meal which is officially accepted as an organic nitrogenous fertilizer under Italian regulations. Indeed, leather meal is the most important organic N fertilizer in Italy. While Cr (III) is generally considered as one of the least toxic heavy metals in soils, in view of the high concentrations of Cr (III) in the leather fertilizers (about 1-3%) and his indefinite persistence in soil, it is important that all aspects of possible environmental risks of Cr (III) addition to soil are carefully explored. In fact, while the Cr (III) forms present in the leather residues are considered immobile, Cr (IV) and Cr (VI) are soluble and are very toxic to plants and soil micro-organisms.

For these reasons many studies have focused on the effects of chrome-tanned leather residues on microbial activity. However, microbial activity measurements determined until few years ago have given data which indicated a substantial maintenance of total microbial activities, but which completely ignored microbial diversity whose alteration could affect soil organic matter and the plant-soil ecosystem. In the last few years, the application of molecular biological techniques has shown that soil microbial communities are very complex. There are new investigation methods available that can study their biodiversity and determine the relationships between diversity and function. In this preliminary study it has been investigated the leather residues effects on microbial community in soil samples from experimental field plot, using CLPP (Community Level Physiological Profile) technique and molecular methods such as DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis). In both soils the DGGE fingerprints showed a very high bacterial diversity and temporal shifts in the composition of bacterial populations. Independent on the soil treatment, CLPP analysis confirmed the maintenance of microbial activity.

**Key words:** microbial activity, chrome-tanned leather residues

## Riassunto

L'utilizzo di fertilizzanti contenenti metalli pesanti in agricoltura non può prescindere dalla conoscenza dell'influenza sullo stato di salute della biomassa microbica che controlla il ciclo degli elementi nutritivi del terreno e la fertilità del suolo. In Italia l'utilizzo del cuoio torrefatto (e/o idrolizzato) come concime organico è abitudine consolidata fin dagli anni '30. Poiché i processi industriali per la concia delle pelli impiegano in modo prevalente il cromo per la sua efficienza conciante, alla fine del processo i prodotti ottenuti contengono una cospicua quantità di metallo allo stato trivalente, Cr (III). Esso può sopprimere o avvelenare gli organismi del suolo danneggiando così il funzionamento del sistema suolo-pianta nel breve e nel lungo periodo. Nel corso degli anni sono stati compiuti molti studi relativamente all'impatto di prodotti derivanti dalla produzione di cuoio e di pelli conciate sull'attività microbica del suolo (Benedetti e Dell'Abate, 1988; Benedetti *et al.*, 1991), ma limitati all'effetto dell'elemento sull'attività microbica che da sola non permette di evidenziare la complessità e la biodiversità delle comunità, né fornisce indicazioni sulla composizione dei gruppi funzionali. Tali indicazioni potrebbero essere fondamentali poiché una determinata biomassa microbica, pur variando nella composizione, può mantenere inalterata la propria efficienza in tempi brevi, ma potrebbe portare ad una perdita di efficienza nel lungo periodo. Ecco quindi che la necessità di affrontare questo tema grazie anche all'enorme sviluppo e progresso delle tecniche di biologia molecolare di quest'ultimo decennio hanno fornito un forte impulso nell'affrontare, finalmente, tale fondamentale questione.

Al fine di portare un contributo chiarificatore è stato approntato uno studio preliminare del problema operando sia sulla caratterizzazione molecolare delle comunità microbiche allevate in presenza di cuoio idrolizzato, mediante la tecnica della DGGE, che sull'impronta metabolica dei microrganismi (CLPP-Community Level Physiological Profile), utilizzando il sistema Biolog. L'analisi DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) ha mostrato la presenza di un'elevata diversità eubatterica e i risultati ottenuti con il Biolog hanno evidenziato il mantenimento dell'attività microbica.

**Parole chiave:** attività microbica, cuoio idrolizzato residuo del processo di concia

## Introduzione

I cicli biogeochimici degli elementi nutritivi del terreno sono regolati dalle attività dei microrganismi tellurici ed è noto che la fertilità del suolo dipende dal turnover della sostanza organica controllato dalla biomassa microbica. La presenza di metalli pesanti nei fertilizzanti ha sempre rappresentato un ostacolo per il loro utilizzo in campo agricolo e pertanto non si può prescindere dalla conoscenza della loro influenza sullo stato di salute della biomassa del suolo. In Italia l'utilizzo del cuoio torrefatto (e/o idroliz-

zato) come concime organico in agricoltura è abitudine consolidata fin dagli anni '30. Nei processi industriali che lo producono viene impiegato il cromo per la sua efficienza conciante e alla fine del processo le pelli conciate contengono una cospicua quantità di cromo trivalente, Cr (III). Nonostante il Cr (III) sia considerato uno dei metalli pesanti meno tossici per il suolo, a causa della sua elevata concentrazione nel cuoio idrolizzato (circa 1-3%) e della sua persistenza indefinita nel suolo risulta indispensabile analizzare attentamente ogni possibile rischio di inquinamento da cromo. Infatti, mentre il Cr (III) presente nei formulati a base cuoio viene considerato una forma stabile e relativamente immobile, le forme di Cr (IV) e il Cr (VI) sono solubili e molto tossiche sia per le piante che per i microrganismi.

Poiché qualunque agente che sopprima o avveleni gli organismi del suolo (o cambi la qualità o la quantità della sostanza organica) può danneggiare il funzionamento del sistema suolo-pianta nel breve e nel lungo periodo, nel corso degli anni sono stati effettuati molti studi relativi all'impatto di prodotti derivanti dalla produzione di cuoio e di pelli conciate sull'attività microbica del suolo (Benedetti e Dell'Abate, 1988; Benedetti *et al.*, 1991). Tuttavia gran parte del lavoro è stato diretto finora alla valutazione dell'effetto dell'elemento sui processi microbiologici e biochimici più che degli stessi microrganismi. Misure della respirazione del terreno, delle attività enzimatiche, della mineralizzazione dell'azoto organico sono oggi condotte di *routine*, allo scopo di fornire indicazioni sull'efficacia della comunità microbica nel suo complesso. Si tratta di misure che volgono a caratterizzare la struttura e la composizione delle comunità microbiche sulla base di somme di reazioni che avvengono a seguito dell'interazione delle popolazioni microbiche tra loro e con il substrato, dando indicazioni sulla funzionalità dell'ecosistema nel suo complesso. Lo studio dell'attività microbica da sola, tuttavia, non permette però di evidenziare la biodiversità delle comunità, né fornisce indicazioni sulla composizione dei gruppi funzionali. Tali indicazioni potrebbero essere fondamentali perché una determinata biomassa microbica, pur variando nella composizione, può mantenere inalterata la propria efficienza in tempi brevi ma potrebbe portare ad una perdita di efficienza nel lungo periodo. La necessità di studiare questo tema appare dunque oggi sempre più irrinunciabile e, nonostante le difficoltà tecniche incontrate per molti anni ne abbiano limitato lo studio, nell'ultimo decennio l'enorme sviluppo e progresso delle tecniche di biologia molecolare hanno fornito un forte impulso nell'affrontare tale questione.

In questi ultimi anni, la valutazione del potenziale effetto inquinante dell'apporto al suolo di sostanze xenobiotiche è stato indirizzato alla determinazione del potenziale danno arrecato alla comunità microbica da

un punto di vista genetico e quindi nella definizione della biodiversità della componente vivente del suolo. Sono iniziati a comparire in letteratura lavori che riaffrontano il problema del cromo (Viti *et al.*, 2000), affermano che l'alta concentrazione di cromo in un suolo comporti una biosemplificazione della comunità batterica residente. In realtà sembrerebbe che l'inquinamento sia stato arrecato mediante sali di cromo, ripercorrendo errori già noti dalla letteratura specifica (Chaney *et al.*, 1997; Brookes *et al.*, 1997). Alla luce di queste considerazioni è apparso urgente affrontare uno studio sistematico del problema operando sulla caratterizzazione molecolare delle comunità microbiche allevate in presenza di cuoio idrolizzato, al fine di portare un contributo chiarificatore.

### Materiali e metodi

Per questo lavoro sono stati impiegati due terreni diversi provenienti da una zona costiera del litorale romano (Castelporziano) indicati con Santola seminativo e Santola ex-seminativo, le cui caratteristiche principali sono state riportate in Tabella 1.

Tabella 1. Principali caratteristiche dei terreni di Santola

Terreno	U %	C.d.c.	TOC %	TEC %	N tot %	pH
Seminativo	0,95	5,73	0,53	0,5	0,12	5,5
Ex-seminativo	0,80	6,72	0,73	0,5	0,15	6,3

Ti terreni sono stati seccati all'aria, setacciati a 2mm e portati a capacità di campo. 25g di ciascun campione sono stati miscelati con sabbia di quarzo in rapporto 1:1 allo scopo di favorire il flusso di ossigeno necessario per un'attività microbica ottimale. A ciascun terreno è stata poi addizionata una quantità di concime organico contenente l'1% di carbonio totale rispetto al peso del terreno.

Come concime organico è stato utilizzato del cuoio idrolizzato di granulometria 2-4 mm le cui principali caratteristiche sono riportate in Tabella 2.

Tabella 2.

Caratteristiche principali del cuoio idrolizzato

Granulometria: 2-4 mm
Umidità: 13,65 % (105°C)
TOC: 35,44%
N tot: 11,90%

E' stata quindi utilizzata una combinazione di metodi basati sulla coltivazione dei microrganismi (CFU, CLPP) ed una tecnica indipendente da essa (DGGE) al fine di com-



prendere meglio l'effetto dell'aggiunta di un concime organico a base di cuoio idrolizzato sulle due diverse tipologie di terreno.

L'avvento della tecnica "BIOLOG" che permette di studiare le comunità microbiche sulla base della loro "impronta metabolica" (CLPP-Community level physiological profiles) accoppia l'uso dei substrati da parte dei microrganismi alla presenza di un indicatore redox colorimetrico (sali di tetrazolio) in grado di segnalare visivamente l'attività respiratoria. Il sistema è basato su piastre rettangolari Ecoplates (con 96 pozzetti contenenti 31 differenti substrati organici in forma liofilizzata, in triplo, e 3 pozzetti privi di substrato (controlli). Aggiungendo ad ogni pozzetto la medesima quantità di inoculo microbico, a densità nota, il substrato si reidrata ed il pozzetto, in presenza di attività metabolica del microrganismo, si colora di viola con un'intensità teoricamente proporzionale all'utilizzo del substrato stesso. La lettura della piastra può essere effettuata "manualmente", indicando semplicemente la presenza/assenza del colore, oppure tramite un densitometro in grado di leggere alla lunghezza d'onda di 590 nm (specificata per il sale di tetrazolio utilizzato). I campioni addizionati con cuoio e i loro relativi controlli sono stati portati a capacità di campo e incubati a 30°C. Dopo 2, 4, 20 e 24 settimane sono stati valutati i primi parametri relativi alla biodiversità eubatterica mentre l'attività microbica è stata valutata solo al termine del primo e del sesto mese. Al fine di estrarre la comunità microbica dai terreni, 2 g di ciascun campione sono stati sottoposti ad agitazione per 1 ora in tubi falcon (50 ml) contenenti 20 ml di soluzione fisiologica (0,9% NaCl) e 5g di palline di vetro sterili. I campioni sono stati infine centrifugati a bassa velocità (3000 rpm per 2 minuti) e il surnatante in parte inoculato su piastre Biolog Ecoplates™ (100 µl per pozzetto) e in parte seminato su piastre di terreno massimo LB Agar (Sigma ® per determinarne il titolo (cfu /g suolo) dopo 48h di incubazione a 30°C (Fig.1).

Le piastre Ecoplates( sono state incubate a 30°C e l'analisi del profilo fisiologico della comunità microbica (CLPP) dei due terreni è stata condotta calcolando l'ACWD (Average Well Colour Development) secondo il metodo messo a punto da Garland e Mills (1991). I campioni sono stati analizzati dopo 2 e 24 settimane di incubazione. L'estrazione del DNA totale è stata effettuata col kit Ultra Clan™ della MO BIO Laboratories Inc.. L'analisi molecolare della comunità microbica è stata effettuata con la tecnica DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis), una tecnica capace di separare frammenti di DNA di identiche dimensioni ma sequenza diversa amplificati tramite PCR (Polimerase Chain Reaction). Infatti l'estrazione del DNA totale dal suolo seguita da PCR dovrebbe dare teoricamente una miscela di frammenti rappresentanti tutte le specie presenti in quel campione,

e in seguito ad amplificazione le sequenze di rDNA possono essere separate tramite DGGE (Muyzer *et al.*, 1996). In particolare il rDNA amplificato è la zona V6 del gene ribosomale 16S rDNA, considerato un gene "modello" per la caratterizzazione filogenetica dei procarioti (Amann *et al.* 1995). I primers utilizzati sono stati L1401/1378 forward (5'- CGG TGT GTA CAA GGC CCG GGA ACG-3') e U968-GC1 reverse (5'- CGC CCG GGG CGC GCC CCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG GAA CGC GAA GAA CCT TAC-3'), specifici per gli Eubatteri (Marchesi *et al.* 1998). Le reazioni di PCR sono state effettuate in volumi di 25 µl in tubi da 0.2 ml, in presenza di 2,5 U di AmpliTaq® Polymerase Stoffel fragment (Applied Biosystems), 0.2 mM dNTP, 3.75 mM MgCl<sub>2</sub>, 0.2 µM di ciascun primer e 1 µl di DNA stampo. I primer sono provvisti di una sequenza GC-clamp (5 CGC CCG GGG CGC GCC CCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG G 3'). La miscela di reazione PCR è stata incubata a 95°C per 5 min e poi sottoposta a 35 cicli di amplificazione con il seguente profilo termico: 94°C per 1 min, 54°C per 1 min e 72° C per 1 min. I campioni vengono poi incubati a 72°C per 10 min per l'estensione finale e poi portati a 4°C. I prodotti così ottenuti sono stati analizzati tramite elettroforesi su gel di agarosio (1%) al fine di verificarne le dimensioni e la resa della reazione. Successivamente 4 -7 (1 di prodotto di PCR sono stati analizzati su gel denaturante secondo il metodo descritto da Heuer *et al.* (1999) con un gradiente da 40 a 58% del denaturante. Il gel ha corso per 4,5 h in un tampone di Tris-Acetato EDTA (TAE) alla temperatura di 60° C e ad un voltaggio costante di 220V. I gel sono stati quindi colorati con nitrato d'argento (0,2% in H<sub>2</sub>O), sempre secondo il metodo di Heuer *et al.* (1999), essiccati, scannerizzati e analizzati.

### **Risultati e discussione**

I risultati preliminari ottenuti dall'analisi del profilo metabolico (CLPP) hanno evidenziato il sensibile aumento dell'attività microbica nei campioni addizionati con cuoio idrolizzato nelle prime due settimane di incubazione rispetto al controllo (fig.2), in entrambi i terreni. Come atteso, dopo sei mesi, tale andamento non è più così evidente; questo risultato è in linea con i dati ottenuti in precedenti lavori (Benedetti e Dell'Abate, 1988) e a quelli relativi alla mineralizzazione dell'azoto organico del cuoio idrolizzato ad opera dei microrganismi (dati non riportati) e conferma un forte decremento dell'attività metabolica a partire dal primo mese fino al sesto.

Nel caso dei campioni di Santola "seminativo", la carica microbica rilevata non presenta differenze significative tra terreni trattati e non

(Fig. 1). Le curve ACWD mostrano in modo evidente come, dopo solo due settimane di incubazione, nel terreno trattato con concime organico si abbia un forte incremento dell'attività microbica che col passare dei mesi tende a diminuire, di pari passo con la mineralizzazione del cuoio, fino a raggiungere dopo 24 settimane i livelli del rispettivo controllo (Fig. 2).

Nel caso dei terreni provenienti da Santola ex-seminativo, invece, la carica microbica sembra essere nettamente superiore nei campioni che hanno subito il trattamento mentre il titolo microbico nel campione di controllo segue un andamento simile a quello del controllo di Santola seminativo (Fig.1). Le curve ACWD delle prime due settimane evidenziano un andamento delle curve del campione trattato simile a quello già visto per il terreno seminativo, ovvero un aumento dell'attività metabolica che tende poi a diminuire nel tempo fino a raggiungere il plateau. La curva ottenuta dopo sei mesi per il campione trattato è invece sorprendentemente elevata rispetto al relativo controllo, a differenza di quanto mostrato in Santola seminativo.

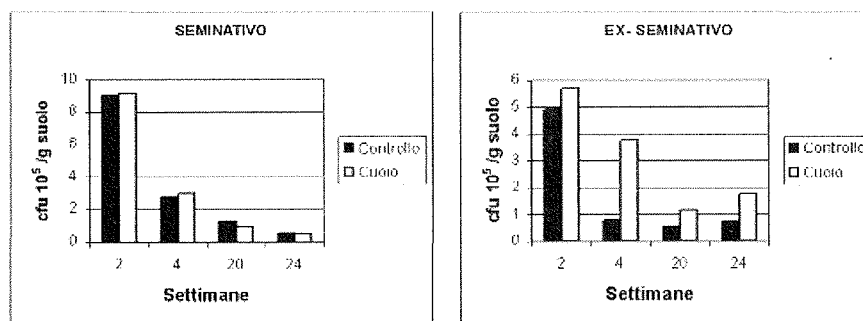


Figura 1. Titolo dei microrganismi coltivabili nei diversi campioni nel corso dell'incubazione

Probabilmente tale diversa risposta all'aggiunta di cuoio idrolizzato è da ascrivere ad una maggiore biomassa microbica presente in Santola ex-seminativo, potendo disporre di una maggior quantità di sostanza organica come fonte di energia. Sarebbe quindi evidente come le abilità funzionali dei microrganismi nei due terreni, Santola seminativo ed ex-seminativo, non sono state represses dal trattamento a base di cuoio idrolizzato apportato. Al fine di valutare gli effetti di tale trattamento sulla biodiversità microbica, nel corso dei sei mesi di incubazione sono state effettuate analisi DGGE anche in periodi intermedi (4<sup>a</sup> e 20<sup>a</sup> settimana). I primer utilizzati sono quelli specifici per la regione V6 del 16S rDNA eubatterico, una regione estremamente variabile all'interno di un "orologio molecolare" come il DNA ribosomiale ideale per analisi filogenetiche (Amann *et al.*, 1995); i dati ottenuti dall'analisi DGGE indicano chiaramente il

mantenimento e, talvolta, addirittura l'incremento della variabilità eubatterica in entrambi i terreni (Fig.3).

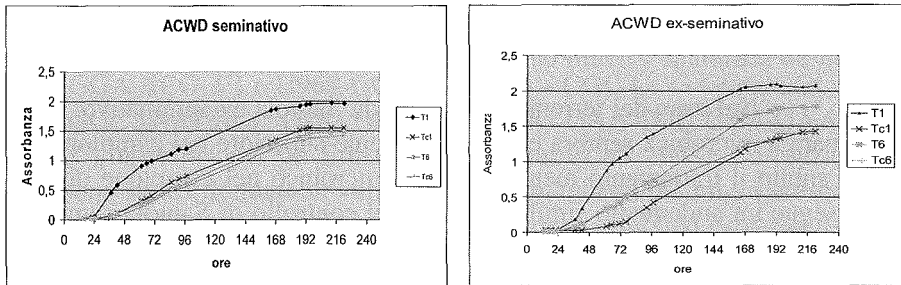


Figura 2. Curve ACWD dei campioni con (T) e senza concime (Tc), misurati dopo le prime 2 settimane di incubazione (T1 e Tc1 rispettivamente) e dopo sei mesi (T6 e Tc6 rispettivamente)

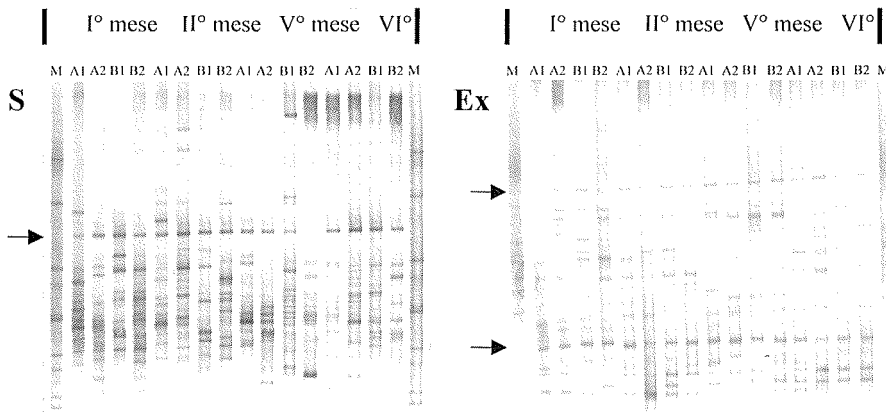


Figura 3. Analisi elettroforetica su gel denaturante del 16S DNA eubatterico isolato da terreno seminativo (S) ed ex-seminativo (Ex), con aggiunta di cuoio idrolizzato (B) e senza (A), nel corso dei mesi

L'effetto del cuoio idrolizzato tuttavia, oltre a non causare alcun decremento dell'attività microbica del suolo, sembrerebbe mantenere o aumentare la variabilità genetica degli Eubatteri analizzati, a differenza di quanto segnalato da alcuni autori (Viti *et al.*, 2000) ma a conferma di quanto riportato negli anni passati (Brookes *et al.*, 1997). Probabilmente questa

discordanza di risposta è da imputare al fatto che in un caso vengono utilizzati sali di cromo, nell'altro il cromo viene addizionato come elemento associato alla matrice organica (Chaney *et al.*, 1997). Sebbene i controlli analizzati presentino una elevata variabilità intrinseca molto differente tra le varie repliche (fig. 2, A1 e A2), i campioni trattati sembrerebbero mantenere una elevata diversità.

Nel caso dei campioni provenienti da Santola ex-seminativo la presenza costante di alcune bande nel tempo (indicati dalle frecce) indica il mantenimento di determinate specie batteriche. Questo risultato è indipendente dal trattamento a cui è stato sottoposto il campione (infatti tali bande sono presenti sia nei campioni A che B). Nonostante il loro numero sia estremamente esiguo rispetto al numero di bande totale, l'intensità di tali bande è proporzionale alla biomassa batterica presente: ciò sembrerebbe comportare una variabilità eubatterica leggermente minore rispetto al terreno seminativo ma soprattutto una certa predominanza da parte di alcune specie che tendono a sovrastare numericamente le altre. Potrebbe essere dunque questa la causa di una loro minor diversità microbica nativa che non consente loro di mineralizzare il formulato a base cuoio nei tempi osservati per i campioni provenienti da Santola seminativo.

Nel complesso le specie sempre presenti durante i mesi di incubazione sono tuttavia molto poche, ma risulta molto evidente come la diversità genetica eubatterica dei campioni dei due terreni analizzati sia estremamente elevata e si mantenga tale col passare dei mesi.

La bassa riproducibilità dei profili DGGE (attribuibile probabilmente alle differenze creatisi tra i diversi microcosmi in cui sono stati incubati i campioni), e l'esiguo numero di campioni finora analizzati, non ci consente di generalizzare tali risultati. Tuttavia le indicazioni fornite da queste analisi preliminari sono la base di partenza per ulteriori lavori.

### Ringraziamenti

Si ringrazia COVACOR per aver fornito puntualmente il cuoio oggetto dello studio che costituisce parte del dottorato di ricerca in "Scienze del suolo e climatologia" che il Dott. Stefano Mocali sta svolgendo presso l'Università degli studi di Firenze.

Si ringrazia inoltre il COST per la borsa di studio che ha reso possibile la collaborazione col Federal Biological research Centre for Agriculture and Forestry Institute for Plant Virology, Microbiology and Biosafety, Braunschweig.

### **Bibliografia**

- AMANN R.I., LUDWIG W. E SCHLEIFER, 1995. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Rev.* 59: 143-169.
- BENEDETTI A., FIGLIOLIA A., IZZA A. E BIONDI F.A., 1991. Effetto del cuoio torrefatto sul turnover microbico e sul metabolismo delle piante. Interazione cromo-fosforo. *Agrochimica*, XXXV, n. 1-2-3.
- BENEDETTI A., DELL'ABATE M.T., 1988. Studi preliminari sull'effetto del cromo sull'attività microbiologica del terreno: interazione cromo-sostanza organica. *Ann.Ist.Sperim.Nutr.Piante XIV* n.1, Roma.
- BROOKES P.C., TIWARI B.K. E GRACE C.A., 1997. The role of microbial parameters in monitoring soil pollution by Chromium. *Chromium environmental issues*- Edited by S.Canali, F. Tittarelli and P.Sequi: 39-59.
- CHANEY R.L., RYAN J.A. E BROWN S.L., 1997. Development of the US-EPA limits for chromium in land applied biosolids and applicability of these limits to tannery by-product derived fertilizers and other Cr-rich soil amendments. *Chromium environmental issues*- Edited by S.Canali, F. Tittarelli and P.Sequi: 229-295.
- GARLAND J.L., MILLS A.L., 1991. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon source utilization. *Appl. Environ. Microbiol.* 57: 2351-2359.
- HEUER H. E SMALLA K., 1997. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) for studying soil microbial communities, p.353-373. In J.D. Van Elsas, J.T. Trevors and E.M.H. Wellington (ed.), *Modern soil microbiology*. Marcel drekker, New York, N.Y.
- HEUER H., HARTUNG K.G., WIELAND G., KRAMER I., SMALLA K., 1999. Polynucleotide probes that target a hypervariable region of 16S rRNA genes to identify bacterial isolates corresponding to bands of community fingerprints. *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 1045-1049.
- MARCHESI J.R., SATO T., WEIGHTMAN A.J., MARTIN T.A., FRY J.C., HIOM S.J. E WADE W.G., 1998. Design and evaluation of useful bacterium-specific PCR primers that amplify genes coding for bacterial 16S rDNA. *Appl. Environ. Microbiol.* 64: 795-799.
- MUYZER G., HOTTENTRAGER S., TESKE A. E WAWER C., 1996. Denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified 16S rDNA - A new molecular approach to analyse the genetic diversity of mixed microbial communities. In A.D.L. Akkermans, Van Elsas J.D. e Bruijn F.J. (eds) *Molecular Microbial Ecology Manual*, Section 3.4.4: 1-23; Kuwer Academic Publishers.
- SMALLA K, WIELAND G, BUCHNER A, ZOCK A, PARZY J, KAISER S, ROSKOT N, HEUER H E 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.
- VITI C, FAVILLI F E GIOVANNETTI L, 2000. Intercost Workshop on Bioremediation Proceedings -Action 831-837-838, 15-18 Novembre 2000, Sorrento.

# *ATTIVITÀ MICROBICA IN FRAZIONI DI SUOLO CARATTERIZZATE DA PARTICELLE DI DIVERSA GRANDEZZA, IN AREA MEDITERRANEA*

A. Pellegrino, S. Papa, A. Fioretto

Seconda Università degli Studi di Napoli - Dipartimento di Scienze della Vita  
Via Vivaldi, 43 - 81100 CASERTA

## **Abstract**

In order to study enzyme locations into the soil structure and the relationship between soil enzymes and organic matter, some enzyme activities (xylanase, cellulase, invertase, protease, trehalase and alkaline phosphatase), organic carbon, total nitrogen and C/N ratio, were assayed in the soil fractions, obtained using a low energy sonication. This study was carried out in two oaks wood: "Parco di Riforestazione Tirone Alto Vesuvio", Naples, and "Oasi WWF Bosco di S.Silvestro", Caserta.

In the Vesuvius soil the higher activities were found in the clay and silt fractions, that had also the higher  $C_{org}$  and  $N_{tot}$  content. Only invertase activity showed higher values in the coarse sand and clay fractions. In the "Bosco di S. Silvestro" soil, instead, enzyme activities were higher in sand fractions, while phosphatase activity was distributed homogeneously into the fractions. The higher  $C_{org}$  and  $N_{tot}$  contents and the higher C/N ratio were in the sand fractions of both soils. The results show the two studied soils were differed for their enzyme activities and, in particular, for their location. The highest enzyme activity in the fine fractions of the Vesuvius soil, with a low C/N ratio, suggests a strong relationship with microbial biomass. On the contrary, the presence of the highest enzyme activities in the sand fractions, with a higher C/N ratio, suggests that in the "Bosco di S.Silvestro" soil these are linked to the fungal activity and leaf litter decomposition.

**Key words:** microbial activity, soil, mediterranean area

## **Riassunto**

Alcune attività enzimatiche (xilanasi, cellulasi, invertasi, proteasi, trealasi e fosfomonoesterasi alcalina), i contenuti in C organico e N totale, nonché il rapporto C/N, sono stati misurati in frazioni di suolo caratterizzate da particelle di diversa grandezza, ottenute attraverso sonicazione a bassa energia, al fine di studiare la localizzazione degli enzimi all'interno della struttura del suolo e le relazioni esistenti tra questi e la materia organica.

La ricerca è stata condotta in due località localizzate una all'interno del Parco di Riforestazione Tirone Alto Vesuvio (NA) e l'altra nell'Oasi WWF Bosco di S. Silvestro (CE). Nel suolo del Vesuvio le più alte attività, relativamente agli enzimi saggiati, sono state riscontrate nelle frazioni più piccole, limosa e argillosa, che presentano anche il più alto contenuto di C e N. Solo l'invertasi presenta alti valori di attività nella frazione "sabbia grossa", oltre che in quella argillosa. Nel suolo del Bosco di S. Silvestro, invece, le attività sono risultate maggiori nelle frazioni sabbia grossa e sabbia fine, mentre l'attività fosfomonoesterasica è apparsa quasi equamente distribuita tra le frazioni. Le più alte stime di  $C_{org}$  e  $N_{tot}$  si sono ritrovate nelle frazioni più grandi. In entrambi i suoli il più alto rapporto C/N si è osservato nella sabbia grossa. I risultati ottenuti mostrano sostanziali differenze tra i due suoli studiati. L'elevata attività enzimatica nelle particelle più fini nel suolo del Vesuvio suggerisce, dato il basso rapporto C/N, una relazione stretta con la biomassa microbica. Al contrario, la preferenziale associazione delle attività enzimatiche alle frazioni di particelle più grosse, con un più elevato rapporto C/N, suggerisce che, nel bosco di S. Silvestro, queste sono legate all'attività di funghi ed a resti di materiale vegetale in decomposizione.

**Parole chiave:** attività microbica, suolo, area mediterranea

## Introduzione

I complessi argilla-materia organica portano ad una combinazione di particelle primarie che costituiscono microaggregati meccanicamente resistenti di dimensioni  $< 250 \mu\text{m}$ . Questi sono uniti da una rete tridimensionale di microrganismi, ife fungine, radici di piante e agenti transitori (come i polisaccaridi), che formano macroaggregati di dimensioni  $> 250 \mu\text{m}$ . A causa dei loro agenti leganti più instabili e decomponibili, i macroaggregati sono distintamente meno stabili rispetto ai microaggregati. La gestione del raccolto, una rapida idratazione o anche gli effetti della pioggia possono distruggere i macroaggregati (Tisdall e Oades, 1982). L'aggregazione di particelle del suolo di diversa grandezza è, tuttavia, essenziale; essa influenza una serie di proprietà del suolo che controllano l'infiltrazione di acqua, l'aerazione e il disseccamento, l'"establishment" del raccolto, e creano anche un habitat per il biota del suolo (Oades e Waters, 1991). Per molti anni, la distruzione degli aggregati del suolo e la separazione in frazioni di diversa dimensione attraverso l'uso della sonicazione ad alta energia sono comuni ed efficienti metodi per studiare il turnover della materia organica del suolo (SOM) e la distribuzione di C organico ed N fra gli aggregati (Schulten *et al.*, 1993; Cambardella ed Elliott, 1994). Tuttavia, la sonicazione ad alta energia potrebbe dare una dubbia ridistribuzione della SOM o potrebbe distruggere macromolecole intatte, come gli enzimi.



Pertanto, negli ultimi dieci anni, l'uso della sonicazione a bassa energia è fortemente raccomandato per caratterizzare la distribuzione della SOM e l'attività biologica all'interno dei fragili aggregati di suolo.

La maggior parte delle trasformazioni della SOM è catalizzata da enzimi intra- ed extracellulari che sono rilasciati da batteri, funghi, dalle radici e dagli animali del suolo. Questi processi rendono gli enzimi del suolo potenziali indicatori della qualità del suolo e delle trasformazioni della materia organica. La possibilità dei microrganismi di accedere alla SOM dipende poi dalla sua composizione chimica, dal rapporto C/N, dallo stato di umificazione e dalla posizione all'interno della matrice del suolo (Golchin *et al.*, 1995).

Numerosi saggi enzimatici sono disponibili in letteratura per valutare le attività enzimatiche (Nannipieri *et al.*, 1979; Tabatabai, 1982) e la biomassa microbica del suolo (Jenkinson e Powlson, 1976; Brookes *et al.*, 1982, 1985), ma solo alcuni autori (Lensi *et al.* 1995; Stemmer *et al.*, 1998) hanno tentato di rapportare le attività enzimatiche o la biomassa microbica al C organico e al pool di N o di stabilirne la loro localizzazione in frazioni di suolo di diversa grandezza. Questi studi riguardano principalmente ecosistemi agricoli e forestali dell'Europa centrale e settentrionale e dell'America settentrionale mentre del tutto assenti sono i dati relativi ad ecosistemi naturali o agricoli dell'area mediterranea. Al fine, quindi, di studiare la localizzazione di alcuni enzimi all'interno della struttura del suolo e le relazioni esistenti tra questi e la materia organica del suolo stesso, sono state saggiate diverse attività enzimatiche, quali xilanasi, cellulasi, invertasi, proteasi, trealasi e fosfomonoesterasi alcalina, ed è stato quantificato il contenuto in C organico e N totale, nonché il rapporto C/N, in frazioni di suolo, oltre che in suolo integro, di area mediterranea.

La ricerca è stata condotta in suoli di due leccete localizzate una all'interno del Parco di Riforestazione Tirone Alto Vesuvio (NA) e l'altra nell'Oasi WWF Bosco di S. Silvestro (CE). In precedenti studi, i due suoli avevano mostrato proprietà e caratteristiche diverse (Papa *et al.* 2002).

## **Materiali e metodi**

### Descrizione dei siti

**Riserva Forestale Tirone Alto-Vesuvio** - L'area di studio prescelta, avente un'estensione di 3000 m<sup>2</sup> su un leggero pendio ed esposizione sud sud-ovest, è in località Piano delle Ginestre a circa 400-450 m di altitu-

dine. Questa località non è stata interessata dall'ultima eruzione, risalente al 1944, né dalla precedente del 1906. Molto probabilmente furono le eruzioni frequenti negli anni 1865-68 che hanno sconvolto questo territorio per l'ultima volta. Il suolo è caratterizzato da un superficiale affioramento di roccia vulcanica che, in alcune zone, si presenta già nei primi 5 cm di profondità.

**Oasi WWF Bosco di S. Silvestro** - L'area prescelta, anch'essa di 3000 m<sup>2</sup> circa, è situata nel cuore della Reale Tenuta di S. Silvestro a 200 m di altitudine. Ha un'esposizione a est. Il pendio è interrotto da terrazamenti. Il terreno presenta spesso formazioni calcaree.

#### Campionamento e frazionamento

Il terreno dello strato più superficiale (0-10 cm) è stato campionato, nell'ottobre 2001, in nove micrositi, nella Riserva Forestale Tirone Alto Vesuvio e nell'Oasi WWF Bosco di S. Silvestro mediante carotatori di 10 cm di altezza e 5 cm di diametro. In laboratorio, per ogni stazione di studio, il terreno campionato, dopo setacciatura ( $\varnothing$  dei pori 2 mm), è stato accorpato in gruppi di tre così da ottenere tre pools (prove parallele di campo). Per l'accorpamento sono stati prescelti i micrositi che avevano mostrato simili attività di respirazione *in situ*. L'operazione di sonicazione-frazionamento è stata eseguita sulla base della metodica proposta da Stemmer *et al.* (1998) e modificata da Kandeler *et al.* (1999a). Le operazioni di frazionamento sono state eseguite in duplicato sulle tre prove parallele di campo.

#### Attività enzimatiche

Le attività cellulastica, xilanasica ed invertasica sono state saggiate secondo la metodica di Schinner e von Mersi (1990). L'attività trealastica è stata saggiata seguendo la metodica proposta da Kiem e Kandeler (1996). La quantità di zuccheri ridotti rilasciati è stata calcolata mediante una curva di taratura, ottenuta utilizzando, per la reazione colorimetrica, quantità note di glucosio e le attività sono state espresse come  $\mu\text{moli di glucosio} \cdot \text{g}^{-1} \text{ peso secco} \cdot \text{h}^{-1}$ .

L'attività proteasica è stata saggiata secondo Ladd e Butler (1972) ed espressa come  $\mu\text{moli di tirosina} \cdot \text{g}^{-1} \text{ di peso secco} \cdot \text{h}^{-1}$  sulla base di una curva di taratura, ottenuta usando quantità note di tirosina.

Il saggio della fosfatasi alcalina è stato eseguito secondo Tabatabai e Bremner (1969) ed Eivazi e Tabatabai (1977). Tale attività è stata espressa come  $\mu\text{moli di } p\text{-nitrofenolo} \cdot \text{g}^{-1} \text{ di peso secco} \cdot \text{h}^{-1}$  in base ad una curva di taratura, ottenuta utilizzando per la reazione colorimetrica quantità note di *p*-nitrofenolo. Per ogni attività saggiata è stato calcolato il "recovery", inteso come la sommatoria di attività mostrata dalle singole frazioni rispetto a quella presente nel suolo integro. Il calcolo percentuale è stato fatto tenendo conto delle attività misurate per grammo di peso secco e della quantità di frazione recuperata.

### Analisi chimica

Il contenuto in C totale ed N totale è stato determinato, in duplicato, per combustione in un Analizzatore EA1110 (Carlo Erba Strumentazioni, Milano, Italia) di microcampioni di suolo, sia integro che frazionato (10 mg), finemente polverizzato ed incluso in capsule di stagno con l'aggiunta di 0,5 mg di anidride tungstica come catalizzatore.

Per la determinazione del  $C_{\text{org}}$  microcampioni di suolo sono stati analizzati dopo pretrattamento in muffola a 550°C per 2 ore. Pertanto, il  $C_{\text{org}}$  è stato calcolato per differenza fra il C totale ed il C inorganico così ottenuto.

### Analisi statistica

I dati riportati sono valori medi di tre prove parallele di campo e due di laboratorio  $\pm$  deviazione standard. La significatività delle differenze è stata verificata mediante l'analisi della varianza (ANOVA test) seguita dal test di Tukey.

## Risultati e discussione

### Frazionamento

In tabella 1 si riporta la distribuzione percentuale delle frazioni di suolo recuperate in seguito a frazionamento. Il suolo del Vesuvio presenta un'abbondante componente sabbiosa, ben il 74,3% considerando nell'insieme la sabbia grossa e quella fine, sebbene la prima sia predominante sulla seconda. Al contrario, nel suolo del Bosco di S. Silvestro la componente

sabbiosa è molto meno abbondante (45,8%) che al Vesuvio e grosso modo equivalente, in termini quantitativi, alla componente limosa. La componente argillosa non è particolarmente abbondante nei due suoli. Tuttavia, nel Bosco di S. Silvestro questa è di circa quattro volte più abbondante che nel suolo del Vesuvio (tab.1).

**Tabella 1.** Classificazione e distribuzione delle particelle di diversa grandezza nei suoli delle due leccete (VES = Vesuvio; BSS = Bosco di S. Silvestro)

Frazione	Designazione	Distribuzione delle particelle di diversa grandezza (%)	
		VES	BSS
2-0,200 mm	Sabbia grossa	43,9	26,3
0,200-0,063 mm	Sabbia fine	30,4	19,5
0,063-0,002 mm	Limo	23,2	42,9
< 0,002 mm	Argilla	2,5	9,4
Totale		100	98

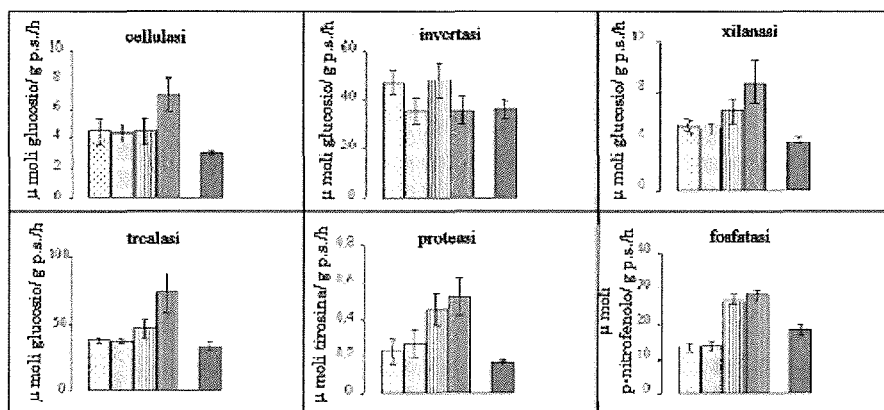
#### Attività enzimatiche

**Riserva Forestale Tirone Alto Vesuvio** - L'attività cellulasica (fig. 1) è risultata maggiore nella frazione argillosa. Tuttavia tale differenza rispetto alle altre frazioni e al suolo integro non appare statisticamente significativa a causa della grossa variabilità tra i pool. Questa attività, inoltre, misurata sul suolo integro risulta significativamente minore che nelle singole frazioni ( $P < 0.05$ ). Ciò è dovuto al fatto che la procedura di frazionamento espone un maggior numero di superfici enzimaticamente attive (Kandeler *et al.*, 1999a). Kandeler *et al.* (1999a) hanno inoltre dimostrato che la diffusione di substrati ad alto peso molecolare, quali la cellulosa o lo xilano, è ostacolata nel suolo non frazionato. Pertanto, il calcolo del "recovery" consente di valutare di quanto il frazionamento possa far incrementare, ma talvolta anche ridurre, una determinata attività rispetto al suolo non frazionato. Nel nostro caso, il "recovery" di attività cellulasica nelle frazioni è stato del 147% rispetto al suolo integro (tab. 2) e questo notevole incremento può essere spiegato alla luce di entrambe le ipotesi proposte da Kandeler *et al.* (1999a) e precedentemente esposte.

L'attività invertasica (fig. 1) è più elevata nella frazione limosa e nella frazione "sabbia grossa". Uguale attività viene mostrata dalle frazioni argillosa e di sabbia fine. Il "recovery" di attività, in questo caso, è stato del 120% (tab. 2). Ciò è spiegabile considerando il fatto che il saccarosio,

substrato a basso peso molecolare, diffonde più facilmente nei complessi enzima-sostanza organica particolata.

Gli enzimi xilanasi, trealasi, proteasi e fosfatasi (fig. 1) hanno, infine, mostrato una maggiore attività e quindi una loro prevalente localizzazione, a livello delle frazioni più piccole, limosa e soprattutto argillosa. Le percentuali di "recovery" di attività rispetto al suolo integro sono mostrate in tabella 2. La significatività delle differenze di attività tra le diverse frazioni è riportata in tabella 3.



**Figura 1.** Attività enzimatiche in suolo integro e in frazioni di suolo

- Sabbia grossa
- Sabbia fine
- Limo
- Argilla

della Riserva Forestale Tirone Alto Vesuvio. I dati sono media ± ES di tre determinazioni di campo, ciascuna con due prove di laboratorio.

**Tabella 2.** Totale di attività enzimatiche espresse dalle singole frazioni recuperate dal frazionamento del suolo della lecceta nella Riserva Tirone Alto Vesuvio e riportate come percentuali rispetto al suolo integro. In tabella è anche riportato il valore di "recovery" ottenuto dalla somma delle percentuali di attività misurate per le singole frazioni

	Cellulasi	Invertasi	Xilanasi	Trealasi	Proteasi	Fosfatasi
	%	%	%	%	%	%
Suolo integro	100	100	100	100	100	100
Sabbia grossa	64,2	57,1	57	50	60,6	31,3
Sabbia fine	43,2	30	37,7	33,7	48,4	22,7
Limo	34	30,7	37	32,5	62,3	94
Argilla	5,7	2,5	5,4	5,5	7,8	3,8
"Recovery"	147	120,3	137	121,6	179	91,8

Tabella 3. Significatività delle differenze saggiate con l'ANOVA test per le attività enzimatiche tra le varie frazioni di suolo (Sg=sabbia grossa; Sf=sabbia fine; L= limo; A= argilla) prelevato nella Riserva Forestale Tirone Alto Vesuvio (VES) e nell'Oasi WWF Bosco di S. Silvestro (BSS)

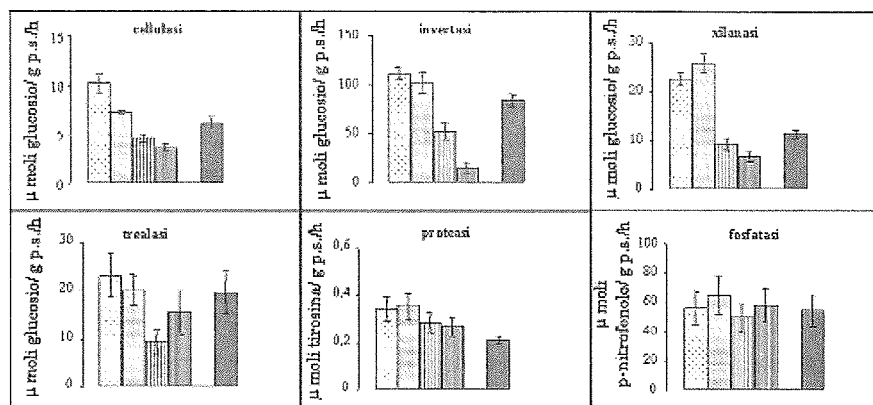
	cellulasi		invertasi		xilanasi		trealasi		proteasi		fosfatasi	
	VES	BSS	VES	BSS	VES	BSS	VES	BSS	VES	BSS	VES	BSS
Sg-Sf	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Sg-L	ns	**	ns	**	ns	**	ns	**	ns	ns	*	ns
Sg-A	ns	**	ns	**	ns	**	*	ns	ns	ns	*	ns
Sf-L	ns	*	ns	**	ns	**	ns	**	ns	ns	*	ns
Sf-A	ns	*	ns	**	ns	**	*	ns	ns	ns	*	ns
L-A	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

\*P<0,05; \*\* P<0,01; ns = non significativo

Dunque, dall'osservazione dei grafici risulta evidente che, nonostante l'argilla sia quantitativamente poco abbondante nel suolo del Vesuvio, la localizzazione degli enzimi studiati, eccetto che per l'invertasi, risulta preferenziale proprio in questa frazione.

**Oasi WWF Bosco di S. Silvestro** - L'attività dell'enzima cellulasi (fig. 2) diminuisce progressivamente passando dalla frazione "sabbia grossa" alla frazione argillosa. Contrariamente a quanto osservato nel suolo del Vesuvio, il "recovery", in questo caso, è stato solo del 104% (tab. 4). Le attività invertasica, xilanasica e trealastica risultano significativamente più elevate nelle frazioni di dimensioni maggiori, "sabbia grossa" e "sabbia fine" (tab. 3). Il "recovery" di attività (tab. 4) per l'attività invertasica e trealastica appare inferiore a 100 il che evidenzia chiaramente una perdita dell'attività stessa dovuta, probabilmente, in accordo con Burns (1978), all'uso della ultrasonicazione utilizzata per disperdere il suolo. Questo diverso comportamento rispetto al suolo del Vesuvio potrebbe dipendere dalle caratteristiche fisico-chimiche del suolo stesso che ne determinerebbero una diversa sensibilità ai trattamenti.

L'attività proteasica (fig. 2) mostra una tendenza alla riduzione dei valori passando dalle frazioni più grandi alle più piccole mentre per quanto riguarda l'attività fosfatase (fig. 2) rimane più o meno costante nelle diverse frazioni. La significatività delle differenze di attività tra le varie frazioni è presentata in tabella 2. In definitiva si può affermare che nel suolo del Bosco di S. Silvestro tutte le attività studiate risultano maggiormente espresse nella frazione sabbiosa.



**Figura 2.** Attività enzimatiche in suolo integro e in frazioni di suolo  
 ■ Suolo integro  
 □ Sabbia grossa  
 ▨ Sabbia fine  
 ▩ Limo  
 ▤ Argilla

dell'Oasi WWF Bosco di S. Silvestro. I dati sono media ± ES di tre determinazioni di campo, ciascuna con due prove di laboratorio.

**Tabella 4.** Totale di attività enzimatiche espresse dalle singole frazioni recuperate dal frazionamento del suolo della lecceta nell'Oasi WWF Bosco di S.Silvestro e riportate come percentuali rispetto al suolo integro. In tabella è anche riportato il valore di "recovery" ottenuto dalla somma delle percentuali di attività misurate per le singole frazioni

	Cellulasi	Invertasi	Xilanas	Trealasi	Proteasi	Fosfatasi
	%	%	%	%	%	%
Suolo integro	100	100	100	100	100	100
Sabbia grossa	43,3	35,1	52,2	30,6	42,5	26,9
Sabbia fine	22,9	23,8	44,1	19,8	32,7	23
Limo	32,2	26,9	35	20,3	58,1	38,7
Argilla	5,6	1,8	5,5	7,4	12	10
"Recovery"	104	87,6	136,9	78,1	145,3	98,6

### $C_{org}$ , $N_{tot}$ e rapporto $C_{org}/N_{tot}$ nelle frazioni di suolo

Il suolo della Riserva Forestale Tirone Alto Vesuvio mostra un aumento di  $C_{org}$  ed  $N_{tot}$  con il diminuire della grandezza delle particelle (fig. 3).

Al contrario, il suolo del Bosco di S. Silvestro mostra un contenuto in  $C_{org}$  ed, in minor misura, un contenuto in  $N_{tot}$  (fig. 3), che diminuisce con il diminuire della grandezza delle particelle.

Il rapporto C/N (fig.3) in entrambi i suoli diminuisce progressivamente dalla frazione sabbiosa alla frazione argillosa.

La significatività delle differenze nei contenuti in  $C_{org}$  e  $N_{tot}$  e nel rapporto C/N sono riportate in tabella 5. Significative differenze sono state messe in evidenza tra le diverse frazioni nell'ambito dello stesso sito di studio, in particolare per il C/N. Le due stazioni non differiscono per il loro contenuto in  $C_{org}$  e  $N_{tot}$  ma solo per il rapporto C/N ( $P < 0,05$ ).

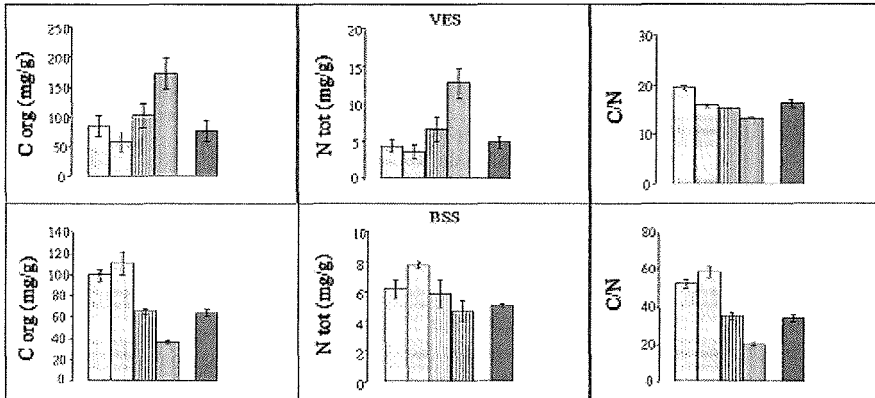


Figura 3. Contenuto in C organico, N totale e rapporto C/N in suolo integro e in frazioni di suolo

Sabbia grossa  
 Sabbia fine  
 Limo  
 Argilla

della Riserva Forestale Tirone Alto Vesuvio (VES) e dell'Oasi WWF Bosco di S. Silvestro (BSS). I dati sono media  $\pm$  ES di tre determinazioni di campo, ciascuna con due prove di laboratorio.

Tabella 5. Significatività delle differenze saggiate con l'ANOVA test per le concentrazioni di C organico, N totale e per il rapporto C/N tra le varie frazioni di suolo (Sg=sabbia grossa; Sf=sabbia fine; L= limo; A= argilla) prelevato nella Riserva Forestale Tirone Alto Vesuvio (VES) e nell'Oasi WWf bosco di S. Silvestro (BSS)

	Corg		Ntot		C/N	
	VES	BSS	VES	BSS	VES	BSS
Sg-Sf	ns	ns	ns	*	**	*
Sg-L	ns	*	ns	ns	**	**
Sg-A	*	**	**	ns	**	**
Sf-L	ns	**	ns	*	*	**
Sf-A	**	**	**	**	**	**
L-A	*	*	*	ns	**	**

\*  $P < 0,05$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; ns = non significativo



## Conclusioni

I due suoli studiati differiscono per la granulometria ed in particolare modo per l'espressione delle attività enzimatiche e per la loro localizzazione nelle varie frazioni. Nel suolo del Bosco di S. Silvestro le attività invertasica, xilanasica e fosfatasica sono statisticamente più elevate che al Vesuvio ( $P < 0.05$ ); al contrario, nel suolo del Vesuvio l'attività trealasica è significativamente maggiore che al Bosco di S. Silvestro ( $P < 0.01$ ). L'attività cellulasaica e proteasica, invece, non differiscono tra i due tipi di suolo.

Per quanto riguarda la localizzazione degli enzimi, nel suolo del Vesuvio, a dispetto di una abbondante componente sabbiosa, le attività sono preferenzialmente localizzate nelle frazioni di particelle a dimensioni minori che mostrano, tra l'altro, i più alti contenuti in C organico e in N totale. Ciò ci induce a pensare che la biomassa microbica sia localizzata appunto, in tali frazioni come ipotizzato da Stemmer *et al.*, 1998, 1999 e da Kandeler *et al.*, 1999b, 2000 in studi condotti su altri tipi di suolo. Il rapporto C/N, che riflette lo stato di mineralizzazione e di umificazione della sostanza organica, basso in tali frazioni avvalorerebbe questa ipotesi. Infatti, la materia organica particolare di natura vegetale (residui di piante) è ad alto rapporto C/N (Stemmer *et al.*, 1998; Kandeler *et al.*, 1999a) ed il declino di tale rapporto potrebbe riflettere la scomparsa dei resti di piante e la sostituzione di questi con materiale microbico che, si sa, è a basso rapporto C/N (Kandeler *et al.*, 1999a).

Nel terreno del Bosco di S. Silvestro, al contrario del Vesuvio, gli enzimi studiati sono localizzati nelle frazioni di particelle a dimensioni maggiori che presentano le più alte concentrazioni di nutrienti ed anche il più elevato rapporto C/N. Ciò potrebbe indicare un assorbimento degli enzimi e/o degli organismi produttori di enzimi alla materia organica e ai resti di piante come suggerito da Stemmer *et al.* (1998, 1999). I funghi ed i loro esoenzimi, coinvolti nella decomposizione dei costituenti dei complessi organici, si trovano associati alla sostanza organica particolare (POM) nelle frazioni sabbiose (Kandeler *et al.*, 2000). Pertanto le attività saggiate sul suolo del Bosco di S. Silvestro, predominando nelle frazioni "sabbia grossa" e "sabbia fine", sarebbero dovute prevalentemente a funghi e/o a resti di materiale vegetale in decomposizione (Stemmer *et al.*, 1998, 1999; Kandeler *et al.*, 1999b). Determinazioni di biomassa fungina e di biomassa microbica nelle frazioni, già in corso, potrebbero confermare queste ipotesi.

## Bibliografia

- BROOKS P.C., LANDMAN A., PRUDEN G., JENKINSON D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 14: 319-329.

- BROOKS P.C., POWLSON D.S., JENKINSON D.S., 1982. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 14: 319-329.
- BURNS R.G., 1978. Soil enzymes. Academic Press, London.
- CAMBARDELLA C.A., ELLIOTT E.T., 1994. Carbon and Nitrogen Dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soil. *Soil Science Society of America Journal* 58, 123-130.
- EIVAZI F., TABATABAI M.A., 1977. Phosphatases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 9: 167-172.
- GOLCHIN A., OADES J.M., SKJEMSTAD J.O. e Clarke P., 1995. Structural and dynamic properties of soil organic matter as reflected by  $^{13}\text{C}$  natural abundance, pyrolysis mass spectrometry and solid-state  $^{13}\text{C}$  NMR spectrometry in density fractions of an oxisol under forest and pasture. *Australian Journal of Soil Research*, 33: 59-76.
- JENKINSON D.S., POWLSON D.S., 1976. The effects of biological treatments on metabolism in soil, I. fumigation with chloroform. *Soil Biology and Biochemistry*, 8: 167-177.
- KANDELER E., STEMMER M., PALLI S., GERZABEK M.H., 1999a. Xylanase, Invertase and Urease Activity in Particle - Size Fractions of Soils. In: Berthelin et al. (Editor). Effect of Mineral-Organic-Microorganism Interactions on Soil and Freshwater Enviroments. *Kluwer Academic/Plenum Publishers*, New York.
- KANDELER E., PALLI S., STEMMER M., GERZABEK M. H., 1999b. Tillage changes microbial biomass and enzyme activities in particle-size fractions of a Haplic Chernozem. *Soil biology and Biochemistry*, 31: 1253-1264.
- KANDELER E., TSCHERKO D., BRUCE K. D., STEMMER M., HOBBS P. J., BARDGETT R. D., AMELUNG W., 2000. Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. *Biology and Fertility of Soils*, 32: 390-400.
- KIEM R., KANDELER E., 1996. A simple method for determination of trehalase activity in soils. *Microbiological Research*, 152: 19-25.
- LADD J. N E BUTTLER J. H. A., 1972. Short-term assay of soil proteolytic enzyme activities using protein and dipeptide derivates as substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 4: 19-30.
- LENSI R., CLAYS-JOSSERAND A., MORONZIER L. J., 1995. Denitrifiers and denitrifying activity in size fractions of a mollisol under permanent pasture and continous cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 27: 61-69.
- NANNIPIERI P., JOHNSON R. L., PAUL E. A., 1978. Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 10: 223-227.
- OADES J. M., WATERS A. G., 1991. Aggregate hierarchy in soil. *Australian Journal of Soil Reaserch*, 29: 815-825.
- PAPA S., CURCIO E., LOMBARDI A., D'ORIANO P., FIORETTO A., 2002. Soil microbial activity in three evergreen oak (*Quercus ilex*) woods in a Mediterranean area. In Violante A., Huang P.M., Bollag J.-M., Gianfreda L. (Eds) *Soil mineral-organic-matter-microorganisms interactions and ecosystem health*. Elsevier, London in the Series "Advances in Soil Science" (in stampa).
- SCHINNER F., MERSI VON W., 1990. Xylanase-, cellulase- and invertase activity in soil, an improved method. *Soil Biology and Biochemistry*, 22: 511-515.
- SCHULTEN H. R., LEINWEBER P., SORGE C., 1993. Composition of organic matter in particle-size fractions of an agricultural soil. *Journal of Soil Science*, 44: 677-691.
- STEMMER M., GERZABEK M.H., KANDELER E., 1999. Invertase e xylanase activity of bulk soil and particle-size fractions durind maize straw decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 9-18.
- STEMMER M., GERZABEK M.H., KANDELER E., 1998. Organic matter and enzyme activity in particle-size factions of soils obtained after low-energy sonication. *Soil Biology and Biochemistry*, 30: 9-17.
- TABATABAI M.A., BREMNER J.M., 1969. Use of p-nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 1: 301-307.
- TABATABAI M.A., 1982. Soil enzymes. In: Page A. L., Miller R. H. e Keeney D. R. (Editors) *Methods of soil analysis. II. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America*, Madison, Wisconsin, 903-947.
- TISDALL J. M., OADES J.M., 1982. Organic matter and water stable aggregates in soil. *Journal of Soil Science*, 33: 141-163.

# CAPACITÀ DI BIOACCUMULO DELLO ZINCO E DEL RAME IN *Brassica napus* IN DUE DIVERSI STADI FENOLOGICI

Gabriella Rossi <sup>1</sup>, Silvia Socciarelli <sup>1</sup>,

Barbara Felici <sup>1</sup>, Paolo Menesatti <sup>2</sup>, Adele Figliolia <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella, 4-00184 Roma

<sup>2</sup> Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola  
Via della Pascolare, 16 - 00017 Monterotondo (RM)

## Abstract

Preliminary studies showed the great capability of *Brassica napus* to bioaccumulate and move toward the plant aerial part zinc rather than copper, at the first phenological stadium (emergence).

The aim of this research was to investigate the capability of *Brassica napus* to extract zinc and copper from an artificially contaminated soil at flowering and maturing stages. The results showed that the *B. napus* accumulated zinc and copper during the whole life cycle with remarkable differences between the two metals and at different phenological stadium.

In contaminated soil, bioaccumulation of zinc was higher than copper. At the flowering, zinc mainly accumulated in stems and leaves. The most of copper, instead, was kept into the roots, during the entire life cycle generally.

Taking into account the vegetable biomass production, the highest removal of heavy metals by shoots occurred at flowering.

**Key words:** bioaccumulation, Zn, Cu, *Brassica napus*

## Riassunto

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di verificare la capacità di bioaccumulo della *Brassica napus* nei confronti dello zinco e del rame agli stadi fenologici della fioritura e della maturazione.

La prova è stata allestita in vaso coltivando la *B. napus* su un suolo inquinato con zinco o rame in due dosi: 300 e 600 mg kg<sup>-1</sup> suolo. Per la dose massima è stata inoltre allestita una tesi con la presenza contemporanea dei due metalli. Nei tessuti vegetali delle piante raccolte a fioritura e maturazione, sono state analizzate le concentrazioni di zinco e

rame; sulle radici e sulle foglie sono stati misurati alcuni parametri morfo-biometrici con tecniche optometriche computerizzate.

I risultati ottenuti hanno mostrato che la *B. napus* accumula i due metalli durante tutto il ciclo vegetativo, con dinamiche di assorbimento e traslocazione diverse all'interno della pianta, in funzione del tipo di metallo e del momento fenologico. Determinando anche la biomassa vegetale prodotta e calcolando le relative asportazioni dei due elementi, le più elevate quantità di zinco fitoestratte dalla parte aerea della *B. napus* sono state riscontrate alla fioritura. Anche nel caso del rame, lo stadio fenologico in cui si è determinata la maggiore capacità fitoestrattiva della *B. napus* è stato quello della fioritura, sebbene con quantità molto più basse rispetto allo zinco.

**Parole chiave:** biocumulazione, Zn, Cu, *Brassica napus*

### **Introduzione**

Le piante, in generale, sono dotate di una naturale attitudine ad assorbire metalli dal suolo. Fra questi, alcuni come Cu, Co, Fe, Mo, Mn, Ni e Zn sono degli elementi nutritivi essenziali. Tuttavia, se questi sono presenti in quantità eccessiva nei suoli, possono dar luogo a fenomeni di tossicità nella maggior parte delle piante. L'identificazione, negli ultimi decenni di piante spontanee tolleranti ed "iperaccumulatrici" (Brooks, 1998), cioè capaci di bioaccumulare quantità straordinariamente elevate di alcuni metalli pesanti, dimostra che alcune specie vegetali sono potenzialmente utilizzabili in tecniche eco-compatibili di risanamento dei suoli contaminati da metalli pesanti (fitodecontaminazione) (Baker *et al.*, 1991). Benché la definizione di suolo "inquinato" non si addica al settore agricolo, esistono dei casi in cui, per pregressa storia di gestione del suolo stesso, le concentrazioni di metalli pesanti nei terreni hanno raggiunto nel tempo dei livelli molto elevati al punto da metterne a rischio il loro utilizzo in agricoltura (Quartacci *et al.*, 2001). Il successo della fitoestrazione dipende da molteplici fattori tra cui il livello di contaminazione lungo il profilo del suolo e la biodisponibilità dei metalli pesanti, la capacità delle piante di tollerare ed accumulare gli stessi nella parte aerea, la velocità del ciclo vegetativo e la quantità di biomassa vegetale prodotta. Secondo alcuni autori, talune specie di piante coltivate appartenenti al genere delle Brassicacee presentano caratteristiche che le renderebbero utilizzabili in programmi di fitorimediazione (Cosi *et al.*, 1999; Rossi *et al.*, 2001a; Rossi *et al.*, 2002). Esperienze preliminari (Rossi *et al.*, 2001b) hanno evidenziato che la *Brassica napus*, allo stadio fenologico della levata, manifesta una maggiore capacità di accumulare e traslocare lo zinco verso la parte aerea della pianta, rispetto al rame che tende a rimanere concentrato nelle radici.

Nel presente lavoro, si illustrano i risultati finali della sperimentazione che è proseguita con l'obiettivo di valutare la capacità di fitoestrazione della *Brassica napus* nei confronti di Zn e Cu, negli stadi fenologici successivi della fioritura e della maturazione.

### **Materiali e metodi**

La prova è stata condotta in vaso ed in ambiente controllato. L'inquinamento del suolo è stato realizzato con la somministrazione di compost da RSU arricchito con solfato di Zn o Cu in due dosi: 300 mg kg<sup>-1</sup> suolo (Zn<sub>300</sub>; Cu<sub>300</sub>) e 600 mg kg<sup>-1</sup> suolo (Zn<sub>600</sub>; Cu<sub>600</sub>). Per la dose massima è stata poi allestita una tesi con la presenza contemporanea dei due metalli (Zn<sub>600</sub>Cu<sub>600</sub>). Inoltre sono state previste sia la tesi costituita da suolo + compost non arricchito (Tc) sia il suolo di controllo non trattato (T), per un totale di sette tesi. Dopo un mese di stabilizzazione è stata seminata la *Brassica napus* L. cv. Sponsor in numero di 4 piante per vaso. Ogni tesi è stata ripetuta in triplo per ciascun momento colturale stabilito.

Le piante di *B. napus* sono state raccolte agli stadi fenologici della fioritura e della maturazione (epoca di raccolta). I vegetali sono stati separati in radici, fusti e foglie (fioritura) e radici, fusti e semi (maturazione) ed i subcampioni sono stati seccati a 80°C, pesati, macinati e mineralizzati in acido nitrico (Ray Campbell and Owen Plank, 1998). Dopo le opportune procedure estrattive, negli estratti sono stati determinati lo zinco ed il rame mediante spettrometria di emissione al plasma (ICP).

Per ogni momento colturale è stata calcolata la quantità di metallo fitoestratta dalla parte epigea delle piante di *B. napus*, ottenuta moltiplicando le concentrazioni di zinco e rame per il peso secco relativamente alle sezioni vegetali considerate. Sulle piante di *B. napus* sono state condotte misure morfobiometriche, sia sull'apparato radicale (a fioritura e a maturazione) che sull'apparato fogliare (solo alla fioritura), attraverso acquisizione e analisi digitale delle immagini. Sono state acquisite immagini monocromatiche a 8 bit, a 300 DPI di risoluzione ottica. Mediante procedura automatizzata, sono stati misurati i parametri di lunghezza massima (L) e diametro medio (D) delle radici a partire dal primo internodo radicale. Da questi parametri è stato calcolato il rapporto tra lunghezza e diametro medio (L/D). Per le foglie sono stati misurati l'area (A) ed il diametro medio (D).

Tutti i risultati ottenuti (sia chimici che morfobiologici) sono stati sottoposti ad analisi statistica utilizzando il test delle minime differen-

ze significative (MDS) con un livello di probabilità pari al 95% ( $P < 0,05$ ), separando i due momenti fenologici.

### Risultati e discussione

I risultati ottenuti hanno mostrato che la *Brassica napus* bioaccumula lo zinco durante tutto il ciclo vegetativo ma l'elemento si concentra in modo diverso in radici, fusti e foglie, in funzione dello sviluppo fenologico raggiunto (tabella 1).

Tabella 1. Concentrazioni di zinco nei tessuti vegetali di *B. napus*  $\mu\text{g} \cdot \text{pianta}^{-1}$  s.s.)

Fioritura	Radici		Fusti		Foglie	
T	7,13	a	12,62	b	18,87	a
Tc	17,88	b	6,62	a	19,50	a
Zn <sub>300</sub>	42,88	c	28,25	c	63,75	b
Zn <sub>600</sub>	53,75	d	40,50	d	110,75	c
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	163,35	e	98,55	e	221,20	d
Maturazione	Radici		Paglia		Semi	
T	14,00	a	n.d.	a	17,08	a
Tc	18,25	a	1,67	a	17,33	a
Zn <sub>300</sub>	79,75	b	16,25	ab	29,33	b
Zn <sub>600</sub>	71,33	b	29,75	b	30,17	b
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	175,41	c	78,54	c	49,68	c

Lettere diverse indicano differenze significative per  $P \leq 0,05$ .

Alla fioritura, Zn<sub>600</sub> mostra valori significativamente maggiori rispetto a Zn<sub>300</sub> in tutte le sezioni vegetali analizzate con il valore più elevato nelle foglie rispetto alle radici ed ai fusti. L'assorbimento dello zinco sembra essere favorito dalla presenza di rame nel suolo. Infatti nella tesi Zn<sub>600</sub>Cu<sub>600</sub>, le concentrazioni del metallo sono maggiori di due o tre volte rispetto alla corrispondente tesi Zn<sub>600</sub>, in tutte le sezioni vegetali.

A maturazione, nelle piante di *B. napus* allevate su suolo non arricchito (T e Tc), la presenza del metallo è stata riscontrata principalmente in radici e semi. Nelle tesi arricchite (Zn<sub>300</sub> e Zn<sub>600</sub>), lo zinco si rileva in tutte le sezioni vegetali analizzate, concentrandosi maggiormente nelle radici. In questo stadio fenologico non si è evidenziato un forte effetto dose tra queste due tesi, mentre si conferma l'effetto del rame nell'aumentare la capacità di assorbimento dello zinco in *B. napus*. Infatti, nella tesi Zn<sub>600</sub>Cu<sub>600</sub> si sono riscontrati valori di concentrazione superiori rispetto a Zn<sub>600</sub>, sia nei tessuti ipogei che in quelli epigei.

Dall'esame della tabella 2 si evidenzia che la *B.napus* manifesta processi di bioaccumulo e traslocazione del rame diversi rispetto a quelli riscontrati per lo zinco. Infatti, alla fioritura, nel testimone (T), il metallo si concentra in quantità simili nelle radici, nei fusti e nelle foglie. Nello stesso stadio vegetativo, nelle tesi trattate con solo rame ( $Cu_{300}$ ;  $Cu_{600}$ ), le maggiori quantità di metallo sono state riscontrate nelle radici, con un evidente effetto dose ( $Cu_{600} > Cu_{300}$ ). In presenza di contaminazione contemporanea con zinco ( $Zn_{600}Cu_{600}$ ), si è analizzata una maggiore concentrazione di rame nelle radici di *B. napus* rispetto a  $Cu_{600}$ . A maturazione, il principale apparato di accumulo del metallo è quello radicale con differenze significative solo tra le tesi contaminate. Anche in questo stadio fenologico, nelle tesi  $Zn_{600}Cu_{600}$  è stata riscontrata una più elevata concentrazione di rame nelle radici rispetto a  $Cu_{600}$ . Nella paglia e nei semi, le uniche differenze significative sono state riscontrate tra le tesi contaminate e quelle non contaminate (T e Tc) che presentano i valori più bassi.

Tabella 2. Concentrazioni di rame nei tessuti vegetali di *B. napus*  $\mu g \cdot pianta^{-1}$  s.s.)

Fioritura	Radici		Fusti		Foglie	
T	4,38	a	4,75	b	5,00	b
Tc	11,00	b	3,13	a	4,75	a
$Cu_{300}$	26,40	c	5,50	c	14,95	c
$Cu_{600}$	47,05	d	7,05	d	19,30	d
$Zn_{600}Cu_{600}$	59,10	e	8,50	e	14,90	c
Maturazione	Radici		Paglia		Semi	
T	11,25	a	1,95	a	1,42	a
Tc	17,42	a	1,81	a	1,54	a
$Cu_{300}$	41,80	b	4,04	b	6,04	bc
$Cu_{600}$	58,24	c	4,66	b	6,41	c
$Zn_{600}Cu_{600}$	130,50	d	4,78	b	5,46	b

Lettere diverse indicano differenze significative per  $P \leq 0,05$ .

Tabella 3. Parametri morfobiometrici delle radici di *B. napus* (tesi zinco)

Fioritura	L (mm)		D (mm)		L/D	
T	111,94	a	2,67	a	42,46	a
T+C	130,22	a	2,30	a	56,41	b
$Zn_{300}$	111,14	a	2,45	a	45,30	a
$Zn_{600}$	111,31	a	2,29	a	49,15	ab
$Zn_{600}Cu_{600}$	113,27	a	2,59	a	44,01	a
Maturazione	L (mm)		D (mm)		L/D	
T	149,85	a	6,09	ab	25,06	a
T+C	142,36	a	5,19	a	28,16	a
$Zn_{300}$	166,83	a	7,10	b	25,20	a
$Zn_{600}$	147,43	a	6,66	ab	22,55	a
$Zn_{600}Cu_{600}$	142,01	a	6,21	ab	27,24	a

Lettere diverse indicano differenze significative per  $P \leq 0,05$ .

La presenza di zinco nel suolo per le dosi considerate, non ha comportato effetti negativi sull'accrescimento delle radici della *B. napus* né alla fioritura né alla maturazione rispetto a T e Tc (tabella 3). Anche la presenza di rame (tabella 4) non ha avuto significativi effetti fitotossici sull'apparato radicale. Nelle tesi in cui il metallo è presente da solo (Cu<sub>300</sub> e Cu<sub>600</sub>) è stata osservata una tendenza alla diminuzione in lunghezza massima della radice, in particolare in Cu<sub>600</sub> alla fioritura ed in entrambe le tesi a fine coltura.

Le aree fogliari, misurate in centimetri quadrati, alla fioritura sono state pari a 67.78 (T); 54.44 (Tc); 66.72 (Zn<sub>300</sub>); 56.77 (Zn<sub>600</sub>); 65.94 (Cu<sub>300</sub>); 60.13 (Cu<sub>600</sub>); 69.46 (Cu<sub>600</sub> Zn<sub>600</sub>). I diametri fogliari sono variati tra 91 mm (Zn<sub>600</sub>) e 102 mm (Zn<sub>300</sub>). Sia le aree che i diametri non hanno mostrato differenze significative tra le tesi.

Tabella 4. Parametri morfobiometrici delle radici di *B. napus* (tesi rame)

Fioritura	L (mm)		D (mm)		L/D	
T	111,94	ab	2,67	a	42,46	a
Tc	130,22	b	2,30	a	56,41	b
Cu <sub>300</sub>	117,01	ab	2,49	a	47,15	ab
Cu <sub>600</sub>	97,72	a	2,31	a	42,81	a
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	113,27	ab	2,59	a	44,01	a
Maturazione						
T	149,85	a	6,10	ab	25,06	a
Tc	142,35	a	5,19	a	28,16	a
Cu <sub>300</sub>	125,53	a	5,52	ab	23,62	a
Cu <sub>600</sub>	122,23	a	6,44	b	19,48	a
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	142,01	a	6,21	b	27,24	a

Lettere diverse indicano differenze significative per  $P \leq 0,05$ .

Nella tabella 5 sono riportati i pesi delle diverse parti della pianta di *B. napus* determinati per tutte le tesi, contaminate e non. Il confronto statistico dei dati è stato elaborato separatamente per le tesi contaminate Zn e le tesi contaminate con Cu. La produzione in biomassa vegetale (s.s.) della *B. napus* è stata influenzata dalla presenza di zinco e/o rame nel suolo. Alla fioritura, si è evidenziato un incremento in peso delle radici in tutte le tesi rispetto a T, con il valore più elevato nella tesi Zn<sub>600</sub>Cu<sub>600</sub>. Inoltre questa tesi è caratterizzata da valori in peso per fusti e foglie vicini a quelli del testimone T. Nei casi rimanenti si è evidenziata la tendenza alla diminuzione in peso per i fusti rispetto a T. A maturazione, si sono rilevate variazioni significative rispetto alle tesi non contaminate, solo per il peso della paglia che è aumentato in Zn<sub>300</sub>, mentre è diminuito in Cu<sub>300</sub>.



Tabella 5. Pesì della *B. napus* (g s.s.)

Fioritura	Radici		Fusti		Foglie	
	tesi Zn	tesi Cu	tesi Zn	tesi Cu	tesi Zn	tesi Cu
T	0,35	a a	2,19	d c	3,15	b b
Tc	0,44	b b	1,63	a a	2,79	a a
Zn <sub>300</sub>	0,51	c	1,86	b	2,95	ab
Zn <sub>600</sub>	0,40	b	1,93	c	3,00	ab
Cu <sub>300</sub>	0,43	b	1,78	b	2,92	ab
Cu <sub>600</sub>	0,47	b	1,84	b	3,00	ab
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	0,63	d c	2,34	e d	3,15	b b

Maturazione	Radici		Paglia		Semi	
	tesi Zn	tesi Cu	tesi Zn	tesi Cu	tesi Zn	tesi Cu
T	1,07	a abc	5,46	a c	1,08	ab a
Tc	1,27	a bc	4,52	a bc	0,70	a a
Zn <sub>300</sub>	1,35	a	6,89	b	1,17	ab
Zn <sub>600</sub>	1,25	a	4,74	a	1,22	ab
Cu <sub>300</sub>	0,88	a	3,50	a	0,84	a
Cu <sub>600</sub>	0,99	ab	5,12	c	1,02	ab
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	1,39	a c	4,25	a ab	1,40	b b

Lettere diverse indicano differenze significative per  $P \leq 0,05$ .

Nelle tabelle 6 e n. 7 sono riportati i valori delle quantità di zinco o rame asportate dalla *B. napus*, ottenute moltiplicando le concentrazioni di detti metalli per i pesi secchi relativamente alle sezioni vegetali considerate. In particolare sono state prese in considerazione le radici e la parte aerea delle piante, intendendo per parte aerea la somma di fusti e foglie alla fioritura, e di paglia e semi alla maturazione.

Tabella 6.

Asportazioni in zinco  $\mu\text{g} \cdot \text{pianta}^{-1}$  s.s.)

Fioritura	radici	parte aerea
T	2,49 a	87,11 b
Tc	7,91 b	65,21 a
Zn <sub>300</sub>	21,87 c	240,54 c
Zn <sub>600</sub>	21,50 c	410,35 d
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	102,91 d	927,39 e

Maturazione	radici	parte aerea
T	15,12 a	18,59 a
Tc	23,43 a	19,35 a
Zn <sub>300</sub>	107,66 b	148,98 b
Zn <sub>600</sub>	89,16 b	177,86 b
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	243,83 c	391,57 c

Lettere diverse indicano differenze significative per  $P \leq 0,05$

Tabella 7.

Asportazioni in rame  $\mu\text{g} \cdot \text{pianta}^{-1}$  s.s.)

Fioritura	radici	Parte aerea
T	1,53 a	26,16 b
Tc	4,87 b	18,35 a
Cu <sub>300</sub>	12,41 c	54,96 c
Cu <sub>600</sub>	20,23 d	68,88 d
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	37,23 e	66,82 d

Maturazione	radici	Parte aerea
T	12,19 a	12,18 a
Tc	22,54 a	9,30 a
Cu <sub>300</sub>	36,38 b	19,07 a
Cu <sub>600</sub>	57,66 b	30,37 b
Zn <sub>600</sub> Cu <sub>600</sub>	181,81 c	27,57 b

Lettere diverse indicano differenze significative per  $P \leq 0,05$

I risultati ottenuti hanno evidenziato che per quanto riguarda lo zinco (tabella 6), lo stadio fenologico della *B. napus* in cui si ha una maggiore asportazione del metallo a carico della parte aerea è quello della fioritura, sia per le piante allevate su suolo non contaminato (T e Tc) che nelle tesi il cui suolo è stato arricchito in metallo. Tra le tesi Zn<sub>300</sub> e Zn<sub>600</sub> non ci sono differenze significative a livello radicale (circa 22 µg•pianta<sup>-1</sup>), mentre per la parte aerea, la tesi Zn<sub>600</sub> asporta 410 µg•pianta<sup>-1</sup> di zinco, circa il 70 % in più rispetto alla tesi Zn<sub>300</sub>. In caso di contaminazione combinata con rame (Zn<sub>600</sub>Cu<sub>600</sub>), la *B. napus* fitoestrae una quantità di zinco pari a 927 µg•pianta<sup>-1</sup> s.s., più del doppio rispetto alla tesi Zn<sub>600</sub>. Questo fenomeno è riscontrabile anche a livello radicale (103 µg•pianta<sup>-1</sup>).

A maturazione, in tutte le tesi, le quantità di zinco asportate dalla parte aerea delle piante di *B. napus* sono inferiori rispetto allo stadio fenologico precedente mentre aumentano quelle determinate per le radici. Anche in questo caso, la tesi Zn<sub>600</sub>Cu<sub>600</sub> è quella che fitoestrae la maggiore quantità di metallo.

Andamento simile si è riscontrato per il rame (tabella 7). Nello stadio fenologico della fioritura, la parte aerea della *B. napus* asporta quantità di metallo superiori rispetto alle radici sia in assenza (T e Tc) che in presenza di contaminazione del suolo. A maturazione, nel testimone T si evidenziano uguali quantità di rame asportato tra radici e parte aerea. In tutte le altre tesi, l'apparato radicale è quello che fitostabilizza le maggiori quantità di metallo. Nella tesi Zn<sub>600</sub>Cu<sub>600</sub> inoltre, la quantità di rame asportato dall'apparato radicale (181,81 µg•pianta<sup>-1</sup>) è circa il 220% in più rispetto alla tesi Cu<sub>600</sub> (57,67 µg•pianta<sup>-1</sup>). Sia a fioritura che a maturazione, la parte aerea non mostra differenze significative tra queste due tesi.

### **Conclusioni**

Negli stadi fenologici considerati, per i due metalli sono state rilevate differenti dinamiche di accumulo e traslocazione all'interno della pianta. Sia a fioritura che a maturazione, la *B. napus* ha mostrato una maggiore capacità di accumulo dello zinco rispetto al rame quando allevata su suolo contaminato. Alla fioritura è stata riscontrata una più elevata traslocazione dello zinco verso gli organi epigei della *B. napus* in confronto al rame. La spiegazione di questi fenomeni può essere ricercata nei complessi meccanismi biochimici di trasporto e compartimentazione dei metalli all'interno delle membrane cellulari vegetali.

Le analisi morfobiometriche non hanno evidenziato, nelle tesi contaminate, particolari alterazioni nello sviluppo delle radici e delle foglie. La produzione in sostanza secca delle diverse parti vegetali analizzate è mutata in funzione dello stadio vegetativo considerato senza sostanziali differenze tra le diverse tesi.

L'assenza di evidenti effetti sull'apparato radicale e fogliare e sulla produzione in biomassa vegetale costituisce una indicazione sulla capacità della *B. napus* di tollerare lo zinco ed il rame, per le dosi di contaminazione del suolo considerate nel presente lavoro.

Le quantità di zinco e rame fitoestratte dalla parte epigea dalla *B. napus* sono variate in relazione al diverso momento colturale, con i valori più elevati allo stadio fenologico della fioritura, quando la pianta raggiunge il massimo sviluppo della biomassa vegetale. Tuttavia, sia nella parte aerea che nell'apparato radicale, i valori di rame asportato sono decisamente inferiori a quelli elaborati per lo zinco a parità di livelli di contaminazione nel suolo, facendo presupporre l'esistenza di un effetto barriera a livello radicale che limita l'accumulo del metallo all'interno della *B. napus*.

Infine si è evidenziato un effetto sinergico positivo tra i due metalli nel promuovere la rispettiva bioconcentrazione nell'apparato radicale e, nel caso dello zinco, fenomeni di traslocazione verso la parte aerea della *B. napus*.

I risultati conseguiti hanno evidenziato che la *Brassica napus* può essere considerata una bioaccumulatrice dello zinco ed, in misura minore, del rame, e che potrebbe essere utilizzata in tecniche di fitodecontaminazione su suoli agrari che presentino elevati tenori dei due metalli nel terreno.

### **Bibliografia**

- BAKER A.J.M., REEVES R.D., MC GRATH S.P. - 1991. In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants-a feasibility study. In: *In Situ Bioreclamation*, R.E. Hinchee and R.F. Olfenbuttel (ed.). Butterworth-Heimann Publishers, Stenham, MA 539-544.
- BROOKS R.R. - 1998. Phytochemistry of Hyperaccumulators, In: *Plants that Hyperaccumulate Heavy metals. Their role in phytoremediation, microbiology, archeology, mineral exploration and phytomining*. R.R. Brooks eds CAB International, UK 42-45.
- COSI E. MENEGUZZO S., SGHERRI C.L.M., QUARTACCI M.F., NAVARI-IZZO F. - 1999. Assorbimento e traslocazione del rame in Brassicacee. In: *Atti XVII Convegno Nazionale della Società di Chimica Agraria*. Portoferraio, 455-460
- QUARTACCI M.F., SGHERRI C.L.M., NAVARI-IZZO F. - 2001. Fitoestrazione da un suolo contaminato da più metalli: accumulo e tolleranza. In: *Bollettino della Società Italiana di Scienza del Suolo* 50 (3): 649-660.

- RAY CAMPBELL, C., OWEN PLANK, C. -1998. Preparation of plant tissue for laboratory analysis. In: Handbook of Reference Methods for Plant Analysis. (Kalra Y.P. ed.), Boca Raton, Boston, London, New York, Washington Inc. CRC Press.
- ROSSI G, FIGLIOLIA A., SOCCIARELLI S., PENNELLI B. -2002. Capability of *Brassica napus* to accumulate cadmium, zinc and copper from soil. *Acta Biotechnol.* 22: 1-2,133-140.
- ROSSI G, MENESATTI P., SOCCIARELLI S., FELICI B., PAGLIA G., FIGLIOLIA A. -2001a. Capacità fitoestrattive della *Brassica napus* nei confronti del cadmio. Valutazione dell'intero ciclo colturale. In: Atti del XIX Convegno Nazionale della Società di chimica Agraria. Reggio Calabria (in stampa)
- ROSSI G, SOCCIARELLI S., PENNELLI B., FIGLIOLIA A. -2001b. Valutazione dell'efficienza di fitoestrazione di *Brassica napus* nei confronti di zinco e rame. In: Atti del Convegno del cinquantenario 1952-2001. Società Italiana della Scienza del Suolo. Erice (in stampa)



**Commissione IV  
Fertilità del suolo  
e  
nutrizione delle piante**

---



*DETERMINAZIONE DI METALLI PESANTI IN COLTURE AGRARIE E NEL SUOLO TRATTATO CON FANGHI DI DEPURAZIONE E COMPOST: RISULTATI DI UNA PROVA BIENNALE*

C. Baffi, G. Botteschi, S. Silva

I Istituto di Chimica Agraria e Ambientale, Facoltà Agraria, Università Cattolica S. Cuore, Piacenza

**Abstract**

This paper deals with a two-year trial with use of sewage sludge and compost employed at rates exceeding the threshold limits of Italian Law (D.Lgs 99/92) and are shown data for yields, quality of products and contents of Zn, Cu, Pb, Ni and Cd in agricultural crops (succession of wheat - sugar beet) and in the soil (silt-loam with subalkaline pH). For wheat grain good yields values were obtained for the treatment with compost; for sugarbeet the addition of organic materials has well influenced the yields of leaves and collars but not of roots. The addition of urea to plots with sewage sludge and/or compost has depressed yields for wheat; for sugarbeet a qualitative deterioration for sucrose, sugar and purity was observed. For wheat, the concentrations of Zn and Cu were higher in grain than in straw; the opposite was observed for Ni and Pb (non-essential metals). The calculation of transfer factor values has pointed out the importance of this ecotoxicological parameter, suitable for the evaluation of the environmental hazard for metals in the soil/plant system.

**Key words:** sewage sludge, heavy metals, wheat, sugarbeet.

**Riassunto**

Questo lavoro riporta i risultati di prove biennali con uso di fanghi di depurazione e compost a dosi eccedenti i limiti di legge nazionali; vengono riportati i dati ottenuti su rese produttive, qualità dei prodotti e contenuti di Zn, Cu, Pb, Ni e Cd in colture agrarie (successione frumento tenero - barbabietola da zucchero) e nel terreno (franco-limoso a pH subalcalino). Per frumento le migliori rese produttive in granella sono state osservate nelle tesi con il compost; per la barbabietola l'apporto di materiali organici ha influenzato positivamente le rese di foglie e colletti, ma non quella in radici. L'integrazione con urea alle tesi con fanghi e compost ha depresso le rese per frumento e per la barbabietola si è osservato un peggioramento qualitativo per saccarosio, zucchero e purezza. Per frumento le concentrazioni di Zn e Cu sono risultate maggiori in granella rispetto alla paglia; l'opposto è stato osservato per

Ni e Pb (elementi non essenziali). Il calcolo dei fattori di trasferimento ha evidenziato l'importanza di tale parametro ecotossicologico nella valutazione della pericolosità ambientale dei metalli, nel sistema suolo/pianta.

**Parole chiave:** fanghi di depurazione, metalli pesanti, frumento, barbabietola da zucchero. Progetto Finalizzato PANDA, Sottoprogetto 3, Serie 2, N. 97

### **Introduzione**

L'utilizzo di fanghi di depurazione e compost a scopo ammendante su terreni agricoli sta ricevendo crescente attenzione in Emilia Romagna, regione con vaste aree dedicate alle produzioni agricole, soprattutto di tipo intensivo. La somministrazione di questi materiali organici ai terreni agricoli trova la sua giustificazione negli effetti ammendanti da essi esercitati in virtù del loro contenuto in sostanza organica, azoto e fosforo che possono contribuire a salvaguardare la fertilità chimica, fisica e biologica dei suoli.

Possibili rischi possono però derivare dalla presenza, nei materiali organici, di elementi indesiderati (es. metalli pesanti) che si possono accumulare nel terreno ed essere trasferiti alle colture agrarie e quindi alla catena alimentare. Normative comunitarie (Dir. 86/278/CEE) e nazionali (D.Lgs 99/92; DM 27/3/98) stabiliscono limiti per le concentrazioni dei metalli nei materiali organici e nel suolo.

Allo scopo di migliorare le conoscenze sui possibili effetti inquinanti legati alla presenza dei metalli pesanti in fanghi di depurazione e compost, a seguito di un loro continuato apporto ai terreni agrari, sono state effettuate prove agronomiche di pieno campo con l'utilizzo di materiali organici a dosi eccedenti, per la sostanza secca, i limiti fissati dalla normativa nazionale vigente. Sono state valutate, per tesi addizionate di fanghi e compost, le concentrazioni di alcuni metalli (Zn, Cu, Ni, Pb e Cd) nel suolo e nelle colture agrarie, per confronto con quelle di una tesi controllo, non fertilizzata per l'azoto. Le prove sono state svolte nell'ambito delle attività previste per il Progetto di ricerca nazionale del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali "Produzioni Agricole Nella Difesa dell'Ambiente (PANDA)", Sottoprogetto III, Nucleo Operativo 2 Elementi Indesiderati.



## Materiali e metodi

Le prove qui riportate sono state realizzate in un biennio, su un terreno franco-limoso a pH subalcalino (tabella 1), all'interno di prove pluriennali iniziate nel 1988 dal titolo "Sperimentazione agronomica sull'impiego di fanghi di depurazione e di compost di origine agricola ed extra-agricola", finanziata dall'Assessorato Agricoltura, Ambiente e Sviluppo Sostenibile della Regione Emilia Romagna e coordinata dal centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA) di Reggio Emilia presso l'Azienda agraria Sperimentale "M. Marani" di Ravenna, sotto la direzione scientifica del prof. Toderi e quella tecnica del dr. Giordani (Istituto di Agronomia Generale e Coltivazioni Erbacee dell'Università di Bologna).

I materiali organici della prova pluriennale provenivano tutti da un unico impianto di depurazione di reflui misti civili e industriali, a servizio della città di Faenza (Ra); i fanghi liquidi dal comparto di ispessimento che segue la digestione anaerobica; i fanghi disidratati dal trattamento di nastro-pessatura dei fanghi liquidi; i fanghi compostati dai fanghi disidratati per compostaggio con paglia nel rapporto di 9:1 (p/p). I materiali organici sono sempre stati distribuiti in autunno, prima delle lavorazioni principali del terreno. Nella prova biennale sono stati utilizzati solo fanghi disidratati e compostati, le cui caratteristiche sono riportate in tabella 2. La caratterizzazione del terreno e dei materiali organici è stata effettuata secondo le modalità e con le metodiche indicate in un precedente lavoro (Cortellini *et al.* 1996).

Tabella 1. Principali parametri chimico-fisici del terreno delle prove\*

PARAMETRI	unità di misura	Valori
pH (acqua)		7,8
C <sub>ORG</sub>	g kg <sup>-1</sup>	9,28
N <sub>TOT</sub>	g kg <sup>-1</sup>	1,18
P <sub>ASS</sub>	mg kg <sup>-1</sup>	16
K <sub>SCAMB</sub>	mg kg <sup>-1</sup>	177
CaCO <sub>3</sub> TOT	%	21
CaCO <sub>3</sub> ATT	%	8,2
c.s.c.	cmol <sub>(+)</sub> 10 <sup>-2</sup> g <sup>-1</sup>	13,82
sabbia	%	23
limo	%	55
argilla	%	22

\*Valori medi di 192 campioni di terreno

Tabella 2. Composizione chimica dei materiali organici impiegati nelle prove

Parametri	U.M.*	Fango disidratato	C.V. %	Fango compostato	C.V. %
Sost. secca	g kg <sup>-1</sup>	241,8	8,1	575,7	18,0
Solidi vol.		49,2	6,1	42,8	14,5
N <sub>TOT</sub>	%	4,2	6,8	2,8	17,9
P <sub>TOT</sub>	%	1,6	9,2	1,2	30,5
K <sub>TOT</sub>	%	0,8	8,7	1,1	23,3
C <sub>ORG</sub>	%	28,81	6,4	24,53	23,9
Cd	mg kg <sup>-1</sup>	2,16	45,6	1,86	42,4
Cr	mg kg <sup>-1</sup>	212	28,4	152	27,8
Cu	mg kg <sup>-1</sup>	861	31,9	645	31,3
Ni	mg kg <sup>-1</sup>	253	26,2	208	42,6
Pb	mg kg <sup>-1</sup>	100	46,7	91	46,0
Zn	mg kg <sup>-1</sup>	1455	21,4	1135	17,0
pH		7,88	4,4	6,98	6,3
DH		52,71	25,2	68,93	2,4

\*Tutti i valori sono espressi sulla S.S. eccetto il pH e DH.

Il piano sperimentale delle prove pluriennali prevedeva, su 3 appezzamenti pianeggianti e in asciutto, una rotazione triennale del tipo: mais (*Zea mais* L.), frumento tenero (*Triticum aestivum* L.) e barbabietola da zucchero (*Beta vulgaris* L.) per permettere, ogni anno, la presenza di tutte le specie in avvicendamento. Su ogni appezzamento il disegno sperimentale, a blocchi randomizzati, prevedeva tesi esclusivamente minerali a diversa dose di azoto da urea pari a 0-33-66 e 100% della dose azotata raccomandata (180, 120 e 300 Kg N ha<sup>-1</sup> per frumento, barbabietola e mais rispettivamente) con un'unica dose di fosforo da superfosfato (100 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> per mais e frumento e 150 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> per barbabietola), un controllo non fertilizzato per l'azoto e tesi con l'impiego dei materiali organici con la seguente combinazione fattoriale di trattamenti: a) 3 tipi di materiali (fango liquido, disidratato e compostato); b) 2 dosi di applicazione: 5,0 e 10,0 t S.S. ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> oppure 7,5 e 15 t S.S. ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> se il pH >7,5 e c.s.c. > 15 meq/100g assenza o presenza di integrazione con concimi minerali (urea e perfosfato triplo) in quest'ultimo caso effettuata in modo da raggiungere la dose massima di azoto e fosforo prevista nei trattamenti con soli concimi minerali, presupponendo una disponibilità per le colture dell'azoto e fosforo, contenuti nei materiali organici, pari al 20 e 50% rispettivamente. Il numero totale delle tesi per ogni appezzamento è risultato quindi di 64, derivanti da 16 trattamenti replicati 4 volte; le parcelle avevano un'area totale di 49 m<sup>2</sup>, con un'area di saggio di 24,3 m<sup>2</sup>. Le prove qui descritte hanno riguardato solo un appezzamento: al 1° anno sono state studiate 20 parcelle corrispondenti alle tesi con fango disidratato e compost a dose doppia, integrate con azoto da urea, con un controllo non fertilizzato per l'azoto; al 2° anno le parcelle sono state ri-

dotte a 12, escludendo quelle con l'integrazione azotata, in base ai risultati ottenuti al 1° anno. Gli apporti di sostanza secca per fango e compost sono stati di 15 t/ha al 1° anno e di 10 t/ha al secondo. Le specie impiegate sono state, la c.v. Centauro per il frumento e la c.v. Monodoro per la barbabietola da zucchero. Sono stati utilizzati i seguenti reagenti, a grado analitico:  $\text{HNO}_3$  (67 % p/v);  $\text{HClO}_4$  (70 % p/v);  $\text{H}_2\text{O}_2$  (30 % p/v). Nel terreno il contenuto totale dei metalli è stato determinato con una mineralizzazione di 0,5 g di terra fine con l'uso di miscela acida con 4ml  $\text{HNO}_3$  + 4ml  $\text{HClO}_4$  + 2ml  $\text{H}_2\text{O}_2$  e uso di forno a microonde; i digeriti sono stati filtrati e portati a volume finale di 50 ml, quindi sottoposti a lettura con spettrometria di emissione al plasma (ICP-OES). Le quote assimilabili sono state valutate per estrazione con DTPA pH=7,3 (met. Lindsay e Norvell 1978); gli estratti sono stati sottoposti a determinazione analitica con l'uso di spettrometria di emissione al plasma. Nei vegetali per la determinazione dei metalli si è così proceduto: per frumento campioni di paglia e granella sono stati seccati a 65°C in stufa, macinati con mulino apposito a 1-2 mm. L'attacco chimico su 0,5 g di secco con 6ml  $\text{HNO}_3$  + 4ml  $\text{H}_2\text{O}_2$  in contenitori di forno a microonde. I mineralizzati sono stati filtrati, portati a volume finale di 50 ml e sottoposti a determinazioni analitiche con spettrometria di emissione al plasma. Per la barbabietola da zucchero la determinazione dei metalli è stata effettuata solo su radici con la mineralizzazione di 1,000 g di campione macinato secco con 6ml  $\text{HNO}_3$  + 4ml  $\text{H}_2\text{O}_2$  in contenitori di forno a microonde. Le determinazioni analitiche sono state effettuate con spettrometria di emissione al plasma. Sui dati è stata effettuata l'analisi statistica della varianza con uso del test LSD per il confronto delle medie.

### **Risultati e discussione**

Le migliori produzioni in granella (tabella 3) sono state osservate nelle tesi con compost (CD2N); l'integrazione con urea si è rivelata negativa a causa dei consistenti allettamenti che hanno depresso le rese a valori inferiori di quelle del test (No); ciò è evidenziato anche dai valori dell'harvest index. Per la barbabietola (tabella 4) l'apporto dei materiali organici ha influenzato positivamente le rese di foglie e colletti, ma non ha avuto efficacia significativa sulla resa in radici. L'integrazione con azoto minerale non è risultata significativa per foglie e colletti, mentre ha determinato un peggioramento qualitativo in saccarosio, zucchero e purezza. Si osserva inoltre che, a parità di apporti di sostanza secca, nella tesi con il fango (DD2N) si è osservato un peggioramento qualitativo più spinto su tali parametri; que-

sti risultati sono in accordo con quanto già osservato da Baldoni et al (1966) e da De Haan (1984).

**Tabella 3.** Rese produttive (t ha<sup>-1</sup>), harvest index (%) e allettamento (%) per la coltura di frumento

TESI	Rese produttive		Harvest index	Allettamento	
	granella t ha <sup>-1</sup>	paglia t ha <sup>-1</sup>		1° rilievo %	2° rilievo %
No	6,40 A*	5,34 A	54,58 D	0 A	0 A
CD2N	7,16 B	7,53 B	49,06 C	1,2 AB	30 AB
CD2I	6,36 A	8,58 C	49,59 AB	10 B	78 C
DD2N	6,71 AB	8,18 BC	45,06 B	1,2 AB	64 BC
DD2I	6,16 A	8,74 C	41,35 A	31 C	86 C

\* In questa e nelle tabelle successive, i confronti statistici vanno considerati per tesi e per colonna; valori statisticamente differenti con  $p < 0.05$  sono indicati con lettere minuscole diverse; quelli con  $p < 0.01$  con lettere maiuscole diverse.

**Tabella 4.** Valori dei parametri produttivi e qualitativi della barbabietola

TESI	Radici	Foglie e colletti	Saccarosio	Zucchero	Sugo	Quoziente di purezza
	t ha <sup>-1</sup>	t ha <sup>-1</sup>	t ha <sup>-1</sup>	%	Brix	%/ Brix
No	52,98 a	19,55 a	6,29 ab	12,83 B	15,64 B	87,67 C
CD2N	54,84 a	27,98 b	5,92 ab	10,45 A	13,93 AB	81,50 B
CD2I	55,04 ab	30,45 b	5,26 a	9,56 A	12,96 A	79,27 AB
DD2N	52,78 a	29,94 b	4,69 a	8,72 A	12,51 A	78,57 AB
DD2I	53,70 a	31,28 b	5,00 a	8,96 A	12,89 A	77,76 A

**Tabella 5.** Valori delle concentrazioni (mg kg<sup>-1</sup>) dei metalli pesanti in paglia e granella di frumento

TESI	Granella			
	Zn	Cu	Ni	Pb
No	31,9 a	3,51 a	0,33 a	1,27 a
CD2N	34,6 ab	3,51 a	0,81 b	2,20 b
DD2N	37,2 b	3,83 a	0,62 ab	2,40 b
TESI	Paglia			
	Zn	Cu	Ni	Pb
No	11,5 A	1,75 A	1,04 ab	2,45 a
CD2N	15,2 B	2,93 B	1,41 b	3,98 a
DD2N	14,6 B	2,98 B	0,93 a	2,63 a

La tabella 5 riporta i valori dei contenuti dei metalli per frumento; si notano per la granella valori statisticamente più alti rispetto al controllo per Pb in entrambe le tesi; per Ni solo per la tesi con compost e per Zn solo per la tesi con fango. Nella paglia Zn e Cu presentano valori più alti rispetto al controllo in entrambe le tesi; Ni solo per il compost. Per Pb non

ci sono differenze statistiche tra trattamenti e controllo. E' da notare che le concentrazioni più alte di Zn e Cu (elementi essenziali) sono osservate in granello rispetto alla paglia mentre l'opposto per Ni e Pb (elementi non-essenziali). Per Cd si era sotto i limiti di rivelabilità strumentale. Per le radici di barbabietola (tabella 6) si osservano valori statisticamente più elevati per entrambi i trattamenti rispetto al controllo per Zn e Ni; per Cu e Cd non si osservano differenze significative tra tutte le tesi. Il Pb era al di sotto dei limiti di rivelabilità strumentali.

**Tabella 6.** Valori delle concentrazioni (mg kg<sup>-1</sup>) dei metalli pesanti in radici di barbabietola da zucchero

TESI	Radici			
	Zn	Cu	Ni	Cd
No	14,0 A	3,26 a	1,03 A	0,23 a
CD2N	39,4 B	3,87 a	1,59 B	0,28 a
DD2N	29,5 B	3,95 a	1,63 B	0,29 a

**Tabella 7.** Valori delle concentrazioni (mg kg<sup>-1</sup> SS) dei metalli totali e assimilabili nel terreno al termine del 1° anno di prove (post-raccolta frumento)

TESI	Totali				
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
No	67 a	56 a	36 a	13,6 a	0,22 a
CD2N	76 a	60 a	39 a	12,4 a	0,24 a
DD2N	74 a	61 a	38 a	12,0 a	0,23 a

TESI	Assimilabili (DTPA)				
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
No	2,8 A	11,3 a	0,46 a	0,97 a	0,049 a
CD2N	4,8 B	12,3 a	0,65 a	1,33 a	0,053 a
DD2N	4,6 B	13,9 a	0,58 a	1,36 a	0,056 a

**Tabella 8.** Valori delle concentrazioni (mg kg<sup>-1</sup> SS) dei metalli totali e assimilabili nel terreno al termine del 2° anno di prove (post-raccolta barbabietola)

TESI	Totali				
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
No	70 a	48 A	36 A	11,2 a	0,22 a
CD2N	74 a	64 B	44 B	11,0 a	0,25 a
DD2N	75 a	60 B	41 AB	12,1 a	0,28 a

TESI	Assimilabili (DTPA)				
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
No	2,6 A	11,5 a	0,48 A	2,02 a	0,057 a
CD2N	4,9 B	12,8 ab	0,82 B	1,91 a	0,065 a
DD2N	5,2 B	15,7 b	0,78 B	1,82 a	0,064 a

Per il commento ai valori dei metalli nel suolo (tabelle 7 e 8) dopo il 1° anno si notano aumenti rispetto al controllo nella quota assimilabile di Zn per entrambi i trattamenti; al termine del 2° anno, si notano per i totali aumenti di Cu, per entrambi i trattamenti, e Ni, solo tesi con compost, rispetto al controllo; per gli assimilabili si osservano, rispetto al controllo, per Zn e Ni aumenti per entrambi i trattamenti mentre per Cu solo per la tesi con fango.

La tabella 9 riporta i valori dei fattori di trasferimento suolo/pianta per granella di frumento e radice di barbabietola. Per entrambi i trattamenti rispetto al controllo si osserva un accumulo di Pb per granella di frumento e di Zn per radice di barbabietola; inoltre, ove misurabile, c'è conferma della pericolosità ambientale del Cd (FT H<sup>2</sup> 1), i cui valori non sono statisticamente differenziati tra le tesi.

**Tabella 9.** Valori dei fattori di trasferimento suolo/pianta per Zn, Cu, Ni, Pb e Cd per granella di frumento e radice di barbabietola

TESI	frumento		FT suolo/granella		
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
No	0,459 a	0,073 a	0,009 a	0,125 a	nd
CD2N	0,471 a	0,056 a	0,019 a	0,223 b	nd
DD2N	0,505 a	0,065 a	0,015 a	0,212 b	nd
TESI	barbabietola		FT suolo/radice		
	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
No	0,200 A	0,068 a	0,026 a	nd	1,053 a
CD2N	0,538 B	0,062 a	0,036 a	nd	1,174 a
DD2N	0,397 B	0,068 a	0,040 a	nd	1,061 a

### **Conclusioni**

Gli effetti osservati dall'applicazione su colture agrarie di fanghi di depurazione e compost impiegati a dosi eccedenti i limiti di legge nazionali sono stati:

- Le migliori produzioni per la granella di frumento sono state osservate nelle tesi con compost e l'integrazione con urea si è rivelata negativa; per la barbabietola si sono osservati effetti positivi sulla resa da parte dell'impiego dei materiali organici per foglie e colletti, ma non per radici. L'integrazione con N minerale ha infatti determinato un peggioramento quantitativo e significativo in zucchero e purezza, senza per altro determina-

re variazioni nella resa delle radici. Poiché la concimazione con materiali organici integrati o meno con azoto ha esaltato la resa delle parti vegetative per entrambe le colture, senza incrementare la resa in radici di barbabietola e in granella di frumento, tranne che per la tesi con compost non integrato con N, si avanza l'ipotesi che gli effetti depressivi sulla produzione e sulla qualità della barbabietola nonché i mancati incrementi di resa sulla granella di frumento, siano da attribuire a dosi eccessive di azoto.

- Per i contenuti di metalli, per frumento si sono notati accumuli di Pb in entrambe le tesi trattate rispetto al controllo; per Ni solo per la tesi con compost e per Zn solo nella tesi con fango. Le concentrazioni più elevate di Zn e Cu sono state osservate in granella; di Ni e Pb nella paglia. Il Cd era al di sotto dei limiti di rivelabilità. Per le radici di barbabietola si sono notati valori significativamente più alti nel Zn e Ni in entrambe le tesi rispetto al controllo.

- Per i valori dei metalli nel suolo, dopo il 1° anno aumenti nelle quote assimilabili di Zn per entrambi i trattamenti si sono notati rispetto al controllo; alla fine del 2° anno si sono osservati aumenti nei totali di Cu per entrambi i trattamenti e del Ni solo nella tesi con compost, rispetto al controllo. Per le quote assimilabili si evidenziano aumenti di Zn e Ni per entrambi i trattamenti e per Cu solo per la tesi con fango, rispetto al controllo.

- Il calcolo dei valori dei fattori di trasferimento suolo/pianta ha confermato i risultati ottenuti e già commentati, evidenziando l'importanza di tale parametro ecotossicologico per gli studi sui metalli pesanti nel sistema suolo/pianta.

- Va infine segnalato che l'uso razionale dei fanghi e compost non si realizzi solo osservando i limiti per i metalli pesanti, ma anche valutando la somministrazione dell'azoto secondo il Codice di Buona Pratica Agricola (CBPA).

### Ringraziamenti

Si ringrazia il dr. P. Mantovi (Centro Ricerche Produzioni Animali e Vegetali di Reggio Emilia) per la gentile collaborazione prestata.

**Bibliografia**

- BALDONI G., CORTELLINI L., DAL RE L. - (1996) The influence of compost and sewage sludge on agricultural crops. In "The Science of composting" European Commission International Symposium", Bologna 31/5-2/6/1995; 431-438.
- CORTELLINI L., TODERI G., BALDONI G., NASSISI A.-(1996) Effects on the content of organic matter, nitrogen, phosphorus and heavy metals in soil and plants after application of compost and sewage sludge. In "The Science of composting" European Commission International Symposium", Bologna 31/5-2/6/1995; 457-468.
- DE HAAN S.-(1981) Sewage sludge as a phosphate fertilizer. In: Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries, Reidel, Dordrecht, 149-161.
- DECRETO LEGISLATIVO 27 GENNAIO 1992, n. 99 Attuazione della Direttiva 86/278/CEE, concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura. Suppl. Ord. alla G.U.R.I. n° 38 del 15 febbraio 1992.
- DECRETO 27 MARZO 1998 Modificazione all' Allegato 1C della legge 19 ottobre 1984, n° 748, recante nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti. G.U.R.I. del 25.06.1998. Serie generale.
- DIRETTIVA DEL CONSIGLIO del 12 giugno 1986 (86/278/CEE) Concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura. Gazz. Uff. delle Comunità Europee Nr. L 181/6 del 04/07/1986.
- 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.



## *STABILITÀ DEL COMPOST E CARATTERIZZAZIONE CHIMICO-MICROBIOLOGICA: STUDIO PRELIMINARE*

E. Beccaloni, A.M. Coccia, E. Stacul

Istituto Superiore di Sanità - Laboratorio di Igiene Ambientale

### **Riassunto**

Nell'ottica di un utilizzo del compost ai fini del ripristino ambientale o come ammendante o anche di una sua collocazione finale in discarica, un parametro di importanza fondamentale è quello relativo al grado di stabilità biologica raggiunto, sebbene tale parametro non venga contemplato in nessuna normativa nazionale.

Un compost di qualità non adeguatamente stabilizzato può portare ad effetti negativi sul sistema pianta-suolo; problemi di altra natura possono presentarsi in discarica, in quanto una biomassa ancora attiva produce assestamenti consistenti e difficilmente prevedibili all'interno dei lotti di coltivazione nonché un'ingente produzione di biogas e percolato.

Il presente studio è stato svolto con la finalità di verificare se il consumo di O<sub>2</sub> da parte dei microrganismi presenti, rilevato tramite l'analisi di stabilità effettuata con un respirometro adiabatico dinamico, è rapportabile alle concentrazioni di cariche microbiche presenti in campioni di compost prelevati nelle tre fasi del ciclo di lavorazione della matrice organica in due impianti di trattamento che producono rispettivamente compost verde e grigio. Sono stati pertanto ricercati microrganismi patogeni ed opportunisti, responsabili dei processi degradativi della sostanza organica e quei microrganismi patogeni alloctoni per i quali la normativa vigente ha fissato l'assenza obbligatoria.

E' stato inoltre effettuato uno studio sulla concentrazione dei metalli pesanti presenti, per verificare da un punto di vista chimico la qualità del compost prodotto; in particolare è stata investigata la presenza di quei microinquinanti metallici previsti dalla normativa di settore e potenzialmente dannosi per una corretta evoluzione della sostanza organica.

### **Introduzione**

La lavorazione dei prodotti di compostaggio fornisce la soluzione congiunta a due ordini di problemi: l'esigenza di fertilizzanti organici, da un lato, e la necessità di smaltire rifiuti biodegradabili, dall'altro.

---

**Parole chiave:** stabilità biologica, compost, metalli pesanti, microbiologia

Le caratteristiche agronomico-ambientali del prodotto finale sono influenzate in misura determinante dalla tipologia dei materiali di partenza e dalle modalità di conduzione del processo di compostaggio.

La normativa nazionale vigente prevede sostanzialmente due tipologie di compost:

- Compost di qualità, ai sensi della LEGGE n. 748/84 recante "Nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti", prodotto da rifiuti raccolti o conferiti in modo differenziato, con peculiarità qualitative molto restrittive, utilizzabile senza vincoli diversi da quelli agronomici e commerciali definiti dalla legge sui fertilizzanti.

- Compost di qualità inferiore, ai sensi della DELIBERAZIONE 27 LUGLIO 1984 del Comitato interministeriale di cui all'art. 5 del DPR 915/82, prodotto dalla frazione organica derivante dalla selezione a valle dei rifiuti urbani e assimilabili, utilizzabile su specifica autorizzazione e con prescrizioni.

I limiti qualitativi previsti per le due tipologie di compost sono ben differenti. Quelli per il compost di qualità sono molto restrittivi, in linea con le più severe disposizioni legislative europee quali il Working Document del 2001 intitolato "Biological Treatment of Biowaste" e l'Ecolabel II (DECISIONE COMM. CEE 688/01), sebbene alcuni parametri chiave quali la maturità e la stabilità non sono ancora stati definiti in maniera univoca, meno restrittivi sono quelli previsti dalla normativa che regola l'impiego di compost non di qualità in considerazione del suo utilizzo per fini ambientali e non agronomici.

Per quanto riguarda il parametro stabilità biologica una sua possibile definizione è "stato di pseudo-stazionarietà delle attività microbiologiche caratterizzato da processi biodegradativi alquanto rallentati". Da un punto di vista operativo quindi la determinazione e la misura di tale parametro deve per forza di cose essere correlata all'attività respirometrica delle biomasse. Tra i vari metodi messi a punto nel corso degli ultimi anni quelli basati sulla stima del consumo di O<sub>2</sub> sono quelli su cui si sta focalizzando maggiormente l'attenzione. Senza entrare nel dettaglio di una classificazione abbastanza complessa dei vari metodi respirometrici (Adani, 1997 e 2002), il metodo respirometrico dinamico adiabatico messo a punto dal Dipartimento Protezione Vegetale (Di.Pro.Ve) dell'Università di Milano (Adani, 2001) è a tutt'oggi quello che ha fornito serie storiche di dati significativi e che è attualmente sottoposto ad un processo di validazione statistica, in collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità, i cui primi risultati sono estremamente positivi.

La presente indagine, che deve considerarsi preliminare, è stata svolta al fine di verificare se il consumo di O<sub>2</sub> da parte dei microrganismi presenti, rilevato tramite l'analisi di stabilità effettuata con un respirometro adiabatico dinamico, è rapportabile alla concentrazione della carica microbica complessiva presente nei campioni di compost analizzati, prelevati nelle tre fasi del ciclo di lavorazione della matrice organica, in due impianti di trattamento che producono rispettivamente compost di qualità e compost di non qualità.

## **Materiali e metodi**

### **Tipologie e processi produttivi degli impianti di compostaggio selezionati**

L'impianto di produzione di compost di non qualità è stato realizzato e dimensionato per trattare circa 200.000 t/anno di RU indifferenziato producendo materiale biostabilizzato in quantità di circa 35.000 t/anno destinato alla ricopertura giornaliera della discarica adiacente.

La frazione umida, previo trattamento nella camera di selezione, viene sottoposta ad un processo aerobico articolato nelle fasi di trattamento aerobico primario (camera di bioossidazione accelerata costituita da un reattore orizzontale a bacino a ciclo continuo con rivoltamento a coclee) e trattamento aerobico finale nella camera di maturazione.

La durata complessiva del processo è di circa 90 giorni.

Per quanto riguarda l'impianto di produzione del compost di qualità, la matrice in entrata è costituita da FORSU e da sfalci di giardinaggio in rapporto 1:3, con circa il 2% di materiale indesiderato.

Il ciclo produttivo utilizzato è schematizzabile in una prima fase di bioossidazione accelerata ACT che si sviluppa in cumuli statici aerati per circa un mese ed in una successiva fase di maturazione in cumuli statici per altri due mesi (90 giorni di trattamento complessivi).

### **Prelievo e trasporto del campione**

I campioni di compost, prelevati nei due impianti sopra menzionati secondo il metodo delle quartature (Quaderni IRSA-CNR n.64, 1985), sono stati trasportati refrigerati a 4 °C e sottoposti ad analisi micro-

biologica nelle immediate 24 h successive al prelievo. Aliquote opportune di campione sono state stoccate a  $T = -4\text{ }^{\circ}\text{C}$  per le successive analisi chimiche.

#### Trattamento del campione e determinazione dei parametri microbiologici.

Un'aliquota di compost pari ad almeno 20 g è stata sospesa in diluizione 1/10 in soluzione fisiologica tamponata sterile e sottoposta per 20 min ad agitazione su piastra magnetica. Il campione così pretrattato è stato sottoposto per circa 20 sec ad omogeneizzazione meccanica con omogeneizzatore elettrico per coltura di tessuti dotato di regolatore di velocità da 1000 a 10000 g/min e pestello in teflon, mantenendo la sospensione in bagno di ghiaccio.

Opportune diluizioni del campione sono state analizzate in doppio, mediante tre tecniche differenti, per la determinazione dei parametri microbiologici in indagine (Burge, 1981 e Bonadonna, 2002).

Metodiche e tecniche utilizzate sono riportate in Tabella 1.

#### Trattamento del campione per l'esecuzione delle analisi chimiche

Ai fini delle analisi chimiche dei microinquinanti metallici, aliquote pari a circa 1-2 kg dei campioni suddetti, sono state così trattate:

- essiccazione in stufa a 40 °C per tre giorni;
- omogeneizzazione mediante l'uso di un mortaio di agata;
- aliquote di circa 300 mg sono state mineralizzate in forno a microonde ad alta pressione (Milestone MLS -1200 MEGA) con una soluzione acida di acqua regia utilizzando due differenti cicli termici;

I campioni ottenuti sono stati portati con acqua deionizzata ad un volume finale di 50 ml.

#### Determinazione analitico – strumentale dei parametri chimici

Le determinazioni di carbonio organico (TOC), azoto totale (TKN) e pH sono state effettuate secondo le procedure di analisi sul compost indicate dall'Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente (DIVAPRA, IPLA, ARPA 1998).

Tabella 1. Materiali e metodi utilizzati per le analisi microbiologiche dei campioni di compost in esame

Parametri	Tecniche	Terreni	Incubazione	Reazioni Positive	Espressione dei risultati
Coliformi totali	MPN	Lactose Broth	37°C x 24 +24h	Gas	MPN/g <sub>ss</sub>
		Brilliant Green Bile Broth			
	MF	C-EC Agar	37°C x 24h	colonie blu-verdi	UFC/g <sub>ss</sub>
Coliformi fecali	MPN	Lactose Broth	37°C x 24 +24h	Gas	MPN/g <sub>ss</sub>
		Brilliant Green Bile Broth	44°C x 24 +24 h		
	MF	C-EC Agar	44°C x 24 +24 h	colonie blu-verdi	UFC/g <sub>ss</sub>
<i>Escherichia coli</i>	MPN	Lactose Broth	37°C x 24 +24 h	Gas anello rosso al reattivo di Kovac's fluorescenza luce di Wood 366 nm	MPN/g <sub>ss</sub>
		Brilliant Green Bile Broth	44°C x 24 +24 h		
		Trypton Water			
	MF	C-EC Agar	44°C x 24 h	UFC/g <sub>ss</sub>	
<i>Salmonella</i>	MPN	Trypton Water	37°C x 24 h	colonie verdi con o senza centro nero	MPN/g <sub>ss</sub>
		Rappart Vassiliadis Broth	44°C x 24 h		
		Hektoen Enteric Agar	37°C x 24h		
Streptococchi fecali	MPN	Azide Destr ose Broth	37°C x 24 +24 h	Precipitato viola	MPN/g <sub>ss</sub>
		Ethyl Violet Destr ose Broth	37°C x 24 +24 h		
		m-Enterococcus Agar	37°C x 48 h		
	MF	Esculin Iron Agar	44°C x 20 min	Colonie con alone nero per idrolisi dell'esculina	UFC/g <sub>ss</sub>
Clostridi solfito riduttori - Spore	MPN	Sulphite Polimixin Sulphadiazide Agar	37 °C x 7 g in anaerobiosi	colonie tipiche nere	UFC/g <sub>ss</sub>
<i>Pseudomonas sp</i>	MF e SS	Agar Cetrimide	28°C x 24 h	colonie tipiche fluorescenti e non alla luce di Wood a doppia lunghezza d'onda	
		Pseudomonas Isolation Agar			
Conta Batterica Totale 37°C	SS	Plate Count Agar	37°C x 24-48 h	crescita di colonie	
Conta Batterica Totale 22°C			22°C x 5 gg		
Muffe		Rose Bengal Chloramphenicol Agar	28°C x 7 gg	crescita di colonie tipiche	
Lieviti		Actinomyces Isolation Agar	28°C x 14 gg		

Legenda: MPN = Most Probable Number; MF = Membrane Filtranti; UFC = Unità Formanti Colonia; gss = grammo su peso secco

La determinazione della stabilità è stata effettuata mediante un respirometro adiabatico dinamico Costech 3022, seguendo come procedura operativa quella messa a punto dal Dipartimento Protezione Vegetale (Di.Pro.Ve.) dell'Università di Milano e riportata in letteratura (ASTM, 1996; Scaglia, 2000). La determinazione strumentale degli analiti Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn è stata effettuata tramite spettroscopia atomica sia in emissione (ICP-AES) che in assorbimento (AAS-ETA) con fornace di grafite e modificatori di matrice idonei. La determinazione strumentale del Hg è stata effettuata in spettroscopia in assorbimento atomico, mediante spettrofotometro AMA 254 solid/liquid analyzer.

### **Risultati, discussione e conclusioni**

Nelle seguenti tabelle vengono riportate rispettivamente le risultanze analitiche confrontate con i valori limite previsti dalla normativa (Tabella 2).

Fatta eccezione per il discordante valore del parametro Indice Respirometrico Dinamico (IRD) relativo al compost di non qualità, di seguito commentato, gli altri parametri chimici non hanno evidenziato alcuna anomalia, mentre il parametro microbiologico indicatore di contaminazione fecale, distinto in questo studio in Coliformi Totali, Coliformi Fecali ed *Escherichia coli* (e non *Enterobacteriaceae* totali come recita la normativa vigente, in quanto gruppo estremamente eterogeneo tassonomicamente non definito, di difficile interpretazione ai fini della sua quantificazione per il definitivo giudizio qualitativo) presenta valori leggermente eccedenti il limite normativo nazionale. Stessa situazione è stata riscontrata per gli *Streptococchi* Fecali, mentre *Salmonella* è risultata assente.

I precedenti grafici riportano l'andamento dei valori di Temperatura (IRD) relativi ai campioni prelevati a fine ciclo di maturazione (T90) nel caso del compost di qualità (Grafico 1) e alla fine della fase attiva ACT (T30) e di curing (T90) per quanto riguarda il compost di non qualità (Grafico 2).

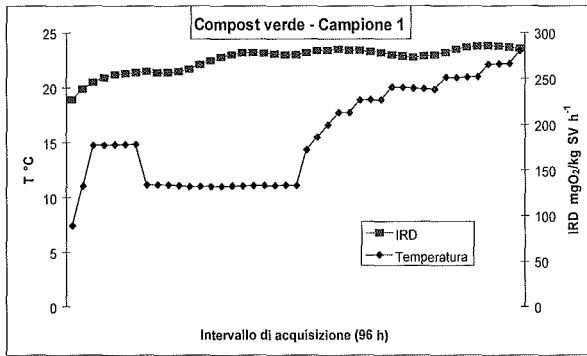
Mentre i primi due grafici (Grafico n. 1) mostrano una bassa attività di respirazione da parte dei microrganismi, evidenziando una corretta gestione del processo di compostaggio ed una effettiva stabilizzazione della matrice, come anche evidenziato dai dati microbiologici riportati in Tabella

3, nel caso invece del compost grigio, il dato relativo al campione T90 presenta un valore anomalo molto simile a quello riscontrato per lo stesso campione meno stabilizzato uscente dalla fase ACT. Tale incongruenza è risultata giustificabile a seguito di un riscontro effettuato con i gestori dell'impianto che hanno successivamente riscontrato un malfunzionamento di processo in concomitanza del prelievo di tale campione.

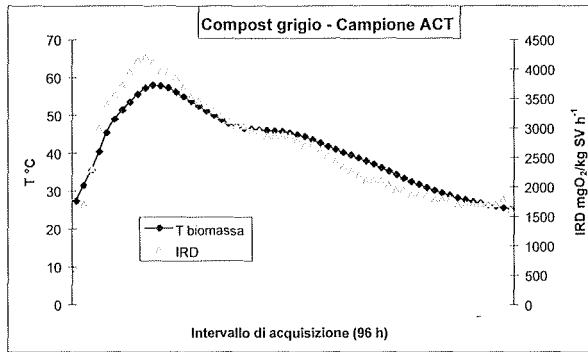
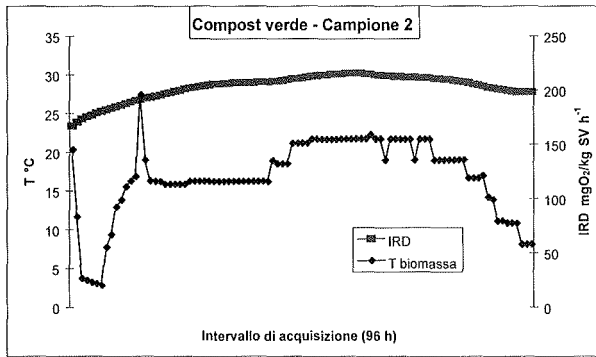
**Tabella 2.** Risultanze analitiche riscontrate confrontate con i valori di legge

	Unità di Misura	Grigio T <sub>90</sub>	Limite C.I. 27/7/84	Limite 2 <sup>nd</sup> draft	Verde 1 T <sub>90</sub>	Verde 2 T <sub>90</sub>	Limite 748/84	Limite Ecolabel	Limite 2 <sup>nd</sup> draft
TOC	% ss	24	-	-	27	27	> 25	-	-
TKN		1,1	> 1	-	1,23	1,19	-	-	-
C/N	-	22	< 30	-	22	22	< 25	-	-
pH		7,3	6 - 8,5	-	8,3	8,1	6 - 8,5	-	-
Cd	mg/kg ss	1,2	10	5	0.7	0.8	1.5	1	0,7/1,5
Cu		215	600	600	107	100	150	100	100/150
Crtot		41	-	600	38	40	-	100	100/150
Hg		2,1	10	5	0.2	0.4	1.5	1	0,5/1
Ni		36	200	150	24	22	50	50	50/75
Pb		515	500	500	95	100	140	100	100/150
Zn		392	2500	1500	235	248	500	300	200/400
CT	MPN/g <sub>SS</sub>	< 1	Assente in 50g	Assente in 50g	4,3x10 <sup>2</sup>	3,8x10 <sup>2</sup>	-	-	-
CF		1x10 <sup>4</sup>	-	Assente in 1g	4,3x10 <sup>2</sup>	2,9x10 <sup>2</sup>	<1x10 <sup>2</sup>	-	-
E. coli		90	-	-	30	20	-	<1x10 <sup>3</sup>	-
SF	MPN/g <sub>SS</sub>	2x10 <sup>3</sup>	-	-	2x10 <sup>3</sup>	1,8x10 <sup>2</sup>	<1x10 <sup>3</sup>	-	-
Salmonella		Assente	-	-	Assente	Assente	Assente in 25g	Assente in 50g	Assente in 50g
Clostridium perfringens		1x10 <sup>4</sup>	-	-	1,2x10 <sup>4</sup>	2x10 <sup>3</sup>	-	-	Assente in 1g
Uova di Elminti	uova/g <sub>SS</sub>	Assente	-	-	Assenti	Assenti	Assenti in 50g	-	-

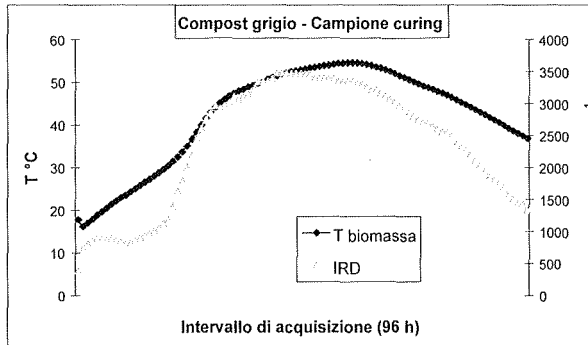
Legenda: CT = Coliformi Totali; CF = Coliformi Fecali; E. coli = Escherichia coli; SF = Streptococchi Fecali; Grigio T90 = Compost di non qualità dopo 90 giorni di trattamento; Verde 1,2 T90 = Campione 1 e 2 del Compost di qualità dopo 90 giorni di trattamento



**Grafico 1.**  
Andamento dei valori di Temperatura e dell'IRD dei Campioni 1 e 2 di compost di qualità



**Grafico 2.**  
Andamento dei valori di Temperatura e dell'IRD dei Campioni ACT e CURING di compost di non qualità





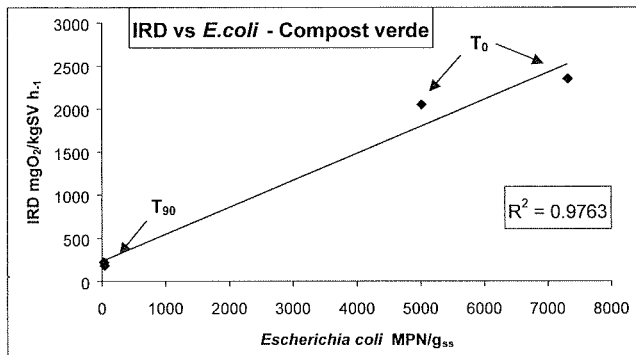
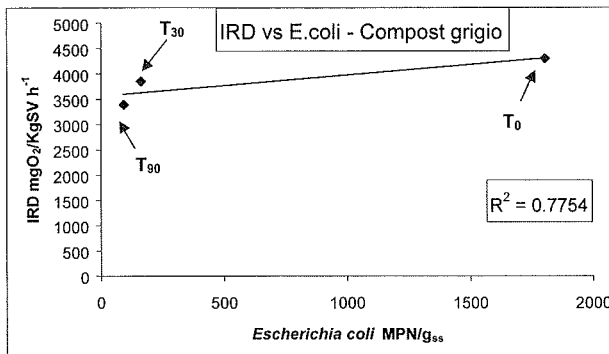
**Tabella 3.** Concentrazioni dei microrganismi, espresse in MPN/g<sub>SS</sub> e UFC/g<sub>SS</sub>, rilevate nelle due diverse tipologie di compost analizzato a T<sub>0</sub>, T<sub>30</sub> e T<sub>90</sub>

Campione	Coliformi Totali		Coliformi Fecali		Escherichia coli		Streptococchi Fecali	
	MPN/g <sub>SS</sub>	UFC/g <sub>SS</sub>	MPN/g <sub>SS</sub>	UFC/g <sub>SS</sub>	MPN/g <sub>SS</sub>	UFC/g <sub>SS</sub>	MPN/g <sub>SS</sub>	UFC/g <sub>SS</sub>
Gr. T <sub>0</sub>	8x10 <sup>2</sup>	3,8x10 <sup>2</sup>	1,8x10 <sup>3</sup>	3,8x10 <sup>2</sup>	1,8x10 <sup>3</sup>	<1	1,8x10 <sup>3</sup>	<1
Gr. T <sub>30</sub>	1,6x10 <sup>2</sup>	2,8x10 <sup>3</sup>	40	6,7x10 <sup>2</sup>	1,6x10 <sup>2</sup>	<1	1,8x10 <sup>3</sup>	3x10 <sup>2</sup>
Gr. T <sub>90</sub>	1x10 <sup>2</sup>	1,9x10 <sup>3</sup>	1x10 <sup>2</sup>	2,6x10 <sup>2</sup>	90	<1	2x10 <sup>3</sup>	1,5x10 <sup>2</sup>
Ver. 1 T <sub>0</sub>	7x10 <sup>4</sup>	7,7x10 <sup>5</sup>	5x10 <sup>3</sup>	6,3x10 <sup>5</sup>	7,3x10 <sup>3</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>	2,1x10 <sup>4</sup>	5,2x10 <sup>4</sup>
Ver. 1 T <sub>30</sub>	5,6x10 <sup>2</sup>	6x10 <sup>4</sup>	3,2x10 <sup>3</sup>	6,5x10 <sup>4</sup>	5x10 <sup>3</sup>	1x10 <sup>2</sup>	2,7x10 <sup>3</sup>	8,5x10 <sup>2</sup>
Ver. 1 T <sub>90</sub>	4,3x10 <sup>2</sup>	2,5x10 <sup>4</sup>	4,3x10 <sup>2</sup>	8,2x10 <sup>4</sup>	30	<1	2x10 <sup>2</sup>	4,5x10 <sup>2</sup>
Ver. 2 T <sub>0</sub>	5x10 <sup>2</sup>	6x10 <sup>4</sup>	4x10 <sup>3</sup>	7,2x10 <sup>4</sup>	5x10 <sup>3</sup>	<1	3x10 <sup>2</sup>	7,6x10 <sup>3</sup>
Ver. 2 T <sub>30</sub>	4x10 <sup>2</sup>	4,8x10 <sup>4</sup>	3,2x10 <sup>3</sup>	6,5x10 <sup>4</sup>	3x10 <sup>3</sup>	<1	2,7x10 <sup>2</sup>	4,1x10 <sup>3</sup>
Ver. 2 T <sub>90</sub>	3,8x10 <sup>2</sup>	3x10 <sup>4</sup>	2,9x10 <sup>3</sup>	5,6x10 <sup>4</sup>	20	<1	1,8x10 <sup>2</sup>	2x10 <sup>3</sup>

Legenda: MPN = Most Probable Number; UFC = Unità Formanti Colonia; CSR = Clostridi Solfito Riduttori; Grigio T<sub>0</sub>, T<sub>30</sub>, T<sub>90</sub> = Compost di non qualità rispettivamente dopo 0, 30, 90 giorni di trattamento; Verde 1, 2 T<sub>0</sub>, T<sub>30</sub>, T<sub>90</sub> = Compost di qualità rispettivamente dopo 0, 30, 90 giorni di trattamento

Soprattutto da un punto di vista microbiologico, infatti, la fase finale del processo di compostaggio (T<sub>90</sub>) è stata interessata da mancati abbattimenti della flora microbica, con ricrescite significative dei microrganismi ricercati specialmente riguardo quei parametri quali Coliformi Totali e Fecali, E. coli e Streptococchi Fecali, classici indicatori del grado di contaminazione fecale e dell'efficienza del ciclo produttivo. Anche le Contee batteriche totali dei mesofili e dei tellurici, nonché dei Miceti totali (Muffe e Lieviti), degli Attinomiceti e delle Pseudomonadaceae sono considerevoli, data anche la matrice in esame. Salmonella è risultata assente in tutte le fasi del processo.

Nel Grafico 3 sono riportate le rette di regressione relative al parametro IRD ed E.coli. In particolare, nel caso del compost di non qualità lo studio di correlazione è stato effettuato sulla stessa matrice nelle tre fasi di processo (T<sub>0</sub>, T<sub>30</sub>, T<sub>90</sub>) mentre riguardo il compost di qualità, la retta è stata calcolata per due differenti matrici, esclusivamente nella fase iniziale e finale, poiché di campione prelevato al tempo T<sub>30</sub> era in quantitativo insufficiente per l'avvio, in tempo reale, della prova respirometrica.



**Grafico 3.**  
Coefficiente di correlazione tra IRD ed *Escherichia coli* relativo ai campioni di compost non di qualità e di qualità

## Conclusioni

Dai dati ottenuti si può affermare che le analisi effettuate hanno mostrato, in entrambe le tipologie di compost, una correlazione diretta tra valori di stabilità calcolati tramite l'IRD e l'andamento della flora microbica preesistente. Tale correlazione è stato possibile evidenziarla tramite proprio l'adozione del sistema di insufflazione continuo di aria previsto dal respirometro adiabatico utilizzato. Il sistema dinamico infatti permette di ottimizzare la simulazione processi su scala reale più di altri metodi respirometrici quali ad esempio i test statici, ottenendo dati più simili a quelli di una realtà operativa.

Inoltre l'IRD è risultato essere un utile indicatore dell'efficienza dell'intero ciclo di trattamento del compost, evidenziando anche anomalie casuali e malfunzionamenti nell'impianto durante le varie fasi di lavorazione della matrice organica, fornendo quindi la possibilità di apportare rapidamente le necessarie modifiche ai parametri di processo.

## **Bibliografia**

- ADANI F. *et al.* -2001 Determination of biological stability by oxygen uptake on MSW and derived products. *Compost Sci. & Util.*, 9(2): 163-178.
- ADANI F. *et al.* -1997 Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Sci. & Util.*, 5(2): 25-37.
- ASTM (1996) D5975-96 Standard test method for determining the stability of compost by measuring oxygen consumption. Bonadonna L. *et al.* -2002 Valutazione microbiologica di prodotti di compostaggio: aspetti normativi ed igienico-sanitari. Rapporti Istisan 02/3.
- BURGE WD *et al.* -1981 Criteria for achieving pathogen destruction during composting. *J. of Water Poll. Feder.*, 53: 1683-1690.
- COMMISSIONE EUROPEA DG ENV.A.2.-2001 Working Document "Biological treatment of biowaste" 2nd draft.
- COMMISSIONE CEE 2001/688/CE. Criteri Ecologici per l'assegnazione di un marchio comunitario di qualità ecologica agli ammendanti del suolo e ai substrati di coltivazione. *Gazzetta Ufficiale della Comunità Europea* n.242 del 28/8/2001.
- DECRETO 27 MARZO 1998. Modificazione allegato IC della legge 19/10/1984 n. 748, recante nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana - Serie generale* n. 146 del 25/6/1998.
- DELIBERAZIONE 27 LUGLIO 1984 del Comitato interministeriale di cui all'art. 5 del DPR 915/82. Disposizioni per la prima applicazione dell'art. 4 del Decreto del Presidente della Repubblica 10 settembre 1982, n. 915, concernente lo smaltimento dei rifiuti. *Suppl. ord. n. 52 alla Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana - Serie generale* n. 253 del 13/9/1984.
- DIVAPRA, IPLA, ARPA -1998 Metodi di analisi del compost. *Collana Ambiente*.
- IRSA "Metodi analitici per i fanghi. Parametri chimico-fisici". *Quaderni IRSA-CNR* n.64, 1985, 1983.
- LEGGE 19 OTTOBRE 1984 n. 748. Nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti. *Suppl. ord. n. 64 alla Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana - Serie generale* n. 305 del 6/11/1984 esecutive modificazioni ed integrazioni.
- SCAGLIA B. *et al.* -2000 Respiration index determination: dynamic and static approaches. *Compost Sci. & Util.*, 8(2): 91-98.



# *VALUTAZIONE DI ALCUNI PARAMETRI FISICO-CHIMICI E DELLA PRODUTTIVITÀ DI UN SUOLO AGRARIO AMMENDATO CON COMPOST DA RSU*

Claudio Beni <sup>1</sup>, Pieranna Servadio <sup>2</sup>, Andrea Marcucci <sup>1</sup>,

Barbara Felici <sup>1</sup>, Grazia Convertini <sup>3</sup>, Adele Figliolia <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Roma.

<sup>2</sup> Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola, Monterotondo (Roma).

<sup>3</sup> Istituto Sperimentale Agronomico, Bari.

## Riassunto

Nel presente lavoro sono riportati i risultati relativi alla valutazione di alcuni parametri fisico-chimici e della produttività di un suolo agrario ammendato con compost da RSU (rifiuti solidi urbani) per la verifica della sua idoneità all'utilizzo agricolo. La prova è stata effettuata presso l'Azienda annessa all'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari, su un suolo argilloso a spessore profondo classificato come Typic Chromoxerert (Soil Taxonomy) su parcelle coltivate in successione biennale frumento duro-barbabetola da zucchero. La caratterizzazione del suolo ad inizio esperienza ha evidenziato: un pH alcalino, una tessitura argillosa, un contenuto medio in azoto totale, sostanza organica e fosforo assimilabile, un altissimo contenuto in potassio scambiabile, una elevata capacità di scambio cationico.

Per entrambe le colture sono state prese in considerazione le seguenti tesi di lavoro: C = controllo senza compost, H1 = dose massima "agronomica" pari a 13,6 t ha<sup>-1</sup> di compost da RSU, H2 = doppio di H1, per un totale di 6 tesi (2 colture x 3 trattamenti). Lo schema sperimentale prevedeva parcelle di 40 m<sup>2</sup> disposte a blocchi randomizzati con tre repliche per un totale di 9 parcelle per ogni blocco.

Relativamente al suolo coltivato a barbabetola da zucchero, dall'analisi dei risultati è emerso che il valore della resistenza alla penetrazione aumenta con la profondità, in accordo con precedenti prove effettuate; inoltre negli strati più superficiali il valore più basso si è rilevato nella tesi H1 e quello più alto nella tesi C. I risultati relativi alla massa volumica apparente sono coerenti con quelli descritti per la resistenza alla penetrazione. Non si sono riscontrate differenze significative per gli altri parametri considerati: pH, CSC, sostanza organica e granulometria. Per quanto riguarda le produzioni, le rese maggiori si sono ottenute nella tesi H2, dove è stata riscontrata anche la maggiore percentuale di saccarosio nei tuberi.

**Parole chiave:** compost da RSU, produttività del suolo, parametri chimico-fisici del suolo

Considerando la coltura del frumento duro, dall'analisi dei risultati è emerso che il valore della resistenza alla penetrazione, in tutti gli strati analizzati, è più basso nella tesi H2 e più alto nella tesi H1. Come per la coltura della barbabietola non si sono riscontrate differenze significative per gli altri parametri considerati. Relativamente alle produzioni ed al contenuto proteico non sono state osservate differenze significative fra le tesi a confronto.

### **Introduzione**

La fertilità di un terreno esprime un concetto molto ampio, che coinvolge fattori agronomici ed ambientali; in sintesi essa può essere definita come attitudine ad ospitare la vita delle piante coltivate, in modo da massimizzare le rese, garantire la salubrità dei prodotti alimentari e rispettare l'ambiente.

La pratica del compostaggio è adottata da sempre nel mondo agricolo, talvolta in modo inconsapevole, come ad esempio nel caso della maturazione del letame o della trasformazione dei residui organici domestici. Di recente, l'interesse per la pratica del compostaggio è cresciuto notevolmente e sta assumendo connotati ben definiti nei diversi comparti agricoli, essendo il compost un buon ammendante che, risulta molto utile per migliorare lo stato di fertilità dei suoli agricoli (De Bertoldi *et al.* 1983). La sostanza organica apportata al suolo, svolge importanti funzioni tra le quali: a) sede per reazioni di scambio ionico b) fonte di elementi nutritivi c) agente chelante, agente tampone d) substrato microbico, etc. (Businelli e Gigliotti 1994). La somministrazione di sostanza organica ai suoli agrari influenza le qualità funzionali degli stessi (Schafer e Johnson, 1990), con particolare riguardo alla struttura, ossia alla reciproca distribuzione, quantitativa e qualitativa, delle fasi del sistema suolo (Sequi, 1986). I colloidali organici, con i minerali argillosi, l'acqua e i cationi polivalenti, condizionano in modo sostanziale l'aggregazione delle particelle del terreno e, di conseguenza, la porosità e i moti dell'aria e dell'acqua (De Nobili e Maggioni, 1993).

La formazione di una struttura stabile influenza tutte le altre proprietà fisiche di un suolo, quali la resistenza meccanica, la portanza, la massa volumica apparente, la porosità, la ritenzione idrica, la conducibilità idraulica, il colore, la capacità termica, la dispersione delle argille, la crepacciabilità e l'erodibilità. Una buona struttura può garantire pertanto un efficace ricambio dell'aria tellurica, un ottimale grado di penetrazione da parte delle radici, un buon drenaggio, l'ampliamento del range di umidità tipico della fase di tempera e una maggiore resistenza alla compattazione e alla polverizzazione.

La struttura del suolo, come detto, dipende dal tipo e dalle dimensioni delle particelle minerali primarie, dalla presenza di cationi polivalenti e dai cementi organici; questi ultimi contribuiscono alla formazione e stabilizzazione degli aggregati con modalità ed effetti differenti. I leganti organici, in base alla stabilità del loro effetto cementante, vengono classificati in transienti (soprattutto polisaccaridi), temporanei (radici, ife e micorrize) e persistenti (sostanze umiche associate a cationi polivalenti) (De Nobili e Maggioni, 1993).

Da quanto detto, si evince che il principale intervento antropico finalizzato al miglioramento della stabilità strutturale dei suoli agrari può essere costituito dalla somministrazione di sostanza organica. Ciò è ottenibile impiegando biomasse di risulta delle attività civili o industriali, opportunamente selezionate in base alla loro natura, composizione e stabilità, in funzione delle caratteristiche fisico-chimiche dei suoli stessi e delle colture (Sequi, 2002).

Nell'ottica di una razionale gestione dei suoli di aree agricole a rischio, inoltre, deve essere considerato anche il ruolo della sostanza organica nella prevenzione dei processi degradativi della struttura, identificabili principalmente nelle lavorazioni del terreno, nella compattazione dovuta al passaggio delle macchine agricole e nell'erosione idrica.

Le lavorazioni inducono una riduzione del contenuto di sostanza organica e del numero di aggregati stabili, a causa dell'esposizione ai processi ossidativi di mineralizzazione dell'humus e dell'azione meccanica degli organi lavoranti (Greenland, 1977). L'entità di tali effetti dipende dalla qualità della sostanza organica (presenza di leganti persistenti) e dal tenore di umidità, in quanto i danni maggiori alla struttura si osservano quando gli interventi vengono effettuati al di fuori dell'intervallo di tempera. Un altro effetto negativo delle lavorazioni è la formazione della suola d'aratura, ossia di uno strato a struttura particolare che implica modificazioni nei movimenti dell'acqua da e per gli strati più profondi, con situazioni di asfissia (Pagliai e Vignozzi, 2000).

La compattazione provoca la riduzione della conducibilità idraulica e termica, lo spostamento degli equilibri che regolano gli scambi gassosi, una maggiore resistenza alla crescita radicale, l'alterazione qualitativa della porosità e la dispersione dei minerali argillosi (con conseguenti fenomeni di scorrimento superficiale, formazione di croste e crepe in superficie) (Pagliai e Vignozzi, 2000).

La degradazione della struttura in aree in pendenza, in seguito a precipitazioni di notevole entità, può provocare la perdita per ruscellamen-

to di materiali dagli strati superficiali del suolo, che riduce la profondità utile dello stesso, costituisce una perdita di nutrienti e può causare l'interramento delle sistemazioni idrauliche, con danni enormi per la capacità produttiva dei terreni di aree marginali (Sequi, 2002).

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di valutare alcuni parametri fisico-chimici e la produttività di un suolo agrario ammendato con compost da RSU per la verifica della sua idoneità all'uso agricolo.

### **Materiali e metodi**

I rilievi e le analisi relativi al presente lavoro sono stati effettuati presso l'Azienda annessa all'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari, su un suolo argilloso a spessore profondo classificato come Typic Chromoxerert (Soil Taxonomy) nel corso dell'anno 2000 su parcelle coltivate in successione biennale frumento duro-barbabietola da zucchero. Le parcelle coltivate a barbabietola da zucchero erano state irrigate per aspersione e volume pari a 2500 m<sup>3</sup>.

L'ambiente delle prove, caratterizzato da un clima "termomediterraneo accentuato" (carte FAO UNESCO) presenta un andamento pluviometrico scarso ed irregolare con punte termiche superiori a 40°C e forte ventosità.

I suoli, analizzati prima della somministrazione del compost, erano caratterizzati da una discreta fertilità agronomica, ed in particolare da pH alcalino, tessitura argillosa, contenuto medio in azoto totale, sostanza organica e fosforo assimilabile, altissimo contenuto in potassio scambiabile, alta capacità di scambio cationico (Tab.1).

**Tabella 1.** Caratteristiche chimico-fisiche del suolo ad inizio esperienza

<b>Parametro</b>	<b>unità di misura</b>	<b>valore</b>	<b>commento</b>
pH (H <sub>2</sub> O 1:2,5)		8,3	alcalino
N totale (Kjeldhal)	%	0,12	mediamente fornito
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (Olsen)	mg kg <sup>-1</sup>	41	medio
K <sub>2</sub> O (ammonio acetato)	mg kg <sup>-1</sup>	1598	molto alto
Sabbia	%	19,5	
Limo	%	31,1	
Argilla	%	49,4	
Tessitura (USDA)			argillosa
CSC	meq 100g <sup>-1</sup>	32,9	alta
Sostanza organica	%	2,1	media
C/N		10	medio



Il compost da residui solidi urbani, raccolti in modo indifferenziato, utilizzato per la prova sperimentale proveniva da un impianto sito a Castel di Sangro (AQ) che riceve RSU e utilizza un sistema di trattamento di tipo aerobico con uso di cilindro DANO, (De Bertoldi, 1992; Vallini *et al.*, 1994) seguito da maturazione in aia, in modo di pervenire ad un'igienizzazione e stabilizzazione del prodotto finale che viene infine pellettizzato prima del confezionamento e dell'insacchettatura. Le caratteristiche chimiche del compost, riportate in tabella 2, sono state determinate con i metodi previsti per il terreno, opportunamente modificati (Ferri *et al.* 1996).

**Tabella 2.**  
Caratteristiche chimiche del  
compost da RSU

parametro	unità di misura	Valore
N totale	%	11,97
C totale	g kg <sup>-1</sup>	28
C/N		29,5
Cu	mg kg <sup>-1</sup>	158
Cr	mg kg <sup>-1</sup>	112,7
Cd	mg kg <sup>-1</sup>	1,95
Ni	mg kg <sup>-1</sup>	22,1
Co	mg kg <sup>-1</sup>	20,8
Mn	mg kg <sup>-1</sup>	163,8
Pb	mg kg <sup>-1</sup>	209,5
Zn	mg kg <sup>-1</sup>	381,5

Per entrambe le colture sono state prese in considerazione le seguenti tesi di lavoro: C = controllo senza compost, H1 = dose massima "agronomica" pari a 13,6 t ha<sup>-1</sup> di RSU (determinata sulla base delle esigenze nutritive delle colture e sulla dotazione naturale in azoto del suolo), H2 = doppio di H1, per un totale di 6 tesi (2 colture x 3 trattamenti). Lo schema sperimentale prevedeva parcelle di 40 m<sup>2</sup> disposte a blocchi randomizzati con tre repliche per un totale di 9 parcelle per ogni blocco. I parametri considerati e rilevati nel mese di ottobre 2000 dopo la raccolta meccanica sia del frumento che della barbabietola sono stati:

- pH (in H<sub>2</sub>O, rapporto suolo-acqua 1:2,5, per via potenziometrica),
- tessitura (metodo del densimetro),
- capacità di scambio cationico in ammonio acetato,
- sostanza organica (metodo di Walkley e Black);
- resistenza alla penetrazione (C.I.) misurata nei diversi strati, per mezzo di penetro-logger (Ejikelkamp) con angolo del cono di 60° ed area di base di 1cm<sup>2</sup> spinto nel terreno ad una velocità costante. Per ogni tesi, compreso il testimone, sono stati effettuati 10 rilievi penetrometrici alla profondità di 0-0,10; 0,11-0,20 e 0,21-0,30 m;
- massa volumica apparente (MVA) e umidità, misurate mediante il prelievo di campioni con carotatore per prelievi di terreno indisturbato con volume di 1x10<sup>-4</sup> m<sup>3</sup> da 0,05 a 0,10 m di profondità. I campioni così prelevati sono stati pesati e messi in stufa a 105°C fino al raggiungimento di un peso costante;

- produzioni rilevate su area di saggio di 20 m<sup>2</sup> per barbabietola e su tutta la parcella per il frumento.

- valori qualitativi per frumento e barbabietola da zucchero: proteine = N % (misurato con CHN) x 5,70 per il frumento e saccarosio da grado polarimetrico per la barbabietola.

I dati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi della varianza univariata.

### **Risultati e discussione**

Di seguito, separatamente per le due colture, sono riportati i risultati relativi alle indagini effettuate.

#### **Barbietola da zucchero**

Relativamente al suolo coltivato a barbabietola da zucchero, dall'analisi dei risultati (Tab. 3) è emerso che il valore della resistenza alla penetrazione aumentava con la profondità e questo in linea con precedenti prove effettuate (Marsili e Servadio, 1992); inoltre, fra le tesi a confronto, negli strati più superficiali (0-0,10 m) il valore più basso si è rilevato nella tesi BH1, trattata con la dose massima "agronomica" pari a 13,6 t ha<sup>-1</sup> di RSU e quello più elevato nella tesi BC mentre negli strati più profondi la situazione si inverte ed il valore più basso si è rilevato nella tesi BC e quello più elevato nella tesi BH1 (3,55 MPa). Entrambi i valori evidenziano comunque una elevata tenacità del suolo considerato a tessitura argillosa da imputare anche al fatto che i rilievi sono stati effettuati nel mese di ottobre dopo la raccolta meccanica della barbabietola. (O'Sullivan, 1992)

Tabella 3. Risultati dei parametri fisici rilevati sulla coltura della bietola

tesi	U (%)	U %	CI (MPa)	CI (MPa)	MVA	MVA
	(0.10-0.20m)	(0.11-0.20m)	(0-0.10 m)	(0.11-0.20m)	(g cm <sup>-3</sup> ) (0-0.10 m)	(g cm <sup>-3</sup> ) (0.11-0.20m)
BH1	25,37 a	27,77 a	2,13 a	3,55 a	1,04 b	0,97 b
BH2	27,27 a	28,03 a	2,51 a	3,15 a	1,02 a	0,99 b
BC	24,77 a	28,40 a	2,93 a	2,63 a	1,12 b	0,90 a

P ≤ 0.05

Per quanto riguarda i risultati relativi alla massa volumica apparente, rilevati nello strato più superficiale e fra le tesi a confronto, il valore più elevato ( $1,12 \text{ g cm}^{-3}$ ), riscontrato nella tesi BC, è risultato coerente con quello della resistenza alla penetrazione, mentre nello strato più profondo il valore più elevato ( $0,99$ ) è stato riscontrato nella tesi BH2 trattata con  $27,2 \text{ t ha}^{-1}$  di RSU dove anche il valore della resistenza alla penetrazione era risultato elevato ( $3,15 \text{ MPa}$ ). Quanto sopra evidenzia un andamento alquanto correlato fra i due parametri fisici considerati.

Relativamente agli altri parametri considerati e riportati in tabella 4 non si sono riscontrate differenze significative fra le tesi a confronto per pH, CSC, sostanza organica e granulometria. Per quanto riguarda le produzioni, le rese maggiori si sono ottenute nella tesi BH2, dove è stata riscontrata anche la maggiore percentuale di saccarosio nei tuberi.

Tabella 4. Risultati dei rilievi effettuati sulla coltura della bietola

tesi	pH	Sabbia %	Limo %	Argilla %	CSC meq $100 \text{ g}^{-1}$	s.o% %	Produzione Saccarosio $\text{t ha}_1$	Saccarosio %
BH1	8,3 a	47,3 a	26,0 a	26,7 a	33,5 a	2,6 a	41,64 a	9,4 a
BH2	8,3 a	48,0 a	26,0 a	26,0 a	33,5 a	2,7 a	44,06 b	9,9 b
BC	8,3 a	47,5 a	25,5 a	27,0 a	34,0 a	2,7 a	41,7 a	9,7 a

$P \leq 0,05$

### Frumento duro

Relativamente al suolo coltivato a frumento duro, fra le tesi a confronto, è emerso un valore della resistenza alla penetrazione più elevato per la tesi FH1 sia negli strati più superficiali ( $0-0,10 \text{ m}$ ) che in quelli più profondi ( $0,11-0,20$ ) (Tab. 5). I valori più bassi si sono rilevati invece nella tesi FH2, trattata con  $27,2 \text{ t ha}^{-1}$  di RSU.

Tabella 5. Risultati dei parametri fisici considerati relativi alla coltura del frumento

tesi	U %	U %	CI (MPa)	CI (MPa)	MVA	MVA
	(0.10-0.20 m)	(0.11-0.20 m)	(0.0-0.10 m)	(0.11-0.20 m)	(g $\text{cm}^{-3}$ ) (0.0-0.10 m)	(g $\text{cm}^{-3}$ ) (0.11-0.20 m)
FH1	26,53 a	27,87 a	2,52 c	3,05 c	1,04 a	1,04 a
FH2	22,77 a	23,87 a	1,56 a	2,19 a	1,07 a	1,02 a
FC	24,97 a	24,63 a	2,09 b	2,96 b	1,06 a	0,98 a

$P \leq 0,05$

Per quanto riguarda i risultati relativi alla massa volumica apparente, rilevati nello strato più superficiale e fra le tesi a confronto, i valori non differiscono in modo evidente fra di loro mentre negli strati più profondi (0,11-0,20) l'unico valore che si discosta è quello relativo alla tesi FC (0,98 g cm<sup>-3</sup>) che è inferiore agli altri due.

Come per la coltura della barbabietola non si sono riscontrate differenze significative per i parametri chimici del suolo considerati (Tab. 6). Relativamente alle produzioni ed al contenuto proteico non sono state osservate differenze significative fra le tesi a confronto.

**Tabella 6.** Risultati dei parametri chimici e delle produzioni relativi alla coltura del frumento

Tesi	pH	Sabbia %	Limo %	Argilla %	CSC meq 100 g <sup>-1</sup>	s.o %	Produzione t ha <sup>-1</sup>	Proteine %
FH1	8,3 a	46,0 a	28,7 a	25,3 a	32,9 a	2,7 a	4,09 a	11,5 a
FH2	8,4 a	44,7 a	27,7 a	27,6 a	33,1 a	2,7 a	3,91 a	11,5 a
FC	8,3 a	45,0 a	29,0 a	26,0 a	31,5 a	2,7 a	4,24 a	11,3 a

P ≤ 0.05

## Conclusioni

Dall'analisi dei risultati relativi alla valutazione di alcuni parametri fisico-chimici e della produttività di un suolo agrario argilloso amendato con compost da RSU, finalizzati alla verifica della sua idoneità all'uso agricolo, sono emersi risultati differenti per le due colture anche in virtù dei diversi sistemi di conduzione dovuti ai differenti tipi di coltura.

In entrambi i blocchi si è evidenziata comunque una elevata tenacità del suolo considerato, a tessitura argillosa, da imputare anche al fatto che i rilievi sono stati effettuati nel mese di ottobre dopo la raccolta meccanica delle colture.

Inoltre, i valori più elevati della resistenza alla penetrazione, rilevati nella barbabietola, per tutti i trattamenti, sono imputabili al fatto che questa coltura è stata irrigata e dunque i passaggi con le macchine per le varie operazioni colturali, sono stati effettuati con più elevati livelli di umidità.

Negli strati superficiali, in entrambe le colture, si è potuto rilevare un andamento positivo dei parametri fisici nelle tesi con apporto di sostanza organica rispetto al controllo. Mentre il più elevato valore della resi-

stenza alla penetrazione è stato riscontrato nelle tesi BH1 e FH1, solo negli strati più profondi.

Per quanto riguarda le produzioni, per la barbabietola da zucchero, le rese maggiori si sono ottenute nella tesi BH2, dove è stata riscontrata anche la maggiore percentuale di saccarosio nei tuberi, mentre per il frumento relativamente alle produzioni ed al contenuto proteico non sono state osservate differenze significative fra le tesi a confronto.

### **Bibliografia**

- AA.VV., 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali MiPAF, Roma.
- 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.
- DE BERTOLDI M., PERA A. E VALLINI G. 1983. "Principi del compostaggio" in Recupero biologico ed utilizzo agricolo dei rifiuti urbani. Simposio, Napoli Ottobre 1983.
- DE BERTOLDI M., 1992. Sistemi pratici di compostaggio: scelte impiantistiche e processistiche. *Acqua-Aria*, 10, 977-982.
- DE NOBILI M., MAGGIONI A., 1993. Influenza della sostanza organica sulle proprietà fisiche del suolo. In "Ciclo della sostanza organica nel suolo". Ed Patron, pp. 43-54.
- FERRI D., CONVERTINI G., GIGLIO L., LA CAVA P. (1996). Impiego di RSU-compost nell'Italia meridionale: effetti sulle colture (barbabietola e frumento) e sul terreno. Atti II Convegno Nazionale I.H.S.S. pp 18-37.
- GREENLAND, D.J., 1977. Soil damage by intensive arable cultivations: temporary or permanent? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 281, 193-208.
- MARSILI A., SERVADIO P., 1992. Prove sul compattamento del terreno agrario con due diversi tipi di pneumatici a confronto. (Tests on agricultural soil compaction with two different types of tyres in comparison). *Rivista di Ingegneria Agraria* 4, 193-199.
- O'SULLIVAN M.F., 1992. Compaction effects of rubber or metal-tracked tractor passes on agricultural soils. *Soil Tillage Res.* 37, 37-45.
- O'SULLIVAN M.F., 1992. Uniaxial compaction effects on soil physical properties in relation to soil type and cultivation. *Soil Tillage Res.* 24, 257-269.
- PAGLIAI M., VIGNOZZI N., 2000. Il sistema dei pori quale indicatore delle qualità strutturali dei suoli. Atti del Convegno SISS "Indicatori per la qualità del suolo", Roma, 29 marzo; pp. 229-238.
- SCHAFER, R.L., JOHNSON, C.E., 1990. Soil dynamics and cropping systems. *Soil Tillage Res.* 16, 143-152.
- 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.
- SEQUI P., 2002. The viewpoint of a soil scientist. In Proc. Of the Workshop "Biological treatment of biodegradable waste - Technical aspects". Bruxelles, april.
- SEQUI P., 2002. Qualità delle acque e agricoltura. Atti del Convegno del Cinquantenario SISS "L'emergenza suolo". Erice 16-22 maggio 2001. Bollettino SISS, vol. 51, pp. 41-80.

VALLINI G, PERA M, VALDRIGHI M., 1994. Biostabilizzazione ossidativa della sostanza organica: ecologia microbica e gestione biotecnologica del processo di compostaggio. Atti delle Giornate Europee di Studio sull' Ambiente: "Ingegneria della trasformazione in compost". Bari, 26-27 ottobre 1994.

# MODELLO CONCETTUALE DINAMICO PER LO STUDIO DEL TRASFERIMENTO DEL RADIOCESIO DAL TERRENO ALLE PIANTE D'INTERESSE AGRARIO

M. Brambilla, P. Fortunati, F. Carini

Università Cattolica del Sacro Cuore, Facoltà di Agraria.

Istituto di Chimica Agraria e Ambientale, Sezione Chimica del Suolo  
Via Emilia Parmense, 84. 29100 Piacenza (PC)

## Riassunto

I fattori di trasferimento suolo-pianta, comunemente utilizzati per la stima del trasferimento di radionuclidi ed altri elementi in traccia nelle catene alimentari sono espressi dalla relazione  $TF = Bq \cdot kg^{-1}$  massa vegetale secca /  $Bq \cdot kg^{-1}$  peso secco di terreno nella "rooting zone" secondo la quale la concentrazione di un inquinante all'interno di un vegetale è linearmente e unicamente correlata alla concentrazione media di tale elemento nella "rooting zone" (porzione di terreno esplorata dalle radici). D'altra parte, l'ampia variabilità dei TF riportati in letteratura suggerisce che la concentrazione media di un radionuclide nel suolo non possa essere considerata, da sola, l'unico fattore in grado di influenzarne l'assorbimento da parte dei vegetali. La presenza di ioni competitori nel sistema suolo-pianta e la differente capacità di assorbimento e traslocazione cui le piante sono soggette nelle varie fasi del proprio ciclo vegetativo possono altrettanto grandemente influenzare l'assorbimento e la traslocazione di radiocesio dal terreno.

Il modello concettuale dinamico proposto è stato creato con l'ausilio di un software per l'esecuzione di simulazioni dinamiche al fine di studiare e prevedere l'effetto delle interazioni che si realizzano nell'interfaccia suolo-radice sul trasferimento di  $^{134}Cs$  e  $^{137}Cs$  dal terreno alle piante. Il processo di assorbimento e traslocazione dal terreno alla pianta del radiocesio è descritto da un sistema costituito da tre variabili di stato (Cesio fissato, Cesio disponibile, Porzione epigeica) collegate da una rete d'interazioni dinamiche.

La procedura di validazione di questo modello concettuale è tuttora in corso e pur tuttavia s'intravede anche la possibilità di ulteriori interessanti applicazioni: infatti, oltre che per l'analisi di rischio legata all'ingresso degli inquinanti radioattivi nella catena alimentare, esistono altre situazioni operative in cui può essere utile un'adeguata previsione dell'assorbimento e della traslocazione degli elementi in traccia dal terreno come, per esempio, la bonifica di suoli contaminati da metalli pesanti mediante tecniche di fitodepurazione. I risultati riportati riguardano la calibrazione del sottomodulo concernente la fissazione del cesio nel terreno.

**Parole chiave:** Interazione suolo-pianta, assorbimento radicale, simulazione dinamica, trasferimento suolo-pianta, radiocesio, calibrazione

## Introduzione

L'adsorbimento del radiocesio da parte dei minerali argillosi è stato ampiamente studiato: Tamura e Jacobs (1960) hanno infatti dimostrato come i fillosilicati non espandibili (illite e mica) siano in grado di adsorbire dalla soluzione circolante quantità maggiori di radiocesio di quanto non possano fare vermiculite e montmorillonite. L'adsorbimento avviene lungo i bordi delle particelle argillose che, aprendosi, permettono lo scambio ionico fra Cs nella soluzione e il potassio presente negli interstrati (Brouwer *et al.*, 1964). Più recenti acquisizioni (Valcke *et al.*, 1994) suggeriscono che, nei terreni in cui la dotazione di sostanza organica arriva fino al 40%, l'adsorbimento di radiocesio avviene quasi esclusivamente sui margini dei minerali micacei mentre il principale ruolo dell'humus consisterebbe in un'azione "tamponante" nei confronti del Cs in soluzione con il risultato che il trasferimento di radiocesio dal terreno alle piante aumenta all'aumentare del tenore in sostanza organica (Selnaes *et al.*, 1992; Cremers *et al.*, 1990; Frissel *et al.*, 1990). Per quanto concerne l'assorbimento radicale, una delle più importanti limitazioni legata al calcolo dei fattori di trasferimento è la non adeguata considerazione riservata alla competizione fra ioni. Infatti i siti di adsorbimento delle miche degradate mostrano alta selettività non solo per lo ione Cs<sup>+</sup> ma anche per K<sup>+</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Cremers *et al.*, 1988; Valcke *et al.*, 1994). Inoltre, esiste un lento e quasi irreversibile processo di adsorbimento del Cs<sup>+</sup> nei minerali argillosi (Ehlken *et al.*, 2002) cui viene attribuita la tendenza dei TF a diminuire nel tempo successivo alla contaminazione (IAEA, 1994). La biodisponibilità di radiocesio per le piante è pure soggetta a variazioni in seguito all'azione degli apparati radicali e alla ridistribuzione che, in certi terreni, questo elemento subisce nella zona esplorata dalle radici (Ehlken *et al.*, 2002; Belli *et al.*, 1996).

Recentemente altri autori si sono cimentati nell'elaborazione di modelli previsionali circa il trasferimento del radiocesio dal suolo alle piante d'interesse agrario (Absalom *et al.*, 2001) con particolare riferimento ai terreni organici tipici del Nord Europa; pur tuttavia essi hanno focalizzato la loro attenzione sul trasferimento di tale elemento alle piante così che la dinamica che tale elemento ha in un terreno agrario anche in assenza di coltivazione può essere solo marginalmente studiata.

Lo scopo del presente lavoro è mostrare i risultati ottenibili da un modello previsionale che, nell'analisi della dinamica del trasferimento dei radionuclidi alle piante agrarie, considera anche il processo di fissazione del radiocesio nel terreno in seguito all'interazione di questo elemento con le argille del suolo.



### Materiali e metodi

Per l'allestimento del modello si è fatto uso del software di simulazione dinamica Vensim Professional 5.0 (Ventana System, USA): grazie all'aiuto di questo supporto è stato possibile progredire da un primo approccio, più semplice, ad uno più complesso che considerasse le costanti e i tassi di trasferimento più importanti.

Lo scenario ipotizzato è quello di una contaminazione del suolo derivante da una ricaduta radioattiva per via umida (pioggia radioattiva) oppure dall'uso di acqua irrigua precedentemente contaminata. Il diagramma concettuale del modello è di seguito rappresentato in figura 1.

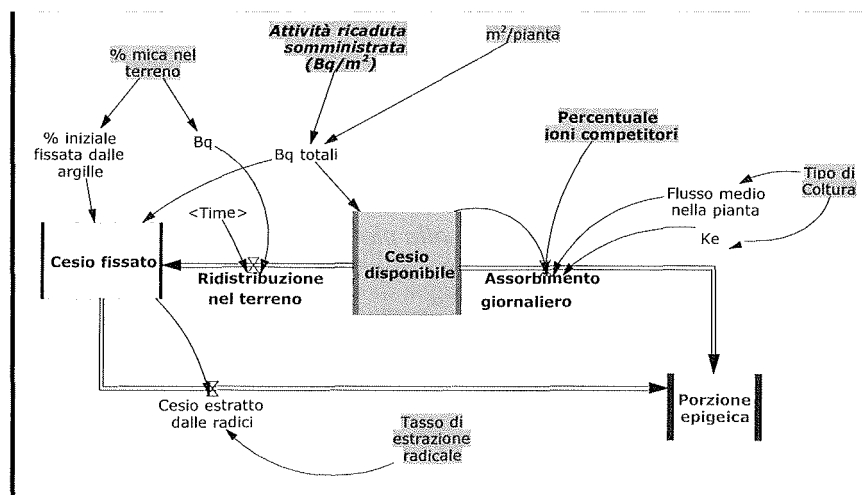


Figura 1. Diagramma concettuale del modello. In evidenza sono posti i parametri che devono essere inseriti per consentirne il funzionamento

Figure 1. Conceptual diagram of the model. The enlightened parameters are those required to run the model

### Descrizione del modello

Il modello è costituito da due sottomodelli che rappresentano il processo di fissazione del radiocesio da parte delle argille presenti nel terreno e la simulazione dell'assorbimento di radiocesio da parte degli organismi vegetali. Nel complesso il modello è costituito da tre variabili di stato che rappresentano i "pools" principali in cui il radiocesio è accumulato e sono tutte espresse in Bq:

- "*Cesio disponibile*": è la quantità di  $^{137}\text{Cs}$  non ancora fissata dalle argille; è disciolta nella soluzione del terreno e pertanto prontamente assimilabile dalle radici.

- "*Cesio fissato*": è la quantità di radiocesio che è adsorbita dai margini dei colloidi argillosi e che non le radici possono prontamente assorbire. Può essere resa nuovamente disponibile per l'assorbimento radicale in seguito alla degradazione delle argille o in seguito all'azione degli essudati radicali.

- "*Porzione epigeica*": rappresenta la porzione di vegetale in cui il radiocesio è trasportato successivamente all'assorbimento radicale. Può variare di volta in volta in funzione del tipo di pianta o dell'organo di cui si vuole conoscere il livello di contaminazione.

Le variabili di stato sono fra loro collegate da flussi di radioattività ( $\text{Bq}\cdot\text{giorno}^{-1}$ ) i quali rappresentano le quantità di radiocesio che giornalmente migrano da un pool all'altro; essi sono:

- "*Ridistribuzione nel terreno*": rappresenta la quantità (Bq) di radiocesio che è giornalmente fissata dalle argille nel terreno.

- "*Flusso medio di cesio alla pianta*": è la quantità di  $^{137}\text{Cs}$  che le radici possono ogni giorno prontamente assorbire dalla soluzione circolante.

- "*Cesio estratto dalle radici*": è la quantità giornaliera di  $^{137}\text{Cs}$  fissato dai colloidi argillosi che può essere estratto o assorbito a seguito della degradazione delle argille oppure per l'azione degli essudati radicali.

Il calcolo di questi flussi è possibile grazie a meccanismi di retroazione che coinvolgono variabili di stato, tassi di trasferimento ( $\text{giorni}^{-1}$ ) e variabili ausiliarie (figura 1). La trattazione di queste variabili con le relative unità di misura è di seguito fatta raggruppandole in funzione del flusso cui fanno riferimento

#### "*Ridistribuzione nel terreno*"

- "% iniziale fissata dalle argille" (adimensionale) rappresenta la percentuale di radiocesio che è istantaneamente fissata dai colloidi argillosi (vedi equazione 3); è utilizzata nella definizione della quantità iniziale di radiocesio presente nella variabile di stato "Cesio fissato".

- "*Bq totali*" (Bq) sono i Bq totali ricaduti sull'unità di superficie considerata. Questa variabile è calcolata a partire da:

- ♦ "*Attività ricaduta o somministrata*" ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ): è il dato sperimentale che rappresenta l'attività per unità di superficie dell'acqua irrigua contaminata di cui si è supposto l'utilizzo.

- “*m<sup>2</sup>/pianta*” (m<sup>2</sup>): è un dato “di campo” e consiste nella quantità di superficie a disposizione per ciascuna pianta .

- “*Bq*” (Bq) è una delle componenti del flusso che rappresenta la fissazione di cesio nelle argille (equazione 1); il calcolo di questa variabile è fatto a partire dalla % di mica presente nel terreno.

- “*% mica nel terreno*” (adimensionale): è il dato sperimentale che rappresenta la quantità percentuale di mica effettivamente presente nel terreno

“*Assorbimento giornaliero*”

- “*Percentuale ioni competitori*” (adimensionale): è un dato di laboratorio e rappresenta la percentuale di ammonio e potassio scambiabili rispetto alla capacità di scambio cationico.

$$\% \text{ ioni competitori} = \frac{([\text{NH}_4^+] + [\text{K}^+])}{\text{CSC}}$$

Questa variabile rientra nella quantificazione del flusso giornaliero di cesio alla pianta definito in seguito dall’equazione 6.

- “*Flusso medio nella pianta*” (Bq·giorni<sup>-1</sup>): è la quantità media di cesio che viene giornalmente assorbita dalla pianta.

- “*Tipo di coltura*”: è una variabile parametrica che identifica la coltura considerata

- “*Ke*”: costante, sperimentalmente ottenuta, che serve per la definizione del flusso medio di cesio alla pianta; essa varia al variare della coltura considerata.

“*Cesio estratto dalle radici*”

- “*Tasso di estrazione radicale*” (giorni<sup>-1</sup>): è una costante il cui valore è empiricamente determinato.

### Primo sottomodello: processo di fissazione del radiocesio

Il processo di fissazione del radiocesio da parte delle radici è descritto da un sistema costituito da due variabili di stato, “*Cesio disponibile*” e “*Cesio fissato*”, entrambi espressi in Bq e collegate da un flusso di radioattività, denominato “*Ridistribuzione nel terreno*”, espresso in Bq·giorno<sup>-1</sup>.

Il calcolo di questo flusso, di seguito rappresentato dall'equazione 1, è eseguito grazie alle variabili ausiliarie “% mica nel terreno” e “Bq”.

La calibrazione e la parametrizzazione di questo sottomodello sono state eseguite a partire da uno studio di Absalom *et al.* (1995) sulla capacità di ritenzione del radiocesio in cinque suoli della Cumbria; il cui diverso contenuto in argilla è riportato in tabella 1.

Da tale lavoro è stato possibile stimare come la variazione del flusso di fissazione delle argille nel tempo potesse essere rappresentato dalla seguente relazione:

$$1) \text{ Ridistribuzione nel terreno} = \frac{\text{"Bq"}}{\text{tempo}} = \frac{7.31 \times e^{-2.53(\% \text{ mica})}}{\text{tempo}} \quad [\text{Bq/giorno}]$$

Tabella 1. Diverso contenuto in argilla ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) nei terreni considerati (da Absalom *et al.*, 1995)

Table 1. Different clay content ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) in the considered soils (from Absalom *et al.* 1995)

Minerale argilloso	$\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$				
	Wastwater	Sellafield	Corney 1	Ennerdale	Woodend
Mica	-	0,05	0,03	0,25	0,07
Clorite	0,02	0,02	0,11	0,01	0,04
Caolinite	0,05	0,06	0,15	-	-
Vermiculite	0,01	0,01	-	-	-
Smectite	0,03	0,001	-	-	-
Totale	0,11	0,14	0,29	0,26	0,11

La quantità di cesio distribuita con l'acqua irrigua contaminata e quella inizialmente (istantaneamente) fissata dalle argille sono definite dalle relazioni:

$$2) \text{ Bq totali} = \text{"Attività ricaduta o somministrata"} \times \text{"m}^2/\text{pianta"} \quad [\text{Bq}]$$

$$3) \% \text{ iniziale fissata dalle argille} = 1.82 \times \text{"\% mica nel terreno"} + 0.33$$

[adimensionale]

Queste quantità sono importanti in quanto permettono di definire il valore iniziale (al tempo zero) delle due variabili di stato considerate in questo sottomodello (equazioni 4 e 5):

- 4) Cesio fissato = "Bq totali" x "% iniziale fissata dalle argille" [Bq]  
 5) Cesio disponibile = "Bq totali" x (1 - "% iniziale fissata dalle argille") [Bq]

Tabella 2. Valori attribuiti al flusso medio nella pianta e alla costante Ke in funzione della coltura considerata (derivati da Massas *et al.*, 2002)

Table 2. Average used values of the Ke constant calculated at the varying of the considered crop (from Massas *et al.* 2002)

Tipo di coltura	Flusso medio nella pianta (Bq·giorni <sup>-1</sup> )	Ke
0 ( <i>Helianthus annuus</i> )	1,64	0,7624
1 ( <i>Glycine max</i> )	9,29	0,8618

**Secondo sottomodello: assorbimento e traslocazione del radiocesio nei vegetali**

In questa sezione è rappresentata la dinamica del trasferimento del <sup>137</sup>Cs dal terreno alla porzione epigeica della pianta. Tale trasferimento è supposto avvenire sia per assorbimento diretto della quota di radiocesio che rimane in soluzione nel terreno, sia in seguito all'attività radicale che può rimobilizzarlo dalle argille in cui era stato in un primo tempo fissato.

Per quanto riguarda l'assorbimento del cesio disponibile, il flusso alla pianta è stimato nella equazione 6:

6) Assorbimento giornaliero = "Flusso medio nella pianta" x "% ioni competitori" - "Ke" [Bq/giorno] "Cesio disponibile" > 0

Questo tipo di relazione non è solo dipendente dalla percentuale di ioni competitori del cesio (rapporto fra le concentrazioni di ammonio e potassio scambiabili e la capacità di scambio cationica) ma dipende anche dal tipo di coltura in base alla quale il modello attribuisce dei valori opportuni al flusso medio nella pianta e alla costante Ke (Tabella 2).

La condizione d'esistenza di tale relazione è che il pool disponibile di cesio nella soluzione circolante sia maggiore di zero; in caso negativo il flusso è nullo.

Per quanto riguarda la rimobilizzazione del cesio fissato il flusso denominato "Cesio estratto dalle radici" è definito dalla seguente equazione:

7) Cesio estratto dalle radici= "Cesio fissato" x "tasso di estrazione radicale" [Bq/ giorno]

Sia l'assorbimento giornaliero medio che la quantità di cesio estratta dalle radici, pur partendo da due variabili di stato differenti, contribuiscono alla definizione della variabile di stato denominata "Porzione epigeica" il cui valore iniziale, per definizione è pari a zero.

Anche se in modo estremamente schematico, tutte le equazioni create e utilizzate dal software di simulazione dinamica sono successivamente rappresentate in appendice 1.

### Risultati e discussione

La procedura di validazione di questo modello è tuttora in atto. Pur tuttavia è possibile riportare il risultato parziale della calibrazione di questo modello operata con i dati prodotti da Absalom *et al.*, 1995 (grafico 1).

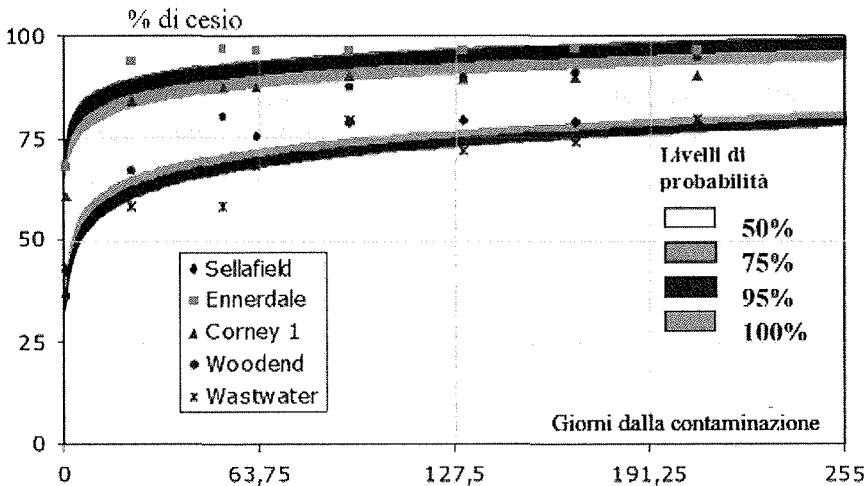


Grafico 1. Curve di probabilità della % di cesio fissato

Graph 1. Probability levels of the fixed caesium percentage

In questo grafico sono riportati gli ambiti di confidenza del modello per quanto riguarda la % di fissazione del radiocesio nel tempo, a parità di attività somministrata, nei cinque terreni con diverso tenore di argilla. Per l'ottenimento di queste curve si è supposto che sul terreno non vi fosse alcun tipo di pianta per cui l'assorbimento giornaliero del radiocesio e la

quantità estratta dalle radici sono stati posti uguali a zero. Tale grafico è stato ottenuto facendo variare simultaneamente gli input previsti dal modello concettuale (figura 1) secondo il range dei dati sperimentali; successivamente il software di simulazione dinamica ha prodotto 500 curve sulle quali è stata condotta l'analisi statistica. Dal grafico è possibile notare come la maggior parte dei punti sperimentali ricada nell'ambito di probabilità del 50%: questo testimonia che il processo di fissazione del radiocesio operato dalle argille del terreno può essere considerato adeguatamente rappresentato dal modello. Inoltre, per ciascuno dei punti sperimentali considerati, il rapporto fra valori predetti e valori misurati è inferiore a 10 come auspicato da Rombke e Moltmann (1996) secondo il confronto con il dato sperimentale è un indispensabile sostegno alla bontà di un sistema previsionale deve esistere purché, appunto, la differenza fra valori previsti e dato sperimentale non si amagge di un ordine di grandezza.

### **Conclusioni**

Anche se la procedura di validazione di questo modello è tuttora in corso, i risultati parziali presentati testimoniano la buona capacità previsionale di uno dei due sottomodelli creati. D'altro canto, il problema affrontato è decisamente complesso: molti sono i fattori da considerare e ponderare pur senza dimenticare che, la facilità d'uso di un sistema previsionale presuppone una struttura relativamente semplice e scevra da un'eccessiva parametrizzazione.

### **Bibliografia**

- ABSALOM *et al.* (1995). Radio-Cesium fixation dynamics: measurement in six Cumbrian soils. *European Journal of Soil Science*, 46, 461 – 469
- ABSALOM *et al.* (2001).- 2001. Predicting the transfer of radiocesium from organic soils to plants using soil characteristics. *Journal of Env. Rad.*, 52: 31-43.
- BELLI M. *et al.* (1996). The radiological consequences of the Chernobyl accident. Report EUR 16544 EN, Commission of the European Communities, Luxembourg.
- BROUWER *et al.* (1983). Cesium and rubidium ion equilibria in illite clay. *Journal of Physical Chemistry*, 87, 1213-1219
- CREMERS A. ET AL (1988). Quantitative analysis radiocesium retention in soils. *Nature*, 335, 247-249.
- EHLKEN S. *et al.* (2002). Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 58, 97-112
- IAEA (1994). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in the temperate environments. Technical Reports Series n° 364. International Atomic Energy Agency, Vienna
- MASSAS *et al.* (2002). Plant uptake of  $^{134}\text{Cs}$  in relation to soil properties and time. *Journal of Environmental Radioactivity*, 59, 245-255

- ROMBKE J., MOLTMANN J.F. (1996). Applied Ecotoxicology. Lewis Publishers: Boca Raton, London, Tokyo.
- SELNAES *et al.* (1992). Comparison of the uptake of radiocesium from soil to grass after nuclear weapons tests and the Chernobyl accident. *Analyst*, 117, 493-496
- TAMURA *et al.* (1960). Structural implications in cesium sorption. *Health Physics*, 2, 391 – 398
- VALCKE *et al.* (1994). Sorption-desorption dynamics of radiocesium in organic matter of soils. *Science of the total Environment*, 157, 275-283

### Appendice 1. Equazioni prodotte dal software di simulazione dinamica

- (01) “% iniziale fissata dalle argille” =  $1,82 \cdot \% \text{ mica nel terreno}$  + 0,33 Units: Dmnl
- (02) “% mica nel terreno” = 0.05 Units: Dmnl
- (03) Assorbimento giornaliero = IF THEN ELSE(Cesio disponibile > 0, Flusso medio nella pianta \* Percentuale ioni competitori  $^{-K_e}$ , 0) Units: Bq/Day
- (04) “Attività ricaduta o somministrata (Bq/m<sup>2</sup>)” = 100 Units: Bq/(m<sup>2</sup>\*m)
- (05) Bq =  $7.32 \cdot \text{EXP}(-2.53 \cdot \% \text{ mica nel terreno})$  Units: Bq
- (06) Bq totali = “Attività ricaduta o somministrata (Bq/m<sup>2</sup>)” \* m<sup>2</sup>/pianta” Units: Bq
- (07) Cesio disponibile = INTEG (-Ridistribuzione nel terreno - Assorbimento giornaliero, Bq totali - (Bq totali \* % iniziale fissata dalle argille)) Units: Bq
- (08) Cesio estratto dalle radici = Cesio fissato \* Tasso di estrazione radicale Units: Bq/Day
- (09) Cesio fissato = INTEG (Ridistribuzione nel terreno - Cesio estratto dalle radici, Bq totali \* % iniziale fissata dalle argille) Units: Bq
- (10) FINAL TIME = 255 Units: Day
- (11) Flusso medio nella pianta = IF THEN ELSE(Tipo di Coltura = 0, 1.6425, IF THEN ELSE(Tipo di coltura = 1, 9.2931, 0)) Units: Bq/Day
- (12) INITIAL TIME = 0 Units: Day
- Ke = IF THEN ELSE (Tipo di Coltura = 0, 0.7624, IF THEN ELSE (Tipo di Coltura = 1, 0.8618, 1) ) Units: Dmnl
- (14) “m<sup>2</sup>/pianta” = 1 Units: m<sup>2</sup>
- (15) Percentuale ioni competitori = questo è un dato sperimentale Units: Dmnl
- (16) Porzione epigeica = INTEG (Assorbimento giornaliero + Cesio estratto dalle radici, 0) Units: Bq
- (17) Ridistribuzione nel terreno = IF THEN ELSE (Time > 0, Bq/Time, 0) Units: Bq/Day
- (18) SAVEPER = TIME STEP Units: Day
- (19) Tasso di estrazione radicale = 0 Units: 1/Day
- (20) TIME STEP = 1 Units: Day E' l'intervallo di tempo con cui viene portata avanti la simulazione.
- (21) Tipo di Coltura = 3 Units: Dmnl

\*\*Dmnl = Dimensionless = numero puro (adimensionale)



*EFFETTI DELL'AMMENDAMENTO CON  
RSU-COMPOST DA RACCOLTA DIFFERENZIATA  
SU ALCUNE PROPRIETÀ DI UN TERRENO COLTIVATO  
A POMODORO E GIRASOLE IN ROTAZIONE  
CON FRUMENTO DURO*

G. Convertini, D. Ferri, M. Maiorana, F. Montemurro

Istituto Sperimentale Agronomico  
Via C. Ulpiani, 5 - 70125 Bari

**Abstract**

The first results of our research concerning fertilisation with municipal solid wastes (MSW) compost from selected collecting were reported in this paper.

The trial, still in progress in the experimental field of Institute, was carried out on a silty-clay soil (Typic Chromoxerert), on two rotations (tomato - durum wheat and sunflower - durum wheat). Two N levels of mineral nitrogen (0 and 100 kg ha<sup>-1</sup> on sunflower; 0 and 140 kg ha<sup>-1</sup> on tomato) and one level of MSW compost, corresponding to the aforesaid doses, 100 and 140 N kg ha<sup>-1</sup>, were compared on a randomised block design, with three replications. On durum wheat were spread only 100 kg ha<sup>-1</sup> of mineral nitrogen.

On soil samples collected from each plot at 0-40 cm depth, organic C (total, extractable and humified), mineral N, available P, exchangeable K and heavy metals were determined. The results show less variations on organic C (total, extractable and humified) and on all soil humification parameters determined. During the trial period heavy metals were not accumulated.

**Key words:** MSW-compost, TOC, TEC, humification parameters, heavy metals, tomato, sunflower

**Riassunto**

In questa ricerca si vuole confrontare la fertilizzazione azotata minerale con un compost ottenuto da rifiuti solidi urbani raccolti in maniera differenziata e determinare gli effetti dei rispettivi trattamenti su alcune caratteristiche di un suolo pugliese interessato a due rotazioni biennali (pomodoro - frumento duro; girasole - frumento duro). La prova è in corso nell'azienda sperimentale dell'I.S.A. a Foggia su un terreno limo-argilloso (Typic

Chromoxerert). Su un disegno sperimentale a blocco randomizzato con tre ripetizioni, sono posti a confronto due livelli di concime minerale (0 e 100 kg N ha per il girasole; 0 e 140 kg per il pomodoro) ed uno con RSU-compost, equivalente alle due dosi su indicate. Da ogni parcella elementare sono stati prelevati campioni di terreno ad una profondità di 40 cm e su di essi determinati i contenuti di C organico totale, estraibile ed umificato, N minerale ( $N-NO_3 + N-NH_4$  scambiabile), P assimilabile, K scambiabile, la C.S.C. ed alcuni metalli pesanti.

I risultati mostrano, per le tesi trattate con il compost da raccolta differenziata, variazioni sensibili nel C organico (totale, estratto ed umificato) e nei parametri di umificazione del terreno; non si evidenziano accumuli in metalli pesanti.

---

**Parole chiave:** RSU-compost, TOC, TEC, parametri di umificazione, metalli pesanti, pomodoro, girasole.

### **Introduzione**

L'aggiunta di materiale organico al suolo (residui colturali, RSU-compost, letame) attenua il processo di degradazione della sostanza organica "nativa" del terreno, in quanto viene introdotto del materiale più labile che viene attaccato più facilmente dai microrganismi, e contribuisce a salvaguardare l'ecosistema da variazioni irreversibili nel pool organico del suolo, determinate dalle coltivazioni intensive e dagli interventi agronomici (Gallardo-Lara e Nogales, 1987; Shiralipour *et al.*, 1992; Ferri *et al.*, 1995).

Si calcola, infatti, che almeno il 70% dei terreni agrari sottoposti a concimazione minerale risulta compromesso, se non gravemente danneggiato. Altre tecniche agronomiche che portano all'impovertimento in sostanza organica dei suoli sono le lavorazioni frequenti e profonde, le monocolture e le rotazioni molto strette. Il ruolo della sostanza organica è, quindi, sempre più importante; infatti, un elevato contenuto in sostanza organica nel terreno influenza le proprietà fisiche dello stesso, assicura un buon valore di capacità di scambio cationico, riduce la mobilità degli elementi nutritivi nella soluzione circolante, impedendo la perdita di sostanze utili grazie all'azione degli enzimi, evita l'inquinamento delle acque di falda, migliora la porosità del suolo, favorisce la stabilizzazione chimica della struttura, riduce i processi di erosione dei suoli e incrementa l'attività dei microrganismi e quella enzimatica.

Il riciclaggio dei rifiuti solidi urbani nei terreni agrari (Basile, 1995; Pinamonti, 1997; Benedetti e Sequi, 1998) potrebbe risolvere, almeno in parte, i problemi derivanti dallo smaltimento degli stessi e dall'impatto ambientale, oltre che contribuire all'arricchimento di materiale organico del terre-

no (Senesi *et al.*, 1989; Giusquiani *et al.*, 1995). In numerosi studi (De Bertoldi *et al.*, 1987; Businelli *et al.*, 1998; Goldberg Federico *et al.*, 1991) sono stati rilevati risultati molto positivi con l'impiego di RSU - compost, anche se l'accumulo di questa biomassa potrebbe determinare nel tempo un inquinamento da sostanze organiche e inorganiche indesiderate o in eccesso. La presenza di metalli pesanti rappresenta, ad esempio, un fattore limitante la qualità di un compost e il suo impiego in agricoltura, anche perché le concentrazioni in metalli pesanti variano in funzione delle matrici in ingresso, delle differenze geografiche, colturali e delle fluttuazioni stagionali (Giusquiani *et al.*, 1992).

### **Materiali e metodi**

Su un terreno limo-argilloso (Typic Chromoxerert, Soil Taxonomy - USDA) del Tavoliere pugliese sono stati coltivati, in rotazione biennale con il frumento duro, pomodoro e girasole; queste due colture sono state trattate con due tipi di fertilizzanti: nitrato ammonico e RSU-compost, distribuiti in quantità tali da corrispondere allo 0 e al 100% dell'azoto normalmente somministrato al pomodoro e al girasole nell'ambiente di prova.

Il compost da RSU è stato somministrato annualmente circa un mese prima del trapianto del pomodoro e della semina del girasole alla profondità di 30 - 40 cm con attrezzature di campo adeguate.

Le modalità di concimazione per il girasole sono le seguenti:

N100comp = fertilizzazione organica con compost, pari a 100 kg N ha<sup>-1</sup> e a 55 q ha<sup>-1</sup> di compost (alla semina).

N100min = fertilizzazione minerale, pari a 100 kg N ha<sup>-1</sup> e a circa 3 q ha<sup>-1</sup> di nitrato ammonico (metà alla semina, metà in copertura).

N0 = testimone non fertilizzato.

Per il pomodoro sono state applicate le seguenti dosi:

N140comp = fertilizzazione organica con compost, pari a 140 kg N ha<sup>-1</sup> ed a 88,6 q ha<sup>-1</sup> di compost (alla semina).

N140min = fertilizzazione minerale, pari a 140 kg N ha<sup>-1</sup> e a 4,2 q ha<sup>-1</sup> di nitrato ammonico (metà alla semina, metà in copertura).

N0 = testimone non fertilizzato.

Il successivo frumento duro, indipendentemente dalla coltura che lo precedeva nella rotazione, ha ricevuto 50 e 100 kg N ha<sup>-1</sup>, in copertura. I trattamenti sono stati effettuati su parcelle elementari di 40 m<sup>2</sup>, distribuite in cam-

po secondo un disegno sperimentale a blocco randomizzato, con tre repliche.

All'inizio ed alla fine di ciascun ciclo colturale, nello strato 0-40 cm, sono stati prelevati campioni di terreno da ogni singola parcella elementare; su di essi sono state effettuate le determinazioni di:

Carbonio organico totale (TOC), estratto (TEC) ed umificato C(HA+FA) (Sequi *et al.*, 1986); N minerale (N-NO<sub>3</sub> + N-NH<sub>4</sub> scambiabile) e metalli pesanti (Zn, Cu, Ni, Pb, Cd) sono stati determinati secondo i metodi ufficiali di analisi chimica del suolo (MiRAAF, 1994) rispettivamente mediante estrazione con KCl 1M e acqua regia.

Dai dati sperimentali rilevati sono stati calcolati i seguenti coefficienti:

Grado di umificazione = DH% = C(HA+FA)/TEC\*100;

Tasso di umificazione = HR% = C(HA+FA)/TOC\*100;

Carbonio organico estratto e non umificato = NH = TEC - C(HA+FA);

Indice di umificazione = H I= NH/ C(HA+FA).

Tutte le determinazioni effettuate sul terreno sono state eseguite anche sul compost (Tab. 1) prelevato dall' "Impianto di selezione meccanica e compostaggio rifiuti solidi urbani (RSU)" del Consorzio Intercomunale C.I.V.E.T.A. (Cupello, Chieti). Il processo aerobico di compostaggio prevedeva il conferimento di RSU, la triturazione, una prima vagliatura, la separazione magnetica del materiale ferroso, una seconda vagliatura, la formazione di cumuli nell'aia di compostaggio, una vagliatura fine e lo stoccaggio del compost maturo. Anche se il materiale ottenuto non rientra ancora nei limiti della Legge n. 748/84, non andrebbe sottratto ad un uso agronomico in quanto se si usassero come combustibile queste biomasse ricche in N si produrrebbero ossidi di N con un potere riscaldante tre volte maggiore degli ossidi di C e, d'altro canto, si perderebbero preziosi elementi di fertilità del terreno.

Tabella 1. Variazioni nel tempo di alcune caratteristiche chimiche del compost maturo usato per la prova sperimentale

	Umidità	N	Ceneri	P	pH	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	
			g/100g					mg/kg			
Marzo 01	Media	13,12	1,58	62,82	1,09	7,7	657	333	719	1,5	196
	C.V.	3,3	2,2	0,5	6,6	0,8	7,7	9,5	44,0	10,2	13,4
Ottobre 01	Media	6,12	1,35	66,96	0,83	7,0	845	327	622	1,1	239
	C.V.	6,2	12,3	1,7	15,4	1,4	38	10,6	33,2	30,3	9,6

## **Risultati e discussione**

Nella figura 1 sono riportati i dati di TOC e TEC relativi alle parcelle coltivate a pomodoro e girasole; il suo esame evidenzia come l'aggiunta di compost da raccolta differenziata al terreno determini un incremento del C organico totale (TOC) nelle parcelle ex-pomodoro superiore a quello riscontrato in N140 min, in cui si ha un decremento, e mostri un effetto meno evidente sul C organico delle parcelle coltivate con il girasole, per le quali gli incrementi in TOC sono di minore entità rispetto alle parcelle sottoposte alla concimazione tradizionale (N100 min). Per quanto riguarda il C organico estratto (TEC), nelle parcelle ex-pomodoro si ha un suo decremento non significativo tra inizio e fine prova fra i trattamenti sperimentali. Al contrario, somministrando il compost ( $100 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) su girasole, si determina un incremento del C organico estratto; ciò evidenzia una modifica positiva nel pool organico del terreno, che viene arricchito di frazioni umificabili, senza però compromettere il valore agronomico potenziale (miglioramenti nelle proprietà chimiche, fisiche e biologiche del suolo).

Nella figura 2 sono rappresentati gli andamenti nel tempo del C umificato e del DH; il C umificato mostra che non ci sono effetti selettivi della coltura, che peraltro non sembra interagire con la pratica agronomica di ammendamento con compost da raccolta differenziata. Il compost non determina variazioni di rilievo rispetto al trattamento con N minerale, in quanto il C umificato del terreno decresce con entrambi i trattamenti considerati. Anche se riferiti al solo primo anno di prova, il grado di umificazione (DH) tende a decrescere nel tempo. Infatti, l'aggiunta di sostanza organica al suolo introduce una frazione organica poco umificata, che ovviamente fa decrescere il grado di umificazione nelle parcelle trattate con il compost. Anche il tasso di umificazione (HR, Fig. 3) rilevato nelle parcelle trattate con il compost presenta una diminuzione che è però più netta nel terreno ex-pomodoro, certamente per la motivazione esposta in precedenza. Il materiale organico presente nelle parcelle coltivate a pomodoro e ammendate con il compost sembrerebbe quindi meno umificato rispetto alle parcelle ex-girasole.

L'indice di umificazione (HI, Fig. 3), coerentemente con quanto visto sinora, presenta un incremento nelle parcelle sia del pomodoro che del girasole per i trattamenti in studio, anche se l'aumento più evidente è stato rilevato nelle parcelle ex-pomodoro.

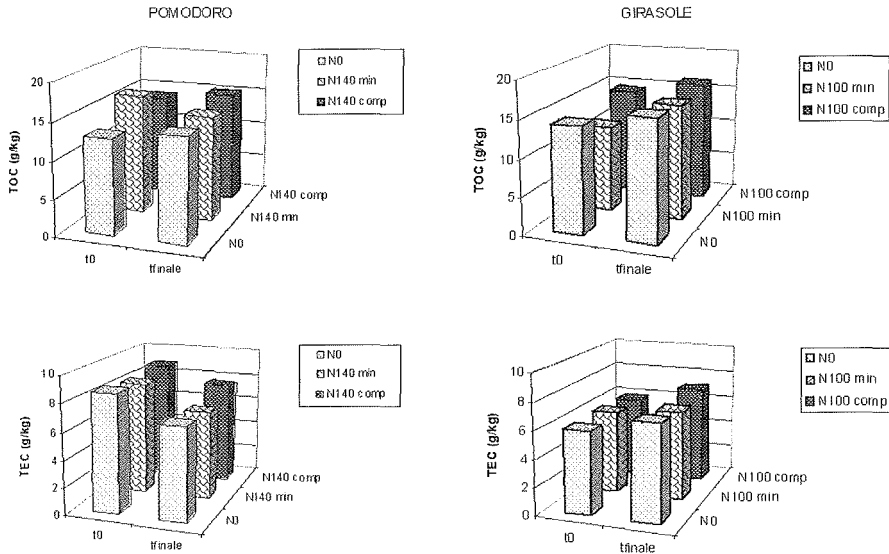


Figura 1. Andamento nel tempo del C organico totale (TOC) e del C organico totale estratto (TEC), in funzione dei trattamenti e delle colture

Figure 1. Effects of experimental treatments and crops on total organic (TOC) and extracted Carbon (TEC)

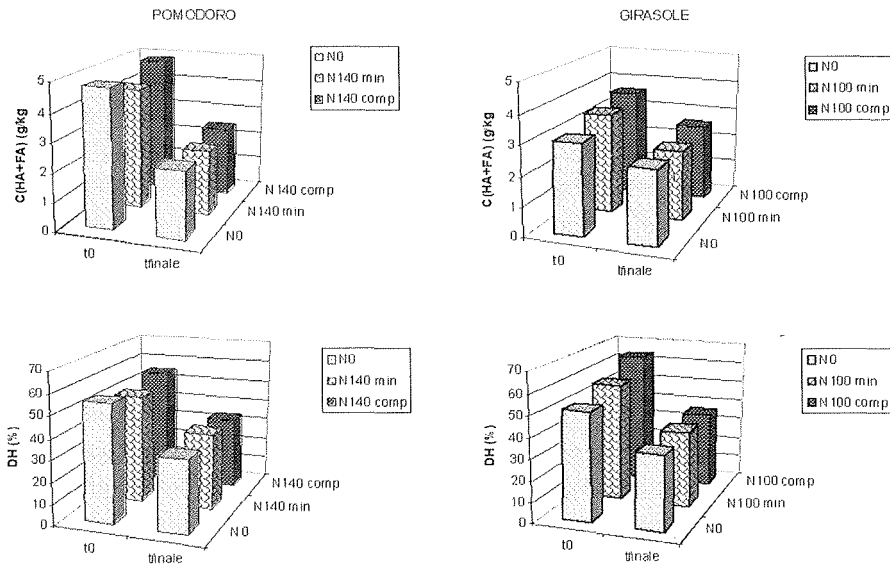


Figura 2. Andamento nel tempo del C organico umificato [C(HA+FA)] e del grado di umificazione (DH), in funzione dei trattamenti sperimentali e delle colture

Figure 2. Effects of experimental treatments and crops on humified organic Carbon [C(HA + FA)] and on degree of humification (DH)

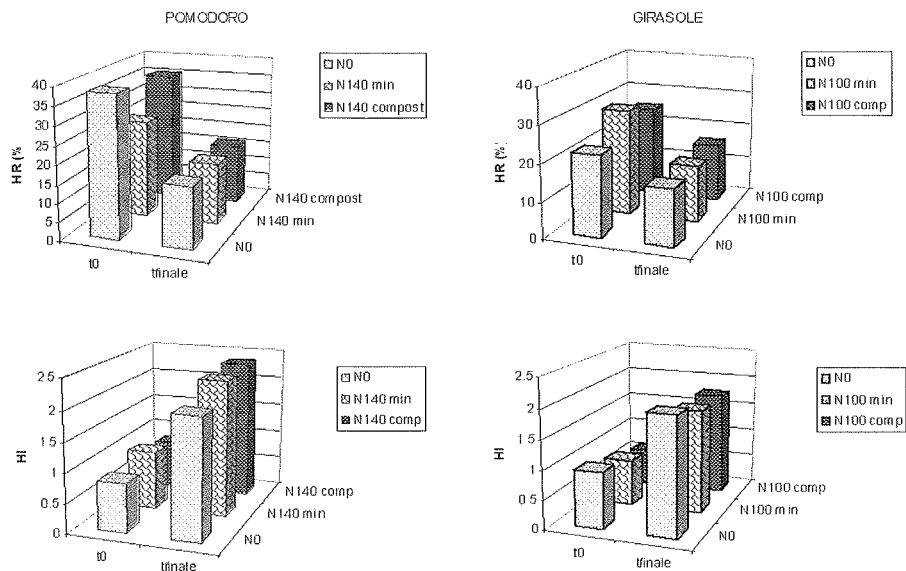


Figura 3. Andamento nel tempo del tasso di umificazione (HR) e dell'indice di umificazione (HI), in funzione dei trattamenti sperimentali e delle colture

Figure 3. Effects of experimental treatments and crops on humification rate (HR) and on humification index (HI)

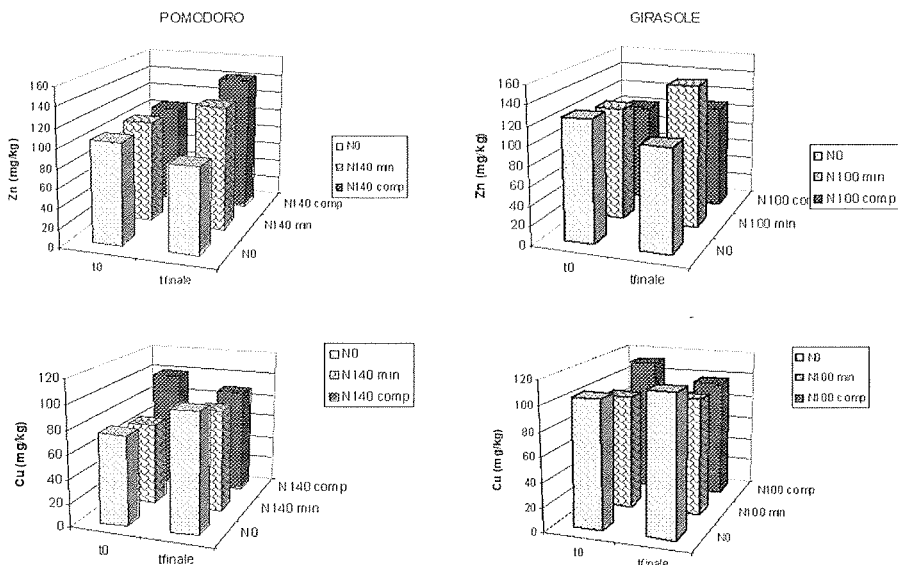


Figura 4. Andamento nel tempo del contenuto in Zn e in Cu, in funzione dei trattamenti sperimentali e delle colture

Figure 4. Effects of experimental treatments and crops on Zn and Cu contents

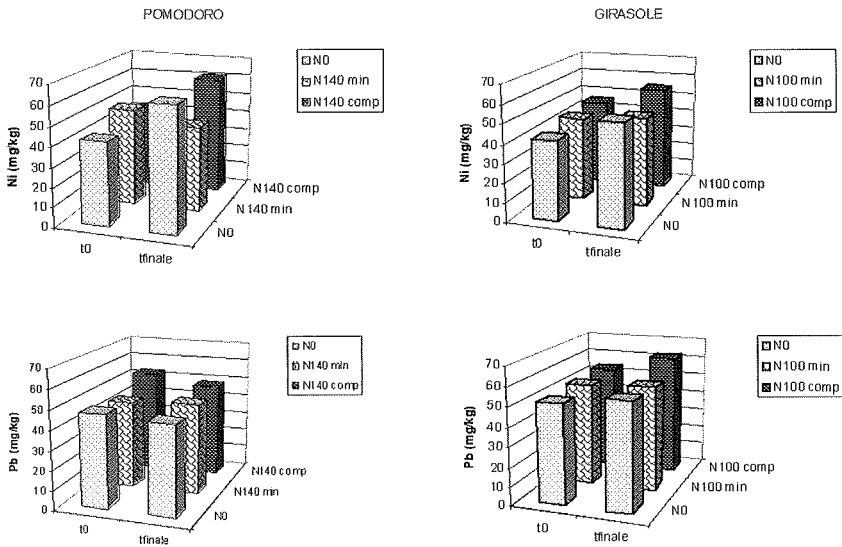


Figura 5. Andamento nel tempo del contenuto in Ni e in Pb, in funzione dei trattamenti sperimentali e delle colture

Figure 5. Effects of experimental treatments and crops on Ni and Pb contents

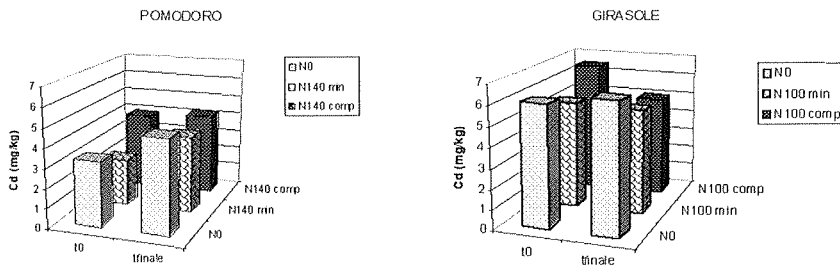


Figura 6. Variazione nel tempo del contenuto in Cd, in funzione dei trattamenti sperimentali e delle colture

Figure 6. Effects of experimental treatments and crops on Cd content

Per quanto riguarda i metalli pesanti, l'accumulo di Zn (Fig. 4) nelle parcelle coltivate a pomodoro per effetto del compost è forse dipendente dalle quantità più elevate di biomassa aggiunte a questa coltura rispetto a quelle somministrate al girasole. Potrebbe comunque trattarsi di una variazione casuale, visto che nell'altro appezzamento (ex-girasole) un analogo incremento è stato osservato con il fertilizzante minerale. E' chiaro comunque che, data la composizione del compost, la variazione dello Zn nel terreno va seguita nel tempo. Il contenuto in Cu (Fig. 4) non sembra aumentare



significativamente per effetto dell'aggiunta del compost in nessuno dei due appezzamenti, ma, anzi, diminuire leggermente, mentre un lieve accumulo si riscontra nel trattamento con N minerale nelle parcelle ex-pomodoro. Il contenuto in Ni (Fig. 5) del terreno coltivato a pomodoro è superiore a quello riscontrato nelle parcelle coltivate a girasole, ma non si può esprimere un parere al riguardo. Per il Pb (Fig. 5) non si evidenzia un effetto accumulo con l'aggiunta di compost, ma un effetto coltura, in quanto si è manifestato un lieve incremento nelle parcelle ex-girasole.

Per quanto riguarda, infine, il contenuto in Cd (Fig. 6), non si ha alcuna variazione nelle parcelle coltivate a pomodoro con l'aggiunta di compost, mentre un leggero accumulo è determinato dall'applicazione del fertilizzante minerale. Nelle parcelle coltivate a girasole si evidenzia un decremento di questo elemento con l'aggiunta di compost da raccolta differenziata.

### **Conclusioni**

Nelle prove sperimentali di pieno campo non è semplice pervenire a conclusioni definitive, in quanto si è in presenza di troppe variabili. Tuttavia, i risultati sinora ottenuti evidenziano come la somministrazione alle colture in esame (girasole e pomodoro) di quantitativi medi di RSU-compost sia ben tollerata da queste ultime e non determini effetti negativi sulle proprietà chimico - fisiche del terreno. Inoltre, la diminuzione del tasso di umificazione dimostra che l'aggiunta di biomassa al terreno aumenta il contenuto in sostanza organica ed il suo ritmo di umificazione. I metalli pesanti apportati con il compost dopo un anno di prova, infine, non hanno modificato la composizione del terreno, anche se va approfondito lo studio per valutare le loro quote assimilabili

E' chiaro che questi risultati devono essere confermati nel tempo, soprattutto verificando, nel lungo periodo, l'azione esercitata sul sistema pianta - suolo dall'aggiunta di questa biomassa di scarto stabilizzata, la cui qualità deve essere sempre più migliorata.

### **Bibliografia**

- BASILE G., 1995. Inquinamento del suolo. Da: Difesa del Suolo e Tutela dell'Ambiente. Basso, ed. Pitagora, Bologna, 405-438.
- BENEDETTI A., SEQUI P. (eds.), 1998. I fertilizzanti organici. Verona, ed. L'Informatore Agrario.
- BUSINELLI, M., GIUSQUIANI, P.L., GIGLIOTTI, G., 1988. Evoluzione dei residui solidi urbani durante il compo-

- staggio e loro influenza sulla fertilità del suolo. Proc. Int. Congress Energy and Materials Recovery from Wastes. Perugia, Italy, 6-9 June. E. Santucci (ed.) Litograf. Perugia, Italy, pp. 233 - 242
- DE BERTOLDI, M., FERRANTI, M. P., L'HERMITE, P., ZUCCONI, F. (eds.), 1987. Compost: production, quality and use. Elsevier Applied Science Publishers, London, New York.
- FERRI D., CONVERTINI G., MAIORANA M., 1995. Evoluzione dell'N minerale, del C e dei parametri di umificazione di un vertisuolo trattato con diverse modalità di interrimento dei residui colturali del frumento. Atti XIII Convegno Nazionale SICA, 111-121.
- GALLARDO-LARA F., NOGALES R., 1987. Effects of the application of town refuse compost on the soil-plant system. *Biol. Wastes*, 19, 35-62.
- GIUSQUIANI P.L., GIGLIOTTI G., BUSINELLI D., 1992. Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils. *J. Environ. Qual.*, 21, 330-335.
- GIUSQUIANI P.L., PAGLIAI M., GIGLIOTTI G., BUSINELLI D., BENEDETTI A., 1995. Urban waste-compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.*, 24, 175-182.
- GOLDBERG, FEDERICO, L., ROSSI, N., SPALLACCI, P., 1989. Agricultural use of organic wastes (livestock slurries, sewage sludges, composts): the situation in Italy. *Chimica Oggi*, 7, 29 - 32.
- MIRAAF, 1994. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. ISMEA. Roma.
- PINAMONTI F., 1997. L'impiego del compost sui terreni agricoli. *L'Informatore Agrario*, 44, 45-49.
- SENESI, N., SPOSITO, G., HOLTZCLAW, K.M., BRADFORD, G.R., 1989. Chemical properties of metal-humic fractions of a sewage sludge-amended aridisol. *J. Environ. Qual.*, 18, 186 - 194.
- SEQUI P., DE NOBILI M., LEITA L., CERCIGNANI G., 1986. A new index of humification. *Agrochimica*, 30, 175-179.
- SHIRALIPOUR A., MCCONNELL D. B., SMITH W. H., 1992. Uses and benefits of MSW compost: a review and assessment. *Biomass and Bioenergy*, 3, 267-279.

## TRASFERIMENTO SUOLO-PIANTA DI $^{134}\text{CS}$ E $^{85}\text{SR}$ IN MORA (RUBUS FRUTICOSUS)

P. Fortunati, M. Brambilla, F. Carini

Istituto di Chimica Agraria e Ambientale, sez. Chimica del Suolo Facoltà di Agraria Università Cattolica del Sacro Cuore, Piacenza

### Abstract

The soil to plant transfer factors

$$\left( \text{TF}_p = \frac{\text{Bq}_{\text{plant}} \cdot \text{g}_{\text{d.w. plant}}^{-1}}{\text{Bq}_{\text{soil}} \cdot \text{pot}^{-1}} \text{ and } \text{TF}_{pc} = \frac{\text{Bq}_{\text{plant component}} \cdot \text{g}_{\text{d.w. plant component}}^{-1}}{\text{Bq}_{\text{soil}} \cdot \text{pot}^{-1}} \right)$$

of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{85}\text{Sr}$  to a bush plant, blackberry, were investigated at short term after an acute release. The presented results are the outcome of two experimental years. They have been produced for the validation of the SPADE suite of codes. This work was carried out in collaboration with the Mouchel Consulting Ltd and it has been founded by the Food Standards Agency (FSA) (UK).

Blackberry plants were grown in pots filled with a mixture of peat, pumice and compost, and placed under a ventilated tunnel in field. The scenario was simulated, considering an acute fall-out of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{85}\text{Sr}$  in soluble form, onto the soil surface, at two phenological stages of blackberry growing: predormancy (Autumn) and anthesis (Spring). After the contamination, each set of plants has been cultivated until to the ripening of fruits which have been collected. Following the harvest, every plant has been divided in leaves, canes and roots. The concentration of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{85}\text{Sr}$  in every sample was determined by direct  $\gamma$ -spectrometry.

Soil to fruit  $\text{TF}_p$  are approximately one order of magnitude higher for  $^{85}\text{Sr}$  ( $\sim 10^{-4}$ ) than for  $^{134}\text{Cs}$  ( $\sim 10^{-5}$ ).

The greater difference between the  $\text{TF}_p$  of Cs and Sr is observed as result of the autumnal contamination during the first year, registering for the Cs  $9,2\text{E}-06$ , while for the Sr  $2,1\text{E}-04$ . The organ with the greater  $\text{TF}_{pc}$  for the two radionuclides is the root. Cs reaches the maximum  $\text{TF}_{pc}$  of  $2,9\text{E}-05$  in the roots in both the years, as a result of the spring contamination while, the Sr catches up the maximum value of  $3,1\text{E}-04$  as a result of the autumnal contamination of the first year. High levels of Sr are also shown in leaves and canes, while Cs beyond to the roots is accumulated preferentially in fruits. Cs is mainly present in the young organs of the plant showing a biochemistry similar to K.

**Key words:** Caesium, Strontium, Soil to plant transfer factors, Blackberry, Fruit contamination, Acute fall-out.

## Riassunto

Nel seguente lavoro sono presentati i risultati di una sperimentazione di durata biennale riguardante i fattori di trasferimento suolo-pianta

$$\left( TF_p = \frac{Bq_{\text{pianta}} \cdot g_{\text{s.s. pianta}}^{-1}}{Bq_{\text{suolo}} \cdot \text{vaso}^{-1}} \text{ e } TF_{pc} = \frac{Bq_{\text{componente della pianta}} \cdot g_{\text{s.s. componente della pianta}}^{-1}}{Bq_{\text{suolo}} \cdot \text{vaso}^{-1}} \right)$$

di  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$  in piante di mora in seguito ad un acuto rilascio di questi radionuclidi nell'ambiente. I risultati ottenuti sono stati utilizzati per la validazione di un modello dinamico previsionale (SPADE). Questo lavoro è stato condotto in collaborazione con la Mouchel Consulting Ltd ed è stato finanziato dal Food Standards Agency (FSA) (UK).

Le piante di mora sono state allevate sotto tunnel, in vasi riempiti con una miscela di torba, pomice e compost.

La contaminazione è stata compiuta simulando una ricaduta acuta di  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$  al suolo (in forma solubile), nelle seguenti fasi fenologiche delle piante: predormienza (autunno) e antesi (primavera). Dopo la contaminazione ogni set di piante è stato coltivato fino alla maturazione dei frutti, i quali sono stati successivamente raccolti. Al termine della raccolta, ogni pianta è stata tagliata, frazionandola in foglie, tralci e radici.

Per ogni organo (frutti, foglie, tralci e radici) è stata determinata la concentrazione di  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$  tramite spettrometria- $\gamma$  diretta.

I risultati ottenuti hanno mostrato  $TF_p$  di un ordine di grandezza maggiori per lo Sr ( $\sim 10^{-4}$ ) che per il Cs ( $\sim 10^{-5}$ ).

La differenza maggiore tra i  $TF_p$  di Cs e Sr si osserva in seguito alla contaminazione autunnale nel corso del primo anno, registrando per il Cs  $9,2 \cdot 10^{-6}$ , mentre per lo Sr  $2,1 \cdot 10^{-4}$ . L'organo di maggiore accumulo per i due radionuclidi è la radice.

Il Cs mostra il medesimo  $TF_{pc}$  massimo di  $2,9 \cdot 10^{-5}$  all'interno delle radici in entrambe le annate, in seguito alla contaminazione primaverile mentre, lo Sr raggiunge il valore massimo di  $3,4 \cdot 10^{-4}$  in seguito alla contaminazione autunnale del primo anno. Alti livelli di Sr si riscontrano anche in foglie e fusti, mentre il Cs oltre alle radici si accumula preferenzialmente nei frutti.

Il Cs tende ad essere maggiormente presente negli organi giovani della pianta mostrando un biochimismo simile al K.

**Parole chiave:** Cesio, Stronzio, fattori di trasferimento suolo-pianta, Mora, contaminazione dei frutti, ricaduta atmosferica acuta.

## Introduzione

Radionuclidi artificiali, derivanti dall'uso dell'energia nucleare, possono essere immessi accidentalmente negli ecosistemi agrari, contaminando la catena alimentare. Questo desta grande preoccupazione per l'uomo a causa del rischio di irradiazione interna in seguito all'ingestione di alimenti contaminati.

Tra i radionuclidi artificiali quelli del Cs e dello Sr sono risultati di particolare importanza a causa della loro lunga emivita (30,1 anni per  $^{137}\text{Cs}$  e 28,1 anni per  $^{90}\text{Sr}$ ) e della loro conseguente permanenza nell'ambiente.

In questo lavoro vengono presentati alcuni risultati di uno studio sperimentale condotto dall'Università Cattolica del Sacro Cuore per la Mouchel Consulting Ltd (UK) e finanziato dal Food Standards Agency (FSA), Radiological Safety Division (Project No. RP0157).

I risultati prodotti in questo lavoro sono stati utilizzati per la validazione del modello dinamico previsionale SPADE (Thorne, Coughtrey, 1983), utilizzato per migliorare la comprensione della dose di rischio in seguito connessa all'ingestione di frutti contaminati con radionuclidi.

Lo scopo generale del progetto è stato quello di migliorare la comprensione dei processi determinanti il livello di radioattività nelle piante da frutta in funzione del tempo tra la contaminazione e la raccolta, in particolare per quanto riguarda i frutti di bosco. Scarse sono infatti le informazioni disponibili riguardo a questi piccoli frutti, il cui consumo è particolarmente diffuso soprattutto in Nord Europa. Nel presente lavoro sono confrontati i risultati di una sperimentazione di durata biennale, condotta su piante di mora (*Rubus fruticosus*) riguardante il fattori di trasferimento suolo-pianta di  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$ . Questi particolari radioisotopi sono stati scelti per la loro corta emivita (2,1 anni per  $^{134}\text{Cs}$  e 64,8 giorni per  $^{85}\text{Sr}$ ) in modo da minimizzare l'impatto ambientale della sperimentazione.

In particolare si è cercato di valutare l'importanza del tipo di radionuclide e dell'età del vegetale, nel determinare l'entità del trasferimento dei  $^{134}\text{Cs}$  e dello  $^{85}\text{Sr}$  alle diverse componenti delle piante ed, in particolare, alle parti eduli.

## Materiali e metodi

### Pratiche agricole

Nella presente ricerca sono state utilizzate 12 piantine di mora domestica, cultivar Chester thornless, trapiantate fra il 10 ed il 13 Settembre del 1999 in vasi con capacità di 20 l. Il substrato colturale è utilizzato è stato una miscela di torba (55% del totale), pomice e compost, impiegato impiegata per la coltivazione di prodotti orticoli. Le sue principali caratteristiche fisico-chimiche sono riportate nella tabella 1.

**Tabella 1.** Caratteristiche fisico-chimiche del substrato colturale prima (\*) e dopo la coltivazione delle piante di mora (\*\*), e dell'acqua di irrigazione (‡)

**Table 1.** Physical and chemical features of the irrigation water (‡) and of growing substrate before (\*) and after the blackberry growth (\*\*)

Parametro	Valore
Densità (g / cm <sup>3</sup> )	0,52
pH in CaCl <sub>2</sub>	6,2
Sostanza Organica (%)	39,1
CEC (cmol(+)/meq/100 kg)*	55,3
CEC (cmol(+)/kgmeq/100 g)**	47,4
Ca totale (mg/kg)*	17354
Ca totale (mg/kg)**	21864
Ca scambiabile (mg/kg)*	4554
Ca scambiabile (mg/kg)**	5163
K totale (mg/kg)*	4821
K totale (mg/kg)**	4134
K scambiabile (mg/kg)*	1994
K scambiabile (mg/kg)**	1991
Mg scambiabile (mg/kg)*	638
Mg scambiabile (mg/kg)**	1126
Ca (ppm)‡	349
K (ppm)‡	78

I vasi sono stati disposti sotto tunnel, coperto con PVC nella parte superiore, lasciando scoperto 1 m da terra. Ciò ha minimizzato la perdita di radioattività in seguito alle precipitazioni, mentre ha consentito la naturale ventilazione e l'impollinazione da parte degli insetti e del vento. Le piante sono state organizzate in due file sotto il tunnel. Le distanze fra le piante e fra le file sono state rispettivamente 1 m e 2 m. Le piante, le quali hanno uno sviluppo semiprostrato, sono state sostenute tramite tutori, ottenendo ottenendo la figura di doppia T. Le more sono state irrigate secondo le esigenze (utilizzando un impianto d'irrigazione automatico a goccia) e sono state regolarmente fertilizzate e trattate con antiparassitari per il controllo delle malattie.

### Disegno sperimentale

La sperimentazione, di durata biennale, è consistita nella contaminazione nel corso di ogni anno di un set di piante (costituito da tre replicati) per ognuna delle seguenti fasi fenologiche: pre-dormienza (autunno) e antesi (primavera). La contaminazione è stata compiuta umettando la superficie del substrato colturale con una soluzione acquosa di  $^{134}\text{CsCl}$  e  $^{85}\text{SrCl}_2$ , simulando una ricaduta per via umida in seguito ad un rilascio acuto dei radionuclidi nell'atmosfera. Dopo la contaminazione, la superficie del terreno è stata coperta con uno strato di argilla espansa per separare la parte aerea delle piante dal terreno ed impedire così la loro contaminazione diretta.

Tabella 2. Disegno sperimentale

Table 2. Experimental design

Età della pianta alla data di Contaminazione (anni)	Data di contaminazione	Stadio vegetativo	N° replicati	Giorni dalla contaminazione alla raccolta
1	13/10/1999	Predormienza	3	288
2	15/5/2000	Antesi	3	76
2	27/10/2000	Predormienza	3	269
3	16/5/2000	Antesi	3	76

### Raccolta

La raccolta dei frutti, effettuata alla piena maturazione, è stata scalare ed è durata circa un mese per entrambi gli anni della sperimentazione. I frutti sono stati raccolti regolarmente ogni due giorni e sono stati tenuti separati per replicato. Durante il mese della raccolta i frutti sono stati conservati tramite congelamento.

Al termine della raccolta, la parte aerea di ogni pianta è stata tagliata e frazionata in: foglie, tralci e radici.

Tutti i campioni sono stati pesati freschi e dopo essiccazione in stufa a ventilazione a  $60^\circ\text{C}$ .

Ogni campione è stato tritato ed omogeneizzato prima di essere analizzato.

### Analisi gamma

La concentrazione di  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$  in ogni campione è stata misurata tramite spettrometria gamma diretta. Il rivelatore impiegato è un HpGe con un'efficienza del 38% e una risoluzione FWHM di 1.76 KeV a 1.33 MeV del  $^{60}\text{Co}$ .

Ogni campione è stato analizzato per un tempo sufficiente per raccogliere almeno 4000 conteggi netti nei picchi di interesse raggiungendo un errore massimo del 3-4% al 95% di confidenza. Differenti geometrie di conteggio sono state impiegate, a seconda del volume del campione analizzato.

### Risultati e discussione

#### Fattori di trasferimento di $^{134}\text{Cs}$ e $^{85}\text{Sr}$ per pianta

In figura 1 e 2 sono presentati i fattori di trasferimento per pianta rispettivamente di  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$  espressi come:

$$\text{TF}_p = \frac{\text{Concentrazione attività nella pianta (Bq} \cdot \text{g}_{\text{s.s.}}^{-1})}{\text{Concentrazione attività nel suolo (Bq} \cdot \text{vaso}^{-1})}$$

I  $\text{TF}_p$  sono stati approssimativamente di un ordine di grandezza maggiori per lo Sr rispetto al Cs (figg. 1 e 2), differenza analoga a quella trovata da Juznic (1989) con piante di ribes e da Green *et al.* (1997) con piante di fragola.

Una spiegazione di questa differenza è la diversa biodisponibilità degli elementi nel substrato colturale; il Cs infatti viene fissato dai minerali argillosi e reso quindi meno biodisponibile (Hird *et al.* 1996). Altro fattore che può influenzare i TF per Cs e Sr, oltre al tipo di pianta e alle specifiche esigenze nutrizionali, è il rapporto tra la concentrazione di questi e la frazione scambiabile del corrispondente elemento vicariante nel substrato colturale (K per il Cs e Ca per lo Sr; tabella 1).

La differenza maggiore tra i  $\text{TF}_p$  di Cs e Sr si osserva in seguito alla contaminazione autunnale nel corso del primo anno, registrando per il Cs  $9,2\text{E} \cdot 10^{-6}$ , mentre per lo Sr  $2,1 \cdot 10^{-4}$ .

Differenze minori si osservano nel corso del secondo anno sperimentale dove, in seguito alla contaminazione primaverile, il Cs presenta un valore di  $1,6\text{E} \cdot 10^{-5}$  e lo Sr di  $8,7\text{E} \cdot 10^{-5}$ . Tra il primo ed il secondo anno si



evidenzia quindi una diminuzione della differenza tra i  $\text{TF}_p$  dei due radionuclidi, mostrando per il Cs e lo Sr comportamenti differenti. Nel corso del 2° anno il Cs viene maggiormente assorbito rispetto al primo, probabilmente a causa della maggiore età e sviluppo delle piante, con conseguente maggiore traspirazione ed "uptake" radicale. Lo Sr invece mostra nel secondo anno  $\text{TF}_p$  minori rispetto al primo, forse a causa delle caratteristiche dell'acqua d'irrigazione utilizzata, la quale ha apportato, nel corso dell'intera sperimentazione, quantità elevate di Ca e Mg. Questo apporto ha incrementato la frazione scambiabile di questi elementi nel substrato (tabella 1) e limitato di conseguenza l'assorbimento dello Sr da parte della pianta.

Il Cs mostra i maggiori  $\text{TF}_p$  in seguito alla contaminazione primaverile (figura 1). Probabilmente, in seguito alla contaminazione all'antesi, il Cs somministrato rimane più biodisponibile a causa di un minore intervallo di tempo tra la contaminazione e la raccolta, e quindi di una minore fissazione da parte delle argille. In questo modo può essere maggiormente assorbito dalla pianta che, durante la primavera, si trova in una fase di rapida crescita.

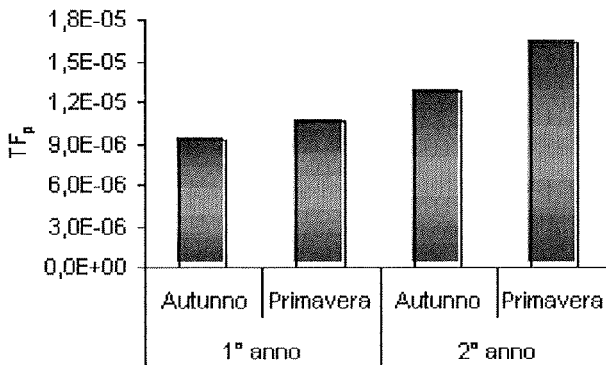


Figura 1.  
 $\text{TF}_p$  di  $^{134}\text{Cs}$  per pianta

Figure 1.  
 $^{134}\text{Cs}$   $\text{TF}_p$  per plant

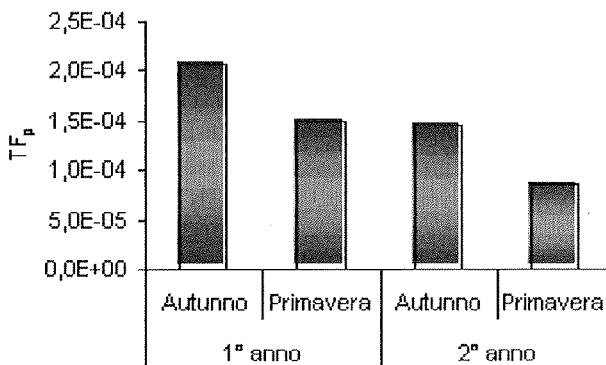


Figura 2.  
 $\text{TF}_p$  di  $^{85}\text{Sr}$  per pianta

Figure 2.  
 $^{85}\text{Sr}$   $\text{TF}_p$  per plant

Per lo Sr i maggiori  $TF_p$  si osservano in seguito alla contaminazione autunnale rispetto alla primaverile (figura 2). Questo è spiegabile considerando come, tra la contaminazione autunnale e la raccolta, intercorra un intervallo di tempo maggiore rispetto alla contaminazione primaverile, consentendo alla pianta di assorbire il radionuclide (che rimane più biodisponibile nel terreno rispetto al Cs) per un maggiore intervallo di tempo.

### Fattori di trasferimento per $^{134}\text{Cs}$ e $^{85}\text{Sr}$ nei vari componenti della pianta

In figura 3 e 4 sono presentati i fattori di trasferimento nei vari componenti della pianta ( $TF_{pc}$ ), rispettivamente di  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$  espressi come:

$$TF_{pc} = \frac{\text{Concentrazione attività nelle componenti della pianta (Bq} \cdot \text{g}_{\text{s.s.}}^{-1})}{\text{Concentrazione attività nel suolo (Bq} \cdot \text{vaso}^{-1})}$$

I  $TF_{pc}$  sono media aritmetica di 3 replicati.

L'organo nel quale si ha il maggiore accumulo per entrambi i radionuclidi oggetto di studio è la radice (figura 3 e 4).

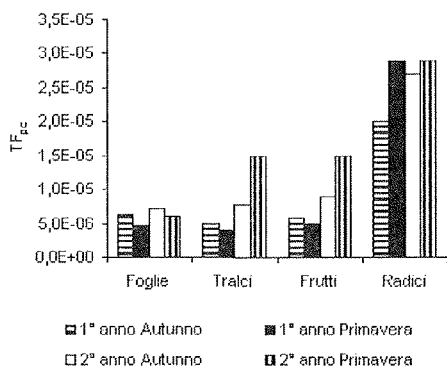


Figura 3.

$TF_{pc}$  di  $^{134}\text{Cs}$  negli organi della pianta

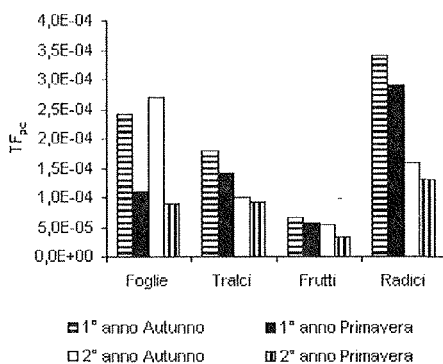


Figura 4.

$TF_{pc}$  di  $^{85}\text{Sr}$  negli organi della pianta

Figure 3.  
 $^{134}\text{Cs}$   $TF_{pc}$  in plant parts

Figure 4.  
 $^{85}\text{Sr}$   $TF_{pc}$  in plant parts

Il Cs mostra il medesimo valore  $\text{TF}_{\text{pc}}$  massimo di  $2,9 \cdot 10^{-5}$  nelle radici in entrambe le annate, in seguito alla contaminazione primaverile mentre lo Sr raggiunge il valore massimo di  $3,4 \cdot 10^{-4}$  in seguito alla contaminazione autunnale del primo anno.

Nella figura 4 si può vedere che, dopo le radici, lo Sr si accumula maggiormente nei tralci e nelle foglie rispetto ai frutti. Questo andamento è opposto rispetto a quello del Cs (figura 3) il quale si concentra maggiormente nei frutti rispetto a tralci e foglie. Il comportamento osservato per i due radionuclidi è in accordo con quanto pubblicato da Carini e Lombi (1997) in uno studio condotto su piante di vite. Gli autori mostrano infatti come le foglie e i tralci in crescita si comportino da "sink" per lo Sr, mentre il Cs si accumula maggiormente nei frutti.

Lo Sr mostra in tutti gli organi della pianta i maggiori  $\text{TF}_{\text{pc}}$  in seguito alla contaminazione autunnale (figura 4). Il Cs mostra invece i maggiori valori in seguito alla contaminazione primaverile per quanto riguarda le radici in entrambi gli anni e per tralci e frutti nel corso del secondo anno (figura 3), mostrando così una più pronta traslocazione ai tessuti della pianta in rapido accrescimento ovvero ai tessuti giovani. Gli organi giovani della pianta evidenziano quindi maggiori concentrazioni di Cs rispetto a quelli vecchi, come anche pubblicato da Strebl *et al.* (1995) in una ricerca condotta su piante di conifere e cespugli di mirtillo.

Altro fattore responsabile della maggiore attività del Cs nei tessuti giovani può essere una sua ritraslocazione dai tessuti più vecchi, mostrando un biochimismo simile al K nei confronti del quale il Cs ha un'azione vicariante negli ecosistemi. Il K è noto infatti per essere trasferito dagli organi vegetali più vecchi verso i più giovani, preferenzialmente in direzione dei tessuti meristematici (P. Violante, 1996).

### **Conclusioni**

Di seguito sono presentate le conclusioni di un lavoro sperimentale di durata biennale riguardante i fattori di trasferimento suolo-pianta (TF) in piante di mora (*Rubus fruticosus*) in seguito a contaminazione via suolo con  $^{134}\text{Cs}$  e  $^{85}\text{Sr}$ .

I fattori di trasferimento TF suolo-pianta sono di un ordine di grandezza maggiori per lo Sr rispetto al Cs.

Nel secondo anno sperimentale in seguito ad un maggiore svi-

luppo delle piantine e quindi ad una maggiore traspirazione si osservano fattori di trasferimento maggiori per il Cs.

L'organo di maggiore accumulo per i due radionuclidi è la radice. Alti livelli di Sr si riscontrano anche in foglie e fusti, mentre il Cs oltre alle radici si accumula preferenzialmente nei frutti.

Il Cs tende ad essere maggiormente presente negli organi giovani della pianta mostrando un biochimismo simile al K.

### **Ringraziamenti**

Gli autori sono riconoscenti al: Food Standards Agency (FSA), Radiological Safety Division (UK) per il contributo finanziario. Dott. Nick Mitchell della Mouchel Consulting Ltd (UK) per la proficua collaborazione. Sig. Fabrizio Speroni (UCSC) per il suo importante contributo al lavoro sperimentale.

### **Bibliografia**

- CARINI F., LOMBI E. (1997). Foliar and soil uptake of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{85}\text{Sr}$  by grape vines. *The Science of the Total Environment*, 207, 157-164.
- GREEN N., WILKINS B.T. & HAMMOND D.J. (1997). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 226, (1-2), 195-200.
- HIRD A. B., RIMMER D. L., & LIVENS F.R. (1996). Factors affecting the sorption and fixation of caesium in acid organic soils. *European Journal of Soil Science*, 47, 97-104.
- JUZNIC K. (1989). On transfer of  $^{90}\text{Sr}$  from soil to plants. VIth Report of the Working Group Soil-to-Plant Transfer Factors. Prepared by RIVM, pp. 45-51, Bilthoven, The Netherlands.
- STREBL F., GERZABEK M.H., KARG V. (1995). Soil-plant transfer factors in forest ecosystem. In *Proceedings of Environmental Impact of Radioactive Releases*, pp.716-718 IAEA.
- THORNE M.C., COUGHTREY P.J., (1983). Dynamics models for radionuclides transports in Soil, Plant and Domestic Animals. In *Ecological Aspects of Radionuclides Releases*. Ed. by P.J. Coughtrey, J.N.B. Bell and T.M. Roberts. Blackwell Scientific Publication Oxford pp.127-139.
- VIOLANTE P. (1996). *Chimica del Suolo e Nutrizione delle Piante*. Edagricole – Edizioni Agricole della Calderini.

## *INNEVAMENTO ARTIFICIALE: ADDITIVI DEL MANTO NEVOSO E DINAMICA DELL'AZOTO IN SUOLI ALPINI*

M. Freppaz<sup>1,2</sup>, C. Rixen<sup>2</sup>, V. Stöckli<sup>2</sup>, R. Scalenghe<sup>3</sup>, E. Zanini<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Università degli Studi di Torino

Laboratorio centro di saggio della Neve e dei Suoli Alpini (LNSA)  
Via Leonardo da Vinci 44 - 10095 Grugliasco (TO)

<sup>2</sup> Istituto Federale per lo Studio della Neve e delle Valanghe (SLF),  
Flüelstrasse 11, 7260 Davos Dorf (CH)

<sup>3</sup> Università degli Studi di Palermo - ACEP Pedologia  
Viale delle Scienze - 90128 Palermo

### **Abstract**

The production of artificial snow has increased considerably in the last years to meet unstable snow conditions during the ski season. Commonly, ice nucleation active (INA) bacteria are added to the snow to enhance ice crystal formation. Furthermore, salts like ammonium nitrate ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) are applied on surfaces of racing pistes to harden the snow. In this study, we investigated the influences of these snow additives on soil nitrogen dynamics in alpine soils carrying out snowmelt experiments in a climate chamber.

The soil was sampled in Davos (CH) (46°47'N; 9°49'E), at an elevation of about 1530 m a.s.l. The vegetation cover was represented by a permanent meadow (*Trisetetum flavescens*). Plastic columns with a permeable septum at the bottom were filled with 100 g of fresh top soil and three types of snow made of (1) deionised water, (2) deionised water with INA bacteria and (3) deionised water with  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . The snow was melted in the climate chamber simulating spring melting rate (3 mm hour<sup>-1</sup>). Ammonium and nitrate concentrations were determined before and after the melt treatments in the soil and, after the treatments, in the meltwater and in the soil leachates.

The melting of the snow without additives and with INA determined a decrease of  $\text{N-NH}_4^+$  and  $\text{N-NO}_3^-$  soil concentration, while the melting of the snow containing  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  caused an increase. Nevertheless all the meltwaters determined the inorganic N leaching from the soil. The inorganic N concentration in the leachates ranged between 11.1 mgL<sup>-1</sup> and 71.7 mgL<sup>-1</sup> after the melting respectively of snow with INA and  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ .

These results suggest that the meltwater of snow with  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  may act as a fertilization. The use of INA seemed not to affect the soil inorganic nitrogen dynamics. All the meltwaters determined the inorganic N leaching from the soil, revealing the importance of spring snowmelting in the soil nutrient dynamics of alpine soils.

**Key words:** artificial snow, additives, inorganic nitrogen forms, alpine soils

## Riassunto

L'impiego dell'innevamento artificiale è notevolmente aumentato nel corso degli ultimi anni al fine di garantire un adeguato innevamento delle piste da sci nel corso della stagione invernale. Gli additivi del manto nevoso, quali le proteine batteriche (*Ice Nucleation Active* - INA), sono impiegati per favorire il processo di formazione dei cristalli di neve. Inoltre, per il consolidamento del manto nevoso nelle piste da sci, è pratica comune la distribuzione di additivi chimici quali l' $\text{NH}_4\text{NO}_3$ .

In questo lavoro l'influenza degli additivi del manto nevoso sulla dinamica dell'azoto nel suolo è stata determinata mediante la simulazione in laboratorio dello scioglimento primaverile. Il suolo oggetto di studio è stato prelevato ad un quota di 1530 m s.l.m. (Davos-CH 46°47'N; 9°49'E). La copertura vegetale è costituita da un prato stabile (*Trisetetum flavescens*). Le prove di scioglimento sono state condotte in laboratorio, mediante l'impiego di colonne di plastica, dotate in uno dei due estremi di un setto permeabile. Le colonne sono state riempite con 100 g di suolo (0-10 cm) e 70 g di 3 tipi di neve, preparati con l'impiego di: 1) acqua deionizzata (controllo); 2) acqua deionizzata + additivo batterico; 3) acqua deionizzata + additivo chimico. Lo scioglimento primaverile è stato simulato in cella climatica, ad un ritmo comparabile alla velocità di scioglimento registrata in natura (3 mm ora<sup>-1</sup>). Nel suolo, prima e dopo la simulazione, nella neve e nei percolati si è determinata la concentrazione di N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Lo scioglimento della neve-controllo e con additivo batterico ha determinato una riduzione della concentrazione di N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> nel suolo mentre lo scioglimento della neve con NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> ne ha determinato un incremento. Ciononostante la lisciviazione di azoto inorganico dal suolo è stata osservata in tutte le simulazioni, con concentrazioni nei percolati comprese fra 11.1 mg L<sup>-1</sup> e 71.7 mg L<sup>-1</sup>, rispettivamente in seguito allo scioglimento della neve con additivo batterico e con additivo chimico.

Questi risultati sembrano evidenziare come la distribuzione dell'additivo chimico nel manto nevoso possa esercitare un'azione fertilizzante durante il disgelo primaverile. L'impiego di proteine batteriche non sembra invece condizionare la dinamica delle forme di azoto inorganico del suolo. In tutte le simulazioni si è comunque evidenziata la lisciviazione di azoto inorganico dal suolo, mettendo in evidenza l'importanza del disgelo primaverile nella ciclo dell'azoto dei suoli alpini.

---

**Parole chiave:** neve artificiale, additivi, azoto inorganico, suoli alpini

## **Introduzione**

Nel corso dei prossimi 25-30 anni i modelli climatici prevedono un innalzamento del limite delle nevicate di circa 300 metri a causa del riscaldamento della superficie terrestre (Elsasser e Messerli, 2001). Ne deriva che la quota alla quale sarà possibile la pratica dell'attività sciistica passerà dagli attuali 1200 m s.l.m. ai 1500 m s.l.m.. Al fine di garantire un adeguato innevamento delle piste da sci nel corso dell'intera stagione invernale, sempre maggiori saranno gli investimenti nel settore dell'innnevamento artificiale (Jones e Devarennes, 1995).

La neve artificiale ha caratteristiche chimiche differenti rispetto alla neve naturale. L'acqua impiegata per la produzione di neve artificiale è prelevata da laghi, fiumi o pozzi, ed è quindi caratterizzata da una composizione chimica differente rispetto all'acqua di precipitazione (Jones e Devarennes, 1995). La conducibilità elettrica dell'acqua di scioglimento della neve artificiale è anche quattro volte superiore rispetto alla neve naturale. Inoltre, il manto nevoso nelle piste innevate artificialmente ha un contenuto d'acqua maggiore e di conseguenza si osserva un ritardo nello scioglimento del manto nevoso e della ripresa vegetativa (Rixen *et al.*, 2001).

Negli ultimi anni, inoltre, è diventato sempre più comune l'impiego di additivi del manto nevoso, batterici e chimici.

## **Additivi batterici**

In natura i cristalli di neve si formano attorno a nuclei di congelamento su cui le molecole d'acqua possono condensarsi. Queste particelle sono indispensabili per la formazione dei cristalli di neve; l'acqua distillata, priva di impurità, può infatti rimanere allo stato liquido anche ad una temperatura di  $-40^{\circ}\text{C}$ , secondo un fenomeno detto di soprafusione. L'incremento del numero di nuclei di congelamento può determinare un aumento delle rese produttive di neve artificiale, (Pattnaik *et al.*, 1997) e tale principio è alla base dell'impiego di additivi batterici, quali ad esempio lo *Pseudomonas syringae*. Si tratta di un patogeno fogliare ampiamente diffuso in natura (Fryda e Otta, 1978; Bashan *et al.*, 1982) le cui proteine della parete cellulare sono attive nel processo di nucleazione del ghiaccio, come evidenziato da Maki *et al.* nel 1974.

L'impiego di questo additivo permette di produrre neve artificiale anche a temperature prossime ai  $-3^{\circ}\text{C}$ , quando normalmente la temperatura ottimale per la produzione di neve artificiale è intorno ai  $-6^{\circ}\text{C}$  (Kocac e van Gemert, 1988). Questa proprietà può risultare di notevole importanza nella produzione di neve artificiale in condizioni marginali (elevata temperatura, elevata umidità), che si possono riscontrare ad esempio nelle parti più basse dei comprensori sciistici. La neve prodotta è inoltre caratterizzata da una minore densità, garantendo una maggiore efficienza di produzione (Gurian-Sherman e Lindow, 1993).

### **Additivi chimici**

Per il consolidamento del manto nevoso nelle piste da sci, in particolare durante le competizioni sciistiche, è invece pratica comune la distribuzione di sali quali  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . Distribuendo il sale sulla neve asciutta, una parte dei cristalli di ghiaccio fonde ed una parte del sale si scioglie nell'acqua di fusione del ghiaccio. Questo processo termina quando la soluzione diventa troppo diluita e l'acqua di scioglimento, solidificando, consolida il manto nevoso.

Alcuni studi hanno preso in considerazione l'influenza della neve artificiale e degli additivi del manto nevoso sulla germinazione e distribuzione delle specie vegetali (Jones e Devarenes, 1995; Stöckli e Rixen, 2000). Altre ricerche hanno preso in considerazione l'influenza dello scioglimento della neve naturale ed artificiale sulle caratteristiche chimiche del suolo (Hazlett *et al.*, 1992; Devarenes, 1994), mentre meno numerose sono le ricerche che hanno preso in considerazione gli effetti degli additivi del manto nevoso sulle proprietà chimiche del suolo.

Obiettivo di questo lavoro è valutare l'influenza di additivi chimici e batterici del manto nevoso sulla dinamica dell'azoto nel suolo mediante la simulazione in laboratorio del disgelo primaverile.

### **Materiali e metodi**

Il suolo oggetto di studio è stato prelevato in fondovalle, nella parte terminale di una pista da sci, ad un quota di 1530 m s.l.m. (Davos-CH  $46^{\circ}47'\text{N}$ ;  $9^{\circ}49'\text{E}$ ) (Figura 1).



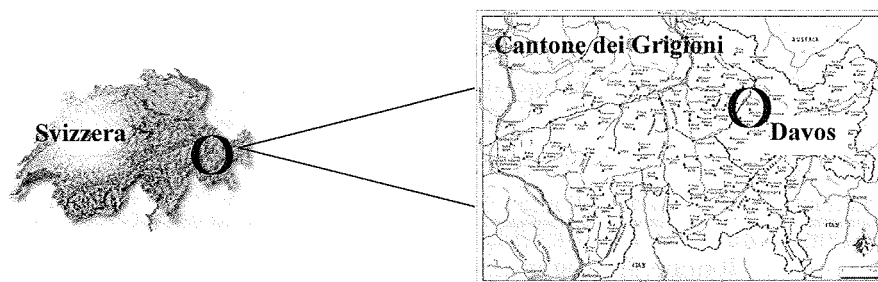


Figura 1. Localizzazione dell'area di prelievo

Figure 1. Soil sampling site

L'area in esame è caratterizzata da una temperatura media annua di 2.7 °C, da una piovosità annua pari a 959 mm ed un accumulo medio annuo di neve pari a circa 300 cm. La copertura vegetale è costituita da un prato stabile (*Trisetetum flavescens*). Il suolo oggetto di studio in accordo al World Reference Base (ISSS/FAO/ISRAC, 1998) è stato classificato come Umbric Leptosol.

I campioni di neve sono stati preparati in laboratorio, impiegando acqua deionizzata (controllo), acqua deionizzata con additivo batterico (\*SNOMAX, 0.8 g m<sup>-3</sup> acqua) ed acqua deionizzata con additivo chimico (\*PTX, 125 g m<sup>-3</sup> acqua).

Le prove di simulazione dello scioglimento del manto nevoso sono state condotte in laboratorio, mediante l'impiego di colonne di plastica della lunghezza di 20 cm e del diametro di 4.5 cm, dotate in uno dei due estremi di un setto permeabile. Le colonne sono state riempite sul fondo con 100 g di terra fine dell'orizzonte più superficiale (Tabella 1) e 70 g di ciascun manto nevoso nella parte superiore, equivalenti ad uno spessore di 15 cm.

Al fine di valutare la composizione chimica dell'acqua di scioglimento prima del contatto con l'orizzonte superficiale del suolo, alcune colonne sono state riempite soltanto con la neve.

La temperatura della cella climatica è stata mantenuta a 0.1 °C e l'energia necessaria per lo scioglimento del manto nevoso è stata fornita mediante l'impiego di lampade situate nella parte superiore della colonna.

Tabella 1. Principali caratteristiche chimico-fisiche dell'orizzonte superficiale (0-10 cm) del suolo

Table 1. Main chemical-physical characteristics of the topsoil (0-10 cm)

pH	scheletro	argilla	limo	sabbia	Corg	C/N	CSC
H <sub>2</sub> O	g kg <sup>-1</sup> suolo			g kg <sup>-1</sup> terra fine			cmolc+kg <sup>-1</sup>
5.6	270	31	166	803	135	17	42

Il ritmo di scioglimento del manto nevoso imposto nel corso della prova sperimentale è compreso fra 1.3 e 4.7 mmora<sup>-1</sup>, valori comparabili ai valori registrati in natura durante il disgelo primaverile (Davis *et al.*, 1995).

L'acqua di scioglimento del manto nevoso è stata raccolta in 4 aliquote successive (17.5 mL ciascuna), filtrata (0.45 µm) e quindi analizzata per la determinazione della concentrazione di NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mediante cromatografia ionica (DIONEX 2000) e della concentrazione di NH<sub>4</sub><sup>+</sup> mediante il metodo al blu di indofenolo (Bonmati *et al.*, 1985).

I percolati sono stati raccolti in 4 aliquote successive (10 mL ciascuna), filtrati (0.45 µm) e la concentrazione di NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ed NH<sub>4</sub><sup>+</sup> è stata determinata come per il manto nevoso.

Alla fine delle prove di scioglimento i campioni di suolo sono stati tagliati in porzioni di 3 cm di spessore. La concentrazione di azoto ammoniacale nei suoli è stata determinata mediante estrazione in KCl 1N e distillazione in corrente di vapore. La concentrazione di azoto nitrico è stata effettuata mediante distillazione in corrente di vapore, previa riduzione con Lega di Devarda. L'azoto totale è stato determinato con il metodo Kjeldahl.

L'immissione (F<sub>in</sub>) e l'emissione (F<sub>out</sub>) di soluti sono state calcolate moltiplicando rispettivamente la quantità di acqua di scioglimento immessa e la quantità di percolato raccolta per le concentrazioni di azoto inorganico misurate (dati espressi in mg). I coefficienti di ritenzione dei soluti (R<sub>c</sub>) sono stati calcolati dividendo la differenza fra l'immissione di soluti e l'emissione di soluti per l'emissione di soluti, come proposto da Rascher *et al.* (1987).

## Risultati e discussione

La concentrazione di azoto ammoniacale e azoto nitrico nella neve prodotta con l'additivo batterico è significativamente superiore rispetto al controllo, evidenziando quindi il rilascio di azoto inorganico dalle pro-

teine batteriche (tabella 2). Nel manto nevoso Goodnow *et al.* (1990) hanno evidenziato come un ciclo gelo/disgelo (congelamento del manto nevoso e scioglimento) e la radiazione solare possano significativamente ridurre la vitalità dello *Pseudomonas syringae*.

Tabella 2.

Concentrazione di  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  ( $\text{mgL}^{-1}$ ) nel manto nevoso senza additivi (controllo), con additivo batterico e con additivo chimico. Lettere differenti nella medesima colonna evidenziano differenze significative fra le medie  $p < 0.05$

Table 2.

$\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  concentration ( $\text{mgL}^{-1}$ ) in the snow without additives and with bacterial and chemical additives. Different letters in the same column indicate significantly differences between average values ( $p < 0.05$ )

	N- $\text{NH}_4^+$	N- $\text{NO}_3^-$
controllo	0,00 a	0,00 a
additivo batterico	0,09 b	0,06 b
additivo chimico	160,80 c	80,00 c

Il processo di mineralizzazione all'interno della neve è comunque quasi trascurabile a causa della ridotta presenza di microrganismi, così come evidenziato da Brooks *et al.* nel 1993 e Williams *et al.* nel 1996.

La concentrazione di azoto inorganico nella neve preparata con l'additivo chimico è significativamente superiore rispetto a quella che si è osservata nella neve con additivo batterico mentre nella neve prodotta esclusivamente con acqua deionizzata la concentrazione di azoto ammoniacale e azoto nitrico sono trascurabili.

In questo lavoro sia la neve con additivo batterico sia quello chimico, evidenziano il rilascio di più del 60% dell'azoto inorganico nel primo 30% di scioglimento, secondo un fenomeno definito *ionic pulse*.

Questo è in accordo con quanto riportato da Johannessen e Henriksen nel 1978 e Tranter *et al.* nel 1987, che, in esperimenti condotti in laboratorio hanno evidenziato il rilascio del 40-80% degli elementi chimici contenuti nella neve nel primo 30% di scioglimento.

La concentrazione di azoto totale nell'orizzonte superficiale del suolo prima dello scioglimento del manto nevoso è pari a  $7900 \text{ mg kg}^{-1}$ , di cui  $134 \text{ mg kg}^{-1}$  in forma ammoniacale (1,7%) e  $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$  in forma nitrica (0,02%).

Nella maggior parte delle regioni temperate, caratterizzate dalla presenza stagionale del manto nevoso, le condizioni del suolo sono in genere tali da permettere una rapida infiltrazione dell'acqua di scioglimento, determinando quindi un'interazione chimica significativa con il suolo (Jeffries, 1990). La percolazione dell'acqua di scioglimento della neve pro-

dotta con acqua deionizzata (controllo) e della neve con additivo batterico attraverso l'orizzonte più superficiale del suolo determina il rilascio di azoto ammoniacale e nitrico nelle acque di percolazione, in quantità superiori rispetto all'input derivante dal manto nevoso, come evidenziato dai valori negativi del coefficiente  $R_c$  ( Tabella 3).

Tabella 3. Calcolo dei coefficienti di ritenzione ( $R_c$ )

Table 3. Retention coefficients ( $R_c$ )

	neve	$F_{in}$ (mg)	$F_{out}$ (mg)	$R_c$
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	controllo	0	0,45	-1,00
	additivo batterico	0,006	0,35	-0,98
	additivo chimico	11,252	0,84	+12,40
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	controllo	0	0,02	-1,00
	additivo batterico	0,004	0,02	-0,80
	additivo chimico	5,602	2,03	+1,79

Il suolo può quindi agire come una fonte di azoto inorganico durante lo scioglimento primaverile, ed in particolare l'azoto inorganico prodotto durante il periodo invernale, quando il suolo è isolato dall'ambiente esterno da un manto nevoso di sufficiente spessore, può essere lisciviato, con possibili conseguenze sulla qualità delle acque superficiali e profonde, come evidenziato in altri pedoambienti da Stottlemeyer e Toczydlowski (1999) e Freppaz *et al.* (2001).

La riduzione della quantità di azoto ammoniacale nel suolo è comunque maggiore rispetto alla quantità raccolta nei percolati, ed è quindi possibile ipotizzare processi di immobilizzazione microbica dell'azoto ammoniacale, in accordo con quanto riportato da numerosi autori (e.g. Heuer *et al.*, 1999; Zak e Grigal, 1991; Preston *et al.*, 1990), i quali hanno evidenziato l'importanza dell'immobilizzazione microbica dell'azoto nel suolo durante il disgelo primaverile.

Lo scioglimento della neve con additivo chimico determina invece l'incremento della concentrazione di azoto ammoniacale e azoto nitrico nel suolo. La distribuzione di additivi chimici sul manto nevoso durante la stagione invernale può quindi svolgere un'azione fertilizzante nel suolo durante il disgelo primaverile, come riportato anche da Rixen e Stöckli (2000), i quali hanno evidenziato un significativo incremento della produzione di biomassa in un prato stabile in seguito alla distribuzione di PTX®.

La concentrazione media di azoto ammoniacale e azoto nitrico nei percolati non è significativamente differente in seguito allo scioglimento della neve prodotta con acqua deionizzata (controllo) e con additivi batterici (Figura 2).

La concentrazione di azoto ammoniacale e azoto nitrico nei percolati è invece significativamente superiore in seguito allo scioglimento della neve con additivo chimico. Il complesso di scambio del suolo e l'immobilizzazione microbica non sono sufficienti a trattenere l'input di azoto inorganico derivante dallo scioglimento del manto nevoso dopo la distribuzione dell' additivo chimico.

Il rapporto  $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ , pari a 2 nella neve con additivo chimico, si riduce a 0.4 nei percolati, evidenziando quindi la minore capacità del suolo di trattenere l'azoto nitrico rispetto all'azoto ammoniacale ma soprattutto la possibilità che parte dell'input di azoto ammoniacale derivante dal manto nevoso possa essere nitrificato nel suolo e successivamente lisciviato.

Nei percolati ottenuti dallo scioglimento del manto nevoso senza additivi e con additivo batterico la concentrazione di azoto ammoniacale è invece superiore rispetto all'azoto nitrico, e questo può essere determinato dalla maggiore concentrazione di azoto ammoniacale presente nel suolo prima della percolazione.

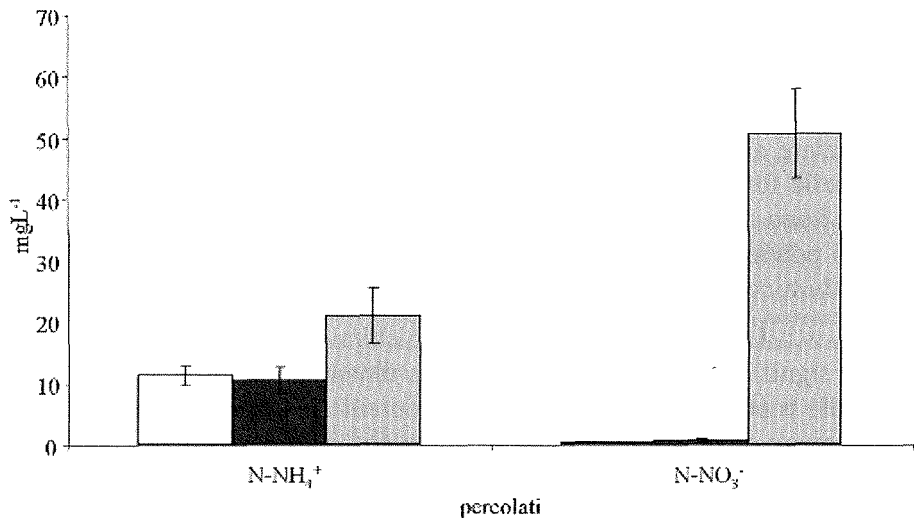


Figura 2. Concentrazione di  $N-NH_4^+$  e  $N-NO_3^-$  nei percolati delle colonne n seguito allo scioglimento della neve senza additivi (controllo), con additivo batterico e con additivo chimico

Figure 2.  $N-NH_4^+$  and  $N-NO_3^-$  concentration in column percolates obtained by the melting of snow without additives and with bacterial and chemical additives

Numerosi autori hanno evidenziato il rilascio di azoto ammoniacale dal suolo durante il disgelo primaverile (e.g. Stottlemeyer e Toczydlowski, 1999; Heuer *et al.*, 1999), con possibili conseguenze sulla qualità dei corpi idrici se si tiene in considerazione che anche concentrazioni di azoto ammoniacale inferiori a  $0.02 \text{ mgL}^{-1}$  possono causare danni alla fauna ittica (McNeely *et al.*, 1980) e concentrazioni di  $0,2 \text{ mgL}^{-1}$  possono influenzare l'odore ed il gusto dell'acqua (Boucher, 1985).

Lo scioglimento primaverile del manto nevoso rappresenta quindi un fenomeno di primaria importanza in ambiente alpino, in grado di condizionare fortemente la qualità dei suoli e delle acque. Di conseguenza appare in tutta la sua evidenza la necessità di una corretta gestione dell'innevamento artificiale anche in relazione all'estrema vulnerabilità dei suoli gestiti per la pratica dell'attività sciistica.

### **Conclusioni**

In tutte le simulazioni dello scioglimento del manto nevoso si è evidenziata la lisciviazione di azoto inorganico dal suolo, mettendo in evidenza l'importanza del disgelo primaverile nella dinamica dell'azoto nei suoli alpini.

I risultati di questa simulazione in laboratorio non sembrano evidenziare alcun significativo effetto dell'additivo batterico sulla dinamica delle forme di azoto inorganico del suolo durante il disgelo primaverile. Sono comunque auspicabili ulteriori ricerche per comprendere a fondo i potenziali effetti dell'uso di tale additivo sulle proprietà biologiche e chimico-fisiche del suolo, in particolare sul lungo periodo.

La distribuzione dell'additivo chimico nel manto nevoso può invece significativamente condizionare la dinamica dell'azoto inorganico nel suolo e nelle acque di percolazione durante il disgelo primaverile. Il suo impiego deve essere quindi effettuato con estrema cautela, anche in relazione all'estrema vulnerabilità dei suoli alpini, ed in particolare dei suoli gestiti per la pratica dell'attività sciistica.

### **Note**

\*La citazione del prodotto commerciale è resa necessaria per una corretta comprensione dei materiali e metodi adottati in questo lavoro e comunque non costituisce alcuna forma di promozione trattandosi di tipologie merceologiche di assoluto monopolio nel mercato di riferimento

## Bibliografia

- BASHAN Y., OKON Y., HENIS Y. –1982. Long-term survival of *Pseudomonas syringae* – var-tomato and *Xanthomonas campestris* – vesicatoria in tomato and pepper seeds. *Phytopathology*, 72: 1143-1144.
- BONMATI M., PUJOLA M., SANA J., SOLIVA M. –1985. Chemical properties of nitrite oxidizers, urease and phosphate activities in sewage sludge-amended soils. *Plant Soil*, 84: 79-91.
- BOUCHER P. –1985. Impact de la pollution sur le traitement des eaux de la rivière l'Assomption à la centrale de filtration de Repentigny. *Sci. Eau* 18 : 267-276.
- BROOKS P., SCHMIDT S., SOMMERFELD R., MUSSELMAN R. –1993. Distribution and abundance of microbial biomass in Rocky Mountain Spring Snowpacks. In: *Proc. 1993 East. Snow Conf.* 50: 301-306.
- DAVIS R.E., PETERSON C.E., BALES R.C. –1995. Ion flux through a shallow snowpack: effects of initial conditions and melt sequences. In: *Proc. 1995 Biogeochemistry of seasonally snow-covered catchments. IAHS Publ. N.228*, 79-91.
- DEVARENNES G. –1994. Effet de la neige artificielle sur des ecosystems montagneux. Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Avril 1994.
- ELSASSER H., MESSERLI P. –2001. The vulnerability of the snow industry in the Swiss Alps. *Mountain Research and Development*, 21(4): 335-339.
- FREPPAZ M., EDWARDS A.C., WILLIAMS B., SCALENGHE R., ZANINI E. –2001. Influenza del manto nevoso sulla dinamica dell'azoto in suoli alpini. In: *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo. Numero Speciale 2001*. Edifir-Edizioni Firenze, Via Fiume 8, 50123 Firenze, 165-171.
- FRYDA S.J., OTTA J.D. –1978. Epiphytic movement and survival of *Pseudomonas syringae* on spring wheat. *Phytopathology* 68: 1064-1067.
- GOODNOW R.A., HARRISON M.D., MORRIS J.D., SWEETING K.B., Laduca R.J. –1990. Fate of ice nucleation-active *Pseudomonas syringae* strains in alpine soils and waters and in synthetic snow samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 7: 2223-2227.
- GURIAN-SHERMAN D., LINDOW S.E. –1993. Bacterial ice nucleation: significance and molecular basis. *The FASEB Journal*: 1338-1343.
- HAZLETT P.W., ENGLISH M.C., FOSTER N.W. –1992. Ion enrichment of snowmelt water by processes within a podzolic soil. *J. Environ. Qual.*, 21: 102-109.
- HEUER K., BROOKS P.D., TONNESSEN K.A. –1999. Nitrogen dynamics in two high elevation catchments during spring snowmelt 1996, Rocky Mountains, Colorado. *Hydr. Process.* 13: 2203-2214.
- ISSS/FAO/ISRIC –1998. World Reference Base for Soil Resources. Roma
- JEFFRIES D.S. –1990. Snowpack storage of pollutants, release during melting, and impact on receiving waters. In: *Acidic Precipitation vol. 4: soils, aquatic processes and lake acidification*. ed. Norton S.A., Lindberg L.E. e Page A.L., Springer-Verlag, The Netherlands 107-131.
- JOHANNESSEN M., HENRIKSEN A. –1978. Chemistry of snow meltwater changes in concentration during melting. *Water Resour. Res.* 14: 616-619.
- JONES H.G., DEVARENNES G. –1995. The Chemistry of artificial snow and its influence on the germination of mountain flora. In: *Proc. 1995 Biogeochemistry of seasonally snow-covered catchments. IAHS Publ. N.228*, 355-360.
- KOCAK R. E VAN GEMERT H. –1988. Man-made snow: Biotechnology assisting the skiing industry. *Australian Journal of Biotechnology*, 2: 37-38.
- MAKI L.R., GALYAN E.L., CHANG-CHIEN M.M., CALDWELL D.R. –1974. Ice Nucleation Induced by *Pseudomonas syringae*. *Applied Microbiology*, 28: 456-459.
- MCNEELY R.N., NEIMANIS V.P., DWYER L. –1980. Guide des paramètres de la qualité des eaux. En 37-54/1981F. Env. Canada, Ottawa, ON.
- PATNAIK P., BATISH V.K., GROVER S., AHMED N. –1997. Bacterial ice nucleation: prospects and perspectives. *Current Science*, 5: 316-320.

- PRESTON C.M., MARSHALL V.G., MCCULLOUGH K., MEAD D.J. -1990. Fate of <sup>15</sup>N-labeled fertilizer applied on snow at two sites in British Columbia. *Can. J. For. Res.* 20: 1583-1592.
- RASCHER C.M., DRISCOLL C.T., PETERS N.E. -1987. Concentration and flux of solutes from snow and forest floor during snowmelt in the western-central Adirondack region of New York. *Biogeochemistry*, 3: 209-224
- RIXEN C., STÖCKLI V. -2000. Snow Additives in Man Made Snow - Reaction of Alpine Plants. "Umweltforschungstag" of the Institute of Environmental Science at the University of Zurich 2000, 20 June 2000.
- RIXEN C., WIPF S., STÖCKLI V. -2001. Artificial snow promotes late flowering plants through retarded snowmelt. In: Proc. 2001 The Functional Importance of Biodiversity. Zotz, G. & Kömer, Ch. (eds.), GfÖe 2001, 27-31.8.2001, Basel, CH.
- STÖCKLI V., RIXEN C. -2000. Characteristics of artificial snow and its effect on vegetation. In: Proc. 2000 International Snow Science Workshop. K. Birkeland, E. Adams & F. Johnson (eds.) Big Sky, Montana, USA, 1-6 October 2000. American Avalanche Association, Bozeman USA.
- STOTTLEMYER R., TOCZYDLOWSKI D. -1999. Seasonal change in precipitation, snowpack, snowmelt, soil water and streamwater chemistry, northern Michigan. *Hydr. Process.* 13: 2215-2231.
- TRANter M., DAVIES T.D., BRIMBLECOMBE P., VINCENT C.W. -1987. The composition of acidic meltwaters during snowmelt in the Scottish highlands. *Water Air Soil Pollut.* 36: 75-90.
- WILLIAMS M.W., BROOKS P.D., MOSIER A., TONNESSEN K.A. -1996. Mineral nitrogen transformations in and under seasonal snow in a high-elevation catchment in the Rocky Mountains, United States. *Water Resources Research* 32: 3161-3171.
- ZAK D.R., GRIGAL D.F. (1991) Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification in upland and wetland ecosystems. *Oecologia* 88: 189-196.



# *VARIAZIONI DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DI SUOLI SOTTOPOSTI PER 12 ANNI CONSECUTIVI A FERTILIZZAZIONE CON FANGHI DI DEPURAZIONE O CONCIMI MINERALI*

P. Mantovi <sup>1</sup>, G. Baldoni <sup>2</sup>, G. Toderi <sup>2</sup>,

L. Cortellini <sup>1</sup>, A. Nassisi <sup>3</sup>, L. Dal Re <sup>4</sup>

1 Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA SpA), Settore Ambiente  
Corso Garibaldi, 42 - 42100 Reggio Emilia

2 Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali dell'Università di Bologna  
Via Filippo Re, 8 - 40126 Bologna

3 ARPA sezione Provinciale di Piacenza, Area Analitica Specialistica Agropedologia  
Loc. Gariga - 29027 Podenzano (PC)

4 Azienda Agraria Sperimentale "M. Marani"  
Via Romea Nord, 248 - 48100 Ravenna

## Abstract

In a long field experiment in progress since 1988 the effects of landspreading of sewage sludge (three types: liquid, dewatered and composted with straw) were compared with inorganic dressing with urea and superphosphate, on a winter wheat - sugarbeet - maize rotation, growing all crops every year and repeating the same fertilisation treatment on the same plots.

In comparison to inorganic dressing, during the 12-year period, continuous applications of sewage sludge significantly increased organic matter, total nitrogen, available phosphorus (Olsen) and saline content in soil. The soil pH slightly decreased in plots treated with sewage sludge, remaining around 8. Among the heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), total concentrations of copper and zinc were higher in plots receiving sewage sludge. However, the heavy metal increase did not reach maximum levels defined by Italian law (Dlgs 99/1992) for agricultural soils receiving sewage sludge.

**Key words:** sewage sludge, soil fertility, organic matter, nitrogen, phosphorus, heavy metals

## Riassunto

In una prova agronomica di lunga durata iniziata nel 1988 vengono confrontati gli effetti della fertilizzazione di suoli con fanghi di depurazione (in forma liquida, disidratata o compostata con paglia) o concimi minerali (urea e perfosfato triplo), apportati, a di-

verse dosi, su una rotazione triennale con frumento tenero, barbabietola da zucchero e mais. Ogni anno sono presenti le tre colture e le stesse fertilizzazioni vengono effettuate sempre sulle medesime parcelle.

La somministrazione ripetuta dei fanghi per 12 anni ha determinato, rispetto alle concimazioni chimiche, significativi incrementi nei suoli dei contenuti di sostanza organica, azoto totale e fosforo assimilabile (Olsen) nonché della loro salinità. La reazione del terreno ha subito un leggero decremento, mantenendosi, comunque, attorno al valore di 8. Per le forme totali dei metalli pesanti presi in considerazione (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), solo per rame e zinco è stato rilevato un significativo incremento coi materiali organici rispetto alla sola concimazione minerale. In nessun caso, comunque, si sono superate le soglie massime di concentrazione di metalli pesanti definite per legge per i suoli agricoli riceventi fanghi di depurazione (Dlgs 99/1992).

---

**Parole chiave:** fanghi di depurazione, fertilità del suolo, sostanza organica, azoto, fosforo, metalli pesanti

Progetto Finalizzato PANDA, Sottoprogetto 2, Serie 2, Pubblicazione n. 103

## **Introduzione**

L'impiego dei fanghi di depurazione sui terreni agricoli, se da una parte ne esalta le caratteristiche di risorsa, potrebbe comportare rischi ambientali, principalmente riconducibili al loro contenuto, spesso elevato rispetto agli ammendanti tradizionali, di metalli pesanti e di altri elementi indesiderati (Centemero e Corti, 2000). Il loro utilizzo come sostituti di ammendanti tradizionali (letame e altri reflui zootecnici) è pratica in continua espansione in Italia e a seguito del recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane, con Decreto Legislativo n. 152/99, dal comparto civile è prevedibile un incremento dell'attuale produzione di fanghi di depurazione, che potrebbe condurre alla crescita dell'aliquota destinata all'utilizzo agricolo.

Al fine di valutare gli effetti produttivi e ambientali dell'impiego agricolo dei fanghi di depurazione, dal 1988 è in atto una sperimentazione agronomica con l'utilizzo di questi materiali su colture erbacee, coordinata dal Centro Ricerche Produzioni Animali di Reggio Emilia presso l'Azienda Sperimentale "M. Marani" di Ravenna. La responsabilità scientifica della ricerca è del Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali dell'Università di Bologna.

---

Le prove sono sempre state finanziate dall'Assessorato all'Agricoltura, Ambiente e Sviluppo Sostenibile della Regione Emilia Romagna e dal 1994 cofinanziate dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (MIPAF), nell'ambito del progetto sperimentale "Produzione Agricola nella Difesa dell'Ambiente" (PANDA). Per le analisi ci si è avvalsi della collaborazione della Sezione provinciale dell'ARPA di Piacenza (Area analitica specialistica agropedologia) e dell'Eridania zuccherifici nazionali (Laboratorio chimico centrale di Ferrara), mentre per la fornitura dei fanghi del Servizio depuratori della città di Faenza e della ditta Salerno Pietro.

Diverse unità operative afferenti al progetto PANDA hanno svolto specifiche indagini nell'ambito della prova sperimentale, sulla valutazione della dinamica del fosforo (Indiati *et al.*, 1998) e sulla dinamica, sul frazionamento, sulla biodisponibilità ed effetti sulla biomassa microbica dei metalli pesanti (Baffi *et al.*, 1998; Figliolia, 1996; Leita *et al.*, 1998; Mangione *et al.*, 1998).

### **Materiali e metodi**

Nella ricerca si valutano, a lunga scadenza, gli effetti dei fanghi sui seguenti parametri:

- rese e qualità delle produzioni;
- fertilità del suolo;
- eventuale accumulo di metalli pesanti ed altri inquinanti nel terreno;
- eventuale incremento del contenuto di elementi indesiderati nelle piante coltivate, con particolare riferimento alle parti eduli.

I terreni su cui si svolge la ricerca, di natura franco-limoso e subalcalini, sono ricchi di calcare totale e ad inizio sperimentazione presentavano valori normali della C.S.C. (13,8 meq/100 g), della sostanza organica (1,6%), di azoto totale (1,18%) e fosforo assimilabile Olsen (16 mg/kg).

Nella prova tre appezzamenti pianeggianti in asciutto, contigui, sono interessati da una rotazione triennale con mais (*Zea mays* L.), frumento tenero (*Triticum aestivum* L.) e barbabietola da zucchero (*Beta vulgaris* L.). Ogni anno sono presenti tutte le specie in avvicendamento.

Sono messi a confronto 16 trattamenti (quattro con sola concimazione minerale, i restanti coi fanghi con o senza integrazione con urea),

ripetuti sempre sulle stesse parcelle (49 m<sup>2</sup> di superficie), distribuite in campo secondo uno schema a blocchi randomizzati, con quattro ripetizioni (per un totale di 192 parcelle). I trattamenti con sola concimazione minerale consistono in livelli crescenti di azoto apportato con urea (46%), corrispondenti allo 0-33-66 e 100% della dose massima consigliabile per le diverse colture nelle condizioni in cui è condotta la sperimentazione (180, 120 e 300 kg N/ha rispettivamente per frumento, bietola e mais), in aggiunta ad una somministrazione di perfosfato triplo (46%), pari a 100 kg/ha di anidride fosforica per frumento e mais e a 150 kg/ha per barbabietola da zucchero.

I trattamenti con reflui consistono nella combinazione fattoriale delle seguenti tesi:

3 tipologie di materiali organici: fanghi liquidi, disidratati e compostati,

2 dosi di distribuzione: 5 e 10 t/ha di sostanza secca all'anno (fino al 1994 erano 7,5 e 15 t s.s./ha anno),

assenza o presenza di urea a integrazione (dosata come in trattamento con 33% dose massima).

Tutti i materiali organici provengono dallo stesso impianto di depurazione di reflui misti (civili e industriali) a servizio della città di Faenza (Ravenna), avente una potenzialità pari a circa 120.000 abitanti equivalenti. I fanghi liquidi derivano dal comparto d'ispessimento che segue la digestione anaerobica. I materiali disidratati derivano dal trattamento di nastropressatura dei fanghi liquidi. Il fango compostato viene prodotto a partire dai fanghi disidratati, miscelandoli con paglia nel rapporto 9:1 in peso. Il compostaggio è condotto in cumulo scoperto che, per i primi due mesi, viene periodicamente arieggiato mediante rivoltamento, e, in seguito (fase di maturazione), viene mantenuto in stasi per un mese e mezzo circa (Piccinini *et al.*, 1996).

La distribuzione dei reflui avviene ogni anno in autunno, prima dell'aratura del terreno. La concimazione azotata è frazionata in due epoche (alla semina e in copertura per barbabietola e mais, in due apporti in copertura per il frumento). Tutti i residui vegetali, ad eccezione delle foglie e dei colletti di barbabietola, vengono rimossi dai campi.

Alla fine del quarto ciclo colturale, dopo 12 anni di somministrazione continuativa di fanghi (pari a 75 t/ha di s.s. complessive per la dose minore, e di 150 t/ha di s.s. per la dose maggiore), sono state eseguite determinazioni chimiche sui terreni per verificare le eventuali variazioni riconducibili all'impiego dei materiali organici. Le analisi sono state effettuate su 10 delle 16 tesi, per i quattro trattamenti con soli concimi minerali e per i 6

trattamenti con fanghi che non prevedevano urea a integrazione. Per ognuno di questi trattamenti sono state analizzate 9 delle 12 ripetizioni, escludendo un blocco per ogni appezzamento.

Sul terreno prelevato nei primi 40 cm di profondità sono stati determinati:

- pH in acqua;
- Sostanza organica (Metodo Walkley-Black, rif. VII.3 Suppl. ordinario G.U. n. 248 del 21/10/99);
- Azoto totale (Metodo Dumas, rif. XIV.1 Suppl. ordinario G.U. n. 248 del 21/10/99);
- Fosforo assimilabile (Metodo Olsen, rif. XV.3 Suppl. ordinario G.U. n. 248 del 21/10/99);
- Salinità (Conducibilità elettrica 1:5);
- Cadmio, cromo, rame, nichel, piombo e zinco totali (Spettrofotometria al plasma, rif. Metodica EPA3051/6010B).

L'elaborazione statistica dei risultati è stata condotta adottando un disegno sperimentale a blocchi randomizzati (9) e sviluppando analisi della varianza univariata e multivariata a due criteri di classificazione (tesi X blocchi).

### **Risultati e discussione**

La somministrazione per 12 anni consecutivi di fanghi di depurazione ha determinato apporti cospicui di sostanza organica, nutrienti e metalli pesanti ai terreni (Tabella 1); a ciò ha fatto riscontro un incremento statisticamente significativo, per i terreni trattati con i fanghi rispetto alle tesi a concimazione minerale, del contenuto di sostanza organica, azoto totale, fosforo assimilabile e della salinità (conducibilità) (Tabella 2). Riguardo le forme totali dei metalli pesanti sono stati rilevati incrementi statisticamente significativi dovuti ai fanghi solamente per i due metalli meno nocivi rame e zinco (Tabella 3), anche in relazione ai più elevati quantitativi apportati rispetto agli altri metalli.

Il contenuto di sostanza organica nel terreno non è risultato influenzato significativamente dalla concimazione ureica ma è migliorato con l'apporto dei fertilizzanti organici. L'incremento si è rilevato crescente con la dose dei fanghi ed è stato maggiore nel caso dei fanghi compostati (Figura

1), per la migliore qualità del carbonio apportato con questi ai suoli, testimoniata dai valori dei gradi di umificazione dei materiali (Ciavatta *et al.*, 1998), mediamente pari a 53,5% per i fanghi liquidi, 56,9% per quelli disidratati e 65,3% per i compostati.

La reazione del terreno, probabilmente legata al contenuto di sostanza organica, è stata leggermente modificata dall'impiego dei fanghi. Si è sempre trattato di un abbassamento del pH, che, nei terreni in esame, è benefico, avvicinandolo alla neutralità. Anche questo parametro è variato maggiormente in seguito ai più intensi spandimenti di fanghi. In questo caso, però, il materiale che ha avuto gli effetti più marcati è risultato il disidratato, che alla dose doppia ha portato il pH a valori di 7,9, da confrontare con 8,1 del testimone non concimato con urea.

Il contenuto totale di azoto nel terreno segue sostanzialmente le variazioni osservate per la sostanza organica e non è stato modificato dagli apporti di urea o di fanghi alla dose 1 ripetuti nei dodici anni precedenti al rilievo. Incrementi significativi sono dovuti alla dose doppia di fanghi, in modo particolare per la tipologia compostata.

A testimoniare della buona correlazione tra sostanza organica e azoto nelle tesi a fanghi si rileva che il rapporto C/N è stato leggermente incrementato dall'apporto di fanghi ma indipendentemente dalla loro dose di utilizzo e tipologia.

Il fosforo assimilabile (Olsen) nel terreno è incrementato in modo apprezzabile già in seguito all'apporto della prima dose di fanghi ed ancora di più con la doppia dose, giungendo praticamente a raddoppiare rispetto alle tesi a concimazione minerale. Gli aumenti sono stati particolarmente pronunciati col fango liquido e meno con il compostato, che è il materiale con minore contenuto di fosforo.

Anche la salinità dei suoli è risultata significativamente incrementata dall'utilizzo dei fanghi, la cui dose di utilizzo ne ha influenzato l'aumento. In ogni caso tutte le misure della conducibilità si sono approssimate al limite inferiore dell'intervallo di definizione dei terreni molto debolmente salini (0,15-0,40 mS/cm).

Tra i metalli pesanti la dose doppia ha determinato un incremento significativo rispetto alla singola oltreché per lo zinco anche per il cadmio, metallo per il quale i confronti tra singole tesi o tesi aggregate per concimazione minerale e fanghi non sono risultati significativi.

Il confronto tra tipologie di fanghi non è risultato statisticamente significativo per nessuno dei parametri presi in considerazione, ma parrebbero percepibili, dall'osservazione dei dati, alcune differenze.

Dai test multivariati effettuati prendendo in considerazione il contenuto complessivo dei sei metalli pesanti è scaturita differenza statisticamente significativa tra le concentrazioni nei suoli fertilizzati coi concimi minerali e quelle, più elevate, dei suoli che hanno ricevuto i fanghi. Non risultano invece differenze nel contenuto complessivo di metalli riconducibili alla dose o alla tipologia di fango.

Il confronto tra i risultati sui suoli ottenuti al dodicesimo anno di prove (2000) e quelli ottenuti al sesto (Cortellini *et al.*, 1996; Baffi *et al.*, 1998) ed al nono anno (Baldoni *et al.*, 2000), consente di ravvisare una sostanziale somiglianza delle risposte ricavate nei diversi momenti ma con diminuzione del numero di differenze significative riscontrate tra tesi per i differenti parametri. Nel 1997 erano state rilevate alcune differenze significative tra concimazione minerale e fertilizzazione con fanghi, che invece non sono state confermate per l'anno 2000, anche per i parametri nichel totale e piombo totale.

**Tabella 1.** Apporti medi annui (kg ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>) di elementi da fanghi nel corso dei primi 12 anni di sperimentazione (dose 1)

**Table 1.** Mean annual amount of elements (kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) applied with sludges during 12 years of the experiment (rate 1)

	<b>Fanghi liquidi</b>	<b>Fanghi disidratati</b>	<b>Fanghi compostati</b>
Sostanza secca	6333	6333	6333
Carbonio organico	1909	1857	1631
Azoto totale	387	269	184
Azoto ammoniacale	128	39	26
Fosforo totale	119	111	87
Potassio totale	108	46	70
Sodio totale	65,8	26,2	19,6
Cadmio totale	0,015	0,016	0,012
Cromo totale	1,38	1,44	1,14
Rame totale	4,86	5,08	4,09
Mercurio totale	0,013	0,010	0,008
Nichel totale	1,52	1,52	1,25
Piombo totale	0,77	0,75	0,64
Zinco totale	8,43	8,61	6,92

**Tabella 2.** Caratteristiche della fertilità dei suoli dopo 12 anni di trattamenti continuativi (anno 2000)

**Table 2.** Soil fertility characteristics after 12 years of treatments (year 2000)

	pH	S.O. [%]	N tot. [‰]	C/N	P ass. [mg/kg]	Cond. (1:5) [mS/cm]
Concimaz. minerale	8,06	1,80	1,40	7,45	26,67	0,164
Fanghi	8,00	2,07	1,53	7,89	45,22	0,206
Significatività	***	***	**	*	***	***
Fanghi dose 1	8,03	1,95	1,43	7,96	35,67	0,190
Fanghi dose 2	7,96	2,19	1,63	7,82	54,78	0,222
Significatività	***	***	***	ns	***	***
Fanghi liquidi	8,01	2,01	1,48	7,95	46,94	0,207
Fanghi disidratati	7,97	2,06	1,55	7,75	45,44	0,214
Fanghi compostati	8,02	2,14	1,57	7,97	43,28	0,196
Significatività	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns = non significativo dal punto di vista statistico; \*, \*\*, \*\*\* = significativo rispettivamente con  $P < 0,05$ ;  $0,01$  e  $0,001$

**Tabella 3.** Metalli pesanti nei suoli dopo 12 anni di trattamenti continuativi (anno 2000)

**Table 3.** Heavy metal concentrations in soils after 12 years of treatments (year 2000)

	Cd totale [mg/kg]	Cr totale [mg/kg]	Cu totale [mg/kg]	Ni totale [mg/kg]	Pb totale [mg/kg]	Zn totale [mg/kg]
Concimaz. minerale	0,355	58,34	60,67	46,76	15,77	82,81
Fanghi	0,362	59,60	65,65	48,37	15,74	93,86
Significatività	ns	ns	**	ns	ns	***
Fanghi dose 1	0,35	59,08	63,95	48,02	15,42	89,27
Fanghi dose 2	0,37	60,13	67,36	48,71	16,07	98,45
Significatività	*	ns	ns	ns	ns	**
Fanghi liquidi	0,354	58,95	63,58	47,96	15,92	89,56
Fanghi disidratati	0,370	61,25	66,97	48,85	16,13	96,94
Fanghi compostati	0,363	58,61	66,41	48,29	15,18	95,08
Significatività	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns = non significativo dal punto di vista statistico; \*, \*\*, \*\*\* = significativo rispettivamente con  $P < 0,05$ ;  $0,01$  e  $0,001$



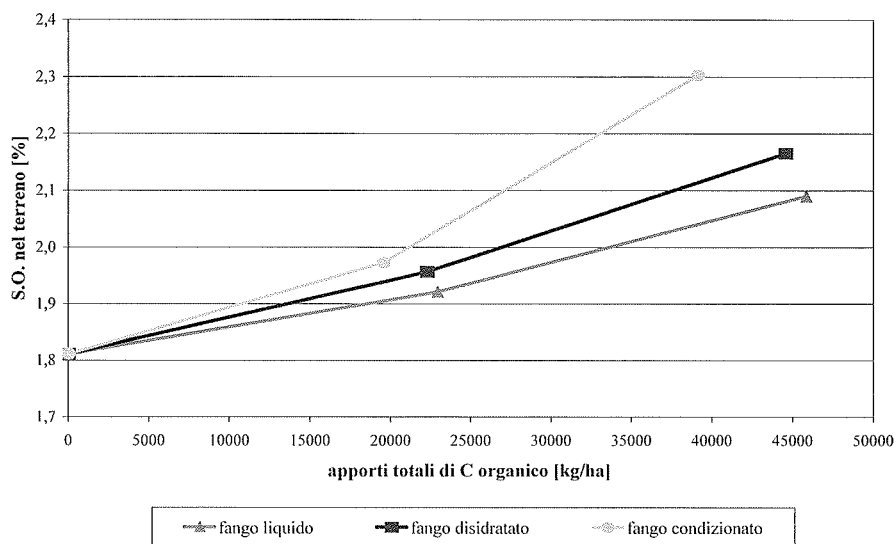


Figura 1. Variazione delle concentrazioni della sostanza organica nei suoli a seguito di apporti da fanghi

Figure 1. Effect of total application rate of sludges on organic matter concentration in soil

### Conclusioni

I risultati delle analisi dei suoli trattati con fanghi di depurazione, ottenuti dopo 12 anni di sperimentazione, dimostrano un netto accrescimento della fertilità dei terreni, accompagnato da incremento statisticamente apprezzabile della concentrazione totale dei metalli pesanti meno pericolosi come il rame e lo zinco, apportati con i fanghi di depurazione in quantità superiori rispetto a quelli più nocivi. Nelle condizioni in cui si è svolta la sperimentazione l'impatto dei fanghi sull'ambiente pedologico non è apparso preoccupante, almeno nel medio periodo, come può essere considerato un dodicennio. Le concentrazioni di metalli si sono sempre mantenute su bassi livelli, molto inferiori alle soglie di tossicità ed ai limiti di legge imposti dalla normativa vigente per l'uso dei fanghi in agricoltura (Decreto Legislativo 27 gennaio 1992 n.99).

Ne deriva che, stanti i buoni risultati produttivi ottenibili con l'utilizzo agricolo dei fanghi di depurazione (Baldoni *et al.*, 1996 e 2000), a certe condizioni questa pratica è consigliabile anche se protratta per alcuni anni. Per minimizzare i possibili effetti negativi dovuti ad accumuli di alcuni elementi nei suoli e dilavamento di altri (Mantovi e Cortellini, 2001), es-

sa deve essere condotta nel rispetto delle condizioni imposte dalle norme, dopo una accurata caratterizzazione dei fanghi e dei terreni e in accordo con un piano di utilizzazione agronomica che tenga in considerazione dosi, epoche e tecniche di somministrazione. Particolare attenzione deve essere posta all'utilizzo di lungo periodo sempre sugli stessi terreni, in special modo quando questi possiedono dotazioni in metalli già vicine ai limiti di legge per l'impiego agricolo dei fanghi.

### **Bibliografia**

- BAFFI C., BOTTESCHI G., ANGIUSSOLA SCOTTI I., SILVA S. -1998. Accumulo di metalli pesanti in terreni addizionati di liquami suini e di fanghi di depurazione e loro trasferimento in specie agrarie. *Agricoltura Ricerca*, 174: 11-22.
- BALDONI G., CORTELLINI L., DAL RE L. -1996. The influence of Compost and Sewage Sludge on Agricultural Crops. In: *The Science of composting*, E.C.I.S. ed. De Bertoldi M. *et al.* Blackie Academic & Professional, Glasgow 457-468.
- BALDONI G., CORTELLINI L., DAL RE L., MANTOVI P., TODERI G. -2000. Utilizzazione di fanghi di depurazione in agricoltura. *L'Informatore Agrario*, 19: 29-33.
- CENTEMERO M., CORTI C. -2000. Caratteristiche tecniche del compost per un'agricoltura sostenibile. *L'Informatore Agrario*, 6: 33-39.
- CIAVATTA C., SITTI L., GOVI M., GESSA C. -1998. Criteri per un corretto utilizzo agronomico dei reflui zootecnici e di biomasse di rifiuto: qualità del carbonio organico. *Agricoltura Ricerca*, 173: 37-44.
- CORTELLINI L., TODERI G., BALDONI G., NASSISI A. -1996. Effects on the content of Organic matter, Nitrogen, Phosphorus and Heavy metals in Soil and Plants After Application of Compost and Sewage Sludge. In: *The Science of composting*, E.C.I.S. ed. De Bertoldi M. *et al.* Blackie Academic & Professional, Glasgow 457-468.
- DECRETO LEGISLATIVO 27 GENNAIO 1992 n.99. Attuazione della direttiva 86/278/CEE concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura. *Suppl. Ord. alla Gazzetta Ufficiale - Serie generale n. 38 del 15/2/92.*
- FIGLIOLIA A. -1996. Valutazione della dinamica dei metalli pesanti apportati al suolo attraverso l'uso di biomasse reflue e liquami zootecnici: aspetti chimici, biochimici ed ambientali; effetti sulla biomassa microbica. *Agricoltura e Ricerca*, 163: 104-111.
- INDIATI R., FIGLIOLIA A., CETERONI L. -1998. Variazioni delle forme del fosfato del suolo in seguito a somministrazione di fanghi di depurazione. *Atti convegno SICA, Ravello (SA)*: 283-289.
- LEITA L., DE NOBILI M., MUHLBACHOVA G., MONDINI C., MARCHIOL L., Bragato G., Zerbi G. -1998. Elementi indesiderati nel terreno: valutazione della biodisponibilità e degli effetti sulla biomassa microbica. *Agricoltura e Ricerca*, 174: 33-40.
- MANGIONE D., BELLICIONI S., NERI U. -1998. Frazionamento di Zn, Cu, Ni e Pb nella fase solida di un suolo amendato con fanghi di depurazione e compost. *Agricoltura e Ricerca*, 174: 23-32.
- MANTOVI P., CORTELLINI L. -2001. Dinamica dei nitrati in suoli fertilizzati con fanghi di depurazione o concimi minerali dopo 12 anni di trattamenti continuativi. *IA Ingegneria Ambientale*, XXX-10: 525-533.
- PICCININI S., ROSSI L., VALLI L., CORTELLINI L. -1996. Il compostaggio dei residui zootecnici, dei fanghi di depurazione e della frazione organica da raccolta differenziata: le esperienze condotte dal CRPA in Emilia-Romagna. Parte seconda: il compostaggio dei fanghi di depurazione e della frazione organica da raccolta differenziata. *RS Rifiuti Solidi*, 1: 14-20.

# *BILANCIO DELL'AZOTO IN SUOLI DIVERSI FERTILIZZATI CON LIQUAME SUINO E UREA: ANALISI DI DATI STORICI*

R. Marchetti, P. Spallacci, G. Ponzoni

Istituto Sperimentale Agronomico, Sezione di Modena  
Viale Caduti in Guerra 134 - 41100, Modena

## Abstract

Agro-environmental models may be successfully applied to the prediction of the most suitable fertilizer N rates for crops only if they allow the simulation of all the processes regulating the plant-soil N dynamics. However, the knowledge of these processes, which is preliminary to their simulation, is still little understood. With the aim of improving the understanding of soil N dynamics, we calculated a N balance in order to estimate seasonal changes of the soil total N storage. This method was applied to datasets which had been collected in 3 experiments: 1) Lysimeters (plot scale): a 5-crop sequence was carried out on 3 different soils (silty clay, sandy loam and loam) and on coarse sand. Treatments included 1 urea-N rate and 3 pig slurry-N rates, plus a control. Nitrogen balance was annual, in the 1976-1979 period; 2) Piacenza (field scale): maize (*Zea mays* L.) was cropped on 3 different soils (silt, clay, and silt loam) and fertilized with pig slurry or urea. Nitrogen balance was seasonal, in the 1989-1990 period; 3) San Prospero (field scale): maize was cropped on a silty clay soil, not fertilized or fertilized with urea, or pig slurry, or both of them. Nitrogen balance was seasonal, in the 1993-1995 period. Soil total N change measurements, which had been collected in the "Lysimeters" experiment, were used to test the predictive adequacy of the adopted method. The N balance method allowed us to detect short-term increases of the total N amount in soils, caused by pig-slurry land-spreading. The estimated total N change was directly related to the amount of N supplied. No substantial changes were estimated in the total N reserve following urea supply.

**Key words:** soils, nitrogen, pig slurry, urea

## Riassunto

La conoscenza dei fattori che regolano la dinamica stagionale dell'N nel terreno è indispensabile premessa a una loro corretta previsione, basata sull'uso di modelli agroambientali. Con l'obiettivo di migliorare la comprensione di tale dinamica, è stato compilato un bilancio dell'azoto per stimare la variazione della riserva di N totale nel terreno, sul breve pe-

riodo. Esso è stato applicato a 3 gruppi di dati, provenienti da 3 esperimenti: 1) Lisimetri (a scala parcellare): una sequenza di 5 colture è stata realizzata su 3 suoli (argilloso-limoso, franco-sabbioso e franco) e una sabbia grossolana. Trattamenti: 3 dosi di N da liquame, 1 dose di urea, controllo. Il bilancio dell'N è stato calcolato su base annuale, nel periodo 1976-1979; 2) Piacenza (scala di campo): mais su 3 suoli (limoso, argilloso, franco-limoso), trattato con liquame (diversi calendari di spandimento) o urea. Il bilancio è stato calcolato su base stagionale, nel biennio 1989-1990; 3) San Prospero (scala di campo): mais, su suolo argilloso-limoso, trattato con liquame e/o urea, o non fertilizzato. Il bilancio è stato calcolato su base stagionale, nel triennio 1993-1995. Misure della variazione di riserva di N raccolte nell'esperimento «Lisimetri» sono servite alla verifica dell'adeguatezza della procedura di stima adottata. La variazione della riserva di N nel suolo in tutti gli esperimenti considerati è parsa direttamente proporzionale alla quantità di N apportata. L'approccio di analisi dei dati storici utilizzato in questo lavoro ha consentito di quantificare anche sul breve periodo le differenze nell'accumulo di N totale tra suoli diversi fertilizzati con liquame suino. Non sono state stimate variazioni di rilievo della riserva di N totale in conseguenza della somministrazione di urea.

**Parole chiave:** suoli, azoto, liquame suino, urea

## **Introduzione**

La dinamica dei fertilizzanti azotati nel terreno è da lungo tempo oggetto di studi, sia per i suoi risvolti agronomici (individuazione della dose e del momento più appropriati di distribuzione del fertilizzante, in vista di massimizzarne l'efficienza d'uso da parte della coltura); sia per quelli ambientali (valutazione dell'impatto della fertilizzazione sull'inquinamento dei corpi idrici superficiali e profondi).

E' noto che l'apporto di sostanza organica al terreno arricchisce la dotazione organica del terreno stesso. Questo è stato appurato in prove di media durata (10-15 anni) e di lunga durata (alcune decine di anni) soprattutto per il letame bovino, mentre il contributo dei liquami appare generalmente inferiore (Toderi, 1991; Sharpley e Smith, 1995; Gerzabek *et al.*, 1997; Hountin *et al.*, 1997), in quanto nei liquami prevalgono molecole che presentano una maggiore attitudine verso la produzione di humus labile e di sostanze minerali piuttosto che di humus stabile (Giardini, 1992). L'apporto di concimi minerali può comportare indirettamente un aumento della dotazione organica del terreno poiché la somministrazione di N alle colture, rispetto alla mancanza di fertilizzazione azotata, comporta un incremento della produzione di biomassa vegetale, e quindi anche un aumento della quantità di residui colturali e di radici (Cavazza, 1991). Incrementi di sostanza organica nel terreno a seguito di apporto di N minerale sono stati osservati in passato da diversi autori (Houot *et al.*, 1989; Toderi, 1991).

Per poter individuare la dose di N più appropriata da somministrare, in modo da massimizzare l'efficienza d'uso dell'N da parte delle colture e nello stesso tempo contenere gli eccessi che potrebbero essere dannosi sotto il profilo dell'impatto ambientale, è necessario poter prevedere gli effetti delle trasformazioni azotate sul breve periodo (scala stagionale). Nonostante le attuali conoscenze, la recente valutazione di modelli agro-ambientali per la simulazione della dinamica di fertilizzanti azotati in terreni coltivati ha confermato la difficoltà di descrivere adeguatamente i numerosi e complessi processi coinvolti (Johnson *et al.*, 1999; Jabro *et al.*, 2001).

Gli autori hanno simulato in passato la dinamica dell'N nel suolo confrontando le stime con misure da prove in lisimetri (Marchetti *et al.*, 2001a) e in pieno campo (Ponzoni *et al.*, 2001; Marchetti *et al.*, 2001b), condotte in località e suoli diversi della pianura emiliana. In queste simulazioni la modifica – a favore dell'immobilizzazione e dell'unificazione – di due parametri che controllano la simulazione del ricambio mineralizzazione-immobilizzazione (MIT) e la frazione di sostanza organica fresca che unifica ha consentito di migliorare le prestazioni del modello; in questo modo è stata evidenziata indirettamente la possibilità che quote importanti di N distribuito col liquame vengano immobilizzate in forma organica nel terreno (come biomassa microbica o humus) nel breve periodo. Non è stato possibile tuttavia individuare regole informatrici della dinamica del processo, che permetterebbero un'applicazione dei modelli meno empirica di quella consentita dalle conoscenze attuali. L'individuazione di criteri per la definizione dei parametri delle trasformazioni azotate, nei modelli di simulazione, è tanto più importante se si considera che gli output delle simulazioni sono particolarmente sensibili ai valori di questi parametri (Laroque e Banton, 1994).

Il bilancio dell'azoto nel sistema suolo-pianta è da lungo tempo utilizzato al fine di ottenere indicazioni per la razionalizzazione degli interventi agronomici e per il contenimento dei loro effetti sull'ambiente. In particolare esso costituisce la base per la stima dei fabbisogni colturali azotati (Giardini e Giovanardi, 1984; Bock e Hegert, 1991; Schepers e Mosier, 1991), anche se le misure a tal fine si sono fino ad oggi per lo più limitate alla determinazione delle asportazioni e della dotazione minerale e organica del terreno. Un bilancio completo a scala di campo, comprensivo delle perdite di N per lisciviazione, denitrificazione e volatilizzazione, è infatti di difficile stesura, in quanto risulta ardua la determinazione contemporanea in uno stesso sistema delle numerose voci che concorrono al bilancio stesso (Germon e Couton, 1989; MiRAAF, 1995). L'esatta quantificazione della ripartizione dell'N fornito alla coltura tra le varie voci che costituiscono la riserva dell'N nel terreno e gli output del siste-

ma richiederebbe il ricorso a tecniche che prevedono l'uso di N marcato (Broadbent e Carlton, 1979) ma, a causa dell'elevato costo, tali tecniche sono applicabili solo su parcelle di piccole dimensioni.

Nel lavoro di seguito riportato si sono voluti riesaminare e confrontare con criteri comuni, mediante bilancio dell'N, i risultati ottenuti nelle prove sperimentali condotte in passato, per trovare possibili chiavi di interpretazione della dinamica azotata in suoli rappresentativi delle tipologie più diffuse nella pianura emiliana.

## **Materiali e metodi**

### Gli esperimenti.

Sono stati considerati 3 gruppi di dati, provenienti dai seguenti esperimenti:

Esperimento «*Lisimetri*»: effettuato per valutare l'effetto delle liquamazioni sulla produttività delle colture e sul rischio d'inquinamento da nitrati delle acque di percolazione (Spallacci, 1981). I trattamenti prevedevano 3 dosi di N da liquame e un controllo. Era incluso per confronto un trattamento con urea. Disegno sperimentale: a blocchi randomizzati, con 3 repliche. Terreni a confronto: argilloso-limoso, franco-sabbioso, franco e sabbia grossolana. Sequenza colturale nel poliennio: sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) da foraggio, loiessa (*Lolium multiflorum* Lam.), mais (*Zea mays* L.) da granella, frumento tenero (*Triticum aestivum* L.), mais da foraggio, sorgo da granella e dattile (*Dactylis glomerata* L.). Dettagli sul dispositivo sperimentale sono riportati da Spallacci (1982).

Esperimento di *Piacenza*: effettuato in 3 aziende del Piacentino, per valutare la produttività delle colture (mais) e l'effetto stagionale sui nitrati nel terreno di 5 calendari diversi di spandimento del liquame (Cortellini et al., 1997). La stessa quantità complessiva di N da liquame suino era distribuita tutta in unica somministrazione (a febbraio o a giugno); in due (ottobre-febbraio, febbraio-giugno) o in tre somministrazioni (ottobre-febbraio-giugno). Era incluso il confronto con parcelle fertilizzate con urea (2 dosi) e con un controllo (fertilizzato con urea solo a inizio prova). Disegno sperimentale: blocco randomizzato senza repliche (Regione Emilia-Romagna, 1990). Suoli a confronto: Fienili argilloso (very fine, mixed, mesic Chromic Udic Haplusterts), Del Fiducia limoso, e Sant'Omobono franco limoso (fine silty, mixed, mesic Udifluventic Ustochrepts).

Esperimento di *San Prospero*: effettuato per valutare la produttività del mais e la dinamica temporale dei nitrati nel terreno come conseguenza della somministrazione di dosi differenziate di N da liquame e da urea, soli o in combinazione). Disegno sperimentale: strip-plot, fattoriale a due fattori (urea, liquame) e 4 livelli (dosi di N), con due repliche. Suolo: La Boaria argilloso-limoso (fine, mixed, mesic Udertic Ustochrepts). Per questo studio (descritto nei dettagli da Spallacci et al., 1997) sono stati selezionati 4 trattamenti: dose più elevata di liquame, dose più elevata di urea, dose più elevata di urea e liquame in combinazione, controllo.

Le serie dei suoli di Piacenza e San Prospero sono descritte nel Catalogo dei suoli della Regione Emilia-Romagna (Regione Emilia-Romagna, 2000), a parte il caso Del Fiducia, non descritto, assimilabile ai suoli Barco (fine silty, mixed, mesic Kanhaplic Haplustalfs).

Alcune informazioni supplementari sugli esperimenti e sui suoli a confronto sono fornite nelle Tabelle 1, 2 e 3.

### **Bilancio dell'N**

E' stato effettuato con l'obiettivo di stimare la variazione della riserva di N totale nel terreno nel breve periodo per situazioni in cui la variazione misurata di N Kjeldahl non era disponibile o affidabile. La validità della procedura è stata previamente saggiata sull'esperimento «Lisimetri» (verifica della corrispondenza tra stime da bilancio e misure della variazione di N Kjeldahl). Il bilancio è stato successivamente utilizzato per valutare la variazione di riserva di N totale negli altri due esperimenti. Poiché, a differenza dell'esperimento «Lisimetri», in quelli di San Prospero e Piacenza non erano state effettuate misure di lisciviazione dei nitrati, al fine di ridurre l'interferenza di questa voce incognita sui risultati il bilancio è stato calcolato limitatamente alla stagione di crescita, in cui l'assorbimento di acqua da parte della coltura tende a contrastare la percolazione. Il bilancio è stato calcolato solo per gli anni in cui sono state effettuate le liquamazioni e in cui era disponibile la misura dei nitrati a inizio e fine stagione di crescita. Così, benché l'esperimento di Piacenza sia durato 4 anni, si sono considerate solo le due annualità (1989 e 1990) per cui era possibile il calcolo della variazione di riserva nitrica. Ulteriori informazioni sono riportate in Tabella 4.

Per il calcolo del bilancio è stato applicato il seguente algoritmo:

$$\Delta N_{\text{tot}} = N_{\text{fert}} + \Delta N_{\text{min}} - (N_{\text{colt}} + N_{\text{emis}} + N_{\text{denit}} + N_{\text{lisc}})$$

Dove:

$\Delta N_{\text{tot}}$ , variazione della riserva di N totale (organico + ammoniacale)

$N_{\text{fert}}$ , apporto di N da fertilizzante (organico o di sintesi)

$\Delta N_{\text{min}}$ , variazione della riserva di N nitrico (differenza di contenuto in N-NO<sub>3</sub>, tra l'autunno e la primavera)

$N_{\text{colt}}$ , N asportato dalla coltura

$N_{\text{emis}}$ , N perso in atmosfera per emissioni ammoniacali

$N_{\text{denit}}$ , N perso in atmosfera per denitrificazione

$N_{\text{lisc}}$ , N lisciviato.

**Tabella 1.** Alcune informazioni sugli esperimenti utilizzati per il calcolo del bilancio dell'azoto

Esperimento	Progetto	Ente finanziatore	Periodo	Scala	Variabili
Lisimetri	Effluents from intensive livestock	Comunità Europea	1976-1981	Parcella, 1 m <sup>2</sup> (profondità. 1 m)	3 suoli + sabbia 5 colture diverse Fonti di N: liquame suino o urea
Piacenza	Valutazione dell'attitudine dei suoli allo spandimento dei liquami suinicoli	R. Emilia-Romagna, Provincia di Piacenza, Centro Ricerche Produzioni Animali	1987-1990	Campo, 900 m <sup>2</sup>	3 suoli (2 stazioni) climatiche Coltura: mais Fonti di N: liquame suino o urea
San Prospero	Produzione Nella Difesa Agricola dell'Ambiente	Ministero delle Politiche Agricole	1993-1995	Campo, 224 m <sup>2</sup>	1 suolo Coltura: mais Fonti di N: liquame suino e/o urea

**Tabella 2.** Quantità di azoto complessivamente somministrate nel corso degli esperimenti

Esperimento	Tipo di fertilizzante	Apporti di N, g m <sup>-2</sup>	Periodo
Lisimetri	Liquame	0; 142; 284; 426	1976-1979
	Urea	77,5	1977-1979
Piacenza	Liquame	203 <sup>1</sup>	1987-1990
	Urea	18 <sup>2</sup> ; 63; 108	1987-1990
San Prospero	Liquame (L) x urea (U)	0; 73,5 (L); 67,5 (U); 142 (LU)	1993-1995

<sup>1</sup> Valore medio, per i tre siti (Fienili, Del Fiducia, Sant'Omobono), della quantità complessiva di N da liquame, distribuita secondo 5 diversi calendari di spandimento. <sup>2</sup> 25 g N m<sup>-2</sup>, nel caso di Sant'Omobono.



Tabella 3. Alcune caratteristiche dei suoli a confronto, misurate nello strato  
 superficiale <sup>1</sup>. In parentesi, dove disponibile, la deviazione standard <sup>2</sup>.

Esperimento <sup>3</sup>	Suolo	Sabbia	Limo	Argilla	C Organico	N totale (Kjeldahl)	C/N	P assimilabile (Olsen)	K scambiabile	CaCO <sub>3</sub> (totale)	pH (in H <sub>2</sub> O)	C.S.C.
		%	%	%	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>		mg kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>		Cmolc kg <sup>-1</sup>
Lisimetri	AL	9 (0,7)	50 (1,9)	41 (2,2)	10,6 (1,69)	1,5 (0,20)	6,9	7,9 (4,38)	314 (71)	142 (8.1)	8.0 (0.07)	25.8 (0.72)
Lisimetri	FS	51 (1,8)	33 (0,9)	16 (1,2)	7,6 (1,56)	1,2 (0,21)	6,6	5,3 (1,09)	181 (37)	135 (20.2)	8.0 (0.07)	20.5 (0.93)
Lisimetri	S	78 (1,1)	21 (1,0)	1 (1,7)	0,4 (0,22)	0,1 (0,04)	3,6	4,2 (1,58)	19 (15)	53 (7.1)	8.1 (0.25)	5.3 (0.80)
Lisimetri	F	45 (2,0)	44 (3,0)	11 (1,0)	9,0 (0,91)	1,2 (0,11)	7,3	13,7 (8,10)	110 (40)	8 (6.3)	7.2 (0.32)	19.4 (1.70)
Piacenza	L	9	75 (4,4)	16 (2,3)	8,8 (1,10)	1,1 (0,10)	8,3	20,7 (6,90)	77 (27)	0 (-)	6.5 (0.21)	11.6
Piacenza	A	13	27 (2,4)	60 (3,3)	14,9 (2,09)	1,6 (0,27)	9,1	13,3 (6,10)	319 (45)	45 (16.8)	7.9 (0.10)	30.0
Piacenza	FL	16	56 (4,0)	28 (2,3)	12,0 (1,51)	1,4 (0,16)	8,3	9,1 (3,60)	219 (31)	160 (26.0)	8.0 (0.14)	17.1
San Prospero	AL	10 (3,1)	45 (13,1)	45 (2,4)	16,5 (2,72)	1,8 (0,30)	9,2	7,0 (2,90)	290	125	7.9 (0.11)	29.4

<sup>1</sup> Per «Lisimetri» e San Prospero, lo strato superficiale era di 20 cm; per i siti di Piacenza era di 40 cm (misure di N, P e K) o di 50 cm (misure di granulometria, C organico, carbonati e pH).

<sup>2</sup> Per «Lisimetri», numero di osservazioni, n= 15; per ogni sito di Piacenza, n=128 (N, P e K) oppure n=28 (granulometria, C organico, carbonati e pH); per San Prospero, n variabile da 31 a 36.

<sup>3</sup> La granulometria dei suoli è stata misurata col metodo della pipetta. Nell'esperimento «Lisimetri» la ripartizione delle frazioni granulometriche secondo i metodi SISS, ed. 1976, è stata adeguata secondo il metodo USDA, per rendere uniforme il confronto con gli altri suoli. Il C organico è stato misurato col metodo Lotti, nell'esperimento «Lisimetri»; col metodo Walkley & Black, negli esperimenti di Piacenza e di San Prospero. Il calcare è stato determinato col metodo calcimetrico. La capacità di scambio cationico (C.S.C.) è stata determinata col metodo al cloruro di bario per «Lisimetri» e San Prospero; con ammonio acetato, per la prova di Piacenza.

Le voci di bilancio d'importanza ritenuta minore, come le deposizioni secche e umide di N, non sono state incluse. Le emissioni ammoniacali sono state stimate in base a misure effettuate in precedenza (Spallacci *et al.*, 1999). In particolare, si è stimata una perdita pari al 47% dell'N ammoniacale, tranne nel caso di pioggia nelle 24 ore successive allo spandimento (sempre superficiale, senza interrimento) del liquame. In questo caso le perdite sono state poste pari al 32% dell'N ammoniacale contenuto nel liquame. Nel caso dell'urea si è attribuita una perdita di N per emissione di ammoniaca pari al 5% dell'N ammoniacale somministrato (Meisinger e Randall, 1991). Le perdite per denitrificazione sono state stimate con procedura tratta da Meisinger e Randall (1991). Per questa stima si è tenuto conto, oltre che della dose di N ammoniacale somministrata, anche della natura della fonte azotata, della classe di drenaggio dei suoli, delle sistemazioni, della presenza di falda, e dello stato idrico del terreno nella stagione di crescita delle colture. I liquami usati nelle prove sono stati analizzati per l'esatta determinazione delle quantità di N (totale e ammoniacale) somministrate. Le asportazioni di N da parte delle colture sono state misurate. La quantità di N proveniente da mineralizzazione della sostanza organica del terreno (mineralizzazione netta) è stata stimata pari all'asportazione di N della coltura non fertilizzata.

**Tabella 4.** Informazioni relative alle modalità di applicazione del bilancio e al campionamento per l'analisi dei nitrati

Esperimento	Periodo di applicazione	Profondità del profilo, (in m)	Annualità	Periodi di campionamento dei terreni per l'analisi dei nitrati <sup>1,2</sup>	
				iniziali	finali
Lisimetri	1 gen. - 31 dic.	0-0,90	1976 <sup>3</sup> -1979	-	-
Piacenza	15 mar. - 30 nov.	0-1,20	1989-1990	13/3-16/3	23/10-14/12
San Prospero	1 apr. - 30 nov.	0-1,80	1993-1995	29/3-18/4	22/9-6/11

<sup>1</sup> L'intervallo include la variabilità della data di campionamento, nel poliennio.

<sup>2</sup> Il contenuto di N nitrico è stato misurato fino alla profondità considerata per strati di 0.2 m di spessore, e successivamente cumulato per ottenere il contenuto di N nitrico nello spessore di profilo considerato nel bilancio.

<sup>3</sup> Per il trattamento con l'urea è: 1977-1979.

### **Variazione di N totale misurata**

Le misure di N totale (metodo Kjeldahl) considerate in questo lavoro sono quelle raccolte a inizio e fine del periodo di prova che includeva le liquamazioni, nell'esperimento «Lisimetri» (1976 e 1979, per i tratta-

menti con liquame; 1977 e 1979, per quelli con urea). Il campione al tempo 0 aveva dimensione  $n=15$ , mentre non si disponeva di repliche per il campionamento finale. Per il calcolo della variabilità è stato quindi calcolato il coefficiente di variabilità,  $CV = \text{dev.st.} / \text{media} * 100$ , sui campioni al tempo 0; e il CV ricavato è stato utilizzato per stimare la deviazione standard della variazione di riserva di N totale. Le misure di variazione della riserva di N totale, (Ntot, tra fine e inizio prova sono state impiegate per valutare l'adeguatezza delle stime della variazione di riserva di N totale, ottenute attraverso il metodo del bilancio.

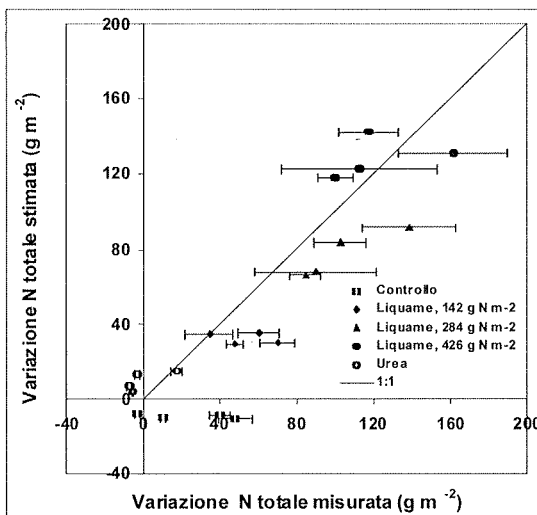
## Risultati

### Relazione tra variazione della riserva di N totale stimata e misurata.

Nell'esperimento «Lisimetri» è stata osservata una correlazione elevata ( $r=0.89$ ;  $n=20$ ,  $P<0.001$ ) tra variazione complessiva della riserva di N totale ( $\text{g N m}^{-2}$ ) stimata col metodo del bilancio (con riferimento a tutto il profilo) e misurata (N Kjeldahl nei primi 0.2 m di profilo) (Fig. 1). La stima mediante bilancio ha appiattito le differenze misurate tra suoli, nei controlli e alla dose di N più bassa ( $142 \text{ g N m}^{-2}$ ); si è stimato cioè lo stesso valore di variazione della riserva, per valori misurati diversi, in relazione al tipo di suolo. Nel caso dell'urea il bilancio ha sovrastimato la variazione di riserva in 3 casi su 4, ma non è possibile dire se l'errore sia da attribuire alla diversa fonte di N o alla sua bassa quantità.

Figura 1.

Relazione tra variazione della riserva di N totale nell'esperimento «Lisimetri», stimata col metodo del bilancio e misurata, per apporti diversi di fertilizzante. La variazione è quella tra la fine (1979) e l'inizio (1976, per i trattamenti con liquame; 1977, per quelli con urea) dell'esperimento. Le barre orizzontali rappresentano la deviazione standard delle misure



### Variatione della riserva di N totale al variare dell'input di N

La significatività statistica della relazione osservata tra stime della variazione di N totale basate sul bilancio e misure della variazione di N Kjeldahl nell'esperimento «Lisimetri» ha confortato sulla liceità di estendere l'applicazione del metodo del bilancio agli altri due esperimenti, al fine di stimare la variazione di riserva totale a prescindere dalle misure. Questo ha permesso in primo luogo di evidenziare una relazione diretta tra variazione della riserva ed input di N, anche se con diversa distribuzione e dispersione dei dati, a seconda dell'esperimento (Fig. 2). Le rette di regressione sono state descritte dalle seguenti relazioni: per «Lisimetri»,  $y = 0,32x - 3,05$  ( $R^2 = 0,88$   $n=76$ ,  $P < 0,001$ ); per Piacenza,  $y = 0,40x - 2,93$  ( $R^2 = 0,30$   $n=48$ ,  $P < 0,001$ ); per San Prospero,  $y = 0,49x + 6,06$  ( $R^2 = 0,66$   $n=12$ ,  $P < 0,001$ ), dove:  $x = N_{fert}$  e  $y = (N_{tot})$ .

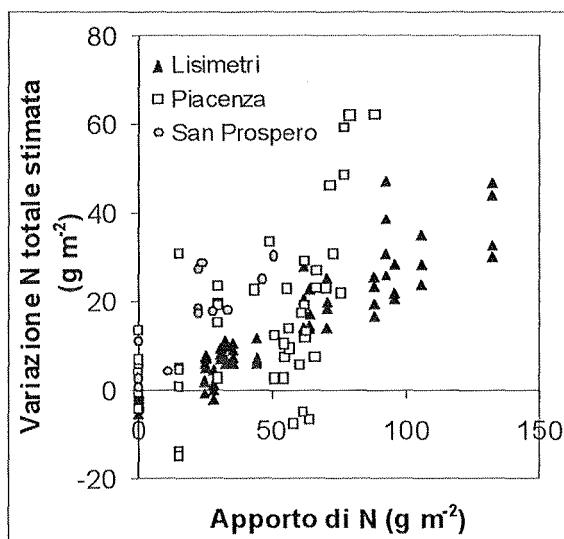


Figura 2.

Relazione tra variazione della riserva di N totale e quantità di N apportata nei tre esperimenti. La variazione è stata stimata col metodo del bilancio su base annuale, per «Lisimetri»; su base stagionale (periodo di crescita della coltura) per gli altri due esperimenti. L'apporto è quello del periodo in cui è stata stimata la variazione di riserva

### Effetto del suolo sulla variazione della riserva di N totale

Poiché dalla valutazione dell'adeguatezza della stima mediante bilancio è scaturito che essa non è in grado di evidenziare le differenze tra suoli in caso di bassi apporti azotati, l'analisi dell'"effetto suolo" è stata limitata ai casi in cui l'input medio annuo di N era superiore a 35 g N m<sup>-2</sup> (corrispondente a un quarto di 142 g N m<sup>-2</sup>, quantità di N ricevuta in un quadriennio nell'esperimento «Lisimetri», individuata arbitrariamente come so-

glia critica al di sotto della quale il metodo non è attendibile per la valutazione delle differenze tra suoli). In questo modo sono rimasti esclusi i trattamenti con sola urea e solo liquame dell'esperimento di San Prospero, e quelli con urea di Piacenza e «Lisimetri». L'interferenza dell'effetto "apporto di N" sul confronto è stata rimossa utilizzando il rapporto tra ( $N_{tot}$  e quantità di N fornita. La variazione media di riserva nei diversi suoli a confronto è riportata in Tabella 5. La variazione di riserva più elevata si è avuta nel suolo argilloso-limoso di San Prospero e in quello limoso di Del Fiducia. Il suolo argilloso-limoso dell'esperimento «Lisimetri», pur analogo a quello di San Prospero, ha avuto una variazione di riserva più contenuta, uguale o di poco superiore a quella dei rimanenti suoli e della sabbia.

**Tabella 5.** Variazione annuale (esperimento «Lisimetri») o stagionale (esperimenti di Piacenza e San Prospero) della riserva di N totale unitaria (rapporto tra la variazione annuale di riserva stimata mediante bilancio, ( $N_{tot}$ , e la quantità di N somministrata,  $N_{input}$ , in  $g\ N\ m^{-2}$ ). Il CV quantifica sia la variabilità interannuale sia, nel caso di Piacenza, quella dovuta al trattamento (diversi calendari di spandimento del liquame). Il numero di osservazioni, n, corrisponde ai trattamenti e alle annualità con  $N_{input} > 35\ g\ N\ m^{-2}$

Esperimento	Suolo	Fonte di N	Media	$\Delta N_{tot} / N_{input}$	
				CV	n
Lisimetri	Argilloso-limoso	Liquame	0,30	37	10
Lisimetri	Franco-sabbioso	Liquame	0,30	24	10
Lisimetri	Sabbia	Liquame	0,25	23	10
Lisimetri	Franco	Liquame	0,24	23	10
Piacenza	Limoso	Liquame	0,49	49	10
Piacenza	Argilloso	Liquame	0,20	110	10
Piacenza	Franco-limoso	Liquame	0,24	88	10
San Prospero	Argilloso-limoso	Liquame + urea	0,56	6	3

### Relazione tra variazione della riserva di N totale e di quella di N nitrico

Sui dati relativi agli esperimenti di Piacenza e di San Prospero, per i quali era disponibile la misura della variazione di azoto nitrico nel terreno tra fine e inizio stagione di crescita e' stata osservata una relazione inversa significativa tra variazione della riserva di N totale nel terreno e variazione di nitrati durante la stagione di crescita della coltura ( $r = -0,56$   $n=60$ ,  $P < 0.001$ ).

## **Discussione**

La compilazione del bilancio azotato ha consentito di valutare variazioni della riserva di N anche sul breve periodo, in cui sarebbe stata ardua una valutazione basata su misure dirette della variazione di N totale, data la variabilità di questo parametro (Nannipieri e Sequi, 1982). Ciò è stato possibile in quanto la variazione stimata nell'esperimento «Lisimetri» ha mostrato un buon grado di associazione con quella misurata. Questo esperimento, anche se non può essere considerato di lungo periodo, ha previsto apporti di N così cospicui da evidenziare considerevoli variazioni della riserva tra fine e inizio esperimento (Spallacci e Boschi, 1985).

Nonostante che la stima di variazione della riserva di N totale mediante bilancio sia stata riferita a un metro di spessore di terreno, mentre le misure di N Kjeldahl sono state effettuate su campioni prelevati nei primi 20 cm, il confronto stime-misure può essere ritenuto accettabile se si considera che l'N totale misurato col metodo Kjeldahl include le forme organica e ammoniacale, notoriamente poco mobili.

Questa differenza nel confronto di spessori avrebbe fatto ipotizzare una sovrastima della variazione della riserva di N totale. Anche eventuali perdite per lisciviazione non incluse nel bilancio avrebbero dovuto dar luogo a una sovrastima della variazione di riserva. Invece il bilancio ha complessivamente sottostimato tale variazione (con pochi casi di sovrastima, per l'urea e per la dose di liquame più elevata). Cause possibili possono essere la sovrastima delle emissioni ammoniacali e delle perdite per denitrificazione. L'errore di stima delle prime incide maggiormente di quello delle seconde, quantitativamente più contenute. Nei suoli esaminati tuttavia le perdite per denitrificazione stimate sono state mediamente pari all'11,3% dell'apporto di N ammoniacale, un livello più elevato di quelli misurati nei nostri ambienti (Arcara *et al.*, 1998).

Negli esperimenti di Piacenza e San Prospero, a causa della mancanza di informazione sulla quantità di N lisciviata, il calcolo del bilancio ha dovuto essere limitato alla stagione di crescita della coltura, anziché all'intero anno come nell'esperimento «Lisimetri». Questo ha introdotto un elemento di disomogeneità nel confronto tra esperimenti, evidenziabile anche nella diversa inclinazione delle rette di regressione della variazione di riserva rispetto alla quantità di N apportata. La relazione diretta, osservata tra dose di N somministrata col fertilizzante (indipendentemente dalla sua natu-

ra) e variazione della riserva, farebbe estendere all'urea la possibilità di dar luogo a un accumulo di N totale nel sistema. La mancanza di situazioni con apporti di urea in quantità cospicue, nella casistica esaminata, impedisce un giudizio definitivo a riguardo.

La variazione media di riserva di N totale è stata diversa, nei diversi suoli. La maggiore variazione di riserva osservata a Del Fiducia e a San Prospero potrebbe essere legata al fatto che, negli esperimenti di Piacenza e di San Prospero, la coltura era costituita da mais in omosuccessione; mentre, nell'esperimento «Lisimetri», era prevista una sequenza di colture diverse. E' stato osservato che sistemi colturali che comprendono mais comportano un'immobilizzazione di N superiore a quelli che non lo comprendono (Zielke e Christenson, 1986; Kolberg *et al.*, 1999). A Fienili e a Sant'Omobono tuttavia, sempre con mais in omosuccessione, non è stato registrato un incremento di riserva pari a quello di Del Fiducia. Un'altra ragione per le differenze osservate tra suoli può essere attribuita al fatto che il bilancio applicato su base stagionale (Piacenza e San Prospero), anziché annuale («Lisimetri»), esclude dalla valutazione l'effetto dei processi sia idrologici, sia relativi alla dinamica azotata, che avvengono nel periodo invernale, e che potrebbero attenuare la variazione di riserva complessiva annuale. In altre parole, l'immobilizzazione estiva dell'N potrebbe essere compensata, su scala annuale, da re-mineralizzazione in periodo invernale. Si riporta che la mineralizzazione dell'N del sovescio è favorita alle basse temperature (Andersen e Jensen, 2001; Magid *et al.*, 2001). Dall'analisi dei termini di bilancio la variabilità interannuale della variazione di riserva (espressa dal CV in Tabella 5) risulta imputabile principalmente alla composizione del liquame (quote di N ammoniacale e organico) e alla variazione della riserva nitrata, a sua volta notoriamente influenzata dall'andamento meteorologico.

Per spiegare l'accumulo di N totale stimato anche sul breve periodo (e cioè a scala stagionale e annuale) sono state prese in considerazione le seguenti ipotesi: a) legame della frazione organica del liquame con la matrice minerale; b) immobilizzazione nella biomassa microbica dell'N organico e ammoniacale somministrato.

Per quanto riguarda la prima ipotesi, in letteratura si trova indicazione di un effetto positivo dell'argilla, o di argilla e limo, sulla capacità protettiva dei suoli nei confronti della sostanza organica nativa o apportata coi residui colturali (Jenkinson, 1988; Rasiah, 1999; Egelkraut *et al.*, 2000) per cui suoli con più argilla hanno anche contenuti di sostanza organica più

elevata rispetto a suoli più grossolani. Nel nostro caso, tuttavia, non è stata trovata nessuna correlazione significativa tra composizione granulometrica del suolo (Tab. 3) e variazione della riserva; per contro, per applicazioni di quantità elevate di N da liquame, è stato stimato un incremento della riserva di N totale anche nella sabbia grossolana, praticamente priva di frazioni granulometriche fini. Con riferimento all'esperimento di San Prospero, Ciavatta *et al.* (1998) hanno determinato l'indice, il grado e il tasso di umificazione in campioni di terreno da parcelle fertilizzate con liquame suino e/o urea, rispetto a controllo non fertilizzato e hanno concluso che, in quelle condizioni di prova, l'apporto di liquame suino od urea hanno consentito di controllare il calo di umificazione della sostanza organica del terreno, osservato nel periodo di prova nel controllo non trattato.

Per quanto riguarda l'ipotesi d'immobilizzazione dell'N nella biomassa microbica, la relazione inversa osservata tra accumulo di riserva di N totale e variazione della riserva nitrica può essere indice di uno spostamento del MIT verso l'immobilizzazione. La possibilità d'immobilizzazione dell'N in seguito a spandimento di liquame o a somministrazione di urea è confortata da numerose evidenze sperimentali, ottenute con impiego di N marcato (Nannipieri *et al.*, 1999; Williams *et al.*, 2001; Sørensen e Amato, 2002) e senza (Bouldin *et al.*, 1984; King *et al.*, 2001). Non è tuttavia chiaro quali siano i fattori che la favoriscano, visto che il rapporto C/N del suolo, spesso chiamato in causa come esplicativo della direzione presa dal MIT, nelle nostre prove non è stato modificato sostanzialmente nel periodo sperimentale, in quanto i residui colturali sono stati sempre asportati. Il rapporto C/N del liquame essendo indicativamente compreso tra 2 e 6, e quindi più basso di quello del terreno (Tab. 3), dovrebbe spostare l'equilibrio verso la mineralizzazione. Benedetti *et al.* (1998) hanno osservato curve di cessione anomale, in prove di mineralizzazione potenziale effettuate su campioni di terreno argilloso (sempre lo stesso dell'esperimento di San Prospero) addizionati o meno di N da liquame o da urea. Questo apparente blocco della mineralizzazione è stato attribuito all'elevata capacità fissativa da parte della componente argillosa del suolo nei confronti dell'ammonio. Una frazione di tale elemento verrebbe così sottratta all'equilibrio generale con una sottostima dell'N mineralizzato. Siccome col bilancio si stima la variazione complessiva della riserva di N nel terreno (ad esclusione di quello nitrico, conteggiato a parte), questo N totale include anche la quota di N ammoniacale eventualmente rimasta intrappolata nelle argille. Qualora si ammetta che una parte dell'ammonio entri in



questo pool, si deve concludere che il bilancio calcolato con la procedura descritta sottostima la variazione di riserva più di quanto non sia risultato per l'esperimento «Lisimetri» dal confronto con le misure di variazione dell'N Kjeldahl, che non includono l'ammonio fissato delle argille.

### **Conclusioni**

L'esame dei dati storici ha evidenziato che una parte anche cospicua dell'N derivante da fertilizzazione con liquame suino od urea, e in eccesso rispetto ai fabbisogni colturali, può essere immobilizzato nel terreno, anche nel breve periodo, sotto forma di N totale. Dai dati a disposizione non è tuttavia ancora possibile stabilire in quale pool (se come biomassa microbica, humus, o ammonio fissato nelle argille) questo N rimanga immobilizzato. Il chiarimento della natura dei processi di accumulo di N nel suolo sarà fondamentale per l'individuazione di criteri appropriati per la definizione dei parametri dei modelli e, conseguentemente, per la corretta descrizione e previsione della dinamica azotata nel terreno.

### **Ringraziamenti**

L'esperimento di Piacenza è stato condotto nell'ambito del progetto Valutazione dell'attitudine dei suoli allo spandimento dei liquami suinicoli, finanziato dalla Regione Emilia-Romagna (RER), dalla Provincia di Piacenza e dal Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA). Marina Guermandi (RER), Antonio Nassisi (Provincia di Piacenza) e Liliana Cortellini (CRPA) hanno raccolto parte dell'informazione usata in questo lavoro.

L'esperimento di San Prospero rientra in una ricerca dal titolo Bilancio dell'azoto sulle colture di mais e di erba medica trattate con liquami suini e urea di sintesi in terreno argilloso di pianura, finanziata dal MiPAF (Progetto Produzione Agricola Nella Difesa dell'Ambiente). Siamo grati a Romano Ghelfi, Anna Orsi e Lidia Sghedoni per la loro assistenza in campo e in laboratorio.

### **Bibliografia**

- ANDERSEN M.K., JENSEN L.S. -2001. Low soil temperature effects on short-term gross N mineralisation-immobilisation turnover after incorporation of a green manure. *Soil Biol. Biochem.*, 33:511-521.
- ARCARA P.G., GAMBA C., BIDINI D., MARCHETTI R., TODERI G., GIORDANI G., GUERMANDI M. -1998.

- Perdite di azoto (N<sub>2</sub>O) ed attività microbica in colture di mais trattate con reflui agricoli. *Agricoltura Ricerca*, 173:13–22.
- BENEDETTI A., ROSSI G., BERTI C., VITTORI ANTISARI L. –1998. Effetto della somministrazione di effluenti da allevamento suino sulla dinamica e sulla mineralizzazione dell'azoto nel suolo: primi risultati. *Agricoltura Ricerca*, 173:49–56.
- BOCK B.R., HERGERT G.W. (1991. Fertilizer nitrogen management. In: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Ed. Follett R.F. *et al.*, SSSA, Madison, WI, 139-164. Bouldin D.R., Klausner S.D., Reid W.S. –1984. Use of nitrogen from manure. In: *Nitrogen in crop production*, ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, 221–245.
- BROADBENT F.E., CARLTON A.B. (1979. Field trials with isotopes – plant and soil data for Davis and Kearney sites. In: *Final report to the Natl. Sci. Found. for nitrate in effluents from irrigated lands*. Riverside: Univ. of California, 433-465.
- CAVAZZA L. –1991. Relazione generale di sintesi. In: *Agricoltura e ambiente*. Accademia Nazionale di Agricoltura, Edagricole, Bologna, 3–33.
- CIAVATTA C., SITTI L., GOVI M., GESSA C. –1998. Criteri per un corretto utilizzo agronomico dei reflui zootecnici e di biomasse di rifiuto: qualità del carbonio organico. *Agricoltura Ricerca*, 173:37–44.
- CORTELLINI L., SPALLACCI P., GUERMANDI M., NASSISI A. –1997. Influenza della somministrazione di liquami suini sulla produzione di mais e sul contenuto di azoto minerale nel profilo di tre tipi di suolo. Poster presentato al XXXI Convegno SIA, Impiego in agricoltura dei reflui zootecnici e dell'industria agroalimentare, Milano, 24-26 giugno 1997.
- EGELKRAUT T.M., KISSEL D.E., CABRERA M.L. –2000. Effect of soil texture on nitrogen mineralized from cotton residues and compost. *J. Environ. Qual.*, 29:1518–1522.
- GERZABEK M.H., PICHLMAYER F., KIRCHMANN H., HABERHAUER G. –1997. The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *Eur. J. Soil Sci.*, 48:273–282.
- GERMON J.C., COUTON Y. (1989. Nitrogen balance and gaseous nitrogen losses in soils. In: *Management systems to reduce impact of nitrates*, ed. Germon J.C., Elsevier Appl. Sci., London, 16-31.
- GIARDINI L., GIOVANARDI R. (1984. Bilancio dell'azoto in prove poliennali di concimazione condotte in diversi tipi di terreno. *Agricoltura delle Venezie*, 38: 767-798.
- GIARDINI L. –1992. *Agronomia generale ambientale e aziendale*. Patron, Bologna.
- HOUNTIN J.A., COUILLARD D., KARAM A. –1997. Soil carbon, nitrogen and phosphorous contents in maize plots after 14 years of pig slurry applications. *J. Agric. Sci.*, 129:187–191.
- HOUOT S., MOLINA J.A.E., CHAUSSOD R., CLAPP C.E. –1989. Simulation by NCSOIL of net mineralization in soils from the Deherain and 36 Parcelles fields at Grignon. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 53:451–455.
- JABRO, J.D., STOUT W.L., FALES S.L., FOX R.H. –2001. SOIL–SOILN simulations of water drainage and nitrate nitrogen transport from soil core lysimeters. *J Environ. Qual.*, 30:584–589.
- JENKINSON D.S. –1988. Soil organic matter and its dynamics. In: *Russel's Soil Conditions and plant growth*, 11th ed. Ed Wild A., Longman, New York, 564–607.
- JOHNSON A.D., CABRERA M. L., MCCRACKEN D.V., RADCLIFF D.E. –1999. LEACHN simulations of nitrogen dynamics and water drainage in an Ultisol. *Agron. J.*, 91: 597–606.
- KING J.A., SYLVESTER–BRADLEY R., ROCHFORD A.D.H. –2001. Availability of nitrogen after fertilizer applications to cereals. *J. Agric. Sci.*, 136:141–157.
- KOLBERG R.L., WESTFALL D.G., PETERSON G.A. –1999. Influence of cropping intensity and nitrogen fertilizer rates on in situ nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:129–134.
- LAROQUE M., BANTON O. –1994. Determining parameter precision for modeling nitrate leaching: inorganic fertilization in nordic climates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58:396–400.
- MAGID J., HENRIKSEN O., THORUP–KRISTENSEN K., MUELLER T. –2001. Disproportionately high N–mineralisation rates from green manures at low temperatures: implications for modeling and management

- in cool temperate agroecosystems. *Plant Soil*, 228:73–82.
- MARCHETTI R., PONZONI G., SPALLACCI P. –2001a. Simulating nitrate leaching under crops fertilized with pig-slurry in lysimeters. *Soil Use Manage.*, 17:245-253.
- MARCHETTI R., PONZONI G., SPALLACCI P., GUERMANDI M. –2001b. I modelli MACRO e SOILN: calibrazione e validazione in ambiente padano. Progetto Sina Modelli e pedofunzioni per la stima delle qualità del suolo influenti sulla vulnerabilità delle acque. Seminario 10-11 aprile 2001. [Internet], [5 p.], disponibile presso [www.Regione.emilia-romagna.it/sigeografici/testi/car\\_suoli/doc\\_tecn/sina.htm](http://www.Regione.emilia-romagna.it/sigeografici/testi/car_suoli/doc_tecn/sina.htm) (ultimo aggiorn: 23 ott. 2001; verificato il 10 lug. 2002), Regione Emilia-Romagna, Direzione Generale Organizzazione, Sistemi Informativi e Telematica, Bologna.
- MEISINGER J.J., RANDALL G. W. –1991. Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. In: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*, ed. Follett R.F. *et al.*, SSSA, Madison, WI, 85-124.
- MIRAAF (Ministero Risorse Agricole Alimentari e Forestali) –1995. Codice di Buona Pratica Agricola per la protezione delle acque dai nitrati. A cura di Benedetti A., Sequi P., Edagricole, Bologna, pp. 19-20.
- NANNIPIERI P., SEQUI P. –1982. Soil fertility. The determination and the turnover of soil organic matter. In: *Evolution du niveau de fertilité des sols dans différents systèmes de culture – Critères pour mesurer cette fertilité*. CEE, Lanza F. ed., Istituto Sperimentale Agronomico, Bari, 141–151.
- NANNIPIERI P., FALCHINI L., LANDI L., BENEDETTI A., CANALI S., TITTARELLI F. *et al.* –1999. Nitrogen uptake by crops, soil distribution and recovery of urea-N in a sorghum–wheat rotation in different soils under Mediterranean conditions. *Plant Soil*, 208:43–56.
- PONZONI G., MARCHETTI R., SPALLACCI P., GUERMANDI M. –2001. Simulated organic N accumulation in soil under maize fertilized with pig slurry. p. 347(348). In *Book of abstracts, 11th Nitrogen Workshop*, Reims, Francia, 9(12 settembre 2001. INRA, Reims, Francia.
- RASIAH V. –1999. Nitrogen immobilization/remineralization in legume-amended soils as influenced by texture and compaction. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30:829–841.
- REGIONE EMILIA-ROMAGNA –1990. Prove sperimentali per la valutazione dell'attitudine dei suoli a ricevere liquami suinicoli. Relazione dell'attività svolta. Rapporto interno Regione Emilia-Romagna, Reggio Emilia.
- REGIONE EMILIA-ROMAGNA –2000. Catalogo dei tipi di suolo della pianura emiliano-romagnola. Ed. maggio 2000 [CD-ROM], RER, Bologna.
- SHARPLEY A.N., SMITH S.J. –1995. Nitrogen and phosphorous forms in soils receiving manure. *Soil Sci.*, 159:253–258.
- SCHEPERS J.S., MOSIER A.R. (1991). Accounting for nitrogen in nonequilibrium soil-crop systems. In: *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*, ed. Follett R.F. *et al.*, SSSA, Madison, WI, 125-138.
- SØRENSEN P., AMATO M. –2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *Eur. J. Agron.*, 16:81–95.
- SPALLACCI P. –1981. Nitrogen losses by leaching on different soils manured with pig slurry. In: *Nitrogen losses and surface run-off from landspreading of manures*, ed. Brogan J.C., Nijhoff / Junk Publishers, The Hague, 377-379.
- SPALLACCI P. 1982. Bilancio dell'azoto nella somministrazione dei liquami suini al terreno. In: *Inquinamento del terreno. Somministrazione al terreno degli effluenti di allevamenti intensivi zootecnici*, rapporto AC/4/121-133, CNR Pisa, 33-49.
- SPALLACCI P., BOSCHI V. –1985. Long-term effects of the landspreading of pig and cattle slurries on the accumulation and availability of soil nutrients, In: *Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications*, ed. Williams J.H. *et al.*, Elsevier Appl. Sci. Publ., London, 33-44.
- SPALLACCI P., MARCHETTI R., PAPINI R., DONATELLI M. –1997. Bilancio dell'azoto per la coltura di mais trattata con liquami suini e urea di sintesi. *Agricoltura Ricerca*, 168:57-68.
- SPALLACCI P., VALLI L., MARCHETTI R. –1999. Ammonia emission from spreading of pig slurry on corn and lu-

- cerne crops, In: Book of abstracts, 10th Nitrogen Workshop, Copenhagen, Denmark. 23(26 Aug. 1999. R. Vet. Agric. Univ., Copenhagen, Denmark, II.53.
- TODERI G. -1991. Problemi conservativi del suolo in Italia. In: Agricoltura e ambiente. Accademia Nazionale di Agricoltura, Edagricole, Bologna, 50-99.
- WILLIAMS P.H., ROWARTH J.S., TREGURTHA R.J. -2001. Uptake and residual value of <sup>15</sup>N-labelled fertilizer applied to first and second year grass seed crops in New Zealand. *J. Agric. Sci.*, 137:17-25.
- ZIELKE R.C., CHRISTENSON D.R. -1986. Organic carbon and nitrogen changes in soil under selected cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50:363-367.

# *ANDAMENTO DEL CONTENUTO DI METALLI PESANTI NEL SUOLO E ASSORBIMENTO DA PARTE DELLA COLTURA NEI TRE ANNI SUCCESSIVI ALLA APPLICAZIONE DI COMPOST DA RSU*

R. Papini, P. Bazzoffi, S. Pellegrini, G. Brandi, G. Montagna

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo  
Piazza M. D'Azeglio, 30 - 50121 Firenze

## **Abstract**

A field study was conducted on a typical Udorthent clay-loam soil to determine the effects of a massive application of urban refuse compost on the behavior of total available heavy metals and their uptake by crops in a corn cultivated soil over a three-year period. During the first year of the experiment, 90 t ha<sup>-1</sup> of compost were applied to 6 plots while, every year, the remaining sites were treated with mineral fertilization. Soil samples were taken before and 6, 12, 18, 24 and 30 months after compost application. The compost addition provoked significant and durable increase of the total Cu, Zn, Pb e Cd content in soil. The available heavy metal content in soil increased dramatically six months after the addition of compost. After twelve months, each available heavy metal determined in the compost plots decreased considerably and there were no significant differences in Cd, Cr and Ni with respect to mineral fertilized plots. The quantity of Cu, Zn and Pb remained significantly higher, but differences between the two theses are very low and tend to diminish over time. Only the first vegetable production of corn grains after the addition of compost had significantly higher Cd and Pb content compared to the corn grains grown on the fertilized plots, but the measured values fall within the normal concentration for vegetables. Cr instead showed in this year values considered critical for plant growth.

**Key words:** Heavy metal; DTPA-extractable fraction; Urban refuse compost; corn

## **Riassunto**

Vengono riportati i risultati di una prova di campo condotta su un suolo argilloso-limoso, Udorthent tipico, per valutare la persistenza dei metalli pesanti, nella forma totale e disponibile nel suolo nei tre anni successivi all'applicazione di una dose elevata di compost da RSU e la traslocazione di metalli nelle piante coltivate. Nel primo anno di sperimentazione in metà delle parcelle è stato applicato di 90 t ha<sup>-1</sup> di compost, nelle rimanenti parcelle è stata applicata ogni anno una fertilizzazione minerale. Campioni di suolo sono stati

prelevati prima dell'applicazione del compost e dopo 6, 12, 18, 24 e 30 mesi dal trattamento. L'aggiunta di compost ha provocato incremento significativi e permanente nel tempo del contenuto in Cu, Zn, Pb e Cd totale nel suolo. Il contenuto di metalli pesanti in forma assimilabile è risultato molto più elevato nelle parcelle con compost 6 mesi dopo l'applicazione. A 12 mesi di distanza però la quantità di metalli pesanti assimilabili presenti nelle parcelle trattate con compost, diminuisce in modo notevole tanto che per Cd, Cr e Ni non si evidenziano più differenze significative fra i trattamenti. Il contenuto di Cu, Zn e Pb rimane ancora significativamente più elevato, ma le differenze fra le due tesi sono molto piccole e tendono a diminuire con il tempo. Il contenuto di Cd, Pd nel mais coltivato sulle parcelle trattate con compost è risultato superiore rispetto a quello delle parcelle fertilizzate soltanto nel primo anno, ma le concentrazioni non hanno mai superato valori considerati normali per i vegetali. Per il Cr, si sono riscontrate invece concentrazioni ritenute critiche per la crescita della pianta.

---

**Parole chiave:** metalli pesanti; frazione estraibile con DTPA; RSU compost; mais

### **Introduzione**

Uno dei più allarmanti aspetti della società moderna è l'inquinamento ambientale dovuto in maggior parte al continuo processo di urbanizzazione e industrializzazione.

Tra le maggiori cause di tale inquinamento è da annoverare la produzione di residui urbani che risulta molto elevata nei paesi industrializzati a causa della crescita economica che ha provocato l'accumulo di un'ampia varietà di rifiuti e un cambiamento nel sistema di raccolta e stoccaggio dei rifiuti nelle città (Caltagirone, 1995). L'applicazione di biomasse di scarto nei suoli intensamente coltivati è una pratica di considerevole interesse, in quanto l'apporto di sostanza organica in suoli che notoriamente ne sono molto carenti consente di migliorarne le caratteristiche sia fisiche che chimiche (Papini e Pagliai, 1998). Va tenuto conto però che i compost da RSU possono contenere un'elevata quantità di metalli pesanti che si possono accumulare nel suolo. Un incremento del contenuto di metalli totali nel suolo è stato spesso registrato con l'uso di queste biomasse, e tale incremento permane dopo molti anni dall'applicazione (Sims e Kline, 1991; McGrath, 1994). Non va dimenticato che la quota di metalli che può essere assimilata dalle piante e dai microrganismi è solamente quella disponibile, e che quindi è l'evoluzione di questa frazione che maggiormente interessa per valutare l'impatto ambientale di tali biomasse. Dati gli stretti legami esistenti fra metalli applicati e la frazione organica della biomassa, la mineralizzazione di quest'ultima può provocare un rilascio di metalli in forma disponibile che può dan-

neggiare le piante più sensibili ed i microrganismi del suolo (Sloan *et al.*, 1997). Lo scopo di questa sperimentazione è stato quello di seguire la dinamica nel tempo dei metalli pesanti nella forma sia totale che disponibile ed il loro assorbimento da parte delle piante, in un suolo coltivato a mais, nei tre anni successivi ad una elevata applicazione di compost da RSU.

## Materiali e metodi

### Disegno sperimentale

La prova, di durata triennale, è stata condotta presso l'Azienda dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo a Scarperia (FI), su un suolo classificato come Udorthent tipico (USDA, 1975), a granulometria argillosa-limosa (Jannone *et al.*, 1984), le cui caratteristiche fisico-chimiche sono riportate nella tabella 1. L'area ha un regime climatico temperato, con estate secca e piovosità media annua di 1024 mm.

Tabella 1. Caratteristiche fisico-chimiche del terreno esaminato nello strato 0-60 cm

Table 1. Main physical and chemical characteristics of the soil in the 0-60 cm layer.

Sabbia %	Limo %	Argilla %	pH (H <sub>2</sub> O)	C.E.C. mq 100g <sup>-1</sup>	CaCO <sub>3</sub> %	S.O. %	N tot %	K scamb. mg kg <sup>-1</sup>	P ass. mg kg <sup>-1</sup>
5,5	51,10	44,4	8,09	33,7	22,7	1,9	1,23	240	7,54

Lo schema sperimentale è consistito in 12 parcelle, completamente randomizzate, in metà delle quali è stato aggiunto compost da RSU.

Il compost è stato applicato nell'autunno del primo anno nella dose di 90 t ha<sup>-1</sup> (corrispondente a 64 t ha<sup>-1</sup> di sostanza secca, vetri esclusi), corrispondente alla massima quantità consentita dalla legge (30 t ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>) per un triennio, ed incorporato al terreno tramite erpicatura. La scelta di una dose elevata applicata in una unica soluzione è stata fatta al fine di valutare l'efficacia della materia organica apporptata nel ridurre l'erosione del suolo (Bazzoffi *et al.*, 1998).

In tutti e tre gli anni le parcelle sono state coltivate a mais da granella di classe 200 (*Zea mays* L. cv Tiziano), con semina nell'ultima decade di maggio e senza irrigazioni. Le parcelle trattate con il compost non hanno ricevuto nessuna fertilizzazione minerale, mentre le altre hanno ricevuto 200 kg ha<sup>-1</sup> di N, 180 kg ha<sup>-1</sup> di P e 180 kg ha<sup>-1</sup> di K alla semina e 90 kg ha<sup>-1</sup> N in copertura. Il compost era stato prodotto con un

processo di maturazione aerobica della durata di due mesi, a partire da una biomassa derivante da rifiuti solidi urbani, dalla quale erano stati allontanati la plastica ed i metalli tramite setacciamento meccanico e separatori magnetici. La composizione del compost è riportata nella tabella 2. Con il compost sono stati aggiunti al suolo 1485 kg ha<sup>-1</sup> di N, 563 kg ha<sup>-1</sup> di P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 1103 kg ha<sup>-1</sup> di K<sub>2</sub>O.

**Tabella 2** Composizione del compost e quantità apportata di elementi nutritivi e metalli

**Table 2.** Main compost characteristics and added amounts of nutrient and heavy metals

Composizione del compost	Quantità aggiunte (kg ha <sup>-1</sup> )	Elementi (mg kg <sup>-1</sup> )	Quantità aggiunte (kg ha <sup>-1</sup> )	Quantità aggiunte (kg ha <sup>-1</sup> )	
Umidità (%)	32,7	Cu Totale	248	37	
Vetri ed altri residui > 2mm (%)	14	Cu Assimilabile	40	6,1	
Vetri ed altri residui < 2 mm (%)	25	Zn Totale	540	81	
Ceneri a 55 °C (%)	64	Zn Assimilabile	9,4	1,4	
pH	7,4	Pb Totale	626	95	
C/N	21	Pb Assimilabile	66	9,9	
Sostanza Organica (%)	36	54518	Ni Totale	28	4,5
Azoto totale Kjeldalh (%)	0,98	1485	Ni Assimilabile	6,2	0,9
Anidride fosforica totale (%)	0,37	563	Cr Totale	36	5,4
Ossido di potassio totale (%)	0,73	1103	Cr Assimilabile	13	0,2
		Cd Totale	9,1	1,4	
		Cd Assimilabile	1,5	0,2	

### Prelievo campioni e metodologie analitiche

In tutte le parcelle sono stati prelevati campioni dello strato superficiale (0-10 cm) per determinare il contenuto di metalli pesanti prima (T0) ed a distanza di 6, 12, 18, 24 e 30 mesi dall'aggiunta del compost.

I campioni sono stati seccati all'aria, setacciati (0,5 mm) e analizzati per la determinazione del contenuto in Cd, Cr, Pb, Zn, Ni e Cu.

Il contenuto totale dei metalli pesanti, sia nel suolo che nel compost, è stato determinato previa estrazione in acqua regia con l'uso di un forno a microonde (Zarcinas *et al.*, 1987).



La frazione disponibile è stata determinata previa estrazione in DTPA (Acido Dietilentriamminopentaacetico) a pH 7.3 con TEA (Trietanolammina) in rapporto suolo (compost)/soluzione di 1/2,5, con un tempo di estrazione di due ore (Lindsay and Norvell, 1978).

Al momento della raccolta del mais in tutti e tre gli anni è stato prelevato un campione di granella e stocchi per ogni parcella, seccato in stufa a 60 °C, macinato ed estratto in acido nitrico e perclorico in forno a microonde per la determinazione del contenuto di Cd, Pb e Cr.

In tutti gli estratti il contenuto in metalli pesanti è stato determinato in spettrofotometria in assorbimento atomico con atomizzazione a fiamma.

### Analisi Statistica

I contenuti medi dei metalli pesanti nel suolo e nelle piante sono stati confrontati tramite t di Student (Snedecor and Cochran, 1967).

### Risultati

L'aggiunta di compost ha provocato incrementi significativi del contenuto in Cu, Zn, Pb e Cd totale nel suolo, come messo in evidenza dalla figura 1. Tale aumento è risultato molto elevato per il Pb e lo Zn, apportati con il compost nella quantità di 90 e 80 kg ha<sup>-1</sup> rispettivamente. Anche le tesi concimate con NPK hanno evidenziato nel campionamento effettuato dopo sei mesi dall'inizio della sperimentazione maggiori contenuti di Pb e Zn rispetto al T0. Ciò è dovuto all'apporto di questi metalli con i fertilizzanti minerali, soprattutto fosfatici (Ciavatta e Gessa, 1999), in parcella che non avevano ricevuto fertilizzanti per vari anni essendo state coltivate a prato. Le parcella addizionate con compost, hanno evidenziato i contenuti più elevati di Pb e Zn, a 12 mesi dal trattamento. Per tutti e quattro gli elementi le differenze fra parcella trattate con compost e fertilizzate si mantengono significative per tutto il periodo: Cd e Zn, mostrano valori decrescenti, mentre Cu e Pb mantengono invariato il loro contenuto nel tempo.

Per quanto riguarda il Ni e il Cr, presenti già nel suolo in concentrazioni elevate, (superiori a 100 mg kg<sup>-1</sup>) le quantità apportate con il compost sono state basse (4,5 e 5,4 kg ha<sup>-1</sup>) e non hanno indotto incrementi significativi.

Prendendo in esame il contenuto dei metalli in forma disponibile (figura 2), nelle parcelle addizionate con compost si è evidenziato un significativo aumento del loro contenuto a sei mesi di distanza dal trattamento. Un incremento rispetto a T0 si è rilevato anche nel contenuto di Zn e Cr delle parcelle fertilizzate. Tale aumento è dovuto all'apporto di questi metalli con il fertilizzante, come messo in evidenza nel paragrafo precedente. Nelle parcelle con compost gli incrementi più elevati si sono avuti nel contenuto in Pb seguito da Cu, Cd, Cr, Zn e Ni.

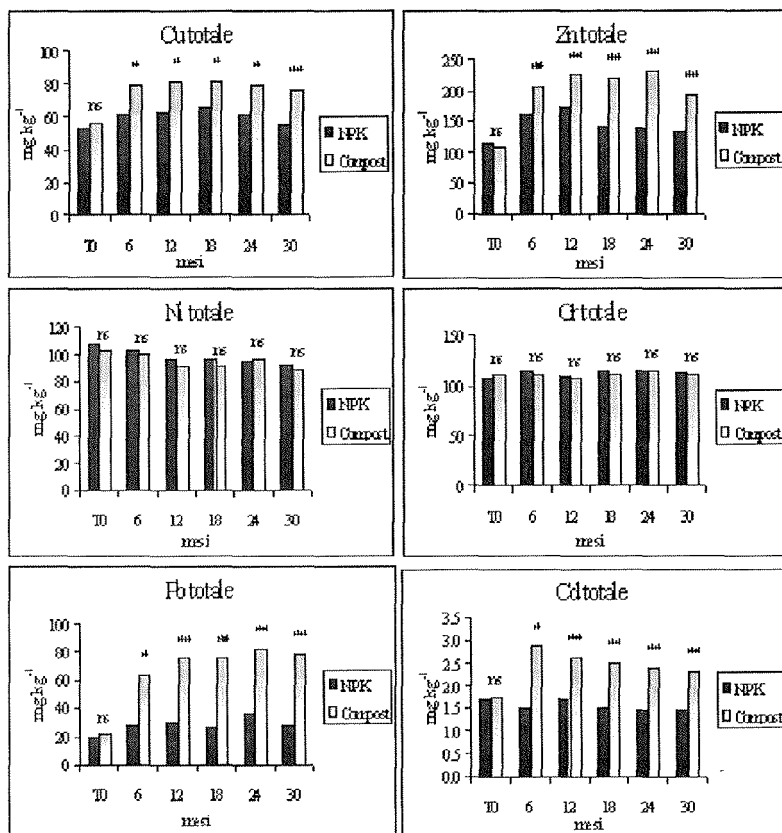


Figura 1. Contenuto di Cu, Zn, Pb, Ni, Cr e Cd totali nel suolo al T0 e dopo 6, 12, 18, 24 e 30 mesi dall'applicazione del compost da RSU

Figure 1. Total soil Cu, Zn, Pb, Ni, Cr and Cd contents at T0 and after 6, 12, 18, 24 and 30 months from RSU compost application

Dodici mesi dopo il trattamento, il contenuto di metalli pesanti in forma disponibile nelle parcelle con compost è diminuito notevolmente. Non si sono rilevate differenze significative nel contenuto di Cd, Cr e Ni fra le parcelle fertilizzate e quelle con compost fino alla fine del periodo di spe-

rimontazione, a 30 mesi. La quantità di Zn e Cu nelle parcelle con compost è rimasta significativamente più elevata, ma le differenze fra le tesi sono molto piccole e tendono a diminuire con il tempo. Il Pb ha evidenziato la maggiore permanenza nella forma disponibile: infatti dopo 12 mesi è presente in quantità tre volte più elevata nelle parcelle con il compost rispetto a quelle con il fertilizzante. Anche per il Pb però si è evidenziata nei successivi campionamenti una costante diminuzione.

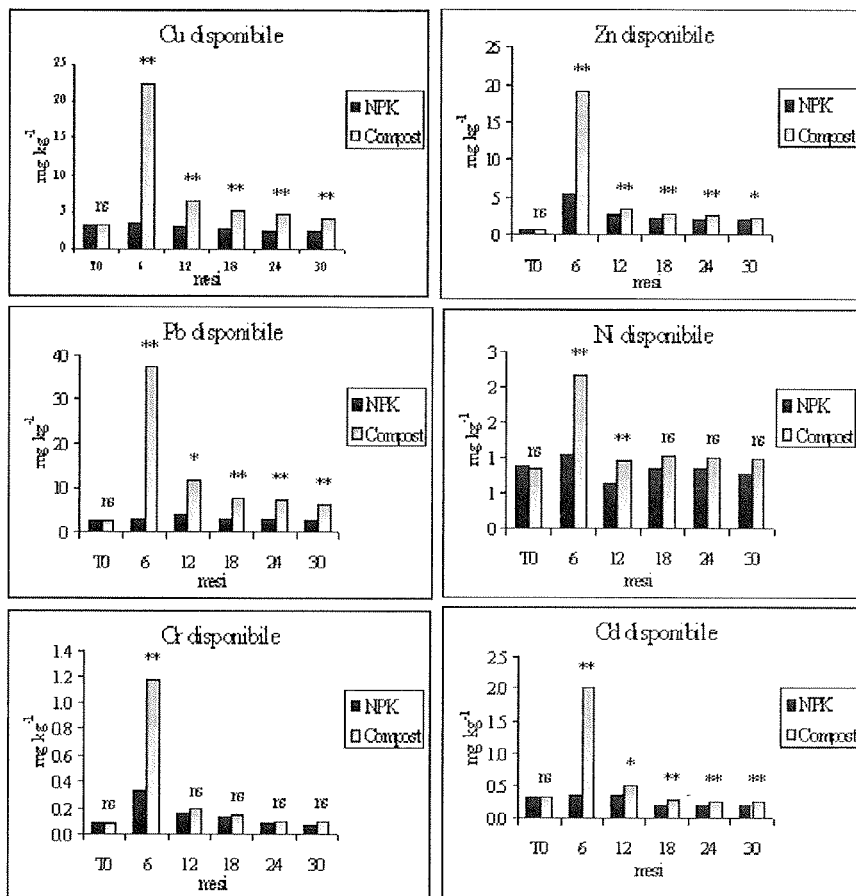


Figura 2. Contenuto di Cu, Zn, Pb, Ni, Cr e Cd disponibile nel suolo al T0 e dopo 6, 12, 18, 24 e 30 mesi dall'applicazione del compost da RSU

Figure 2. Available soil Cu, Zn, Pb, Ni, Cr and Cd contents at T0 and after 6, 12, 18, 24 and 30 months from RSU compost application

A sei mesi di distanza dal trattamento è stato rilevato un generale incremento della percentuale di biodisponibilità di tutti i metalli pesanti (figura 3) nelle parcelle addizionate con compost. Un incremento ri-

spetto a T0 si è avuto per lo Zn, Ni e Cr anche nelle parcelle con fertilizzazione minerale. In particolare nelle parcelle con compost, la frazione di Pb e Cd disponibile aumenta dal 20 al 60% , quella del Cu dal 5 al 24%, lo Zn dal 1 al 9%, il Ni dal 1 al 2% ed il Cr dal 0,1 all'1,1%. Nei campionamenti successivi i valori tendono ad essere poco superiori od uguali a quelli delle parcelle con fertilizzante.

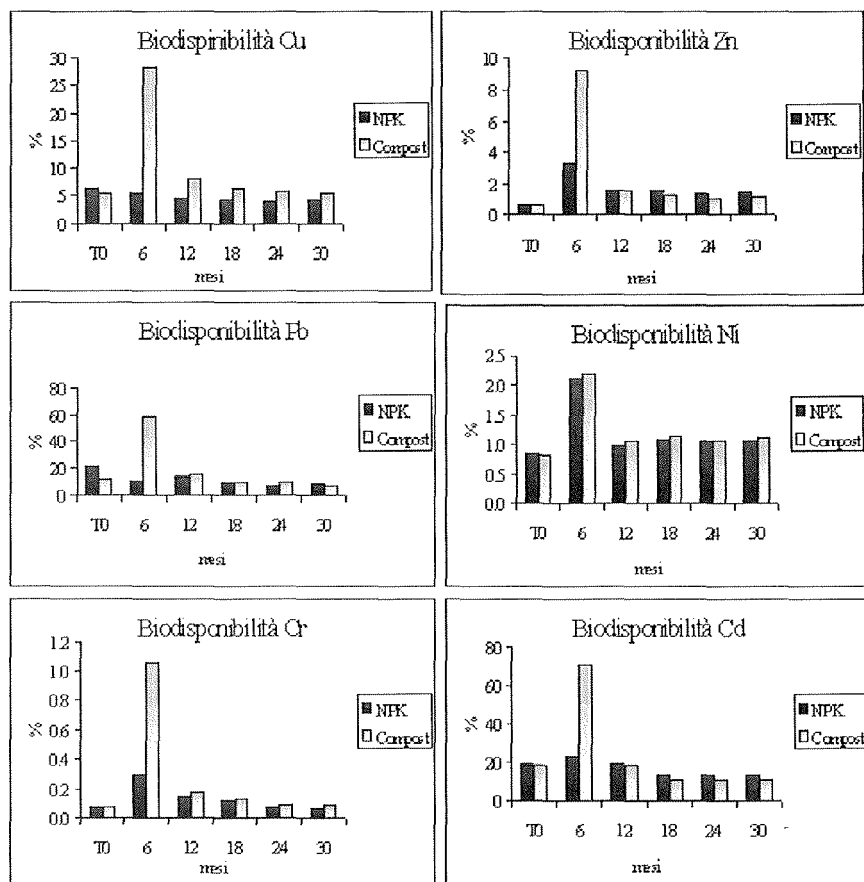


Figura 3. Variazioni della biodisponibilità di Cu, Zn, Pb, Ni, Cr e Cd nel suolo al T0 e dopo 6, 12, 18, 24 e 30 mesi dall'applicazione del compost da RSU

Figure 3. Changes on bioavailability of Cu, Zn, Pb, Ni, Cr and Cd in soil at T0 and after 6, 12, 18, 24 and 30 months from RSU compost application

Nella tabella 3 è riportata la concentrazione in Cd, Cr ed Pb nella granella e nella paglia del mais coltivato nei tre anni di durata della sperimentazione. Nel primo anno si è rilevato un significativo aumento dell'assorbimento di questi metalli, sia nella granella che nella paglia, del mais coltiva-

to sulle parcelle addizionate con il compost. Il Cd è risultato il metallo assorbito in minore quantità dalle piante ed è presente in concentrazioni maggiori nella granella che nella paglia; il Cr ed il Pb sono stati assorbiti in quantità maggiore e accumulati più nella paglia che nella granella. Nei due successivi anni non si sono rilevati assorbimenti maggiori di metalli pesanti nelle parcelle addizionate con compost. Soltanto il Cd nel secondo anno è risultato presente in quantità superiore nel mais coltivato sulle parcelle con compost.

**Tabella 3** - Contenuto di Cd, Cr e Pb nelle piante di mais.

**Table 3** - Cd, Cr and Pb contents in corn plants.

Trattamento	1° anno		2° anno		3° anno	
	granella	paglia	granella	paglia	granella	paglia
	-----Cd (mg kg <sup>-1</sup> )-----					
NPK	0,25 *	0,18 ns	<0,05 *	<0,05 *	<0,05 ns	<0,05 ns
Compost	0,74 *	0,27 ns	0,14 *	0,12 *	<0,05 ns	<0,05 ns
	-----Cr (mg kg <sup>-1</sup> )-----					
NPK	0,66 **	0,98 **	<0,02 ns	0,5 ns	<0,02 ns	0,4 ns
Compost	7,41 **	9,29 **	<0,02 ns	0,66 ns	<0,02 ns	0,5 ns
	-----Pb (mg kg <sup>-1</sup> )-----					
NPK	3,04 **	3,07 **	0,9 ns	1,1 ns	0,5 ns	0,55 ns
Compost	7,01 **	10,81 **	1,02 ns	1,2 ns	0,6 ns	0,65 ns

n.s. = non significativo, \* P < 0,05, \*\* P < 0,01

Va messo in rilievo come nel primo anno anche le piante cresciute sulle parcelle fertilizzate hanno assorbito maggiori quantità di Cd, Cr e Pb rispetto agli anni seguenti. Questo è da mettere in relazione con la maggiore quantità di metalli in forma biodisponibile messa in rilievo precedentemente e dal maggiore assorbimento delle piante nel primo anno, a causa dell'andamento climatico più favorevole allo loro sviluppo. Infatti in media le produzioni di granella sono state 6,5, 3,0 e 3,3 t ha<sup>-1</sup> rispettivamente nel primo secondo e terzo anno (Bazzoffi *et al*, 1998).

## Discussione

L'aggiunta di compost da RSU in dose di 90 t ha<sup>-1</sup> ha provocato un incremento della quantità di Pb, Zn, Cu e Cd totali nel suolo, in quantità proporzionale alla loro presenza nel compost applicato. Tale incremento è già evidente a 6 mesi dal trattamento e raggiunge i valori massimi in alcuni casi (Pb e Zn) dopo 12 mesi. Un aumento del contenuto di Cu, Pb e Zn proporzionale alla dose di compost applicata a distanza di un anno dal trattamento era stato riscontrato anche da Businelli *et al.* (1996) in un suolo argilloso-limoso

con dosi di 30 e 90 t ha<sup>-1</sup> ed incrementi di Cu, Cd e Zn sono stati riscontrati da Illera *et al.* (1999) con con dosi di 80 t ha<sup>-1</sup> su un suolo franco-sabbioso.

Tale incremento va però a costituire una dotazione di fondo del suolo, legata alla sostanza organica, all'argilla, agli ossidi di ferro e manganese (la CSC di questo suolo è di 33,3 mq 100 g<sup>-1</sup>), che tende a restare stabile nel tempo, come dimostrano i campionamenti effettuati nei mesi successivi. Questo è in accordo con quanto riportato da McGrath e Lane (1989), che dopo 25 anni avevano ritrovato nell'orizzonte superficiale del suolo più dell'80% dei metalli pesanti aggiunti con fanghi di depurazione e conferma quanto riportato in bibliografia sulla difficoltà con cui questi metalli vengono degradati nel suolo (Adriano, 1986; Alloway e Ayres, 1997). L'aggiunta di compost ha provocato nel breve periodo un aumento molto elevato della biodisponibilità dei metalli pesanti. Ciò si è verificato però anche per Ni e Cr, aggiunti con il compost in piccola quantità e che non avevano mostrato variazioni nel loro contenuto totale. Che l'apporto di metalli pesanti, anche in piccole dosi, porti ad un momentaneo innalzamento della quota biodisponibile è messo in evidenza anche dall'aumento di questa frazione nelle parcelle fertilizzate. Essendo infatti queste parcelle non concimate da vari anni, la quota di metalli pesanti presenti come impurità nei concimi minerali ha provocato un aumento della biodisponibilità di Ni, Zn, Cr e Cd.

A 12 mesi di distaza dall'applicazione del compost però il suolo è stato capace di bloccare una grossa quantità di metalli e la quantità di metalli disponibili nelle parcelle compostate si riduce drasticamente. Un andamento simile è stato riscontrato per lo Zn da Giusquiani *et al.* (1988) in una prova con aggiunta di compost da RSU in due diversi suoli: anche in questo caso si era avuto un incremento notevole dello Zn in forma disponibile ad 8 mesi dal trattamento ed una significativa diminuzione dopo 12 mesi. Un continuativo incremento del contenuto di metalli pesanti con il tempo era stato invece riscontrato da Petruzzelli *et al.* (1989) in una prova quadriennale con un aggiunta annua di 30 t ha<sup>-1</sup> di compost. La differenza nei risultati è da imputare al fatto che nel nostro esperimento la stessa quantità di compost (90 t ha<sup>-1</sup>) è stata aggiunta al suolo in un'unica volta, e di conseguenza anche se è stata aggiunta una elevata quantità di metalli pesanti, il suolo riesce gradualmente ad immobilizzarli, grazie ai legami che si formano con la sostanza organica e gli ossidi di ferro (Bell *et al.*, 1991; Stevenson and Ardakani, 1972). Inoltre è importante sottolineare come la concentrazione di elementi in forma disponibile presenti nel suolo a sei mesi di distanza dal trattamento (periodo della massima concentrazione) è piuttosto bassa se confrontata alla quantità totale degli stessi metalli nel compost, come riscontrato anche da Petruzzelli *et al.* (1989).

Nel primo anno l'aumento del contenuto in metalli pesanti biodisponibili nel suolo ha provocato un più alto assorbimento di metalli nelle piante di mais. Per quanto riguarda il Cd la concentrazione è rimasta nei limiti considerati normali per le piante ( $0,1-2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Alloway, 1995) e la maggiore concentrazione è stata riscontrata nella granella, a causa della sua elevata capacità di traslocazione all'interno delle piante (Adriano, 1986). Anche per il Pb i valori riscontrati nella granella sono compresi nei limiti considerati normali per le piante ( $5-10 \text{ mg kg}^{-1}$ ) nella granella e leggermente superiori nella paglia ( $10,8 \text{ mg kg}^{-1}$ ), ma la concentrazione riscontrata è molto al di sotto di quella considerata tossica per la crescita delle piante ( $30-300 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Il Cr invece ha raggiunto, sia nella granella che nella paglia valori considerati critici per la crescita della pianta ( $5-30 \text{ mg kg}^{-1}$ ), questo elevato assorbimento del Cr può essere messo in relazione con l'alto contenuto di Cr in forma disponibile presente nel compost (il 36 %), che ha aumentato di 11 volte la sua biodisponibilità. In accordo con quanto riportato in bibliografia sia il Cr che il Pb sono stati meno traslocati all'interno della pianta e di conseguenza si sono riscontrate concentrazioni maggiori nella paglia che nella granella (Adriano, 1986).

### **Conclusioni**

I risultati di questa prova evidenziano come l'aggiunta di un'elevata quantità di compost da RSU su di un suolo alcalino, con un contenuto di argilla superiore al 40% ed una alta capacità di scambio non presenta particolari rischi da un punto di vista ambientale. Infatti il contenuto di metalli pesanti in forma disponibile, che aumenta marcatamente a causa dell'aggiunta del compost, ritorna a distanza di dodici mesi a valori molto simili a quelli delle parcelle fertilizzate, evidenziando la capacità del suolo di bloccare i metalli pesanti apportati. La non disponibilità dei metalli pesanti nel suolo a dodici mesi di distanza dal trattamento è messa in rilievo anche dal fatto che, sia nel secondo che nel terzo anno, le piante di mais non hanno assorbito quantità di metalli pesanti più elevate delle piante coltivate su parcelle con fertilizzazione minerale. Solo nel primo anno l'incremento di metalli in forma disponibile ha provocato nelle parcelle con compost un maggiore assorbimento di Cd, Pb e Cr da parte delle piante, senza raggiungere peraltro valori che destano preoccupazione. La stretta relazione messa in evidenza fra assorbimento da parte delle piante e contenuto di metalli in forma disponibile, sottolinea l'importanza di conoscere il contenuto in metalli in questa forma per valutare il rischio ambientale della loro presenza nel suolo. Dato che l'apporto di metalli pesanti anche in piccola quantità, come quelli apportati con i fertilizzanti minerali, provoca un aumento nel breve periodo della loro biodi-

sponibilità e che questa si riduce drasticamente nel tempo qualunque sia la quantità di metalli aggiunta, apporti di maggiori quantità di compost più distanziati nel tempo risultano meno dannosi per il rilascio ambientale dei metalli pesanti, che quantità più ridotte distribuite con maggior frequenza.

### **Bibliografia**

- ADRIANO D.C. (1986). Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York Inc., 533pp.
- ALLOWAY B.J., AYRES D.C. (1997). Chemical principles of environmental pollution. Blackie Academic & Professional, London, 395pp.
- BAZZOFFI P, PELLEGRINI S.; ROCCHINI A., MORANDI M., GRASSELLI O. (1998). The effect of urban-refuse compost and low-pressure tractor tires on soil erosion, corn yield and physical properties of soil. *Soil & Tillage Research*, 48: 275-286.
- BUSINELLI M., GIGLIOTTI G., GIUSQUIANI P.L. (1996). Trace elements fate in soil profile and corn plant after massive application of urban waste compost: a six years study. *Agrochimica XL*, 4: 145-141.
- BELL P. F, JAMES B. R, CHANEY R. L. (1991). Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. *J Environ Qual*; 20: 481-486.
- CALTAGIRONE U. (1995). RSU: le cifre dell'emergenza. *Gea Jour 1995*, 4: 8-11.
- CIAVATTA C, GESSA C. (1999). L'apporto di metalli pesanti al suolo attraverso le fertilizzazioni. In: *Impatto ambientale di metalli pesanti ed elementi in tracce*. Pitagora editrice Bologna: 39-46.
- DEAN R.B. (1989). The persistence of compost in the soil in different climates. Compost production and use International Symposium 20-23 June: 221-231.
- GIUSQUIANI P. L, MARUCCHINI C, BUSINELLI M. (1988). Chemical properties of soil amended with compost of urban waste. *Plant and Soil*; 109: 73-78.
- ILLERA V., WALTER I, CUEVAS G, CALA V.(1999) Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. *Agrochimica, XLIII*, 3-4: 178-186.
- 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.
- JANNONE R, FERRARI G, RODOLFI G. (1984). Applicazione del metodo pedogeomorfo N.U.L.M. alla cartografia di dettaglio dei suoli nel centro sperimentale di Fagna - Mugello, Firenze. *Annali Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze*, Vol. XV: 53-80.
- MCGRATH,S.P. (1994). Metal concentration in sludges and soils from a long-term field trial. *J.Agric.Sci.* 103:23-35.
- MCGRATH,S.P., LANE, P.W.(1989). An explanation for the apparent losses of metal in a long-term field experiment with sewage sludge. *Environmental. Pollut.* 60: 235-256.
- PAPINI R. E PAGLIAI M. (1998). Impiego delle biomasse di rifiuto e di scarto in agricoltura. *Geologia dell'Ambiente 2/1998*: 18-20.
- PARIS P., ROBOTTI A., GAVAZZI C. (1986). Fertilizing value and heavy metal load of some compost from urban refuse. Compost: Production, Quality and Use. Elsevier Applied Science. London: 643-657.
- PETRUZZELLI G, LUBRANO L, GUIDI G. (1989). Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four year compost treated soil. *Plant and Soil*; 116: 23-27.
- SIMS J. T, KLINE J. S.(1991). Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J Environ Qual* 20: 387-390.
- SLOAN J.J.,DOWDY R.H., LINDEN D.R. (1997) Long-term effects of biosolids application on heavy metal bioavailability in agricultural soils. *J. Environ. Qual.* 26: 966-967.
- SNEDECOR G. W, COCHRAN W. G. (1967). Statistical Methods. Ames, Iowa State Univ. Press, 6th ed.: 339-380.
- STEVENSON F. J, ARDAKANI M. S.(1972). Organic matter reactions involving micronutrients in soils. In: Micronutrients in Agriculture, *Soil Sci Soc of Am. Inc. Madison/Wisconsin*: 79-114.
- USDA (1975). Soil Taxonomy, a basic System of classification for making and interpreting soil surveys. *Agriculture Handbook* n. 436. Washington D. C.
- WILLIAMS D. E, VLAMIS J, PUKITE A. H, COREY J. E. (1987). Metal movement in sludge-amended soils: A nine-year study. *Soil Sci Soc Am J*; 143: 124-131.
- ZARCINAS B. A, CARTWRIGHT B, SPOUNCER L. R. (1987). Nitric acid digestion and multi-element analysis of plant material by inductively coupled plasma spectrometry. *Commun in Soil Sci Plant Anal*; 18(1): 131-146



# *SALINITÀ, QUALITÀ E CONSERVAZIONE DEL SUOLO NELL'AMBIENTE VITIVINICOLO E COLLINARE DI SAMBUCA DI SICILIA (AG)*

S. Raimondi <sup>1</sup>, A. Indorante <sup>1</sup>, C. Ignoti <sup>2</sup>, D. Tusa <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento ACEP  
Viale delle Scienze, 90128 Palermo

<sup>2</sup> Collaboratore esterno

<sup>3</sup> Dottore di ricerca

## **Abstract**

The authors show the results of a land evaluation study in an experimental vineyard area through the elaboration of two systems, after the concepts of the Land Suitability system, one for the production of big quantity of grapes, and one for the production of good quality grapes. The soils, in this area, are slightly saline Vertisols and saline Entisols; this salinity affects positively the yield of two particular cultivars (Nero d'Avola and Cabernet Sauvignon). The vineyard management and the particular technique of grapes transformation are good example to overcome some physical limitations (soil erosion) and to obtain a good quality wine.

**Key words:** salinity, soil degradation, land evaluation

## **Riassunto**

Gli Autori riportano i risultati di una valutazione del territorio di un'area sperimentale viticola attraverso la costruzione di due sistemi, concepiti secondo i concetti della Land Suitability, per la produzione di quantità elevate di uva e per la produzione di uva di qualità. I suoli presenti sono Vertisuoli leggermente salini ed Entisuoli salini; la salinità influenza positivamente la risposta produttiva di due vitigni specifici (Nero d'Avola e Cabernet Sauvignon). La gestione del vigneto e la particolare tecnica di trasformazione dell'uva costituiscono degli esempi per poter superare alcune limitazioni fisiche (erosione) ed ottenere un vino di qualità.

**Parole chiave:** salinità, degradazione del suolo, valutazione del territorio.

Il primo ha ideato il lavoro, il secondo, il terzo ed il quarto hanno eseguito le analisi e la valutazione. Il lavoro è stato scritto in collaborazione. Ricerca svolta nell'ambito del progetto "Produzione e Valorizzazione del Vino di qualità e dell'Uva da tavola" finanziato attraverso il POP 1994-99 (Programma Operativo Plurifondo, regione Sicilia), Unità pedologica responsabile S. Raimondi.

## **Introduzione**

La zonazione vitivinicola si propone come studio e caratterizzazione di tutti i fattori ecologici che determinano la qualità del vino definiti "Terroir" (Laville, 1990). Uno stesso vitigno in ambienti diversi, può garantire alta qualità, ma sicuramente con delle differenze dipendenti dal pedoclima. Nell'ambito della produzione del vino vi sono due scuole di pensiero: l'europea e l'americana. La prima individua nelle condizioni pedoclimatiche, tipiche di ogni regione viticola, i fattori che conferiscono la qualità al vino e dà al vitigno importanza secondaria. La seconda dà maggiore importanza al vitigno e considera trascurabile le caratteristiche del sito di produzione. In Italia (Parodi, 1997) la linea di pensiero dominante concepisce il vino come risultato sinergico tra vitigno e ambiente (vitigno, sito e tecnica culturale).

In Sicilia la viticoltura degli ultimi trenta anni ha interessato superfici con pesanti limitazioni in cui la scelta culturale non è sostenibile: o per produzioni non di qualità o perché provoca degradazione del suolo (Raimondi, in corso di stampa). All'interno di ogni area di produzione di vino, con caratteristiche specifiche, è possibile applicare un sistema di valutazione del territorio con l'obiettivo di esprimere un giudizio di adattabilità di quel territorio alla produzione di quel vino.

E' in quest'ottica che si inquadra lo studio della "vocazionalità territoriale", che è alla base del concetto di denominazione di origine. La zona viticola è un sistema complesso la cui risultante è il vino. I componenti principali del sistema sono: fattori pedologici, fattori climatici, fattori topografici. Inoltre considera: il pedoclima che influenza l'interfaccia vite-ambiente a livello delle radici ed il mesoclima che influenza l'interfaccia clima e fattori topografici a livello della fillosfera.

Definita la tipicità e l'identità di un vino in un territorio ed i relativi vigneti, il processo di valutazione del territorio vitivinicolo si configura come valutazione dell'attitudine del territorio a sostenere vigneti e quindi alla produzione di uva di qualità. In tal modo si delimitano i siti potenzialmente disponibili per quella produzione in quell'area. Il procedimento di valutazione, oltre alle finalità specifiche dell'uso considerato dovrà tenere presente il principio base della Land Evaluation, cioè l'uso deve essere sostenibile nel territorio. Scopo del presente lavoro è quello di valutare l'attitudine di un territorio per la produzione di alte quantità di uva e per la produzione di uva di qualità, da destinare alla vinificazione.

## **Materiale e metodi**

In agro di Sambuca di Sicilia è stata presa in considerazione l'area sperimentale dell'azienda Maggio (contrada Balata). Il vigneto, gestito in asciutto ed allevato a contospalliera, interessa un versante collinare, posto a 350 m s.l.m. circa, a est del centro abitato a circa 1,5 km. Il clima ed il pedoclima (Raimondi e Lupo, 1998) risulta così caratterizzato: temperatura media annua di 17 °C circa; piovosità media annua 550 mm circa; clima, secondo Thornthwaite, da subumido a subarido, terzo mesotermico (Thornthwaite e Mather, 1957); regime termometrico dei suoli termico continentale; regime idrico del suolo intermedio xerico-torrico con A.W.C. di 25 mm, xerico con A.W.C. più alta. Il versante è esposto a sud. Dal punto di vista litologico, affiorano argille azzurre inglobanti clasti pelitici a matrice arenitica grossolana. Nella parte alta, al di fuori del vigneto, sono presenti delle calcareniti (biocalcareniti). Nell'azienda le cv di uva da vino presenti sono: Nero d'Avola (70 % circa) e Cabernet Sauvignon (30% circa). Il portainnesto utilizzato è il 1103 Paulsen. Dalla trasformazione dell'uva si produce un vino denominato Monte Olimpo qualificato come: Rosso di Sicilia, Indicazione Geografica Tipica. La tecnica di vinificazione prevede la macerazione per 3 settimane circa ed una fermentazione controllata che permette di selezionare la presenza di lieviti utili alla produzione di tutte quelle sostanze necessarie per l'ottenimento di una equilibrata composizione del bouquet. Il vino Monte Olimpo è molto apprezzato dal mercato ed ha avuto numerosi riconoscimenti durante le manifestazioni enologiche nazionali. La conduzione del vigneto prevede quattro erpicature e distribuzione di 4 q/ha di letame, integrato con azoto organico. La prima erpicatura viene effettuata dopo il periodo invernale per far esplicitare alle erbe infestanti la funzione di copertura antierosiva. Vengono effettuati due trattamenti con zolfo ramato: il primo quando i tralci raggiungono i 10 cm circa, il secondo subito dopo l'allegagione. La raccolta viene realizzata solitamente tra la fine di agosto e la prima decade di settembre, in cassette idonee ad evitare il maltrattamento del prodotto. Questo costituisce un meraviglioso esempio di valorizzazione del prodotto, che risulta di grande qualità anche se le produzioni registrate sono basse (70-80 quintali ha<sup>-1</sup>). L'indagine pedologica è stata effettuata mediante l'apertura e l'osservazione di tre profili pedologici e di diversi spacchi naturali. I profili risultano ubicati, rispettivamente, due (il n. 1 ed il n. 3) in prossimità di aree in leggero pendio, mentre il terzo (il n. 2) ricade in un tratto in forte pendio, di collegamento fra le superfici precedenti. I primi due sono posti a quota 350 e 330 m, mentre il terzo è sito a 348 m. I profili sono stati descritti e campionati, sui campioni della massa terrosa sono state effettuate le analisi fisico chimiche (Tabella 1), seguendo le metodologie ufficiali (Osservatorio Nazionale Pedologico, 2000).

Tabella 1. Profili Sambuca: analisi fisiche, chimiche ed idrologiche

Table 1. Sambuca profiles: physical, chemical, and hydrological analysis

Orizzonte (cm)	Argilla	Limo	Sabbia	pF		A.W.C.. cumul mm	pH 1:2,5		CaCO <sub>3</sub>	
				2,5	4,2		H <sub>2</sub> O	KCl	totale g kg <sup>-1</sup>	attivo g kg <sup>-1</sup>
Maggio 1										
Ap1 (0-30)	471	396	133	33,3	20,2	42	8,3	7,2	361	167
Ap2d (30-60)	479	261	260	31,1	18,2	84	8,4	7,2	369	171
Bss (60-120)	520	269	211	31,2	18,2	148	8,3	7,4	373	168
BC (120-160)	548	289	163	31,1	18,1	197	8,5	7,5	393	166
Maggio 2										
Ap1 (0-15)	582	307	111	32,2	19,0	20	8,3	7,2	244	142
Ap2 (15-60)	487	278	235	29,1	16,5	81	7,8	7,3	257	140
C (60-150)	442	423	135	29,8	17,1		8,0	7,4	160	110
Maggio 3										
Ap1 (0-20)	470	240	290	29,1	16,4	27	8,2	7,1	333	160
Ap2 (20-60/70)	475	272	253	32,8	19,8	97	8,4	7,3	315	161
Bss (60/70-115)	538	312	150	28,8	16,0	167	8,6	7,4	333	162
C (115-160)	499	353	148	25,1	12,8		8,4	7,5	321	173
Orizzonte (cm)	C	N	C/N	Sost.. Org	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> assim.	C.S.C. cmol (+)kg <sup>-1</sup>	ECe dS m <sup>-1</sup>	Sali sol. Totali	NaCl	CaSO <sub>4</sub> *2H <sub>2</sub> O
	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>			g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	%
Maggio 1										
Ap1 (0-30)	9	1,0	9	15	32	28,7	0,74	0,29	0,08	6
Ap2d (30-60)	10	1,0	10	17	14	28,7	1,29	0,55	0,02	6
Bss (60-120)	8	0,4	20	13	8	27,5	2,20	0,96	0,07	7
BC (120-160)	5	1,1	5	10	8	26,2	2,12	0,94	0,16	8

SEGUE

SEGUE TABELLA 1

Orizzonte (cm)	C g kg <sup>-1</sup>	N g kg <sup>-1</sup>	C/N	Sost.. Org g kg <sup>-1</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> assim. mg kg <sup>-1</sup>	C.S.C. cmol (+) kg <sup>-1</sup>	ECe dS m <sup>-1</sup>	Sali sol. Totali g kg <sup>-1</sup>	NaCl g kg <sup>-1</sup>	CaSO <sub>4</sub> *2H <sub>2</sub> O %	
Maggio 2											
Ap1 (0-15)	4	0,6	7	8	18	27,5	1,31	0,51	0,06	7	
Ap2 (15-60)	5	0,5	10	10	6	23,7	4,45	1,95	0,08	10	
C (60-150)	4	0,4	10	7	7	20,0	6,48	3,37	0,36	10	
Maggio 3											
Ap1 (0-20)	12	1,0	12	21	31	22,5	1,41	0,56	0,10	8	
Ap2 (20-60/70)	8	0,5	16	14	15	35,0	1,39	0,58	0,08	9	
Bss (60/70-115)	5	0,8	6	9	7	17,5	3,05	1,53	0,36	8	
C (115-160)	3	0,5	6	6	7	6,3	4,34	2,34	0,85	8	
Orizzonte (cm)	Cationi solubili meq L <sup>-1</sup>				Somma cationi meq L <sup>-1</sup>	Anioni solubili meq L <sup>-1</sup>			Somma anioni meq L <sup>-1</sup>	SAR	ESP
	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>		Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			
Maggio 1											
Ap1 (0-30)	0,89	0,06	4,50	1,78	7,22	2,34	1,60	1,16	5,11	0	0
Ap2d (30-60)	3,13	0,09	7,20	3,46	13,88	0,57	12,65	1,34	14,56	1	1
Bss (60-120)	6,52	0,21	10,33	9,04	26,10	1,91	22,90	1,29	26,10	2	2
BC (120-160)	8,46	0,08	7,40	9,10	25,05	3,90	20,11	1,73	25,74	3	3
Maggio 2											
Ap1 (0-15)	2,20	0,08	7,00	4,69	13,96	1,69	10,95	2,20	14,85	1	0
Ap2 (15-60)	12,60	0,18	27,06	23,27	63,12	2,10	67,93	1,43	71,46	3	3
C (60-150)	26,16	0,29	23,70	38,68	88,83	7,66	95,80	1,54	105,01	5	6
Maggio 3											
Ap1 (0-20)	2,13	0,10	2,46	3,38	8,06	2,89	1,36	2,96	7,21	1	1
Ap2 (20-60/70)	6,08	0,06	5,88	3,09	15,11	2,06	11,79	1,82	15,67	3	3
Bss (60/70-115)	15,75	0,13	8,91	10,85	35,62	7,85	27,54	2,12	37,51	5	6
C (115-160)	25,90	0,10	9,37	14,88	50,25	17,46	36,62	1,85	55,93	8	9

I suoli sono stati classificati, utilizzando la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999) ed il WRB (IUSS, 1998). E' stata valutata inoltre la loro potenzialità agronomica tramite l'Indice di Potenzialità Agronomica (Ronchetti, 1966). Infine, il vigneto è stato valutato utilizzando due sistemi di classi appositamente costruiti secondo i concetti della Land Suitability (FAO, 1976). I sistemi (Tabella 2) permettono di valutare ciascun indirizzo produttivo conosciuto e cioè per produrre elevate quantità di uva da vino (viticoltura tradizionale) e per produrre uva da vino di qualità (viticoltura moderna). La quantità di uva è direttamente proporzionale all'attività fotosintetica della vite condizionata dalla disponibilità di acqua. La qualità dell'uva dipende dall'elaborazione di alcune sostanze fenoliche che conferiscono un particolare bouquet, la cui sintesi è favorita da un periodo di stress estivo. In tal senso la presenza di una moderata salinità costituisce una qualità.

Tabella 2. Correlazione indicatore - classe nei due sistemi di produzione di uva da vino

Table 2. Correlation indicator - class in the two systems of vineyard production

Indicatore	Correlazione indicatore - classe dei sistemi di valutazione definiti			
	S1	S2	S3	N
<b>Sistema per la valutazione della vite per elevate produzioni</b>				
<b>Suolo:</b>				
Profondità (cm)	>100	100-75	75-50	≤50
Tessitura (% di argilla)	F-FA-FSA-FAL A (≤50% Arg.**)	FS-SA-FL (L=50-60%) A (>50% Arg.**)	SF-A (40-50% Arg.*) AL- FL (L=60-70%)	A(>50% Arg.*) S-L-FL (L>70%)
CaCO <sub>3</sub> totale (g kg <sup>-1</sup> )	≤200	200-300	300-400	>400
Salinità (dS m <sup>-1</sup> )	≤2	2-4	4-6	>6
Topografia Pendenza %	≤5	5-12	12-25	>25
Terrazze				
<b>Sistema per la valutazione della vite per uva da vino di qualità</b>				
<b>Suolo:</b>				
Profondità (cm)	50-70	70-90 40-50	90-100 40-30	>100 ≤30
Tessitura (% di argilla)	FS-FSA	F-FA-SF-SA FL (L=50-60%) A (≤50%)**	S-FA-AL FL (L≥60%) A (>50%)**	A*-FLA-L
Scheletro (g kg <sup>-1</sup> )	Abbondante (150-500)	Molto abbondante (500-700) Frequente (30-150)	Molto abbondante (700-900) Comune (10-30)	Affioramento di pietre (>900) Scarso (≤10)
CaCO <sub>3</sub> totale (g kg <sup>-1</sup> )	350-400	400-600 350-200	600-800 200-100	>800 ≤100
Salinità (dS m <sup>-1</sup> )	2-4	4-6 ≤2	6-8	>8
Topografia Pendenza %	5-12 Terrazze	12-18 <5	18-25	≥25

\*Argilla espandibile e contraibile; \*\*Argilla non espandibile

## **Risultati e discussioni**

Nell'ambito dell'area sperimentale sono stati individuati due gruppi di suoli: quelli posti nei tratti in leggero pendio e quelli siti nelle aree in forte pendio.

A) I suoli delle aree in leggero pendio (profili Maggio 1 e 3). La composizione della massa terrosa derivata dall'alterazione delle argille azzurre è stata modificata dall'arrivo per rotolamento di corpi paraconglomeratici con clasti pelitici a matrice arenitica. In alcuni tratti questi suoli presentano una suola di lavorazione posta fra i 30 ed i 60 cm. I suoli sono del tipo Ap-Bss-C, molto profondi (> 100 cm). Sono di colore umido dal grigio chiaro (2.5Y 4/2) al grigio oliva (5Y 4/2) negli orizzonti Ap e Bss; bruno grigiastro scuro (2.5Y 4/4) asciutto e da bruno oliva chiaro (2.5Y 5/4) ad oliva (5Y 5/4) umido nel C. La struttura è granulare e poliedrica angolare nell'orizzonte Ap, diventa poliedrica angolare grossolana forte nell'Ap<sub>2</sub>, mentre è prismatica al di sotto (Bss). Quando non coltivati le crepacciature interessano lo spessore di suolo fino a circa 120 cm di profondità. La porosità è elevata in superficie e diminuisce lungo il profilo. Nel Bss sono presenti facce di scivolamento, comuni, mentre sono scarse le facce di pressione. La tessitura è argillosa con un tasso di argillosità mediamente del 47-50%. Lo scheletro è generalmente ben presente e scendendo lungo il versante diminuisce. Sono eccessivamente dotati in calcare e risultano ricchi di calcare attivo. Nella parte più bassa si riscontrano rare concrezioni di ferro e manganese. La reazione è mediamente alcalina (pH 8,2), mentre passa a fortemente alcalina negli orizzonti profondi. La saturazione in basi del complesso di scambio è alta. La dotazione di sostanza organica è insufficiente nella parte alta del profilo, mentre è scarsa in profondità. La salinità totale, ricavata dall'estratto pasta satura, oscilla da 0,29 g kg<sup>-1</sup> a 0,58 g kg<sup>-1</sup> nei due sottoripiani Ap, sale a 0,96 e 1,53 g kg<sup>-1</sup> nel Bss, mentre nell'orizzonte C o si mantiene a 0,94 oppure salta a 2,34 g kg<sup>-1</sup>. I più salini sono i suoli dei ripiani altimetricamente più bassi. La conducibilità dell'estratto pasta satura aumenta lungo il profilo passando da 0.7 dS m<sup>-1</sup> a 2-3 dS m<sup>-1</sup> nel Bss. Tale salinità è prevalentemente solfatica e limitatamente clorurata. Il contenuto in gesso nella terra fine, determinato con il metodo di Vieillefon (1979) oscilla dal 21 al 31%. Il SAR dell'estratto pasta satura oscilla da 0 a 3 sui ripiani più alti, mentre sale da 1 a 8 in quelli più bassi. L'ESP presenta valori rispettivamente compresi fra 0 e 3 e fra 1 e 9. L'apparato radicale della vite si ferma a 120 cm circa. Secondo la Francese è un Vertisuolo leggermente salino. Secondo la Soil Taxonomy, considerata la notevole diffusione di questi suoli, si propone la seguente serie: Chromic Calcixererts, fine, mista, termica continen-

tale sulle argille azzurre del Pliocene medio superiore, serie Maggio, fase leggermente salina. Secondo il WRB si tratta di un Calcic Vertisols.

B) I suoli delle aree in forte pendio (profilo Maggio 2). La superficie ha una pendenza del 35 % circa ed innesca un'erosione idrica che determina un assottigliamento del suolo. Esso evolve direttamente dalle argille azzurre Plioceniche. I suoli presenti risultano del tipo Ap-C, mediamente profondi (60 cm circa). Sono di colore umido bruno grigiastro (2.5Y 5/2) e asciutto bruno giallastro chiaro (2.5Y 6/4). L'orizzonte C è costituito da argille fessurate di colore umido bruno oliva chiaro (2.5Y 5/4) e asciutto bruno giallastro chiaro (2.5Y 6/4). La struttura è poliedrica subangolare ed angolare nell'orizzonte Ap. L'orizzonte C si presenta con la massa suddivisa in blocchi angolari. Quando non coltivato il suolo presenta delle crepaccature. La porosità è elevata. La tessitura è argillosa con un tasso di argillosità mediamente del 55 %. Lo scheletro è generalmente scarso. Sono ricchi in calcare totale ed attivo. La reazione oscilla da mediamente alcalina (pH 8,3) a debolmente alcalina. La saturazione in basi del complesso di scambio è alta. La dotazione di sostanza organica è decisamente scarsa. La salinità totale, ricavata dall'estratto pasta satura, oscilla da 0,51 g kg<sup>-1</sup> a 1,95 g kg<sup>-1</sup> nei due sottorizzonti Ap, mentre nell'orizzonte C sale a 6,48 g kg<sup>-1</sup>. I sali si presentano concentrati in corrispondenza delle fessure e sulle facce dei blocchi. Tale salinità è prevalentemente solfatica e limitatamente clorurata. La conducibilità dell'estratto pasta satura aumenta lungo il profilo passando da 1,0 dS m<sup>-1</sup> a 4,4 dS m<sup>-1</sup> nell'Ap, mentre nel C supera i 6 dS m<sup>-1</sup>. Il contenuto in gesso nella terra fine, determinato con il metodo di Vieillefon oscilla dal 21 al 31%. Il SAR dell'estratto pasta satura oscilla da 1 a 3. L'ESP presenta valori rispettivamente compresi fra 0 e 3. L'orizzonte C ha valori leggermente più alti. L'apparato radicale interessa anche l'orizzonte C (130 cm circa). Secondo la Francese è un Regosuolo salino. Secondo la Soil Taxonomy, considerata la notevole diffusione di questi suoli, si propone la seguente serie: Typic Xerorthents, fine, mista, termica continentale sulle argille azzurre del Pliocene medio superiore, serie Balata, fase salina. Secondo il WRB si inseriscono fra i Calcic Regosols.

Caratteristica importante per l'uso di questi suoli è il regime di temperatura termico continentale ( $15 \leq$  Temperatura media annua del suolo (°C) < 19) che tende a bloccare l'attività vegetativa delle piante erbacee annuali (frumento) e delle colture molto intensive (colture protette, colture ortive di pieno campo ed agrumeti) durante l'inverno, anche se per un breve periodo. In primavera e durante l'estate c'è una discreta escursione termica fra il giorno e la notte. Questi suoli sono protetti dai venti sciroccali per la presenza di rilievi piuttosto elevati che fungono da barriera. Lungo il ver-



sante c'è la tendenza verso l'accumulo di salinità nel suolo, mentre in alcuni tratti è in erosione e probabilmente il suolo naturale doveva avere uno spessore maggiore con caratteri vertici più spinti. In entrambi i suoli la presenza di questi livelli di salinità sembra migliorare le caratteristiche chimiche dell'uva, in quanto si ripercuote positivamente sugli aspetti organolettici del vino (comunicazione orale dell'enologo Maggio Giovanni proprietario dell'azienda). Questi suoli attualmente hanno una produttività condizionata dalla piovosità primaverile per le colture erbacee e da quella estiva ed estiva autunnale per il vigneto e le colture arboree. Il decorso estivo arido e caldo determina spesso appassimento dell'uva, specie sugli Entisuoli. I Vertisuoli per la loro elevata capacità in acqua disponibile per le piante riescono a sostenere un buon livello produttivo in asciutto, mentre gli Entisuoli che hanno una bassa capacità spesso durante l'estate necessitano di interventi irrigui (nell'azienda Maggio non si dispone di acqua per l'irrigazione). I suoli nelle loro caratteristiche risentono dell'arrivo di materiale grossolano litoidale proveniente dalla formazione costituita da paraconglomerati a clasti pelitici e arenitica grossolana e da biocalcarenitici. Il materiale terroso derivato da quest'ultimo materiale ha granulometria più grossolana e quindi determina un miglioramento della tessitura e delle proprietà fisiche. Altro processo importante da sottolineare è l'arrivo di acqua e di soluti dal territorio posto a monte che, per la permeabilità bassa delle argille, si accumulano negli strati più o meno profondi. In relazione alla pendenza anche l'erosione ha avuto un ruolo importante perché, da un lato determina assottigliamento dei suoli in forte pendio, mentre sugli altri conferisce un maggiore spessore (ispessimento dei più pianeggianti nei ripiani). Sui tratti in forte pendio l'assottigliamento continuo del suolo non si nota tanto per la presenza di rocce tenere (argille). Anche la salinità è diversamente distribuita: è più superficiale nei suoli erosi e più profonda in quelli ispessiti. Tutti i suoli manifestano crepacciature durante il periodo estivo segno che nell'ambito della frazione argillosa dominano le argille a reticolo espandibile e contraibile. La valutazione della Potenzialità agronomica ha evidenziato che i Typic Xerorthents rientrano nella 4<sup>a</sup> classe (IPA bassa). La limitazione più grave è legata alla tessitura fine con presenza di sali, seguita dalla profondità, dal drenaggio eccessivo, dalla sostanza organica scarsa e dalla saturazione in basi con presenza di sali. Attraverso un'oculata gestione agronomica questo suolo può passare nella 3<sup>a</sup> classe (IPA discreta). I Chromic Calcixererts rientrano nella 2<sup>a</sup> classe (IPA buona) e la limitazione maggiore è la tessitura fine. Le altre caratteristiche limitanti hanno una bassa incidenza. Attraverso un'oculata gestione agronomica questo suolo può passare nella 1<sup>a</sup> classe. Bisogna sottolineare che con una tecnica colturale normale, che preveda la gestione in irriguo, è possibile migliorare la capacità produttiva di questi suoli, so-

prattutto per gli Entisuoli. Un'indicazione particolare è la lavorazione leggermente più profonda periodica per rompere la suola di lavorazione che tende a formarsi e di non lavorare il suolo durante l'inverno, per favorire la funzione antierosiva delle infestanti che crescono. Sulla base delle informazioni ricavate dallo studio preliminare si è proceduti ad una prima valutazione vitivinicola dell'area sperimentale. Considerando che, le aree prese in considerazione rientrano in comprensori vitivinicoli di lunga tradizione, molti parametri ambientali sono espressi in modo tale da non costituire una pesante limitazione per l'attività vegetativa e produttiva della vite, fra questi rientra il clima. Di conseguenza, le caratteristiche ambientali che sono state prese in considerazione riguardano il suolo e la topografia. Considerando la valutazione finalizzata alla produzione di elevati quantitativi di uva l'azienda Maggio è stata così valutata: l'area dei Vertisuoli rientra nella terza classe di adattabilità per l'argillosità (tasso di argilla < 50 %) e per i carbonati totali che oscillano dal 30 al 40%; l'area degli Entisuoli rientra nell'ordine non adatto per la pendenza, che determina erosione. L'argillosità (argilla > 50 % espandibile) dello strato superficiale erpicato non viene considerata, perchè non interessa lo strato esplorato dalle radici. Spesso queste superfici si presentano con uva appassita durante l'estate. Per quanto concerne la valutazione per uva da vino di qualità i Vertisuoli dell'azienda Maggio non sono adatti in quanto molto profondi, argillosi e con uno scarso contenuto in scheletro. Gli Entisuoli non sono adatti in quanto argillosi, con scarso contenuto in scheletro e per la pendenza elevata.

### **Conclusioni**

L'agricoltura siciliana, per le caratteristiche territoriali e per la sua struttura economica, ha costi di produzione elevati. Spesso per far quadrare il bilancio aziendale non si rispettano i principi agronomici atti a mantenere la fertilità dei suoli ed a favorirne la conservazione. Per evitare il tracollo è indispensabile una riqualificazione che punti ad un'agricoltura di qualità, tale da garantire ai prodotti prezzi sul mercato più remunerativi. In quest'ottica si può competere con gli altri partners europei ed extraeuropei che spesso imitano produzioni italiane. Contemporaneamente la politica comunitaria mira ad indirizzare il consumatore verso prodotti di qualità legati ad ambienti sani, a processi produttivi igienici e con una tipicità garantita. Da qui scaturiscono le leggi riguardanti "la protezione della denominazione di origine dei prodotti", "le produzioni con indicazioni geografiche protette" e "le attestazioni di prodotto specifico". In quest'ottica molti prodotti tradizio-

nali e di pregio sono valorizzati e attraverso il riconoscimento anche il consumatore è tutelato contro le contraffazioni; così è possibile aumentare il valore aggiunto dei prodotti e quindi anche del vino. Il tutto è visto nella prospettiva di garantire un reddito all'agricoltore, legandolo al territorio per una sua migliore gestione e protezione e nello stesso tempo è possibile incrementare l'occupazione. Il prodotto deve essere facilmente identificabile e il processo produttivo garantito ed ecocompatibile, in modo che non determini degradazione delle risorse naturali. Da qui scaturiscono i controlli ed il rispetto delle pratiche agronomiche in relazione alle condizioni pedoclimatiche. Il settore vitivinicolo ha in Sicilia una grande importanza ed in passato ha avuto uno sviluppo incontrollato. Alcuni vigneti non sono stati impiantati in modo razionale e provocano danni ambientali in quanto favoriscono l'erosione. Il prodotto genuino, tipico deve provenire da vigneti che hanno anche un valore paesaggistico e sono a basso impatto sulle risorse naturali. In quest'ottica si inserisce la zonizzazione del territorio per fini viticoli in cui oltre a produrre vini di qualità si crea un paesaggio suggestivo ed armonico senza dissesti. Un esempio è l'azienda Maggio che pur essendo un territorio di 3<sup>a</sup> classe valorizza il prodotto al massimo attraverso la produzione di un vino particolare che è il Monte Olimpo, ottenuto attraverso un processo tradizionale nel rispetto della qualità dell'uva Nero d'Avola e del Cabernet Sauvignon. Legare il vino all'uva e quindi al territorio di produzione è l'unico criterio per valorizzare i prodotti e quindi i territori che possono fornire risorse per lo sviluppo. I sistemi di valutazione del territorio e, specificamente, la Pedologia possono dare un grande contributo nell'indispensabile passaggio dal "marketing del vino" a quello del "luogo di produzione". Il Land Suitability Classification System applicato è scaturito dalle esigenze della vite per le elevate produzioni di uva, mentre il secondo sistema deriva da una indagine sulle risposte produttive della vite sui diversi suoli. Il sistema di valutazione adottato ha dei limiti, perchè qualitativo e non quantitativo. Infatti, i vigneti investigati sono giovani e quindi mancano i dati quantitativi e qualitativi della produzione realizzabile. Un altro possibile schema di lavoro, che sicuramente avrebbe dato risultati più completi del presente studio, ma tuttavia di più ardua applicazione, prevede l'esame del prodotto della vinificazione realizzando delle valutazioni in merito al vino prodotto, cioè andando oltre il rapporto vite ambiente. Quest'ultimo caso è quello considerato nel sistema di valutazione che permette la zonizzazione vitivinicola secondo lo schema francese (europeo): applicazione del Land Suitability Classification System al territorio di produzione di quel vino. Quest'ultima valutazione permette l'elaborazione dei dati suddetti su base cartografica ed è possibile ricavare le Carte di Adattabilità (Carte vocazionali viticole). In conclusione nell'azienda Maggio, con territori valutati o "marginalmente

adatti" (S3) o "generalmente non adatti" (N), il vigneto è utilizzato secondo le norme tecniche più razionali. La superficie valutata sempre "generalmente non adatta" costituisce una piccola porzione e quindi può essere inserita in una parcella colturale viticola (altrimenti dovrebbe essere gestita a parte, prevedendo altre utilizzazioni). La valutazione considerata non è l'unica, ma è quella possibile sulla base dei dati disponibili. La gestione in irriguo dell'area di Sambuca, considerando la giacitura con esposizione sud ed il clima favorevole con notti fresche, e giornate calde durante il periodo di maturazione dell'uva, potrebbe far incrementare la risposta produttiva. L'effetto della salinità sulla qualità si può avere anche con la potatura verde, ma tale via determina un aumento dei costi.

### **Bibliografia**

- FAO -1976. A framework for Land Evaluation. *Soil Bulletin*, 32, Roma.
- IUSS-ISRIC -1998. World Reference Base for Soil Survey. Food and Agriculture, Organization of the United Nations. Roma, pp. 91.
- LAVILLE P. -1990. Le terroir, un concept indispensable à l'élaboration et à la protection des appellations d'origine comme à la gestion des vignobles: le cas de la France. In : *Bull. OIV*: 709-710, 217-241.
- MIPAF -2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Franco Angeli.
- PARODI G. -1997. Valorizzazione del territorio secondo i criteri della zonizzazione vitivinicola. *Vignevisi*, 1-2, 40-48.
- RAIMONDI S., LUPO M. -1998. Il clima ed il pedoclima dei suoli della Sicilia occidentale. *Sicilia Foreste* anno V, 19/20. Palermo, 1998; pp. 59-64.
- RAIMONDI S. (in corso di stampa). I suoli siciliani di fronte al processo di desertificazione. Relazione presentata al convegno "Desertificazione: la nuova emergenza del bacino del mediterraneo". Caltagirone (CT) 22-25 maggio 2001.
- RONCHETTI G. -1966. Sui criteri per determinare la potenzialità dei suoli. *L'Italia Forestale e Montana*, 5: 224-234.
- SOIL SURVEY STAFF -1999. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for making and interpreting soil surveys. U.S.D.A. Washington. 869.
- THORNTHWAITE C.W., MATHER J.R. -1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Climatology*, X, 3. Centerton N.Y. USA.

# VARIABILITÀ DELLE PROPRIETÀ DI ORIZZONTI DI SUPERFICIE DI ALFISUOLI IN RELAZIONE ALLA DISPONIBILITÀ DEL FOSFORO.

## ASPETTI QUANTITATIVI E DINAMICI

G. Valboa <sup>1</sup>, E. Coppola <sup>2</sup>, R. Indiatì <sup>3</sup>, A. Buondonno <sup>4</sup>

<sup>1</sup> Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo – SOP Catanzaro Lido

<sup>2</sup>, <sup>4</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli, Caserta

<sup>3</sup> Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Roma

### Abstract

The quantitative and kinetics aspects of phosphorus (P) availability in surface horizons of Alfisols (Haploxeralfs, Rhodoxeralfs) were evaluated. Sixteen soil samples with different properties, including P-Sorption Index (P-SI) and available P content. Available P was determined by Olsen, M3 and Paper-Strip (Pi-P) methods, and by Electro-UltraFiltration (EUF-P) reference. EUF-P extraction isotherms fitted zero-order kinetics in 8 samples (*kin-0* set) and 2nd-order kinetics in 8 samples (*kin-2* set). The first derivative of EUF-P release rate was assumed as a measure of the soil P-Buffering Capacity (P-BC). The *kin-0* samples showed a prevailing clayey texture, high P-SI, low available-P and P-BC. On the contrary, the *kin-2* samples showed coarser texture, low P-SI and high available P and P-BC. A significant inverse correlation between P-BC and P-SI was also observed. On this basis, P availability is strongly limited in samples with clay content > 50 g/100g, P-SI > 24, and P-BC < 0.5 ppm P/min.

**Key words:** Phosphorus, Alfisols, Electro-UltraFiltration (EUF), desorption kinetics, Sorption Index, Buffering Capacity

### Riassunto

E' stato condotto uno studio finalizzato a studiare le relazioni tra le proprietà di orizzonti di superficie di Alfisuoli (Haploxeralfs, Rhodoxeralfs) e la disponibilità del fosforo P, valutata sia sotto l'aspetto quantitativo che cinetico. Sono stati presi in considerazione 16 campioni caratterizzati da adeguata variabilità delle caratteristiche fisico-meccaniche, chimiche e chimico-fisiche, con particolare riferimento al contenuto iniziale di P disponibile ed al coefficiente di assorbimento del P (P-SI). Il P disponibile è stato valutato secondo i metodi Olsen e M3, con la procedura "Paper-Strip" (Pi-P) e con la tecnica della estrazione frazionata in Elettro-UltraFiltrazione (EUF-P). Le isoterme di estrazione EUF-P sono state descritte da cinetiche di ordine 0 in 8 orizzonti (campioni *kin-0*) e da cinetiche del secondo ordine negli altri 8 (campioni *kin-2*). La derivata prima della velocità iniziale di desorbimento

EUF-P è stata utilizzata ai fini della valutazione della "Buffering Capacity" per il P (P-BC). I campioni *kin-0* sono caratterizzati da tessitura prevalentemente argillosa, elevato valore di P-SI, modesti contenuti di P estraibile e bassa P-BC. Per contro, nei campioni *kin-2*, a tessitura prevalentemente più grossolana e con bassi valori di P-SI, sia i livelli di P disponibile che i valori di P-BC sono particolarmente elevati. E' stata inoltre accertata significativa correlazione inversa fra la P-BC ed i valori di P-SI. In base al modello di interpolazione adottato, i suoli che evidenziano forti limitazioni in riferimento alla fertilità fosfatica sono caratterizzati da contenuti di argilla > 50 g/100g, P-SI > 24 e P-BC < 0,5 ppm P/min.

**Parole chiave:** Fosforo, Alfisols, Elettro-UltraFiltraZIONE (EUF), cinetiche di desorbimento, Indice di Sorption, Capacità tampone

### **Introduzione**

Numerosi fattori limitano la disponibilità del fosforo (P) nel suolo (Fixen and Grove, 1990). Scarsa fertilità fosfatica si riscontra tipicamente nei suoli acidi, dove materiali amorfi e ossi-idrossidi di Fe, Al e Mn hanno elevata capacità di P-fissazione, mentre nei suoli alcalini i fenomeni di adsorbimento e precipitazione del P sono controllati sostanzialmente dai composti del Ca; si accerta inoltre scarsa mobilità del P nei suoli a tessitura medio-fine (Sharpley, 2000). La variabilità di tali fattori riflette peraltro differenti processi pedogenetici: notevoli limitazioni alla mobilità del P si riscontrano infatti in Andisuoli, Oxisuoli, Ultisuoli, Inceptisuoli e Alfisuoli. Precedenti indagini sono state finalizzate all'affinamento delle procedure di valutazione della disponibilità del P in relazione alle proprietà di suoli rappresentativi degli ambienti pedoclimatici mediterranei (Buondonno *et al.*, 1991, 1992; Indiat *et al.*, 1995; Nèmeth *et al.*, 1988; Fernandes *et al.*, 1999), con particolare riferimento agli Alfisuoli (Buondonno *et al.*, 1988; Indiat *et al.* 1997, 1999). che costituiscono una componente rilevante del patrimonio agro-pedologico sia europeo che mondiale (Hallmark and Franzmeier, 2000). Obiettivo principale di questo lavoro è stato quello di studiare le relazioni tra le proprietà del suolo e la disponibilità del fosforo, valutata sia sotto l'aspetto quantitativo che cinetico. Considerata l'ampia variabilità di fattori e processi che governano la dinamica del P nel suolo, si è ritenuto opportuno delimitare l'indagine a campioni di orizzonti di superficie di Haploxeralf e Rhodxeralf tipici dell'Italia meridionale, caratterizzati da grado di reazione neutro-subalcalino, tessiture da franco-sabbiosa a argillosa, moderato contenuto di carbonati, ampia variabilità del contenuto di P disponibile.

## **Materiali e metodi**

Sono stati presi in considerazione orizzonti di superficie di 16 profili di Alfisols (Haploxeralfs, Rhodoxeralfs) campionati in Campania, Puglia e Sicilia, scelti sulla base di una adeguata variabilità delle caratteristiche fisico-meccaniche, chimiche e chimico-fisiche.

I suoli sono stati classificati secondo le chiavi della Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999), ed analizzati sulla base dei Metodi Ufficiali di Analisi dei Suoli (Mi.P.A.F., 2000). La determinazione dei contenuti di Ca e Mg è stata effettuata per estrazione mediante reattivo di Mehlich n° 3 (M3) (Mehlich, 1984). Al e Fe sono stati estratti in ammonio-ossalato (Oxa), Na-pirofosfato (PP), reattivo M3, e con Na-tetraborato (TB) (Cremaschi e Rodolfi, 1991). L'indice di adsorbimento dei fosfati (P Sorption Index, P-SI) è stato valutato secondo il procedimento descritto da Bache e Williams (Bache e Williams, 1971). L'estrazione del P disponibile è stata effettuata utilizzando i reattivi di Olsen, di Mehlich n° 3 (M3) (Mehlich, 1984), con la procedura "Paper-Strip" (P-Pi) (Menon *et al.*, 1988; Indiaty *et al.*, 1997) e mediante estrazione frazionata in Elettro-UltraFiltrazione (P-EUF) (Németh, 1982; Grimme and Németh, 1982; Buondonno *et al.*, 1988; Bufo *et al.*, 1990). Quest'ultima è stata condotta in condizioni di media energia (80°C, 40 mA e 400 V), raccogliendo per ciascun campione 6 frazioni ad intervalli di 5 min; da queste sono state ricavate le isoterme di desorbimento del P, descritte mediante appropriati modelli matematici (Coppola *et al.*, 2001). Le quantità cumulative finali (P-EUF-F6) sono state inoltre considerate nella valutazione comparata del P disponibile.

## **Risultati e discussione**

### **Proprietà dei suoli**

Come si evince dalla tabella 1, ampia variabilità caratterizza la distribuzione di alcune delle proprietà del suolo considerate, quali in particolare i contenuti di  $\text{CaCO}_3$  (CV = 101%), Ca-M3 (CV = 71,7%), Mg-M3 (CV = 125,5%), Al-PP (CV = 51%), Fe-PP (CV = 88,3%), Al-TB (CV = 52,1%). Da un punto di vista granulometrico i campioni sono risultati afferenti alle classi "argilloso" (68,8%), "argilloso-sabbioso" (12,5%), "franco-limoso" (12,5%) e "franco-sabbioso" (6,3%). Il pH ha esibito valori compresi tra 6.8 e 8.0, con tendenza ad aumentare nei campioni contenenti quantitativi maggiori di  $\text{CaCO}_3$  ( $\text{pH-CaCl}_2 = 6,98 + 0,04 \cdot \text{CaCO}_3$ ;  $R = 0,680^*$ ).

L'attività del complesso di scambio è risultata caratterizzata da valori della CSC compresi tra 10.1 e 26.7 cmol[+]/kg, per i quali è stata accertata un correlazione diretta con i contenuti di argilla e di CO (CSC = 2,24 + 0,21\*argilla + 4,60\*CO;  $R^2 = 0,620^{**}$ ).

In relazione alle differenti caratteristiche chimiche e fisiche degli estraenti utilizzati, i contenuti Al e Fe estraibili sono risultati variare da metodo a metodo; in particolare, i valori più elevati sono stati osservati per le estrazioni mediante ammonio-ossalato (Al-Oxa = 37,9÷197,9 mg/100g; Fe-Oxa = 35,6÷241,7 mg/100g), quelli più bassi per le estrazioni mediante sodio-tetraborato (Al-TB = 0,0÷12,0 mg/100g; Fe-TB = 1,3÷6,5 mg/100g). La capacità di adsorbimento fosfatico, valutata attraverso il P-sorption index (P-SI), ha espresso valori compresi tra 19,8 e 34,8 che, secondo quanto riferito in letteratura, si confermano tipici degli Alfisuoli (Burnham e Lopez-Hernandez, 1982).

Tabella 1. Proprietà dei suoli studiati (n = 16)

		media	Min	max	dev.st.	CV%
Sabbia	g/100g	31,2	16,7	72,8	14,6	46,8
Limo	"	23,0	13,2	34,8	7,1	31,0
Argilla	"	46,4	13,0	63,5	11,6	25,0
CaCO <sub>3</sub>	"	5,0	0,0	15,4	5,0	101,0
CO	"	1,8	0,3	2,8	0,8	46,6
CSC	Cmol[+]/kg	20,0	10,1	26,7	4,8	24,2
pH-CaCl <sub>2</sub>		7,2	6,8	8,0	0,4	5,2
Ca-M3	mg/100g	325,9	13,7	886,0	233,7	71,7
Mg-M3	"	78,1	14,5	349,0	98,0	125,5
Al-Oxa	"	140,9	37,9	197,9	39,5	28,0
Fe-Oxa	"	112,9	35,6	241,7	47,1	41,7
Al-PP	"	16,2	5,9	33,7	8,3	51,0
Fe-PP	"	3,9	0,8	13,6	3,5	88,3
Al-TB	"	6,0	0,0	12,0	3,1	52,1
Fe-TB	"	3,1	1,3	6,5	1,4	43,0
Al-M3	"	56,3	4,5	86,8	21,8	38,7
Fe-M3	"	3,5	1,5	5,1	1,1	30,4
P-SI		27,4	19,8	34,8	4,6	16,7

### P disponibile

Le metodologie di estrazione del P utilizzate hanno evidenziato tutte, seppur con diversa efficienza, una distribuzione estremamente variata del contenuto di P-disponibile (tabella 2), con valori compresi tra 0,3 ppm (P-EUF-F6) e 239,7 ppm (P-M3). Tali risultati confermano l'adeguatezza dei campioni selezionati a coprire livelli del P che variano da scarsi a molto elevati.



Tabella 2. Contenuto di fosforo disponibile nei suoli studiati

		media	min	max	dev.st.	CV%
P-Olsen	ppm	20,1	1,6	113,6	29,7	147,6
P-M3	"	34,5	1,1	239,7	61,9	179,3
P-Pi	"	23,4	1,6	122,4	32,0	136,4
P-EUF-F6	"	13,9	0,3	91,1	24,6	177,9

Le misure ottenute secondo le differenti procedure adottate sono comunque risultate ampiamente congruenti fra di loro. Sono state infatti calcolate le seguenti equazioni di conversione:

$$P-M3 = -6,774 + 2,049 \cdot P-Olsen; R^2 = 0,971***$$

$$P-Pi = 1,904 + 1,069 \cdot P-Olsen; R^2 = 0,989***$$

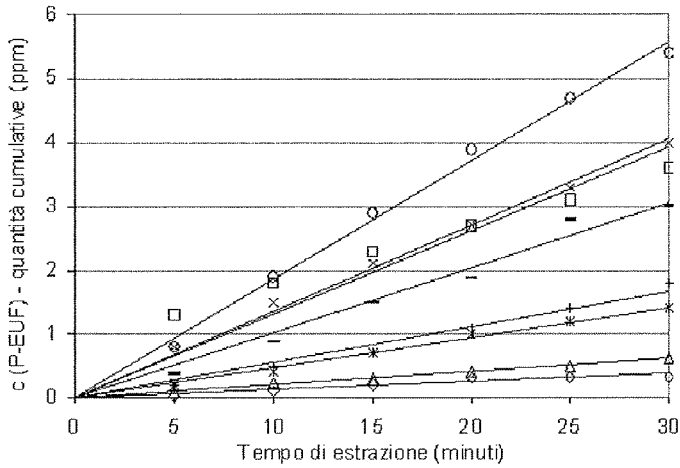
$$P-EUF-F6 = -2,066 + 0,790 \cdot P-Olsen; R^2 = 0,909***$$

Peraltro, come era lecito prevedere, il contenuto di P disponibile è risultato inversamente dipendente dall'indice di adsorbimento dei fosfati, con coefficienti pari a  $-0,717**$ ,  $-0,684**$ ,  $-0,747***$  e  $-0,703**$  per le correlazioni con P-Olsen, P-M3, P-Pi e P-EUF-F6, rispettivamente. Sulla base delle relazioni precedentemente osservate, tale circostanza rappresenta un'ulteriore evidenza dell'importanza di alcune delle proprietà del suolo considerate quali fattori di variabilità del livello di P disponibile negli Alfisuoli.

### Cinetiche di desorbimento EUF-P

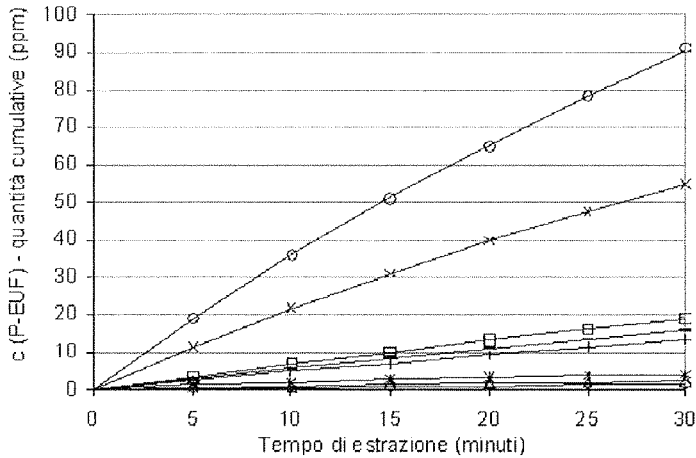
In accordo con le indicazioni riportate in letteratura e le sperimentazioni condotte da altri autori (Németh, 1982; Grimme and Németh, 1982; Buondonno *et al.*, 1988; Bufo *et al.*, 1990; Coppola *et al.*, 2001). le isoterme di desorbimento del P sono state descritte considerando, in prima approssimazione, modelli matematici ascrivibili a cinetiche di ordine 0 e di 2° ordine, definite dall'equazione generale:  $dc/dt = k \cdot [R]^n$ . La scelta del più adeguato modello cinetico è stata effettuata verificandone la bontà di adattamento alla distribuzione dei valori osservati, attraverso l'indice di determinazione R2 e l'indice di Fisher "F".

In accordo con questi criteri, i requisiti di massima significatività statistica sono risultati soddisfatti per metà dei campioni da cinetiche di ordine 0 (campioni *kin-0*), e per la restante metà dei campioni da cinetiche di 2° ordine (campioni *kin-2*). Le Figure 1a e 1b riportano le curve di desorbimento cumulative, c-P-EUF, insieme con le rispettive equazioni di interpolazione per i campioni *kin-0* e *kin-2*, rispettivamente.



$\diamond c=0.012t$ ; $R^2=0.896^{**}$ ; $V_i=0.012$	$\Delta c=0.020t$ ; $R^2=0.997^{***}$ ; $V_i=0.020$
$\times c=0.047t$ ; $R^2=0.991^{***}$ ; $V_i=0.047$	$+ c=0.056t$ ; $R^2=0.975^{***}$ ; $V_i=0.056$
$- c=0.102t$ ; $R^2=0.979^{***}$ ; $V_i=0.102$	$\square c=0.131t$ ; $R^2=0.744^*$ ; $V_i=0.131$
$\ast c=0.135t$ ; $R^2=0.999^{***}$ ; $V_i=0.135$	$\circ c=0.186t$ ; $R^2=0.994^{***}$ ; $V_i=0.186$

Figura 1a. Isoterme di desorbimento del P in EUF-M. Campioni caratterizzati da cinetiche di ordine 0 (n = 8).  $V_i$  = velocità iniziale (ppm/min)



$\diamond c=6.35\sqrt{t(t+107.00)}$ ; $R^2=0.997^{***}$ ; $V_i=0.059$	$\Delta c=17.37\sqrt{t(t+194.00)}$ ; $R^2=0.989^{***}$ ; $V_i=0.090$
$\times c=8.22\sqrt{t(t+31.51)}$ ; $R^2=0.999^{***}$ ; $V_i=0.261$	$+ c=146.00\sqrt{t(t+300.50)}$ ; $R^2=0.999^{***}$ ; $V_i=0.486$
$- c=141.80\sqrt{t(t+239.70)}$ ; $R^2=0.999^{***}$ ; $V_i=0.592$	$\square c=220.30\sqrt{t(t+316.80)}$ ; $R^2=0.999^{***}$ ; $V_i=0.695$
$\ast c=238.90\sqrt{t(t+100.70)}$ ; $R^2=0.999^{***}$ ; $V_i=2.372$	$\circ c=371.30\sqrt{t(t+93.52)}$ ; $R^2=0.999^{***}$ ; $V_i=3.970$

Figura 1b. Isoterme di desorbimento del P in EUF-M. Campioni caratterizzati da cinetiche di 2° ordine (n = 8).  $V_i$  = velocità iniziale (ppm/min)

La velocità iniziale di desorbimento del P in EUF ( $V_i$ ), calcolata come derivata prima al tempo zero delle funzioni di interpolazione, è stata utilizzata ai fini della valutazione della capacità tampone o "Buffering Capacity" dei suoli studiati, ossia "dell'attitudine della matrice a reintegrare nella fase liquida del suolo le aliquote degli elementi sottratte per assimilazione radicale e per lisciviazione" (Buondonno *et al.*, 1995). Dal confronto tra le proprietà dei campioni *kin-0* e quelle dei campioni *kin-2* emergono alcune significative differenze (tabella 3). I primi, infatti, con tessitura prevalentemente argillosa e valore medio di P-SI  $\approx 29$ , sono caratterizzati da modesti contenuti di P estraibile e basse velocità iniziali di desorbimento; in tali campioni, pertanto, le quantità di P disponibile non solo sono particolarmente esigue, ma vengono anche rilasciate molto lentamente, con Buffering Capacity evidentemente limitata.

Tabella 3. Proprietà dei campioni *kin-0* e *kin-2*

	<i>kin-0</i> (n = 8)				<i>kin-2</i> (n = 8)			
	min	max	media	mediana	min	max	media	mediana
Sabbia (g/100g)	16,7	27,8	23,4	24,5	20,0	72,8	38,9	34,8
Limo (g/100g)	18,5	34,8	26,8	29,4	13,2	28,0	19,2	17,6
Argilla (g/100g)	40,3	63,5	51,1	50,2	13,0	57,8	41,8	43,3
CaCO <sub>3</sub> (g/100g)	0,0	15,4	5,4	4,6	0,0	12,5	4,5	2,9
C.O. (g/100g)	0,7	2,8	1,7	1,4	0,3	2,8	1,8	1,9
C.S.C. (cmol[+]/kg)	16,3	26,7	20,8	20,8	10,1	25,6	19,1	22,0
pH-CaCl <sub>2</sub>	6,8	7,7	7,1	7,1	6,9	8,0	7,3	7,1
Ca-M3 (mg/100g)	154,2	886,0	437,8	329,7	13,7	371,8	213,9	245,7
Mg-M3 (mg/100g)	15,8	147,0	54,8	43,9	14,5	349,0	101,5	27,5
Al-Oxa (mg/100g)	86,8	197,9	138,3	135,9	37,9	174,2	143,6	159,4
Fe-Oxa (mg/100g)	67,2	142,9	100,4	94,4	35,6	241,7	125,4	115,2
Al-PP (mg/100g)	5,9	28,2	15,4	14,2	7,1	33,7	17,0	15,0
Fe-PP (mg/100g)	0,8	4,3	2,5	2,9	1,5	13,6	5,3	4,6
Al-TB (mg/100g)	0,0	12,0	5,3	5,4	3,9	11,1	6,6	6,3
Fe-TB (mg/100g)	1,3	6,5	2,9	3,0	2,0	4,9	3,4	3,5
Al-M3 (mg/100g)	27,3	85,1	54,0	52,3	4,5	86,8	58,7	60,6
Fe-M3 (mg/100g)	1,5	3,9	3,1	3,7	1,9	5,1	3,8	3,9
P-SI	24,4	34,8	29,3	29,3	19,8	31,9	25,5	23,4
P-Olsen (ppm)	1,6	9,7	5,0	3,4	4,6	113,6	35,3	20,0
P-M3 (ppm)	1,1	9,6	5,2	4,5	3,9	239,7	63,8	38,4
P-Pi (ppm)	1,6	13,1	7,0	7,1	6,1	122,4	39,9	27,9
P-EUF-F6 (ppm)	0,3	5,4	2,5	2,4	1,4	91,1	25,2	14,6
$V_i$ (ppm/min)	0,012	0,186	0,086	0,079	0,059	3,970	1,066	0,539

Per contro, nei campioni *kin-2*, a tessitura prevalentemente più grossolana e con valori medi di P-SI = 25, sia i livelli di fosforo disponibile che i valori di  $V_i$  sono decisamente più elevati, circa 10 volte superiori a quelli determinati nei campioni *kin-0*. Tali campioni, pertanto, mostrano attività ottimale di Buffering Capacity.

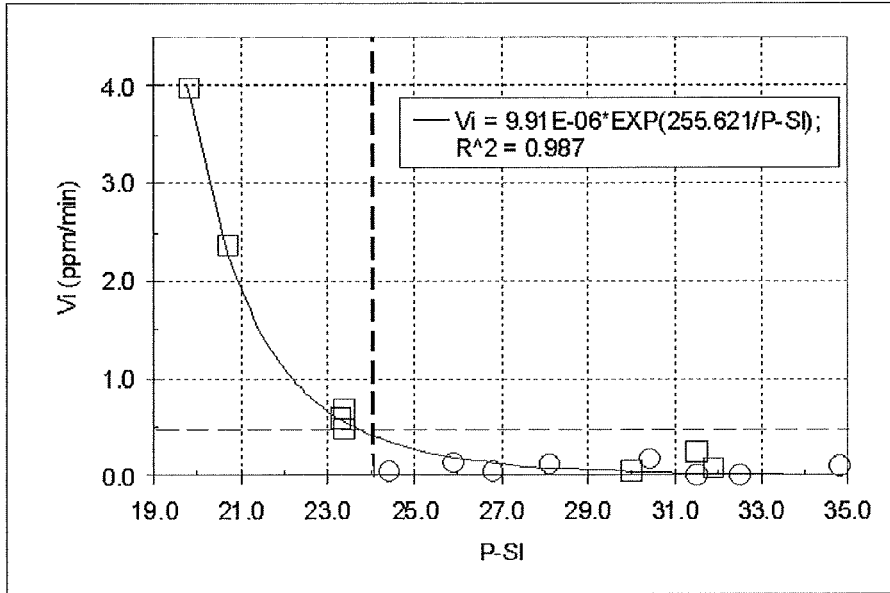


Figura 2. Variazione della velocità iniziale di desorbimento in funzione del P-SI

○ = campioni *kin-0*; □ = campioni *kin-2*

E' rilevante osservare ancora che è stata accertata significativa correlazione inversa di tipo esponenziale fra la Buffering Capacity (valori di  $V_i$ ) ed i valori di P-SI (Figura 2).

In base al modello di interpolazione adottato, i suoli che evidenziano forti limitazioni in riferimento alla fertilità fosfatica sono caratterizzati da valori di P-SI > 24 e  $V_i$  < 0,5 ppm P/min, rappresentati da tutti i campioni *kin-0* e da taluni campioni *kin-2*. Questi ultimi, in particolare, presentano tutti un contenuto di argilla > 50 g/100g, e basso contenuto di P disponibile (P-Olsen < 10 ppm, P-M3 < 10 ppm, P-Pi < 10, P-EUF-F6 < 5 ppm). Differentemente, tutti i campioni con P-SI < 24 e  $V_i$  > 0,5 ppm P/min appartengono al raggruppamento *kin-2*, con argilla < 45 g/100g ed elevato contenuto iniziale di P disponibile (P-Olsen > 18 ppm, P-M3 > 35 ppm, P-Pi > 25, P-EUF-F6 > 13 ppm).

## Conclusioni

I risultati ottenuti evidenziano che, nei suoli esaminati, la dinamica del fosforo è condizionata sia da alcune proprietà del suolo, e segnatamente dal contenuto di argilla e dal coefficiente di assorbimento del fosforo, sia dal contenuto attuale di fosforo disponibile, che influenza in misura altamente significativa le cinetiche di desorbimento del P e, quindi, la stessa P-Buffering Capacity dei suoli. In particolare, risultano fortemente limitanti valori del contenuto di argilla  $> 50$  g/100g, valori del P-SI  $> 24$ , nonché valori di  $V_i < 0.5$  ppm P/min e. Ruolo scarsamente significativo sembrano invece esercitare altre caratteristiche, quali le diverse forme di Ca, Mg, Al ed Fe, nonché il contenuto di carbonati e di sostanza organica. Ciò implica che in orizzonti di superficie di Rhodoxerals e Haploxerals quali quelli esaminati, che presentino grado di reazione neutro-alcalina, tessitura prevalentemente argillosa ed elevati valori di P-SI si possono manifestare fenomeni di limitata fertilità fosfatica, che devono essere corretti da fertilizzazioni fosfatice adeguatamente calibrate su tali parametri.

## Bibliografia

- BACHE B. W. AND WILLIAMS E. G. - 1971. A phosphate sorption index for soils. *J. Soil Sci.*, 22/3: 289-301.
- BUFO S.A., PIZZIGALLO M.D.R., BUONDONNO A. - 1990. Mobility of potassium and phosphorus in soil as determined by Electro- Ultrafiltration (EUF). *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 21/13-16: 1503-1517.
- BUONDONNO A., BUFO S.A., PIZZIGALLO M.D.R. AND FELLECA D. - 1988. Kinetics of phosphorus release from Italian Alfisol and volcanic Inceptisol as influenced by phosphate additions to soils and by temperature. *Proc. 3rd Int. EUF-Symposium*, SudZucker AG, Mannheim, Germany, may 30-31 1988, II: 512-524.
- BUONDONNO A., COPPOLA E., FELLECA D. AND VIOLANTE P. - 1992. Comparing tests for soil fertility: I. Conversion equations between Olsen and Mehlich 3 as phosphorus extractants for 120 soils of south Italy. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 23: 699-716.
- BUONDONNO A., COPPOLA E., FELLECA D., D'ANTONIO A., E NÉMETH K. - 1995. Valutazione della Buffering Capacity per il fosforo tramite Elettro-Ultrafiltrazione (EUF). Nota I: modelli di studio di differenti matrici in presenza di Ca e Al. *Atti XII Conv. Naz. S.I.C.A.*, Piacenza, 19-21 settembre 1994, 49-56.
- BUONDONNO A., COPPOLA E., FELLECA D., VIOLANTE P. AND NÉMETH K. - 1991. Simultaneous soil K and P tests by Electro-Ultrafiltration (EUF) and Mehlich 3 reactant (M3). *Agrochimica XXXV*: 221-234.
- BURNHAM C. P. AND LOPEZ-HERNANDEZ D. - 1982. Phosphate Retention in Different Soil Taxonomic Classes. *Soil Sci.*, 134: 376-380.
- COPPOLA E., AMBROSINO M.L., DEIANA S. AND BUONDONNO A. - 2001. The role of Al- and Fe-oxy-hydroxides in determining surface properties of soil ped models, with emphasis on phosphorus sorption/desorption phenomena. *Studies in Surface Science and Catalysis*, 140: 163-174.
- CREMASCHI M. E RODOLFI G. - 1991. *Il Suolo*. La Nuova Italia Scientifica, Roma, 427 pp.
- FERNANDES, M.L.V., INDIATI R., COUTINHO J., AND BUONDONNO A. - 1999. Soil properties affecting pho-

- sphorus extraction from Portuguese soils by conventional and innovative methods. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30: 921-936.
- FIXEN P.E. AND GROVE J.H. - 1990. Testing Soils for Phosphorus. In *Soil Testing and Plant Analysis*, 3rd ed., R. L. Westerman Ed., SSSA Book Series n° 3, SSSA Inc. Madison, WI, U.S.A., pp. 141-180.
- GRIMME H. AND NÉMETH K. - 1982. The effect of P source on P desorption by electro-ultrafiltration (EUF) on two different soils. *Plant and Soil*, 64: 43-48.
- HALLMARK C.T. AND FRANZMEYER D.P. - 2000. Alfisols. In: *Handbook of Soil Science*, M. E. Sumner (ed.) CRC Press, Boca Raton, FL, USA, B/338-358.
- INDIATI R., C. IZZA, A. FIGLIOLIA, B. FELICI, E. COPPOLA, C. BUONDONNO AND A., BUONDONNO -1997. Comparing tests for soil fertility. III Evaluation of phosphate availability in Alfisols by Olsen, Mehlich n.3, Electro-Ultrafiltration, and the paper-strip methodology procedures. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 28: 997-1009.
- INDIATI R., COPPOLA E., AND BUONDONNO A. - 1999. Changes of Soil Phosphorus Availability in Italian Alfisols as Estimated by Short-Term Soil+P Equilibration Procedures Using Olsen, Mehlich 3, and the Paper-Strip Methods. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30: 983-997.
- INDIATI R., IZZA C., FIGLIOLIA A., FELICI B., COPPOLA E., AND BUONDONNO A. -1995. A phosphate availability index ("P") for optimizing a soil phosphate requirement rating. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 26: 2667-2682.
- M.I.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.
- MEHLICH A. - 1984. Soil test extractant: a modification of the Mehlich 2 extractant. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 15: 1409-1416.
- MENON R.G., HAMMOND L.L., AND SISSINGH H.A. - 1988. Determination of plant-available phosphorus by the iron hydroxide-impregnated filter paper (Pi) soil test. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 110-115.
- NÉMETH K. - 1982. Electro-Ultrafiltration of aqueous soil suspension with simultaneously varying temperature and voltage. *Plant and Soil*, 64: 7-23.
- NÉMETH K., BUONDONNO A. AND MENTASTI G. -1988. Relationships between EUF-P, chemical P extractions and some properties of typical soils of Southern Italy. *Proc. 3rd Int. EUF-Symposium*, SudZucker AG Ed., Mannheim, Germany, may 30-31 1988, II: 525-542.
- SHARPLEY A. - 2000. Phosphorus availability. In: *Handbook of Soil Science*, M. E. Sumner (ed.) CRC Press, Boca Raton, FL, USA, D/18-38.
- SOIL SURVEY STAFF - U.S.D.A. - 1999. *Keys to Soil Taxonomy*. U.S.D.A. Soil Conservation Service. 8th Ed., Pocahontas Press, Inc., Blacksburg, VI, 600 pp.



**Commissione V**  
**Genesi, classificazione**  
**e**  
**cartografia del suolo**

---





*COLPO DI FUOCO BATTERICO  
IN EMILIA-ROMAGNA: RICERCA DI POSSIBILI  
CORRELAZIONI TRA DIFFUSIONE DELLA MALATTIA,  
CARATTERISTICHE TERRITORIALI  
E TIPOLOGIE DI SUOLO ATTRAVERSO L'UTILIZZO  
DEL DATA BASE GEOGRAFICO REGIONALE  
E DI TECNOLOGIA GIS*

G. Benedettini <sup>1</sup>, A. Calzolari <sup>1</sup>, M. Gherardi <sup>2</sup>, G.L. Mazzoli <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Servizio Fitosanitario - Regione Emilia-Romagna

<sup>2</sup> C.S.S.A.S. - Centro Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo - Università di Bologna

<sup>3</sup> CRPV - Centro Ricerche Produzioni Vegetali

**Abstract**

Fire blight is the most dangerous disease on pear. Since its first occurrence in Emilia-Romagna in 1994, the epidemic spread continuously throughout the pear growing area of the region. Enormous efforts were put by the regional Plant Protection Service to monitor the infected orchards throughout the years and information were routinely stored in the regional data base and geo-referred using an ESRI ArcView application named FitoGis.

The present paper aims to find the possible relationships between the fire blight infections recorded in Emilia-Romagna over the years 1994-2001, climate and the territory.

Information provided by the database were analyzed with ESRI ArcView Gis technology in order to find relationships with climatic parameters (temperature, rainfall and hail events), hydrographic basin, pedology, land use.

Historic climatic parameters were elaborated with CougarBlight forecasting model currently used in Emilia-Romagna to provide information at regional scale about the risk of flower blight infections.

Results of the elaboration will then be used to build up a Fire blight risk map in order to improve both the disease surveys activity over the regional territory and the information about the risk of infection provided by the forecasting model.

**Key words:** fire blight, GIS technology, forecasting model

## Riassunto

Il Colpo di fuoco batterico è la più pericolosa patologia del pero. Dalla sua comparsa in Emilia-Romagna, registrata nel 1994, l'epidemia si è sviluppata con continuità attraverso le aree a vocazione frutticola della Regione. Notevoli risorse, umane e materiali, sono state impiegate da parte del Servizio fitosanitario regionale nelle operazioni di monitoraggio della patologia, al fine di verificarne negli anni i livelli di diffusione ed aggressività. I dati raccolti sono stati memorizzati e georeferenziati attraverso procedure di routine basate sullo sviluppo di un applicativo del software ArcView Gis (Esri) denominato FitoMAP.

Il presente studio, realizzato attraverso l'utilizzo del data base geografico regionale e di tecnologia Gis, è stato finalizzato alla ricerca di possibili correlazioni tra andamento dell'infezione, così come registrato in Emilia-Romagna nel corso degli anni 1996-2000 e caratteristiche territoriali ed ha in particolare analizzato le relazioni esistenti tra dislocazione dei focolai e tipologie dei suoli sui quali insistono le coltivazioni, nonché prossimità degli stessi alle vie di comunicazione e alla rete idrografica.

I risultati ottenuti hanno messo in evidenza le potenzialità dei sistemi informativi geografici nello studio di problematiche che mostrano dimensione territoriale ed ha consentito l'identificazione di alcuni indirizzi operativi. I dati raccolti ed integrati nel Gis saranno utilizzati nella definizione dei futuri programmi di monitoraggio e controllo della malattia in Regione Emilia-Romagna mentre l'applicazione di tali strumenti di analisi delle informazioni geografiche ad aree sempre più ampie potrà costituire un valido supporto alla gestione di analoghe problematiche di interesse regionale.

L'Emilia-Romagna è estesa su una superficie di 22.123 Km<sup>2</sup> e la frutticoltura riveste una grande importanza nell'economia agricola regionale, con circa 29.036 ha di pero e 8.198 ha di melo; importante anche l'attività vivaistica con 10.500.000 piante innestate di pomodoe (dati 2000). In Regione i primi controlli su *Erwinia amylovora* (colpo di fuoco batterico) furono realizzati negli anni 1981-1983 e fornirono esito negativo. Dal 1984 al 1991 sono seguiti numerosi accertamenti, effettuati principalmente su piante di importazione in applicazione alle normative fitosanitarie vigenti e al 1991 risale la costituzione della rete di monitoraggio nazionale per il controllo della malattia. Dal 1992 gli 853 punti della rete regionale dell'Emilia-Romagna furono ispezionati due volte all'anno, nei periodi giugno-luglio e settembre-ottobre.

Al 1994 risale la scoperta dei primi 5 casi di colpo fuoco batterico in regione; si ebbero poi 6 casi nel 1995 e 30 nel 1996, anno in cui, in convenzione con l'Università degli Studi di Bologna, venne effettuato un monitoraggio straordinario nelle provincie di Bologna e, in parte, di Ferrara. Nel 1997 il monitoraggio straordinario fu esteso all'intera pro-

vincia di Ferrara e a quelle di Modena e Ravenna, dove si registravano i primi casi di infezione. La rapida diffusione dell'infezione sul territorio della Regione Emilia-Romagna e l'entrata in vigore di normative comunitarie in materia (Dir/2000/29/CE "Misure di protezione contro l'introduzione e la diffusione di organismi nocivi ai vegetali"; Dir/2001/32/CE "Riconoscimento di zone protette a particolari rischi in campo fitosanitario nella Comunità") hanno comportato un'intensificazione dei controlli utili a valutare l'evoluzione spaziale e temporale della patologia e ad individuare le interrelazioni con le attività produttive frutticole e vivaistiche. Altre interrelazioni interessanti da valutare sono quelle con le condizioni climatiche ed i modelli previsionali, trattate anche nel presente lavoro. Per il Servizio Fitosanitario Regionale dell'Emilia Romagna (SFR) ciò ha significato un forte impegno tecnico, economico ed in termini di risorse umane sfociato nella raccolta di una considerevole mole di dati e nella loro georeferenziazione. La difficoltà di gestione e di analisi delle informazioni attraverso l'utilizzo di metodologie e procedure tradizionali ha determinato una emergenza organizzativa derivata dalla necessità di aggiornare tempestivamente gli operatori sull'evoluzione della malattia sul territorio.

**Parole chiave:** colpo di fuoco batterico, tecnologia GIS, modello predittivo

### **Materiali e metodi**

Tra l'anno 1994 e il 2000, nella Regione Emilia-Romagna 2.883 punti di monitoraggio territoriale sono risultati positivi al Colpo di fuoco batterico su un totale di 8.360 punti monitorati. Nel corso delle operazioni di memorizzazione e georeferenziazione dei dati territoriali è stato utilizzato il software FitoGIS (applicativo di ArcView-Esri), in grado di gestire dati raster (carte tecniche regionali alla scala 1:5000, 1:25.000, ortofoto digitali) e vettoriali (confini amministrativi, aree urbane, strade, fiumi, limiti pedologici, di uso del suolo) costituenti il sistema informativo geografico regionale. I seguenti dati, relativi al monitoraggio territoriale di *Erwinia amylovora*, vengono memorizzati e gestiti in FitoGIS: data della rilevazione, ora, ispettore, specie monitorata, azienda (denominazione, indirizzo, azienda frutticola/ vivaistica). In particolare FitoMAP è stato progettato per consentire la gestione informatizzata dei dati (input, interrogazione, restituzione a stampa) anche da parte di personale non specializzato. L'impiego di tecnologia DGPS (Differential Global Positioning System) ha assicurato una ottimale georeferenziazione dei dati (Sistema di riferimento UTM, Zona 32N, calibrazione locale 32N Bologna). Le operazioni di analisi spaziale dei dati sono state eseguite nell'ambiente GIS di ArcView (Esri).

## **Analisi dei dati**

### **Fiumi e vie di comunicazione**

L'analisi è stata approfondita sulla provincia di Ferrara, la quale nel periodo considerato è stata caratterizzata da vaste superfici territoriali coltivate a melo (3.183 ettari) e pero (12.162 ettari) oltre che da una importante attività vivaistica. Al fine di verificare l'eventuale incidenza esercitata sullo sviluppo della malattia da condizioni di prossimità delle coltivazioni a fiumi e vie di comunicazione sono state generate nell'intorno dei vettori che ne rappresentano le primitive, 12 aree di buffer di 250 metri, per complessivi 3000 metri di profondità ed operato l'incrocio topologico con i dati puntuali relativi a focolai e punti di monitoraggio. Focolai e punti di monitoraggio ricadenti esternamente alle aree in tal modo definite sono comunque stati considerati nel corso delle elaborazioni.

### **Pedologia**

L'analisi è stata approfondita sulle provincie di Modena, Bologna e Ferrara. Al fine di verificare l'eventuale relazione intercorrente tra modalità di sviluppo della malattia e caratteristiche dei suoli interessati dalle coltivazioni è stato operato l'incrocio topologico tra dati puntuali relativi a focolai e punti di monitoraggio ed informazioni desunte dalla carta dei suoli dell'Emilia-Romagna, redatta nel 1994 alla scala 1:250.000.

In particolare, per quanto riguarda la provincia di Ferrara sono stati analizzati i suoli del **gruppo 1**. Si tratta di suoli nella pianura deltizia del fiume Po e nella pianura costiera, ad idromorfia poco profonda. I suoli del **sottogruppo 1B** presentano tessitura contrastante, diverse evidenze di riorganizzazione interna dei carbonati e di contrazione e rigonfiamento delle argille. La conformazione del rilievo è caratterizzata da depressioni di varia ampiezza, prosciugate con opere di bonifica (Haplic Calcisols, Calcaric Cambisols, Gypsic Vertisols, Eutric Vertisols FAO). I suoli del **sottogruppo 1C** presentano tessitura media, alterazione biochimica, diverse evidenze di riorganizzazione interna dei carbonati. La conformazione del rilievo è caratterizzata dal complesso di dossi del delta padano (Calcaric Cambisol, Haplic Calcisol FAO).

Per quanto riguarda le provincie di Bologna e Modena sono stati analizzati i suoli dei Gruppi 2 e 3. I suoli del **gruppo 2** sono in aree morfologicamente depresse della pianura alluvionale, con fenomeni più o meno

accentuati di contrazione e rigonfiamento delle argille. La tessitura prevalente è fine. I suoli del **sottogruppo 2A** presentano deboli evidenze di riorganizzazione interna dei carbonati, desalinizzazione degli orizzonti superficiali, frequente accumulo di gesso nel substrato. La conformazione del rilievo è caratterizzata da depressioni di recente o recentissima bonifica (Eutric Vertisols, Gypsic Vertisols FAO). I suoli del **sottogruppo 2B** presentano parziale decarbonatazione degli orizzonti superficiali e accumulo dei carbonati negli orizzonti profondi. La conformazione del rilievo è caratterizzata da leggere depressioni spesso corrispondenti ad antiche valli la cui bonifica risale in gran parte all'epoca romana o medievale (Haplic Calcisols, Eutric Vertisols FAO). I suoli del **gruppo 3** sono in aree morfologicamente rilevate della pianura alluvionale, ad alterazione biochimica con riorganizzazione interna dei carbonati. La tessitura prevalente è media. I suoli del **sottogruppo 3A** presentano alterazione biochimica, moderata differenziazione del profilo, evidenze molto deboli di riorganizzazione interna dei carbonati. La conformazione del rilievo è caratterizzata da dossi fluviali di recente formazione (Calcaric Cambisols FAO). I suoli del **sottogruppo 3B** presentano alterazione biochimica, moderata differenziazione del profilo, parziale decarbonatazione degli orizzonti superficiali, accumulo dei carbonati negli orizzonti profondi. La conformazione del rilievo è caratterizzata da antiche superfici poste in prossimità dei rilievi appenninici (Haplic Calcisols, Calcaric Cambisols FAO). I suoli del **sottogruppo 3C** presentano alterazione biochimica, forte differenziazione del profilo, completa decarbonatazione degli orizzonti superficiali, frequente accumulo dei carbonati negli orizzonti profondi. La conformazione del rilievo è caratterizzata da superfici molto antiche di pianura pedemontana, generalmente in prossimità dei maggiori corsi d'acqua appenninici (Haplic Calcisols, Chromic Cambisols FAO).

### Condizioni climatiche

Sono stati presi in considerazione i dati climatici di 3 stazioni meteorologiche automatiche, scelte in funzione della completezza dei dati nel periodo preso in esame (1996-2000). Le stazioni, situate a Voghiera, Casola Canina e Castelfranco sono rappresentative delle province di Ferrara, Bologna e Modena rispettivamente. I dati meteorologici da marzo a settembre sono stati elaborati utilizzando il modello previsionale CougarBlight (Smith, 1996) vers. 2000, integrati dai dati di precipitazione e grandine. E' stato quindi calcolato il numero di eventi infettivi, quando cioè l'indice di rischio infettivo per la temperatura superava la soglia di alto rischio (valore

pari a 200), in concomitanza con eventi di pioggia e grandine. Questo dato è stato correlato con il numero di focolai rilevato nell'area intorno ad ogni stazione, per un raggio di 2, 4 e 6 km.

### Danni da grandine

L'analisi, effettuata in sette aree circoscritte della Provincia di Ferrara, ha considerato la relazione tra severità dei danni da grandine registrati sulle coltivazioni di pomacee e diffusione della patologia. In particolare, il dato relativo all'entità dei risarcimenti operati dalle compagnie assicuratrici è stato utilizzato come indicatore indiretto dei danni da grandine per l'area in esame.

## Risultati

### Fiumi e vie di comunicazione

L'analisi dei grafici relativi a ferrovie (fig. 1) e fiumi (fig. 2) non mostra significative correlazioni tra distribuzione sul territorio dei focolai di *Erwinia amylovora* e dislocazione/prossimità di questi elementi lineari.

La medesima analisi risulta invece più interessante se riferita alle strade; la prima elaborazione, che considera il buffer suddiviso in 12 livelli da 250 m l'uno, evidenzia un'incidenza della malattia (%focolai/monitoraggio) che diminuisce proporzionalmente alla distanza delle coltivazioni dalle strade considerate (fig. 3).

Anche aggregando i 12 livelli di buffer in 3 superclassi (1=1-1500 m.; 2=1501-3000 m; 3 oltre 3000 m (fig. 3a) si conferma l'andamento precedentemente evidenziato.

L'analisi sull'evoluzione della malattia nel corso dei cinque anni considerati ne verifica l'endemizzazione, infatti le curve relative ai primi tre anni considerati si presentano inclinate a conferma del fatto che al principio il patogeno risultava circoscritto a zone limitate del territorio, mentre quelle relative all'ultimo biennio presentano andamenti pressoché piatti, a dimostrazione di una ormai avvenuta uniforme diffusione della malattia sull'intero territorio (fig. 3b). Se ne può dedurre che a partire da un punto "focolaio" la malattia può diffondersi, in un lasso di tempo di tre anni fino a tre chilometri di distanza.

## Pedologia

L'analisi è stata approfondita sulle provincie di Modena, Bologna e Ferrara, al fine di verificare l'eventuale relazione intercorrente tra modalità di sviluppo della malattia e caratteristiche dei suoli interessati dalle coltivazioni.

L'analisi del grafico relativo all'incidenza percentuale dei focolai sul monitorato per i diversi gruppi e sottogruppi di suolo (fig. 4) mostra differenze apprezzabili soprattutto nell'ambito dei singoli gruppi. In particolare, per quanto riguarda le provincie di Modena e Ferrara si nota per il gruppo 3, comprendente i suoli maggiormente adatti alle coltivazioni frutticole, una netta diminuzione di incidenza della malattia passando dai suoli del sottogruppo A a quelli dei sottogruppi B e C, caratterizzati da livelli di decarbonatazione e differenziazione del profilo crescenti. Nell'ambito del gruppo 2, costituito da suoli che per caratteristiche idrologiche e tessiture si adattano in minor misura alle coltivazioni arboree, tale andamento non viene confermato, mostrando in entrambi i sottogruppi livelli di incidenza della malattia comparabili. Da registrare infine livelli di incidenza comparabili nell'ambito dei suoli dei sottogruppi 2A e 3A, caratterizzati entrambi da evidenze di riorganizzazione interna dei carbonati deboli o molto deboli. Per quanto riguarda la provincia di Ferrara e per i suoli del gruppo 1 si nota una incidenza della malattia più elevata nel caso dei suoli del sottogruppo 1B, i quali presentano tessitura più fine rispetto ai suoli del sottogruppo 1A, mostrano fenomeni di contrazione e rigonfiamento delle argille e sono in zone depresse della pianura deltizia.

L'analisi del grafico relativo all'incidenza percentuale dei focolai sul totale dei focolai calcolata negli intervalli temporali '96-'97 e '96-'00 per i diversi gruppi e sottogruppi di suolo (fig. 5), mostra valori in incremento nei suoli dei sottogruppi 2B, 3B e 3C, caratterizzati da livelli di diffusione della malattia relativamente più bassi (cfr. grafico precedente). Al contrario, i suoli dei sottogruppi 2A e 3A, caratterizzati da più alti livelli di diffusione della malattia, presentano valori tendenzialmente stabili o in decremento. Ciò può essere spiegato da un lato dall'elevato livello di diffusione del patogeno nel territorio considerato, dall'altro dall'operatività degli interventi di controllo della malattia. Per quanto riguarda la porzione orientale della Provincia di Ferrara l'analisi (fig. 6) mostra invece valori in incremento nei suoli caratterizzati da livelli di diffusione della malattia relativamente più alti (sottogruppo 1B) e viceversa.

Ciò può essere dovuto alla bassa vocazionalità alle coltivazioni frutticole mostrata dai suoli del sottogruppo 1B, dal fatto che il patogeno risulta all'anno 2000 ancora in fase di diffusione nel territorio considerato ed inoltre all'efficacia delle misure di prevenzione adottate dai coltivatori in modo particolare nelle aree più fortemente investite a coltivazioni frutticole.

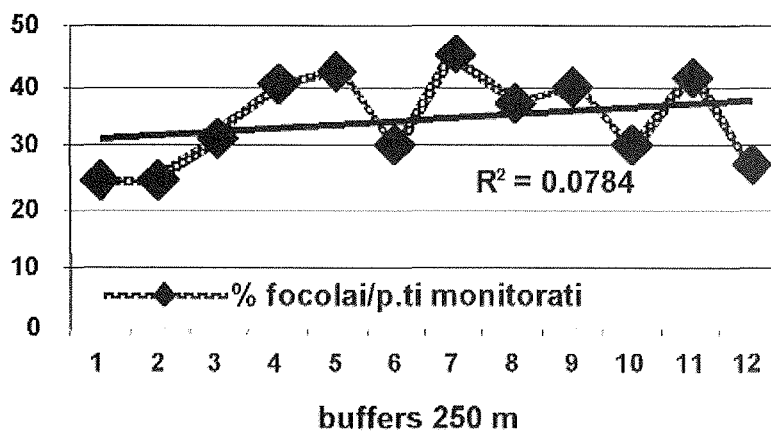


Figura 1. Relazione tra ferrovie e colpo di fuoco

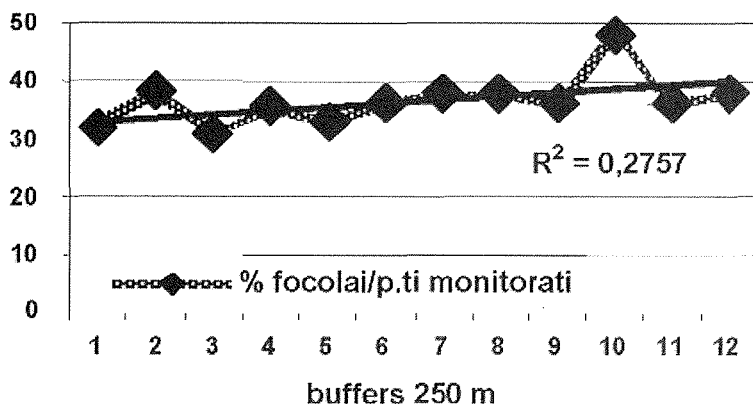


Figura 2. Relazione tra fiumi e colpo di fuoco



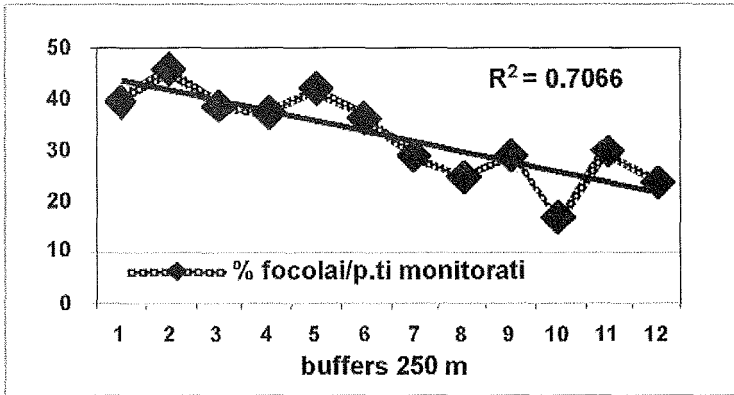


Figura 3. Relazione tra strade principali e colpo di fuoco

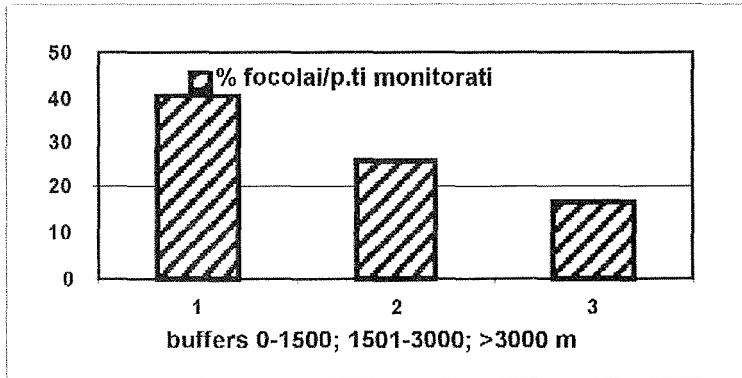


Figura 3a. Relazione tra strade principali e colpo di fuoco

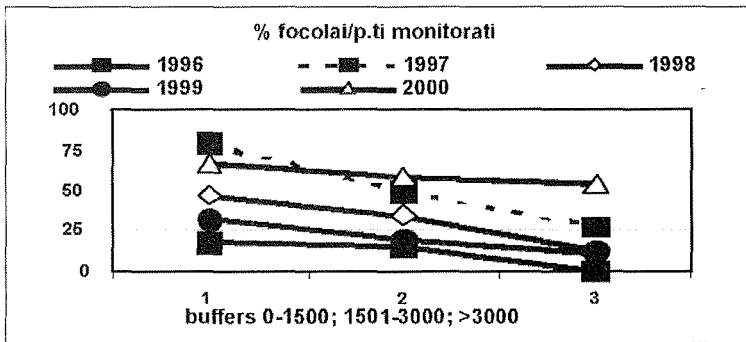


Figura 3b. 1996-2000 relazione tra strade principali e colpo di fuoco

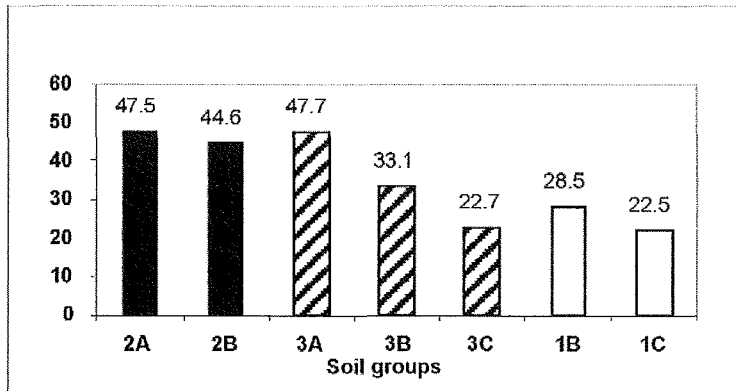


Figura 4. Relazione tra tipologie di suolo e colpo di fuoco

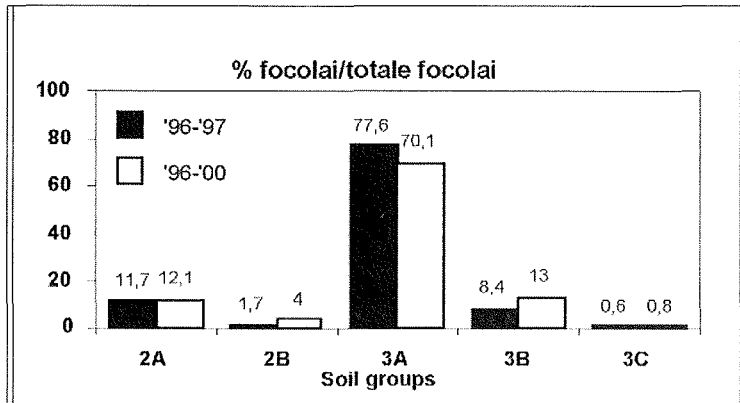


Figura 5. Modena-Bologna-Ferrara

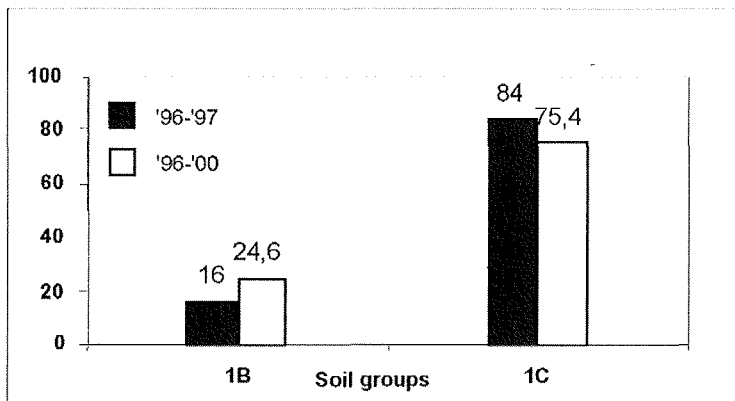


Figura 6. Ferrara

### Condizioni climatiche

L'elaborazione su buffers a 2 km di raggio dalle stazioni meteorologiche non ha permesso alcuna deduzione, per l'eccessiva esiguità del numero di focolai come pure dei punti monitorati in tali superfici; a 4 e 6 km invece il monitoraggio diventa considerevole.

La figura 7 mostra la correlazione tra il numero di infezioni previste dal modello e il numero di focolai. Per Voghiera e Casola Canina l'indice di correlazione calcolato è superiore al 90 %, sia a 4 che a 6 km, mentre per Castelfranco scende intorno al 70 %, dovuto al calo di focolai tra il 1999 e il 2000, rispetto ad un ulteriore aumento di eventi infettivi previsto invece dal modello.

Nel complesso quindi, da questa prima indagine il modello previsionale Cougar sembra poter interpretare con sufficiente attendibilità l'andamento climatico, allo scopo di determinare cali o aumenti della pressione della malattia negli anni (solo il 7,6 % degli eventi infettivi non era correlato con il numero dei focolai).

Nel confronto tra le due distanze si può notare che passando da 6 a 4 km, pur calando il numero di focolai interessati, aumenta però la correlazione tra le due serie di dati. La distanza di 4 km sembra quindi poter essere considerata un valido compromesso tra l'attendibilità dei dati meteo, che sicuramente è maggiore più ci si avvicina alla stazione, e la minore presenza di focolai rilevati.

I risultati scaturiti da questa elaborazione, limitati ad un'area di 4 km di raggio intorno alle stazioni meteorologiche, sono in accordo con il sistema geografico informativo regionale GIAS, i cui dati meteorologici vengono interpolati su una griglia di 5 km di lato.

### Danni da grandine

I risultati mostrano come in una zona non ancora contaminata (1996) il numero di focolai cresce vistosamente l'anno successivo a quello in cui si è verificato l'evento grandinigeno (fig. 8). Ciò si verifica sino a quando la malattia non è uniformemente diffusa sul territorio (1999-2000).

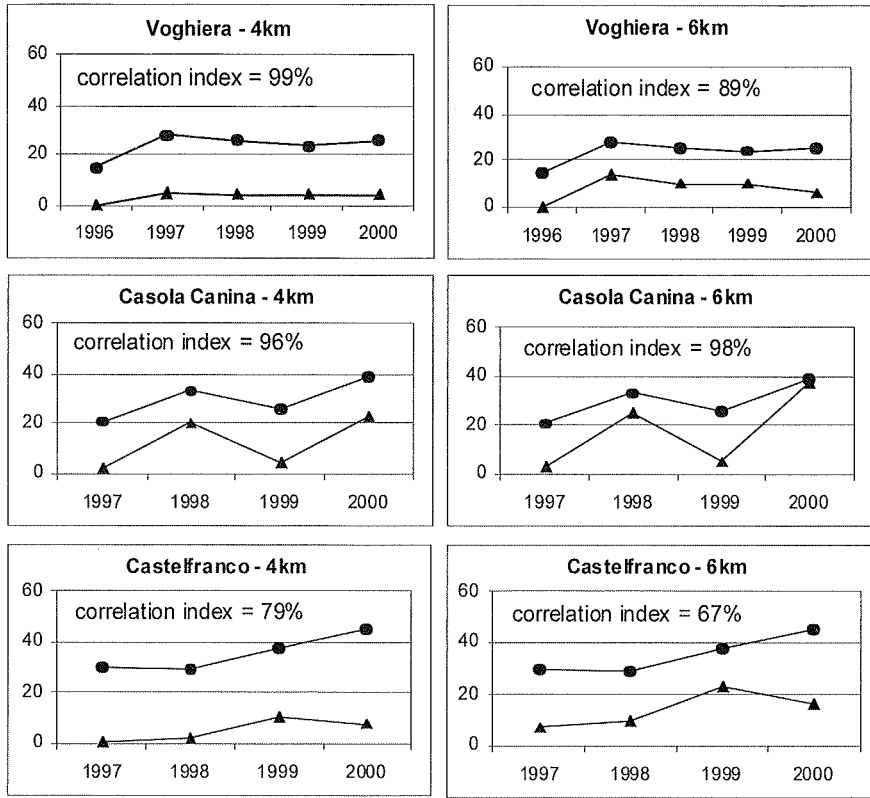


Figura 7.

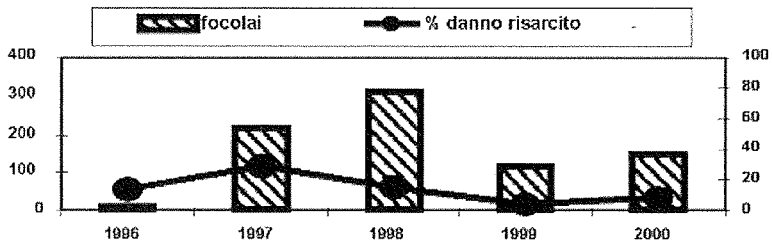


Figura 8. Relazione tra grandine e colpo di fuoco

## Conclusioni

La georeferenziazione del dato territoriale può consentire una lettura integrata dei fenomeni che avvengono a scala regionale, attraverso elaborazioni mirate a rilevare eventuali correlazioni tra elementi ed informazioni a disposizione. Alcune di queste correlazioni sono state trattate nel presente lavoro. I risultati ottenuti dalle elaborazioni di alcuni dati territoriali, relativi in particolare ad aree dell'Emilia-Romagna interessate dal Colpo di fuoco batterico, hanno messo in evidenza le potenzialità dei sistemi informativi geografici e delle modellistiche di analisi territoriale informatizzata a supporto delle fasi di definizione degli indirizzi operativi rivolti al controllo della patologia. In particolare, l'approfondimento della relazione rilevata tra principali vie di comunicazione e focolai, tra condizioni meteorologiche e focolai, tra eventi grandine e focolai potrà fornire elementi utili alla pianificazione spazio-temporale dei controlli fitosanitari nelle aree a produzione vivaistica, in modo da consentire un utilizzo più razionale delle risorse a disposizione e fornire in ultima analisi maggiori garanzie sulla sanità del materiale di propagazione. Per quanto riguarda il mondo della produzione frutticola in generale, la relazione rilevata tra tipologie di suolo interessate dalle coltivazioni e focolai ha evidenziato non solo l'importanza della vocazionalità colturale di un territorio al fine di produrre in condizioni di sanità, ma ha anche dimostrato l'efficacia nel contenimento della malattia, anche in territori non vocati, di idonei interventi di profilassi e terapia. I dati raccolti tramite Gis saranno utilizzati per la definizione dei futuri programmi di monitoraggio e controllo della malattia in Regione Emilia-Romagna, mentre l'applicazione di tali strumenti di analisi delle informazioni geografiche ad aree sempre più ampie potrà costituire un valido supporto non solo alla gestione del colpo di fuoco batterico, ma anche di altre problematiche che mostrano una dimensione territoriale.

## Bibliografia

- BATTILANI P., MAZZOLI G. L. AND MAZZUCCHI U. 1999. A geophytopatological study of fire blight in a pear growing-area of the Po valley (northern Italy). *Proc. of the 8th Int. Workshop on Fire Blight. Acta Horticulturae* 489: 93-97.
- BENEDETTINI G., MANDINI M., GHERARDI L. AND ALDERIGHI S. 2000. FitoGIS Modern integrated technologies (GIS and GPS systems) used for phytosanitary territorial monitoring. *Proc. of the 7th ICCTA, Computer Technology in agricultural management and risk prevention*, 266-271.
- CALZOLARI A. ET AL. 1984. Surveys for the presence of fire blight in some Italian fruit growing areas. *Proc. of the Third Int. Workshop on Fire Blight. Acta Horticulturae* 151: 329-334.
- CALZOLARI A., FINELLI F. AND MAZZOLI G. L. 1999. A severe unforeseen outbreak of fire blight in the Emilia-

- Romagna Region. *Proc. of the 8th Int. Workshop on Fire Blight. Acta Horticulturae* 489: 171-176.
- MAZZUCCHI, U. 1994. Fire blight monitoring network in northern Italy: origin and development. *EPPO Bulletin* 24: 783-791.
- MERRIT R. N., ORUM T. V., JAIME-GARCIA R. AND NADEEM A. 1999. Application of Geographic Information System and Geostatistics in Plant Disease Epidemiology and Management. *Plant Disease* 83 (4): 308-319.
- REGIONE EMILIA-ROMAGNA, SERVIZIO CARTOGRAFICO-UFFICIO PEDOLOGICO 1994. I suoli dell'Emilia-Romagna. Note illustrative.
- SEEM, C. 1993. Geographic information system for localised pest prediction. *EPPO Bulletin* 23: 639-646.
-



*VALUTAZIONE SPAZIALE DEI PEDOCARATTERI  
TRAMITE ANALISI DELLE COMPONENTI PRINCIPALI.  
INDAGINE PRELIMINARE SU UN AREALE  
DELL'OLTREPO MANTOVANO*

A. Buondonno <sup>1</sup>, P. Bidello <sup>2</sup>, S. Brenna <sup>3</sup>, E. Coppola <sup>1</sup>,

D. Di Serafino <sup>4</sup>, C. Glorioso <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli  
Via Vivaldi 43, 81100 Caserta

<sup>2</sup> Università degli Studi di Napoli "Parthenope"  
Via Acton, 38, 80133 Napoli

<sup>3</sup> Ente Regionale di Sviluppo Agricolo della Lombardia – ERSAL  
Palazzo Canova MI2 20090 Segrate MI

<sup>4</sup> Dipartimento di Matematica, Seconda Università degli Studi di Napoli  
Via Vivaldi 43, 81100 Caserta

### Abstract

A research was started aiming at developing an integrated model for the interpretation of soil taxonomic, chemical and estimative properties and for the representation of their spatial variability. A case study was carried out on about 10000 hectares of the Oltrepo Mantovano area. Both quantitative and qualitative soil characteristics (continuous variables and taxonomic/estimative attributes) were processed by a multivariate analysis, which allowed us to extract  $f$  significant factors explaining the observed variance. To represent the soil spatial variability on a digital GIS-based cartography, we developed the *Factor Land Relevance function*. Such a function identifies a "pedo-character", summarizing different variables with different weights, which provide a suitable tool to synthesize and simplify the complex spatial variability of the investigated area. The *dominant pedo-character* was interpreted as the soil Exchange Activity, mainly expressed by fine-textured soils with thick Ap horizon, in particular by Vertisols and III Class Capability soils.

**Key-words:** Multivariate analysis, soil principal components, spatial variability, pedocharacters, GIS, Lombardia.

### Riassunto

E' stato avviato uno studio finalizzato all'elaborazione di un modello integrato di interpretazione dei caratteri tassonomici, chimici e valutativi dei suoli e di rappresenta-



zione della loro variabilità spaziale. Il caso studio ha riguardato un'areale dell'Oltrepò Mantovano per un'estensione complessiva di ca. 10000 ha. L'insieme delle caratteristiche quantitative e qualitative dei suoli (variabili continue e attributi tassonomici/valutativi) è stato elaborato secondo la tecnica dell'analisi multivariata, che ha consentito di estrarre  $f$  fattori significativi esplicativi della varianza associata alle variabili considerate. Ai fini della rappresentazione cartografica digitalizzata GIS, è stata elaborata la funzione *Rilevanza Territoriale del Fattore*, che individua di fatto un "pedocarattere" espresso da più variabili con peso diverso, e fornisce una idonea sintesi descrittiva ed interpretativa della variabilità spaziale complessa associata al territorio analizzato. Nel caso-studio in oggetto, il *pedocarattere dominante* è risultato essere l'Attività del Complesso di Scambio, fortemente espressa nei suoli con orizzonte di superficie potente, a tessitura fine, ed in particolare nei Vertisuoli e nei suoli di III Classe di Capacità d'Uso.

---

**Parole chiave:** Analisi multivariata, componenti principali del suolo, variabilità spaziale, pedocaratteri, GIS, Lombardia.

### **Introduzione**

L'Analisi delle Componenti Principali (ACP) è una tecnica multivariata che consente di trasformare l'insieme delle variabili di una tabella multidimensionale in un insieme di altre variabili, tra di esse ortogonali, combinazioni lineari delle prime (Brambilla, 1968; D'Angelo, 1995; Morrison, 1978; Wackernagel, 1998). Tali variabili vengono denominate componenti principali in quanto la procedura di calcolo determina il loro ordinamento sulla base del contributo decrescente che ognuna di esse comporta alla spiegazione della varianza complessiva delle variabili originarie: il contributo della prima componente sarà, pertanto, il massimo, e decrescerà nelle successive il cui calcolo verrà proseguito sino a quando il contributo delle ulteriori componenti sarà ritenuto insignificante ai fini dell'indagine.

L'estrazione delle componenti si svolge mediante un procedimento di calcolo che assicura sia il rispetto della condizione di ortogonalità che la misura decrescente nell'assorbimento della varianza complessiva. In tal modo si conseguono economie descrittive in quanto l'indagine si restringe dalle  $n$  variabili originarie alle  $p$  (con  $p < n$ ) componenti principali, valutate significative. L'ACP, come altre procedure di fattorializzazione, può inquadrarsi nel contesto delle teorie delle strutture latenti in quanto può attivare tutte le potenzialità informative che la massa dei dati originari possiede implicitamente (Brambilla, 1968).

Nel caso in cui il fenomeno oggetto di studio sia un sistema pedologico, l'impiego di tale strumento di indagine può risultare particolarmente utile, considerato che il suolo è un sistema altamente complesso, dinamico, tetradimensionale, caratterizzato da proprietà molto diversificate fra di loro e fortemente eterogenee per tipo, unità di misura e dimensione.

Il "fattore latente" può quindi rappresentare una causalità comune a più manifestazioni fenomeniche, espresse sia sul piano quantitativo da variabili continue (proprietà fisico-meccaniche, chimiche, biochimico-fisiche, *et cetera*) che sul piano qualitativo da variabili discrete di tipo tassonomico-attributivo (classificazione pedologica, di Capacità d'Uso, di Fertilità, *et cetera*).

Diventa quindi particolarmente interessante valutare l'opportunità di utilizzare l'ACP sia per ridurre sensibilmente il numero delle variabili da considerare nello studio della complessità pedologica, sia per individuare ed esplicitare contributi di conoscenza che le informazioni raccolte posseggono implicitamente ma che soltanto una penetrazione all'interno della complessità della struttura di essi riesce a fare emergere. In tal senso, è compito dell'osservatore-analista innanzitutto identificare e valutare le relazioni che legano le diverse variabili descrittive (qualitative e quantitative) dell'oggetto di studio, e quindi discriminare sia il preciso significato di ciascun fattore, sia le motivazioni e le modalità che lo legano al fenomeno considerato ed agli altri fattori che contribuiscono, con esso, ad assorbire la varianza osservata.

Nonostante l'ACP sia da tempo utilizzata in differenti settori tecnico-scientifici e socio-economici (D'Angelo, 1975; Wackernagel, 1998), sono recenti ed ancora sporadiche le sue applicazioni allo studio dei suoli (Kalahne *et al.*, 2000; Leclerc *et al.*, 2001; Schipper and Sparling, 2000; Theocharopoulos *et al.* 1997; Wander e Bollero, 1999).

Finalità principale di questo lavoro è stata l'elaborazione di un modello integrato di interpretazione e descrizione del territorio. In particolare, si è inteso individuare una funzione di sintesi che fosse espressione significativa delle caratteristiche dei pedosistemi considerati nello specifico areale. Tale funzione, da noi definita "*pedocarattere*", è stata sviluppata sulla base di un procedimento di Analisi delle Componenti Principali applicata alle caratteristiche degli orizzonti di superficie dei suoli di un areale dell'Oltrepo Mantovano.

## **Materiali e metodi**

Il materiale bibliografico/cartografico fondamentale ed il database pedologico di partenza sono stati messi a disposizione del gruppo di ricerca dall'Ente Regionale Sviluppo Agricolo della Lombardia (ERSAL, 1991), a seguito di una Convenzione stipulata con il Dipartimento di Scienze Ambientali della Seconda Università di Napoli. La classificazione dei suoli è stata riveduta alla luce dell'ultimo aggiornamento della Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

Le carte su supporto cartaceo sono state trasferite in formato digitale, georeferenziate e rasterizzate utilizzando il software GIS ILWIS 2.2 (1998).

L'estrazione delle Componenti Principali e la determinazione dei fattori della soluzione ortogonale della matrice dei dati sperimentali sono state realizzate tramite il software StatView (1997).

## **Risultati e discussione**

### Areale di studio

L'areale di studio ricade nel comprensorio occidentale della provincia di Mantova, delimitata a ovest dal Secchia, e comprendente i territori comunali di Quingentole, Quistello, Schivenoglia, S. Giovanni del Dosso e S. Giacomo delle Segnate, per un'estensione complessiva di ca. 10.000 ha. I pedotipi prevalenti sono Vertisuoli, Inceptisuoli ed Entisuoli, afferenti a quattro differenti classi di Capacità d'Uso (I, II, III e V).

Il territorio si trova compreso fra un'altitudine massima di 28 m s.l.m. (coronamento dell'argine del fiume Secchia all'estremità sud-occidentale dell'area) e una minima di 5 m s.l.m. (a Sud-Est di Malcantone di Sermide). L'area si caratterizza, rispetto all'intera provincia, per la diffusione di colture orticole (pomodoro, cocomero) e frutticole; sono anche diffuse la pioppicoltura e la viticoltura (gran parte dell'area ricade nella zona di produzione del lambrusco mantovano D.O.C.).

La zootecnia è rappresentata soprattutto da allevamenti di bovine da latte per la produzione di Parmigiano Reggiano; la lavorazione del latte avviene in caseifici cooperativi, la cui attività comprende anche l'allevamento di suini; sono presenti inoltre allevamenti di bovini da carne.

Ai fini dello studio in oggetto sono state prese in considerazione le caratteristiche degli orizzonti Ap di 20 differenti profili (Tabella 1).

Tabella 1. Principali caratteristiche degli orizzonti Ap (20 profili)

	media	min	Max	Std dev	CV%
Sabbia g/100g	30,4	8,5	80,9	19,9	65,5
Limo g/100g	41,3	13,9	57,0	11,6	28,1
Argilla g/100g	28,3	5,2	60,0	10,8	38,3
C organico g/100g	1,2	0,4	1,6	0,2	19,7
CSC cmol[+]/kg	15,7	7,4	25,9	4,1	26,1
PH	8,0	7,4	8,5	0,2	2,7
Na - sc cmol[+]/kg	0,1	0,1	0,3	0,1	82,8
K - sc cmol[+]/kg	0,7	0,0	1,1	0,2	27,6
Ca - sc cmol[+]/kg	14,2	7,1	22,0	3,8	27,1
Mg - sc cmol[+]/kg	1,8	0,5	3,1	0,6	31,5
CaCO <sub>3</sub> g/100g	11,2	5,0	20,0	3,5	30,9

#### Elaborazione delle Carte digitalizzate ed Analisi delle Componenti Principali

Come primo passo, si è provveduto a restituire, tramite il software GIS ILWIS 2.2, la Carta dei Suoli convenzionale come Carta di Poligoni, in cui ciascuna poligonale chiusa rappresenta una determinata "Partizione Territoriale" (PT) relativa ad una specifica Unità Cartografica (UC) definita a livello di Grande Gruppo. Tale Carta è servita come carta base per la creazione delle Carte GIS dei Suoli e della Capacità d'Uso. Dal momento che, per ciascuna Carta, una stessa UC è risultata di norma allocata in differenti porzioni del territorio, il numero complessivo di partizioni territoriali è conseguentemente maggiore del numero complessivo delle UC; in particolare, la Carta dei Suoli è formata da 9 UC distribuite in 118 PT, mentre nella Carta della Capacità d'Uso le UC sono 13.

Si è quindi proceduto a scomporre le proprietà del territorio in caratteristiche semplici, quantitative o qualitative/attributive, identificabili univocamente da un singolo parametro, e quindi ad ordinarle in una matrice T di soggetti/predicati, di dimensione P x C, le cui righe identificano P partizioni territoriali e le cui colonne identificano C caratteristiche dei suoli (Tabella 2).

Il generico elemento della matrice,  $t_{p,c}$ , indica quindi il valore del soggetto/predicato corrispondente alla caratteristica c nella partizione p.

Tabella 2. Matrice T (valori delle caratteristiche dei suoli nelle partizioni)

		Caratteristiche dei suoli				
Partizioni territoriali (PT = UC)		Sabbia	Limo	Argilla	...	Capacità d'Uso V Classe
	PT 1	t 1, 1	t 1, 2	t 1, 3	...	t 1, 20
PT 2	t 2, 1	t 2, 2	t 2, 3	...	t 2, 20	
PT 3	t 3, 1	t 3, 2	t 3, 3	...	t 3, 20	
...	...	...	...	...	...	
PT P	t 118, 1	t 118, 2	t 118, 3	...	t 118, 20	

In questo caso  $P = 118$ ,  $C = 20$ . Questa matrice è quindi formata da 2360 elementi, di cui 118 partizioni territoriali (incluse anche le aree di "non-suolo") e 20 caratteristiche o "connotazioni territoriali", termine con cui indichiamo la variabile continua o la proprietà tassonomica attribuita a ciascuna partizione territoriale PT. Nello specifico, le connotazioni territoriali considerate sono state: Sabbia, Limo, Argilla, C organico, CSC, pH, basi di scambio,  $\text{CaCO}_3$ , profondità dell'orizzonte Ap, classificazione tassonomica a livello di Grande Gruppo (Xerofluvents, Haploxerepts, Haploxererts, associazioni Xerofluvents/Xeropsamments) e Capacità d'Uso a livello di Classi (I, II, III, V).

La matrice è stata quindi restituita in  $M$  differenti mappe digitali monotematiche rasterizzate, con  $M = C = 20$ , ognuna descrittiva di una specifica connotazione territoriale per ciascuna delle partizioni considerate. Tutte le mappe sono costituite dalla stesso numero  $D$  di celle elementari, da noi definite come *unità digitali di mappa* (*digital map unit, dmU*).

In termini territoriali, una *dmU* rappresenta la più piccola porzione di territorio che conserva le proprietà della PT cui appartiene. Pertanto, l'elemento generico della mappa,  $x_{c,d}$ , rappresenta il valore della  $c$ -ma caratteristica nella  $d$ -ma *dmU* (con  $d = 1, 2, \dots, D$ ). È evidente che, per ciascuna mappa  $c$ ,  $x_{c,d}$  assume lo stesso valore in tutte le *dmU* appartenenti alla medesima PT.

L'insieme delle informazioni contenute nelle diverse mappe è stata quindi assemblata con la routine ILWIS [maplist], che riconosce ciascuna partizione territoriale come comune a tutte le mappe in elenco, allocandola sempre nelle medesime *dmU*. In altri termini, la routine [maplist] crea un *multilayer* in cui ciascuna PT è identificata, univocamente in tutte le Carte, dallo stesso numero ed allocazione di pixel.

I dati sono stati quindi elaborati secondo le opportune routine di riduzione, normalizzazione e trasformazione, e si è quindi proceduto all'estrazione di  $F$  fattori significativi esplicativi della varianza totale associata

alle variabili considerate, dove  $F < C$ . A ciascun fattore è stato assegnato un "grado" crescente al decrescere della aliquota di varianza assorbita dal fattore stesso. Così, il "fattore di I grado" sarà quello che spiega la maggior parte della varianza osservata.

Si è ottenuta quindi una nuova matrice  $\Phi$  di dimensioni  $C \times F$ , le cui righe identificano le connotazioni territoriali  $c$ , e le cui colonne identificano i fattori significativi  $f$  estratti.

L'elemento generico della matrice  $\Phi$  è  $\varphi_{c, f}$  con  $c = 1, 2, \dots, C$  e  $f = 1, 2, \dots, F$ . Tale matrice, quindi, letta per righe, identifica i valori degli *scores*  $\varphi$  associati ad una singola caratteristica in ciascuno dei fattori significativi estratti, mentre, letta per colonne, quantifica i contributi di tutte le caratteristiche alla costituzione del fattore  $f$ .

Tabella 3. Matrice  $\Phi$  (valori dei coefficienti (*scores*)  $\varphi$  associati a ciascuna connotazione  $c$  nei diversi fattori  $f$ )

		Fattori				
		I grado	II grado	III grado	...	F° grado
Caratteristiche (coefficienti $\varphi$ )	Sabbia	$\varphi_{1,1}$	$\varphi_{1,2}$	$\varphi_{1,3}$	...	$\varphi_{1,F}$
	Limo	$\varphi_{2,1}$	$\varphi_{2,2}$	$\varphi_{2,3}$	...	$\varphi_{2,F}$
	Argilla	$\varphi_{3,1}$	$\varphi_{3,2}$	$\varphi_{3,3}$	...	$\varphi_{3,F}$
	...	...	...	...	...	...
	Capacità	$\varphi_{20,1}$	$\varphi_{20,2}$	$\varphi_{20,3}$	...	$\varphi_{20,F}$
	V Classe					

### Analisi dei Pedocaratteri

Come ultimo passaggio, si è inteso sviluppare un procedimento che consentisse di ottenere un'ideale rappresentazione cartografica della distribuzione spaziale dei fattori estratti. E' stata quindi elaborata, per ogni fattore  $f$ , la funzione da noi definita "Rilevanza Territoriale del Fattore", ( $RF_f$ ), calcolata attribuendo a ciascuna unità digitale di mappa ( $dmu$ ), il valore

$$RF_f(dmu) = t_{p,1} \cdot \varphi_{1,f} + t_{p,2} \cdot \varphi_{2,f} + \dots + t_{p,C} \cdot \varphi_{C,f}$$

dove i  $\varphi_{c,f}$  ( $c = 1, 2, \dots, C$ ) sono gli "scores" associati alle connotazioni  $c$  nel fattore  $f$ , e i  $t_{p,c}$  ( $p = 1, 2, \dots, P$ ) sono i valori delle connotazioni nella partizione territoriale  $p$  che include la  $dmu$  considerata. Considerando che  $RF_f(dmu)$  assume lo stesso valore per ogni  $dmu$  appartenente alla medesima partizione territoriale, la stessa funzione in realtà definisce la Rilevanza Territoriale del fattore per ciascuna PT. In altri termini, tale funzione indivi-

dua di fatto un "pedocarattere" espresso da più variabili con peso diverso, e fornisce quindi una sintesi descrittiva ed interpretativa della variabilità spaziale complessa associata al territorio analizzato.

In prima approssimazione, sono state prese in considerazione le fondamentali caratteristiche fisico-meccaniche, chimiche e chimico-fisiche dei suoli definite da variabili continue: contenuti di sabbia, limo, argilla, C, pH e CSC. L'ACP ha ricondotto le sei variabili a tre fattori, di cui il primo fattore, definito gerarchicamente come "I grado", assorbe il 62,4% della varianza totale (Tabella 4).

Tabella 4. ACP - Estrazione dei fattori (soluzioni ortogonali)

Approssimazione Fattore	I		II		III		IV	
	I grado	II grado	I grado	II grado	I grado	II grado	I grado	II grado
connotazioni								
Sabbia	-0,961	-0,144	-0,909	-0,241	-0,210	-0,430	-0,784	-0,373
Limo	0,679	0,296	0,618	0,330	-0,299	0,232	0,341	0,561
Argilla	0,935	-0,042	0,907	0,086	0,624	0,485	0,963	0,085
C organico	0,706	-0,611	0,785	-0,585	0,153	0,839	0,647	0,083
CSC	0,955	-0,108	0,954	-0,004	0,537	0,605	0,961	0,101
pH	0,272	0,863	0,262	0,833	0,069	-0,064	0,281	0,108
Na-sc	-	-	0,582	0,036	-0,457	0,557	0,249	0,496
K-sc	-	-	0,785	-0,585	0,153	0,839	0,647	0,083
Ca-sc	-	-	0,992	-0,025	0,359	0,677	0,913	0,194
Mg-sc	-	-	0,855	0,404	0,472	0,367	0,870	0,166
CaCO <sub>3</sub>	-	-	-0,555	0,251	-0,152	-0,804	-0,553	0,192
Profondità	-	-	0,639	-0,001	0,059	0,353	0,500	0,253
orizzonte Ap								
Xerofluvents	-	-	-	-	-0,286	-0,272	-0,209	0,095
Haploxerepts	-	-	-	-	-0,234	0,078	-0,101	0,148
Haploxererts	-	-	-	-	0,924	0,198	0,724	-0,357
Xerofluvents	-	-	-	-	-0,102	0,181	-0,298	-0,050
/Xeropsamments								
Capability I	-	-	-	-	-	-	-0,399	-0,680
Capability II	-	-	-	-	-	-	-0,119	0,890
Capability III	-	-	-	-	-	-	0,655	-0,374
Capability V	-	-	-	-	-	-	-0,298	-0,050
autovalore	3,742	1,239	7,012	1,78	7,423	2,578	7,939	3,207
varianza (%)	62,4	20,7	58,4	14,8	46,4	16,1	39,7	16,0

Tale fattore è stato interpretato come pedocarattere primario che esprime l'Attività del Complesso di Scambio in considerazione dell'elevato e significativo contributo positivo fornito da C organico, CSC e argilla (Tabella 4), mentre il secondo fattore (II grado) è evidentemente associato all'alcalinità fisiologica dei suoli a tessitura medio fine. E' stata quindi sviluppata la fun-

zione di sintesi della Rilevanza Territoriale del pedocarattere individuato, la cui variabilità spaziale è riportata nella figura 1. In seconda approssimazione, sono state introdotte nel calcolo della ACP le variabili che determinano le caratteristiche qualitative del complesso di scambio, ovvero i contenuti di Na, K, Ca e Mg scambiabili, nonché il contenuto di carbonati totali e lo spessore dell'orizzonte Ap, per un totale di 12 variabili. Sono stati quindi estratti i fattori di seconda approssimazione, che evidenziano come l'attività del complesso di scambio, dominato da Ca e Mg, sia maggiormente espressa nei suoli profondi. Nelle approssimazioni finali (III e IV) sono state inserite nell'analisi le variabili di tipo tassonomico-valutativo riferite alla classificazione pedologica ed alla Capacità d'Uso, per un totale di 20 variabili (Tabella 4).

I fattori estratti evidenziano ancora una volta come il pedocarattere dominante nell'area di studio sia l'Attività del Complesso di Scambio, fortemente espressa nei suoli con orizzonte di superficie potente, a tessitura fine, ed in particolare nei Vertisuoli e nei suoli di III Classe di Capacità d'Uso. La figura 2 riporta la Carta della Rilevanza Territoriale del pedocarattere di I grado nella quarta approssimazione, che definisce con maggiore dettaglio la variabilità spaziale dell'Attività del complesso di scambio in funzione anche delle caratteristiche tassonomiche e di Capacità d'Uso dei suoli considerati.

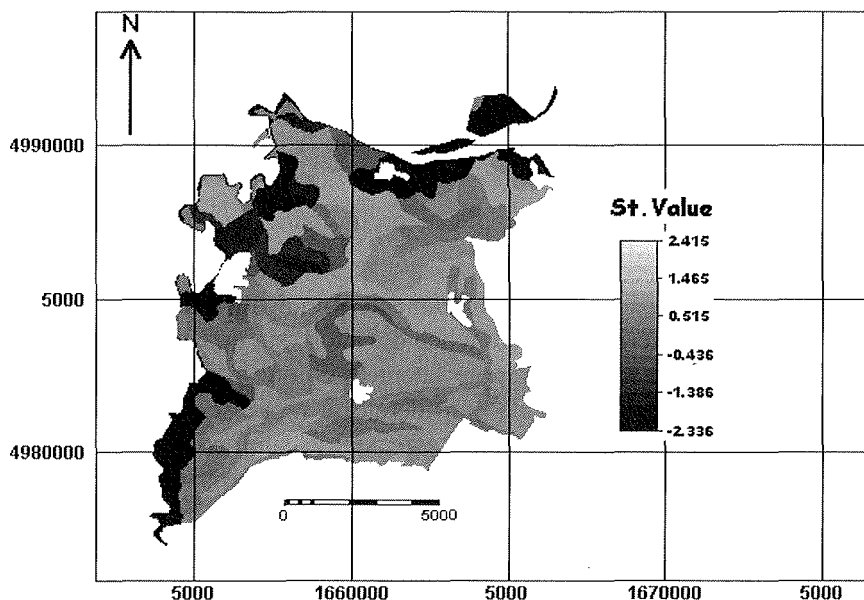


Figura 1. Oltrepo Mantovano (areale Quingentole, Quistello, Schivenoglia, S. Giovanni del Dosso, S. Giacomo delle Segnate). Carta della distribuzione spaziale della Rilevanza Territoriale del pedocarattere di I grado nella prima approssimazione (valori standardizzati) (scala in metri)



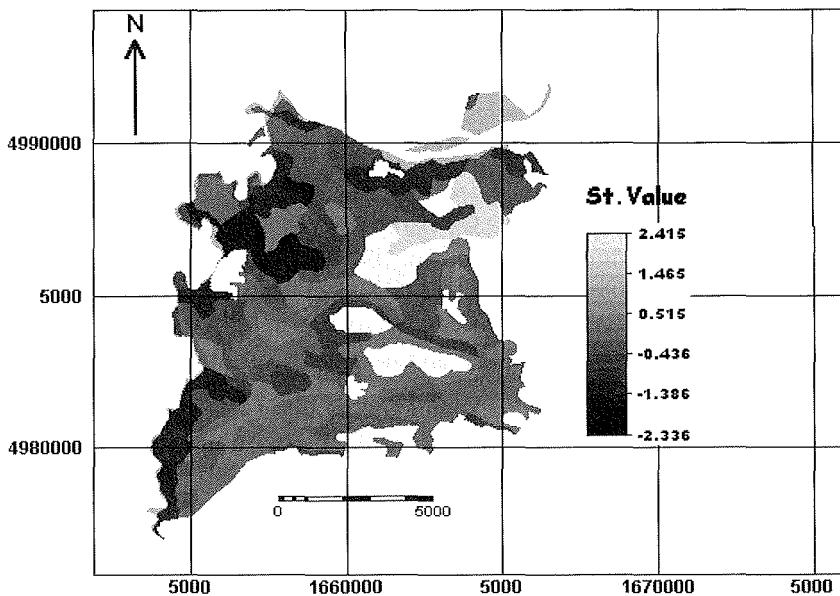


Figura 2. Oltrepo Mantovano (areale Quingentole, Quistello, Schivenoglia, S. Giovanni del Dosso, S. Giacomo delle Segnate). Carta della distribuzione spaziale della Rilevanza Territoriale del pedoclimatore di I grado nell'approssimazione finale (valori standardizzati). (scala in metri)

## Conclusioni

L'indagine condotta, pur se preliminare, ha consentito di ottenere due principali ordini di risultati:

- l'estrazione delle componenti principali, basata sull'analisi multivariata di caratteristiche eterogenee dei suoli, sia quantitative che qualitative, ha evidenziato che il "fattore latente", da noi interpretato come pedoclimatore dominante nell'areale considerato, è rappresentato dall'Attività del Complesso di Scambio, fortemente espressa nei suoli con orizzonte di superficie potente, a tessitura fine, ed in particolare nei Vertisuoli e nei suoli di III Classe di Capacità d'Uso;

- la funzione "Rilevanza Territoriale", sviluppata tramite GIS, descrittiva della distribuzione spaziale del pedoclimatore, ha permesso di sintetizzare e dimensionare la variabilità complessiva dei suoli analizzati in un'unica variabile continua, inglobante tutte le venti connotazioni territoriali considerate, ciascuna con il proprio peso relativo; ne è derivata pertanto la possibilità di descrivere ed interpretare la variabilità spaziale del pedoclimatore.

tere con una semplice restituzione informativa, facilitando la lettura globale del territorio senza ricorrere ad un elevato numero di supporti cartografici.

L'introduzione del concetto di pedocarattere e l'elaborazione della funzione "Rilevanza Territoriale" forniscono pertanto solide basi per lo sviluppo di una procedura di valutazione integrata del territorio che individui le componenti principali della variabilità spaziale senza tuttavia ridurre la molteplicità, il dettaglio e la leggibilità delle informazioni. Sviluppi futuri della ricerca saranno finalizzati all'analisi comparata di pedosistemi fortemente eterogenei per tipologia tassonomica, clima, uso e fertilità potenziale.

### **Bibliografia**

- BRAMBILLA F. -1968. Trattato di Statistica. UTET, Torino.
- D'ANGELO G. -1995. Elementi di Analisi Statistica Spaziale. Monduzzi Editore, Bologna.
- ENTE REGIONALE DI SVILUPPO AGRICOLO DELLA LOMBARDIA – ERSAL. -1991. I Suoli dell'Oltrepò Mantovano – Destra Secchia. ERSAL, Milano.
- ILWIS 2.2. -1998. ITC ILWIS Development, PCI Geomatics, Richmond Hill, Canada.
- KALAHNE R., AMIN M., SOBOTTKA J., SAUERBREY R. -2000. Methods of multivariate data analysis applied to the investigation of fen soils. *Anal. Chim. Acta*, 420: 205-216.
- LECLERC M.L., NOLIN M.C., CLUIS D., SIMARD R.R. -2001. Grouping soils of the Montreal Lowlands (Quebec) according to fertility and P sorption and desorption characteristics. *Can. J. Soil Sci.*, 81: 71-83.
- MORRISON D.F. -1978. Multivariate Statistical Methods. 2nd ed., McGraw-Hill International, Auckland.
- SCHIPPER L.A., SPARLING G.P. - 2000. Performance of soil condition indicators across taxonomic groups and land uses. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 300-311.
- SOIL SURVEY STAFF – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. -1999. 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, New York.
- STATVIEW FOR WINDOWS, version 4.75 – 1997. Abacus Concepts, Inc., Berkeley, California.
- THEOCHAROPOULOS S.P., PETRAKIS P.V., TRIKATSOULA A. – 1997. Multivariate analysis of soil grid data as a soil classification and mapping tool: the case study of a homogeneous plain in Vagia, Viotia, Greece. *GEODERMA* 77: 63-79.
- WACKERNAGEL H. -1998. Multivariate geostatistics: an introduction with applications. 2nd ed., Springer-Verlag, Berlin.
- WANDER M.M., BOLLERO G.A. – 1999. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 961-971.



# *DEFINIZIONE ED UTILIZZO DI MODELLISTICA DEI PROCESSI EROSIIVI IN AMBIENTE COLLINARE E MONTANO DELLA REGIONE EMILIA ROMAGNA*

C. Calzolari, D. Torri, L. Borselli, F. Ungaro, D. Bartolini, S. De Alba

CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Sezione di Firenze  
Piazzale delle Cascine, 15 - 50144 Firenze

## **Abstract**

Guidelines for evaluating the impact of different management practices of hilly and mountainous lands on soil erosion processes are often based on simulation models. The use of models, operating at different space and time resolutions, is an useful tool in explaining how human impact interferes with the landscape through scenario analysis. The quantification of the risk therefore does not interest in itself as final result and precise estimate, but as an instrument for clarifying problems, evidencing dynamics in action and pointing out the instruments for comparison and practical dialogue, in order to stimulate the sustainable management practices. In the frame of a three years research funded by Emilia Romagna Region, the present study reports some preliminary results of modelling soil erosion processes acting at different scales in representative sites of Apennine.

**Keyw ords:** soil erosion processes; soil erosion modelling; scenario analysis

## **Riassunto**

L'individuazione di linee guida per la valutazione degli impatti che le diverse pratiche di gestione del territorio collinare e montano hanno sui processi erosivi si avvale oggi sempre più spesso di modelli di simulazione. L'utilizzo di modelli, che operano a scale temporali e spaziali differenti, si rivela utile per spiegare come i vari interventi umani interferiscano nelle situazioni ricorrenti tramite l'analisi di diversi scenari. La quantificazione del rischio, quindi, non interessa in quanto risultato finale e stima precisa, ma come strumento per chiarire problematiche, evidenziare dinamiche in atto e mettere a punto strumenti di confronto e dialogo che possano portare all'incentivazione di pratiche agricole sostenibili nei vari contesti rappresentativi.

Nell'ambito di un progetto triennale finanziato dalla regione Emilia Romagna, il presente lavoro riporta alcuni risultati preliminari dell'utilizzo di modelli di stima dei processi erosivi potenziali ed in atto a diversa scala in ambienti rappresentativi dell'Appennino emiliano romagnolo.

**Parole chiave:** processi di erosione del suolo; modelli di erosione del suolo; analisi di scenario

## **Introduzione**

Gli Enti regionali preposti alla raccolta e alla gestione delle informazioni sui suoli si trovano sempre più spesso di fronte alla necessità di fornire risposte a domande da parte di chi, tecnici o operatori, gestisce il territorio. In Emilia Romagna esiste una ormai lunga tradizione di interazione fra servizio del suolo e enti operativi (Consorzi irrigui, Consorzi di bonifica, Servizi tecnici, ecc.) che ha consentito e consente un reciproco scambio e crescita culturale, con esperienze diffuse soprattutto nelle aree di pianura. Negli ultimi tempi l'interesse delle Regione si è allargato anche alle aree collinari e montane ed è sorta l'esigenza di mettere a punto strumenti di dialogo con tecnici (es. Autorità di Bacino) ed agricoltori per individuare pratiche sostenibili di gestione dei problemi tipici di queste zone e segnatamente l'erosione del suolo in senso lato.

L'erosione del suolo si esplica, a grandi linee, come erosione idrica di superficie e movimenti di massa superficiali. Dal momento che i due processi, legati il primo all'acqua che scorre in superficie, il secondo a quella che infiltra, sono talvolta in antitesi, questi debbono essere trattati contemporaneamente, ossia entrambi i processi devono essere esaminati e confrontati con i possibili interventi.

A questi processi, già di per sé altamente correlati all'uso che viene fatto del territorio, si aggiunge un altro processo, definito come "*erosione meccanica*", dovuto alle normali pratiche di lavorazione dei terreni (Govers et al., 1999) e alle sempre più diffuse pratiche di livellamento delle superfici ad opera di macchinari per il movimento terra (Bazzoffi et al., 1989; Borselli et al., 2002a), che non solo nasconde, e supera largamente, gli effetti dei primi due, ma talvolta crea le condizioni perché erosione superficiale e piccoli movimenti di massa si inneschino (Torri et al., 2002).

Il ricorso a modelli di simulazione in questa prospettiva può essere utile per spiegare come i vari interventi umani interferiscano nelle situazioni ricorrenti tramite l'analisi di diversi scenari. La quantificazione del rischio quindi non interessa in sé come risultato finale e stima precisa ma come strumento per chiarire le problematiche, evidenziare le dinamiche in atto e mettere a punto strumenti di confronto e di dialogo che possano portare alla incentivazione di pratiche agricole sostenibili nei vari contesti rappresentativi.

Il principale scopo di questo progetto è quindi quello di fornire un primo strumento relativamente integrato capace di esaminare contemporaneamente erosione idrica e movimenti di massa all'interno di una analisi

di scenario capace di trattare correttamente anche gli effetti dell'erosione meccanica. Questo articolo si propone di illustrare la filosofia generale adottata e l'attuale stato di avanzamento del lavoro.

### **Materiali e metodi**

Lo studio è stato effettuato nel bacino del torrente Samoggia, affluente di sinistra del fiume Reno, in alcuni bacini e versanti, rappresentativi di diverse situazioni di degrado in atto.

I dati sulle coperture del suolo derivano dalla carta dell'Uso del Suolo della Regione Emilia Romagna fornita in formato digitale, mentre i calendari fenologici delle colture, necessari per i modelli, sono stati forniti dalla Regione Emilia Romagna (Laruccia, com. pers.)

I dati pedologici sono estratti dall'archivio dei suoli della Regione Emilia Romagna. Le pedofunzioni utilizzate per la stima delle proprietà richieste dai modelli di simulazione, sono in parte derivate da letteratura ed in parte messe a punto dal CNR-ISE.

In particolare:

- l'erodibilità del suolo ( $K$ ) è stata stimata, oltre che con il nomogramma di Wischmeier *et al.* (1971), a partire dalla pedofunzione di Torri *et al.* (1997) e dalla pedofunzione riportata in Renard *et al.* (1997);

- la conducibilità idraulica satura e gli altri parametri fisico idrologici sono stati stimati a partire dalle pedofunzioni sviluppate dall'Istituto (CNR-IGES, 2001);

- la *net capillary drive* è stata stimata con la pedofunzione di Brakensiek (1977).

I dati meteorologici sono stati forniti dal Servizio Meteorologico Regionale (ARPA-SMR). Questi sono stati elaborati per la stima del fattore erosività delle piogge (Wischmeier e Smith, 1965, 1978; Renard *et al.* 1997). Le elaborazioni per il momento sono relative alle stazioni di Sasso Marconi, Monteombraro, Porretta, Settefonti, Loiano e Vicobarone (Calzolari *et al.*, 2002).

Le elaborazione per la stima dell'erosione idrica superficiale media annua su lunghi periodi è stata effettuata con la USLE (Wischmeier e Smith, 1965, 1978) e con la RUSLE (Renard *et al.* 1997), mentre per la stima dell'erosione per evento e su bacino è stato utilizzato il modello LISEM (Jetten *et al.*, 2002).

Per lo studio dei processi di erosione meccanica si sta facendo ricorso a nuove tecniche di studio e rilevamento in campagna (Borselli *et al.*, 2002a; Borselli *et al.*, 2002b). In questo studio sono in corso di utilizzo e modifica due modelli di simulazione: SORET (de Alba, 2001) e SETi (Torri e Borselli, 2002).

## Risultati e discussione

### 1. I modelli di erosione idrica superficiale

#### a) USLE

La Universal Soil Loss Equation (USLE, Wischmeier e Smith, 1978) è una relazione empirica che definisce e quantifica l'erosione del suolo come un processo risultante da un insieme di sei fattori principali: l'energia e l'intensità delle precipitazioni (fattore R), l'erosibilità del suolo (fattore K), la lunghezza e la pendenza del versante (fattore LS), la copertura vegetale (fattore C) e le pratiche di conservazione (fattore P). L'equazione è stata messa a punto per prevedere le perdite di suolo a seguito di erosione diffusa (*sheet erosion*) ed incanalata (*rill erosion*); il valore stimato dall'equazione è da intendersi come una media annua sul lungo periodo, la cui validità dipende fortemente dalle modalità di calcolo o di stima dei diversi fattori. Il valore stimato è comunque sempre relativo a specifiche combinazioni di topografia del versante, uso del suolo e pratiche di gestione in un determinato contesto climatico ed ambientale. La USLE non può essere quindi utilizzata per predire la perdita di suolo in seguito a singoli eventi o per particolari anni o periodi dell'anno (Wischmeier, 1976).

Una volta definiti i diversi fattori dell'equazione di Wischmeier sulla base delle informazioni disponibili, la USLE è stata applicata utilizzando sia i valori medi di ciascun fattore sia quelli variabili stagionalmente (su base bisettimanale). Nella tabella 1 sono riassunti i valori attribuibili ai diversi fattori che entrano nella USLE in funzione dei dati e delle informazioni disponibili.

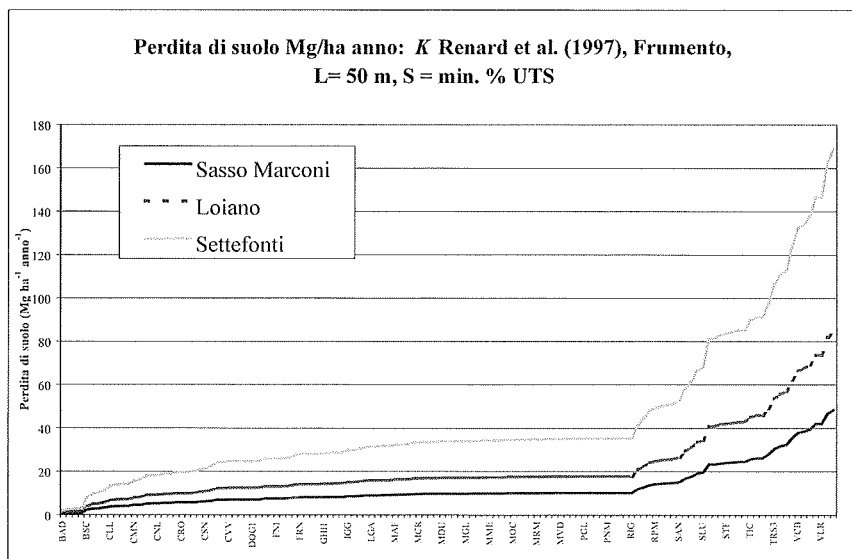
Tabella 1. Possibili scenari per la definizione dei diversi fattori della USLE

Table 1. Alternative scenarios for USLE factors definition

Fattore R	Fattore K	Fattore C	Fattore L	Fattore S
Alto: Settefonti (2822 MJ mm ha <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	Wischmeier et al (1971)	Frumento (0,16)	L1: 50 m	S1: min pend. % UTS
Medio: Loiano (1412 MJ mm ha <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	Renard <i>et al.</i> (1997)a	Medica (0,13)	L2: 100 m	S2 media: pend.% UTS
Basso: Sasso M. (809 MJ mm ha <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	Torri <i>et al.</i> (1997)	Bosco (0,0025*)	L3: 200 m	S3: max. pend.% UTS

\*Morgan *et al.*, 1982

Assumendo un solo valore di riferimento per K, combinando tra loro tre possibili valori di R, tre di C, tre di L e tre di S, si arriva ad una matrice di 81 possibili scenari. Nella figura 1, a titolo di esempio, è rappresentato per uno stesso scenario l'effetto del fattore erosività calcolata di tre stazioni meteorologiche.



**Figura 1.** Effetto di crescenti erosività sulle perdite di suolo calcolate con la USLE

**Figure 1.** Effects on soil losses of increasing rainfall erosivities, according to USLE

Lo scenario rappresentato è relativo a versanti di 50 m, coltivati a frumento con pendenze pari a quelle minime osservate per le diverse Unità Tipologiche di Suolo (UTS). Il valore del fattore K è stato calcolato applicando l'equazione di Renard *et al.* (1997), per la quale le richieste in input sono le minime e sono soddisfatte da tutte le osservazioni. Mantenendo costanti gli altri fattori, e considerando l'erosività inferiore, ossia quella di Sasso Marconi come valore di riferimento, si osserva che passando da Sasso Marconi a Loiano si ha un incremento del 75% in perdite di suolo ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ ), mentre passando da Sasso Marconi a Settefonti le perdite di suolo aumentano di circa il 250%.



## b) RUSLE

La RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation, Renard *et al.* 1997) è la versione aggiornata della USLE, della quale mantiene l'impostazione generale ed i limiti applicativi, ma dalla quale si differenzia per i seguenti aspetti:

1. revisione e definizione di nuove procedure di calcolo dei fattori L ed S, risultanti dalla valutazione del data base originale;
2. utilizzo di un approccio per sotto-fattori nella definizione dei fattori C e P;
3. utilizzo di relazioni variabili nel tempo per i fattori R, K e C;
4. uso di fattori che tengano in considerazione la suscettibilità alla formazione di rill.

In rete è distribuita la versione per MS-Windows, con la quale sono state effettuate le elaborazioni.

I dati relativi al clima, topografia, suoli e gestione agricola della collina e montagna Emiliano-Romagnola sono stati organizzati in un data base al quale il modello attinge per i calcoli. A titolo di esempio si riporta in figura 2 l'output relativo alla simulazione di un versante complesso su argille plioceniche del basso bacino del Samoggia (BO), coltivato a monosuccessione di frumento autunno-vernino, in assenza di misure di protezione (fossi trasversi, lavorazione per traverso, presenza di fasce tampone, ecc.).

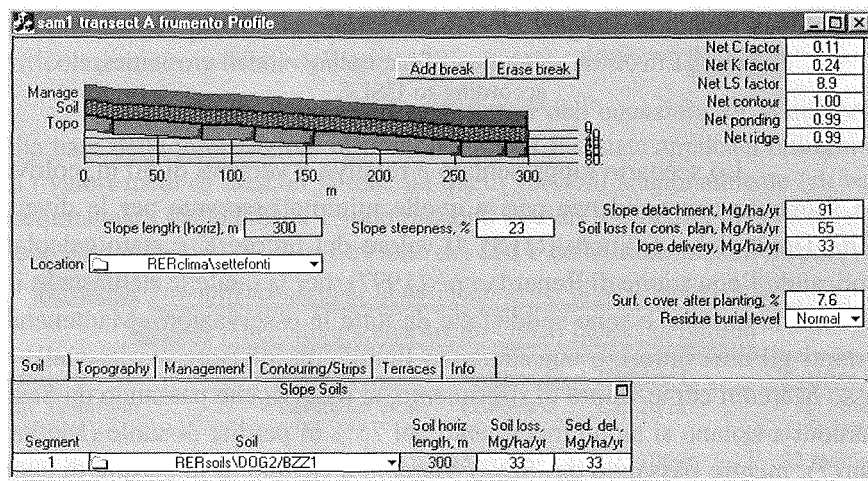


Figura 2. Esempio di output da RUSLE

Figure 2. RUSLE output window

### c) LISEM (LImburg Soil Erosion Model)

LISEM (Jetten *et al.*, 2002) è un modello deterministico per evento, basato sulla discretizzazione di un bacino in un formato raster, con celle quadrate di dimensione variabile tra 2,5 e 20 m di lato. Contiene una serie di algoritmi che descrivono *rill*, *interrill* ed *ephemeral gully* (nella versione EUROWISE). L'infiltrazione all'interno del profilo è risolta con approcci alternativi: l'equazione di Richards, oppure un approccio alla Green-Ampt, o l'equazione di Morel-Seytoux e Verdin (in fase di implementazione).

Attualmente è in corso un adeguamento del codice per inserire un algoritmo per la descrizione del flusso nei macropori (Jetten, com. pers.). Inoltre, LISEM tiene conto di alcuni fattori importanti per dirigere i flussi dell'acqua di scorrimento superficiale, come la direzione di lavorazione (solchi), e la presenza di confini di proprietà.

Ha routine interne per il calcolo di alcuni degli input richiesti. Può adattarsi con una certa facilità a situazioni non previste (per esempio, si possono schematizzare fasce tampone di diversa dimensione e costituzione oppure colture a strisce). Si può quindi utilizzare con facilità per analizzare ipotesi alternative (analisi di scenario) anche su situazioni non parametrizzate. Poiché LISEM lavora su singoli eventi, può essere utilizzato per esaminare effetti di eventi piovosi specifici, con periodo di ritorno prefissato.

Il modello è stato applicato ad un bacino di circa 30 ha, su argille plioceniche nel basso bacino del Samoggia, per il 70% coltivato a frumento autunno-vernino e per il restante 30% a vigneto. La dimensione dei pixel è di 10 metri. In figura 3 è riportata la carta dell'erosione relativa ad un evento di 122 mm, del 2 settembre 1994. Data la stagione ed il tipo di uso presente sul bacino la superficie del suolo si trova in gran parte scoperta da vegetazione e caratterizzata da una rugosità superficiale scarsa, dato che il terreno è già rullato dopo la semina autunnale. In tabella sono riportati i risultati relativi alla simulazione.

Tabella 2

Table 2

LISEM (evento del 2.9.1994)	
Catchment area (ha)	33.41
Total rainfall (mm)	122.0
Total discharge (mm)	21.30
Total interception (mm)	0.17
Total infiltration (mm)	100.52
Average surface storage (mm)	0.00
Mass balance error (water)(%)	0.00007
Total discharge (m <sup>3</sup> )	7119.49
Peak discharge (l/s)	2134.49
Peak time (min)	1499.70
Discharge/Rainfall (%)	17.47
Splash detachment (ton)	44.89
Flow detachment (land) (ton)	1634.63
Deposition (land) (ton)	-215.29
Total soil loss (ton)	1464.23
Average soil loss (ton/ha)	43.83

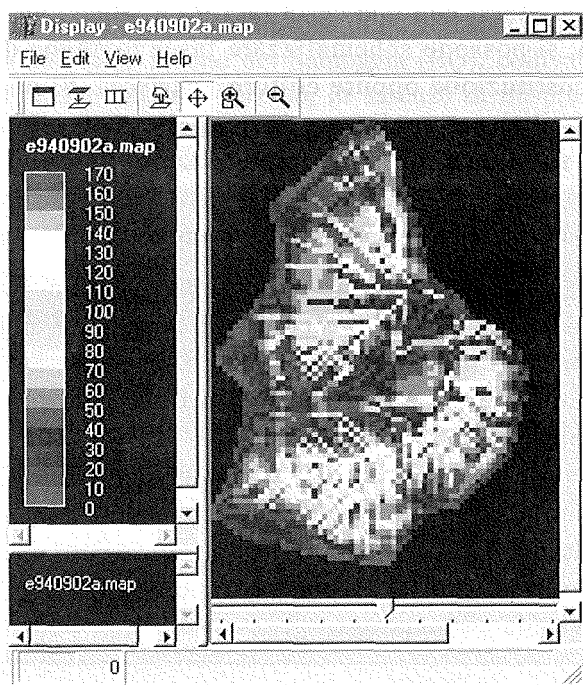


Figura 3. Esempio di output di LISEM

Figure 3. LISEM output window

## 2. Movimenti di massa superficiale

Come si è già detto il territorio nazionale è particolarmente soggetto a movimenti di massa. Questi diventano il principale processo erosivo in ambienti collinari e montani dove dominano suoli a matrice argillosa. E' noto dai risultati di numerosi studi che i movimenti di massa, particolarmente quelli che interessano il solo suolo o parte di esso, sono collegati all'uso del suolo (Busoni *et al.*, 1995; Carrara *et al.*, 1991). In particolare, misure atte a ridurre l'acqua di ruscellamento superficiale, che si basano sull'incremento della capacità di infiltrazione, possono favorire la formazione di falde superficiali e quindi i movimenti di massa. Pertanto è necessario valutare le possibili opzioni di gestione e/o di pratiche di prevenzione dell'erosione anche in base ai movimenti franosi superficiali

Torri *et al.* (2002) hanno applicato il modello SSAP (Borselli, 2002) in concomitanza con livellamenti del suolo. Nonostante la facilità di impiego di tale modello, poiché esso simula profili di versante, cioè lavora a 2 dimensioni, si è ritenuto più efficace rivolgersi a modelli tridimensionali distribuiti (raster) che si raccordano meglio con modelli quali il LISSEM e si prestano ad analisi di scenario più realistiche. All'interno di questa tipologia di modelli si possono individuare nel SINMAP (Pack *et al.*, 1998.) e nello SHALSTAB (Montgomery e Dietrich, 1994) i due più interessanti. Da un recente studio effettuato presso il CNR-IRPI di Perugia (Guzzetti, com. pers.), il primo modello risulta più corretto per simulare movimenti di massa superficiali. Pertanto questo verrà prossimamente utilizzato nell'ambito di questo progetto.

## 3. Erosione da lavorazione e livellamenti del suolo

I modelli fin qui esaminati, modelli di erosione idrica del suolo e di stabilità dei pendii, possono fornire indicazioni utili per l'analisi di scenario. Questi però non esauriscono il problema in quanto occorre valutare anche gli effetti a breve e lungo termine sia di usi del suolo che si protraggono nel tempo, che delle azioni intraprese all'atto del cambio d'uso. Generalmente in modelli quale l'equazione di Wischmeier e Smith (1978) il cambio d'uso del suolo comporta solo un cambiamento dei parametri della vegetazione o poco di più (fattore C e/o P). In altri termini, vengono cambiati i parametri colturali senza però alcuna modifica delle caratteristiche del suolo e della topografia. Questo è corretto solo se al momento del cambio d'uso non viene effettuato alcun intervento di modifica della morfologia del

campo (quindi nessun livellamento). Altrimenti fattori quali quelli legati alla morfologia del campo e quelli legati alle caratteristiche dei suoli devono essere modificati.

Analogo discorso deve essere fatto quando si intende esaminare gli effetti a lungo termine dell'erosione su arativi che tali rimangono per molto tempo. In generale nessun modello modifica i dati di riferimento (DTM, caratteristiche dei suoli) in funzione dei risultati dell'erosione che il modello stesso simula (per es., l'erosione idrica). Sicuramente nessun modello considera che 50 anni di lavorazioni portano a modificazioni della topografia del campo (smussatura delle convessità e concavità) con spostamento di suolo e modificazione delle caratteristiche dell'orizzonte superficiale. Data la frequenza con cui i cambi d'uso vengono accompagnati da un rimodellamento del campo e data la profondità media di aratura, generalmente piuttosto elevata e quindi particolarmente efficace nello spostare il suolo, sia i livellamenti che arature ripetute per molti anni vanno esaminati nelle loro dinamiche e correttamente valutati in qualsiasi analisi di scenario relativa alla gestione del territorio. Le lavorazioni agricole classiche sono responsabili della traslocazione di grandi quantità di suolo entro i confini dei campi e della rapida modifica della morfologia dei campi e delle pendenze locali. La morfologia locale (pendenza e curvatura) e le caratteristiche di lavorazione (tipo di strumento, direzione rispetto alla massima pendenza, velocità e profondità di lavorazione) sono i fattori principali che controllano la continua redistribuzione di suolo lungo la pendenza. L'erosione effettiva è dominante nelle zone convesse (alti topografici locali), la deposizione domina nelle concavità, mentre nei pendii rettilinei il suolo è essenzialmente trasportato (il bilancio tra distaccato e depositato è in pareggio). I bordi dei campi invece sono sempre solo o zone di erosione o zone di accumulo, perché il suolo spostato dal margine verso l'interno del campo non viene sostituito (erosione) mentre quello spostato verso il margine deve essere depositato prima di oltrepassare il confine (accumulo) (figura 4).

Le conseguenze finali di questi processi sono l'assottigliamento degli orizzonti superficiali del suolo, dove prevale erosione, ed il seppellimento di questi, dove prevale la deposizione. Questo generalmente comporta una perdita di fertilità per affioramento degli orizzonti di profondità, con la conseguente maggiore necessità di intervenire con concimi e quindi con rischio di contaminazione di acquiferi e di acque superficiali, ed un peggioramento delle caratteristiche idrologiche (riduzione di infiltrazione, aumento dei deflussi e incremento dell'erosione superficiale).

In Toscana questi processi sono particolarmente intensi a causa della estensione degli arativi in ambiente collinare e a causa delle tecniche di lavorazione più diffuse come la lavorazione profonda (fino a 40-50 cm nella Toscana centrale, e dove prevalgono suoli argillosi) ogni 2 – 3 anni (Borselli *et al.*, 2002b). Da una serie di controlli e rilievi di campagna si è potuto constatare che lo stesso vale per l'area campione dell'alta valle del Samoggia. Ove è possibile osservare il suolo in condizioni di abbandono, la superficie risulta spesso accidentata. E' vero che i terreni abbandonati spesso rappresentano situazioni più povere, e sono quindi un campione con 'bias', ma è anche vero che la grande maggioranza delle aree coltivate sono caratterizzate da superfici molto smussate, indicative di intensa erosione meccanica.

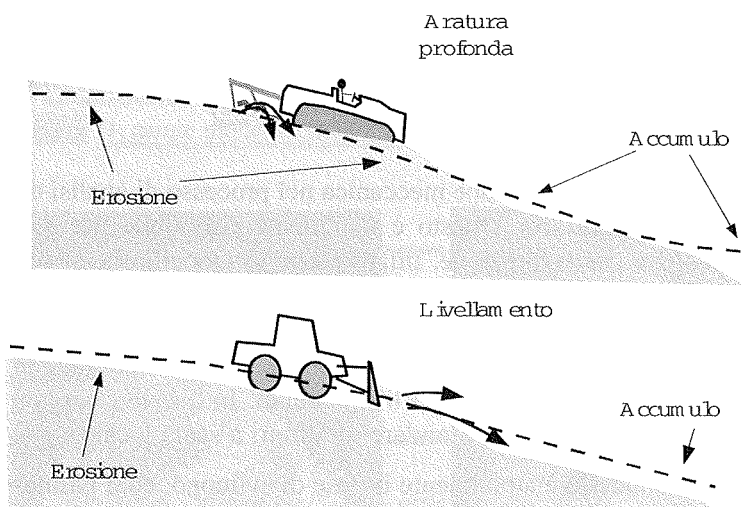
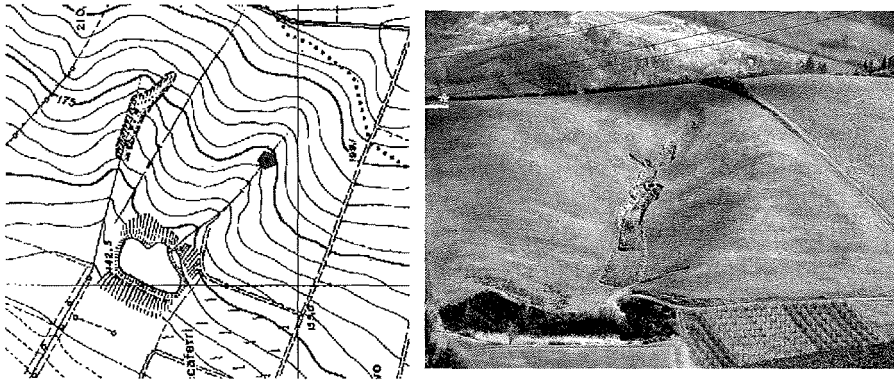


Figura 4. Erosione meccanica: aratura profonda e livellamenti

Figure 4. Mechanical erosion: deep ploughing and surface levelling

In figura 5 è riportato un esempio di pessima applicazione delle tecniche di livellamento in un arativo in corrispondenza di un impluvio interessato da un piccolo corso d'acqua effimero. Appena si sono verificate le condizioni giuste si è avuto un notevole movimento di massa in corrispondenza della posizione dell'ex-corso d'acqua. Questo esempio, mentre illustra il livello di cambiamento del paesaggio indotto dalle attuali modalità di conduzione, dimostra che occorre necessariamente includere gli effetti della erosione meccanica nelle analisi di scenario.



**Figura 5.** Il corso d'acqua riportato nella carta è stato prima eliminato a seguito di opere di livellamento, per poi riapparire come movimento di massa (foto ripresa dal versante di fronte)

**Figure 5.** The small stream marked on topographic map, previously eliminated with levelling, reappeared in a second moment as mass movement (picture taken from facing slope)

Includere l'erosione meccanica nel processo di analisi di scenario significa modellarla. Questo è facilmente risolvibile per quanto riguarda l'erosione per lavorazione. Infatti esistono modelli che affrontano il problema a diversi livelli. Ai fini di questo progetto si è selezionato il modello SORET (De Alba, 2001; Borselli *et al.* 2002a) che simula le lavorazioni in tre dimensioni, con una rappresentazione raster del paesaggio. La situazione è diversa per gli effetti del livellamento. In questo caso non esiste alcun modello che permetta di simulare gli effetti a scala locale.

Il modello è attualmente in fase di sviluppo, ed è basato sui seguenti punti (figura 6):

- 1) Modello digitale del terreno (DTM) (celle regolari da 10 a 5 m)
- 2) Analisi locale dei parametri geomorfometrici (pendenze, curvature, ecc.) entro un singolo campo o "patch"
- 3) Algoritmo per la modifica del DTM secondo le limitazioni di rimozione, smussatura e accumulo entro uno stesso campo operate durante la rusatura o livellamento (non una semplice smussatura matematica del DTM).

In figura 7 è riportato un primo esempio di applicazione del modello di livellamento. Tale modello non è ancora soddisfacente e sono in corso ulteriori modifiche negli algoritmi di base.

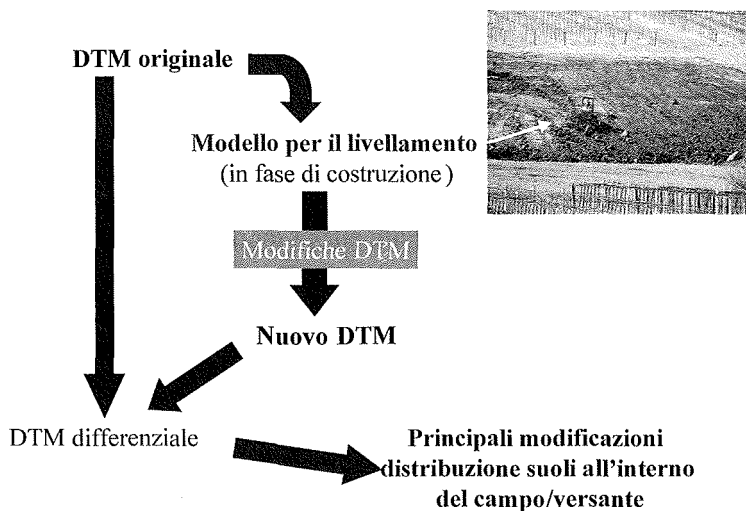


Figura 6. Modello dinamico di simulazione degli effetti del livellamento a scala locale

Figure 6. Dynamic model simulating land levelling effects on a local scale

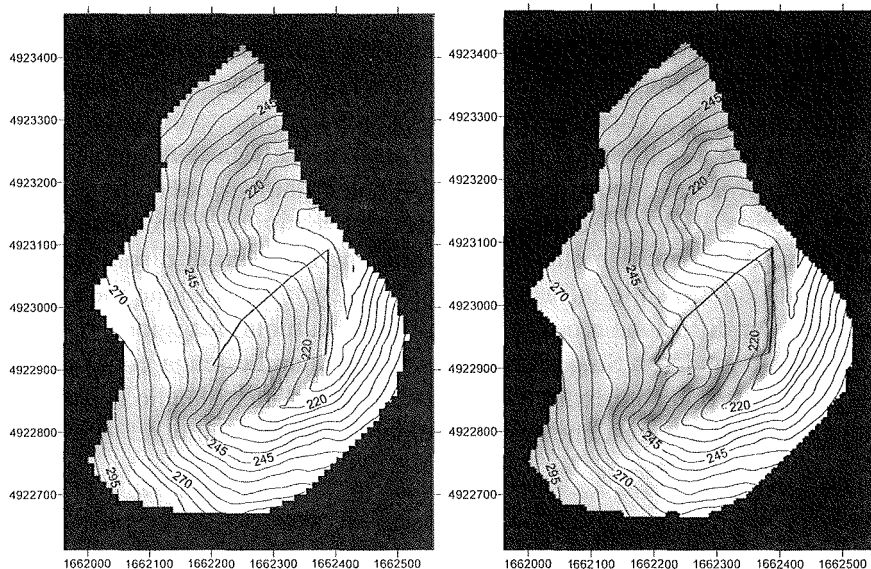


Figura 7. Nel DTM a sinistra è stato scontornato un campo sul quale viene effettuato un livellamento con scavo massimo di 3 m il cui effetto è mostrato nell'immagine di destra

Figure 7. On the DTM image on the right is showed the effect of the deep levelling (3 m maximum depth) of the field evidenced on the left image



## **Conclusioni**

Mentre i modelli quali l'USLE e la RUSLE si prestano ad essere utilizzati per una caratterizzazione generale di situazioni tipo, per analisi di scenario sembra essere più interessante l'uso di modelli quali il LISEM. Questo si basa sulla relativa maggior generalità dei parametri di input richiesti che permette di testare soluzioni anche innovative e quindi non parametrizzate all'interno del modello stesso (ad esempio una rotazione non standard). Quasi paradossalmente, la notevole quantità di situazioni parametrizzate (ma anche 'cristallizzate') su cui i modelli suddetti sono stati costruiti, toglie all'USLE e alla RUSLE l'agilità necessaria per adattarsi a situazioni non ancora codificate.

Relativamente ai modelli per i movimenti di massa non è ancora possibile dare alcuna indicazione in quanto si è appena iniziato lo studio.

Per rendere più realistiche le analisi di scenario si è proceduto ad includere un modello di redistribuzione del suolo per effetto delle lavorazioni (SORET) e si è iniziato il lavoro di controllo e generalizzazione dello stesso. Più indietro è l'attività relativa alla modellizzazione dei movimenti di terra per introdurre nuovi usi del suolo. Attualmente sono stati identificati i punti caratterizzanti le modificazioni della topografia e si sta costruendo un modello di simulazione. Quest'ultima parte è la più originale nell'ambito del progetto in quanto è la prima volta che si cerca di riempire un tassello finora lasciato vuoto nell'analisi di scenario. Infatti, l'effetto sull'ambiente regionale dei processi di erosione meccanica non è stato ancora colto nella sua interesse e importanza. Mentre alcuni processi erosivi riscuotono una notevole attenzione (perché molto più visibili come elementi di disordine e come impatto diretto sulle infrastrutture) quelli legati all'erosione meccanica, che sono, per diffusione e frequenza, di rilevanza molto maggiore, risultano invece meno evidenti. Solo un approccio integrato che tenga conto di tutti questi processi può contribuire sia al dibattito scientifico sia allo sviluppo di strategie idonee alla gestione sostenibile dell'ambiente collinare.

## **Ringraziamenti**

La ricerca è finanziata della Regione Emilia Romagna nell'ambito della convenzione di ricerca: "Definizione ed utilizzo di strumenti di analisi, elaborazione e previsione di fenomeni erosivi in ambienti collinari e montani e della dotazione di materia organica in ambienti di pianura dell'Emilia Romagna". Un ringraziamento particolare alla dr.ssa

Marina Guermandi, responsabile dell'Ufficio Pedologico, e al Dr. Nicola Laruccia, per i dati forniti e per le proficue discussioni.

### **Bibliografia**

- BAZZOFFI P., CHISCI G., MISSERE D., (1989). Influenza delle opere di livellamento e scasso sull'erosione del suolo nella collina cesenate. *Rivista di Agronomia*, XXIII, 3: 213-221.
- BORSELLI L. (2002). SSAP 2.8.2 – "Slope Stability Analysis Program". *Manuale di riferimento del codice SSAP Versione 2.8.2*. CNR-ISE, FIRENZE. <http://ssap.firenze.net>.
- BORSELLI L., PELLEGRINI S., TORRI D., BAZZOFFI P. 2002a. Tillage Erosion and Land Levelling: Evidence in Tuscany (Italy). Proceedings Of The 3th Internation Congress Of The European Society For Soil Conservation, 28 March 2000, Valencia Spain. "Man and Soil at Third Millenium". J. L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins, V. Andreu. Eds. Geofoma Editiones-(E).Vol. II:1341-1350.
- BORSELLI L., PELLEGRINI S., TORRI D., DE ALBA S. 2002b. New methodologies for field measurements of tillage erosion (in stampa).
- BRAKENSIEK D.L., 1977. Estimating the effective capillary pressure in the Green and Ampt infiltration equation. *Water Resour. Res.*, 13 (3), 680-682.
- BUSONI E., SALVADOR SANCHIS M.P., CALZOLARI C., ROMAGNOLI A., 1995 - Mass movements and erosion hazard patterns by multivariate analysis of landscape integrated data: the Val d'Orcia case. - *Catena*, 25 (1995), 169-185.
- CALZOLARI C., BARTOLINI D., BORSELLI L., SALVADOR SANCHIS P., TORRI D., UNGARO F., 2002. "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". Convenzione: "Definizione ed utilizzo di strumenti di analisi, elaborazione e previsione di fenomeni erosivi in ambienti collinari e montani e della dotazione di materia organica in ambienti di pianura dell'Emilia Romagna", Rapporti 3.1-3, gennaio 2002.
- CARRARA A., CARDINALI M., DETTI R., GUZZETTI F., PASQUI V., REICHENBACH P., 1991. GIS techniques and statistical models in evaluating landslide hazard. *Earth Surface Process. and Landforms*, v. 16, 427-445.
- CNR-IGES, 2001. Pedon-Soil Equations Interface (SEI): Pedotransfer Functions for estimating Hydraulic Soil Parameters. [http://www.area.fi.cnr.it/iges/pedone/Pedon\\_introd.htm](http://www.area.fi.cnr.it/iges/pedone/Pedon_introd.htm).
- DE ALBA S., 2001. Modelling the effects of complex topography and patterns of tillage on soil translocation by tillage with moldboard plough. *J. Water and Soil Conservation*, 56 (4): 335-345.
- GOVERS G., LOBB D.A., QUINE T. A., (1999). Tillage erosion and translocation: emergence of a new paradigm in soil erosion research. *Soil & Tillage Research*, 51: 167-174.
- JETTEN V., DE ROO A., WESSELING C., 2002. LISEM for Windows, ver. 2.1, <http://www.geog.uu.nl/lisem/>.
- MONTGOMERY, D.R., W.E. DIETRICH, 1994. A physically based model for the topographic control on shallow landsliding. *Water Resources Research* 30(4): 1153-1171.
- MORGAN R.P., MORGAN D.D., FINNEY H.J. 1982. Stability of agriculturaecosystems: documentation of a simple model for soil erosion assessment. International Institute for Applied Systems Analysis, Collaborative paper CP-82-50.
- PACK R.T., TARBOTON D.G., C.N. GOODWIN, 1998, Terrain stability mapping with SINMAP. Technical description and users guide for version 1.00. Terratech Consulting Ltd., Report No. 4114-0, Salmon Arm, B.C., Canada.

- RENARD K.G., FOSTER G.R., WEESIES G.A., MCCOOL D.K., YODER D.C. (Coordinators), 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Agriculture Handobook No 703*, USDA, Washington, 384 pp.
- TORRI D., BORSELLI L., CALZOLARI C., YANEZ M.S., SALVADOR SANCHIS M.P., 2002. Land Use, Soil Quality and Soil Functions: Effect of Erosion. Proceedings of the 3th International Congress of the European Society For Soil Conservation, 28 March 2000, Valencia Spain. "Man and Soil at Third Millenium". J. L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins, V. Andreu. Eds. Geoforma Ediciones (E). Vol. I:131-148.
- TORRI D., POESEN J., BORSELLI L., 1997. Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global data set. *Catena*, 31, 1-22.
- TORRI D., BORSELLI L. 2002. Clod movement and tillage tool characteristics for modeling tillage erosion. *Journal of Soil and Water Conservation. Vol 57(1): 24-28.*
- WISCHMEIER W.H., JOHNSON C. B., CROSS B.V., 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *J. Soil and Water Conserv.*, 26, 189-193.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D., 1965. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: guide for selection of practices for soil and water conservation. *Agriculture handbook No 282*, USDA, Washington.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D.- 1978. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. *Agriculture handbook No 537*, USDA, Washington.
- WISCHMEIER W.H., 1976. Use and misuse of the universal soil loss equation. *J. Soil Water Conserv.*, 31, 5-9.

# SUOLI E PAESAGGI DELLA SERIE GESSOSO-SOLFIFERA A NORD-EST DI SICULIANA (AG)

Vito Armando Laudicina <sup>1</sup>, Giuseppe Lo Papa <sup>1</sup>,

Riccardo Scalenghe <sup>1</sup>, Salvatore Monteleone <sup>2</sup>, Carmelo Dazzi <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia Università di Palermo

<sup>2</sup> Dipartimento di Geologia e Geodesia Università di Palermo

## Abstract

The authors refer to the relations soils and physical environment of the *Gessoso-Solfifera* Series aimed to put in evidence a) the soil characteristics of such series and b) the relations between soil and landscape. The study has been carried out in an representative area of Sicily, where it is possible to observe, as outcrop, the whole Messinian evaporitic succession. Two field surveys have been carried out: lithologic-geomorphologic and pedologic survey. As for geomorphologic study, a detailed (1:10.000) field survey has been performed to assess the remote sensing observations, while pedologic survey (1:10.000) has been carried out through several observations (soil profiles and auger holes). The sampled soil profiles have been gently crushed and sieved for laboratory analysis: pH, electrical conductivity, total CaCO<sub>3</sub>, gypsum, cation exchange capacity.

The main results indicate that great part of soils, although not developing on gypsum parent material, contain a large gypsum excess along the profile. This is because of surface water dynamic and geomorphology provoke gypsum dissolution from the outcrops and the following precipitation and accumulation in the landscape lowland. The Shannon index of richness, in the study area at this scale of observation, ranges between 0.06 and 1.23.

**Key words:** gypsisols, soil-landscape relationship, pedodiversity

## Riassunto

Gli autori riferiscono sulle relazioni che intercorrono tra i suoli e l'ambiente fisico della Serie Gessoso-Solfifera, al fine di mettere in evidenza a) le caratteristiche pedologiche dei suoli evolventi su tale serie e b) le relazioni tra il suolo e le forme del paesaggio. Lo studio è stato condotto in una area molto rappresentativa nella Sicilia centro-meridionale, dove è possibile rinvenire, in affioramento, l'intera successione evaporitica messiniana. Sono state eseguite due campagne di osservazioni: una geomorfologica ed una pedologica. Per lo studio geomorfologico è stato eseguito un dettagliato rilevamento di campagna coadiuvato

dalla visione stereoscopica di foto aeree, mentre per lo studio pedologico sono stati osservati numerosi spacchi naturali, effettuate numerose trivellate e aperti dei profili, alcuni dei quali sono stati campionati per le analisi di laboratorio: reazione, conducibilità elettrica, carbonati totali, gesso, capacità di scambio cationico e basi di scambio. Dai risultati è emerso che la gran parte dei suoli, pur non evolvendo su substrati gessosi, presenta un eccessivo contenuto di gesso lungo il profilo. Ciò è da imputare, principalmente, alla dinamica delle acque piovane e alla geomorfologia dell'area di studio, che, rispettivamente, favoriscono la solubilizzazione del gesso degli affioramenti e l'accumulo dei sali nei suoli posti a valle. Inoltre, è da sottolineare la presenza di una diffusa erosione idrica superficiale. Infine, utilizzando l'indice di diversità di Shannon è emerso come la pedodiversità oscilla da 0,06 a 1,23.

**Parole chiave:** gypsisuoli, relazione suolo-paesaggio, pedodiversità

### **Introduzione**

Uno dei più importanti modelli concettuali concernenti la variabilità dei suoli è basato sul sinergismo processi pedologici aspetti geomorfologici, con la risultante che suoli specifici sono associati a paesaggi specifici e che i pedon tipo sono ripetibili e prevedibili (Daniels e Hammer, 1992). I diversi lavori che hanno applicato questo modello per investigare le relazioni suolo-paesaggio, hanno evidenziato come la distribuzione di particolari attributi dei suoli (tessitura, reazione, sali solubili, ecc.) variano in funzione della geomorfologia e della dinamica dell'acqua (Birkeland, 1999; Young e Hammer, 2000; Dazzi e Monteleone, 2001). Nello studio del territorio, quindi, la conoscenza delle caratteristiche dei suoli e delle loro relazioni con le diverse forme di paesaggio acquistano una valenza particolare (Dazzi e Fierotti, 1994; Doran e Parkin, 1994). Queste relazioni sono le più varie ma, assumono particolare importanza quelle legate all'ambiente fisico, prime fra tutte le forme di paesaggio, il comportamento del suolo rispetto all'acqua, l'erosione, il rilievo, e così via (Fierotti, 1982). È cogliendo queste relazioni che lo studio pedologico, con la relativa cartografia, viene interpretato rendendosi così un mezzo insostituibile per tutti coloro che sono chiamati ad operare sul territorio sia per lo sviluppo socio-economico sia per la conservazione delle risorse naturali a rischio (Fierotti *et al.*, 1995).

In Sicilia la pedogenesi è profondamente influenzata dalle differenti formazione litologiche da cui i suoli hanno ereditato gran parte dei loro caratteri, ma anche dalle condizioni climatiche, dalle caratteristiche vegetazionali e dall'intensa azione antropica (Fierotti, 1997; Dazzi *et al.*, 2001b). Attualmente nell'isola, oltre il 10% della superficie totale, cioè più di 250.000 ettari, è interessata da suoli affetti da salinità (Dazzi e Fierotti, 1994;

Dazzi, 1999). Essa è legata sia alla natura delle formazioni geologiche sia all'utilizzazione di acque qualitativamente non idonee per l'irrigazione. In particolare, per quanto concerne il primo aspetto, molto diffusi sono i suoli affetti da salinità evolventi sui depositi della Serie Gessoso-Solfifera, estesamente presente nella parte centro-meridionale dell'isola (Fierotti *et al.*, 1988). Su di essa si sono sviluppati suoli che mostrano caratteri estremamente cangianti non solo al variare dei litotipi componenti la serie, ma anche, se presenti sullo stesso litotipo, in dipendenza della morfologia e dell'azione antropica (Dazzi, 1993; 2001a).

Scopo di questo lavoro è di valutare le relazioni che intercorrono tra i suoli e l'ambiente fisico della Serie Gessoso-Solfifera in un'area particolarmente rappresentativa nella Sicilia centro-meridionale, al fine di mettere in evidenza a) le caratteristiche pedologiche dei suoli evolventi su tale serie e b) le relazioni tra il suolo e le forme del paesaggio.

### L'area di studio

L'area di studio, estesa 1.280 ettari, ricade nei territori comunali di Siculiana (AG) ed Agrigento, tra i centri abitati di Siculiana e Giardina Gallotti, nella parte Sud-Ovest dell'Isola.

Dai dati desunti dalle stazioni più vicine all'area (Ribera e Agrigento), risulta che la precipitazione media annua dell'area è di 530 mm e la temperatura media annua di 18°C con un escursione media annua pari a 15°C. La temperatura media delle massime del mese più caldo e la temperatura media delle minime del mese più freddo risultano rispettivamente pari a 30°C e 8°C (Regione Siciliana, 2000). Secondo la classificazione climatica di Walter e Lieth (1960) il clima dell'area è "mediterraneo caldo e sub-umido".

Sulla base dei dati climatici disponibili il regime udometrico dei suoli, calcolato secondo Billaux (1978) per capacità di ritenzione idrica (ST) pari a 50 e 100 mm, risulta "xerico". I dati sulla temperatura dei suoli, oltre a confermare il regime xerico, consentono di definire "termico" il loro regime termometrico (USDA-NRCS, 1999).

L'uso prevalente del suolo è rappresentato dal seminativo con notevole presenza di grano e sulla. Le colture arboree investono una porzione non indifferente di territorio e tra esse prevalgono la vite, il mandorlo e l'olivo. Segue il pascolo che occupa le aree scoscese e quelle dove lo spessore del suolo è molto ridotto (Dazzi e Lo Papa, 2001).

## **Materiali e metodi**

Per soddisfare gli scopi del lavoro durante l'anno 2001, sono state eseguite due distinte campagne di osservazioni, una geomorfologica e una pedologica. In particolare, per quanto riguarda gli aspetti geomorfologici si è proceduto a definire le caratteristiche dell'area attraverso un dettagliato rilevamento di campagna a scala 1:10.000, volto ad evidenziare i rapporti intercorrenti tra i depositi terrigeni, miocenici e pliocenici, e quelli evaporitici del messiniano. Inoltre, attraverso la visione stereoscopica di foto aeree a scala adeguata, è stato possibile evidenziare i contatti stratigrafici e/o tettonici delle litologie presenti, nonché l'assetto del paesaggio.

Lo studio pedologico è stato condotto con una metodologia di rilevamento definita "libera" (Dent e Young, 1980) articolata nelle seguenti fasi:

1. delimitazione cartografica delle unità territoriali omogenee tramite fotointerpretazione e sopralluoghi;
2. osservazioni di campagna con l'ausilio di trivellate, spacchi naturali e apertura di profili;
3. individuazione delle unità pedologiche omogenee e loro cartografia;
4. classificazione dei suoli secondo la Soil Taxonomy (USDA-NRCS, 1999) e il WRB (FAO/ISRIC/ISSS, 1998).

I profili aperti sono stati descritti e campionati secondo la sequenza degli orizzonti genetici. Complessivamente sono stati campionati 17 profili e sono stati sottoposti ad analisi 61 campioni di suolo.

La reazione è stata misurata potenziometricamente, in H<sub>2</sub>O e in KCl, in rapporto 1:2,5 e la conducibilità elettrica sull'estratto suolo:acqua in rapporto 1:2 (MiPAF, 2000). I carbonati totali sono stati misurati volumetricamente (calcimetro Dietrich-Früling) dopo trattamento con HCl. Il gesso è stato determinato termogravimetricamente secondo Vieillefon (1979). La capacità di scambio cationica ed i cationi di scambio sono stati determinati con acetato di ammonio a pH 7 (USDA-NRCS, 1996).

Tramite l'ausilio di appositi indici è stata evidenziata anche la pedodiversità di questo ambiente (Ibáñez *et al.*, 1995).

Da un punto di vista metodologico, sebbene esistano in letteratura numerose proposte all'utilizzo di indici di diversità (basati per esempio sul numero di pedotaxa per ogni area di campionamento), di abbondanza proporzionale dei singoli pedotaxa o addirittura modelli di distribuzione dei

pedoambientanti, in questo lavoro si è preferito fare ricorso al modello proposto da Magurrau (1988), suddividendo l'area in osservazione in S pedotaxa (unità cartografiche) e su questi calcolando gli indici usati in ecologia derivanti dalla Teoria dell'Informazione. In particolare, è stato calcolato l'indice  $H'$  di Shannon (Shannon e Weaver, 1948) sia per i suoli sia per i litotipi. L'algoritmo di Shannon è basato sul rapporto tra l'area occupata da ciascun pedotaxa  $n_i$ , rispetto all'area totale,  $N$ , da cui si ottiene il peso  $i$ -esimo,  $p_i$ , con il quale si calcola:

$$1) H' = - \sum_{i=0}^{n=1} p_i \ln p_i$$

## **Risultati**

### **Gli aspetti geomorfologici**

L'area in esame evidenzia delle peculiarità legate alla presenza, in affioramento, dell'intera successione evaporitica messiniana (difficilmente riscontrabile in ambiti così ristretti) che mostra un comportamento litotecnico variegato tale da determinare un assetto geomorfologico articolato, esaltato talora dal prevalere dell'azione della dinamica esogena su quella endogena (Bambina e Monteleone, 2001). Di seguito verrà fatto cenno ai vari litotipi in ragione delle loro caratteristiche stratigrafiche e della loro genesi.

I depositi terrigeni del Tortoniano superiore - Messiniano inferiore, riferibili alla Formazione di Cozzo Terravecchia, sono costituiti da argille e argille marnose con intercalazioni sabbiose e/o pelitiche, affiorano essenzialmente nel settore centrale dell'area di studio per uno spessore totale stimabile intorno ai 300 metri .

I terreni della serie evaporitica sono, in ordine stratigrafico: a) marne silicee a diatomee ricche di fauna ittica, in strati centimetrici molto friabili e leggeri con spessore complessivo che non supera i 20 metri; b) calcare solfifero vacuolare, a luoghi mineralizzato, in strati decametrici e spessore che non supera i 40 metri; c) gessi selenitici in grossi banchi, separati da sottili partimenti marnosi e gessi con interstrati arenaci e gessareniti. Lo spessore complessivo dell'intera serie è di circa 110 metri, i terreni affiorano sia nel settore Sud-occidentale che in quello orientale.

I calcari marnosi a globigerine, "Trubi", del Pliocene inferiore, che hanno un rapporto discordante (trasgressivo) con i litotipi sottostanti, si rinvengono copiosamente nella porzione centro orientale dell'area, per uno spessore di circa 50 metri.



Le caratteristiche geomorfologiche del territorio esaminato sono state messe in evidenza attraverso lo studio dei comportamenti litotecnici dei diversi affioramenti, che hanno dato vita ad un paesaggio articolato, quale risultato della concomitante azione della dinamica endogena e di quella esogena. Sono stati quindi riscontrati i processi e le forme che hanno concorso a delineare l'attuale orografia. Infatti, nei litotipi a comportamento fragile e con stratificazione piano parallela, sono state evidenziate delle superfici strutturali e substrutturali; mentre nitide scarpate di faglia, che mettono a contatto differenti terreni, sono state localizzate nel settore Sud - Occidentale. I versanti che evolvono su substrati argillosi e/o argillo-marnosi, risultano modellati essenzialmente per movimenti in massa rappresentati sia da frane e zone franose che da soliflusso. Altri processi morfogenetici, da mettere in relazione con il ruolo svolto dalle acque correnti superficiali, sono sia di tipo areale (dilatamento diffuso) che lineare (erosione a rivoli e a solchi). I corsi d'acqua, presenti nella fascia centrale del territorio esaminato, sono interessati generalmente da erosione di fondo e in subordine da quella laterale.

#### Gli aspetti pedologici

In questo articolato panorama geomorfologico il rilevamento pedologico ha consentito di distinguere 17 unità cartografiche, mentre nelle tabb. 1, 2 e 3 si riportano, rispettivamente, i principali fattori pedogenetici e la classificazione tassonomica secondo la Soil Taxonomy (USDA-NRCS, 1999) e il WRB (FAO/ISRIC/ISSS, 1998) dei pedon investigati e le principali caratteristiche descrittive e chimico-fisiche.

#### UNITÀ CARTOGRAFICA "A"

Si rinviene sulle morfologie più erte ed accidentate, dove a tratti predomina la roccia affiorante. I suoli presentano un profilo di tipo A-C, poco profondo, specialmente laddove i pendii diventano più ripidi, e i loro caratteri fisico-chimici risultano fortemente condizionati dalla loro posizione nel paesaggio e dalle caratteristiche del substrato sul quale evolvono.

(Soil Taxonomy: *Gypsic Torriorthent*)

(WRB: *Aridic Gypsisol*)

#### UNITÀ CARTOGRAFICA "B"

È rappresentata da piccole superfici con morfologia collinare con pendii variamente inclinati. I suoli che vi afferiscono presentano un profilo Ap-Bw-R, mediamente profondo. Anche se il substrato è rappresentato

dal gesso, non presentano un elevato contenuto di tale sale lungo il profilo mentre presentano un eccessivo contenuto di carbonati.

(Soil Taxonomy: *Gypsic Calcixerept*)

(WRB: *Gypsic Calcisol*)

UNITÀ CARTOGRAFICA "C"

Interessa piccole superfici con morfologia collinare accidentata e substrato rappresentato dal gesso. I suoli presentano un profilo di tipo Ap-R, poco profondo, mentre laddove la morfologia si addolcisce un pò, compare un orizzonte gypsic (By) in virtù anche della loro posizione nel paesaggio e del substrato sul quale evolvono.

(Soil Taxonomy: *Gypsic Torriorthent* e *GypsicHaploxerept*)

(WRB: *Aridic Gypsisol* e *Haplic Gypsisol*)

UNITÀ CARTOGRAFICA "D"

È presente in alcune aree su substrato argilloso che talora presenta gesso. La morfologia è collinare con pendii da lievi a poco moderati. Vi afferiscono suoli con profilo di tipo Ap-Bkss-C, mediamente profondo o profondo, con caratteristiche vertiche. Oltre all'orizzonte calcico possono presentare anche una elevata quantità di gesso in virtù del substrato sul quale evolvono e della loro posizione nel paesaggio, ai piedi di affioramenti gessosi.

(Soil Taxonomy: *Vertic Gypsic Haploxerept* e *Vertic Gypsic Calcixerept*)

(WRB: *Vertic Gypsisol* e *Vertic Gypsic Calcisol*)

UNITÀ CARTOGRAFICA "E"

Si rinviene su morfologie collinari con pendii variamente inclinati, frammisti a roccia affiorante ed il substrato è rappresentato dai trubi. I suoli presentano un profilo di tipo A-C poco profondo, che diventa Ap-C laddove il suolo è sottoposto a lavorazioni. Con morfologia meno accidentata è possibile riscontrare anche un orizzonte calcico, per cui il profilo diventa del tipo Ap-Bk-C, mediamente profondo.

(Soil Taxonomy: *Gypsic Calcic Haploxerept* e *Gypsic Torriorthent*)

(WRB: *Calcic Gypsisol* e *Aridic Gypsisol*)

## UNITÀ CARTOGRAFICA "F"

Interessa piccole superfici su substrato rappresentato da gesso microcristallino e con morfologia collinare con pendii sub-pianeggianti. Il profilo è di tipo Ap-R, poco profondo ricco in carbonati e povero in gesso.

(Soil Taxonomy: *Gypsic Torriorthent*)

(WRB: *Aridic Gypsisol*)

## UNITÀ CARTOGRAFICA "G"

È l'unità cartografica più rappresentata. Si rinviene su morfologie collinari con pendii da lievi a moderati e su substrato rappresentato da argille o argille marnose, prive di gesso. Tuttavia, vi afferiscono suoli che, per la loro posizione nel paesaggio presentano oltre che un orizzonte calcico anche un orizzonte gypsic, per cui il profilo è di tipo Ap-By-Cy o Ap-Bk-By-Cy, da mediamente profondo a molto profondo. (In questa U.C. è stata individuata una fase erosa Ge di 71 ha).

(Soil Taxonomy: *Gypsic Haploxerept*)

(WRB: *Calcic Gypsisol*)

## UNITÀ CARTOGRAFICA "H"

Interessa una ristretta area di fondovalle con morfologia sub-pianeggiante o pianeggiante. I suoli mostrano un profilo di tipo Ap-ABw-BC-2BC, talora di notevole spessore che trae origine da depositi alluvionali di vario tipo. Le loro caratteristiche, quali ad esempio la tessitura, il grado di alterazione e di evoluzione, risultano fortemente condizionate dalla composizione mineralogica e dalle dimensioni degli elementi che costituiscono le alluvioni stesse.

(Soil Taxonomy: *Fluventic Gypsic Haploxerept*)

(WRB: *Calcaric Gypsic Fluvisol*)

## UNITÀ CARTOGRAFICA "I"

Interessa due piccole aree dove il substrato è rappresentato dal detrito di falda, ovvero gesso balatino con intercalazioni argillose e la morfologia è collinare con pendii aspri ed accidentati. I suoli mostrano un profilo del tipo Ap-By-C/R, mediamente profondo con la presenza dell'orizzonte gypsic dovuto sia alla loro posizione nel paesaggio sia al substrato sul quale evolvono.

(Soil Taxonomy: *Gypsic Haploxerept*)

(WRB: *Endoleptic Gypsisol*)

## UNITÀ CARTOGRAFICA "L"

Si rinviene su morfologie collinari con pendii da lievi a moderati e substrato rappresentato dai trubi. Il profilo è di tipo Ap-B-C, mediamente profondo, che in seguito alle lavorazioni che interessano tutto l'orizzonte B diviene di tipo Ap-C, con un orizzonte di superficie profondo. (In questa U.C. è stata individuata una fase erosa Le di 6 ha).

(Soil Taxonomy: *Calcic Xerarent*)

(WRB: *Hortic Regic Anthrosol*)

## UNITÀ CARTOGRAFICA "M"

Interessa un'area morfologicamente pianeggiante o sub-pianeggiante dove il substrato è rappresentato dalle argille della "formazione terravecchia". Il profilo è di tipo Ap-C, abbastanza omogeneo, molto profondo e con spiccate caratteristiche vertiche.

(Soil Taxonomy: *Typic Haploxerert*)

(WRB: *Haplic Vertisol*)

## UNITÀ CARTOGRAFICA "N"

Roccia affiorante.

## UNITÀ CARTOGRAFICA "O"

Aree costruite, cave, serbatoi artificiali, ecc.

Diversità litologica e pedologica

Il concetto di diversità è stato utilizzato in molti studi ecologici, in particolare con riferimento alla componente biotica. Recentemente alcuni autori ne hanno preposto l'utilizzazione anche per la componente abiotica (Ibáñez *et al.*, 1998). Il concetto di pedodiversità, introdotto alcuni anni or sono è stato per lo più adattato alla globalità della pedosfera (Ibáñez *et al.*, 1998) mentre nel caso in esame si propone l'adozione anche a scale di osservazione molto più grandi. Utilizzando l'indice di Shannon per valutare la diversità litologica e pedologica dell'intera area di studio (scala 1:10.000) è emerso che l'indice di diversità litologica oscilla tra 0,04 – 0,69, mentre l'indice di diversità pedologica oscilla tra 0,04 – 1,06, che non si discosta da quello regionale (1:250.000) 0,23 – 1,42 (Dazzi, 2001b).

## Conclusioni

Lo studio ha messo in evidenza la complessità del panorama pedologico e geomorfologico del territorio preso in esame. Infatti, la variabilità delle litologie, spesso interessate da più fasi tettoniche, e l'articolazione morfologica che ne deriva hanno favorito la formazione di diversi ambiti di paesaggio, sia semplici che complessi. Si passa così da morfologie sub-pianeggianti, che hanno giocato e continuano a giocare un ruolo fondamentale nell'evoluzione dei suoli, a pendii lievi ed ondulati che a luoghi possono dare vita a gradini morfologici e/o scarpate ripide. In questa complessa articolazione si sono evolute tipologie pedologiche che mostrano peculiari caratteristiche. In particolare è da sottolineare l'influenza delle forme del paesaggio sull'accumulo di sali solubili nel suolo. Per quanto concerne quest'ultimo fattore è da sottolineare il ruolo fondamentale delle acque piovane; infatti mentre da un lato la scarsa piovosità non permette l'allontanamento dei sali solubili dal profilo del suolo, un evento piovoso di buona intensità ed entità, può causare un rifornimento di sali solubili per quei suoli posti a valle degli affioramenti gessosi (e calcarei). Ne scaturisce così un eccessivo accumulo di gesso (fino a 51,9%) e/o di carbonati nel suolo (60,9%), con formazione di un orizzonte gypstico e/o calcico che riduce notevolmente la potenzialità dei suoli. È il caso per esempio dei pedon 10, 11, 12 13, evolvuti su un substrato calcareo ma sottomessi ad un affioramento gessoso (Monte Mele). In questo ambiente i suoli presentano un accumulo di gesso lungo il profilo che risulta strettamente dipendente dalla distanza dalla "sorgente" di gesso (Dazzi *et al.*, 2001c).

In quest'ottica, analizzando cartograficamente per tutta l'area di studio le forme del paesaggio e la litologia degli affioramenti e basandosi sulle relazioni emerse questi ed i suoli <sup>1</sup>, è emerso che su una superficie totale di 1280 ha, i suoli evolvuti sui gessi hanno un'estensione di 553 ettari a cui vanno aggiunti altri ben 260 ettari circa di suoli che pur non evolvendo sui gessi ne sono direttamente influenzati.

Inoltre, è da sottolineare la presenza di una diffusa erosione superficiale che diviene ancora più profonda (unità cartografica Ge e Le) laddove i suoli sono sottoposti a continue lavorazioni e la morfologia diviene più acclive.

Infine, correlando l'indice di diversità dei litotipi e dei gruppi pedologici (FAO/ISRIC/ISSS, 1998) (fig. 1) si può concludere che, per l'area di studio, la litodiversità esercita una maggiore influenza sulla pedodiversità dei suoli meno evoluti, mentre la pedodiversità dei suoli più evoluti è poco influenzata dalla diversità litologica.

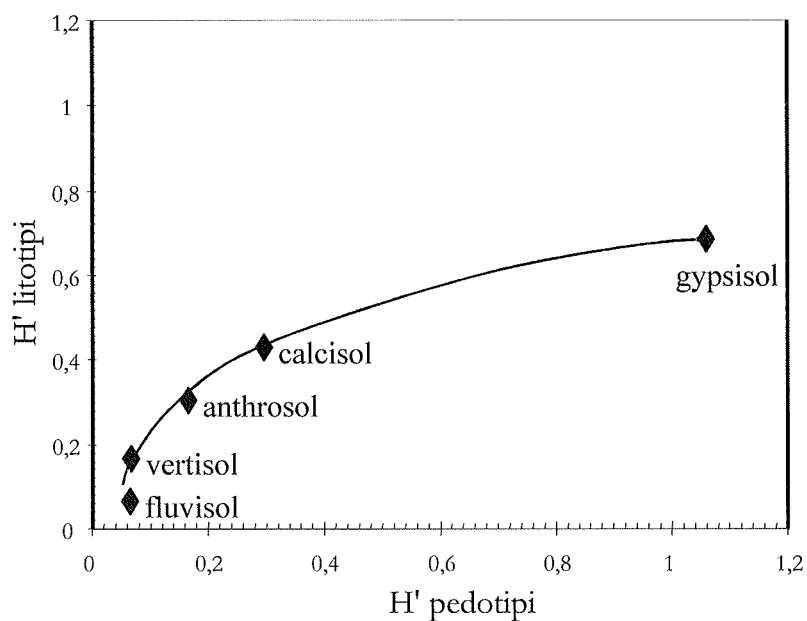


Figura 1. Relazione fra indice di diversità pedologica e indice di diversità litologica

Figure 1. Relationship between pedodiversity index and lithodiversity index

### Note

1 La carta geomorfologica e la carta dei suoli, entrambe a scala 1:10.000, sono custodite presso la Cartoteca del Settore di Pedologia del Dipartimento ACEP

### Tabelle

Tabella 1. Principali fattori pedogenetici e classifica dei pedon investigati

Table 1 Main pedogenetic factors and classification of investigated pedons

Unità Cartografica	Superficie		Pedon	Morfologia	Substrato	Quota (m) s.l.m.	Pendenza (%)	Uso del suolo (prevalente)	Classificazione
	ha	%							USDA-NRCS, 1999 <i>FAO/STRIC/ISS, 1998</i>
A	8,8	0,7	1	Collina	Tripoli	305	20	incolto	Gypsic Torriorthent <i>Aridic Gypsisol</i>
B	32,5	2,5	2	Collina	Gesso	485	5	oliveto, mandorleto	Gypsic Calcixerpt <i>Gypsic Calcisol</i>
C	107	8,4	5, 6	Collina	Gesso	250	20	pascolo	Gypsic Torriorthent e Gypsic Haploxerept <i>Aridic Gypsisol e Haplic Gypsisol</i>
D	75,4	5,9	7, 9	Collina	Argille marnose e/o sabbiose	200	20-30	seminativo	Vertic Gypsic Haploxerept e Vertic Gypsic Calcixerpt <i>Vertic Gypsisol e Vertic Gypsic Calcisol</i>
E	223,1	17,5	3, 4	Collina	Trubi	440-294	10-85	incolto, imboschimento	Gypsic Calcic Haploxerept e Gypsic Torriorthent <i>Calcic Gypsisol e Aridic Gypsisol</i>
F	25,7	2,0	17	Collina	Gesso	270	5-10	seminativo	Gypsic Torriorthent <i>Aridic Gypsisol</i>
G	553,1	43,2	10, 11, 12, 13	Collina	Trubi	250	3-12	oliveto	Gypsic Haploxerept <i>Calcic Gypsisol</i>
H	16,5	1,3	14	Pianura	Alluvioni	190	0	oliveto, vigneto	Fluventic Gypsic Haploxerept <i>Calcaric Gypsic Fluvisol</i>
I	12,2	0,9	8	Collina	Argille con gesso	230	20	seminativo	Gypsic Haploxerept <i>Endoleptic Gypsisol</i>
L	67	5,2	15, 16	Collina	Marne Calcaree	240-230	10-20	oliveto, mandorleto	Calcic Xerarent <i>Hortic Regic Anthrosol</i>
M	16,8	1,3	-	Pianura	Argille marnose e/o sabbiose	260	0	vigneto	Typic Haploxerert <i>Haplic Vertisol</i>
N	62,4	4,8	-	-	-	-	-	-	Rock outcrop
O	-	-	-	-	-	-	-	-	Aree costruite, cave, ecc.

Tabella 2. Principali elementi descrittivi dei pedon investigati

Table 2. Main descriptive elements of investigated pedons

n°	Pedon *oriz.	cm	CM <sup>1</sup>	S <sup>2</sup>	C <sup>3</sup>	R <sup>4</sup>	Sch <sup>5</sup>	CaCO <sub>3</sub> <sup>6</sup>	CaSO <sub>4</sub> * 2H <sub>2</sub> O <sup>7</sup>	L <sup>8</sup>
1	Ay	0-15	5Y 5/3a	gr, ps, f, m, 2/3	sf	c, f, me	sc, mi, sp	1	1	ab, ln
2	Ap <sub>1</sub>	0-15	2,5Y 4/2a	ps, f, m, 3	ed	c, f, me	ab, me, mi, ar, sp	1	1	ch, ln
	Ap <sub>2</sub>	15-30	2,5Y 4/2a	ps, m, g, 3	ed	p, f, me	c, me, mi, sp	1	1	ch, od
	Bw	30-52	2,5Y 4/2u	gr, ps, f, m, 2	uf, pd	sc, f	c, me, mi, sp	1	1	ch, ln
	By	52-75	2,5Y 4/2u	pa, f, m, 2	upd	a	c, me, mi, sp	1	1	ch, ln
3	Ay	0-7	2,5Y 5/2a	grl, f, 4	spd	c, f	a	1	3, b	ch, ln
	By	7-27	2,5Y 6/2a	ps, pa, f, m, 4	spd	c, f	a	4, b	3, b	ch, ln
	BCky	27-42	5Y 7/2u	ps, f, m, 4	upd, uf	p, f	a	2, a	3, b	gr, ln
4	Apy	0-10	2,5Y 6/2a	ps, gr, m, 2	sf,	p, f, me	ab, me, mi, sp	3, a	1	ab, ln
	A/C	10-15	2,5Y 7/2a	gr, ps, m, f, 2	sf	p, f	ab, me, mi, sp	3, a	1	ab, ds
5	Ap	0-12	10Y 5/2a	ps, m, g, 3	spd	c, f	ab, g, me, sp	3, b	2, a	ab, ln
	Cy	12-20	2,5Y 5/6a	ps, m, f, 2	sf	p, mf	ab, mi, sp	3, b	1	ch, ds
6	Ap	0-15	5Y 4/3a	ps, f, m, 3	sf	c, f, me	c, me, mi, p, sp	1	1	ab, ln
	AB	15-25	2,5Y 4/4a	pa, m, 4	spd	c, f	c, mi, sp	2, a	1	ch, ln
	By <sub>1</sub>	25-70	2,5Y 5/6a	pa, m, 3	sf	p, f	a	1	4, a	df, ln
	By <sub>2</sub>	70-120	2,5Y 5/6a	pa, m, 4	sf	a	a	1	4, a	gr, ln
	BC	> 120	2,5Y 5/4a	pa, m, g, 4	sf	a	ab, g	1	1	-
7	Apy	0-30	2,5Y 5/2a	ps, m, g, 3/4	r, ed	p, f, mf	c, me, mi, ar, sp	4, b	1	ab, od
	Bw	30-55	2,5Y 5/2u	pa, m, g, 4	mr, er	p, mf	c, mi, me, ar, sp	4, b	1	gr, ln
	Byss	55-95	2,5Y 5/2u	pa, m, 4	Mr, er	a	c, mi, sp, ar	4, b	1	gr, od
	BCy	95-130	2,5Y 6/4u	pa, m, 4	r, mr	a	a	2, a	2, a	gr, ln
8	Ap	0-20	2,5Y 5/2a	ps, f, 3	spd	p, me	c, me, mi, p	1	1	ab, ln
	By <sub>1</sub>	20-40	2,5Y 4/2a	pa, m, 3	spd	p, f, mf	ab, me, mi, p	1	2, a	ch, ln
	By <sub>2</sub>	40-80	5Y 5/3a	pa, m, g, 3	spd	a	ab, me, mi, p	1	2, a	ab, ir

SEGUE



SEGUE TABELLA 2

n°	Pedon *oriz. cm	CM <sup>1</sup>	S <sup>2</sup>	C <sup>3</sup>	R <sup>4</sup>	Sch <sup>5</sup>	CaCO <sub>3</sub> <sup>6</sup>	CaSO <sub>4</sub> * 2H <sub>2</sub> O <sup>7</sup>	L <sup>8</sup>	
9	Apy <sub>1</sub>	0-20	2,5Y 6/2a	ps, m, f, 2	spd	c, f	c, mi, me, ar	1	1	ch, ln
	Apy <sub>2</sub>	20-35	2,5Y 4/2u	ps, pa, m, 3	r	p, f	c, me, mi, ar	2, a	1	ch, ln
	Bkyss <sub>1</sub>	35-70	2,5Y 4/2u	pa, m, 4	mr	a	c, mi, ar	4, b	1	gr, ln
	Bkyss <sub>2</sub>	70-110	2,5Y 4/2u	pa, pr, m, 4	mr	a	a	3, b	1	ch, ln
	BCy	> 110	2,5Y 4/2u	ma	mr	a	a	2, a	2, a	ch, ln
10	Ap	0-12	2,5Y 6/2a	ps, f, m, g, 3/4	spd	f, m	me, mi	3, a	1	ab, ln
	By <sub>1</sub>	12-35	2,5Y 5/2u	ps/pa, m, 3	uf	f	sc, mi, ar	3, b	2, a	gr, ln
	By <sub>2</sub>	35-60	2,5Y 4/2u	pa, m, g, 3/4	uf/r	a	sc, me, ar, sp	3, b	3, a	gr, od
	Cy <sub>1</sub>	60-100	5Y 7/2u	pa/pr, m/g, 4	r	a	a	3, b	2, a	gr, ir
	Cy <sub>2</sub>	> 100	5Y 7/2u	pa/pr, m/g, 4	r	a	a	3, b	1	gr, od
11	Ap	0-15	2,5Y 6/2a	pa, f,m, g, 4	spd	p, f	sc, mi, sp	1	1	gr, ln
	By	15-55	2,5Y 4/2a	pa/pr, m, 3/4	spd	c, f	c, me, mi, sp	4, a, b	4, b	gr, ln
	BCy	55-100	5Y 4/1u	pr, m, 4	r	a	a	4, b	4, b	ab, ln
	Cy	> 100	5Y 5/1u	l, 4	-	-	-	1	4, b	-
12	Ap	0-15	2,Y 6/2a	ps, f/m, 3	spd	a	c, me, mi	2, a	1	ab, ln
	By <sub>1</sub>	15-55	2,5Y 5/2a	ps, m, 3	ed	a	sc, mi	4, b	4, b	gr, ln
	By <sub>2</sub>	55-80	2,5Y 4/2a	pa/pr, m, 3	ed	a	a	4, b	4, b	gr, ln
	BCy <sub>1</sub>	80-115	5Y 4/1u	pr, m/g, 4	er	a	a	4, a	4, a	gr, ln
	BCy <sub>2</sub>	> 115	5Y 4/1u	pr, m, 4	er	a	a	1	2, a	gr, ln
	Ap	0-15	2,5Y 5/2a	ps, f, m, g, 3	spd	c, f	c, mi	1	1	ab, ln
13	Bk	15-50	2,5Y 4/2a	pa/pr, m, 2	ed	p, f	sc, mi	4, a	1	ch, ln
	By <sub>1</sub>	50-75	2,5Y 4/2u	pa/pr, m, g, 2	r	a	sc, mi, p, ar	3, a	2, a	gr, ln
	By <sub>2</sub>	75-110	2,5Y 4/2u	pa/pr, m, g, 2	r	a	sc, mi, p, ar	3, a	2, a	gr, ln
	BCy	> 110	2,5Y 5/4u	ma	mr	a	c, mi, ar	3, a	2, a	ch, ln

SEGUE

SEGUE TABELLA 2

n°	Pedon *oriz. cm	CM <sup>1</sup>	S <sup>2</sup>	C <sup>3</sup>	R <sup>4</sup>	Sch <sup>5</sup>	CaCO <sub>3</sub> <sup>6</sup>	CaSO <sub>4</sub> * 2H <sub>2</sub> O <sup>7</sup>	L <sup>8</sup>	
	Ap	0-12	10YR 5/1a	ps, f, m, 2	spd	p, f	c, me, mi, ar	1	1	ab, ln
	ABw	12-60	2,5Y 4/2u	ps, m, 2/3	pr	p, f	ab, mi, me, ar	2, a	1	ch, ln
	BC	60-80	2,5Y 5/4u	pa, m, 4	r	a	ab, g, me, mi, ar, p2, a	1	1	ch, ln
	2Bk <sub>1</sub>	80-130	2,5Y 5/2u	pa, pr, f, m, 3	mr	a	ab, g, me, mi, ar, p4, a	1	1	ch, ln
	2Bk <sub>2</sub>	> 130	10YR 4/2u	pa, pr, f, m, 3	mr	a	c, me, mi, ar	3, a	1	ch, ln
15	Ap <sub>1</sub>	0-15	2,5Y 6/2a	ps, f, 2	sf	a	ab, me, mi, p	1	1	ch, ln
	Ap <sub>2</sub>	15-35	2,5Y 6/2u	ps, f, m, 2	sf	a	ab, me, mi, p	1	1	ch, ln
	2B <sub>1</sub>	35-55	2,5Y 6/2u	pa, m, 3	upd	a	a	1	1	ab, ln
	2B <sub>2</sub>	55-75	2,5Y 6/4u	pa, m, 3	spd	a	a	1	1	ab, ln
16	Ap <sub>1</sub>	0-25	2,5Y 7/2a	ps, m, 3	spd	a	ab, g, me, sp	2, a	1	ab, ln
	Ap <sub>2</sub>	25-60	2,5Y 7/2u	ps, pa, f, m, 4	uf, r	a	ab, me, mi, sp	2, a	1	ch, ln
	Ap <sub>3</sub>	60-85	2,5Y 6/2u	ps, pa, f, m, 4	pr	a	c, me, mi, sp	3, a	1	ab, ln
17	Ap	0-25	2,5Y 4/2a	ps, f, m, 2	sf, spd	p, f	c, me, mi, ar, sp	3, a	3, a	ab, ln
	C	25-50	5Y 7/3a	ps, pa, f, m, 2	sf	a	a	3, a	1	ab, od

\*La simbologia descrittiva degli orizzonti si rifà ai caratteri osservati durante la descrizione in campo (Soil Survey Manual, 1993)

1 CM colore Munsell: a=asciutto, u=umido.

2 S struttura: gr= grumosa, grl= granulare, ps= poliedrica-subangolare, pa= poliedrica-angolare, pr= prismatica, l= lamellare, ma= massiva; f= fine, m= media, g= grossolana; 2= debole, 3= moderata, 4= forte;

3 C consistenza: uf= umido friabile; sf= secco friabile, upd= umido poco duro; spd= secco poco duro, ed= estremamente duro; pr= poco resistente, r= resistente; mr= molto resistente; er= estremamente resistente.

4 R radici: a= assenti; p= poche; c= comuni; m= molte; mf= molto fini; f= fini; me= medie.

5 Sch scheletro: a=assente; sc=scarso; c=comune. ab=abbondante, ma= molto abbondante; me= medio; mi= minuto; p= piatto, g= grossolano; ar= arrotondato; sp= spigoloso.

6 CaCO<sub>3</sub> concrezioni: 1= assenti, 2= scarse, 3=comuni, 4= abbondanti; a= piccole, b= medie, c= grandi.

7 CaSO<sub>4</sub> \* 2H<sub>2</sub>O cristalli: 1= assenti, 2= scarse, 3= comuni, 4= abbondanti; a= piccole, b= medie, c= grandi.

8 L limite: ab= abrupto, ch= chiaro, gr= graduale, df= diffuso; ln= lineare, od= ondulato, ir= irregolare, ds= discontinuo.

Tabella 3. Principali caratteristiche chimico-fisiche dei pedon investigati

Table 3. Main chemical-physical features of investigated pedons

n°	Pedon orizz.	cm	pH <sup>2</sup>		C.E. <sup>3</sup>	C.T. <sup>4</sup>	Gesso <sup>5</sup>	CSC <sup>6</sup>	Na <sup>+</sup> <sup>7</sup>	K <sup>+</sup> <sup>7</sup>
			H <sub>2</sub> O	KCl	dS m <sup>-1</sup>	%	%	cmoli <sup>+</sup> kg <sup>-1</sup>	cmoli <sup>+</sup> kg <sup>-1</sup>	
1	Ay	0-15	7,6	7,1	2,6	24,4	21,2	11	1,3	6,6
	C	15-70	7,9	7,2	3,0	32,0	17,2	14	2,4	9,2
2	Ap <sub>1</sub>	0-15	8,0	7,2	1,0	42,5	5,4	26	1,2	3,1
	Ap <sub>2</sub>	15-30	8,1	7,3	0,8	48,5	4,4	24	1,9	1,7
	Bw	30-52	7,8	7,3	2,2	42,5	4,7	21	1,3	2,0
	By	52-75	7,9	7,4	2,3	43,7	6,0	19	4,1	2,5
	BCKy	27-42	7,6	7,2	2,3	43,8	7,5	20	4,6	12,5
4	Apy	0-10	7,6	7,2	2,4	36,7	24,9	12	1,1	2,7
	A/C	10-15	7,8	7,4	2,5	65,6	4,1	5	2,7	1,3
5	Ap	0-12	7,7	7,0	2,1	22,5	6,5	22	1,6	6,1
	Cy	12-20	7,8	7,0	2,3	15,8	50,1	12	0,9	1,0
6	Ap	0-15	7,6	7,1	2,4	28,0	7,7	23	5,1	0,4
	AB	15-25	7,7	7,1	2,3	26,0	7,6	20	3,1	0,8
	By <sub>1</sub>	25-70	7,8	7,1	2,3	21,3	29,4	10	1,5	0,9
	By <sub>2</sub>	70-120	7,7	7,2	2,3	15,3	36,1	14	2,6	1,7
	BC	> 120	7,7	7,0	2,3	15,3	35,4	14	1,3	1,7
7	Apy	0-30	8,0	7,3	0,5	30,0	8,3	25	1,1	5,0
	Bw	30-55	8,0	7,4	0,7	33,6	4,8	19	2,5	2,6
	Byss	55-95	7,9	7,2	1,1	32,8	7,8	14	2,8	2,1
	BCy	95-130	7,8	7,2	2,9	37,5	9,9	14	3,0	1,4

SEGUE

SEGUE TABELLA 3

n°	Pedon orizz.	cm	pH <sup>2</sup>		C.E. <sup>3</sup> dS m <sup>-1</sup>	C.T. <sup>4</sup> %	Gesso <sup>5</sup> %	CSC <sup>6</sup>	Na <sup>+</sup> <sup>7</sup> K <sup>+</sup> <sup>7</sup> cmoli <sup>+</sup> kg <sup>-1</sup>	
			H <sub>2</sub> O	KCl						
8	Ap	0-20	7,6	7,1	2,3	16,2	49,8	16	0,5	3,3
	By <sub>1</sub>	20-40	7,9	7,2	2,3	14,2	51,9	13	0,7	1,7
	By <sub>2</sub>	40-80	7,9	7,2	2,3	15,4	49,2	13	1,6	1,5
9	Apy <sub>1</sub>	0-20	7,7	7,0	2,3	24,8	19,1	24	1,3	4,8
	Apy <sub>2</sub>	20-35	7,8	7,2	2,3	23,9	18,7	24	1,9	3,7
	Bkyss <sub>1</sub>	35-70	7,9	7,0	2,3	23,9	16,3	23	1,9	3,2
	Bkyss <sub>2</sub>	70-110	7,8	7,2	2,4	24,8	18,1	18	3,0	2,9
	BCy	> 110	7,9	7,1	2,7	24,3	17,9	18	6,3	2,7
10 <sup>1</sup>	Ap	0-12	7,4	7,3	3,7	23,9	25,2	19	2,8	5,8
	By <sub>1</sub>	12-35	7,8	7,1	2,7	24,8	35,6	13	1,5	1,7
	By <sub>2</sub>	35-60	7,7	7,3	2,7	24,8	30,8	15	1,4	2,0
	Cy <sub>1</sub>	> 60	7,8	7,3	2,7	51,6	19,2	8	1,5	1,3
11 <sup>1</sup>	Ap	0-15	7,4	7,1	3,6	24,9	9,8	22	2,3	4,7
	By	15-55	7,5	7,3	3,8	20,6	21,2	19	3,7	2,7
	BCy	55-100	8,1	7,5	9,5	13,8	14,1	17	1,7	3,8
	Cy	> 100	8,1	7,1	10,8	7,5	11,9	14	2,2	4,6
12 <sup>1</sup>	Ap	0-15	7,4	7,1	6,1	21,4	8,2	27	2,0	5,8
	By <sub>1</sub>	15-55	7,4	7,2	3,0	15,4	20,1	22	2,3	2,4
	By <sub>2</sub>	55-80	8,0	7,6	3,3	9,9	18,2	22	2,4	1,9
	BCy <sub>1</sub>	> 80	8,0	7,8	8,0	9,1	11,9	14	1,1	1,7
13 <sup>1</sup>	Ap	0-15	8,1	7,2	0,9	26,9	6,5	25	1,8	5,8
	Bk	15-50	7,9	7,2	3,0	25,3	8,7	24	2,6	4,0
	By <sub>1</sub>	50-75	7,9	7,4	4,6	25,3	10,1	22	1,1	4,0
	By <sub>2</sub>	75-110	8,0	7,3	7,0	22,2	23,1	20	1,7	3,2
	BCy	> 110	8,0	7,3	8,8	24,5	19,8	18	1,9	2,9

SEGUE

SEGUE TABELLA 3

n°	Pedon		pH <sup>2</sup>		C.E. <sup>3</sup>	C.T. <sup>4</sup>	Gesso <sup>5</sup>	CSC <sup>6</sup>	Na <sup>+</sup> <sup>7</sup>	K <sup>+</sup> <sup>7</sup>
	orizz.	cm	H <sub>2</sub> O	KCl	dS m <sup>-1</sup>	%	%		cmoli <sup>+</sup> kg <sup>-1</sup>	
14	Ap	0-12	8,3	7,2	0,3	47,7	4,7	18	0,8	3,7
	Abw	12-60	8,4	7,2	0,2	42,5	4,5	16	1,7	2,1
	BC	60-80	8,4	7,4	0,2	49,3	3,1	13	1,7	1,0
	2Bk <sub>1</sub>	80-130	8,3	7,4	0,4	47,1	6,7	13	1,1	1,4
	2Bk <sub>2</sub>	> 130	8,3	7,3	0,5	35,7	5,6	13	1,3	1,7
15	Ap <sub>1</sub>	0-15	8,3	7,3	0,3	48,5	3,3	15	2,8	3,7
	Ap <sub>2</sub>	15-35	8,4	7,3	0,2	50,9	2,8	13	1,4	1,8
	2B <sub>1</sub>	35-55	8,4	7,4	0,2	51,7	2,9	12	1,7	1,0
	2B <sub>2</sub>	55-75	8,4	7,5	0,3	47,3	2,9	12	3,5	1,1
16	Ap <sub>1</sub>	0-25	8,4	7,3	0,3	41,1	3,0	15	1,6	2,6
	Ap <sub>2</sub>	25-60	8,5	7,5	0,2	56,5	2,3	13	1,1	1,0
	Ap <sub>3</sub>	60-85	8,4	7,5	0,3	60,9	2,1	9	2	1,3
17	Ap	0-25	7,8	7,1	1,8	34,8	6,4	23	1,9	4,8
	C	25-50	7,7	6,9	2,2	19,0	8,6	13	2,1	2,7

(1) C.E. (da estratto saturo; Rhoades, 1996);

(2) pH: 1:2,5;

(3) C.E.: conducibilità elettrica, 1:2;

(4) C.T.: carbonati totali, % (gas-volumetrica 1:1);

(5) Gesso: CaSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O, % (termogravimetria);

(6) CSC: capacità di scambio cationico, (C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>O<sub>2</sub>NH<sub>4</sub>, pH 7);

(7) Cationi di scambio: dall'estratto con C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>O<sub>2</sub>NH<sub>4</sub>, pH 7, e successiva lettura AAS

**Bibliografia**

- BAMBINA A., MONTELEONE S., 2001. Geologia e geomorfologia del settore a nord-est di Siciliana (AG). *Atti del Convegno conclusivo del Progetto POM-OTRIS*. Bari 28-29 novembre 2001.
- BILLAUX P., 1978. Estimation du "regime hidrique" des sols au moyen des données climatiques. La méthode graphique: son utilisation dans le cadre de la Taxonomie Americaine des solos. OSTRUM, ser Pedol. Vol. XVI, N° 3. France. Pp 317 – 338.
- BIRKELAND P.W., 1999. Soils and Geomorphology. Oxford University Press.
- DANIELS R. B. AND HAMMER R. D., 1992. Soil geomorfology. John Wiley & Sons, New York.
- DAZZI C., 1993. I suoli del bosco di Mustigarufi (CL): uno sguardo d'insieme. - Atti del Convegno: I suoli sulla serie Gessoso-Solfifera: Bosco di Mustigarufi - Caltanissetta 16-18 giugno 1993. - Estratto dal *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*. Nuova Serie 3 – luglio, pp. 47-51.
- DAZZI C., 1999. Suoli salini e problematiche di gestione.- AGS, Palermo novembre.
- DAZZI C., 2001a. Salinità e Qualità del Suolo. Atti del Convegno SISS del Cinquantenario: L'emergenza Suolo. Erice, Maggio 2001.
- DAZZI C., 2001b. Necessità della conoscenza della risorsa suolo. Atti del Convegno "Suolo e governo del territorio" – Roma, 22 sett. 2001.
- DAZZI C., FIEROTTI G., 1994. Problems and management of salt-affected soils in Sicily – in Soil Salinization and Alkalinization in Europe. N. Misopolinos & I Szabolcs (Edts). *European Society for Soil Conservation*. Thessaloniki – Greece, pp. 129-137.
- DAZZI C., FIEROTTI G., LOMBARDO V., MONTELEONE S., RAIMONDI S., SCALENGHE R., BAMBINA A., CANIGLIA K., DOLCE F., INDORANTE A., LAUDICINA V. A., LO PAPA G., PALADINO V., TUSA D., 2001b. Un prodotto multimediale per il trasferimento delle conoscenze nel progetto POM – OTRIS: il CD-ROM sui Suoli Salini. Atti Convegno Progetto POM A25 "OTRIS" Ottimizzazione dell'uso delle risorse idriche convenzionali e non, in sistemi culturali sostenibili. Bari 28-29 novembre 2001.
- DAZZI C., LAUDICINA V.A., LO PAPA G., SCALENGHE R., 2001c. Proprietà e caratteristiche di una toposequenza di suoli nell'ambiente gessoso-solfifero a Nord-Est di Siciliana. Atti del Convegno conclusivo del Progetto POM-OTRIS. Bari 28-29 novembre 2001.
- DAZZI C., LO PAPA G., 2001. Un approccio tramite GIS per lo studio dei suoli "gessosi" nell'area di Siciliana (AG). Atti dell'Incontro del Progetto POM-OTRIS. Palermo 1 marzo 2001.
- DAZZI C., MONTELEONE S. 2001. Soils and soil-landform relationships along an elevational transect in a gypsiferous hilly area in central Sicily, Italy. – *7th Intern. Meeting of Soils with Mediterranean type of Climate* –september, Valenzano, Bari.
- DENT D., YOUNG A., 1980. Soil Survey and Land Evaluation. Allen & Unwin.
- DORAN J. W., PARKIN T. B., 1994. Defining and assessing soil quality. In Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. *SSSA Spec. Pubb.* N° 35.
- FAO, 1990. Management of gypsiferous soil. *Soil bulletin* n. 62.
- FAO/ISRIC/ISSS, 1998. World Reference base for Soil Resources. *World Soil Resources Rep.* 84, Roma.
- FIEROTTI G., 1982. La valutazione del territorio: criteri informativi e rapporti fra suolo e ambiente. Atti Convegno Metodologie di rilevamento e rappresentazione cartografica per la valutazione del territorio. *Sviluppo Agricolo*, num. spec., PA.
- FIEROTTI G., DAZZI C., RAIMONDI S., 1988. Carta dei Suoli della Sicilia (a scala 1:250.000). Regione Sicilia, Ass. Territorio Ambiente, Palermo 1988.
- FIEROTTI G., DAZZI C., RAIMONDI S., BELLANCA A., PIPITONE G., MONTELEONE S., NERI R., 1995. I suoli del complesso boscato Mustigarufi (Caltanissetta) e la loro adattabilità all'*Eucalyptus camaldulensis*. - Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana - AGS, settembre, pp. 9-153.

- FIEROTTI G., 1997. I suoli della Sicilia. Ed. Dario Flaccovio, 1997.
- IBÁÑEZ J.J., DE-ALBA S., BERMÚDEZ F.F., GARCÍA-ÁLVAREZ, 1995. Pedodiversity concepts and tools. *Catena* 24: 215-232
- IBÁÑEZ J.J., DE-ALBA S., LOBO A., ZUCCARELLO V., 1998. Pedodiversity and global soil patterns at coarse scale (with discussion). *Geoderma* 83: 171-192
- MAGURRAU A.E., 1988. An introduction to mathematical ecology. Wiles, New York.
- MINISTERO DELLE POLITICHE AGRICOLE E FORESTALI, 2000. *Metodi di analisi chimica dei suoli*. Milano: Ed. Franco Angeli.
- REGIONE SICILIANA 2000. Atlante climatologico della Sicilia. Regione Siciliana, Assessorato Agricoltura e Foreste. Palermo.
- RHOADES J. D., 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. In: Methods of soil analysis, Part 3, Chemical Methods (D. L. Sparks, Ed.) *SSSA Book Series n. 5 ASA* and SSSA, Madison WI.
- SHANNON C., WEAVER W., 1948. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.
- SOIL SURVEY DIVISION STAFF, 1993. Soil Survey Manual. U.S. Govt. Print. Office, Washington, D.C.
- USDA-NRCS 1996. Soil Survey Laboratory Methods Manual. *Soil Survey Inv. Rep. N.42*, vers. 3.0 USDA, Washington D.C.
- 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..
- VIEILLEFON J., 1979. Contribution to the improvement of analysis of gypsiferous soils. *Cahiers/ORSTOM, Série Pédologie* 17: 195 - 223.
- WALTER H., LIETH H., 1960. Klimadiagram-Weltatlas, Jena.
- YOUNG F. J. AND HAMMER R. D., 2000. Soil-Landform relationships on a loess-mantled upland landscape in Missouri. *Soil Science Society of American Journal n°64*: 1443-1454.

*CARATTERISTICHE DI UNA SEQUENZA DI SUOLI  
FORESTALI NEL VERSANTE  
NORD-OCCIDENTALE DELL'ETNA*

G. Lo Papa, V. Palermo, S. Parisi, V. A. Laudicina,

D. Tusa, R. Scalenghe

Dipartimento ACEP, Settore Pedologia, Università degli Studi di Palermo

**Abstract**

The preliminary results of a pedological survey, on the North-Western slope of the Etna Mountain are showed. The aim was to underline the pedological variability and the pedogenetic trend of the forest soils in the volcanic environment. Three profiles have been selected, at different altitudes, representative of forest soils, evolved under different climatic and vegetational conditions.

Particularly, along a transect, we studied: a) a profile at 1,623 m a.s.l. under vegetation of beech tree (*Fagus sylvatica* L.); b) a profile at 1,440 m a.s.l. under dominant vegetation of mediterranean oak (*Quercus pubescens* Wild.); c) a profile at 1,200 m a.s.l. under vegetation of olm oak (*Quercus ilex* L.).

The soils have been described in field and surveyed by pedogenetic horizons and subsequently analysed for their main chemical and physical characteristics.

The analytical data, show elevated values of organic carbon for each pedon and mainly for the second pedon (83 g kg<sup>-1</sup> in the mineral surface horizon and 10 g kg<sup>-1</sup> in deepest horizon); same consideration is worth for the cationic exchange capacity that, always in the second pedon, takes the highest values (38 cmol<sub>(+)</sub> kg<sup>-1</sup> for the surface horizon); the texture is always sandy in all pedons.

The bulk density takes low values (always under 0.9 Mg m<sup>-3</sup>) in all pedons.

A special attention has been focused to the aluminum and iron content and to the phosphatic retention finalized to the recognition of the andic characteristics. By means of their main chemical and physical characteristics, the pedons have been classified as Vitric Hapludand, Typic Udivitrand and Typic Vitrixerand according to the recent USDA-NRCS soil taxonomy (1999).

---

**Key words:** Andosols; Toposequence; Etna soils



## Riassunto

Vengono presentati i risultati di uno studio pedologico svolto nel versante Nord-Occidentale dell'Etna con l'obiettivo di evidenziare la variabilità pedologica e la tendenza evolutiva dei suoli forestali nell'ambiente vulcanico. Sono stati selezionati tre profili modali, dislocati a differente altitudine, rappresentativi di suoli forestali che si sono evoluti sotto differenti condizioni climatiche e vegetazionali.

In particolare, lungo un transect sono stati studiati: a) un profilo a quota 1.623 m s.l.m. sotto vegetazione di faggio (*Fagus sylvatica* L.); b) un profilo a quota 1.440 m s.l.m. sotto vegetazione dominante di roverella (*Quercus pubescens* Wild.); c) un profilo a quota 1.200 m s.l.m. sotto vegetazione di leccio (*Quercus ilex* L.).

I suoli sono stati descritti in campo e campionati per orizzonti pedogenetici ed in seguito sottoposti alle principali analisi chimiche e fisiche.

Dall'analisi dei dati emerge che tutti i pedon presentano valori elevati di carbonio organico e principalmente quello del bosco a roverella (83 g kg<sup>-1</sup> nell'orizzonte minerale di superficie e 10 g kg<sup>-1</sup> nell'orizzonte più profondo); stessa considerazione vale per la capacità di scambio cationico che, sempre nel secondo pedon, assume i valori più alti (38 cmol<sub>(+)</sub> kg<sup>-1</sup> per l'orizzonte di superficie); la tessitura invece è sempre sabbiosa in tutti i pedon. La densità apparente assume valori tipicamente bassi in tutti i pedon, per ciascuno degli orizzonti pedogenetici, mantenendosi sempre al di sotto di 0,9 Mg m<sup>-3</sup>. Tra le determinazioni di laboratorio particolare attenzione è stata posta al contenuto di alluminio e ferro nella frazione della terra fine e alla ritenzione fosfatica finalizzata al riconoscimento delle caratteristiche andiche. Sulla base di questi e dei principali parametri di qualità chimica e fisica del suolo, i pedon sono stati classificati secondo la tassonomia proposta dall'USDA-NRCS (1999), come Vitric Hapludand, Typic Udivitrand e Typic Vitrixerand.

**Parole chiave:** Andosuoli; Toposequenza; Suoli dell'Etna

## Introduzione

Nella Soil Taxonomy (USDA-NRCS, 1999) vengono definiti Andisuoli tipi pedologici particolari formati quasi esclusivamente su ceneri vulcaniche o su "eicta" vulcaniche e che differiscono dai suoli compresi negli altri Ordini poiché sono tipicamente dominati dalla presenza di minerali a basso ordine cristallino come l'allofane o l'imogolite che conferisce a tali suoli caratteri fisici, chimici ed idrologici del tutto particolari: hanno un'alta porosità, un basso peso specifico apparente, un'alta capacità di ritenzione idrica, l'abilità di fissare notevoli quantità di fosforo rendendolo indisponibile per le piante (Shoji *et al.*, 1993).

E' evidente come la distribuzione degli Andisuoli risulti strettamente connessa con la distribuzione delle aree vulcaniche e la loro presenza sia quindi geograficamente prevedibile. In Italia sono concentrati nelle aree di antica e recente attività vulcanica: si rinvencono prevalentemente nelle regioni cisalpine, nelle isole maggiori, nelle regioni centro-orientali e in alcune delle isole minori.

In Sicilia, in particolare, occupano una superficie di poco superiore a 60.000 ettari e, pur rinvenendosi in areali sicuramente molto caratteristici per gli aspetti paesaggistici quali quello dell'area etnea e delle piccole isole (Fierotti *et al.*, 1988) pochi e quasi sempre datati sono gli studi che li hanno riguardati (Averna, 1954; Fierotti, 1967; Certini *et al.*, 2001).

Scopo di questo lavoro è portare un contributo alla conoscenza dei suoli dell'Etna. In particolare sono state studiate le caratteristiche di una sequenza di suoli forestali nel versante Nord-occidentale, che consentono di definirne anche gli aspetti tassonomici.

### **L'area di studio**

Dal punto di vista geologico l'Etna è una struttura complessa formata da una unità inferiore a scudo e una superiore di tipo "strato-vulcano". L'unità a scudo si è impostata sui depositi flyschiodi del Miocene, presente nel settore di Nord-Ovest e su quelli terrigeni pleistocenici in quello di Sud-Est. Lo strato-vulcano si è sviluppato nel settore centrale ed ha dato vita ad un edificio conico che nel tempo ha subito alterne fasi costruttive e distruttive.

Per questo studio è stato considerato un "transect" compreso fra i 1.000 e i 1.700 m s.l.m. sul versante di Nord-Ovest dell'Etna, in prossimità di Monte La Nave, un cono vulcanico quiescente di modeste dimensioni, da mettere in relazione con la nascita della parte più settentrionale dell'edificio vulcanico (Mongibello) ed in particolare con l'attività che va sotto il nome di "Mongibello recente", la cui età è riferibile all'Olocene. I prodotti vulcanici che caratterizzano detta area sono essenzialmente di tipo basico (basalti) sotto forma di colate laviche e materiale piroclastico (tefra).

In virtù dell'elevata altitudine e della peculiare posizione geografica, al margine costiero della Sicilia orientale, l'Etna presenta condizioni climatiche strettamente dipendenti dalla quota. Si osserva infatti un graduale passaggio da un ambiente climatico sub-tropicale, alle quote più basse, ad un ambiente temperato-freddo e freddo alle quote più elevate (Chester *et al.*, 1985). Pertanto la distribuzione delle precipitazioni e delle temperatu-

re è influenzata dall'altitudine così come dall'esposizione dei versanti, dai venti dominanti e dal movimento delle masse umide provenienti dalle aree costiere (Chester *et al.*, 1985). Se a questo si aggiunge l'influenza della complessa topografia del paesaggio etneo il risultato, ad una scala più grande, è una notevole variabilità climatica.

Alcune informazioni sul clima dell'area possono essere ricavate prendendo come riferimento le stazioni meteorologiche di Linguaglossa (termo-pluviometrica; 37°50'N 2°42'E; 560 m s.l.m.) e Bronte (pluviometrica; 37°47'N 2°23'E; 780 m s.l.m.), che ricadono rispettivamente nei versanti Ovest e Nord del vulcano e rappresentano le uniche stazioni più vicine all'area di studio che possono fornire dati climatici medi sulla base di almeno un trentennio di osservazioni. Dai dati rilevati nel periodo compreso tra il 1965 e il 1994, per la stazione di Linguaglossa, la temperatura media mensile raggiunge un massimo di 24,5°C in agosto e un minimo di 5,1°C in gennaio. Mentre la piovosità media annua è pari a 1.071 mm con un massimo in gennaio (131 mm) e un minimo in luglio (3 mm). Per la stazione di Bronte la precipitazione media annua è di 548 mm con un massimo in gennaio (65 mm) ed un minimo in luglio (5 mm) (Regione Siciliana, 2000).

Indagini sul pedoclima dell'Etna (Raimondi *et al.*, 1999) mettono in evidenza un regime udometrico variabile con la quota, dallo xerico all'udico ed un regime termometrico variabile dal termico, al mesico, al freddo. Tali osservazioni trovano conferma nella presenza di differenti tipologie vegetazionali naturali ognuna espressione di un particolare ambiente.

La vegetazione dell'area si presenta infatti alquanto diversificata: si rinvencono tre principali formazioni forestali naturali espressione di altrettanti diversi piani vegetazionali potenziali riconosciuti per l'ambiente etneo (Poli Marchese, 2000). In particolare fino ai 1.350 m la tipologia vegetazionale è rappresentata da formazioni tipiche dell'ambiente mediterraneo caldo a dominanza di leccio (*Quercus ilex* L.) costituite da boschi cedui e boschiglie, espressione del cosiddetto "Piano mediterraneo basale". Dai 1.350 m fino ai 1.500 m circa si rinviene il "Piano sopramediterraneo" con formazioni a dominanza di querce termofile, raggruppate sotto il nome generico di roverella (*Quercus pubescens* Wild.), di altre querce caducifoglie (*Quercus robur* L.) e sporadicamente di pino laricio (*Pinus nigra* ssp. *laricio* Maire). Infine la fascia al di sopra dei 1.500 metri è rappresentata dalle formazioni mesofile a faggio (*Fagus sylvatica* L.) espressione del "Piano Montano-Mediterraneo" caratterizzato da un clima più freddo ed umido. Le tre tipologie vegetazionali riscontrate si intrecciano altitudinalmente in maniera discontinua sia per la notevole variabilità climatica già menzionata che per fattori legati alla attività antropica.

## Materiali e metodi

Lungo un transetto lineare (Fig. 1) sono stati selezionati tre profili a differenti altitudini e sotto differenti tipologie vegetazionali. In particolare sono stati studiati: a) un profilo a quota 1.623 m s.l.m. sotto vegetazione di faggio (pedon "Faggio 1"); b) un profilo a quota 1.440 m s.l.m. sotto vegetazione dominante di roverella (pedon "Roverella 2"); c) un profilo a quota 1.200 m s.l.m. sotto vegetazione di leccio (pedon "Leccio 1").

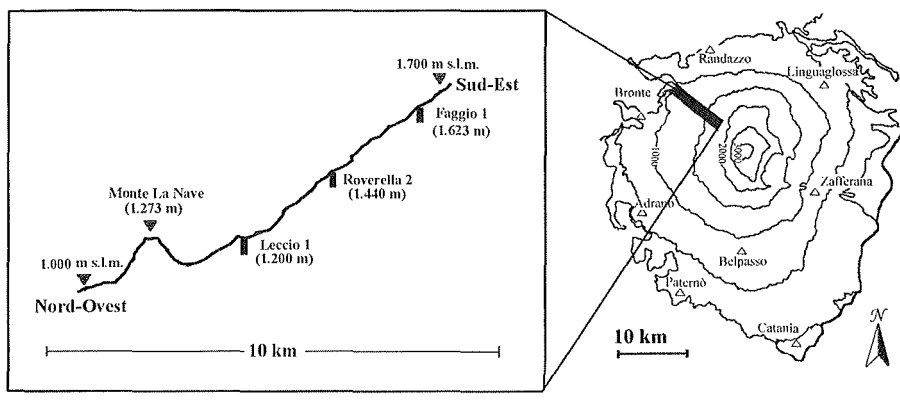


Figura 1. Localizzazione geografica e rappresentazione schematica dell'area di studio

Figure 1. Location of the study area and sampling sites

I suoli sono stati descritti in campo, georeferenziati e campionati per orizzonti pedogenetici. Sui campioni di suolo sono state condotte le principali determinazioni analitiche, secondo le indicazioni fornite dai metodi ufficiali italiani (MiPAF, 2000).

- La granulometria è stata effettuata per sedimentazione previo trattamento del campione con esametafosfato di sodio.

- Il pH è stato determinato per via potenziometrica in  $H_2O$ ,  $CaCl_2$  e in NaF.

- La densità apparente per analisi gravimetrica sul peso secco dei campioni indisturbati a volume noto.

- La capacità di scambio cationico a pH 7 con ammonio acetato.

- Le basi di scambio per spettrofotometria in assorbimento atomico.

- Il carbonio organico per ossidazione a umido.

- Al, Si e Fe sono stati determinati sugli estratti in ossalato acido (pH 3).
- I fosfati assimilabili con il metodo Olsen.
- L'assorbimento fosfatico con il metodo di Buurman *et al.* (1996)

## **Risultati**

I principali parametri di qualità chimica e fisica dei pedon indagati, vengono riportati nella tabella 1, mentre per la descrizione dei parametri rilevati in campo si rimanda alla figura 2.

Dall'analisi dei dati emerge che tutti e tre i pedon presentano valori elevati di carbonio organico ma principalmente il pedon Roverella 2 con valori di 82,9 g kg<sup>-1</sup> in superficie e 9,8 g kg<sup>-1</sup> nell'orizzonte più profondo, il pedon Leccio 1 presenta i valori relativamente più bassi (40 g kg<sup>-1</sup> nell'orizzonte Ah e 8,8 g kg<sup>-1</sup> nell'orizzonte più profondo). Certini *et al.*, (2001) hanno trovato valori di C org dell'ordine di 53 g kg<sup>-1</sup> negli orizzonti di superficie in alcuni suoli sotto vegetazione di ginestra dell'Etna e di 24 g kg<sup>-1</sup> su suoli evoluti sotto pino laricio sul versante meridionale del vulcano a 1.800 m di quota. Stessa considerazione fatta per il C org vale per la C.S.C. che sempre nel pedon Roverella 2 assume i valori più alti (37,6 cmoli<sub>(+)</sub> kg<sup>-1</sup> per l'orizzonte di superficie).

Il pH in H<sub>2</sub>O presenta valori pressoché simili in tutti e tre i pedon (da 5,4 a 7,0), con un range di variabilità lungo ogni profilo di 0,5 punti. Il pH determinato in NaF presenta sempre valori prossimi o superiori a 10.

L'assorbimento fosfatico nei tre pedon esaminati non presenta valori molto elevati: oscilla fra il 25% e il 34%. I valori dell'alluminio estratto in ossalato di ammonio (Al<sub>ox</sub>), sono sempre inferiori ai valori fatti registrare dal ferro estratto in ossalato di ammonio (Fe<sub>ox</sub>), mediamente il rapporto è pari a 1:2.

La tessitura è sempre sabbiosa in tutti i pedon, con un contenuto in sabbia che, in diversi orizzonti supera i 900 g kg<sup>-1</sup>. Bassi e in diminuzione con la profondità i valori del contenuto in argilla che si attestano intorno ad un valore medio di 30 g kg<sup>-1</sup>. L'elevata presenza di sabbia ed il basso contenuto di limo ed argilla sembra essere una caratteristica che accomuna buona parte dei suoli etnei (Certini *et al.*, 2001; Palumbo *et al.* 2000).

Tabella 1. Principali caratteristiche fisico-chimiche dei tre pedon studiati

Table 1. Main physico-chemical parameters of surveyed pedons

Pedon Orizz.	Faggio 1			Roverella 2				Leccio 1			
	Ah	EB	Bw	Ah	A	Bw	2Bw	Ah	A	Bw	2Bw
Profondità (cm)	6-10	10-15	15-50	10-18	18-30	30-55	55-120	2-6	6-20	20-60	60-100
pH											
H <sub>2</sub> O	6,7	6,4	6,9	6,5	7,0	6,9	6,3	6,8	5,4	6,2	6,9
CaCl <sub>2</sub>	5,7	6,1	6,2	6,1	6,2	6,3	6,2	5,7	4,5	6,0	5,9
NaF	10,6	10,9	11,2	9,9	10,6	10,9	10,6	10,5	10,7	11,2	10,8
Densità appar. (Mg m <sup>-3</sup> )	0,55	0,83	0,73	0,60	0,77	-	-	0,72	0,64	-	-
C org (g kg <sup>-1</sup> )	73,1	33,2	17,6	82,9	42,9	24,4	9,8	40,0	34,1	19,5	8,8
C.S.C. (cmol <sub>+</sub> kg <sup>-1</sup> )	26,0	19,6	10,8	37,6	21,6	14,0	20,4	37,2	34,8	22,8	17,6
Basi scamb. (cmol <sub>+</sub> kg <sup>-1</sup> )											
Ca <sup>++</sup>	17,2	9,8	6,0	35,0	18,7	9,7	2,6	14,1	2,2	6,5	2,2
Mg <sup>++</sup>	2,9	1,6	0,5	6,0	3,3	2,2	0,2	2,7	1,0	1,6	0,3
K <sup>+</sup>	1,3	0,7	0,6	2,4	1,1	0,5	0,1	1,4	0,7	0,2	0,4
Na <sup>+</sup>	0,5	0,5	0,5	0,7	0,6	0,6	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5
Al <sub>os</sub> (%)	0,79	1,23	1,73	0,70	0,98	1,14	0,80	0,70	0,88	1,10	0,50
Fe <sub>os</sub> (%)	1,53	2,20	2,66	1,17	1,69	2,10	0,71	1,31	1,65	1,72	1,06
Si <sub>os</sub> (%)	0,49	0,83	1,47	0,32	0,55	0,84	0,85	0,37	0,32	0,70	0,38
P <sub>assim</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	0,12	0,06	0,04	0,11	0,04	0,03	0,02	0,05	0,10	0,06	0,03
P <sub>ads</sub> (%)	34	25	25	28	28	26	27	25	28	30	27
Argilla (g kg <sup>-1</sup> )	53	43	15	33	35	26	25	35	29	25	25
Limo (g kg <sup>-1</sup> )	91	107	68	38	84	72	30	85	12	57	33
Sabbia (g kg <sup>-1</sup> )	855	850	917	929	881	903	945	880	851	919	942

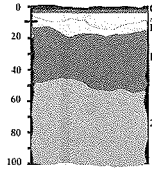
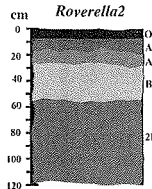
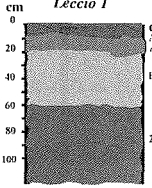
	Orizzonte	Profondità (cm)	Limite*	Colore	Tessitura*	Struttura*	Consistenza*	Radici*
<b>Faggio 1</b>								
	O	0-6	al					
	Ah	6-10	al	10YR 2/2	s	3 f g	md fr	2 f m
	EB	10-15	ai	10YR 3/3	s	2 f g	md fr	2 f m
	Bw	15-50	al	7.5YR 3/4	s	1 f ps	md fr	1 f m g
<b>Vitric Hapludand</b>	2C	50+						
<b>Roverella 2</b>								
	O	0-10	al					
	Ah	10-18	al	7.5YR 3/2	s	3 fm g	md fr	2 f m
	A	18-30	al	7.5YR 3/2	s	3 fm g	md fr	2 f m
	Bw	30-55	ai	10YR 4/4	s	2 f ps	md fr	1 f m g
<b>Typic Udivitrand</b>	2Bw	55-120+		10YR 3/3	s	1 f ps	md fr	1 f m g
<b>Leccio 1</b>								
	O	0-2	al					
	Ah	2-6	al	10YR 3/2	s	3 fm g	md fr	2 f m
	A	6-20	al	10YR 3/3	s	3 fm g	md fr	2 f m
	Bw	20-60	al	10YR 4/3	s	2 fm ps	md fr	1 f m g
<b>Typic Vitrixerand</b>	2Bw	60-100+		10YR 4/3	s	1 fm ps	md fr	1 f m g
<b>*Abbreviazioni:</b>								
Limite: a=abrupto; c=chiaro; g=graduale; l=lineare i=irregolare.								
Struttura: 1=debole; 2=moderata; 3=forte; f=fine; m=media; g=grumosa; ps=poliedrica subangolare.								
Consistenza: (secco) md=moderatamente duro; (umido) fr =friabile;								
Radici: 1=scarse; 2=comuni; f=fini; m=medie; g=grossolane.								

Figura 2. Rappresentazione schematica dei tre pedon e loro principali caratteristiche descrittive

Figure 2. Schematic representation of the pedons with their main descriptive features

La densità apparente assume valori caratteristici in tutti i pedon e per ciascun orizzonte pedogenetico: il valore più basso ( $0,5 \text{ Mg m}^{-3}$ ) si riscontra nell'orizzonte Ah del pedon Faggio 1 ma, in ogni caso, si mantiene sempre al di sotto di  $0,9 \text{ Mg m}^{-3}$ , valore di riferimento per l'identificazione delle caratteristiche andiche ai fini tassonomici.

## **Conclusioni**

Questo lavoro presenta i primi risultati di uno studio volto a studiare le relazioni suolo-vegetazione in un ambiente poco descritto da un punto di vista pedologico. I risultati presentati hanno pertanto l'obiettivo di portare un primo contributo alla conoscenza dei suoli del versante Nord Occidentale dell'Etna sino ad ora mai descritto.

Le caratteristiche dei suoli investigati consentono di potere attribuire loro caratteri andici sia pure non molto spinti: il valore soglia di ritenzione in fosforo del 25% insieme alla tessitura nettamente sabbiosa e ai valori di  $Al_{ox} + \frac{1}{2} Fe_{ox}$  sempre superiori a 0,40, infatti soddisfano i requisiti riportati al punto 2. della seconda edizione della Soil Taxonomy (cfr USDA-NRCS, 1999, pag. 80b).

Di conseguenza, considerando i dati analitici e in base anche alla variabilità pedoclimatica evidenziata, i pedon investigati appartengono all'ordine degli Andisuoli (USDA-NRCS, 1999). In particolare il pedon Faggio 1 è da classificare come Vitric Hapludand; il pedon Roverella 2 come Typic Udivitrand ed il pedon Leccio 1 come Typic Vitrixerand.

Le caratteristiche vitriche, comuni ai tre pedon, sono indice di una moderata alterazione, dovuta probabilmente sia all'età relativamente giovane del substrato pedogenetico che alla attività esplosiva del vulcano che apporta continuamente materiali piroclastici vetrosi in superficie.

Da sottolineare, e da mettere in relazione con l'elevato regime pluviometrico dell'area, è l'orizzonte identificato come EB nel pedon Faggio 1, un orizzonte di transizione più chiaro rispetto agli orizzonti sovrastanti e sottostanti con un limite ad andamento irregolare che però non mostra caratteri di lisciviazione e di "sbiancamento" molto spinti.

## **Ringraziamenti**

A Carmelo Dazzi e Salvatore Monteleone va il ringraziamento degli autori per la lettura critica del manoscritto, i suggerimenti e la disponibilità.



**Bibliografia**

- AVERNA V., 1954. Ricerche sui terreni vulcanici della zona etnea. *Annali della Sperimentazione Agraria*.
- BUURMAN P., VAN LAGEN B., VELTHORST E.J., 1996. Manual for soil and water analysis. Backhuys Publishers Leiden, The Netherlands.
- CERTINI G., FERNANDEZ SANJURJO M.J., CORTI G., UGOLINI F.C., 2001. The contrasting effect of broom and pine on pedogenic processes in volcanic soils (Mt. Etna, Italy). *Geoderma* 102: 239-254.
- CHESTER D.K., DUNCAN A.M., GUEST J.E. KILBURN C.R.J., 1985. Mount Etna: *The anatomy of a volcano*. Chapman and Hall, London, 404 pp.
- FIEROTTI G., 1967. Studi sui suoli siciliani. Nota IV: Studio pedo-agronomico dell'isola di Vulcano. *Quaderni di Agronomia*, n° 3, Palermo.
- FIEROTTI G., DAZZI C., RAIMONDI S., 1988. Commento alla Carta dei suoli della Sicilia 1:250.000. Palermo.
- MINISTERO DELLE POLITICHE AGRICOLE E FORESTALI, 2000. Metodi di analisi chimica dei suoli. Milano: Ed. Franco Angeli.
- POLI MARCHESE E., 2000. Carta della vegetazione dell'Etna: Note illustrative. Selca, Firenze.
- PALUMBO B., ANGELONE M., BELLANCA A., DAZZI C., HAUSER S., NERI R., WILSON J., 2000. Influence of inheritance and pedogenesis on heavy metal distribution in soils of Sicily, Italy. *Geoderma* 95: 247-266.
- REGIONE SICILIANA, ASSESSORATO AGRICOLTURA E FORESTE, 2000. Atlante Climatologico della Sicilia. Vol. III, Ed. Priulla, Palermo
- RAIMONDI S., LUPO M., TUSA D., 1999. Il clima ed il pedoclima dei suoli vulcanici dell'Etna. *Siciliaforeste* n° 23/24, Palermo.
- SHOJI S., NANZYO M., DAHLGREN R.A., 1993. Volcanic ash soils: Genesis, properties and utilization. *Elsevier Science Publishers* B.V. 288 pp.
- 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.

*PRIMI ACCERTAMENTI SULLA DISTRIBUZIONE  
DEI POLIFENOLI IN SUOLI SOTTO DIFFERENTI  
COPERTURE VEGETALI IN UN'AREA  
DELLA SARDEGNA CENTRO-OCCIDENTALE*

S. Vacca <sup>1</sup>, A. Buondonno <sup>2</sup>, E. Coppola <sup>2</sup>,

E. Farris <sup>3</sup>, S. Madrau <sup>4</sup>, M. Biagioli <sup>5</sup>

1 Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari, Sede di Nuoro.

2 Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli.

3 Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari.

4 Dipartimento di Ingegneria del Territorio, Università di Sassari.

5 Università di Sassari, Corso di Laurea in Scienze Ambientali, Sede di Nuoro.

**Abstract**

An investigation on the distribution of soluble polyphenols (PFS) in soils under different cover (*Eucalyptus sp.*, *Quercus ilex*, *Robinia pseudoacacia*, *Pinus sp.*, *Quercus pubescens*, grass and a mixed wood with *Corilus avellana*, *Castanea sativa* and *Eucalyptus sp.*) was carried out. Three Entisols and nine Inceptisols developed on the basaltic formations of macomer (middle-western Sardinia) were considered. The soil PFS concentration ranged from 26 mg/kg under grass to 60 mg/kg under mixed wood, with a mean value of 39 mg/kg. The distribution of PFS in surface horizons or along soil profiles was depending on the vegetal cover and on anthropic activities including reafforestation.

**Key words:** soil polyphenols, vegetal cover, basalt, Sardinia.

**Riassunto**

E' stata condotta un'indagine sul contenuto di polifenoli solubili (PFS) in suoli sotto differente copertura vegetale (*Eucalyptus sp.*, *Quercus ilex*, *Robinia pseudoacacia*, *Pinus sp.*, *Quercus pubescens*, pascolo e bosco misto di *Corilus avellana*, *Castanea sativa* and *Eucalyptus sp.*). Sono stati presi in considerazione tre Entisols e nove Inceptisols sviluppati sulle formazioni basaltiche di macomer (Sardegna centro-occidentale). La concentrazione di PFS nei suoli è variata da 26 mg/kg sotto pascolo a 60 mg/kg sotto bosco misto. La distribuzione dei PFS negli orizzonti di superficie o lungo alcuni profili è risultata essere influenzata sia dalla differente copertura vegetale che dagli interventi antropici di reimpianto.

**Parole chiave:** polifenoli del suolo, copertura vegetale, basalti, Sardegna.

## Introduzione

Numerosi composti organici di origine e natura diverse sono coinvolti nei processi di pedogenesi: carboidrati, lignina, acidi mono- e policarbossilici, polipeptidi, acidi benzoici e fenolici a vario grado di polimerizzazione (Frimmel e Christman, 1988; McKeague *et al.*, 1986; Stevenson, 1982; van Bremen e Buurman, 1998). Tra questi, un ruolo rilevante viene attribuito ai polifenoli, componenti ubiquitari della sostanza organica del suolo, in cui si ritrovano sia come metaboliti e residui vegetali (Haslam, 1988), sia come precursori o intermedi nei processi di umogenesi (McKeague *et al.*, 1986; Wilding *et al.*, 1983; van Bremen e Buurman, 1998; Stevenson, 1982). I polifenoli sono caratterizzati da elevata mobilità e reattività chimica e potere complessante nei confronti di polielettroliti colloidali e minerali argillosi (Stevenson e Fitch, 1986, McKeague *et al.*, 1986; Stevenson, 1982; Baldock e Nelson, 2000), e si ritiene che svolgano un ruolo fondamentale nei processi di formazione e strutturazione dei peds (Baldock e Nelson, 2000; Emerson *et al.*, 1986; Frimmel e Christman, 1988; Griffiths e Burns, 1972; McKeague *et al.* 1986; Stevenson, 1982; van Bremen e Buurman, 1998). Studi su modelli di peds hanno inoltre evidenziato che i polifenoli interagiscono facilmente con minerali argillosi e con ioni Ca in ambiente alcalino (Buondonno *et al.*, 1994), o con ioni Al o Fe in ambiente acido (Buondonno e Coppola, 2001), formando aggregati strutturali stabili con differenti proprietà morfologiche, mineralogiche e chimico-fisiche. La diversa evoluzione e interazione dei polifenoli con le fasi minerali può quindi discriminare, nei differenti ambienti, l'orientamento della pedogenesi. Su tali premesse è stato avviato uno studio finalizzato a definire il ruolo pedogenetico dei polifenoli in differenti ambienti pedoclimatici. In una precedente indagine è stata analizzata la distribuzione dei polifenoli in una varietà di pedotipi (Alfisuoli, Inceptisuoli e Spodosuoli) da differenti siti dell'Italia settentrionale, meridionale e insulare, sviluppati su substrati diversi e sotto diversa copertura vegetale (Buondonno *et al.*, 2001). La ricerca si è quindi orientata verso lo studio di peculiari aspetti della pedogenesi, con particolare riferimento alla dinamica delle componenti fenoliche della sostanza organica (SO), in suoli sviluppati su materiale parentale sostanzialmente omogeneo, con limitata variabilità di quota e giacitura, ma caratterizzati da differente copertura vegetale e da diversa esposizione all'impatto antropico ed agli incendi. In questo lavoro vengono riportati i risultati preliminari relativi alla distribuzione della SO e delle forme solubili dei polifenoli in suoli del complesso vulcanico plio-quadernario di Macomer (NU).

## Materiali e metodi

### Area di studio.

L'indagine si è sviluppata in un'area della Sardegna centro-occidentale, sub-regione Marghine-Planargia, nella zona di S. Antonio di Macomer (NU). La copertura vegetale dell'area è caratterizzata da cenosi boschive, prevalentemente governate a ceduo, dominate fisionomicamente da roverella (*Quercus pubescens*), riferibili a querceti mesofili del piano bioclimatico mesomediterraneo superiore.

Tabella 1. Identificazione delle stazioni

Profilo	Substrato	Copertura vegetale	Grande Gruppo USDA	prof. <sup>2</sup> (cm)
1 - Pedru Oe 1	Basalti poco alterati	Eucalipto <sup>1</sup>	Haploxerepts	45
2 - Pedru Oe 2	Basalti poco alterati	Leccio <sup>1</sup>	Dystroxerepts	55
3 - Pedru Oe/ S'Ispissu	Basalti alterati	Robinia	Dystroxerepts	60
4 - S'Ispissu	Basalti poco alterati	Pascolo <sup>1</sup>	Dystroxerepts	60
5 - Funtana s'Ena longa	Basalti non alterati	Misto castagno, nocciolo, eucalipto	Haploxerepts	70
6 - Sa Coa de su Attu/ s'Ena longa	Basalti poco alterati	Pino	Xerorthents	30
7 - Funtana s'Ena longa	Basalti grigi poco alterati	Pino 1	Xerorthents	45
8 - Sa Pattada 1	Basalti alterati	Roverella	Dystroxerepts	35
9 - Sa Pattada 2	Basalti grigiastri alterati	Roverella	Dystroxerepts	63
10 - Su Pirastru	Basalti rossastri alterati	Roverella	Dystroxerepts	75
11 - Frida 1	Basalti poco alterati	Pascolo	Dystroxerepts	80
12 - Frida 2	Basalti grigi poco alterati	Roverella	Xerorthents	45

1: reimpianto dopo incendio; 2: solum.

Tabella 2a. Profilo 5 Funtana S'Ena Longa

**STAZIONE**

**Località:** Funtana S'Ena Longa; Comune di Borore (NU); 498 III Macomer; 4452383 N, 1474699 E (G.B.). **Morfologia:** collinare, parte bassa del versante. **Quota:** 655 m slm. **Pendenza:** 2 - 6%. **Esposizione:** 105 N. **Uso del suolo:** ceduo caducifoglie. **Litologia:** basalti poco alterati con debole copertura colluviale. **Pietrosità superficiale:** 0,1% (blocchi). **Rocciosità:** 0,1%. **Classificazione (provvisoria):** Typic Haploxerept.

**PROFILO**

A1 0-8 cm	poco umido; colore (5YR 2,5/2); scheletro scarso (< 5%), arrotondato, minuto; struttura poliedrica subangolare, fine, moderata; di consistenza friabile; porosità abbondante, di dimensioni molto piccole e piccole; non presenta effervescenza in HCl; drenaggio normale; radici comuni ad andamento obliquo e verticale di piccole dimensioni; intensa attività biologica.
A2 8-30 cm	poco umido; colore (5YR 2,5/2); scheletro scarso (5%), arrotondato, minuto; struttura poliedrica subangolare, media, moderata; di consistenza friabile; porosità abbondante, di dimensioni molto piccole e piccole; non presenta effervescenza in HCl; drenaggio normale; radici comuni ad andamento obliquo e verticale di dimensioni piccole e medie; intensa attività biologica.
Bw1 30-50 cm	poco umido; colore (5YR 2,5/2); scheletro scarso (< 5%), arrotondato, minuto; struttura poliedrica subangolare, media e grossolana, forte; di consistenza friabile; porosità comune, di piccole dimensioni; non presenta effervescenza in HCl; drenaggio normale; radici comuni ad andamento obliquo e verticale di piccole dimensioni; attività biologica media.
Bw2 50-70 cm	poco umido; colore (5YR 2,5/2); scheletro scarso (5-10%), arrotondato, minuto; struttura poliedrica subangolare, media e grossolana; di consistenza friabile; porosità comune, di dimensioni piccole; non presenta effervescenza in HCl; drenaggio normale; radici scarse ad andamento obliquo e verticale di piccole dimensioni; attività biologica media.
C 70>90 cm	scheletro molto abbondante (60-70%), arrotondato, grossolano.

Or.	Sabbia <sup>1</sup>	Limo <sup>1</sup>	Argilla <sup>1</sup>	pH		d <sup>2</sup>	C <sup>1</sup>	N <sup>1</sup>	Al	Fe
				H <sub>2</sub> O	NaF					
A1	337	331	154	6,1	9,9	772	85,1	8,4	13,3	11,8
A2	530	332	92	5,6	10,5	nd	37,6	3,5	11,3	12,4
Bw1	569	317	89	5,9	10,5	nd	28,2	2,1	10,8	22,4
Bw2	581	297	77	6,1	10,6	nd	28,2	2,0	12,2	22,4

Or.	C.S.C. <sup>3</sup>	Ca-sc <sup>4</sup>	Mg-sc <sup>4</sup>	Na-sc <sup>4</sup>	K-sc <sup>4</sup>	Al-sc <sup>4</sup>	Ac-sc <sup>5</sup>	pH KCl	G.S.B. <sup>6</sup>
A2	28,70	3,50	0,70	0,90	1,20	1,30	1,40	4,4	22,0
Bw1	36,60	3,40	0,60	0,40	1,00	0,60	0,70	4,6	14,8
Bw2	40,00	3,40	0,50	0,40	0,50	0,70	0,80	4,6	12,0

1: g/kg; 2: densità, g/dm<sup>3</sup>; 3: Capacità di Scambio Cationico, cmol<sub>[+]</sub>/kg; 4: cationi di scambio cmol<sub>[+]</sub>/kg; 5: acidità di scambio, cmol<sub>[+]</sub>/kg; 6: Grado di Saturazione in Basi (%); nd: non determinato

Tabella 2b. Profilo 12 Frida 2

STAZIONE										
Località: Frida 2; Comune di Macomer (NU); 498 III Macomer; 4452866 N - 1471869 E (G.B.). Morfologia: collinare, parte bassa del versante. Quota: 685 m slm. Pendenza: 2 - 6%. Esposizione: 210 N. Uso del suolo: ceduo di roverella. Litologia: basalti grigi poco alterati. Pietrosità superficiale: 1% (blocchi). Rocciosità. 5-10 %. Classificazione (provvisoria): Lithic Xerorthent.										
PROFILO										
A1 0-30 cm	poco umido; colore (2,5YR 2,5/2); scheletro scarso (5-10%), arrotondato, minuto; struttura poliedrica subangolare, fine e media, moderata; di consistenza friabile; porosità abbondante, di dimensioni piccole e medie; non presenta effervescenza in HCl; drenaggio normale; radici comuni ad andamento obliquo e verticale di dimensioni piccole e medie; intensa attività biologica.									
A2 30-45 cm	poco umido; colore (2,5YR 2,5/2); scheletro scarso (5-10%), arrotondato, minuto; struttura poliedrica subangolare, media, forte; di consistenza friabile; porosità comune di dimensioni molto piccole e piccole; non presenta effervescenza in HCl; drenaggio normale; radici comuni ad andamento obliquo e verticale di dimensioni piccole e medie; attività biologica media.									
C1 45-70 cm	poco umido; colore (2,5YR4/0); scheletro molto abbondante (> 60 %), arrotondato, medio; struttura poliedrica subangolare, grossolana e molto grossolana, moderata; di consistenza resistente; non presenta effervescenza in HCl; drenaggio normale; radici scarse ad andamento obliquo e verticale di piccole dimensioni.									
C2 >70 cm	poco umido; colore (7,5YR5/6); scheletro molto abbondante (>60%), arrotondato, minuto; di consistenza molto resistente; non presenta effervescenza in HCl; drenaggio normale.									
Or.	Sabbia <sup>1</sup>	Limo <sup>1</sup>	Argilla <sup>1</sup>	pH H <sub>2</sub> O	pH NaF	d <sup>2</sup>	C <sup>1</sup>	N <sup>1</sup>	Al oxa <sup>1</sup>	Fe oxa <sup>1</sup>
A1	359	399	119	6,4	10,4	748	71,2	4,6	18,2	10,7
A2	506	373	59	6,0	10,8	nd	36,1	2,9	12,6	10,0
Or.	C.S.C. <sup>3</sup>	Ca-sc <sup>4</sup>	Mg-sc <sup>4</sup>	Na-sc <sup>4</sup>	K-sc <sup>4</sup>	Al-sc <sup>4</sup>	Ac-sc <sup>5</sup>	pH KCl	G.S.B. <sup>6</sup>	
A1	52,40	12,70	1,20	0,80	0,90	0,20	0,30	5,10	29,80	
A2	39,00	5,10	0,70	0,70	0,60	0,20	0,30	4,90	18,20	

<sup>1</sup> g/kg; <sup>2</sup> densità, g/dm<sup>3</sup>; <sup>3</sup> Capacità di Scambio Cationico, cmol<sub>[+]</sub>/kg; <sup>4</sup> cationi di scambio, cmol<sub>[+]</sub>/kg; <sup>5</sup> acidità di scambio, cmol<sub>[+]</sub>/kg; <sup>6</sup> Grado di Saturazione in Basi (%); nd: non determinato.

Nelle facies più mature sono presenti agrifoglio (*Ilex aquifolium*) e numerose specie erbacee perenni, sciafile, con prevalenza, per abbondanza e copertura, di *Luzula forsteri*, *Viola alba* subsp. *dehnhardtii* e *Brachypodium sylvaticum*, oltre a numerose bulbose (*Cyclamen repandum*, *Ornithogalum pyrenaicum*); nei settori meno evoluti del bosco sono più diffuse le arbustive quali *Rosa canina* e *Malus sylvestica*. In seguito al passag-

gio del fuoco in numerose aree si sono costituite cenosi arbustive di sostituzione, dominate dalle leguminose *Teline monspessulana* e *Cytisus villosus*: su queste superfici spesso è intervenuto l'uomo che, con l'intento di ripristinare il manto forestale, ha introdotto specie alloctone, in particolare conifere del genere *Pinus*. In altre zone l'uso agro-pastorale dell'area ha portato alla totale eliminazione della copertura vegetale forestale e preforestale, con la costituzione di pascoli, prevalentemente perenni, dominati da leguminose e graminacee di diverse specie.

### Clima

La temperatura media annua dell'area di studio è di 15,2 °C, con valore minimo nel mese di gennaio (7,2 °C) e massimo nei mesi di luglio ed agosto (24,6 °C). Le precipitazioni medie annue sono pari a 947 mm, con valori massimi nei mesi di novembre (144 mm) e dicembre (138 mm), e minimi nei mesi di luglio (8 mm) e agosto (18 mm). Il bilancio idrico dei suoli indica una ETP media annua di 806,9 mm, mentre il deficit idrico medio è di 333,9 mm, con valore massimo nel periodo luglio-agosto (238,6 mm), mentre condizioni di surplus si verificano nel periodo novembre-aprile. Il regime di temperatura del suolo è di tipo termico, mentre il regime di umidità è prevalentemente serico, talvolta ustico.

### Suoli

La prima fase del rilevamento pedologico ha interessato 12 profili sviluppati sul complesso vulcanico plio-quaternario di Macomer (Tabella 1). In accordo con le finalità della sperimentazione sono stati studiati 12 profili sviluppati sotto differente copertura vegetale, ed in particolare eucalipto, leccio, robinia, pascolo in rimboschimento, bosco misto castagno/nocciolo/eucalipto, pino, roverella. Il substrato litologico è caratterizzato da basalti alcalini e da fonoliti più o meno alterate, talvolta con deboli coperture colluviali; le pendenze sono generalmente comprese fra 2 e 6%, con punte del 10% per il profilo 9 (Sa Pattada 2); le quote sono nell'intorno dei 650 m slm, variabili da 625 (profili 3 e 4, Pedru Oe / S'Ismiss) a 725 m slm (profilo 8, Sa Pattada 1).

I suoli sono stati campionati e classificati in accordo con i criteri della Soil Taxonomy (USDA-NRCS, 1999). Le analisi dei suoli sono state condotte secondo i Metodi Ufficiali di Analisi del Suolo (MiPAF, 2000). La frazione polifenolica solubile (PFS) è stata determinata secondo la metodologia descritta da Lowe (1993).

## **Risultati**

### **I Suoli**

Congruentemente con la sostanziale uniformità delle caratteristiche geomorfologiche e del substrato, i suoli sono in generale moderatamente evoluti, con tessitura franca-franco sabbiosa e profondità di norma >50 cm, ascritti in prima approssimazione ai Grandi Gruppi degli Haploxerepts (stazioni 1, 5) e dei Dystroxerepts (stazioni 2, 3, 4, 8, 9, 10, 11) o, più raramente, degli Xerorthents (stazioni 6, 7, 12). In Tabella 2a e 2b vengono riportate le descrizioni di due profili rappresentativi.

In contrasto con la natura basica del substrato litologico, si osserva di norma basso grado di saturazione in basi (G.S.B.) (Tabella 3), soprattutto negli orizzonti profondi (Tabella 2a e 2b), e grado di reazione acido. Fa eccezione l'orizzonte A1 del profilo Pedru Oe-1, in cui G.S.B. >70%, in conseguenza di precorsi incendi che hanno arricchito il suolo di ceneri alcaline, reliquando lingue di fuoco ancora evidenti nell'orizzonte stesso. Negli orizzonti di superficie il contenuto di C organico è sempre molto elevato (> 40 g/kg) contestualmente ad alti valori di C.S.C. (>30 cmol<sub>[+]</sub>/kg). Il G.S.B. è minimo (<25%) negli orizzonti di superficie dei profili 3, 4, 6 e 7, rispettivamente sotto robinia, pascolo e pino. Questi ultimi, in particolare, presentano scarso contenuto di azoto (< 2,5 g/kg) e quindi alti valori del rapporto C/N (> 25). Si accerta altresì, negli orizzonti di superficie, densità apparente 0,7-0,9 kg/dm<sup>3</sup>, pH in NaF generalmente > 10, ed elevati contenuti di Al e Fe estraibili in ossalato, indizio di possibile espressione di proprietà andiche. Dal punto di vista della conservazione dei suoli, non si rilevano segni evidenti di degradazione fisica, sia per le deboli pendenze, sia per l'elevato contenuto di S.O. che, particolarmente negli orizzonti di superficie, salvaguarda la stabilità degli aggregati ostacolando i processi erosivi.



Tabella 3. Caratteristiche degli orizzonti di superficie

Profilo - Copertura (Orizzonte)	pH H <sub>2</sub> O	pH NaF	Al oxa <sup>1</sup>	Fe oxa <sup>1</sup>	C.S.C. <sup>2</sup>	G.S.B. <sup>3</sup>	C <sup>1</sup>	N <sup>1</sup>	C/N
1 - Eucalipto (A1)	7,4	10,5	18,8	11,2	36,4	72,0	62,9	7,1	8,9
2 - Leccio (A)	5,9	10,5	17,4	11,7	55,2	25,5	70,3	7,9	8,90
3 - Robinia (Ap)	5,5	10,2	11,1	13,1	45,3	13,0	53,1	4,5	11,8
4 - Pascolo (Ap)	5,8	10,8	19,0	9,7	55,2	10,9	62,3	5,3	11,8
5 - Misto (A1)	6,1	9,9	13,3	11,8	57,4	66,5	85,1	8,4	10,1
6 - Pino (A)	5,7	9,9	8,4	12,4	33,9	16,2	43,9	1,7	25,8
7 - Pino (A1)	6,0	11,0	22,2	19,3	51,4	11,9	62,1	2,4	25,9
8 - Roverella (A1)	6,3	9,2	5,7	8,0	42,9	47,8	50,4	4,4	11,5
9 - Roverella (A1)	6,0	10,5	19,8	11,4	55,6	25,0	84,6	7,5	11,3
10 - Roverella (A1)	5,9	10,2	22,1	11,3	53,3	40,7	85,6	9,4	9,1
11 - Pascolo (A1)	5,9	10,2	14,3	10,9	50,7	33,9	88,2	8,1	10,9
12 - Roverella (A1)	6,4	10,4	18,2	10,7	52,4	29,8	71,2	4,6	15,5

1: g/kg; 2: cmol<sub>+</sub>/kg; 3: Grado di Saturazione in Basi, %.

### Polifenoli solubili (PFS)

La figura 1 riporta la distribuzione dei polifenoli solubili (PFS) negli orizzonti di superficie dei profili esaminati (istogrammi con scala in ordinata a sinistra). Il contenuto di PFS è variato da 26 a 60 mg/kg, con media pari a 39 mg/kg. Tali valori rientrano ampiamente entro i limiti di variabilità osservati in una precedente indagine (Buondonno *et al.*, 2001).

Contenuti particolarmente esigui di PFS (< 30 mg/kg) si osservano nei suoli a pascolo e sotto robinia, mentre valori elevati (> 50 mg/kg) si accertano nei suoli a copertura stabilizzata mista o a roverella non percorsi da incendio. E' interessante ancora rilevare come anche il rapporto PFS/C (Figura 1, linea spezzata con scala in ordinata a destra) vari in funzione sia della copertura che degli eventuali incendi pregressi, da un minimo di 0,35 10<sup>-3</sup> sotto pascolo ad un massimo di 1,02 10<sup>-3</sup> sotto pineta stabile. Tale valore elevato suggerisce scarsa umificazione dei residui vegetali.

La figura 2 riporta la distribuzione dei polifenoli solubili lungo alcuni profili rappresentativi. Concordemente con i risultati di una precedente indagine (Buondonno *et al.*, 2001), si osserva nei casi esaminati un arricchimento di PFS nell'orizzonte di superficie, con una diminuzione più o meno accentuata in funzione della profondità: Le quantità più elevate si accertano nel profilo 9 sotto bosco misto, con valori variabili da 58 mg/kg nell'orizzonte A1 a 33 mg/kg nell'orizzonte Bw2; le variazioni più ampie si osservano nel profilo 1, sotto eucalipto, in cui il contenuto di PFS decresce da

41 mg/kg nell'orizzonte A1 a 16 e 12 mg/kg negli orizzonti A2 e Bw, rispettivamente; diversamente, sostanziale omogeneità di distribuzione dei PFS si riscontra nel profilo 4 sotto pascolo, con valori pari a 26 mg/kg negli orizzonti Ap e A2, e 22 mg/kg nell'orizzonte Bw; infine, nell'entisuolo sotto roverella (profilo 12), il contenuto di PFS si dimezza da 32 mg/kg nell'orizzonte A1 a 16 mg/kg nell'orizzonte A2.

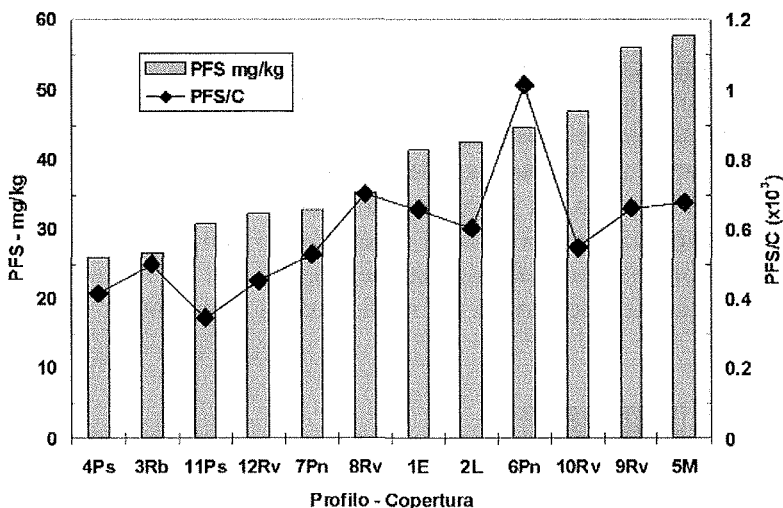


Figura 1. Distribuzione dei polifenoli solubili e del rapporto PFS/C negli orizzonti di superficie. Ps: pascolo; Rb: robinia; Rv: roverella; Pn: pino; E: Eucalipto; L: leccio; M: bosco misto

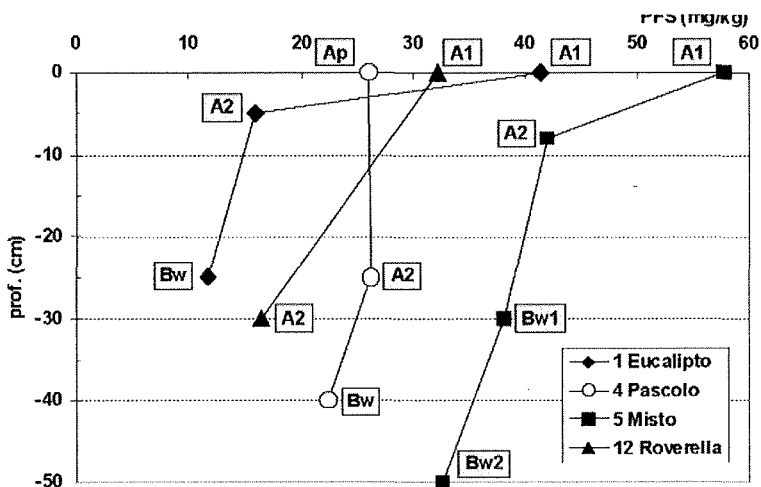


Figura 2. Distribuzione dei polifenoli lungo alcuni profili rappresentativi

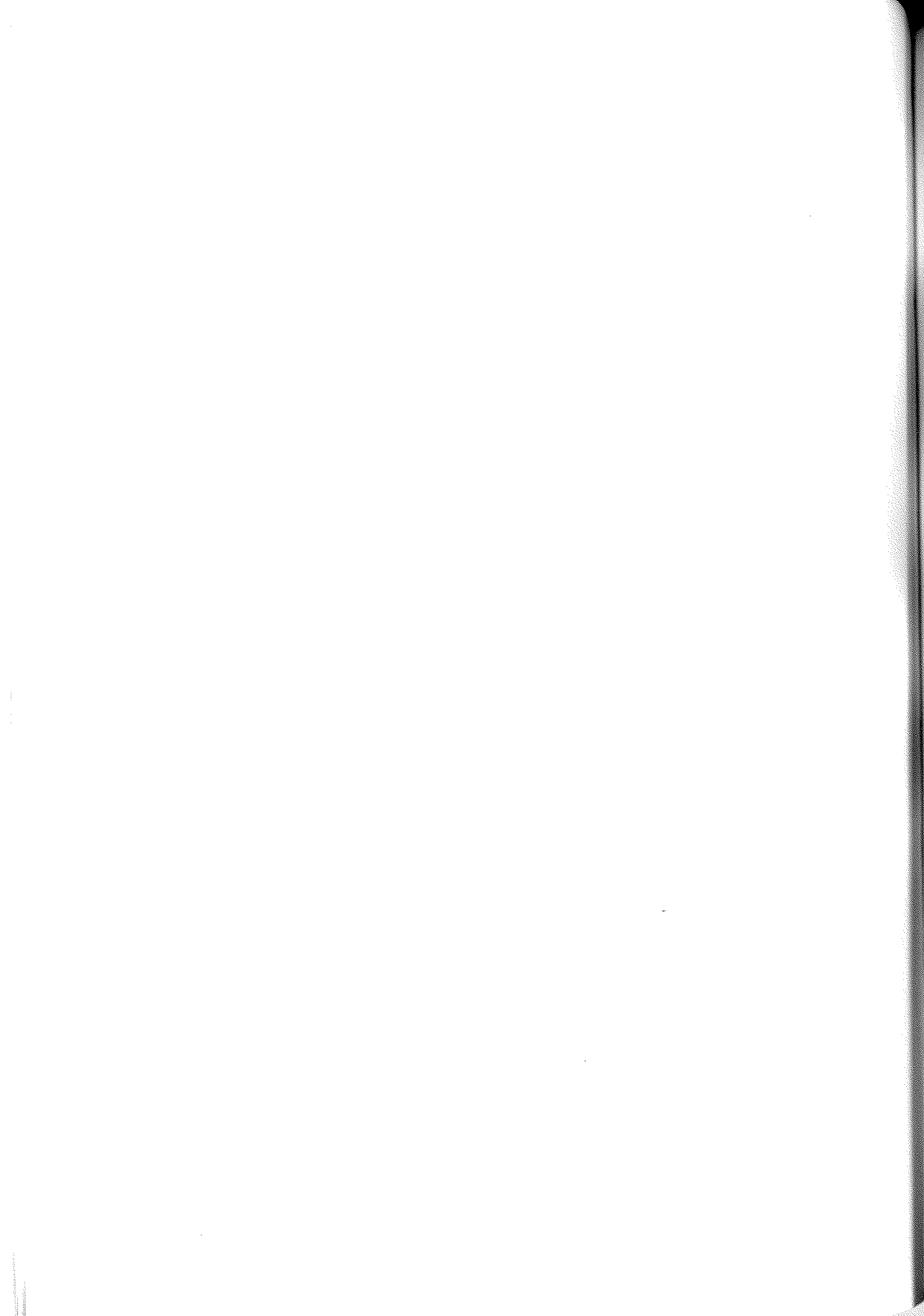
## Conclusioni

I risultati di questa indagine preliminare evidenziano che, a fronte di una sostanziale omogeneità dei suoli oggetto di studio - quanto a natura del substrato, caratteri geomorfologici, tipologie tassonomiche e proprietà chimico-fisiche - si accerta un'ampia variabilità del contenuto di polifenoli solubili. In particolare, la loro distribuzione negli orizzonti di superficie e di profondità appare essere dipendente dalla copertura vegetale, dalla differente dinamica vegetazionale determinata dagli interventi antropici di reimpianto, nonché dall'uso attuale del suolo. Sviluppi futuri della ricerca saranno indirizzati alla valutazione delle componenti polifenoliche umiche ed all'analisi in dettaglio dei processi pedogenetici in relazione a tali frazioni. Particolare attenzione sarà data all'accertamento delle proprietà andiche ed al perfezionamento della classificazione, nonché alla valutazione delle alterazioni dei caratteri pedologici nei suoli percorsi da incendio.

## Bibliografia

- BUONDONNO A. E 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. *Studies in Surface Science and Catalysis*, 140: 87-101.
- BUONDONNO A., ALIANIELLO F., BENEDETTI A., COPPOLA E., DELL'ABATE M.T. E ODIERNA P., 2001. Indagine sul significato pedogenetico dei polifenoli nel suolo. Primo Contributo. Abstracts Conv. Naz. SISS "L'emergenza suolo", Erice, 16-22 Maggio 2001, 54-55.
- BUONDONNO A., AMBROSINO M.L., COPPOLA E., FELLECA D., PALMIERI F., PIAZZOLLA P., DE STRADIS A., 1994. Models of organo-mineral aggregates with polyphenols. 2. Stability of bentonite-Ca-galotannin interaction products. In: Humic substances in the global environment and implications on human health. N. Senesi e T.M. Miano Ed., Elsevier, Amsterdam, 1101-1106.
- FRIMMEL F.H. E CHRISTMAN R.F., 1988. Humic Substances and Their Role in the Environment. Wiley J. and Sons Eds, USA, 270 pp.
- GRIFFITHS E. E BURNS R.G., 1972. Interaction Between Phenolic Substances and Microbial Polysaccharides in Soil Aggregation. *Plant and Soil*, 36, 599-612.
- HASLAM E., 1988. Plant Polyphenols (syn. Vegetable Tannins) and Chemical Defense-A Reappraisal. *Journal of Chemical Ecology*, 14, 1789-1805.
- LOWE L.E., 1993. Water-soluble phenolic Materials. In: Soil sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, Boca raton, FL, USA, 409-412.
- M.I.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.
- MCKEAGUE J.A., CHESHIRE M.V., ANDREUX F. E BERTHELIN J., 1986. Organo-Mineral Complexes in Relation to Pedogenesis. In: Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes, P.M. Huang and M. Schnitzer Eds., SSSA sp. publ. n°17, Madison, WI, USA, 549-592.

- SOIL SURVEY STAFF, United States Department of Agriculture. -1999. 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, New York.
- STEVENSON F. J., 1982. Humus chemistry. Wiley J. and Sons Eds., USA, 443 pp.
- STEVENSON F.J. E FITCH A., 1986. Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. In: P.M. Huang and M. Schnitzer (eds.) *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*, SSSA sp. publ. n°17, Soil Sci. Soc. Am. Ed., Madison, WI, USA, 29-58.
- VAN BREEMEN N. E BUURMAN P., 1998. Soil Formation, Kluwer Academic Pub., Dordrecht, The Netherlands, 377 pp.
- WILDING L.P., SMECK N.E., E HALL G.F., 1983. Pedogenesis and soil taxonomy. II. The soil orders, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, The Netherlands, 410 pp.
-





**Commissione VI  
Tecnologia e conservazione  
del suolo**

---



## CONFRONTO DI METODI PER LA STIMA DEL FATTORE DI ERODIBILITÀ $K$ DEL SUOLO

Rosa Francaviglia, Girolamo Mecella,

Patrizia Scandella, Alessandro Marchetti

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella 2, 00184 Roma

### Abstract

The work deals with the evaluation of the soil erodibility factor  $K$  by means of three equations: that implemented in the EPIC model, the equation utilised by the European Soil Bureau, that proposed by Torri *et al.* The first considers the sand, silt, clay and organic matter contents of the soil which are included in four non-linear and multiplicative equations. The equation adopted by the European Soil Bureau (ESB) results from a non-linear regression between the published data of all measured  $K$  values and the geometric mean diameter  $D_g$  of the particle size distribution. The equation of Torri *et al.* is a combination of  $D_g$ , clay fraction and organic matter content obtained by a non-linear regression fit. These latter Authors have proposed a fuzzy analysis of the data that, being based on the distributions of the  $K$  values as a function of the three parameters mentioned, avoids the use of any interpolating function, and allows the users to have a clear view of the uncertainty of  $K$  values related to any triplet, to be considered in any subsequent application.

The study concerns an area in the province of Frosinone whose topographic surface is 58,000 ha (the UAA is equal to 39,000 ha) with the availability of 190 soils profiles and all the data required for the evaluation of the  $K$  factor. Results have shown that the ESB and Torri methods are able to reflect the variations of the particle size distribution, mainly the variation of the clay content, in comparison with the equation of the EPIC model. The fuzzy analysis has shown an uncertainty of the  $K$  values ranging from  $\pm 0.0102$  to  $\pm 0.0153$  according to the texture.

**Key words:** Water erosion; Soil erodibility, Universal Soil Loss Equation,  $K$  factor.

### Riassunto

Il lavoro presenta i risultati della valutazione del fattore di erodibilità del suolo  $K$  ottenuti con tre equazioni: quella implementata nel modello EPIC, quella utilizzata dall'European Soil Bureau e quella proposta da Torri *et al.* La prima equazione considera i



contenuti di sabbia, limo, argilla e carbonio organico del suolo, combinati in quattro equazioni non lineari e moltiplicative. Quella adottata dall'European Soil Bureau (ESB) è il risultato di una regressione non lineare tra i valori misurati pubblicati per il fattore K e il diametro medio geometrico  $D_g$  delle componenti granulometriche. L'equazione di Torri *et al.* considera i termini  $D_g$ , frazione di argilla e sostanza organica, sempre combinati in un'equazione di regressione non lineare. Per quest'ultimo metodo, gli stessi Autori hanno proposto un'analisi *fuzzy* dei dati che, essendo basata sulla distribuzione dei valori di K in funzione dei tre parametri già citati, evita il ricorso a funzioni di interpolazione di qualsiasi tipo e consente di acquisire chiare indicazioni sull'incertezza dei valori di K, in relazione a qualsiasi tripletta di valori di cui tenere conto nelle successive applicazioni.

Lo studio riguarda un'area della provincia di Frosinone con una superficie topografica di circa 58,000 ha (la SAU è di circa 39,000 ha), per la quale erano disponibili 190 profili di terreno e tutti i dati necessari per la stima del fattore K. I risultati hanno indicato che i metodi proposti dall'ESB e da Torri sono più sensibili alle variazioni di composizione granulometrica, soprattutto quella del contenuto di argilla, rispetto all'equazione del modello EPIC. L'analisi *fuzzy* dei dati ha evidenziato un range di incertezza dei valori di K variabile  $\pm 0,0102$  a  $\pm 0,0153$  a seconda della tessitura.

**Parole chiave:** Erosione idrica; Erodibilità del suolo, Universal Soil Loss Equation; Fattore K

## Introduzione

Negli ultimi anni sono stati sviluppati numerosi metodi per la stima dell'erosione del suolo basati sulla Universal Soil Loss Equation (USLE) di Wischmeier e Smith (1978). Tra i vari fattori della USLE e della successiva RUSLE (Renard *et al.*, 1997) il fattore K rappresenta l'erodibilità del suolo, in sintesi la sua risposta globale a numerosi processi erosivi ed idrologici, complessi e di natura dinamica, influenzati dalle proprietà del suolo e dalle caratteristiche del profilo. Nella sua formulazione originale la USLE calcola il fattore K tramite grafici ed equazioni basati su dati sperimentali ricavati da parcelle per lo studio dell'erosione negli USA. Per questo motivo la sua estrapolazione ad altri ambienti, come quello Europeo dove sono frequenti suoli con estremi tessiture, può dare risultati poco soddisfacenti (Römken *et al.*, 1986).

Premesso che nell'area studiata non sono disponibili valori del fattore K misurati in campo attraverso il monitoraggio dell'erosione in parcelle sperimentali e con lo scopo di fornire indicazioni di massima sul rischio potenziale di erosione derivante dai fattori intrinseci e dinamici del suolo, lo studio intende presentare i risultati della valutazione del fattore di erodibilità del suolo K ottenuti con l'equazione implementata nel modello EPIC

(Sharpley e Williams, 1990), quella utilizzata dall'European Soil Bureau (Van der Knijff *et al.*, 1999) e quella proposta da Torri *et al.* (1997). Il primo metodo considera essenzialmente i contenuti di sabbia, limo, argilla e carbonio organico del suolo, combinati in quattro equazioni non lineari e moltiplicative. Quello adottato dall'European Soil Bureau è il risultato di una regressione non lineare tra valori misurati disponibili per il fattore K e diametro medio geometrico  $D_g$  delle tre frazioni granulometriche. Il metodo di Torri *et al.* considera i termini  $D_g$ , frazione di argilla e sostanza organica, sempre combinati in un'equazione non lineare. Per quest'ultimo metodo, gli stessi Autori hanno proposto un'analisi fuzzy dei dati che, essendo basata sulla distribuzione dei valori di K in funzione dei tre parametri già citati, evita il ricorso a funzioni di interpolazione di qualsiasi tipo e consente di acquisire chiare indicazioni sull'incertezza dei valori di K di cui tenere conto nelle successive applicazioni.

Lo studio riguarda un'area della provincia di Frosinone con una superficie topografica di circa 58.000 ha, di cui circa 52.000 di utilizzazione agraria e una SAU di circa 39.000 ha, per la quale sono disponibili circa 190 profili di terreno e tutti i dati necessari per la stima del fattore K (Istituto Sperimentale Nutrizione Piante, Regione Lazio, 1985). L'area coincide con la Valle del fiume Sacco, interposta tra l'apparato del Vulcano Laziale e le catene montuose dei Monti Lepini ed Ernici, mentre 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. La ricognizione sul terreno e l'osservazione delle foto aeree, eseguite negli anni '80 nell'ambito di una convenzione tra la Regione Lazio e l'Istituto avevano messo in evidenza accentuati fenomeni erosivi nei suoli con pendenze superiori al 10 % su substrati vulcanici di materiali poco compatti e su quelli arenaceo-argillosi. Complessivamente era stata posta in rilievo una prevalente incidenza della pendenza rispetto alla natura dei terreni.

### **Materiali e metodi**

L'area studiata è denominata Regione Agraria Statistica n. 6 (Frosinone). Il territorio comprende i Comuni di Anagni, Arnara, Boville Ernica, Ceccano, Ceprano, Ferentino, Frosinone, Monte S. Giovanni Campano, Paliano, Pofi, Ripi, Strangolagalli e Torrice.

La variazione dei quattro parametri considerati nei metodi messi a confronto è la seguente: sabbia 5-68,4%; limo 21-67,6 %; argilla 3-66 %; sostanza organica 0,27-10,9%.

Il modello EPIC calcola il fattore K con la formula riportata di seguito, in cui SAN, SIL, CLA e C sono i contenuti in % di sabbia, limo, argilla e carbonio organico del suolo, e  $SN1=1-SAN/100$ . I valori sono stati trasformati in unità del sistema metrico SI (Renard *et al.*, 1996) per renderli paragonabili ai risultati ottenuti con gli altri metodi, espressi invece in  $(t\ ha^{-1})[(MJ\ ha^{-1})(mm\ h^{-1})]^{-1}$ .

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp[-0.0256 SAN(1 - SIL/100)] \right\} \left( \frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \\ \left( 1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right) \left( 1.0 - \frac{0.7SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9SN1)} \right)$$

L'equazione utilizzata dall'ESB (Römken *et al.*, 1986; Renard *et al.*, 1997) è la seguente:

$$K = 0.0034 + 0.040 \exp \left[ -0.5 \left( \frac{\log D_g + 1.659}{0.7101} \right)^2 \right]$$

in cui  $D_g$  è il diametro geometrico medio delle tre frazioni granulometriche valutato con l'equazione proposta da Torri *et al.* (1997):

$$D_g = \exp \left[ \sum f_i \log_{10} \left( \sqrt{d_i d_{i-1}} \right) \right]$$

dove, per ognuna delle tre componenti granulometriche,  $f_i$  è la frazione corrispondente,  $d_i$  è il diametro massimo in mm e  $d_{i-1}$  quello minimo.

Il metodo di Torri *et al.* (1997) considera la seguente regressione tra i termini  $D_g$ , frazione di argilla C e sostanza organica OM in %:

$$K = 0.0293 \left( 0.65 - D_g + 0.24 D_g^2 \right) \exp \left\{ -0.021 \frac{OM}{C} - 0.00037 \left( \frac{OM}{C} \right)^2 - 4.02C + 1.72C^2 \right\}$$

Gli stessi Autori, considerato che l'equazione di regressione spiegava solo il 41 % della varianza osservata, hanno sviluppato una procedura basata sulla logica e le teorie matematiche fuzzy, il programma FUZK-BAS che, tenendo conto della distribuzione dei valori di K in funzione dei tre parametri già citati, evita il ricorso a funzioni di interpolazione di qual-

siasi tipo e consente di acquisire chiare indicazioni sull'incertezza dei valori di K di cui tenere conto in successive applicazioni (Torri *et al.*, 1997).

### Risultati e discussione

La prima indicazione fornita dai risultati è che i metodi proposti dall'ESB e da Torri, inclusa l'analisi fuzzy, sono più sensibili alle variazioni di composizione granulometrica, soprattutto a quella del contenuto di argilla, rispetto all'equazione del modello EPIC (Figura 1).

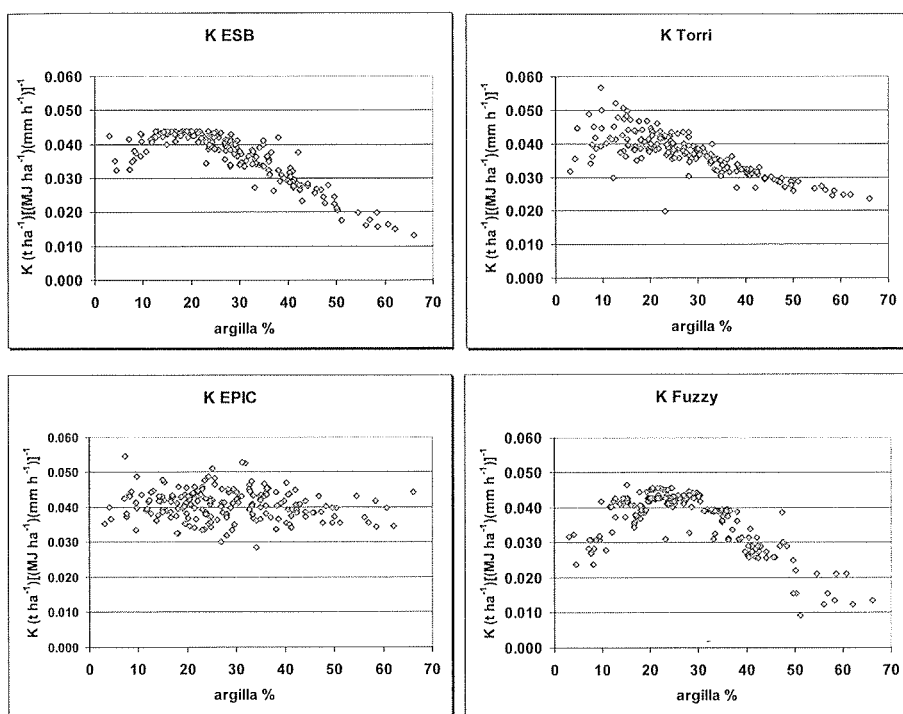


Figura 1. Valori di K in funzione del contenuto di argilla del suolo

Figure 1. K values as a function of the soil clay content

Quest'ultimo metodo fornisce, infatti, valori abbastanza costanti al variare di qualsiasi parametro. In particolare, per le sette classi di tessitura presenti nell'area studiata, il valore medio oscilla da 0,0382 per quelle di tipo AL a 0,0417 per quelle FA. Il metodo ESB varia da 0,0246

per le tessiture argillose a 0,0427 per quelle F, il metodo Torri da 0,0283 per le tessiture argillose a 0,0419 per le FL. Infine il K determinato con l'analisi fuzzy (valore centroide) varia da 0,0237 per le tessiture argillose a 0,0417 per le FL (Figura 2).

I valori di K sono in accordo con quanto riportato nello studio del CORINE (CEC, 1992) che considera molto erodibili i suoli con tessitura FS, F, FL e L, moderatamente erodibili quelli S, SF, FSA, FA, FLA, poco erodibili quelli con tessiture AS, A, AL (Figura 3). Con i quattro metodi utilizzati, i valori di K sono più elevati, con qualche rara eccezione per il modello EPIC, per le tessiture FS, F e FL, più bassi per le tessiture A ed AL.

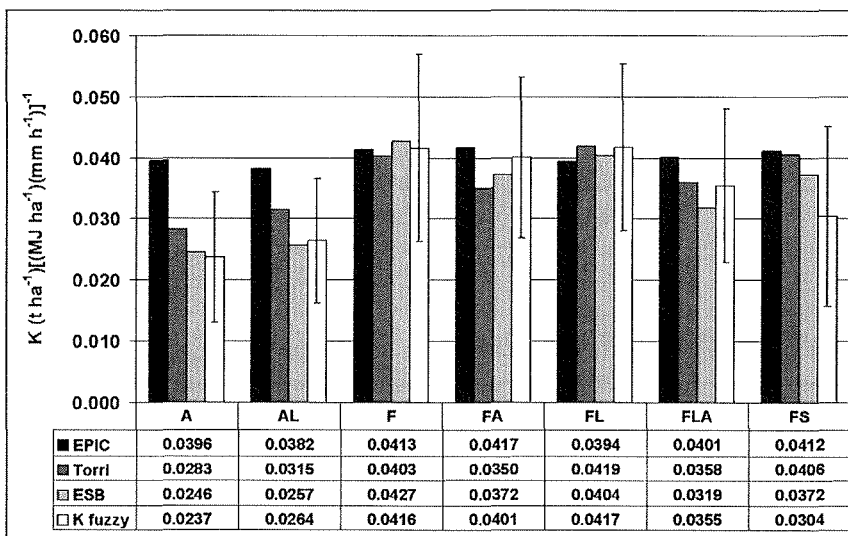


Figura 2. Valori medi di K per le classi di tessitura.

Le linee verticali rappresentano il range di incertezza del K-fuzzy valutato con il software FUZKBAS

Figure 2. Average K-values for the different soil textures.

The vertical bars show the uncertainty of the fuzzy-K evaluated with the software FUZKBAS

I metodi messi a confronto hanno fornito valori di K dello stesso ordine di grandezza per le tessiture franca e franco-limoso, che sono tra quelle ad elevata erodibilità secondo la già citata metodologia CORINE. Per le altre tessiture, il K-EPIC ed il K-Torri si discostano sensibilmente dai valori calcolati con gli altri due metodi (K-ESB e K-Fuzzy), che sono invece quasi sempre confrontabili.

L'incertezza dei valori di K valutati con l'analisi fuzzy mediante il software FUZKBAS, indicata con le barre verticali nella Figura 2, è risultata molto elevata ( $\pm 0,0102$ - $\pm 0,0153$ ) per tutti i metodi impiegati, particolarmente per le tessiture estreme come quella argillosa e franco-sabbiosa. Per le prime il range di variazione è  $0,0132$ - $0,0343$ , cioè  $\pm 0,0106$  a fronte di un K-fuzzy di  $0,0237$ ; in termini percentuali l'incertezza è il 45 %. Per le tessiture franco-sabbiose il range è  $0,0157$ - $0,0452$ , cioè  $\pm 0,0147$  con un K-fuzzy di  $0,0304$  (48 % in percentuale).

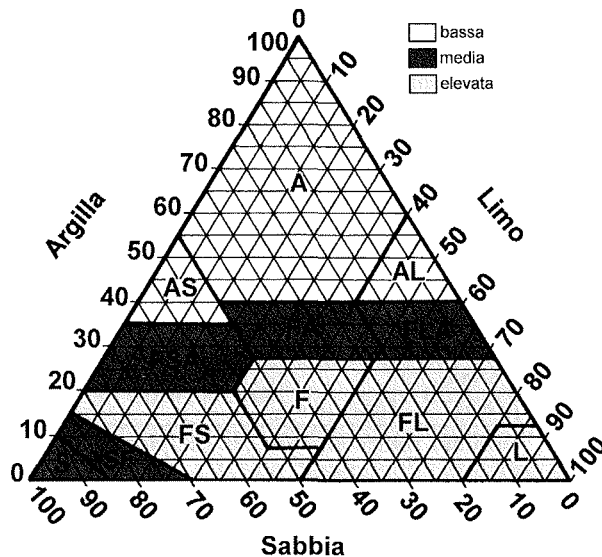


Figura 3. Valutazione dell'erodibilità del suolo in base alla tessitura secondo la metodologia CORINE (CEC, 1992).

Figure 3. Soil erodibility factor based on texture according the CORINE methodology (CEC, 1992)

L'analisi statistica dei dati eseguita su tutte le classi di tessitura (Tabella 1) ha indicato che le stime del K-EPIC sono significativamente differenti e maggiori ( $P < 0,001$ ) di quelle degli altri metodi.

Considerando le tessiture dei suoli molto erodibili (Figura 3), per le franco-limose le differenze tra i 4 metodi non sono mai significative, per le franco-sabbiose il K-Fuzzy risulta significativamente differente e minore ( $P < 0,001$ ) degli altri metodi, per la tessitura franca tutti i metodi risultano significativamente diversi tra di loro ( $0,01 < P < 0,001$ ) ad eccezione del K-EPIC in relazione al K-Torri ed il K-Fuzzy.

Tabella 1. Analisi statistica dei valori di K con il test t su due campioni accoppiati per medie

Table 1. Statistical analysis of K values with the t-test on the means of paired samples

Tutte le tessiture (190 campioni)				
	ESB	Torri	EPIC	Fuzzy
ESB		$-365 \times 10^{-6}$ ns	$-4031 \times 10^{-6}$ ***	$-65 \times 10^{-6}$ ns
Torri	$365 \times 10^{-6}$ ns		$-3666 \times 10^{-6}$ ***	$300 \times 10^{-6}$ ns
EPIC	$4031 \times 10^{-6}$ ***	$3666 \times 10^{-6}$ ***		$3966 \times 10^{-6}$ ***
Tessitura argillosa (28 campioni)				
	ESB	Torri	EPIC	Fuzzy
ESB		$-3742 \times 10^{-6}$ ***	$-14967 \times 10^{-6}$ ***	$851 \times 10^{-6}$ ns
Torri	$3742 \times 10^{-6}$ ***		$-11225 \times 10^{-6}$ ***	$4593 \times 10^{-6}$ ***
EPIC	$14967 \times 10^{-6}$ ***	$11225 \times 10^{-6}$ ***		$15818 \times 10^{-6}$ ***
Tessitura argillo-limosa (9 campioni)				
	ESB	Torri	EPIC	Fuzzy
ESB		$-5862 \times 10^{-6}$ ***	$-12495 \times 10^{-6}$ ***	$-721 \times 10^{-6}$ ns
Torri	$5862 \times 10^{-6}$ ***		$-6633 \times 10^{-6}$ ***	$5141 \times 10^{-6}$ *
EPIC	$12495 \times 10^{-6}$ ***	$6633 \times 10^{-6}$ ***		$11774 \times 10^{-6}$ ***
Tessitura franca (66 campioni)				
	ESB	Torri	EPIC	Fuzzy
ESB		$2371 \times 10^{-6}$ ***	$1367 \times 10^{-6}$ **	$1084 \times 10^{-6}$ **
Torri	$-2371 \times 10^{-6}$ ***		$-1004 \times 10^{-6}$ ns	$-1287 \times 10^{-6}$ **
EPIC	$-1367 \times 10^{-6}$ **	$1004 \times 10^{-6}$ ns		$-283 \times 10^{-6}$ ns
Tessitura franco-argillosa (38 campioni)				
	ESB	Torri	EPIC	Fuzzy
ESB		$2209 \times 10^{-6}$ ***	$-4512 \times 10^{-6}$ ***	$-2877 \times 10^{-6}$ ***
Torri	$-2209 \times 10^{-6}$ ***		$-6721 \times 10^{-6}$ ***	$-5086 \times 10^{-6}$ ***
EPIC	$4512 \times 10^{-6}$ ***	$6721 \times 10^{-6}$ ***		$1635 \times 10^{-6}$ ns
Tessitura franco-limosa (21 campioni)				
	ESB	Torri	EPIC	Fuzzy
ESB		$-2569 \times 10^{-6}$ ns	$1054 \times 10^{-6}$ ns	$-1237 \times 10^{-6}$ ns
Torri	$2569 \times 10^{-6}$ ns		$3623 \times 10^{-6}$ ns	$1332 \times 10^{-6}$ ns
EPIC	$-1054 \times 10^{-6}$ ns	$-3623 \times 10^{-6}$ ns		$-2291 \times 10^{-6}$ ns
Tessitura franco-limo-argillosa (15 campioni)				
	ESB	Torri	EPIC	Fuzzy
ESB		$-3953 \times 10^{-6}$ *	$-8238 \times 10^{-6}$ ***	$-3595 \times 10^{-6}$ *
Torri	$3953 \times 10^{-6}$ *		$-4285 \times 10^{-6}$ **	$358 \times 10^{-6}$ ns
EPIC	$8238 \times 10^{-6}$ ***	$4285 \times 10^{-6}$ **		$4643 \times 10^{-6}$ *
Tessitura franco-sabbiosa (13 campioni)				
	ESB	Torri	EPIC	Fuzzy
ESB		$-3002 \times 10^{-6}$ *	$-3966 \times 10^{-6}$ ns	$6773 \times 10^{-6}$ ***
Torri	$3002 \times 10^{-6}$ *		$-964 \times 10^{-6}$ ns	$9775 \times 10^{-6}$ ***
EPIC	$3966 \times 10^{-6}$ ns	$964 \times 10^{-6}$ ns		$10739 \times 10^{-6}$ ***

ns non significativo; \* (P<0.05); \*\* (P<0.01); \*\*\* (P<0.001)

## Conclusioni

La mancanza di valori di K misurati sperimentalmente su parcelle per lo studio dell'erosione di versanti con caratteristiche standard e per un periodo di tempo sufficientemente esteso porta frequentemente alla sua determinazione a partire da formulazioni empiriche di vario tipo.

In mancanza poi di dati derivati da parcelle sperimentali per lo studio dell'erosione, lo studio ha analizzato la possibilità di ricavare i valori del fattore K in funzione delle proprietà del suolo con 4 metodologie che tengono conto del contenuto di sabbia, limo, argilla e sostanza organica del suolo, per fornire indicazioni di massima sul rischio potenziale di erosione. Tra i risultati ottenuti va sottolineato che globalmente i valori di K ottenuti sono in accordo con la valutazione del CORINE, cioè più elevati per le tessiture franco-sabbiosa, franca e franco-limosa, più bassi per le tessiture argillosa ed argillo-limosa.

Tuttavia la valutazione del grado di incertezza associato al fattore K, resa possibile dall'analisi fuzzy dei dati, consiglia di adottare qualche cautela se i dati sono finalizzati alla stesura di carte di erosione. In particolare, questo tipo di informazione può essere utile per stabilire i limiti delle classi di erosione in modo non soggettivo e quindi meno arbitrario, soprattutto per le tessiture più estreme come quella argillosa e franco-sabbiosa che presentano un grado di incertezza molto elevato.

L'analisi statistica dei dati, inoltre, ha indicato una minore sensibilità del metodo EPIC alle variazioni di tessitura, il che consiglierebbe l'adozione di uno degli altri tre metodi. In particolare, considerando tutte le classi di tessitura presenti, i metodi Torri, ESB e K-fuzzy non presentano differenze significative. La possibilità offerta dal metodo K-fuzzy di associare al valore stimato il corrispondente grado di incertezza, consiglia in definitiva l'applicazione di questo metodo per indicare i possibili intervalli del rischio potenziale di erosione, importanti soprattutto se i valori assunti dal fattore k sono molto elevati.

I passi successivi dello studio saranno pertanto la stima del fattore di erodibilità della pioggia R a partire dall'indice di Fournier modificato da Arnoldus (presentato in questo volume) e la valutazione del fattore LS (lunghezza del pendio e pendenza) dell'equazione di Wischmeier e Smith tramite il DEM dell'area in corso di realizzazione.



## Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano il Sig. Mauro Pirisi per la collaborazione prestata nell'analisi fuzzy dei dati con il software FUZKBAS, disponibile per il download nel sito internet dell'IGES di Firenze [www.area.fi.cnr.it/iges/](http://www.area.fi.cnr.it/iges/).

## Bibliografia

- CEC -1992. CORINE soil erosion risk and important land resources in the southern regions of the European Community. Brussels, 124 pp.
- ISTITUTO SPERIMENTALE PER LA NUTRIZIONE DELLE PIANTE, REGIONE LAZIO, ASSESSORATO AGRICOLTURA, FORESTE, CACCIA E PESCA -1985. Produttività potenziale e classificazione dei terreni. Nota I. Valle del fiume Sacco. Allegati n. 4. *Supplemento Annali ISNP*, Roma.
- RENARD K.G., FOSTER G.R., WEESSIES G.A., MCCOOL D.K., YODER D.C. (Eds)-1997. Predicting soil erosion by water. A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA, *Agriculture Handbook 703*, 404 pp.
- RÖMKENS M.J.M., PRASAD S.N., POESEN J.W.A. -1986. Soil erodibility and properties. In: *Trans. 13th Congress of the Int. Soc. of Soil Sci.*, Hamburg, Germany, 5, 492-504.
- SHARPLEY A.N., WILLIAMS J.R. -1990. EPIC - Erosion Productivity Impact Calculator. Model documentation. U.S. Department of Agriculture, *Technical Bulletin n. 1768*, 235 pp.
- TORRI D., POSEN J., BORSELLI L. -1997. Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. *Catena*, 31: 1-22.
- VAN DER KNUFF J.M., JONES R.J.A., MONTANARELLA L. -1999. Soil erosion risk assessment in Italy. EUR 19022EN, 52 pp.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D. -1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA, *Agriculture Handbook 537*. 58 pp.

# *STIMA, TRAMITE METODI INDIRETTI, DEL FATTORE DI EROSIVITÀ DELLA PIOGGIA SECONDO IL MODELLO USLE PER LA VALLE DEL FIUME SACCO (FROSINONE)*

Rosa Francaviglia, Girolamo Mecella

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella, 2 - 00184 Roma

## Abstract

The work deals with the evaluation of the rainfall erosivity factor R included in the Universal Soil Loss Equation, and concerns the Sacco River valley (Frosinone). The R-factor, according to the original formulation by Wischmeier and Smith, is the product of the total storm kinetic energy of rainfall by the maximum 30 min rainfall intensity ( $EI_{30}$ ). However, the calculation requires long term rainfall intensity data that are not available for all sites. For this reason many Authors have related the R-factor with other parameters more readily available and easy to calculate such as the monthly rainfall. Among the others Arnoldus has proposed a Modified Fournier Index. While the latter is simply the ratio between the squared average rainfall of the month with the highest rainfall and the annual average rainfall, the index modified by Arnoldus is the ratio between the sum of the squared monthly rainfall and the average annual precipitation. The Arnoldus index has proved to be well correlated with the  $EI_{30}$  values in different locations worldwide.

Considering the  $EI_{30}$  values, Reinard and Freimund have proposed a regression equation to correlate the R factor and the Fournier index modified by Arnoldus. In the present study we considered the rainfall data of five climatic stations, distributed along the Sacco river valley from NW to SE, at altitudes ranging from 180 to 300 m a.s.l. The mean annual value of the Fournier index modified by Arnoldus was then calculated, and according to the CORINE-CEC classification its value is moderate. Monthly mean indexes are very low-moderate from March to September, high-very high from October to February.

Finally, we calculated the R-factor from the Fournier index modified by Arnoldus and the Reinard and Freimund equation, which gives back the R-value in  $MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ year^{-1}$ . Due to the lack of measured long term rainfall intensity data, the study is preliminary to the indirect evaluation of the potential soil erosion risk, through the calculation of the product R and K (soil erodibility factor) and of the LS-factor (slope length and steepness) from the DEM of the area.

**Keywords:** Water Erosion, Universal Soil Loss Equation, R factor

## Riassunto

Lo studio presenta i primi risultati della valutazione del fattore di erosività della pioggia R incluso nell'Universal Soil Loss Equation per la Valle del fiume Sacco (Frosinone). Il fattore R, nella formulazione originale di Wischmeier e Smith (1978), è il prodotto tra l'energia cinetica della pioggia e l'intensità massima di precipitazione durante un intervallo di 30 minuti ( $EI_{30}$ ). Il calcolo richiede però dati climatici di lungo periodo (almeno 20 anni) sull'intensità della pioggia che non sempre sono reperibili. Per questo motivo numerosi Autori hanno messo in relazione il fattore R con parametri più facili da reperire e calcolare come le precipitazioni mensili. Tra gli altri Arnoldus ha proposto una modifica dell'indice di Fournier. Mentre quest'ultimo è semplicemente il rapporto tra la pioggia in mm del mese più piovoso, elevata al quadrato, e la pioggia annuale, l'indice proposto da Arnoldus considera il rapporto tra la somma dei quadrati delle precipitazioni mensili ed il valore annuale. L'indice di Arnoldus si è dimostrato ben correlato con i valori di  $EI_{30}$  in numerose parti del mondo.

Sempre considerando i valori di  $EI_{30}$ , Renard e Freimund hanno proposto un'equazione di regressione che correla il fattore R con l'indice di Fournier modificato da Arnoldus. Nel nostro studio sono stati considerati i dati pluviometrici medi mensili di 5 stazioni dislocate lungo l'asse della Valle del Sacco in direzione NO-SE, ad altitudini comprese tra 180 e 800 metri sul livello del mare. È stato successivamente calcolato il valore medio annuale dell'indice di Fournier modificato da Arnoldus che, secondo la classificazione CORINE-CEC è moderato. A livello mensile l'indice è mediamente da molto basso a moderato da marzo a settembre, da alto a molto alto da ottobre a febbraio.

Infine è stato calcolato il valore del fattore R a partire dall'indice di Fournier modificato con l'equazione di Renard e Freimund che restituisce il valore di R in  $MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ anno^{-1}$ . Considerata la mancanza di dati misurati sull'intensità delle precipitazioni per l'area studiata, lo studio è semplicemente propedeutico alla valutazione, mediante metodi indiretti, del rischio potenziale di erosione tramite il calcolo del prodotto tra R e K (fattore di erodibilità del suolo) e la valutazione del fattore LS (lunghezza del pendio e pendenza) tramite il DEM dell'area.

**Parole chiave:** Erosione Idrica, Universal Soil Loss Equation, Fattore R..

## Introduzione

Lo studio presenta i primi risultati della valutazione del fattore di erosività della pioggia R incluso nell'Universal Soil Loss Equation per la Valle del fiume Sacco (Frosinone). Il fattore R, nella formulazione originale di Wischmeier e Smith (1965; 1978), è il prodotto tra l'energia cinetica della pioggia e l'intensità massima di precipitazione durante un intervallo di 30

minuti ( $EI_{30}$ ). Il calcolo richiede però dati climatici di lungo periodo (almeno 20 anni) sull'intensità della pioggia che non sempre sono reperibili. Per questo motivo numerosi Autori hanno messo in relazione il fattore R con parametri più facili da reperire e calcolare come le precipitazioni mensili.

Lavorando in Africa occidentale, Roose (1977) ha ricavato una semplice relazione lineare tra i valori di R misurati e la media annuale delle precipitazioni in mm disponibili per un periodo di 5-10 anni. Successivamente lo stesso Roose ha utilizzato i dati pluviometrici di 20-50 anni per valutare i valori medi annuali di R. In uno studio in Rhodesia, Stocking e Elwell (1976) hanno osservato una buona relazione tra le precipitazioni medie annuali ed i valori di R. I loro dati suggeriscono un aumento di  $400 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$  ogni 100 mm di aumento delle precipitazioni annuali.

Fournier (1960) ha proposto un indice di aggressività della pioggia, dato dal rapporto tra la pioggia in mm del mese più piovoso, elevata al quadrato, e la pioggia annuale. Lavorando in Marocco, Arnoldus (1977) ha proposto una modifica dell'indice di Fournier che considera il rapporto tra la somma dei quadrati delle precipitazioni mensili ed il valore annuale. L'indice di Arnoldus si è dimostrato ben correlato con i valori di  $EI_{30}$  e di R in numerose parti del mondo, a condizione che le aree siano climaticamente omogenee. Inoltre, a differenza dell'indice di Fournier, quello di Arnoldus ha lo stesso comportamento del fattore R, cioè aumenta all'aumentare delle precipitazioni.

Reinard e Freimund (1994) hanno proposto una serie di equazioni di regressione esponenziali e di tipo parabolico che correlano le precipitazioni medie annuali oppure l'indice di Fournier modificato da Arnoldus con i valori di R misurati. Tenendo conto delle limitazioni insite in questo tipo di regressione, gli stessi Autori hanno suggerito regressioni differenti in base al valore annuale delle precipitazioni o dell'indice di Fournier modificato. Il confronto con i valori misurati di R ha indicato in ogni caso che gli effetti dell'errore dei valori stimati tendono a diminuire con l'aumentare dei valori di R, come era logico aspettarsi.

Considerata la mancanza di dati misurati sull'intensità delle precipitazioni per l'area studiata e, pertanto, l'impossibilità di una stima diretta del fattore R, lo studio ha lo scopo di presentare la procedura ed i risultati della valutazione del fattore R a partire dai soli dati pluviometrici mensili.

minuti ( $EI_{30}$ ). Il calcolo richiede però dati climatici di lungo periodo (almeno 20 anni) sull'intensità della pioggia che non sempre sono reperibili. Per questo motivo numerosi Autori hanno messo in relazione il fattore R con parametri più facili da reperire e calcolare come le precipitazioni mensili.

Lavorando in Africa occidentale, Roose (1977) ha ricavato una semplice relazione lineare tra i valori di R misurati e la media annuale delle precipitazioni in mm disponibili per un periodo di 5-10 anni. Successivamente lo stesso Roose ha utilizzato i dati pluviometrici di 20-50 anni per valutare i valori medi annuali di R. In uno studio in Rhodesia, Stocking e Elwell (1976) hanno osservato una buona relazione tra le precipitazioni medie annuali ed i valori di R. I loro dati suggeriscono un aumento di  $400 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$  ogni 100 mm di aumento delle precipitazioni annuali.

Fournier (1960) ha proposto un indice di aggressività della pioggia, dato dal rapporto tra la pioggia in mm del mese più piovoso, elevata al quadrato, e la pioggia annuale. Lavorando in Marocco, Arnoldus (1977) ha proposto una modifica dell'indice di Fournier che considera il rapporto tra la somma dei quadrati delle precipitazioni mensili ed il valore annuale. L'indice di Arnoldus si è dimostrato ben correlato con i valori di  $EI_{30}$  e di R in numerose parti del mondo, a condizione che le aree siano climaticamente omogenee. Inoltre, a differenza dell'indice di Fournier, quello di Arnoldus ha lo stesso comportamento del fattore R, cioè aumenta all'aumentare delle precipitazioni.

Reinard e Freimund (1994) hanno proposto una serie di equazioni di regressione esponenziali e di tipo parabolico che correlano le precipitazioni medie annuali oppure l'indice di Fournier modificato da Arnoldus con i valori di R misurati. Tenendo conto delle limitazioni insite in questo tipo di regressione, gli stessi Autori hanno suggerito regressioni differenti in base al valore annuale delle precipitazioni o dell'indice di Fournier modificato. Il confronto con i valori misurati di R ha indicato in ogni caso che gli effetti dell'errore dei valori stimati tendono a diminuire con l'aumentare dei valori di R, come era logico aspettarsi.

Considerata la mancanza di dati misurati sull'intensità delle precipitazioni per l'area studiata e, pertanto, l'impossibilità di una stima diretta del fattore R, lo studio ha lo scopo di presentare la procedura ed i risultati della valutazione del fattore R a partire dai soli dati pluviometrici mensili.

## Materiali e metodi

Lo studio presenta i primi risultati della valutazione del fattore di erosività della pioggia R per la Valle del fiume Sacco (Figura 1) in provincia di Frosinone. Sono stati considerati i dati pluviometrici medi mensili di 5 stazioni dislocate lungo l'asse della Valle del Sacco in direzione NO-SE, precisamente Paliano, Frosinone, Colleparado, Fumone e Veroli, ad altitudini comprese tra 180 e 800 metri sul livello del mare, con precipitazioni annuali da 900 a 1200 mm ed un periodo di rilevamento di 15-30 anni nel periodo 1961-1994.

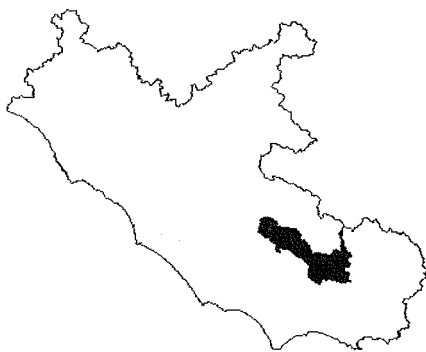


Figura 1.  
Area di studio

Figure 1.  
Studied area

E' stato successivamente calcolato il valore medio annuale dell'indice modificato da Arnoldus con la formula:

$$MFI = \frac{\sum_{i=1}^{12} p_i^2}{P}$$

in cui MFI è l'indice di Fournier modificato da Arnoldus,  $p_i$  le precipitazioni medie mensili e P le precipitazioni medie annuali. L'MFI calcolato è stato pari a 107,9 mm.

Considerato che il valore medio del MFI era maggiore di 55 mm, per il calcolo del fattore R è stata utilizzata la seguente equazione tra quelle proposte da Reinard e Freimund (1994):

$$R = 95.77 - 6.081 MFI + 0.477 MFI^2$$

L'andamento del valore di R in funzione del MFI è riportato nella Figura 2.

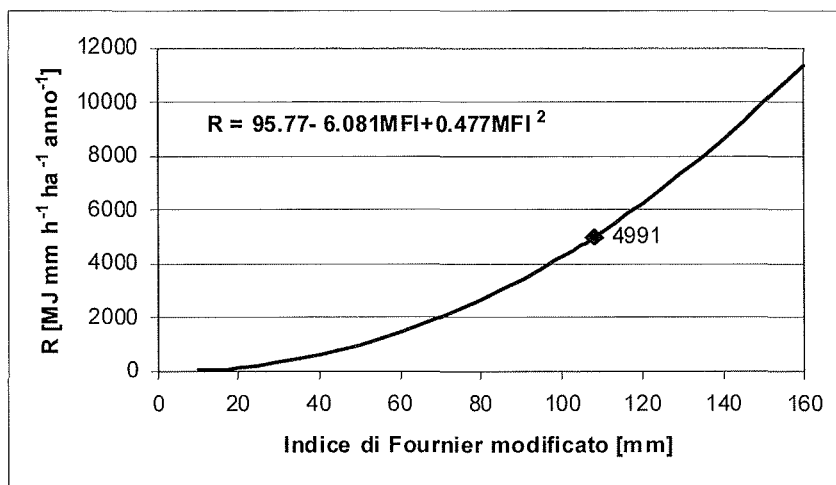


Figura 2. Stima del fattore R sulla base dell'indice di Fournier modificato  
 Figure 2. R-factor estimation relation based on the modified Fournier index

Lo studio è propedeutico alla valutazione, mediante metodi indiretti, del rischio potenziale di erosione tramite il calcolo del prodotto tra R e K (fattore di erodibilità del suolo) e la valutazione del fattore LS (lunghezza del pendio e pendenza) tramite il DEM dell'area. Per il calcolo del fattore LS sarà utilizzata la formula seguente (Wischmeier e Smith, 1978):

$$LS = \left( \frac{\lambda}{72.6} \right)^m (65.41 \text{ sen}^2\theta + 4.56 \text{ sen}\theta + 0.065)$$

in cui  $\lambda$  = lunghezza del pendio in piedi (metri/0,3048),  $\theta$  = angolo della pendenza ( $\text{sen}\theta$  = pendenza da 0 a 1),  $m = 0,5$  per pendenze  $\geq 5\%$ ,  $0,4$  dal  $3,5$  al  $4,5\%$ ,  $0,3$  dall' $1$  al  $3\%$ ,  $0,2$  per pendenze  $< 1\%$ .

### Risultati e discussione

Come accennato, il valore calcolato del MFI è stato di  $107.9$  mm (Tabella 1), il corrispondente valore del fattore R  $4991$  di

MJ mm h<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>. Come valore annuale medio, secondo la classificazione CORINE (CEC, 1992), il MFI è moderato. A livello mensile l'indice è mediamente da molto basso a moderato da marzo a settembre, da alto a molto alto da ottobre a febbraio. In altre parole il rischio di erosione dovuto all'aggressività della pioggia è particolarmente elevato nei mesi autunnali ed invernali, molto basso in quelli primaverili ed estivi. La valutazione secondo il CORINE è riportata nella Tabella 2.

**Tabella 1.** Precipitazioni medie e valore dell'indice di Fournier modificato

**Table 1.** Average rainfall and modified Fournier index

Mesi	P mm	MFI	Valutazione
Gennaio	111,1	11,0	alto
Febbraio	109,2	10,6	alto
Marzo	95,1	8,0	moderato
Aprile	94,4	7,9	moderato
Maggio	74,7	5,0	molto basso
Giugno	58,1	3,0	molto basso
Luglio	41,2	1,5	molto basso
Agosto	51,6	2,4	molto basso
Settembre	67,6	4,0	molto basso
Ottobre	115,1	11,8	alto
Novembre	170,4	25,8	molto alto
Dicembre	138,5	17,0	molto alto
<b>Anno</b>	<b>1127,1</b>	<b>107,9</b>	<b>moderato</b>

**Tabella 2.** Valutazione dell'indice di Fournier modificato secondo la metodologia CORINE

**Table 2.** Evaluation of the modified Fournier index based on the CORINE methodology

MFI annuale	MFI mensile	Valutazione
<60	5	molto basso
61-90	5,1-7,5	basso
91-120	7,6-10	moderato
121-160	10,1-13,3	alto
>160	>13,3	molto alto

Le cinque stazioni considerate presentano comunque una certa differenza dei valori di precipitazione totale annua, quindi anche del MFI e del valore del fattore R calcolato (Tabella 3) che naturalmente consigliano di non estrapolare i dati con un valore unico su tutto il territorio.



**Tabella 3.** Precipitazioni medie, indice di Fournier modificato e valore di R per le 5 stazioni

**Table 3.** Average rainfall, modified Fournier index and R-factor estimation at the 5 stations

Stazione	P mm	MFI	R	R/Rmedio
Fumone	930,1	88,6	3305	0,66
Paliano	983,3	95,8	3895	0,78
Frosinone	1109,4	114,4	5641	1,13
Veroli	1240,7	117,7	5987	1,20
Colleparado	1371,8	129,2	7267	1,46

### **Conclusioni**

La mancanza di dati sperimentali per la valutazione del fattore R di erosività della pioggia ha reso necessario il ricorso ad equazioni di regressione per correlare questo fattore alla quantità di pioggia totale o ad altri indici di derivazione climatica. In questo studio il fattore R è stato ricavato a partire dall'indice di Fournier modificato da Arnoldus, sulla base dei dati pluviometrici di 5 stazioni di rilevamento, che presentano una certa differenza dei valori di precipitazione totale annua, quindi anche del MFI e del valore del fattore R calcolato. Per proseguire lo studio sarà necessario associare ad ogni stazione il proprio valore di R e, dopo avere tracciato le isolinee tra le stazioni, ricavare per interpolazione i valori di R da applicare sul territorio.

Nonostante l'errore insito in questo tipo di valutazioni indirette che, per il fattore R hanno un grado di incertezza dell'ordine dei 1000-1300 MJ mm h<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>, è almeno possibile rendere disponibili informazioni di massima sul rischio potenziale di erosione in condizioni differenti di suolo e topografia, fornendo se possibile indicazioni di massima sulle scelte colturali e le opportune pratiche di conservazione del suolo utili a rendere minima l'erosione.

Infine, come per tutti i processi di degradazione del suolo, anche per l'erosione va considerato il recupero della risorsa, considerando anche la scala temporale ed i costi delle misure di ripristino e degli interventi tecnologici, che potrebbero essere poco fattibili in termini economici.

**Bibliografia**

- CEC -1992. *CORINE* soil erosion risk and important land resources in the southern regions of the European Community. Brussels, 124 pp.
- ISTITUTO SPERIMENTALE PER LA NUTRIZIONE DELLE PIANTE, Regione Lazio, Assessorato Agricoltura, Foreste, Caccia e Pesca -1985. Produttività potenziale e classificazione dei terreni. Nota I. Valle del fiume Sacco. Allegati n. 4. *Supplemento Annali ISNP*, Roma.
- ARNOLDUS H.M.J. -1980. An approximation of the rainfall factor in the USLE. In: *Assessment of erosion* (M. De Boodt e D. Gabriels Eds.), John Wiley & Sons, Chichester, pp. 127-132.
- FOURNIER F. -1960. *Climat et erosion*. Ed. Presses Universitaires de France, Paris.
- JORDÁN A., BELLINFANTE N. -2000. Cartografía de la erosividad de la lluvia estimada a partir de datos pluviométricos mensuales en el Campo de Gibraltar (Cádiz). *Edafologia* 7-3: 83-92.
- 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.
- ROOSE E. -1977. Erosion et ruissellement en Afrique de l'ouest. Vingt années de mesures en petites parcelles expérimentales. *Travaux et Documents de l'ORSTOM No. 78*, ORSTOM, Paris.
- STOCKING M.A., ELWELL H.A. -1976. Erosivity determinations for seven rainfall stations in Rhodesia. *Research Bull. No. 21*, Department of Conservation and Extension, Salisbury.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D. -1965. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Guide for selection of practices for soil and water conservation. USDA, *Agriculture Handbook* 282, 49 pp.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D. -1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA, *Agriculture Handbook* 537, 58 pp.

# *CARATTERISTICHE PEDOLOGICHE DI UN'AREA DELLA SARDEGNA NORD-OCCIDENTALE SOGGETTA A DEGRADO PER CALPESTIO DI ANIMALI AL PASCOLO*

S. Madrau <sup>1</sup>, G. Dessì <sup>2</sup>, M. A. Deroma <sup>1</sup>, P. Mulè <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Ingegneria del Territorio Università degli Studi di Sassari  
Via De Nicola, 07100 Sassari

<sup>2</sup> ERSAT, Regione Autonoma Sardegna

## **Abstract**

The main objective of the European Union MEDALUS program is to study the causes and evolution of desertification in Mediterranean environments, to determine the impact of climatic variations and to establish the methods and policies for the mitigation of desertification. This paper gives an example of the research carried out on the soils present in a typical Mediterranean area with desertification problems in Sardinia (Italy). A soil catena was described and sampled in order to evaluate their evolution in a Mediterranean climate and the same geological substrate.

---

**Key words:** soil catena, desertification, Sardinia

## **Riassunto**

Il principale obiettivo del progetto MEDALUS della UE è lo studio delle cause e della evoluzione dei fenomeni di desertificazione in ambiente mediterraneo al fine di determinare l'impatto delle variazioni climatiche e di stabilire le metodologie per mitigare gli effetti della desertificazione stessa.

In questa nota viene descritta una catena di suoli presente in una area della Sardegna nord-occidentale soggetta a gravi fenomeni di degrado a causa del sovrapascolamento a cui è soggetta.

---

**Parole chiave:** catena di suoli, desertificazione, Sardegna

## **Introduzione**

L'obiettivo del Progetto MEDALUS (*Mediterranean Desertification and Land Use*), della DG XII dell'UE era di studiare le cause dei fenomeni di desertificazione che interessano alcune aree dei paesi dell'Unione che occupano le sponde settentrionali del Mediterraneo.

Il Progetto doveva *determinare l'impatto delle variazioni climatiche (incluso il riscaldamento globale su queste aree degradate, nonché stabilire delle metodologie per mitigare gli effetti della desertificazione stessa*, (Thornes *et al.*, 1995).

In questa nota verranno descritti i suoli presenti in una area della Sardegna nord-occidentale soggetta a processi di degrado per sovrappascolamento e studiata nella fase 2 del Progetto, al fine di stabilire le caratteristiche pedologiche, agronomiche e zootecniche di aree interne dell'isola e predisporre adeguate metodologie di intervento per contrastare il fenomeno.

## **Il pascolo in Sardegna**

In Sardegna l'attività silvopastorale è una delle voci più importanti dell'economia dell'isola. La presenza stimata di oltre 4.000.000 di capi ovisini al pascolo, frequentemente su superfici dall'equilibrio ambientale molto fragile, è tra le prime cause di insorgenza di fenomeni di degrado dei suoli per calpestio da sovrappascolamento<sup>1</sup>.

La causa fondamentale del sovrappascolamento rimane il basso prezzo del latte ovino. Al momento l'unica possibilità per la maggioranza delle aziende di avere un bilancio positivo consiste nell'aumento continuo dei capi ovisini in produzione.

In questa nota viene descritta la successione tipo (*catena*) di una area dove il sovrappascolamento ha causato danni notevoli alla cotica tabulare e al suolo, (Baldaccini *et al.*, 1995; d'Angelo *et al.*, 1997 (b)).

## **Area di studio**

Le due aree sono costituite da due bacini adiacenti, ciascuno ampio circa 10 ha, le cui acque affluiscono nel rio d'Astimini - Fiume Santo che ha foce nel Golfo dell'Asinara.

Nelle due aree il substrato litologico è costituito da filladi sericitiche quarzifere del basamento siluriano della Sardegna, infiltrate da numerose vene di quarzo, (Ginesu *et al.*, 1995).

Le due valli, entrambe esposte a nord, si presentano con versanti dalle pendenze fino al 60 %. Ai loro piedi sono presenti più successioni di depositi alluvionali o colluviali, ciascuno di pochi decimetri di potenza. La valle più orientale, in cui aspetto ricorda un ampio ventaglio, è stata fatta oggetto di prove di pascolamento intensivo. La seconda, meno aperta, esclusa dalle prove di pascolo, è stata utilizzata come testimone per le prove di accrescimento delle cotiche e dei fenomeni erosivi.

La vegetazione è rappresentata da un pascolo degradato dove dominano Composite, Graminacee, Leguminose e Liliacee. Frequenti sono le aree interessate dalla presenza di arbusti, fondamentalmente cisto, (*Cistus sp.*) erica (*Erica sp.*) e lentischio (*Pistacia lentiscus*). La vegetazione arborea è rappresentata da pochi isolati individui di leccio (*Quercus ilex*).

### **I suoli**

Nei bacini in studio sono state individuate e descritte due unità di paesaggio fondamentali. La prima legata alle formazioni metamorfiche, la seconda ai depositi colluviali ed alluvionali diffusi ai piedi dei versanti.

I suoli evolutisi sulle filladi paleozoiche hanno spessori modesti, legati fondamentalmente alla ripidità del versante, ma anche alla presenza di strati di filladi quarzifere o dei filoni di quarzo più resistenti alla alterazione.

Si è potuto notare inoltre che nei versanti un ruolo fondamentale sulla potenza dei suoli è esercitato dall'angolo di immersione degli strati metamorfici stessi. Dove questi hanno una immersione verticale o quasi verticale è comune la comparsa di un numero elevato di testate di strato per unità di superficie. Il loro minimo spessore, spesso di pochi mm e la loro differente velocità di alterazione, favoriscono la formazione di tasche nella roccia, in grado di trattenere in situ il suolo, permettendo un successivo sviluppo di orizzonti Bw cambici.

Ai piedi dei versanti sono osservabili dei suoli sviluppatisi a spese di materiali asportati dalle quote più alte. Di norma si tratta di una successione di più pacchi, sia colluviali che alluvionali, con uno spessore totale che può facilmente superare i 100 cm.

L'insieme dei profili descritti nei versanti e nei depositi colluviali del bacino oggetto di studio può essere considerato come una *catena di suoli*, in quanto rispetta la condizione di regolarità di successione di suoli identici lungo le curve di livello, ma varianti in modo continuo lungo i pendii stessi. (Milne, 1935, citato da Gerrard, 1981).

La catena descritta in questa nota è stata studiata lungo l'asse del bacino più orientale, che durante il biennio sperimentale è stato fatto oggetto delle prove di pascolamento.

La sequenza, da quota 360 a quota 230 m s.l.m., è costituita da 8 profili (numeri 7, 8, 10, 12, 13, 14, 15, e 17) aperti sulle metamorfite e un profilo, il numero 2, sui depositi colluviali, (figura 1). Il versante, pur con pendenze variabili, (tabella 1), ha un andamento di tipo semplice, regolare, privo di terrazzamenti sia naturali che di origine antropica in grado di rallentare il movimenti sia superficiali che laterali delle acque.

La copertura vegetale è prevalentemente erbacea ed è costituita da un pascolo naturale degradato per la presenza di composite e liliacee. Gli arbusti, erica e cisto, sono distribuiti in modo irregolare lungo tutto il pendio. La vegetazione arborea è assente.

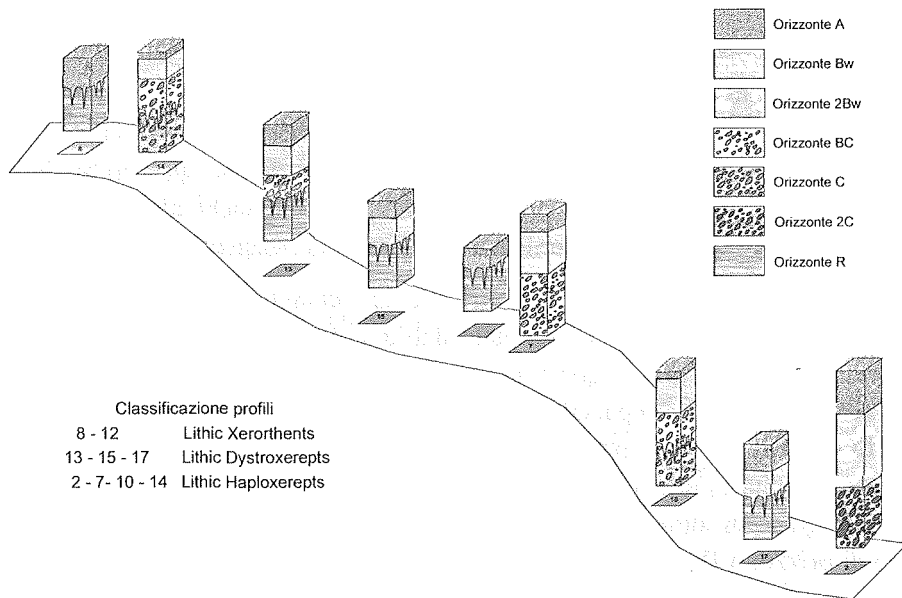


Figura 1. Schema della successione dei profili nella catena in studio (figura non in scala)

Figure 1. Catena profiles: principal characteristics of the horizons and samples stations (figure not in scale)

Il profilo descritto nell'area sommitale, il numero 8, è un Lithic Xerorthents (Soil Taxonomy, 1999), poggia direttamente su una serie di strati di filladi con immersione quasi verticale. Nella sequenza in studio è questi il profilo con il maggiore contenuto in sostanza organica e con un grado di saturazione in basi tra i più elevati, il 16%. Questa condizione sarebbe dovuta sia alla copertura vegetale particolarmente ricca in forme arbustive, sia alla presenza di una serie di pacchi di roccia affiorante che possono aver limitato le asportazioni per lisciviazione o per scorrimento superficiale.

A questi segue nella spalla del versante, un profilo, il numero 14, che mostra un maggiore grado evolutivo, tabella 1.

Nella parte alta del pendio è stato possibile distinguere due situazioni legate a differenti caratteristiche del substrato, in entrambi i casi filladi quarzifere, ma di colore giallastro fino a quota 335, grigio a quelle inferiori.

Il primo profilo, il numero 13 (filladi giallastre), il contenuto in sostanza organica, nonché i valori di pH, CSC e basi scambiabili decrescono sensibilmente con la profondità.

Il profilo 15 (filladi grigie), è di tipo A Bw R, ed ha una potenza complessiva di circa 40 cm. Si differenzia dal 13 sovrastante per uno spessore minore dell'orizzonte A, la tessitura franco-sabbiosa, valori inferiori di sostanza organica e di CSC. Entrambi i profili sono stati classificati come Lithic Dystroxerepts.

A questi suoli segue nel versante una serie di ampi tratti a roccia affiorante, alternati a suoli a profilo A R, esempio il profilo 12, che poggiano a loro volta su una serie di strati a differente grado di alterazione. La tessitura è franca, il contenuto in scheletro è elevato, oltre il 40%.

Nella parte bassa del pendio, sono stati aperti due profili, numeri 10 e 17. Loro caratteristiche comuni sono la scarsa potenza, da 30 a 50 cm, gli elevati contenuti di sostanza organica negli orizzonti A che decrescono sensibilmente negli orizzonti Bw e BC. Comportamenti analoghi si osservano per la CSC e per le basi. Sono stati classificati come Lithic Dystroxerepts.

Infine al piede del pendio è stato aperto il profilo 2, caratterizzato dalla presenza tra l'orizzonte A e il 2Bw di una lente di ciottoli e ghiaie metamorfiche, discontinua per spessore e distribuzione, di origine colluviale e in parte alluvionale. Il profilo è stato classificato come Lithic Haploxerepts.

Per ciascuno profilo è stata fatta una valutazione del rischio di calpestio da pascolamento secondo lo schema di Madrau *et al.* (1999).

Nessuno dei nove profili ricade nella classe S1 di minimo rischio. Il profilo 2 ha una valutazione S2, rischio di degrado per calpestio moderato per scarsa stabilità strutturale. I profili 7, 10, 12, 13, 15, 17, ricadono nella classe S3, rischio di degrado per calpestio elevato a causa delle forti pendenze, scarsa potenza del profilo e di stabilità strutturale. I profili 8 e 14 infine sono stati ascritti alla classe N1, rischio di degrado per calpestio severo, per la minima potenza dei profili, scarsa stabilità strutturale e pendenze molto elevate.

### **Discussione dei risultati**

L'analisi dei dati riportati nella tabella 2, indica come nella catena in studio non siano osservabili movimenti significativi di materiali, in soluzione o in sospensione, tra i diversi profili esistenti nel pendio, neppure a livello di eventuali perdite di basi del complesso di scambio per lisciviazione laterale.

Le differenze osservate nei profili descritti a livello di tessitura, contenuto di sostanza organica e complesso di scambio (CSC e basi), sono sulla base delle osservazioni in campo legate alle condizioni locali di giacitura, al tipo e alla velocità di alterazione dei diversi strati metamorfici, al manto vegetale, alla intensità a livello puntuale dei processi erosivi, ecc., che hanno esercitato una influenza diretta sulla differenziazione e sulle caratteristiche chimico-fisiche dei singoli profili. Si tratta questa di una situazione già osservata in precedenti studi su catene in Sardegna (Baldaccini, 1965, 1967; Madrau e Perria, 1990; Madrau e Mulé, 2000).

La catena in studio può essere pertanto considerata come una toposequenza, cioè una catena dove l'evoluzione dei singoli pedotipi è influenzata dalla loro posizione morfologica. In particolare un ruolo fondamentale nel processo evolutivo in questi suoli è esercitato dai processi di trasformazione per traslocazione (Sommer e Schlichting, 1997), la cui velocità è in funzione diretta, sia della pendenza dei diversi tratti del versante, sia della potenza, a livello puntuale, dei suoli.

È infatti questa ultima caratteristica ad influenzare in modo significativo la quantità di acqua di scorrimento (superficiale e laterale) lungo il versante.

Una conferma a questa nostra affermazione è data dal confronto tra il profilo 8 e il profilo 14, distanti tra di loro meno di 10 metri, ma profondamente diversi a causa della loro ubicazione nel versante. Il profilo 8 (sommitale) classificato come Lithic Xerorthents, pur avendo pendenze



elevate, intorno al 30%, ha un orizzonte A che presenta un contenuto di sostanza organica e di basi sensibilmente superiore a quello del profilo 14 (nella spalla del versante), classificato come Lithic Dystrocherepts, che si osserva invece su pendenze intorno al 60%.

### **Conclusioni**

La situazione descritta può essere considerata tipica dei paesaggi delle formazioni metamorfiche della Sardegna nord-occidentale (Aru *et al.*, 1992; Baldaccini *et al.*, cit.; Pietracaprina, 1964) su morfologie dalle pendenze elevate e con una copertura vegetale rappresentata dal pascolo naturale a diverso grado di alterazione dove l'erosione e il successivo trasporto dei materiali in fase solida, rappresentano i principali processi evolutivi dei suoli.

Le aree interessate da queste catene risultano marginali all'uso agricolo intensivo ed hanno nel pascolo naturale una delle poche destinazioni d'uso possibili.

Deve essere sottolineato come anche questa destinazione d'uso comporti elevati rischi di degrado del territorio (Baldaccini *et al.*, d'Angelo *et al.*, cit.). Uno strumento di controllo potrebbe essere rappresentato dalla programmazione di accesso del bestiame nei campi, mediante calendari di pascolamento, che tengano conto non solo delle caratteristiche floristiche della cotica pabulare, ma anche della morfologia del territorio e delle proprietà fisiche del suolo, in quanto in grado di influenzare direttamente l'intensità dei processi erosivi in atto o potenziali a cui queste superfici sono soggette.

### **Note**

1. Secondo il Censimento Generale della Agricoltura del 1961 il carico dei soli ovini al pascolo è di 1,59 capi/ha, valore che nel Censimento del 1991 sale a 3,97 capi/ha. È da segnalare che nello stesso periodo la superficie censita come pascolo subisce una riduzione di poco inferiore al 50%ha, ISTAT, 1968, 1992 (a), 1992 (b)

Tabella 1.

I profili della catena: principali caratteristiche degli orizzonti e del punto di stazione

Table 1.

Catena profiles: principal characteristics of the horizons and samples stations

Substrato	Profilo n°	Altitudine (m s.l.m.)	Pendenza %	Pietrosità	Rocciosità	Orizzonte	Profondità	Colore	Tessitura *
Filladi poco alterate	8	360	15	0,1	5-10	A	0-20/30	10 YR 3/3	LS
						R	20/30+		
Filladi giallastre poco alterate	14	360	60	10-15	10-15	A	0- 5	7,5 YR 3/2	L
						Bw	5-20	7,5 YR 3/4	L
						C	20-30/40	7,5 YR 4/6	L
						R	30/40+		
Filladi giallastre poco alterate	13	340	40	10-15	2	A	0-14	7,5 YR 3/2	L
						Bw	14-38/40	7,5 YR 4/4	L
						C	38/40-50		
						R	50+		
Filladi grigiastre poco alterate	15	330	30	3-5	< 2	A	0-5/10	10 YR 4/3	LS
						Bw	5/10-40	10 YR 4/6	LS
						R	40+		
Filladi non alterate	12	300	30	0,1	10	A	0-8/15	7,5 YR 3/4	L
						R	8/15+		
Filladi poco alterate	7	300	20	< 0,01	< 2	A	0-5	10 YR 3/4	L
						Bw	5-30	10 YR 3,5/4	L
						BC	30/45+	10 YR 6/6	L
Filladi poco alterate	10	250	30	< 0,01	< 2	A	0-8	10 YR 4/3	LS
						Bw	8-35	7,5 YR 4/6	LS
						BC	35-50	10 YR 5,5/6	LS
						C	50+		
Filladi poco alterate	17	240	40	0,1	<2	A	0-15	10 YR 3/3	LS
						Bw	15-30	10 YR 3/4	LS
						R	30+		
Filladi e depositi colluviali	2	230	6	< 0,1	assente	A	0-33	10 YR 3/3,5	LS
						2Bw	33-80	7,5 YR 4/6	LS
						C	80-127	10 YR 4/4	LS

\*L = franco; LS = franco sabbioso

Tabella 1.

I profili della catena: principali caratteristiche degli orizzonti e del punto di stazione

Table 1.

Catena profiles: principal characteristics of the horizons and samples stations

Struttura **					
Tipo	Dimensione	Grado	Consistenza (umido)	Soil Taxonomy (1999)	World reference base for Soil resources (1998)
SB	FM	MS	FR	Lithic Xerorthents	Eutric Haplic Leptosols
SB	FI	ST	FR	Lithic Dystroxerepts	Epileptic Eutric Cambisols
SB	FM	ST	FR		
SB	FI	MO	FR		
SB	FI	ST	FR	Lithic Dystroxerepts	Epileptic Dystric Cambisols
SB	FM	ST	FR		
SB	FI	ST	FR	Lithic Dystroxerepts	Epileptic Dystric Cambisols
SB	FM	ST	FR		
SB	FM	MS	FR	Lithic Xerorthents	Eutric Haplic Leptosols
SB	FI	MO	FR	Lithic Dystroxerepts	Epileptic Dystric Cambisols
SB	MC	ST	FR		
SB	FI	MO	FR		
SB	FI	ST	FR	Lithic Dystroxerepts	Epileptic Dystric Cambisols
SB	FM	ST	FR		
SB	FM	ST	FR		
SB	FM	ST	FR	Lithic Dystroxerepts	Epileptic Dystric Cambisols
SB	MC	ST	FR		
SB	FI	ST	FR	Lithic Haploxerepts	Endoleptic Eutric Cambisols
SB	FI	MO	FR		

\*\* SB = poliedrica subangolare; AB = poliedrica angolare; FM = fine e media; MC = media e grossolana; FI = fine; ME = media; VF- FI = molto fine e fine; St = dura; MS = da moderata a dura; MO = moderata; FR = friabile

Tabella 2. Analisi fisico-chimiche dei profili della catena  
Table 2. Physical chemical analysis of catena profiles

PROFILO N°	8		14		13		15		12
ORIZZONTE	A	A	Bw	C	A	Bw	A	Bw	A
ANALISI FISICO - MECCANICHE									
Scheletro g/Kg	396	479	420	927	398	318	547	283	434
Sabbia molto grossa g/Kg	42	23	27	4	34	42	32	58	34
Sabbia grossa g/Kg	45	34	35	5	36	49	37	83	33
Sabbia media g/Kg	31	39	37	5	38	49	27	56	44
Sabbia fine g/Kg	423	373	378	446	387	354	465	376	350
Limo g/Kg	273	315	333	326	342	331	278	281	353
Argilla g/Kg	186	216	190	194	163	175	161	146	186
ANALISI CHIMICHE									
pH (H <sub>2</sub> O)	6,7	6,4	6,3	6	6,6	5	6,6	6,1	6
pH (KCl)	6,5	5,8	5,5	5,5	6	3,8	6,1	5,3	5,3
Carbonati totali g/Kg	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente
Carbonio organico g/Kg	96	69	22		63	15	48	13	58
Sostanza organica g/Kg	166	119	38		109	26	83	22	100
Azoto totale g/Kg	6,7	4,5	2		4	1,3	3,5	1,3	3,7
C/N	14	15	11		16	12	14	10	16
COMPLESSO DI SCAMBIO									
Ione Calcio meq/100g	24,64	15,44	7,17		16,37	1,09	13,1	3,43	12,63
Ione Magnesio meq/100g	4,63	2,83	1,9		4,37	0,82	2,52	1,29	3,09
Ione sodio meq/100g	1,14	0,96	0,92		0,33	0,3	0,25	0,16	1,26
Ione Potassio meq/100g	1,98	1,02	0,29		0,86	0,14	0,67	0,36	0,8
Σ Basi scambiabili meq/100g	32,39	20,25	10,28		21,93	2,35	16,54	5,24	17,78
C. S. C. meq/100g	33,9	27,2	14,4		32,1	11,5	21,5	10,4	25,8
G. S. B. %	96	74	71		68	20	77	50	69
Acidità di scambio meq/100g	1,51	6,95	4,12		10,17	9,15	4,96	5,16	8,02

Tabella 2. Analisi fisico-chimiche dei profili della catena  
Table 2. Physical chemical analysis of catena profiles

PROFILO N°	7			10			17		2		
	A	Bw	BC	A	Bw	BC	A	Bw	A	2Bw	C
ANALISI FISICO -											
MECCANICHE											
Scheletro g/Kg	461	308	447	674	408	291	568	780	271	359	466
Sabbia molto grossa g/Kg	31	36	39	13	42	59	34	16	52	53	62
Sabbia grossa g/Kg	41	46	35	14	39	60	37	19	62	73	65
Sabbia media g/Kg	38	42	25	13	59	70	34	18	47	60	47
Sabbia fine g/Kg	350	323	371	498	413	382	403	447	372	411	416
Limo g/Kg	323	327	341	286	327	295	299	298	293	268	270
Argilla g/Kg	217	226	189	176	120	134	193	202	174	135	140
ANALISI CHIMICHE											
pH (H <sub>2</sub> O)	7,1	6,3	6,4	6,4	6,8	6,8	6,2	6	5,8	5,9	6,5
pH (KCl)	6,8	5,8	5,7	5,9	5,3	5,4	5,8	5,1	5,8	5,6	5,9
Carbonati totali g/Kg	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente	Assente
Carbonio organico g/Kg	51	21	5	37	12	5	46	20	31	2	
Sostanza organica g/Kg	88	36	9	64	21	9	79	34	53	3	
Azoto totale g/Kg	4	1,8	1,3	2,2	0,9	0,9	2,9	1,8	2,5	1	
C/N	13	12	4	17	13	6	16	11	12	2	
COMPLESSO DI SCAMBIO											
Ione Calcio meq/100g	16,69	5,93	2,25	7,8	2,5	1,87	10,92	4,68	10,29	1,87	
Ione Magnesio meq/100g	3,6	1,8	1,18	1,85	0,87	0,87	2,57	1,44	3,34	1,65	
Ione sodio meq/100g	0,96	0,91	0,05	1,1	0,88	0,17	1,01	1,05	0,89	1,03	
Ione Potassio meq/100g	0,93	0,48	0,19	0,51	0,2	0,24	0,61	0,22	0,58	0,1	
Σ Basi scambiabili meq/100g	22,18	9,12	3,67	11,25	4,45	3,15	15,11	7,39	15,1	4,65	
C. S. C. meq/100g	22,2	12,2	6,6	14,8	6,8	7	22,9	13,5	21,6	6,9	
G. S. B. %	100	75	56	76	65	45	66	55	70	67	
Acidità di scambio meq/100g	0,02	3,08	2,93	3,54	2,35	3,85	7,79	6,11	6,5	2,25	

## Bibliografia

- ARU A., BALDACCINI P. *et al.* 1992 - Carta dei suoli della Sardegna alla scala 1:250.000. Regione Autonoma della Sardegna, Assessorato Programmazione, Bilancio e Assetto del Territorio, Dip. Scienze della Terra Univ. Cagliari, Cagliari.
- BALDACCINI P., 1965 - Considerazioni su alcune catene di suoli nella piana di Senorbi-Guasila., Studi Sassaesi, Sez. III., *Annali della Facoltà di Agraria*, Vol. XIII, Sassari, pag. 3 - 42.
- BALDACCINI P., 1967 - Prime osservazioni sui suoli con accumuli calcarei della Sardegna centro meridionale. *Boll. Soc. Sarda di Sc. Naturali*, Vol. I, Sassari, pag. 38 - 43.
- BALDACCINI P., PREVITALI F., MADRAU S., *et al.*, 1995 - Study of Rio d'Astimini basin and problems relating to desertification. Pedological outlines. In *Land Use and Soil Degradation*. Medalus in Sardinia. Proceedings of the Conference held in Sassari, Italy, 25 May 1994, Aru A., Enne G., Pulina G. editors, Alghero, pp. 77 - 86.
- D'ANGELO M., MADRAU S., NIEDDA M., PORQUEDDU C., PULINA G., 1997 (a) - Field studies: Astimini Fiume Santo, Sardinia, Italy. In Thornes J. and Mairota P. editors. 1996. Medalus II Atlas of European Mediterranean Desertification. A Research Syntesis, John Wiley, Chichester (UK).
- D'ANGELO M., ENNE G., MADRAU S., PULINA G., 1997 (b) - Land cover changes as land degradation indicators in areas characterised by high anthropic pressure due to agropastoral activities. FAO Network of Cooperative Research on Sheep and Goats on Systems of Sheep and Goat production, Bella (Italy), 25 - 27 October 1997.
- FAO, ISSS, ISRIC, 1998 - World Reference Base for Soil Resources. *World Soil Resource Report* n. 84, Roma.
- GERRARD A.J., 1981 - Soils and Landforms. An integration of Geomorphology and Pedology. George Allen & Unwin editors, London.
- GINESU S., PREVITALI F., 1995 - Geological and geomorphological outlines of the Rio Astimini - Fiume Santo basin (north - western Sardinia). Land Use and Soil Degradation: medalus in Sardinia; Proceedings of the Conference held in sassari 25.05.1994, Aru A., Enne G., Pulina G., editors, pag. 65 - 76 , Alghero (SS).
- ISTAT, 1968 - 1° Censimento generale dell'agricoltura, 15 Aprile 1961. Vol. VI. Dati Generali Riassuntivi.
- ISTAT, 1992 (a) - 4° Censimento generale dell'agricoltura, 21/10/90, 22/02/1991. Caratteristiche strutturali delle aziende agricole. *Fascicolo regionale Sardegna*. Roma.
- ISTAT, 1992 (b) - 4° Censimento generale dell'agricoltura, 21/10/90, 22/02/1991. Caratteristiche strutturali delle aziende agricole. *Fascicoli provinciale Sassari*, Roma.
- MADRAU S., PERRIA M.D., 1990 - I suoli della pianura costiera tra il rio Perdas de Fogu e la Torre di Abbacurrente nella Sardegna nord-occidentale: nota II- Prime osservazioni sulla catena di suoli sui depositi eolici e marnosi in agro di Sorso (SS). *Atti Ist. Geopedologia e Geol. Appl.*, Vol. VI, Sassari, pag. 85 -124.
- MADRAU S., LOJ G., BALDACCINI P., 1999 - Modello per la valutazione della attitudine al pascolo dei suoli della Sardegna. Centro Stampa Ersat, Cagliari.
- MADRAU S., MULÈ P., 2000 - Una catena di suoli sui basalti pleistocenici del Golfo di Orosei (Sardegna centro orientale). Prime osservazioni. *Boll. Soc. Sarda Sc. Naturali*, Vol. XXXII, Sassari, pag. 41 - 59.
- MADRAU S. MULÈ P., DESSI G., DEROMA M., 2002 - Il degrado dei suoli per calpestio da sovrappascolamento. Un esempio in Sardegna. In *Genio Rurale - Estimo e Territorio*, vol., LXV, 2002, Bologna, pag. 10 - 17.
- PIETRACAPRINA A., 1964 - I suoli della Sardegna nord-occidentale. *Studi Sassaesi*, Sez. III, vol. XII, fasc. Sassari, pag. 1, 1-102.
- U. S. DEPT. OF AGRICULTURE, NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE, 1999 - Soil Taxonomy. *Agriculture Handbook* n. 436, 2nd ed., Washington D.C.
- SOMMER M., SCHLICHTING E., 1997 - Archetypes of catenas in respect to matter - a concept for structuring and grouping catenas. *Geoderma*, vol. 76, pag. 1 - 33.
- THORNES J.B., MAIROTA P., 1995, MEDALUS: Achievements and Prospects. In: *Land use and soil degradation; MEDALUS in Sardinia* (eds. G.Enne, A. Aru, G.Pulina), Università di Sassari, Sassari, pag. 1-12.

## *PROPOSTA DI UN MODELLO ECOLOGICO DI STIMA DEI DANNI PER LA SICCIÀ: ESEMPIO NELL'AREA "SAN CATALDO" (CL - SICILIA CENTRALE)*

S. Raimondi <sup>1</sup>, G. Calafiore <sup>2</sup>, A. Indorante <sup>1</sup>, D. Tusa <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento ACEP  
Viale delle Scienze - 90128 Palermo

<sup>2</sup> Ispettorato Provinciale Agricoltura di Caltanissetta

<sup>3</sup> Dottore di ricerca

### **Abstract**

In central Sicily, with hilly morphology, the main crops are cereals. The agricultural politics of economical support, through the integration of the sale price of wheat, produced a process of cultivation of areas until now destined to other uses.

The climatic trend of the last years, particularly droughty, exalted some present territorial limitations and the yield of the cereal was very low. Actually the method used for refunding the damages due to drought foresees the delimitation of the areas through an analysis that takes sometimes to a dispersion of the ministerial funds. This model, starting from a land analysis and from an evaluation of the agricultural use of the area, through the knowledge of some areas in which the damages of drought are evident, takes to the elaboration of a map of the distribution of the phenomenon and therefore of the damages to refund. The methodology, besides a better management of the ministerial funds, allows to safeguard the soils in which the agricultural use determines forms of degradation, and to give indications to the farmers about the risk of the productive process at the beginning of the productive cycle.

**Key words:** land evaluation, desertification, mediterranean environment

### **Riassunto**

Nella Sicilia centrale, a morfologia collinare, l'indirizzo cerealicolo è dominante. La politica agricola di sostegno, attraverso l'integrazione al prezzo di vendita del frumento, ha innescato un processo di messa a coltura di suoli prima destinati ad altri usi. L'andamento termopluviometrico degli ultimi anni particolarmente siccitoso ha esaltato alcune limitazioni territoriali presenti e la risposta produttiva del cereale è rimasta nulla o quasi.

Ricerca svolta nell'ambito del progetto "La potenzialità dei suoli sui substrati della serie gessoso solfifera", responsabile Salvatore Raimondi

La procedura attualmente adottata, per indennizzare alle aziende i danni dovuti alla siccità, prevede la delimitazione delle aree attraverso un'analisi che porta a volte ad una dispersione dei mezzi finanziari ministeriali. Il modello che si propone, partendo da un'analisi territoriale e da una valutazione per l'uso agricolo del territorio, attraverso la conoscenza di alcune aree in cui sono sensibili i danni della siccità, porta all'elaborazione di una carta della distribuzione del fenomeno e quindi dei territori da indennizzare. La metodologia, oltre a migliorare la gestione dei fondi ministeriali, permette di salvaguardare quei suoli in cui l'uso agricolo determina degrado e di fornire agli agricoltori indicazioni sul rischio del processo produttivo all'inizio dell'annata agraria.

**Parole chiave:** valutazione del territorio, desertificazione, ambiente mediterraneo

### **Introduzione**

Il Fondo di Solidarietà Nazionale (legge del 25 giugno 1970 n° 364), è destinato a sovvenire alle necessità urgenti (sostegno), mediante agevolazioni creditizie ed erogazione di contributi in conto capitale, delle aziende danneggiate da avversità atmosferiche e calamità naturali, in cui il danno abbia un'incidenza sulla Produzione Lorda Vendibile (PLV) non inferiore al 35%. L'attivazione del Fondo di Solidarietà Nazionale, si riferisce "esclusivamente ad eventi che, per vastità del territorio colpito e per la particolare intensità, vadano a determinare un effettivo grave pregiudizio dell'economia locale. Pertanto, l'intervento è previsto per i danni derivanti da andamenti stagionali fortemente abnormi e da eventi negativi che la funzione imprenditoriale non può direttamente controllare, ma è chiamata ad arginare e a limitare nel momento in cui si verificano. In tale ambito la legge n° 185/1992 ha introdotto nuove problematiche inerenti alla delimitazione dei territori danneggiati poiché l'avversità dovrà essere riconosciuta procedendo per "zone agricole omogenee". "Inoltre si devono escludere dalla delimitazione tutte quelle realtà geo-pedologiche ed ambientali in cui l'attività agricola è di per se intrinsecamente a rischio o che venga condotta in situazioni ai limiti dell'ordinario rischio d'impresa" (Circolare AA.FF. n° 249/1998).

La ristrettezza dei tempi di presentazione della domanda (30 giorni), il livello di dettaglio richiesto su base catastale, l'individuazione di aree agricole omogenee, fanno emergere l'esigenza di "una zonizzazione", basata su parametri oggettivi: fisici, pedologici ed agronomici (Circ. Reg. Sicilia n° 102/1992). Dopo aver descritto le caratteristiche dell'avversità atmosferica o dell'evento calamitoso (ad esempio estensione altimetrica, esposizione dei versanti, tipi pedologici, ecc.), la classificazione del territorio per-



mette, d'individuare "immediatamente" le potenziali aree omogenee interessate. e di effettuare rapidamente gli accertamenti sui danni alla PLV.

La zonizzazione del territorio, basata sulla cartografia tematica in possesso dei Comuni, è quindi uno strumento che può permettere un'accelerazione dei tempi di attivazione del Fondo di Solidarietà Nazionale per la ripresa produttiva delle aziende agrarie colpite.

Obiettivo del presente lavoro è quello di individuare una metodologia, attraverso la quale sia possibile una zonizzazione del territorio veloce e tale da permettere di delimitare rapidamente quei territori in cui l'incidenza del danno all'attività agricola abbia un'incidenza inferiore al 35% della PLV, che andranno escluse da ogni forma d'intervento.

Per una zonizzazione del territorio in aree agricole omogenee il modello deve essere il più semplice possibile, deve essere facilmente applicabile e in breve tempo, dovrà dimostrare un nesso diretto con l'evento calamitoso naturale e deve dare una visione d'insieme, su base catastale, di tutte le realtà agricole ed in particolar modo di quelle sostenibili (colture erbacee, arboree e protette), da tenere distinte da quelle in cui tale attività è a forte rischio d'impresa od ambientale, che determina degradazione del suolo o delle acque e che per tale ragione sono escluse, per legge, da ogni forma di indennizzo.

### **Materiali e metodi**

Dopo un'attenta analisi di modelli messi a punto da diversi studiosi per risolvere quesiti pratici e gestionali del territorio, quello che è sembrato rispondere meglio allo scopo considerato è lo "Schema di studio integrato del territorio" proposto da Fierotti (1978) ed applicato ad un'area boscata ed agricola nei pressi di Ficuzza, Corleone (PA) (Fierotti et al., 1983). Tale modello è stato modificato ed integrato per adattarlo allo scopo della valutazione (Figura 1).

Il modello è strutturato in cinque sezioni, ognuna delle quali comprende più compartimenti. La prima sezione è dedicata alla descrizione dei comparti: clima, morfologia, sottosuolo, suolo e attività agricola. L'interazione dei vari compartimenti, nella seconda sezione, fa pervenire alla individuazione dell'uso attuale del territorio in agricolo ed extra-agricolo. La terza sezione è dedicata alla individuazione delle aree in cui l'agricoltura è sostenibile. Nella quarta sezione si individuano le aree oggetto dell'indagine con le relative colture. La sezione quinta prevede la stima del danno e la sua incidenza sulla PLV comprensoriale, effettuando gli accertamenti di campagna sulle varie colture.

Attraverso la soglia del 35%, è possibile pervenire alla individuazione di due areali: I territori in cui l'incidenza del danno sulla PLV è inferiore al 35%, che verranno esclusi dall'intervento e quelli con incidenza superiore o uguale che usufruiranno delle agevolazioni.

I comuni siciliani da diversi anni si sono dotati di un Piano Agricolo Forestale finalizzato all'integrazione del Piano Regolatore Generale. I piani hanno una vasta documentazione cartografica che mette in evidenza i tematismi ambientali previsti dallo schema che si propone. Pertanto, tali documenti possono essere acquisiti ed utilizzati per rispondere allo scopo della valutazione del danno per avversità abiotiche.

Il modello proposto (di prima approssimazione) è stato applicato non considerando l'aspetto sostenibilità dell'uso attuale per due motivi: per confrontare i risultati con la valutazione precedentemente effettuata e per ipotizzare una condizione territoriale che probabilmente si avrà nel futuro, quando il Sistema delle Agenzie per la protezione dell'ambiente sarà completamente operante, costituito dall'APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici) e dalle diverse ARPA (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente). E' stato applicato ad un'area campione ricadente nel territorio del comune di San Cataldo (CL), estesa circa 7.562 ettari ammessa a fruire dell'indennizzo conseguente all'evento siccitoso dell'annata agraria 1999-2000. Tale zonizzazione è stata confrontata con quella ottenuta applicando la metodologia proposta.

### **Risultati e discussione**

L'area in studio, si trova incuneata tra il territorio di Caltanissetta posto ad est, e quelli di Serradifalco e Mussomeli siti ad ovest. Topograficamente ricade nel foglio 267 e 268 della Carta Topografica d'Italia edita dall'Istituto Geografico Militare (I.G.M.) e precisamente nelle seguenti tavolette: Foglio n° 267, I SE "Monte Mimiani", Foglio n° 267, I NE "Serradifalco", Foglio n° 268, III NO "Caltanissetta". L'ambiente è prevalentemente collinare, in cui dominano i suoli sui substrati della serie gessoso solfifera o da essi influenzati nella loro linea evolutiva.

Per l'applicazione del modello sono stati utilizzati i documenti cartografici del Piano Agricolo Forestale di S. Cataldo ed è stato caratterizzato il territorio (tutti i documenti sono stati redatti a scala 1:10.000, utilizzando un programma di CAD) e precisamente: l'inquadramento geografico e ambientale; l'idrografia; il regime pluviotermometrico e la classificazione

del clima; l'uso del suolo; la clivometria, l'altimetria e l'esposizione prevalente dei versanti; i Suoli. All'interno ricade il complesso Boscato Mustigarufi - CL, precedentemente oggetto di uno studio pedologico approfondito (Fierotti et al., 1995).

Si è quindi scomposta l'area in studio in unità territoriali omogenee, con una variabilità dei tematismi esaminati entro limiti ristretti.

Per effettuare tale suddivisione, si è tenuto conto della destinazione d'uso (Complesso Boscato, Area agricola con le diverse colture, Pascoli ed incolti). Nell'ambito dell'unità territoriale "Area agricola" è stata effettuata una suddivisione prendendo in considerazione altre variabili territoriali fisiche e pedologiche. L'area dei seminativi è dominante ed è stata suddivisa in sei zone omogenee considerando le varie combinazioni d'uso, giacché si trovano campi intercalati e limitrofi agli appezzamenti di terreno investiti a frutteto, vigneto e/o oliveto.

Per le colture arboree sono state individuate: tre unità cartografiche rispettivamente per gli oliveti ed i vigneti e due zone per gli agrumeti.

Sulla base delle unità territoriali individuate e delle caratteristiche dell'evento calamitoso è stato possibile elaborare delle aree pedologiche omogenee raggruppate per coltura (Tabella 1).

Il tecnico chiamato ad investigare nell'ambito di quel territorio, disponendo di quest'ultimo documento cartografico si sarebbe trovato nelle condizioni di programmare una serie di escursioni di campagna secondo un criterio scientifico intrinseco nel documento cartografico.

I punti da investigare sarebbero stati dislocati con l'obiettivo di analizzare tutte le unità pedologiche individuate ed il numero delle osservazioni sarebbero state proporzionate all'effettiva estensione dell'unità territoriale. Alla fine di questo processo sarebbe stato possibile escludere immediatamente le superfici che non sono ammesse a fruire dell'indennizzo del FSN ed evidenziare quelle per l'analisi economica.

Dall'applicazione del modello proposto all'area di San Cataldo, è scaturita una superficie da investigare pari al 77% contro il 79% investigata nell'annata 1999-2000. I boschi presenti hanno un'incidenza del 63%. Pertanto, le differenze 14% e 16% sono le aree agricole da investigare rispettivamente secondo il modello proposto e quella effettivamente indagata nella campagna 1999-2000. Scendendo nel dettaglio delle superfici delimitate ed ammesse alle agevolazioni, secondo la nuova metodologia, le aree agricole a seminativo e quelle ad arboreto delimitate, avrebbero dovuto essere diminuite rispettivamente del 12 e del 10%.

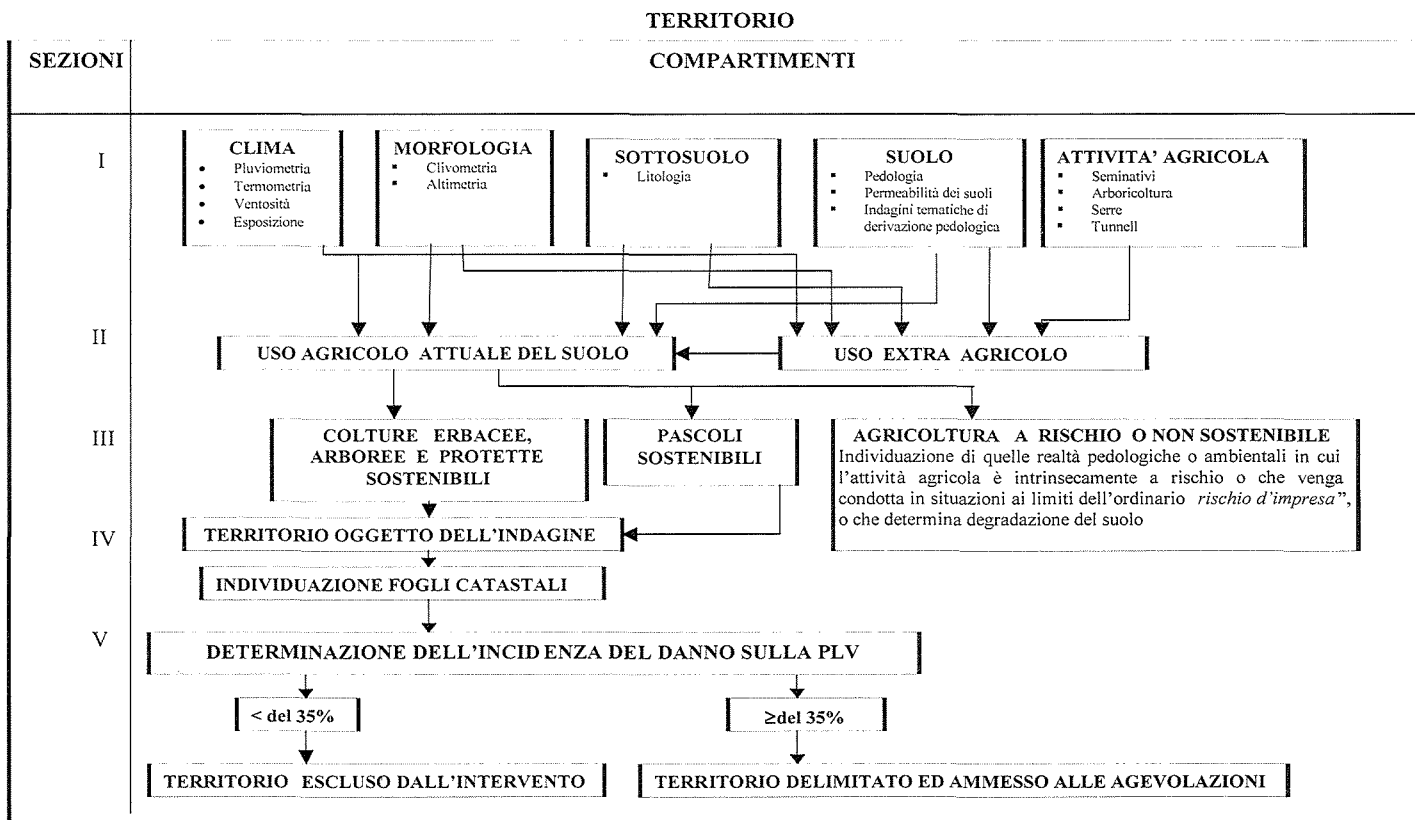


Fig. 1 – Schema del modello proposto per la delimitazione del territorio ammesso alle agevolazioni in caso di calamità, applicato per la siccità.

Fig. 1 - Scheme of the proposed model for the delimitation of areas admitted to financial facilitations in case of calamities, applied for drought conditions

Tabella I. Le aree agricole omogenee individuate nell'area campione San Cataldo

Table I. Description of agricultural homogeneous areas in the sample area  
 of S. Cataldo (CL)

Uso agricolo	Area omogenea	Descrizione	
Seminativo	S1a	Suoli su argille e argille marnose più o meno salate, con dislocazione altimetrica variabile tra i 350 e i 450 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti a nord, classe di pendenza 6 <sup>a</sup> (35-50%), a profilo Ap-Bwss-C, da mediamente profondi a profondi. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerochrepts (Suoli Bruni Vertici).	
	S1b	Suoli su argille e argille marnose più o meno salate o su argille con gessi, con dislocazione altimetrica variabile tra i 350 e i 400 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti a est, classe di pendenza 4 <sup>a</sup> (15-25%), a profilo Ap-Bwss-C, da mediamente profondi a profondi. Tessitura argillosa con scheletro assente. Vertic Xerochrepts (Suoli Bruni Vertici), Typic Chromoxererts (Vertisuoli).	
	S2	Suoli su gessi e gessareniti e/o su argille con gessi con dislocazione altimetrica variabile tra i 300 e i 400 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti ovest, classe di pendenza 6 <sup>a</sup> (35-50%), a profilo Ap-C, da poco profondi a mediamente profondi. Tessitura argillosa con scheletro raramente presente. Typic Xerorthents (Regosuoli).	
	S3	Suoli su argille marnose e/o siltose, con dislocazione altimetrica variabile tra i 300 e i 400 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti ovest ed est, classe di pendenza 6 <sup>a</sup> (35-50%), a profilo Ap-C, da mediamente profondi a profondi. Tessitura argillosa con scheletro assente. Vertic Xerochrepts (Suoli bruni vertici).	
	S4	Suoli su argille e argille marnose più o meno salate, con dislocazione altimetrica variabile tra i 250 e i 350 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti nord, classe di pendenza 5a (25-35%) e 6 <sup>a</sup> (35-50%), a profilo Ap-C. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerorthents (Regosuoli).	
	S5	Suoli su gessi, gessareniti o argille con gessi con dislocazione altimetrica variabile tra i 450 e i 550 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti est, classe di pendenza 3 <sup>a</sup> (6-15%) e 4a (15-25%) a profilo A-C. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerorthents (Regosuoli).	
	Oliveto	O1	Suoli su argille e argille marnose più o meno salate e/o sabbiose, con dislocazione altimetrica variabile tra i 350 e i 450 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti a nord, classe di pendenza 5 <sup>a</sup> (25-35%), a profilo Ap-Bwss-C o Ap Bss-C, da mediamente profondi a profondi. Tessitura argillosa con scheletro assente. Vertic Xerochrepts (Suoli Bruni Vertici), Typic Chromoxererts (Vertisuoli).

SEGUE

## SEGUE TABELLA 1

Uso agricolo	Area omogenea	Descrizione
	O2	Suoli su argille e argille marnose e/o sabbiose, con dislocazione altimetrica variabile tra i 350 e i 450 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti nord e est, classe di pendenza 5 <sup>a</sup> (25-35%) e 6a (35-50%), a profilo Ap-C. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerorthents (Regosuoli).
	O3	Suoli su argille e argille marnose e/o sabbiose, con dislocazione altimetrica variabile tra i 350 e i 450 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti ovest ed est, classe di pendenza 4 <sup>a</sup> (15-25%) e 5a (25-35%), a profilo Ap-C o Ap-Bss-C, da poco profondi a mediamente profondi. Tessitura argillosa con scheletro raramente presente. Typic Xerorthents (Regosuoli), Typic Chromoxererts (Vertisuoli).
Vigneto	V1	Suoli su argille e argille marnose più o meno salate, con dislocazione altimetrica variabile tra i 400 e i 500 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti nord, classe di pendenza 6 <sup>a</sup> (35-50%) e 7a (>50%), a profilo Ap-Bwss-C, da mediamente profondi a profondi. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerochrepts (Suoli Brunì Vertici).
	V2	Suoli su argille e argille marnose e/o sabbiose, con dislocazione altimetrica variabile tra i 350 e i 400 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti ovest, classe di pendenza 5 <sup>a</sup> (25-35%) e 6a (35-50%), a profilo Ap-C. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerorthents (Regosuoli).
	V3	Suoli su argille e argille marnose più o meno salate e/o sabbiose, con dislocazione altimetrica variabile tra i 300 e i 350 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti nord, classe di pendenza 5 <sup>a</sup> (25-35%) e 6a (35-50%), a profilo Ap-C. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerorthents (Regosuoli).
Agrumeto	A1	Suoli su rosticci, gessi e gessareniti con dislocazione altimetrica variabile tra i 350 e i 450 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti nord, classe di pendenza 6 <sup>a</sup> (35-50%) terrazzate, a profilo Ap-Bwss-C, da mediamente profondi a profondi. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerochrepts (Suoli Brunì Vertici).
	A2	Suoli su argille e argille marnose e/o sabbiose, con dislocazione altimetrica variabile tra i 350 e i 450 m s.l.m., esposizione prevalente dei versanti nord, classe di pendenza 4 <sup>a</sup> (15-25%) e 5a (25-35%) a profilo Ap-Bwss-C. Tessitura argillosa con scheletro assente. Typic Xerochrepts (Suoli Brunì Vertici).

## **Siccità, aridità e rischi per il processo produttivo agricolo**

Oggi in Sicilia, come in altre regioni meridionali d'Italia individuare all'interno delle aree agricole quelle in cui il processo produttivo è a rischio per carenza di acqua nel suolo è improrogabile, in quanto esistono zone in cui le condizioni pedoclimatiche attuali sono tali da non garantire un risultato produttivo positivo come nel passato. I motivi sono di ordine pedologico e climatico (pedoclimatici). Infatti, negli ultimi anni sono stati messi a coltura suoli sottili ed erosi, mentre l'andamento climatico tende a registrare un aumento delle temperature specie dei minimi ed una diminuzione delle piogge o una diversa distribuzione di esse nel corso dell'anno. I periodi siccitosi sono diventati ricorrenti e tendono ad ampliare il periodo arido estivo. Queste variazioni in Sicilia si ripercuotono negativamente sulla risposta produttiva delle colture in alcune aree (Fascia costiera occidentale e meridionale ed aree collinari interne), mentre nell'alta collina, in montagna e negli ampi versanti esposti a nord delle catene montuose delle Madonie, dei Nebrodi e dei Peloritani (Raimondi, in corso di stampa; Raimondi e al., in corso di stampa) si registra un incremento dell'evapotraspirazione reale, e quindi un incremento dell'attività vegetativa. Tali aree potrebbero essere evidenziate attraverso l'applicazione della Land Suitability (FAO, 1976), che consente una valutazione specifica per ciascuna coltura ed evidenzia bene i territori non adatti all'uso considerato.

A tal fine, il territorio può essere classificato e valutato attraverso la capacità idrica utilizzabile dei suoli o capacità di acqua disponibile per le piante (AWC = available water capacity), secondo lo schema di classificazione riportato nella tabella 2. In prospettiva, in questi ambienti semiaridi, si può pensare di elaborare la "Carta della risposta produttiva potenziale", partendo dall'AWC del suolo e quindi apprestando delle "Carte del rischio siccità". L'effetto negativo sulla produzione agraria è direttamente proporzionale alla durata del periodo asciutto della sezione di controllo dell'umidità. Queste Carte potrebbero aiutare gli agricoltori nella scelta delle colture all'inizio dell'annata agraria e così limitare il ricorso al FSN.

Classificato il territorio in funzione della capacità idrica utilizzabile ai fini della valutazione del rischio del processo produttivo è necessario individuare i periodi asciutti del suolo considerati normali. Con riferimento alla stazione termopluviometrica di Caltanissetta, elaborando i dati di temperatura e piovosità attraverso il bilancio idrico del suolo di Thornthwaite e Mather e rappresentando le condizioni di umidità della sezione di control-

lo con il grafico di Billaux è possibile determinare: il periodo asciutto in funzione dell'annata agraria (periodo settembre – agosto); attraverso i principi del calcolo probabilistico è possibile definire il numero di giorni asciutti della sezione di controllo dell'umidità per 6 anni su 10 (Raimondi *et al.*, 1997).

**Tabella 2.** Classazione della caratteristica capacità di acqua disponibile per le piante (AWC = available water capacity)

**Table 2.** Classification of the characteristic "available water capacity" for crops

Destinazione colturale	Classe	AWC (mm)
Suoli a colture agrarie	A1	> 200
	A2	150 - 200
	A3	75 - 150
Suoli a pascolo	P1	< 75
	P2	> 75

Secondo i dati della stazione di Caltanissetta relativi al periodo 1951-94 in relazione all'AWC dei suoli i periodi asciutti sono più o meno lunghi (Tabella 3).

**Tabella 3.** Durata, nel corso dell'anno, del periodo asciutto dei suoli in relazione all'AWC.

**Table 3.** Duration, in the year, of the dry period of the soil in relation to AWC

Destinazione colturale	AWC (mm)	Periodo asciutto (giorni/anno)
Zone agricole	> 200	< 130
	150 - 200	130 - 140
	75 - 150	140 - 170
Zone a pascolo	< 75	170 - 230

All'aumentare della durata del periodo asciutto, maggiore sarà la diminuzione di produzione. In relazione alla durata del periodo asciutto, variabile di anno in anno a seconda della distribuzione delle piogge e delle temperature, i suoli possono essere valutati, come riportato in Tabella IV, in funzione del rischio del processo produttivo. Suddividendo, quindi, un determinato territorio comunale in unità territoriali omogenee, ad ogni area può essere associato un fattore di rischio del processo produttivo. Tali dati consentono di stimare il fabbisogno in acqua, quando si sceglie di intervenire tramite l'irrigazione per superare la siccità o l'aridità e di rivedere il quadro colturale in regime asciutto per riadattarlo al nuovo equilibrio ambientale. La programmazione agricola adattata al nuovo contesto pedoclimatico consente di prevenire i danni alle produzioni e di risparmiare le risorse del FSN.



**Tabella 4.** Rischio del processo produttivo in funzione del periodo  
 asciutto annuo (giorni)

**Table 4.** Risk of the productive process in relation to the annual dry period (days)

AWC (mm)	N° di giorni asciutti	Rischio del processo produttivo	Area
> 200	< 130	Assente (produzione ordinaria)	Agricola
	130 - 150	Basso	
	150 - 170	Moderato	
	170-190	Elevato	
	> 190	Eccessivo	
150- 200	< 150	Assente (produzione ordinaria)	
	150 -170	Moderato	
	170 -190	Elevato	
	> 190	Eccessivo	
< 150	< 170	Assente (produzione ordinaria)	
	170 - 190	Moderato	
	> 190	Elevato	
< 75	< 230	Assente (produzione ordinaria)	Pascolo
	230 - 250	Moderato	
	250 - 270	Elevato	
	> 270	Eccessivo	

### **Conclusioni**

Il modello proposto attraverso l'indagine sulle caratteristiche territoriali (climatiche, topografiche, pedologiche e d'uso agricolo) e la loro interazione per arrivare ad elaborare una "Carta delle aree agricole omogenee", consente di accelerare enormemente l'iter burocratico, mirante ad elaborare la zonizzazione secondo criteri scientifici ed oggettivi, e di dettagliare le aree d'intervento. Dal confronto fra quanto avviene in questo momento e l'applicazione del modello proposto è emerso che l'area d'indagine si riduce in quanto si può eliminare subito l'area il cui uso non prevede l'intervento (bosco). In particolare, nell'ambito delle aree agricole è stato possibile individuare diverse aree omogenee per caratteri morfologici e pedologici. Detta individuazione, eseguita secondo una politica agricola ben programmata, può permettere per l'area in esame di procedere, in caso di avversità atmosferiche o calamità naturali, all'individuazione dei danni così come prescrive la L. 185 del 14 febbraio 1992.

Attraverso l'applicazione della Land Suitability si potrebbero eliminare quelle superfici in cui l'uso o la gestione agronomica non è eco-compatibile.

In Italia, le regioni meridionali ed insulari sono le più esposte a stress di natura ambientale (Ministero dell'Ambiente, 1999) ed è proprio in queste che si impone una programmazione agricola adattata alle nuove condizioni ambientali. In assenza di un tale intervento lo stato si troverà ad indennizzare danni al sistema agricolo tutti gli anni, con grave nocumento per le casse dello stato.

## **Bibliografia**

- CIRCOLARE ASSESSORATO AA.FF. - REGIONE SICILIA n° 102 del 31/8/1992 – Segnalazioni danni in agricoltura da avversità atmosferiche e calamità naturali, al fine di ottenere le agevolazioni creditizie, fiscali e la sospensione dei contributi assistenziali e previdenziali C.D., previste dalla normativa vigente. *Gazzetta Ufficiale Regione Sicilia* n° 30 del 19/06/1993.
- CIRCOLARE ASSESSORATO AA.FF. - REGIONE SICILIA n° 249 del 9/02/1998 – Legge 14 febbraio 1992 n° 185. Nuova disciplina del Fondo di Solidarietà Nazionale. Disposizioni relative agli accertamenti ed alle proposte Ispettoriali di delimitazione dei territori colpiti da avversità atmosferiche e calamità naturali in agricoltura.
- FAO -1976. A framework for Land Evaluation. In: *Soil Bulletin*, 32, Roma.
- FIEROTTI G. -1978. Proposta di una metodologia di rilevamento e studio cartografico per lo sviluppo del territorio. In: *Quaderni di Agronomia* n° 9, Palermo.
- FIEROTTI G., DAZZI C., CIRRITO V., LIGUORI V., RAIMONDI S., 1983. Modello di studio integrato del territorio (Ficuzza - Palermo). In: *Quaderni di Agronomia* n° 10, Palermo.
- FIEROTTI G., DAZZI C., RAIMONDI S., BELLANCA A., MONTELEONE S., NERI R., PIPITONE G., 1995. I suoli del complesso boscato "Mustigarufi" (Caltanissetta) e la loro adattabilità all'Eucalyptus camaldulensis. Regione Sicilia, Assessorato Agricoltura e Foreste, Azienda Foreste Demaniali Ed., Arti Grafiche Siciliane Editore, Palermo, 153 pp. con appendice tecnica. di 194 pp.
- LEGGE n° 364 del 25 MAGGIO 1970: Istituzione del Fondo di Solidarietà Nazionale. *Gazzetta Ufficiale-Serie Generale* n° 140 del 19/06/1970.
- LEGGE n° 590 DEL 15 OTTOBRE 1981: Nuove norme per il Fondo di Solidarietà Nazionale". *Gazzetta Ufficiale-Serie Generale* n° 288 del 20/10/1981.
- LEGGE n° 185 DEL 14 FEBBRAIO 1992: Nuova disciplina del Fondo di Solidarietà Nazionale. *Gazzetta Ufficiale-Serie Generale* n° 51 del 2/3/1992.
- MINISTERO DELL'AMBIENTE -1999. Comunicazione Nazionale per la lotta alla Siccità ed alla Desertificazione. Tipar Poligrafica editrice.
- RAIMONDI S., POMA I., FREANDA A. S. -1997. Il pedoclima come fattore di sensibilità ambientale: es. di metodologia applicata all'agro di Sparacia-Cammarata (AG). In: *Riv. Agr. XXXI*, 3, 726-733.
- RAIMONDI S. (in corso di stampa). I suoli siciliani di fronte al processo di desertificazione. Convegno "Desertificazione: la nuova emergenza del bacino del Mediterraneo". Callagirono (CT) 22-25 maggio 2001.
- RAIMONDI S., INDORANTE A., TUSA D. (in corso di stampa). 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). Convegno "L'agrometeorologia nel mediterraneo". Acireale (CT), 6-7 giugno 2002.

## *UN SISTEMA INFORMATIVO GEOGRAFICO APPLICATO ALLO STUDIO DELL'EROSIONE IN UN PEDOAMBIENTE MONTANO*

Silvia Stanchi <sup>1</sup>, Samantha Lorito <sup>2</sup>,

Gilmo Vianello <sup>2</sup>, Ermanno Zanini <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Università degli Studi di Torino, DIVAPRA – Chimica Agraria  
Via Leonardo da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco (TO)

<sup>2</sup> Università degli Studi di Bologna,  
Centro Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo (CSSAS)  
Via Fanin, 40 - 40127 Bologna

<sup>3</sup> Università di Torino, Laboratorio - Centro di saggio della Neve e dei Suoli Alpini  
Gressoney la Trinitè (AO)

### Riassunto

Gli ecosistemi in ambiente alpino sono caratterizzati da una notevole complessità e fragilità. Nel sistema suolo tale vulnerabilità si traduce essenzialmente in un rallentamento della pedogenesi e in un minore grado di evoluzione. Tra i fattori che intervengono nella perdita della risorsa suolo, l'erosione riveste un ruolo fondamentale ed è direttamente correlata alle condizioni climatiche, alla forma del rilievo, alla copertura del suolo, al contenuto in sostanza organica e al grado di umificazione di quest'ultima, in grado di migliorarne lo stato di aggregazione. Obiettivo del presente lavoro è l'applicazione di un metodo integrato per la stima dell'erosione del suolo su aree diverse per caratteristiche ambientali, con il supporto di Sistemi Informativi Geografici. A tale scopo sono stati studiati alcuni siti dell'Alta Valle di Susa (Alpi Occidentali, Provincia di Torino), sede principale delle Olimpiadi Invernali del 2006. Come è noto in questi pedo-ambienti la vulnerabilità dei suoli all'erosione è dipendente dalla intensità e durata delle precipitazioni e dalle proprietà intrinseche del suolo, influenzate dalle caratteristiche chimico-fisiche, topografiche, di copertura e dall'eventuale presenza di sistemazioni del terreno. L'indagine è stata effettuata su aree diverse per copertura vegetale, altimetria ed uso del suolo (es. bosco, pista da sci, ex pista ora gestita a prato-pascolo), rendendo possibile un primo confronto tra i risultati così ottenuti. I dati reali (pendenza, copertura del suolo, vegetazione, geologia ecc.) sono stati gestiti tramite idoneo Sistema Informativo Geografico che, consentendo la georeferenziazione e l'overlay dei dati, costituisce un valido supporto per lo studio e la pianificazione del territorio. I risultati ottenuti costituiscono un punto di partenza per ulteriori approfondimenti sul ruolo dell'apporto quantitativo, ma anche qualitativo, di sostanza organica nei suoli alpini, nell'ottica di una loro gestione sostenibile. In particolare, contribuiscono alla creazione di una base di conoscenza utile alla definizione di "best practices" per la pianificazione territoriale, soprattutto in aree, come l'Alta Valle di Susa, fortemente antropizzate.

**Parole chiave:** erosione, suoli alpini, GIS, RUSLE

## Abstract

Alpine ecosystems are characterized by high complexity and vulnerability and soil pedogenesis is generally a slow process. Generally speaking Alpine soils are often not intensely evolved and affected by surface soil loss due to erosion processes. The organic matter evolution is normally the main physical and chemical developing factor. In Alpine pedo-environments water erosion is directly influenced both by the rainfall intensity or average values and snow melting or freezing cycles. The complex mountain geomorphology, the topography, the forest cover, influencing the organic matter content, and the conservation practices play a heavy role in soil aggregation and vulnerability to erosion. This work is a preliminary study on Alpine soil erosion comparing two different benchmark areas in the Susa Valley (Western Alps – Italy), which has been chosen as a site for the Winter Olympic Games “Torino 2006”. In each area homogeneous Land Unit Types have been identified by overlaying vegetation, geology, steepness and land use/cover. The RUSLE model (revised Universal Soil Loss Equation) has then been critically applied by a GIS integrated approach. The results show the limits of the model in defining the erosion, but could be considered as a starting point for other studies on the effect of the amount and quality of organic matter in soil on erosion processes in alpine ecosystems. Moreover the integrated RUSLE-GIS approach seems promising in giving useful information for soil conservation and decision making, through the definition of best practices and management guide lines.

**Key words:** erosion, alpine soils, GIS, RUSLE

## Introduzione

I processi erosivi di origine idrica rappresentano una delle principali cause di perdita di suolo in ambiente alpino. L'effetto più evidente è la perdita continua ed irreversibile degli orizzonti superficiali dovuta sia ad erosione laminare, sia a forme erosive incanalate con deformazione progressiva del terreno (Van der Knijff *et al.*, 1999), particolarmente rilevanti laddove il grado di evoluzione dei suoli risulta scarso e le pendenze elevate

Nei pedo-ambienti montani, caratterizzati da una generale lentezza dei processi di formazione del suolo, spesso ostacolati proprio dagli asporti superficiali, la perdita di suolo assume particolare gravità..

In questi ambienti, caratterizzati da condizioni diffuse di marginalità, ai fattori fisici predisponenti l'erosione si unisce spesso l'interruzione di pratiche di contenimento dei processi erosivi (ad esempio terrazzamenti e ciglionamenti), direttamente legata alla riduzione di presidio del territorio e all'abbandono delle tradizionali attività agro-pastorali.

La conservazione della risorsa suolo, che richiede una serie di interventi ed azioni diffuse, prevalentemente a carattere gestionale, rientra quindi tra gli obiettivi fondamentali della pianificazione territoriale montana: la stima del tasso di perdita di suolo per erosione rappresenta un punto di partenza per una corretta conservazione e gestione della risorsa stessa.

I metodi descritti in Letteratura per la stima dell'erosione idrica sono molteplici ma la loro applicazione in aree montane non è sempre accettabile. Esistono modelli di previsione a lungo termine, ad esempio su scala annuale, e modelli "event-based" che considerano cioè solo il singolo evento piovoso. Inoltre i modelli vengono distinti in empirici e analitici su base fisica.

L'USLE (Universal Soil Loss Equation - Wischmeier & Smith, 1978), modello parametrico su base empirica, fornisce una stima della perdita annua di suolo ed è tuttora un metodo ampiamente applicato ed accettato, benché sviluppato in un contesto agronomico. La RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) si basa sugli stessi principi empirici della USLE, ma con numerosi miglioramenti e adattamenti che rendono il modello applicabile in condizioni ambientali anche molto diverse da quelle delle sole parcelle campione cui fa riferimento la formulazione originale (Milward e Mersey, 1999).

Lo scopo del presente lavoro è una stima dell'erosione potenziale del suolo con il modello RUSLE ed il supporto di un idoneo Sistema Informativo Geografico (GIS). L'impiego del GIS consente una gestione efficace dei dati richiesti dal modello e le funzionalità proprie del sistema potranno in futuro consentirne l'applicazione al fine di stimare il potenziale rischio di erosione dell'intera vallata, qualora i risultati fossero promettenti e in grado di ben utilizzare le informazioni pedo-ambientali.

## **Materiali e metodi**

### Area di studio

Lo studio è stato condotto in Alta Valle Susa (Alpi Occidentali - Provincia di Torino). La scelta del sito è stata effettuata sulla base di alcune considerazioni generali: l'Alta Valle Susa, sede delle Olimpiadi Invernali di Torino 2006, sarà oggetto nei prossimi anni di una complessa serie di trasformazioni dell'assetto territoriale che interesseranno viabilità, infrastrutture, servizi, impianti, strutture sportive e turistico-ricreative. Tali interventi richiedono una particolare attenzione alla conservazione e tutela delle risorse ambientali ed in particolare del pedo-ambiente.

La valutazione del rischio di erosione potenziale è stata effettuata utilizzando il metodo integrato RUSLE-GIS in due microbacini situati rispettivamente nei Comuni di Bardonecchia e di Oulx. La prima area di studio fa parte del comprensorio sciistico dello Jaffreau e la seconda si trova nella frazione Beaulard e fa parte di una pista da sci dismessa da circa un decennio.

Nei siti di studio sono stati eseguiti i seguenti rilievi di campagna:

1. Jaffreau: profili 1-5 distribuiti in due transect di cui il primo in corrispondenza della partenza ed il secondo all'arrivo della seggiovia.
2. Beaulard: profili 6-11 distribuiti su due transect a quote differenti.

### Modello RUSLE

Il modello RUSLE, come quello USLE, stima il tasso di erosione idrica espresso in  $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$  e, abbinandolo a idonei Sistemi Informativi Geografici (GIS) di tipo raster è possibile predire e mappare l'erosione potenziale pixel per pixel.

Tra i numerosi miglioramenti e adattamenti apportati con il modello RUSLE, i più importanti per l'ambiente alpino sono quelli relativi al calcolo del fattore topografico LS, il più difficile da determinare in terreni morfologicamente variabili con pendenze irregolari e flussi divergenti delle acque (Desmet e Govers, 1996).

In generale i modelli USLE e RUSLE possono essere definiti come un set di equazioni matematiche che, opportunamente combinate, forniscono un valore medio del tasso di perdita di suolo, dovuto ad erosione laminare e rill erosion, fenomeni determinati dall'impatto della pioggia al suolo e dal deflusso superficiale.

La formula generale, alla base del modello USLE-RUSLE è, com'è noto, la seguente:

$$A = R K L S C P$$

Dove:

$A$  = stima della perdita media annua di suolo [ $t\ ha^{-1}\ y^{-1}$ ]

$R$  = fattore erosività della pioggia [ $MJ\ mm\ h^{-1}\ ha^{-1}\ y^{-1}$ ]

$K$  = fattore erodibilità del suolo [ $t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ ]

$LS$  = fattore topografico o slope length factor (coefficiente adimensionale calcolato)

$C$  = copertura del suolo (coefficiente adimensionale stimato, variabile tra 0 e 1)

$P$  = pratiche di controllo dell'erosione (coefficiente adimensionale stimato, variabile tra 0 e 1).

Il prodotto tra i fattori elencati escluso  $R$  (erosività della pioggia) fornisce una misura della resistenza dell'ambiente all'erosione. Ovviamente, trattandosi di una relazione moltiplicativa, è sufficiente che uno dei valori inseriti tenda a zero per annullare il risultato finale.

Il fattore  $R$  è influenzato da intensità e durata delle precipitazioni, ovvero dall'energia cinetica della pioggia che può trasformarsi in energia meccanica all'impatto con la superficie: esso dipende quindi dalla collocazione geografico-climatica della stazione. Per il presente studio i dati pluviometrici usati sono stati quelli di Bardonecchia ricavati dalla banca dati della Regione Piemonte (Biancotti *et al.*, 1998) e corrispondenti a una serie storica trentennale (media annua di 724 mm di pioggia, distribuiti su 91 giorni/anno, con massimi nei mesi di maggio ed ottobre).

Il fattore  $K$  è una misura della suscettibilità del suolo all'erosione. Le proprietà fisiche del suolo influenzanti il tasso di erosione potenziale si possono suddividere in due gruppi: (1) proprietà influenzanti la capacità di infiltrazione delle precipitazioni, il movimento dell'acqua all'interno del suolo, la capacità di trattenuta idrica; (2) proprietà che intervengono sulla dispersione, l'abrasione, la mobilità degli aggregati e delle particelle costituenti il suolo da parte delle precipitazioni e del ruscellamento superficiale (Misra e Teixeira, 2001; Teixeira e Misra, 1997; Wang *et al.*, 2001).

Il fattore  $C$ , che quantifica l'effetto della copertura del suolo viene influenzato sia dall'uso del suolo (bosco, pascolo, prato ecc.), sia dalla densità del popolamento vegetale. Valori di  $C$  uguali o prossimi a 0 hanno come effetto un contenimento del tasso potenziale di erosione del suolo e vengono quindi attribuiti ad aree non erodibili, impermeabilizzate o coperte da affioramenti rocciosi coerenti, oppure ad aree con fitta vegetazione arborea. Tuttavia, il fattore  $C$  descritto da Wischmeier & Smith (1978) non tiene in considerazione l'eventuale presenza di rocciosità affiorante, molto comune in aree non agricole, né l'effetto protettivo esercitato dalla frazione di scheletro che non subisce l'azione disgregante della pioggia e ciò può portare a una sovrastima dell'erosione.

Il fattore  $P$  fa riferimento ad eventuali pratiche di contenimento dell'erosione, volte essenzialmente ad arginare il deflusso superficiale (es. terrazzamenti, ciglionamenti, lavorazioni del terreno).

Il fattore LS prende in considerazione la lunghezza (L) e la pendenza (S) del versante in quanto l'entità dei processi erosivi è influenzata dalla concomitanza dei due fattori, benché sia stato osservato che la perdita di suolo aumenta più rapidamente per effetto della pendenza, che per effetto della sua lunghezza (Wischmeier & Smith, 1978). Pendenze superiori al 20% determinano la rimozione per ruscellamento superficiale (runoff) di particelle di grandi dimensioni (diametro > 5mm) nonché la formazione di solchi, profondi rills e gullies.

### Applicazione del modello RUSLE in ambiente GIS

Nella stesura originaria dell'USLE, il fattore R viene calcolato come prodotto tra l'energia cinetica E dell'evento piovoso e la massima intensità di precipitazione con durata 30 minuti, indicata come I30. Poiché queste informazioni non sono facili da reperire, sono state proposte nel tempo diverse equazioni sostitutive per il calcolo di tale fattore. Nel presente lavoro è stata invece utilizzata una equazione basata sull'indice modificato di Fournier (MFI), che prende in considerazione i dati relativi alle precipitazioni medie annue e medie mensili (Arnoldous, 1980).

$$MFI = \sum p_i^2 / P$$

dove  $p_i$  sono le precipitazioni medie mensili (mm) e P le medie annuali (mm).

$R = (4.17 \text{ MFI}) - 152$  in unità metriche, da convertire in  $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ y}^{-1}$ .

Per i due siti descritti il valore di R, considerato omogeneo data la vicinanza alla stazione di rilevamento di Bardonecchia, risulta uguale a  $1.068 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ y}^{-1}$ . Per conferma R è stato calcolato anche con il metodo "Tuscan equation" utilizzato dall'European Soil Bureau (van der Knijff *et al.*, 1999), valido per precipitazioni medie annue comprese tra 600 e 1200 mm, ottenendo un risultato analogo.

Nella formulazione originaria dell'USLE, K può essere calcolato graficamente attraverso un nomogramma in cui vengono considerati parametri granulometrici, chimici e fisico-strutturali.

Per la determinazione di K esistono numerose equazioni, alcune delle quali utilizzano unicamente parametri granulometrici (Römkens *et al.*, 1986), ma nel presente lavoro è stata adottata l'equazione di Wang *et al.* (2001) che considera tutti i parametri previsti nel nomogramma di Wischmeier:

$$K = (2.1 * 10^{-4} (12-OM) * M^{1.14} + 3.25 (S-2) + 2.5 (P-3)) / (7.59 * 100)$$



dove K viene espresso in  $t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$ . Nell'equazione OM indica la percentuale di sostanza organica nel suolo, M è calcolato come

$$(\% \text{ limo} + \% \text{ sabbia molto fine}) * (100 - \% \text{ argilla})$$

ed S è il codice di struttura e P di permeabilità. Il codice S secondo Wischmeier e Smith è uguale a 2 (struttura poliedrica fine) per tutti i profili osservati; P assume invece valore 3 (permeabilità moderata) e 2 (da moderata a rapida). Nell'equazione sopra riportata, assumendo  $P=3$  ed  $S=2$  si ottiene l'annullamento dei due addendi relativi; in questi casi, K dipende unicamente dalla granulometria e dalla percentuale di sostanza organica.

Poiché il nomogramma e l'equazione ad esso correlata considerano un valore di sostanza organica massimo pari al 4%, ai profili in cui la percentuale supera il 4% è stato attribuito tale valore limite. Dai dati reperibili in letteratura (Wang *et al.*, 2001) risulta non significativo interpolare i valori oltre questo limite. La sostanza organica è però un elemento fondamentale nello studio dell'erosione superficiale grazie al suo potere strutturante, tuttavia nei metodi descritti in Letteratura si fa più riferimento ad una caratterizzazione quantitativa, che qualitativa, della sostanza organica.

In tabella 1 si riporta, oltre alla percentuale di sostanza organica, il rapporto C/N, che può essere considerato un indice del suo grado di mineralizzazione/umificazione.

**Tabella 1.** Percentuale di sostanza organica e rapporto C/N nei profili campione (in grigio i profili in bosco, in bianco su pista da sci).

**Table 1.** O.M. content and C/N ratio in soil samples (in gray profiles under forest cover, in white ski slopes)

PROFILI	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
% S.O.	12,1	10,2	6,1	5,3	2,3	23,2	9,4	8,0	12,0	12,2	7,6
C/N	15,0	11,7	13,3	12,1	10,2	11,6	10,7	8,7	12,8	11,1	10,0

Nei profili studiati, l'intervallo di variazione della percentuale di sostanza organica è maggiore per quelli su pista da sci, mentre accade il contrario per il rapporto C/N. Il rapporto C/N nella stazione Jaffreau (profili 1-5) è sensibilmente superiore nelle aree a bosco (profili 1 e 3), ad indicare una maggiore umificazione della frazione di sostanza organica; nella stazione Beaulard (profili 6-11) si registra una situazione opposta, che potrebbe essere messa in relazione con la tipologia di uso del suolo (qui ex piste in abbandono da circa 10 anni, ora pascolate). Come si può osservare, si hanno situazioni differenziate anche a livello qualitativo, ma nell'applicazione del modello di stima dell'erosione non è possibile tenerne conto. L'apporto

complessivo di sostanza organica e il suo andamento percentuale lungo il profilo sono inoltre correlati con la vegetazione.

Sulla base di queste considerazioni generali, sono stati adottati i seguenti valori di C: 0,05 per prato o prato-pascolo con copertura erbacea continua, 0,004 per aree boscate, caratterizzate da abbondante presenza di lettiera inalterata, che esercita un notevole effetto protettivo sugli orizzonti superficiali (Wischmeier e Smith, 1978).

Al fattore P (pratiche per la prevenzione dei processi erosivi) è stato attribuito un valore costante pari ad 1, non essendo presenti particolari misure di protezione.

Nella stesura originale di Wischmeier e Smith, la lunghezza del pendio (L) viene calcolata come la distanza media dal punto di origine del deflusso al punto in cui la pendenza (S) decresce ed inizia l'attività deposizionale. Questa approssimazione può risultare valida in un ambiente agricolo di pianura, ma non è applicabile in zone di alta montagna. In tali ambienti, la morfologia del terreno è resa complessa dalla presenza di concavità e convessità localizzate, che determinano rapide variazioni di direzione e intensità del deflusso.

Molti metodi sono stati proposti per migliorare il calcolo del fattore topografico LS, ma solo nell'ultimo decennio si è raggiunta una accuratezza apprezzabile grazie all'introduzione dei GIS e dei modelli digitali (DEM) per il calcolo RUSLE (Engel a,b, 1999; Mohamed Rinos, 2001; Mitasova, 2002). Per poter tenere in considerazione la convergenza o divergenza del deflusso superficiale, il fattore L è stato sostituito dal concetto di "unit contributing area" (Desmet and Govers, 1996; Moore and Burch, 1986; Mitasova *et al.*, 2002;). Desmet e Govers (1996) hanno sviluppato per tale scopo un software dedicato, USLE2D, che lavora con dati raster in ambiente GIS (Idrisi). Nel presente lavoro si è però utilizzato il modulo Spatial Analyst del software GIS Arcview della Esri Inc. versione 3.2.

Alcune estensioni, come la "hydrologic extension" di questo software permettono la valutazione quali-quantitativa delle aree territoriali che contribuiscono al run-off e della direzione del deflusso superficiale in corrispondenza delle variazioni del terreno cella per cella (flow accumulation grid), condizione necessaria per poter applicare l'equazione a differenze finite introdotta per il calcolo di LS in ambiente raster bidimensionale (Desmet and Govers, 1996). Qui l'equazione adottata è stata quella introdotta da Moore and Burch (1986), dove LS viene calcolato per ogni punto  $r=(x,y)$  nel modo seguente:

$$LS(r) = [F(r) / a_0]^m [ \sin S(r) / S_0 ]^n$$

dove  $F$  è il *flow accumulation grid*, cioè lunghezza e quantità del deflusso calcolato per singola cella, influenzato quindi dalla dimensione dei pixel,  $S$  è la pendenza espressa in gradi,  $m$  e  $n$  sono parametri,  $a_0 = 22,1\text{m} = 72,6\text{ft}$  e  $S_0 = 0,09$  sono lunghezza e pendenza della parcella campione dell'USLE.

I valori di  $m$  possono variare da 0,4 a 0,6, mentre  $n$  può assumere valori compresi fra 1,0 e 1,4 a seconda del tipo di deflusso prevalente. Valori bassi di  $m$  e  $n$  si usano in corrispondenza di aree in cui predomina la dispersione del deflusso, come nelle zone coperte da folta vegetazione erbacea. I valori più alti invece rappresentano meglio i flussi turbolenti in aree già fortemente disturbate da rills. In questo caso si è preferito utilizzare valori intermedi, mantenendoli costanti per l'intera area di studio.

La procedura adottata ha previsto la realizzazione, piuttosto accurata, di un modello digitale del terreno, realizzato interpolando curve di livello a 10 m di distanza (fornite dalla Carta Tecnica Regionale) e rasterizzato su una griglia con risoluzione 5 m, che ben si adattava alla maglia di campionamento adottata. A partire dal DEM si è poi calcolata automaticamente la pendenza del terreno ( $S$ ) e il "*flow accumulation grid*" ( $F$ ) usando le apposite estensioni dello Spatial Analyst. Le mappe così ottenute sono state inserite come normali fattori nell'equazione matematica sopracitata.

## Risultati e discussione

I valori di  $A$ , espresso in  $\text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ , e dei singoli fattori utilizzati ai fini del calcolo, sono riportati in tabella 2. Per ciascuna unità di misurazione dell'erosione si indica il codice del profilo significativo.

Tabella 2. Fattori determinanti l'erosione e risultati ottenuti

Table 2. RUSLE factors and results

USO DEL SUOLO	PROFILI	R	K	C	P	LS	A
Bosco	1	1068	0,0279	0,0040	1	40,68	5
Pista da sci	2	1068	0,0267	0,0500	1	23,87	34
Bosco	3	1068	0,0252	0,0040	1	51,94	6
Pista da sci	4	1068	0,0290	0,0500	1	5,00	8
Pista da sci	5	1068	0,0339	0,0500	1	15,57	28
Ex pista da sci	6	1068	0,0225	0,0500	1	23,28	28
Bosco	7	1068	0,0203	0,0040	1	45,29	4
Bosco	8	1068	0,0263	0,0040	1	77,87	9
Ex pista da sci	9	1068	0,0208	0,0500	1	146,81	163
Bosco	10	1068	0,0217	0,0040	1	52,99	5
Bosco	11	1068	0,0247	0,0040	1	51,68	5

Si osserva che, essendo R e P costanti, l'entità del tasso di erosione A è determinata essenzialmente dal fattore LS, cioè dalle caratteristiche topografiche della stazione, e secondariamente dalla copertura vegetale.

Il fattore K, anche a causa del limitato grado di evoluzione del suolo in ambiente alpino, risulta piuttosto omogeneo per i suoli studiati.

I valori massimi di erosione potenziale si ottengono su prato, mentre il bosco esercita una funzione protettiva maggiore, contenendo A al di sotto delle  $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ , tasso che può essere considerato tollerabile. Solo in un caso si ha  $A < 10 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$  per aree a prato, ma tale dato è imputabile alla particolare micromorfologia del terreno, come evidenziato dal valore 5 assunto dal fattore LS.

I problemi maggiori si riscontrano nel quantificare il ruolo esercitato dalla sostanza organica nel contenimento dei processi erosivi: infatti, i metodi di calcolo riportati in letteratura che utilizzano il dato relativo alla percentuale di sostanza organica prendono in considerazione, come già osservato, un valore massimo pari al 4% che è generalmente superato in ambito forestale.

Al fine di poter valutare meglio il parametro K di erodibilità del suolo è stato effettuato un ulteriore confronto con i parametri di stabilità degli aggregati, calcolato secondo il metodo WAS – Water Aggregate Stability (Zanini *et al.*, 1998), che consiste in una setacciatura a rotazione continua in acqua del campione, inumidito per capillarità, per tempi 5, 10, 15, 20, 40, 60 minuti. Il modello esponenziale è descritto da una funzione  $y(x) = a + b(1 - e^{-x/c})$ , dove y è la perdita percentuale di aggregati in funzione del tempo di rotazione dei setacci x, a è una stima della perdita percentuale iniziale di aggregati per esplosione a saturazione; b una stima della perdita percentuale massima di aggregati per abrasione; a+b la stima della perdita massima complessiva. Il fattore temporale c limita la funzione asintotica e viene introdotto perché, ai fini pratici, si può pensare che la disaggregazione oltre a un certo punto diventi irrilevante. Normalmente tale valore è fissato in modo tale che  $3 \cdot c$  sia il tempo in cui si raggiunge la disaggregazione presunta massima pari a  $(a + 0.95b)$ . La derivata prima  $y'(x)$  esprime la velocità istantanea di disaggregazione

$$y'(x) = (b/c)e^{-x/c}$$

e al momento 0 esprime quindi la velocità iniziale di disaggregazione indipendente dalla perdita per “**esplosione**” degli aggregati.

Si osserva che non esiste una relazione diretta tra erosione potenziale e stabilità degli aggregati: in generale i suoli che presentano una perdita per abrasione più consistente (5,3,11) sono caratterizzati da un tasso di erosione potenziale relativamente ridotto. Questo fatto si può giustificare con

l'avvenuta asportazione di parte degli aggregati degli orizzonti superficiali nelle aree maggiormente erose, i cui suoli risultano più stabili nella simulazione di laboratorio.

Tabella 3. Parametri di disaggregazione (a perdita percentuale iniziale, b perdita percentuale per abrasione, 3c tempo relativo alla perdita massima espresso in min).

Table 3. Aggregate stability parameters (a-percent initial loss, b-percent abrasion loss, 3c- time related to maximum loss)

Profili	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
a %	0,0	0,80	1,30	1,10	0,80	0,20	0,00	0,40	0,70	0,90	1,60
b %	18,20	12,30	22,20	20,50	28,40	6,60	14,40	11,80	13,80	13,80	21,00
3 c (min)	10,8	29,1	79,5	42,0	17,7	21,0	33,9	43,5	76,5	63,0	48,3
Y'(x)	5,0	1,30	0,84	1,46	4,81	0,94	1,27	0,81	0,54	0,66	1,30
A	5	34	6	8	28	28	4	9	163	5	5

### Conclusioni

Le conclusioni del presente lavoro riguardano due aspetti fondamentali: l'applicabilità del modello integrato RUSLE a pedoambienti montani ed il ruolo della sostanza organica nei processi erosivi.

Risulta evidente che, in ambiente alpino, il fattore topografico LS è quello che condiziona maggiormente il rischio erosione del suolo, mentre altri fattori, come ad esempio la composizione granulometrica del suolo, hanno una maggiore omogeneità.

Il fattore topografico è quello di più complessa determinazione, essenzialmente per la presenza di una morfologia complessa delle superfici, che influenza l'entità e direzione del deflusso.

Emerge quindi l'inadeguatezza del metodo tradizionale per il calcolo di LS che non tiene in considerazione la complessità della morfologia del terreno, fortemente variabile anche all'interno di uno stesso transect, come si osserva dalla Tabella 2.

L'utilizzo del GIS per il calcolo del fattore LS potrebbe dunque rivelarsi l'elemento chiave per migliorare la stima dell'erosione del suolo a scala di bacino.

Per quanto riguarda la sostanza organica come fattore in grado di contenere i processi erosivi, il suo ruolo effettivo risulta di difficile determinazione, in primo luogo perchè i metodi considerati adottano un valore percentuale massimo di sostanza organica relativamente basso per un ecosi-

stema forestale o pascolivo, in secondo luogo per l'impossibilità di tenere conto di aspetti qualitativi oltre che quantitativi.

### **Bibliografia**

- ARNOLDOUS H.M.J. - 1980. An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. In: *Assessment of erosion*, De Boedt M., Gabriels D. Wiley, Chichester 127-132.
- BIANCOTTI A., BELLARDONE G., BOVO S., CAGNAZZI B., GIACOMELLI L., MARCHISIO L. - 1998. Distribuzione regionale di piogge e temperature. Collana *Studi Climatologici in Piemonte* 1, Regione Piemonte.
- DESMET P.J.J., GOVERS. G. - 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of soil and water conservation*, 51: 427-433.
- MILWARD A.A., MERSEY J.E.-1999. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena*, 38: 109-129.
- MISRA R.K., TEIXEIRA P.C. - 2001. The sensitivity of erosion and erodibility of forest soils to structure and strength. *Catena*, 59: 81-93.
- MOORE I., BURCH G.-1986. Physical basis of length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 1294-1298.
- RÖMKENS M.J.M., PRASAD S.N., POESEN J.W.A.-1986. Soil erodibility and properties. In: *Proceedings of the International Society of Soil Science*. Hamburg, 492-504.
- TEIXEIRA P.C., MISRA R.K.- 1997. Erosion and sediment characteristics of cultivated forest soils as affected by the mechanical stability of aggregates. *Catena*, 30: 119-134.
- VAN DER KNIJFF J.M., JONES R.J.A., MONTANARELLA L. -1999. Soil erosion assessment in Italy. European Soil Bureau.
- WANG G., GERTNER G., LIU X., ANDERSON A. - 2001. Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation. *Catena*, 46: 1-14.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D. - 1978. Predicting rainfall erosion losses- A guide for conservation planning. In: *Agriculture Handbook 537*, U.S.D.A..
- ZANINI E., BONIFACIO E., ALBERTSON J.D., NIELSEN D.R. - 1998. Topsoil aggregate breakdown under water-saturated conditions. *Soil science*, 163: 288-298.

### **Internet**

- ENGEL B.<sup>a</sup> -1999. Estimating soil erosion using RUSLE - using Arcview. Purdue University. (<http://pasture.ecn.purdue.edu/~engelb/agen526/gjusrusle/gjusrusle.html>)
- ENGEL B.<sup>b</sup> -1999. Watershed delineation using the Arcview Hydrologic Extension. Purdue University. (<http://pasture.ecn.purdue.edu/~engelb/abe526/wshddelin2/wshdhydro.html>)
- MITASOVA H., BROWN W.M., 2002. Using Soil Erosion Modeling for Improved Conservation Planning: A GIS-based Tutorial Geographic Modeling Systems Lab, University of Illinois at Urbana-Champaign (<http://mpa.itc.it/grassbook/>).
- MOHAMED RINOS M.H., AGGARWAL S.P., DE SILVA R.P. - 2001. Application of Remote Sensing and GIS on Soil Erosion Assessment at Bata river basin, India. (<http://www.gisdevelopment.net/application/geology/geomorphology/geogmf001.html>).

# INDIVIDUAZIONE DELLA PROFONDITÀ OTTIMALE DI LAVORAZIONE IN FUNZIONE DELLE CARATTERISTICHE FISICHE DEL SUOLO, DELL'EROSIONE E DELLA PRODUZIONE DI FRUMENTO DURO

Nadia Vignozzi, Paolo Bazzoffi, Sergio Pellegrini

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo  
Piazza Massimo d'Azeglio, 30 - 50121 Firenze

## Abstract

Minimum tillage practices are presently included in the framework of EU agri-environmental measures, but little is known about the effect of the application's duration of such measures to determine significant environmental effects. In general, measures are applied at yearly scale. Thus, this study was aimed to evaluate the effect on soil physical properties, durum-wheat yield (*Triticum durum L.*), soil loss and runoff volume of one-year application of minimum tillage (disking) and 15-cm ploughing as alternative techniques to deep ploughing (30 and 45 cm). A plot experiment was carried out on a Vertic Haploxerept clay soil in a hilly area of Tuscany. As a whole, the effectiveness of minimum tillage practices was demonstrated in the studied year. Durum wheat yield was not significantly affected by different tillage systems. In fact, the high bulk density values observed in the disked soil did not significantly affect grain yield and biomass production. Thin-section porosity analysis showed a lower total macroporosity due to minimum tillage than ploughing. All ploughing treatments determined a higher presence of elongated pores, especially in the range 400 and 1000  $\mu\text{m}$ . Although structural stability of soil aggregates seemed to decrease in accord to the increasing depth of ploughing, this effect did not result statistically significant. Soil erosion and water runoff decreased by diskings with respect to other treatments. This effect seems to be due to the presence of previous-vegetation residues on the disked plots, which protected the soil from erosion in the period of most intense rainfall (late autumn). The low grain yield might be due to the particularly dry year. Soil diskings appeared to be the best tillage practice with respect to the other treatments. Further researches are needed to evaluate the effectiveness of agri-environmental measures that include multi-year soil diskings under different rainfall regimes.

**Key words:** Soil erosion, Runoff, Image analysis; Soil physical properties; Tillage; Wheat

## Riassunto

La riduzione delle lavorazioni è entrata a far parte di alcune misure agroambientali previste dai piani di sviluppo agricolo. Poche sono comunque le conoscenze sulla du-

rata di applicazione delle misure al fine di ottenere effetti significativi sull'ambiente. Considerando che spesso tali misure sono attuate a scala temporale annuale, l'obiettivo del presente lavoro è stato la valutazione degli effetti di un solo anno di applicazione della lavorazione minima (discatura) e dell'aratura superficiale (15 cm), quali tecniche alternative alla convenzionale aratura profonda (30-45 cm), su alcune proprietà fisiche del suolo, sulla produzione di frumento duro (*Triticum durum L.*), sull'erosione e sui deflussi in un ambiente della collina argillosa toscana. I valori di massa volumica apparente, rilevati in giugno al termine del ciclo colturale del frumento, sono risultati significativamente più alti nel terreno sottoposto a lavorazione minima, mentre non si sono notate differenze statistiche fra le tesi arate a diversa profondità. La macroporosità totale del suolo è risultata inferiore nella lavorazione minima rispetto alle tesi arate. In queste ultime, indipendentemente dalla profondità di lavorazione, si è riscontrata una maggiore presenza di pori allungati fra 400 e 1000  $\mu\text{m}$ . I dati relativi alla stabilità strutturale degli aggregati non hanno mostrato differenze significative tra le tesi, pur evidenziando una maggiore stabilità nei trattamenti in cui è minore la profondità di lavorazione. La produzione di granella è stata, nel complesso, piuttosto bassa a causa del particolare andamento pluviometrico. Le produzioni maggiori sono state ottenute con la discatura e l'aratura a 30 e 45 cm. Gli elevati valori di massa volumica apparente riscontrati nel terreno discato non paiono quindi aver influito negativamente sia sulla resa che sulla produzione di biomassa. I volumi di deflusso e le perdite di suolo più contenute si sono avute nel terreno sottoposto a discatura, probabilmente a causa della presenza di residui colturali presenti sulla superficie del suolo durante il periodo di piogge più intense. I risultati ottenuti dimostrano che la discatura, limitatamente all'anno di prova, rappresenta globalmente la miglior tecnica di lavorazione e conferma la validità delle lavorazioni minime fra le pratiche da inserire nelle misure agroambientali. Ulteriori indagini sono comunque necessarie per verificare l'efficacia su più anni di misure agroambientali che prevedono l'applicazione della lavorazione minima.

**Parole chiave:** Erosione, Deflussi, Analisi d'immagine; Proprietà fisiche del suolo; Lavorazioni; Frumento

## **Introduzione**

Le tecniche di lavorazione a basso input energetico si sono sviluppate negli ultimi 30 anni con finalità di risparmio energetico e di salvaguardia ambientale. In modo particolare la riduzione delle lavorazioni è entrata a far parte di alcune misure agroambientali previste dai piani di sviluppo agricolo in attuazione dei regolamenti comunitari di sussidio all'agricoltura (Reg. CE Cons. 1257/99).

Poche sono le conoscenze sulle misure agroambientali in relazione alla loro efficacia sulla "multifunzionalità" dell'agricoltura. In modo particolare gli effetti della durata di applicazione delle misure, al fine di ottenere risultati significativi, appaiono ancora quasi completamente sconosciuti.



Considerando che spesso tali misure sono applicate a scala temporale annuale, scopo del presente lavoro è stato la valutazione di un solo anno di applicazione della lavorazione minima (discatura) e dell'aratura superficiale (15 cm), quali tecniche alternative alla convenzionale aratura profonda (30-40 cm), su alcune proprietà fisiche del suolo, sulla produzione di frumento duro (*Triticum durum L.*), sull'erosione e sui deflussi in un ambiente della collina argillosa toscana (Valdera).

È noto che differenti modalità di lavorazione del terreno determinano, soprattutto nel lungo periodo, rilevanti variazioni a carico della struttura del suolo, principalmente in termini di massa volumica apparente, di distribuzione dimensionale e continuità del sistema dei pori e di stabilità strutturale degli aggregati (Cannell e Hawes, 1994). Tali modificazioni strutturali possono influire, a loro volta, sulla capacità di ritenzione idrica, sul movimento della soluzione circolante, sugli scambi gassosi e sullo sviluppo radicale (Unger *et al.*, 1991; Gomez *et al.*, 1999).

Nel presente studio l'indagine si è invece concentrata sul primo anno di applicazione di differenti lavorazioni a basso input energetico; si è ritenuto infatti necessario conoscere la loro valenza ambientale laddove, come spesso accade nel contesto dei piani di sviluppo agricolo, esse vengono proposte a questa scala temporale.

### **Materiali e metodi**

Lo studio è stato condotto in un'area collinare della Toscana (Vicarello di Volterra - Pisa), su un suolo argilloso (Vertic Haploxerept - USDA, 1999) originatosi da sedimenti pliocenici marini.

Nell'esperimento si sono utilizzate 8 parcelle (di dimensioni 75x15m) disposte su un versante con pendenza media del 25% e distribuite su due blocchi randomizzati. Sono state poste a confronto quattro differenti lavorazioni: aratura a 15 cm, aratura a 30 cm, aratura a 45 cm e discatura a 10 cm su stoppia di frumento.

La semina del frumento duro (*Triticum durum L.* - cv. Grazia) è stata effettuata alla fine di ottobre. Al termine del ciclo colturale (fine giugno) sono state determinate:

- la massa volumica apparente, con il metodo del carotaggio con cilindro metallico (Busoni, 1997).

- la stabilità strutturale, valutata attraverso il metodo della seccatura a umido per la determinazione del diametro medio ponderale MWD degli aggregati stabili all'acqua (Meanweight Diameter - Kemper e Chepil, 1965). Campioni indisturbati di suolo dell'orizzonte Ap sono stati seccati all'aria, vagliati tra 9,51 e 4,75 mm e sottoposti ad oscillazione verticale in acqua per 10 minuti ad una velocità di 30 oscillazioni/minuto, dopo essere stati inumiditi in due modi diversi:

1. inumidimento rapido per immersione diretta, per ottenere un indice correlabile all'azione di forte distruzione della struttura causata da piogge intense o dall'irrigazione su terreno asciutto (Bazzoffi *et al.*, 1991).

2. inumidimento per risalita capillare, correlabile all'azione disgregatrice di piogge poco erosive o su terreno umido (Bazzoffi e Pellegrini, 2000).

Per ogni trattamento sono state eseguite 6 ripetizioni. Il peso secco degli aggregati residui raccolti su ogni singolo vaglio è stato utilizzato, dopo correzione per il contenuto in sabbia, per la determinazione del MWD.

- la porosità è stata determinata mediante analisi d'immagine su sezioni sottili di campioni indisturbati dell'orizzonte superficiale (0-10 cm), seguendo la metodologia descritta da Murphy (1986). I pori sono stati divisi in tre gruppi morfologici secondo la forma ( $\text{perimetro}^2/4\pi \cdot \text{area}$ ): pori regolari (fattore di forma 1-2), pori irregolari (fattore di forma 2-5) e pori allungati (fattore di forma >5). I pori di ciascun gruppo sono stati 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.*, 1984).

Durante il ciclo colturale, a partire dalla metà di febbraio, la produzione di biomassa epigea è stata misurata ad intervalli di circa tre settimane.

Le parcelle sono state isolate idraulicamente e attrezzate con unità di misura elettroniche Fagna-type per la misura dei deflussi ed il campionamento delle torbide (Bazzoffi, 1994).

## **Risultati e discussione**

I valori medi di massa volumica apparente, determinati a fine ciclo colturale, sono risultati significativamente più alti nella discatura (Tab. 1) rispetto alle altre lavorazioni; ciò è soprattutto evidente rispetto all'aratura a 30 e a 45 cm, ove si osserva una notevole persistenza degli effetti dell'aratura sulla macroporosità.

**Tabella 1.** Massa volumica apparente media nello strato 0-50 cm.  
I valori contrassegnati dalla stessa lettera non sono significativamente diversi ( $P \leq 0,05$ ) secondo il Duncan's multiple range test

**Table 1.** Mean bulk density in the 0-50 cm layer.  
Values signed by the same letter are not significantly different ( $P \leq 0.05$ ) by Duncan's multiple range test

Tesi	Massa volumica apparente ( $\text{g cm}^{-3}$ )
Discatura	1,63 a
Aratura 15 cm	1,56 ab
Aratura 30 cm	1,53 b
Aratura 45 cm	1,54 b

La caratterizzazione e la quantificazione del sistema dei pori ha mostrato differenze significative fra le tesi poste a confronto (Tab. 2). Si nota una separazione netta fra i valori di porosità totale delle tesi arate rispetto alla discatura. Tale differenza è attribuibile essenzialmente ai pori allungati, soprattutto a quelli di dimensione compresa fra 400 e 1000  $\mu\text{m}$ , che nel terreno sottoposto ad aratura sono maggiormente rappresentati (Fig. 1).

**Tabella 2.** Valori di porosità, espressa come percentuale di area occupata dai pori  $> 50 \mu\text{m}$ , nei diversi sistemi di lavorazione.  
I valori seguiti dalle stesse lettere non sono significativamente diversi ( $P \leq 0,05$ ) secondo il Duncan's multiple range test

**Table 2.** Porosity values, expressed as a percentage of area occupied by pores larger than  $50 \mu\text{m}$ , for different tillage systems.  
Values signed by the same letter are not significantly different ( $P \leq 0.05$ ) by Duncan's multiple range test

Tesi	Pori regolari	Pori irregolari	Pori allungati	Porosità totale
Discatura	1,56 b	2,41 a	7,15 c	11,12 c
Aratura 15 cm	1,55 b	2,65 a	20,64 a	24,84 a
Aratura 30 cm	2,34 a	3,68 a	15,09 b	21,11 ab
Aratura 45 cm	2,16 a	4,07 a	11,49 bc	17,72 b

I dati relativi alla stabilità strutturale degli aggregati non mostrano differenze significative fra le tesi, indipendentemente dal metodo adottato per l'inumidimento degli aggregati (Fig. 2).

L'adozione del metodo di inumidimento del campione per risalita capillare (input energetico ridotto) ha comunque evidenziato una stabilità tendenzialmente maggiore nel terreno sottoposto a discatura e dove era minore la profondità di lavorazione.

Questo risultato può essere attribuibile all'azione aggregante del capillizio radicale, maggiormente presente nello strato superficiale del terreno

e, presumibilmente, al più elevato contenuto di sostanza organica (Chisci *et al.*, 2001). Pertanto, la discatura pare efficace nello stabilizzare la struttura soprattutto nei confronti di piogge di debole intensità, mentre non si è osservato alcun effetto significativo nel migliorare la stabilità sotto l'effetto di azioni idrodinamiche intense, riscontrabili durante gli eventi piovosi di forte intensità.

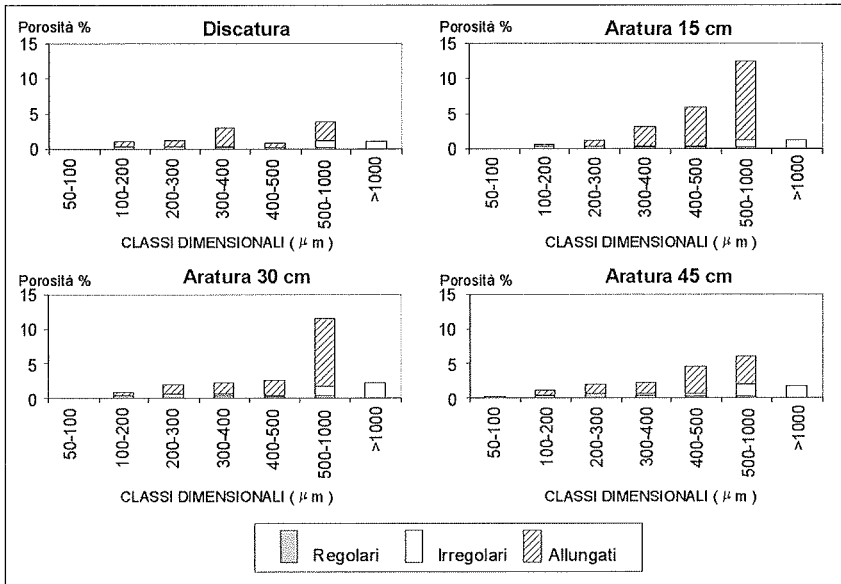


Figura 1. Distribuzione dimensionale dei pori nei diversi sistemi di lavorazione

Figure 1. Pores size distribution for different tillage systems

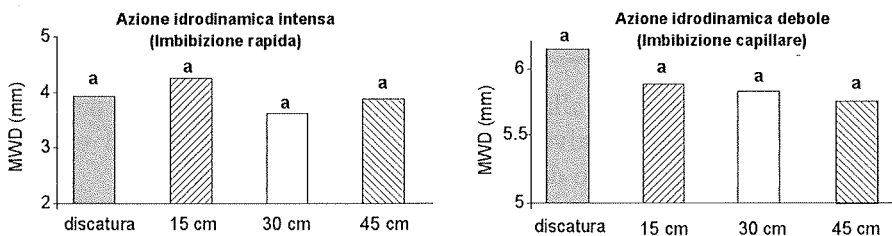


Figura 2. Stabilità strutturale degli aggregati (Diametro medio ponderale - MWD), determinata a fine ciclo culturale con i due diversi metodi di inumidimento

Figure 2. Structural stability of aggregates (Meanweight diameter MWD), determined at harvesting time, by two different wetting methods

Nella Figura 3 sono riportate le produzioni di biomassa epigea in quattro diverse epoche di campionamento. Si è evidenziata una dinamica di accrescimento diversa nelle tesi sottoposte a lavorazione minima rispetto a quelle arate fino a 30-45 cm. Nel terreno discato la coltura si è affermata più lentamente e solo al termine della stagione di crescita si sono registrati valori di produzione di biomassa statisticamente simili agli altri trattamenti. Ciò starebbe a dimostrare che, nell'anno di riferimento, la difficoltà di affermazione della coltura, indotta dalle peggiori caratteristiche fisiche (soprattutto a carico della macroporosità) presenti nel terreno discato rispetto alle altre lavorazioni, sono state superate nel successivo periodo primaverile oppure, più verosimilmente, le migliori condizioni fisiche indotte dalle lavorazioni profonde non si sono potute esprimere in una superiore produzione di granella, a causa delle condizioni meteorologiche avverse (stress idrico) verificatesi nella fase fenologica del riempimento della cariosside.

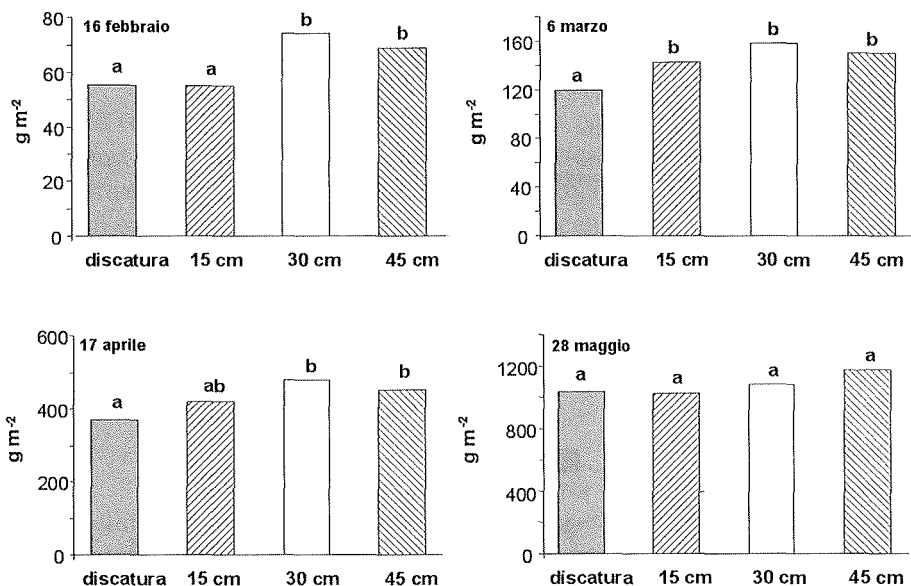


Figura 3. Dinamica della produzione di biomassa epigea nei diversi sistemi di lavorazione. Gli istogrammi contrassegnati con la stessa lettera non sono significativamente diversi ( $P \leq 0,05$ ) secondo il Duncan's multiple range test

Figure 3. Dynamics of outcrop biomass production for different tillage systems. Histograms signed by the same letter are not significantly different ( $P \leq 0.05$ ) by Duncan's multiple range test

Infatti, in generale, la resa ad ettaro è stata piuttosto scarsa (Tab. 3). Riguardo alle differenze fra trattamenti, le maggiori produzioni si sono osservate con l'aratura a 45 cm. Ciò pare confermare l'efficacia di questa tipologia di lavorazione sui suoli evolutisi sulle argille plioceniche marine.

La discatura e l'aratura a 30 cm hanno determinato una lieve diminuzione della produzione, anche se non statisticamente significativa, mentre nelle parcelle arate a 15 cm è la produzione di granella è stata significativamente più bassa. Tale riduzione non risulta spiegabile attraverso le osservazioni effettuate sulle caratteristiche fisiche del suolo e necessita di ulteriori verifiche sperimentali.

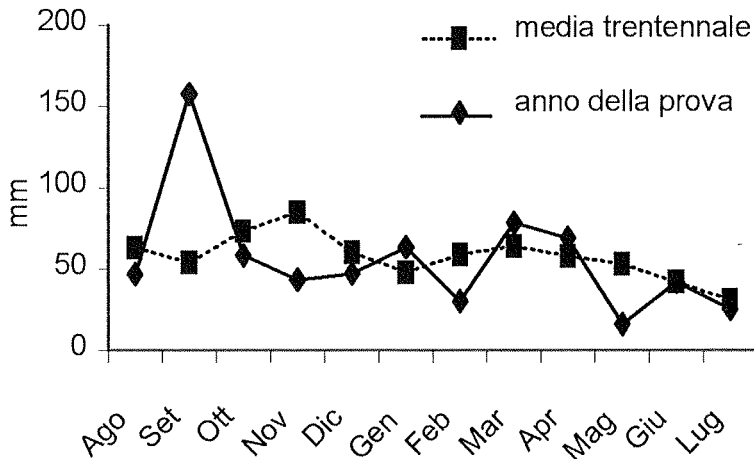
**Tabella 3.** Effetto dei diversi sistemi di lavorazione sulla produzione di granella.

I valori seguiti dalle stesse lettere non sono significativamente diversi ( $P \leq 0,05$ ) secondo il Duncan's multiple range test

**Table 3.** Effect of different tillage systems on grain yield.

Values signed by the same letter are not significantly different ( $P \leq 0.05$ ) by Duncan's multiple range test

Tesi	Granella (Mg ha <sup>-1</sup> )
Discatura	1,44 ab
Aratura 15 cm	0,98 b
Aratura 30 cm	1,47 ab
Aratura 45 cm	1,78 a



**Figura 4.** Andamento delle piogge nell'annata agraria considerata rispetto all'andamento medio nel lungo periodo

**Figure 4.** 30-years mean monthly rainfall and observed values in the study year

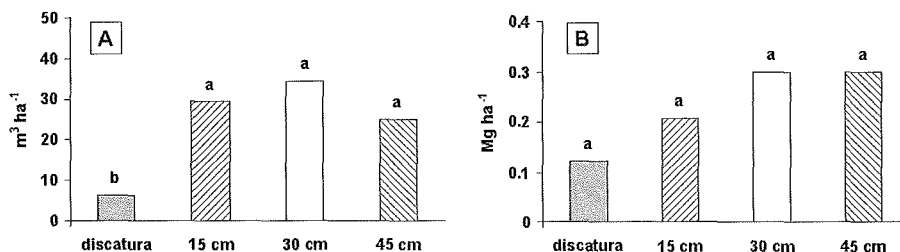


Figura 5. Valori medi di deflusso (A) ed erosione (B) per evento, nelle diverse tesi a confronto. Gli istogrammi contrassegnati con la stessa lettera non sono significativamente diversi ( $P \leq 0,05$ ) secondo il Duncan's multiple range test

Figure 5. Single-event runoff (A) and soil erosion (B) mean values for different treatments. Histograms signed by the same letter are not significantly different ( $P \leq 0.05$ ) by Duncan's multiple range test

Nel corso dell'anno non si sono registrati eventi piovosi di forte intensità (Fig. 4), tuttavia i minori deflussi e le perdite di suolo più contenute si sono osservate nel terreno sottoposto a discatura (Fig. 5). Ciò è spiegabile attraverso l'osservazione effettuata in campo della presenza di residui colturali (stoppia) sulle parcelle soggette a discatura. Tali residui hanno presumibilmente determinato un effetto protettivo contro l'erosione durante il periodo in cui il suolo è normalmente più vulnerabile (tardo autunno e inverno).

### Conclusioni

Nell'ambiente della collina argillosa della Valdera e con l'andamento climatico registrato nell'anno di indagine, non si sono osservati risultati produttivi molto diversi tra le differenti modalità di lavorazione. Ciò dimostrerebbe che, in un anno abbastanza critico per scarsità di pioggia durante la fase fenologica del riempimento della cariosside, le misure agroambientali che prevedono la lavorazione ridotta non influiscono negativamente sulla produzione del frumento duro. Resta comunque da verificare quali siano gli effetti della discatura in annate caratterizzate da differenti regimi pluviometrici.

Gli elevati valori di massa volumica apparente registrati in tutti i tipi di lavorazione, pur rientrando nell'intervallo considerato "critico" per l'ottimale accrescimento dell'apparato radicale ( $1,43-1,63 \text{ g cm}^{-3}$  - Jones,

1983; Schuurman, 1965), potrebbero aver inciso negativamente sulla produzione di granella. Comunque, anche in questo caso, la maggior massa volumica del suolo discato non pare abbia influito negativamente in maniera significativa rispetto alle altre tesi. Ciò confermerebbe, per l'annata in esame, l'efficacia delle misure agroambientali che includono la lavorazione ridotta.

Le osservazioni sulla dinamica di accrescimento della coltura sembrano confermare come la discatura non influisca negativamente, rispetto alle arature, sulla produzione finale di biomassa.

Le diverse lavorazioni hanno evidenziato effetti significativi sui volumi di deflusso e sulle perdite di suolo. La lavorazione minima ha determinato una riduzione di questi parametri, verosimilmente determinata dalla presenza di residui vegetali sulla superficie del terreno (stoppie) in grado di esercitare una funzione protettiva rispetto all'azione battente della pioggia. Questo risultato conferma le osservazioni di Wischmeier e Smith (1978) e dimostra, indipendentemente dall'annata in esame, la generale efficacia delle misure agroambientali che includono la discatura.

Ulteriori indagini sono comunque necessarie per verificare su più anni d'applicazione l'efficacia delle misure agroambientali che prevedono la lavorazione minima.

### Ringraziamenti

Si ringrazia Andrea Rocchini e Miranda Morandi per il contributo alle analisi di laboratorio. Si ringrazia Luigi Gabellini per il lavoro svolto in campagna.

Il lavoro è da attribuire in parti uguali agli autori.

### **Bibliografia**

- BAZZOFFI P. – 1994. The enhanced Fagna-type hydrological unit for measurement and sampling of runoff waters. In: *Int. Workshop on Soil Erosion in Semi-Arid Mediterranean Areas*. ESSC-CSEI, Taormina 28-30<sup>th</sup> Oct. 1993. CNR (ed.), 195-204.
- BAZZOFFI P., PELLEGRINI S. – 2000. Stratification of soil compaction, structure decay and soil erosion as influenced by urban refuse compost and low-pressure tractor tyres. In: *"Subsoil Compaction: distribution, processes and consequences"*. R. Horn, J.J.H. Van den Akker & J.Arvidsson (Eds.), Reiskirchen: Catena Verlag, 2000 (Advances in Geocology n. 32), 209-217.
- BAZZOFFI P., CATONE I., PELLEGRINI S., BRAGATO G., 1991- Dinamica di alcune caratteristiche fisico-chimiche del suolo e quantificazione dell'erosione in funzione dell'aggiunta di un compost da rifiuti solidi urbani e dell'impiego di diversi tipi di pneumatici agricoli. Nota A: Aspetti fisici ed idrologici. In: *Atti Convegno SISS Biomass '91: "Riciclo di biomasse di rifiuto e di scarto e fertilizzazione organica del suolo"*, Patron ed., 173-177.



- BUSONI E. - 1997. Massa volumica apparente. In: *Metodi di analisi fisica del suolo*, ed. M. Pagliai, Franco Angeli, Milano, 15-17.
- CANNELL R.Q., HAWES J.D. - 1994. Trends in tillage practices in relation to sustainable crop production with special reference to temperate climates. *Soil & Tillage Research*, 30: 245-282.
- CHISCI G.C., BAZZOFFI P., PAGLIAI M., PAPINI R., PELLEGRINI S., VIGNOZZI N. - 2001. Association of Sulla and Atriplex shrub for the improvement of clay-soil physical properties and environmental protection in central Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 48, 1, 45-53.
- GOMEZ J. A., GIRALDEZ J.V., PASTOR M., FERERES E. - 1999. Effects of tillage method on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil & Tillage Research*, 52: 167-175.
- JONES C.A. - 1983. Effect of soil texture on critical bulk densities for root growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 1208-1211.
- KEMPER W.D., CHEPIL W.S. - 1965. Size distribution of aggregates. In: *Methods of soil analysis*. C.A. Black (ed.), *Amer. Soc. Agron. Monograph Part 1*, 499-510.
- MURPHY C.P. - 1986. Thin section preparation of soils and sediments. A B Academic Publishers, Herts. pp. 149.
- PAGLIAI M., LA MARCA M., LUCAMANTE G., GENOVESE L. - 1984. Effects of zero and conventional tillage on the length and irregularity of elongated pores in a clay loam soil under viticulture. *Soil & Tillage Research*, 4: 433-444.
- SCHURMAN J.J. - 1965. Influence of soil density on root development and growth of oats. *Plant Soil*, 23: 352-374.
- UNGER P.W., STEWART B.A., PARR J.F., SINGH R.P. - 1991. Crop management and tillage methods for conserving soil and water in semi-arid regions. *Soil & Tillage Research*, 20: 219-240.
- 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.
- WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D. - 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. *USDA, Handbook 537*, Washington, D.C.





# **Commissione VII Mineralogia del suolo**

---



# *SUOLI VULCANICI IN CALABRIA?*

## *UN APPROCCIO INTEGRATO, PEDOLOGICO, CHIMICO-MINERALOGICO E MICROMORFOLOGICO*

G. Aramini <sup>1</sup>, C. Colloca <sup>1</sup>, A.M. Corea <sup>1</sup>, R. Paone <sup>1</sup>, F. Terribile <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Servizio Agropedologia – ARSSA- Regione Calabria

<sup>2</sup> Dipartimento di Scienze del Suolo, della Pianta, e dell'Ambiente  
Università degli Studi di Napoli Federico II, Napoli

### Riassunto

Un'accurata indagine pedologica svolta in Calabria nell'ambito del "Programma Interregionale Agricoltura-Qualità, misura 5, per la realizzazione della carta dei suoli d'Italia" ha messo in evidenza la presenza di vasti areali di formazioni pedologiche caratterizzate da peculiari proprietà. Si tratta, infatti, di suoli di colore bruno scuro, dall'aspetto polverulento quando asciutti, con elevata capacità di ritenzione idrica, bassa densità apparente, difficile disperdibilità con i metodi di routine, valori di pH in sospensione acquosa di poco superiori a 5,0 ed in soluzione di NaF più elevati di 9,5 e contenuto di sostanza organica non inferiore al 5%

Allo scopo di approfondire le conoscenze su tali tipologie pedologiche è stato avviato uno studio integrato pedologico, chimico-mineralogico e micromorfologico.

La geografia di tali suoli può essere fatta coincidere, in via preliminare, con alcune grandi superfici terrazzate pleistoceniche del medio e basso versante tirrenico calabrese. Specificatamente, con l'areale del Monte Poro, a 600 m slm, a morfologia ondulata su substrato granitico, con la conoide terrazzata di Cittanova, a quote medie di 300 m slm, su substrato di sabbie plioceniche e conglomerati post-pliocenici, con i Piani di Solano, a quote di 600 m slm, su substrato pliocenico sabbioso, con i Piani d'Aspromonte, a 1200 m di quota, su substrato in parte granitico ed in parte pliocenico sabbioso. In sintesi, la distribuzione geografica di questi suoli interessa un immaginario anfiteatro intorno alla Piana di Gioia Tauro. La potenza del materiale parentale, sempre nettamente discontinuo con il substrato, raggiunge localmente i 3 metri. Strati sottili di 30 – 40 cm sono stati rinvenuti anche più a Nord delle aree indicate, sempre su superfici pleistoceniche.

Il regime di umidità dei suoli presenti nelle diverse zone è udico, mentre il regime di temperatura è mesico.

Un dettagliato esame chimico, mineralogico e micromorfologico di tre profili di suolo, ubicati in Aspromonte ed a Gioiatauro, ha prodotto la prima indagine rigorosa sulla pedogenesi di questi suoli.

I risultati delle indagini condotte hanno provato la natura vulcanica di questi suoli (Andosuoli) attestata dalla mineralogia (plagioclasti, pirosseni), dalle proprietà chimiche (elevato contenuto di Fe e Al estratti in soluzione acida di ammonio ossalato) e micromorfologiche (isotropia della matrice).

Le indagini effettuate mostrano la grande complessità di questi suoli che "sfuggono ad analisi semplificate". Alcuni di essi sono infatti suoli poligenetici con relitti di paleosuoli al proprio interno. In tutti i suoli esaminati coesistono infatti minerali (e materiali) tipicamente vulcanici con altri minerali di probabile origine eolica (ad es. quarzo metamorfosato).

### **Introduzione**

Un'accurata indagine pedologica, svolta in Calabria nell'ambito del "Programma Interregionale Agricoltura-Qualità, misura 5, per la realizzazione della carta dei suoli d'Italia", ha messo in evidenza la presenza, su alcune grandi superfici terrazzate del medio e basso versante tirrenico, di vasti areali con coltri pedologiche caratterizzate da alcune proprietà peculiari. Si tratta, infatti, di suoli di colore bruno scuro, dall'aspetto polverulento quando asciutti, con elevata capacità di ritenzione idrica (acqua a pF 4,17 sempre maggiore del 25% e a pF 2,52 generalmente più alta del 55%), bassa densità apparente, difficile dispersione con i metodi analitici di routine, valori di pH in sospensione acquosa di poco superiori a 5,0 ed in soluzione di NaF più elevati di 9,5 e contenuto in sostanza organica non inferiore al 5%.

Sulla base dei primi dati acquisiti è stata avanzata, in via assolutamente preliminare, l'ipotesi dell'origine vulcanica di questi suoli; ipotesi suffragata, tra l'altro, da interessanti riferimenti bibliografici. Cortese nella "Descrizione Geologica della Calabria" del 1885, riferendosi al comprensorio dell'Aspromonte evidenziava la presenza di un "polverone nero che tutto copre e nulla lascia intravedere". Romagnoli (1969) segnalava la presenza di cenere vulcanica che copre quasi tutto il comprensorio dell'Aspromonte. L'Enciclopedia delle Scienze De Agostini (1970) riferisce "sull'Aspromonte è facile trovare suoli molto soffici di colore caffè per alcuni metri di profondità: si tratta di località riparate dove si è conservata la cenere vulcanica proveniente dalle eruzioni dell'Etna".

Tuttavia nelle note illustrative della carta geologica della Calabria in scala 1:25.000 (CASMEZ, 1973), per le aree in questione, si fa riferimento esclusivamente a "depositi pleistocenici di origine continentale che giacciono sui resti di antiche superfici di erosione a varia quota".

Il presente lavoro ha come obiettivo l'approfondimento delle conoscenze sulle tipologie pedologiche rilevate nei comprensori in questione, sia per comprenderne l'esatta natura, verificando l'ipotesi dell'origine vulcanica, sia per interpretare i processi pedogenetici in atto fornendo le basi per la valorizzazione agronomica e per la gestione conservativa di questi suoli.

## **Materiali e metodi**

### **Rilevamento pedologico**

I comprensori da rilevare sono stati delineati sulla base di indagini preliminari, basate sulla interpretazione di foto aeree in scala media 1: 33.000 (IGM, 1983), e su elaborazioni effettuate con il DTM (grid 40 metri), nonché sulla base delle scarse informazioni derivanti da precedenti lavori e su prime osservazioni di campagna.

Il rilevamento di campagna ha riguardato i Piani di Aspromonte (RC) per 6.300 ha, la Piana di Gioia Tauro (RC) per complessivi 20.000 ha e l'altopiano del Poro (VV) per circa 6.000 ha. Sono state eseguite complessivamente 460 osservazioni di cui 390 trivellate e 70 profili. Osservazioni speditive sono state effettuate anche al di fuori delle suddette aree.

Tutti i profili sono stati campionati per le analisi routinarie. Sulla base dei primi risultati di laboratorio, alcuni profili rappresentativi sono stati ricampionati per effettuare ulteriori determinazioni chimiche mineralogiche e micromorfologiche.

I suoli sono stati classificati secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

Per la caratterizzazione climatica dei comprensori rilevati sono stati elaborati i dati termopluviometrici trentennali (1957-1987) delle stazioni di Cittanova, per l'area della Piana di Gioia Tauro, Mileto per l'area del Poro e Gambarie per i Piani d'Aspromonte.

Secondo la classificazione di Thornthwaite, per una riserva idrica di 150 mm, il clima delle tre stazioni è definito dalle seguenti formule:

- Cittanova Ar B2' a' (clima perumido, con deficit idrico molto piccolo o assente, di varietà climatica secondo mesotermico ed una concentrazione estiva dell'efficienza termica);
- Mileto B1 s B2' a' (clima umido con modesto deficit idrico estivo, secondo mesotermico, con concentrazione estiva dell'efficienza termica);
- Gambarie Ar B1' a' (clima perumido, con deficit idrico assente o trascurabile, primo mesotermico, con concentrazione estiva dell'efficienza termica).

Il regime di umidità dei suoli secondo Billaux (1978), per una AWC di 150 mm, è "udico" in tutte e tre le stazioni mentre il regime di temperatura risulta "mesico".

### Studio di alcuni suoli rappresentativi

I profili rappresentativi sono stati descritti secondo la metodologia definita nell'ambito del Programma "Agricoltura - Qualità, Progetto Metodologie del MiPAF (2000) e sono stati campionati per le analisi chimiche e chimico-fisiche. E' stato anche effettuato un campionamento indisturbato con scatole Kübiena (5,0 x 10,0 x 3,5 cm) per l'analisi micromorfologica.

I campioni sciolti sono stati essiccati all'aria e setacciati ( $\varnothing < 2$  mm). Le principali analisi chimiche e chimico-fisiche sono state eseguite secondo le metodiche MiRAAF (1992) ad eccezione dell'analisi granulometrica che è stata effettuata su campione umido con il metodo della pipetta a pH 9,5 per i problemi di dispersione dei suoli vulcanici a carica variabile (Mizota & van Reeuwijk 1989); il pH è stato misurato in una sospensione suolo:acqua 1:2,5, la sostanza organica è stata determinata per ossidazione con dicromato di potassio, la capacità di scambio cationico (CSC) e le basi di scambio sono state determinate con  $\text{BaCl}_2$ , le letture spettrometriche sono state eseguite con AAS. L'attendibilità, in valore assoluto, della CSC determinata negli Andosuoli secondo il metodo tradizionale  $\text{BaCl}_2$  TEA a pH 8,2 è limitata essendo questa proprietà dipendente dalla presenza di materiali a carica variabile (Mizota & van Reeuwijk 1989). Tuttavia i risultati di quest'indagine analitica risultano molto utili ove utilizzati per confrontare orizzonti all'interno di uno stesso profilo o tra profili differenti.

Le estrazioni di ferro, alluminio e silicio in ossalato ( $\text{Fe}_o$ ,  $\text{Al}_o$ ,  $\text{Si}_o$ ), in pirofosfato di sodio ( $\text{Fe}_p$ ,  $\text{Al}_p$ ,  $\text{Si}_p$ ) e in ditionito ( $\text{Fe}_d$ ,  $\text{Al}_d$ ,  $\text{Si}_d$ ) sono state effettuate rispettivamente secondo il metodo di Schwertmann (1964), Bascomb (1968), Mehra and Jackson (1960) ed i contenuti in Fe, Al e Si sono stati determinati tramite AAS. La stima del contenuto di allofane ed imogolite è stata effettuata in base alle estrazioni selettive secondo il metodo proposto da Parfitt (1990).

L'analisi micromorfologica ha previsto: (i) l'impregnazione dei campioni indisturbati con resina poliestere cristica, (ii) la preparazione di sezioni sottili di 30  $\mu\text{m}$  di spessore e (iii) l'analisi al microscopio polarizzatore (FitzPatrick, 1990).

L'analisi mineralogica è stata effettuata su campioni di sabbia ed argilla separati tramite setacciatura e centrifuga. La frazione argillosa è stata flocculata con NaCl, lavata con acqua demonizzata, metanolo ed acetone fino alla scomparsa dei cloruri ed infine saturata con Mg e solvatata con glicol etilenico. L'analisi è stata effettuata con un diffrattometro Rigaku Geigerflex D/Max IIC equipaggiato con Fe-filtered Co-K $\alpha$  40 kW, 30 mA con uno scan speed di 1° 2  $\theta$ /min.



## **Risultati e discussione**

### **Caratteri generali**

L'indagine pedologica ha consentito, negli areali di studio, di conoscere in modo dettagliato la geografia dei suoli ed in particolare di quelli con spiccate proprietà andiche.

Caratteristiche comuni ricorrenti in questi suoli sono state: la fisiografia, il regime pedoclimatico e la netta discordanza tra substrato geologico e materiale parentale. Si tratta di aree pianeggianti o debolmente acclivi (pendenza < del 13%), con l'aumentare della pendenza si osserva dapprima una riduzione dello spessore e successivamente la scomparsa dei sedimenti vulcanici.

Nello specifico, l'areale di Monte Poro è costituito da un altopiano che degrada verso ovest con ripide scarpate a picco sul mare. La quota più elevata raggiunge i 700 m slm. Il basamento dei diversi ordini di terrazzo è costituito da rocce acide biotitiche, a composizione variabile tra quarzo-monzonite e granito. Sulle superfici più conservate, in discordanza con il substrato, si rinviene il suolo su deposito vulcanico, la cui presenza è facilmente riscontrabile, tra l'altro, per la granulometria e per l'improvvisa variazione di colore, che appare molto scuro. Lo spessore di questi suoli raggiunge, in alcuni casi, anche i 3 metri.

I suoli possono essere classificati come Typic Hapludands, medial, amorphic, mesic per la Soil Taxonomy.

Nella zona centro meridionale della Piana di Gioia Tauro si rinviene un'estesa conoide che, nel punto più elevato coincide con l'abitato di Cittanova (circa 400 m slm) e degrada dolcemente fino a Gioia Tauro. Il substrato, nella zona interna, è di tipo conglomeratico-sabbioso, mentre nella zona distale diventa prevalentemente sabbioso. Su tali superfici, sempre in netta discordanza, si ritrovano materiali fini più recenti di origine vulcanica, anche qui di notevole spessore (oltre 2 m). La caratteristica che emerge in modo evidente è la rigogliosità della vegetazione. Dal punto di vista tassonomico i suoli non differiscono da quelli rinvenuti nella zona di Monte Poro.

Infine, sui Piani di Aspromonte (circa 1200 m slm), sempre su superfici terrazzate con substrato in parte metamorfico ed in parte pliocenico - sabbioso, si ritrova lo stesso tipo di ricoprimento che dà origine alle stesse tipologie pedologiche.

In sintesi, la distribuzione geografica di questi suoli interessa un anfiteatro immaginario intorno alla piana di Gioia Tauro (fig 1). Va tuttavia

segnalato che strati sottili di 20-40 cm di spessore sono stati osservati anche in zone più a Nord delle aree suddette, sempre su superfici pleistoceniche (ad esempio Lamezia Terme e Piano Lago).

Per le tre aree è stata elaborata la carta dei suoli in scala 1:50.000 (dati ARSSA-Calabria).

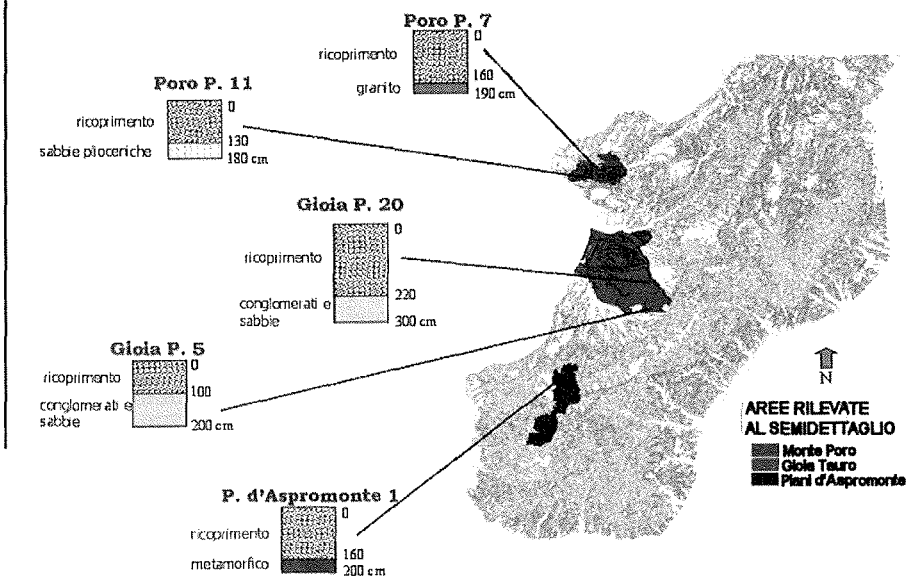


Figura 1. Area di studio e ubicazione dei profili

### Caratterizzazione chimica

In questa sede si riportano solamente i risultati di due suoli rappresentativi rispettivamente dei rilievi metamorfici (Aspromonte) e delle conoidi di Gioia Tauro (fig.1).

Il suolo P1, rappresentativo dei rilievi su rocce metamorfiche, è ubicato sull'altopiano dell'Aspromonte su di un versante terrazzato a debole pendenza. La descrizione del profilo ed i principali dati chimici sono riportati rispettivamente nell'allegato e nella tabella 1.

Si tratta di un suolo molto profondo e acido; consiste in una sovrapposizione di orizzonti A scuri e ricchi di C organico fino ad una profondità di 120 cm. Al di sotto di questi orizzonti A c'è un orizzonte Bw, ben sviluppato, che poggia, in netta discontinuità, su un altro solum 2Bw-2BC. Lo

spessore, decisamente anomalo, degli orizzonti A è certamente da riferire a processi di rimodellamento delle superfici sia antropici che naturali.

I principali dati analitici evidenziano che nel solum di superficie, nonostante l'acidità attestata dal pH in H<sub>2</sub>O, il complesso di scambio è sempre saturo. Quest'apparente anomalia induce ad ipotizzare che il sistema suolo abbia un'elevata e continua disponibilità di basi che compensa i processi di lisciviazione in ambiente acido. Il solum profondo ha invece un'elevata acidità di scambio ed è insaturo.

Il rapporto Fe<sub>o</sub>/Fe<sub>d</sub>, che attesta il grado di cristallinità degli ossidi di ferro e quindi il grado di pedogenesi, mostra in maniera molto chiara la discontinuità pedogenetica di questo profilo. Il solum di superficie con un rapporto Fe<sub>o</sub>/Fe<sub>d</sub>: 0,4-0,5 attesta una pedogenesi molto recente e molto meno marcata del solum profondo che ha invece un rapporto Fe<sub>o</sub>/Fe<sub>d</sub> pari a 0,1 e che può essere considerato un paleosuolo.

I dati della tabella 2, evidenziano un'elevata ritenzione dei fosfati ed un elevato valore del rapporto Al<sub>o</sub>+Fe<sub>o</sub>/2. Questi dati, in accordo con tutti gli altri parametri chimici (pH NaF; Fe<sub>o</sub>, Al<sub>o</sub>, Si<sub>o</sub>, Fe<sub>p</sub>, Al<sub>p</sub>/Al<sub>o</sub>) e fisici (ritenzione idrica), attestano delle marcate proprietà andiche fino a 160 cm. Il contenuto di allofane, stimato sulla base dei dati geochimici (Parfitt, 1990), varia nell'intervallo 10-12% nel solum di superficie e 0-1% nel solum profondo.

Sulla conoide di Gioia Tauro vengono riportati i risultati di due profili rappresentativi dei suoli delle conoidi alluvionali a basso impatto agricolo e dei suoli delle conoidi alluvionali terrazzate ad elevato impatto agricolo.

Il suolo rappresentativo delle conoidi alluvionali di Gioia Tauro a basso impatto agricolo è il P 20 in località Prugnara. La descrizione del profilo ed i principali dati chimici sono riportati rispettivamente nell'allegato e nella tabella 1.

Anche questo suolo è molto profondo e acido e consiste in una sovrapposizione di orizzonti A scuri e ricchi di carbonio organico fino ad una profondità di 160 cm; al di sotto dei quali c'è un orizzonte Bw, moderatamente sviluppato, che poggia, in netta discontinuità, su un altro solum 2Bw e 2C. Lo spessore, anche in questo caso decisamente anomalo, degli orizzonti A è certamente da riferire a processi di rimodellamento delle superfici sia di natura antropica che naturale.

Tabella 1. Principali dati chimici e fisici dei suoli esaminati

Località	Profilo	Orizzonte	C.O.	pH	pH	Ca	Mg	Na	K	Acidità	Fe <sub>o</sub> /Fe <sub>d</sub>	sabbia	sabbia	limo	argilla
			g kg <sup>-1</sup>	H <sub>2</sub> O	KCl	%	%	%	%	%	di scambio	%	grossa	fine	%
Aspromonte	P1	Ap	53.74	5.2	5.1	63.9	4.3	3.3	20.9	7.5	0.3	14.7	62.6	19.3	3.4
		A1	62.97	5.3	5.1	63.2	5.3	3.4	21.8	6.3	0.4	9.1	66.4	21.8	2.7
		A2	62.90	5.3	5.1	61.0	11.4	7.3	12.3	8.0	0.5	10.8	68.5	18.1	2.6
		Bw1	30.68	5.4	5.3	43.8	26.5	6.9	14.1	8.7	0.4	12.9	70.0	15.5	1.6
		Bw2	13.77	5.4	5.0	48.5	27.0	6.7	11.7	6.1	0.4	23.3	49.5	21.6	5.6
		2Bw	3.82	5.1	4.4	45.3	22.3	4.7	4.3	23.3	0.1	43.4	35.0	13.4	8.2
		2BC	1.49	4.7	3.8	23.6	12.0	4.4	3.2	56.7	0.1	39.7	34.4	18.5	7.4
GioiaTauro (Polistena)	P 20	Ap	75.13	5.7	5.3	71.6	13.5	3.5	9.8	1.7	0.5	12.8	55.6	26.6	5.0
		A1	61.23	5.2	5.1	65.8	11.8	3.8	15.0	3.7	0.5	8.3	63.7	23.0	5.0
		A2	59.76	5.2	4.9	65.4	9.5	6.4	8.8	9.9	0.5	9.5	65.8	20.7	4.0
		Bw	31.48	5.1	4.9	59.3	14.0	7.5	6.3	12.8	0.5	9.8	64.5	22.5	3.2
		2Bw	8.82	5.2	4.5	51.2	20.3	7.7	3.9	16.9	0.6	11.5	54.3	23.8	10.4
		2C	1.71	5.3	4.2	49.8	28.5	6.5	3.3	11.8	0.5	18.6	58.5	14.8	8.1
Gioiatauro (Taurianova)	P5	Ap	42.98	4.7	4.5	17.9	1.1	6.3	15.1	59.6	0.5	34.8	48.1	11.7	5.4
		A	46.57	4.6	4.7	34.7	4.5	8.9	10.4	41.5	0.5	28.8	47.6	18.8	4.8
		Bw	20.32	4.6	4.7	21.9	0.0	5.6	8.8	63.7	0.6	21.2	61.7	13.8	3.3

Abbreviazioni: C.O.=carbonio organico;

Ca, Mg, Na, K= basi nel complesso di scambio

Tabella 2. Dati chimici e fisici relativi alle proprietà andiche dei suoli esaminati

Località	Profilo	Orizzonte	Adsorbimento	pH	Fe <sub>o</sub>	Al <sub>o</sub>	Si <sub>o</sub>	Fe <sub>d</sub>	Fe <sub>p</sub>	Al <sub>o</sub> +Fe <sub>o</sub> /2	Al <sub>p</sub> /Al <sub>o</sub>	allofane	ferrihydrite	Ritenzione	
			dei fosfati											NaF	idrica 1500
			%												Kpa
															%
Aspromonte	P1	Ap	94.7	12.1	1.2	3.2	1.1	3.6	0.2	3.8	0.2	9.5	2.1	23.1	
		A1	95.7	12.2	1.4	3.4	1.2	3.5	0.2	4.2	0.2	10.5	2.4	-	
		A2	95.8	12.1	1.4	3.5	1.2	2.8	0.2	4.2	0.2	11.1	2.4	-	
		Bw1	97.2	12.1	1.8	3.6	1.4	4.6	0.2	4.5	0.1	12.3	3.0	-	
		Bw2	83.5	11.6	1.3	1.3	0.6	3.2	0.2	1.9	0.2	4.2	2.2	-	
		2Bw	29.4	10.3	0.2	0.2	0.2	1.5	0.1	0.3	0.0	1.1	0.4	11.4	
		2BC	17.8	9.7	0.1	0.1	0.2	1.0	0.1	0.1	0.1	0.8	0.1	-	
GioiaTauro (Polistena)	P 20	Ap	84.7	11.1	1.2	3.1	0.8	2.4	0.2	3.7	0.3	9.3	2.0	20.1	
		A1	87.9	11.3	1.3	3.2	1.0	2.4	0.2	3.9	0.3	9.5	2.2	20.2	
		A2	90.7	11.3	1.3	3.4	1.3	2.7	0.3	4.0	0.2	10.3	2.3	-	
		Bw	92.7	11.3	1.5	3.3	1.4	2.9	0.5	4.1	0.2	10.6	2.6	-	
		2Bw	46.6	10.8	0.9	0.7	0.2	1.5	0.6	1.2	0.8	0.9	1.5	16.8	
		2C	13.0	9.7	0.2	0.1	0.1	0.5	0.1	0.2	0.2	0.4	0.4	-	
Gioaiatauro (Taurianova)	P5	Ap	53.6	11.7	0.5	1.2	0.5	1.1	0.2	1.5	0.4	3.0	0.9	-	
		A	86.8	12.2	1.0	2.5	0.9	1.8	0.4	3.0	0.3	6.7	1.7	19.3	
		Bw	79.8	12.0	1.0	1.7	0.7	1.8	0.4	2.2	0.2	5.0	1.7	-	

Abbreviazioni: Fe<sub>o</sub>, Si<sub>o</sub>, Al<sub>o</sub>= contenuto di Fe, Si e Al estratti in ossalato d'ammonio;

Fe<sub>d</sub>= contenuto di Fe estratto in ditionito;

Al<sub>p</sub>= contenuto Al estratto in pirofosfato

I principali dati analitici evidenziano un suolo acido con un complesso di scambio saturo. Anche in questo caso quest'apparente anomalia può rendere ipotizzabile la presenza, nel sistema suolo, di un'elevata e continua disponibilità di basi che compensa i processi di lisciviazione in ambiente acido. Il rapporto di evoluzione pedogenetica  $Fe_o/Fe_d$  si mantiene costante con la profondità e non evidenzia, a differenza del profilo P1 (descritto sui Piani d'Aspromonte a quota 1077 m slm), la presenza di paleosuoli sepolti. Tale differenza potrebbe attribuirsi alla differente azione del fattore "tempo" trattandosi nel primo caso di superfici terrazzate certamente più antiche.

I dati della tabella 2, evidenziano, per il solum di superficie, un'elevata ritenzione dei fosfati ed un elevato valore del rapporto  $Al_o + Fe_o/2$ . Questi dati, in accordo con tutti gli altri parametri chimici (pH NaF;  $Fe_o$ ,  $Al_o$ ,  $Si_o$ ,  $Fe_p$ ,  $Al_p/Al_o$ ) e fisici (ritenzione idrica), attestano delle marcate proprietà andiche fino a 190 cm. Il contenuto in allofane, stimato sulla base dei dati geochimici (Parfitt, 1990), è risultato variare nell'intervallo 9-10% nel solum di superficie e 0-1% nel solum profondo.

Il suolo rappresentativo delle conoidi alluvionali di Gioia Tauro con un elevato impatto agricolo è il P 5 in località Ansani (Taurianova). La descrizione del profilo ed i principali dati chimici sono riportati rispettivamente nell'allegato e nella tabella 1. Questo suolo è moderatamente profondo ed ha una sequenza di orizzonti Ap-A fino a 70 cm. I primi 30 cm sono molto compattati dalle lavorazioni agricole. C'è un orizzonte Bw fino a 100 cm ed un 2C di conglomerati oltre i 100 cm.

I dati analitici evidenziano un suolo molto acido con un complesso di scambio generalmente insaturo; il rapporto  $Fe_o/Fe_d$  si mantiene costante con la profondità.

I dati della tabella 2 evidenziano che l'orizzonte Ap, più influenzato dalle lavorazioni, presenta ridotte proprietà andiche. Esse, comunque, aumentano in modo considerevole ( $Al_o + Fe_o/2$ : 3%) con la profondità. Tutti i parametri chimici (pH in NaF;  $Fe_o$ ,  $Al_o$ ,  $Si_o$ ,  $Fe_p$ ,  $Al_p/Al_o$ ) e fisici (ritenzione idrica), attestano delle marcate proprietà andiche fino a 100 cm. Sulla base dei dati geochimici è stato stimato il contenuto in allofane (Parfitt, 1990) che è risultato inferiore agli altri suoli analizzati variando nell'intervallo 3-6 %.

#### Caratterizzazione mineralogica e micromorfologica

Tutti i suoli esaminati mostrano una similitudine delle principali caratteristiche mineralogiche e micromorfologiche. Si riportano, a ti-

tolo esemplificativo, i soli risultati del profilo P 20 di Gioiatauro che ben illustrano le principali caratteristiche mineralogiche e micromorfologiche di tutti i suoli studiati.

Nella figura 2 sono riportati i diffrattogrammi (polvere) della frazione sabbiosa degli orizzonti Ap, A2 e 2Bw. I risultati mostrano con chiarezza una netta discontinuità litologica tra i primi due orizzonti Ap e A2 ed il 2Bw; quest'ultimo orizzonte è ricco di una fase mineralogica argillose con riflessione a 1,4 nm (del tipo clorite/vermiculite) e feldspati. Il quarzo ed i plagioclasti appaiono chiaramente visibili in tutti gli orizzonti.

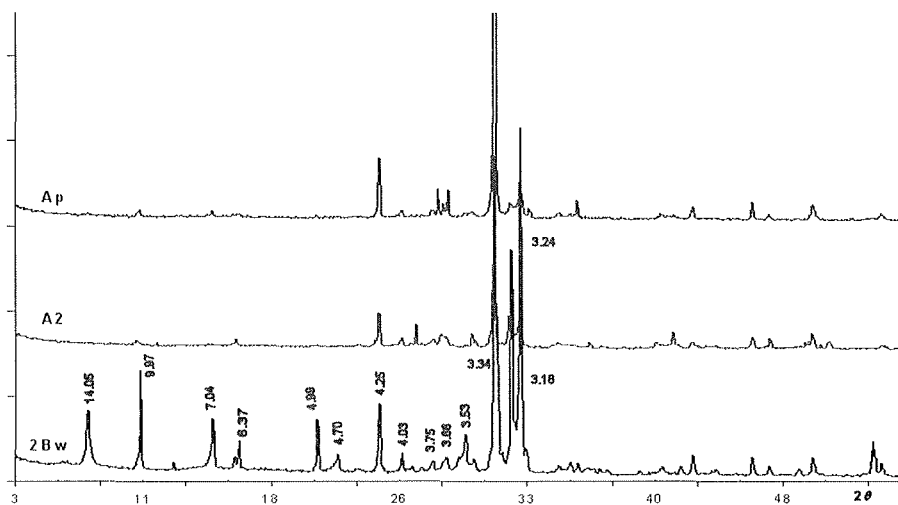


Figura 2. Diagrammi XRD della frazione sabbiosa (polvere) di alcuni orizzonti del profilo 20 di Gioia Tauro

Nella figura 3 sono riportati i diffrattogrammi della frazione argillosa, eseguita sui campioni orientati, a seguito di saturazione con Mg. I risultati mostrano una certa omogeneità delle fasi mineralogiche con la presenza di minerali a 1,4 nm, mica, feldspati, quarzo e plagioclasti in tutti gli orizzonti.

Per definire la natura dei minerali con riflessione a 1,4 nm, sono stati effettuati trattamenti con etilen glicol (EG) e successivo riscaldamento a 550° ed è stata anche analizzata la riflessione 060. Nella figura 4 vengono riportati i diffrattogrammi a seguito di questi trattamenti dell'orizzonte Bw.

Nella figura si nota che il picco a 1,4, a seguito di solvatazione con EG, non espande. Lo stesso picco, a seguito di trattamento termico a 550°, risulta molto ridotto pur rimanendo visibile. Questa combinazione di

risultati tende a confermare la presenza combinata di clorite e di vermiculite con un'alta carica di strato; tale risultanza non sorprende in quanto questa fase mineralogica è stata già descritta molto frequentemente in altri suoli vulcanici (Vacca *et al.* 2003).

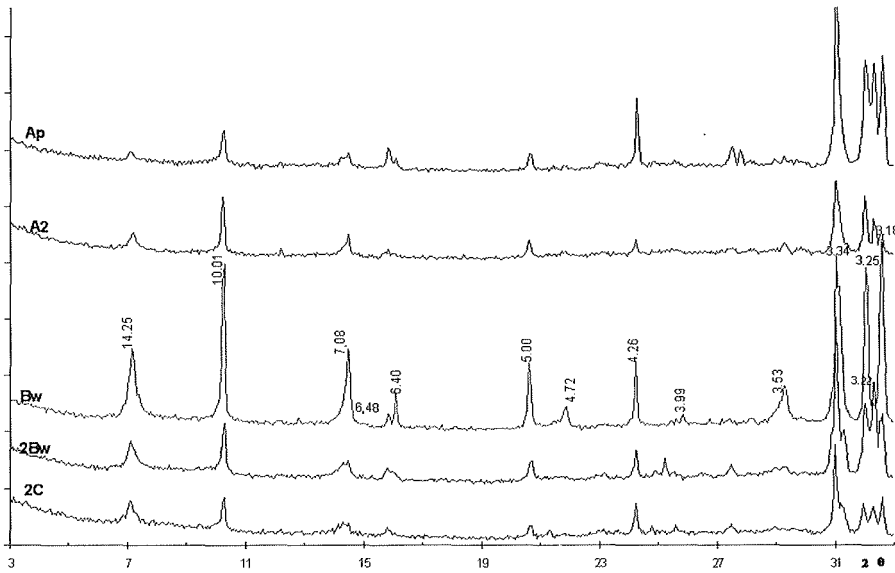


Figura 3. Diagrammi XRD di campioni di argilla orientati di alcuni orizzonti del profilo 20 di Gioia Tauro. Basal spacing: Å

Sullo stesso suolo, lo studio micromorfologico ha evidenziato: (i) l'occasionale presenza di frammenti di vetro vulcanico (fig.5), isotropo all'osservazione in luce incrociata polarizzata; (ii) l'occasionale presenza di frammenti di roccia trachitica (plagioclasti all'interno dei clasti) (fig. 6); (iii) una matrice del suolo vetrosa e fortemente isotropa ed infine (iv) la frequente occorrenza di quarzo anche in fase metamorfica (estinzione ondulata) (fig. 7).

Tutti questi dati mineralogici e micromorfologici confermano la presenza combinata di materiali parentali vulcanici e di natura metamorfica. I relitti di rocce metamorfiche hanno una frequenza molto maggiore dei relitti di rocce vulcaniche; ciononostante alcuni dati, quale l'isotropia della matrice, attestano che molto probabilmente i materiali parentali vulcanici abbiano svolto un ruolo molto più rilevante dei materiali parentali metamorfici nella pedogenesi (ad es. matrice isotropa).



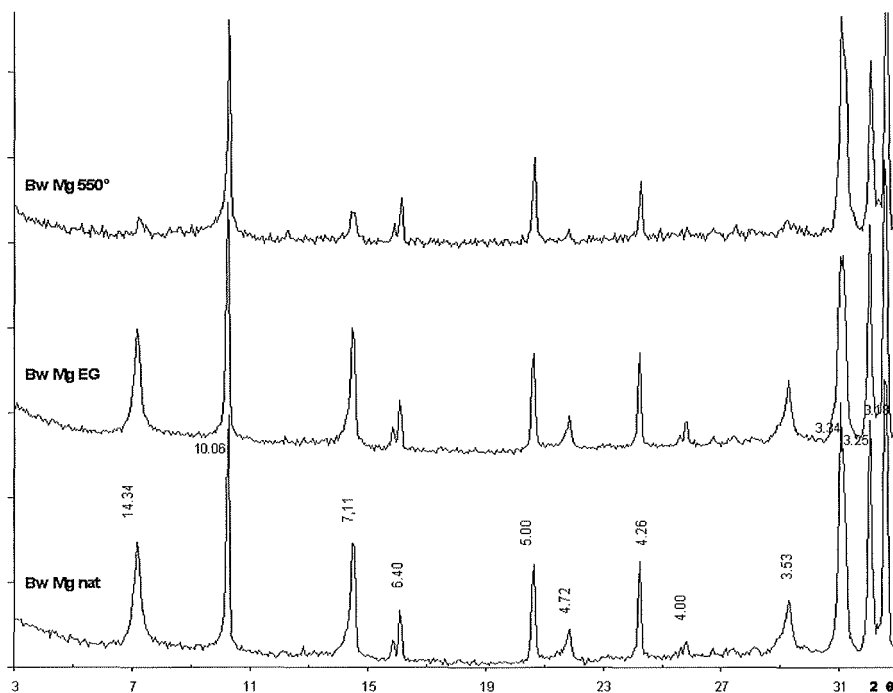


Figura 4. Diagrammi XRD di campioni di argilla orientati dell'orizzonte Bw del profilo 20 di Gioia Tauro. Basal spacing: Å

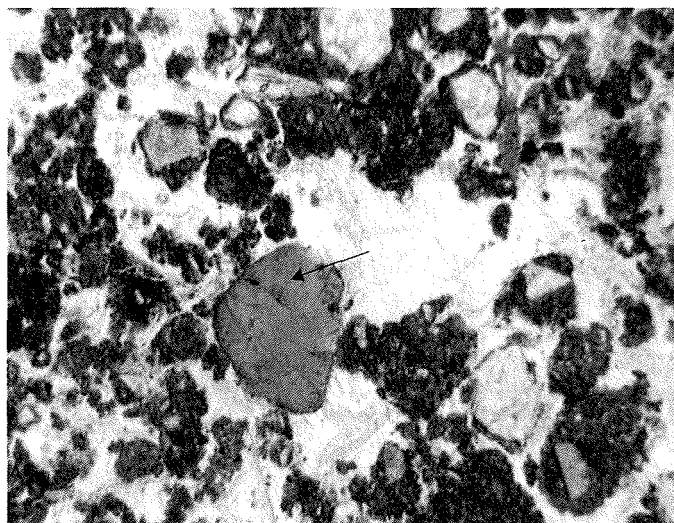


Figura 5. Frammento di vetro vulcanico, osservato in luce piana polarizzata (isotropo in luce incrociata polarizzata). Il campo microscopico è largo circa 0.7 mm

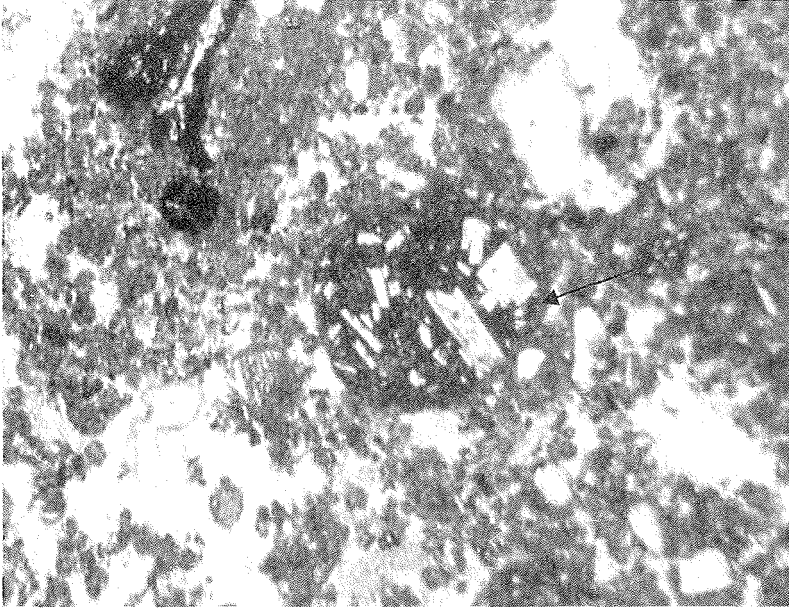


Figura 6. Frammento di roccia trachitica con plagioclasti, osservato in luce piana polarizzata. Il campo microscopico è largo circa 0.7 mm

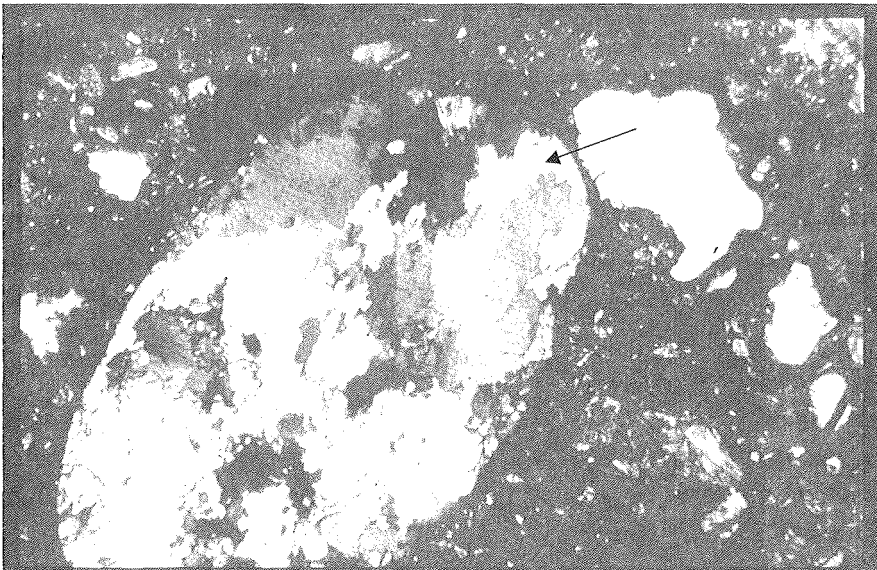


Figura 7. Grano di quarzite con estinzione ondulata del quarzo, osservato in luce incrociata polarizzata. Il campo microscopico è largo circa 1,2 mm

## **Conclusioni**

Il rilevamento effettuato nelle tre aree campione, nonché le osservazioni speditive eseguite in maniera mirata in tutto il comprensorio, consentono di concludere che su gran parte delle superfici terrazzate del medio-basso versante tirrenico calabrese, per complessivi 40.000 ha, vi sono suoli di natura vulcanica. Lo spessore di queste coltri pedologiche varia in funzione della morfologia locale. Questi suoli risultano invece assenti nelle aree acclivi, sulle superfici terrazzate di modesta estensione o, comunque, dove l'idrologia superficiale ha esercitato un'azione di intenso smantellamento.

Le indagini di dettaglio effettuate mostrano la grande complessità di questi suoli che "sfuggono ad analisi semplificate". Alcuni di essi sono suoli poligenetici con relitti di paleosuoli al proprio interno. In tutti i suoli esaminati coesistono minerali (e materiali) tipicamente vulcanici con altri minerali di probabile origine eolica (ad es. quarzo metamorfosato). Indipendentemente da questi apporti non vulcanici, l'evoluzione pedogenetica di questi suoli è quella tipica degli Andosuoli di ambiente udico. Molto probabilmente la roccia parentale vulcanica (presumibilmente piroclastica), a causa della sua elevata velocità di alterazione, ha avuto un'influenza estremamente rilevante nel determinare i processi pedogenetici di questi suoli.

Pur con queste interessanti considerazioni, è opportuno enfatizzare che non si conosce ancora nulla sull'origine di questi materiali vulcanici, sull'età degli Andosuoli analizzati ed infine sulla loro reale estensione anche al di fuori delle aree investigate.

Tutte le incognite, così espresse, non attenuano l'enorme rilevanza applicativa nel riconoscimento di queste estese coltri di Andosuoli, specie con riferimento alle applicazioni di gestione agronomica e forestale. A titolo di esempio un'indagine specifica sul fabbisogno irriguo delle colture in alcuni comprensori calabresi (dati ARSSA) ha evidenziato valori di RFU (Riserva Facilmente Utilizzabile), decisamente più elevati per questi suoli, rispetto ai valori mediamente riscontrati. Inoltre le peculiarità pedologiche riscontrate possono costituire la base per la valorizzazione agricola delle aree interessate. A titolo di esempio la qualità del "Pecorino del Poro" può essere esaltata, anche sul piano della promozione dell'immagine, se si conoscono le relazioni che intercorrono fra questo prodotto ed i suoli che lo esprimono.

In conclusione, è assolutamente necessario effettuare ulteriori indagini per (i) datare e stabilire la provenienza del materiale parentale, (ii) definire con maggiore dettaglio i processi pedogenetici, (iii) analizzare le implicazioni tassonomiche ed infine (iv) approfondire gli aspetti gestionali con riferimento particolare all'idrologia ed alla chimica, puntando alla valorizzazione agronomica ed alla gestione conservativa di questi suoli.

**Allegato****Profilo n° 1**

*Località:* P.no S. Donato

*Comune:* Delianuova (RC)

*Classificazione USDA:* Typic Hapludand, medial, amorphic, mesic

*Longitudine:* 574948

*Latitudine:* 4230375

*Quota:* 1077 m s.l.m.

*Morfologia:* terrazzo

*Uso del suolo:* seminativo in aree non irrigue

*Substrato:* gneiss

*A.W.C. misurata a 100 cm:* 230 mm

*Regime di temperatura:* mesico

*Regime di umidità:* udico

*Drenaggio interno:* buono

**0-25 Ap**

umido; colore bruno scuro (7.5YR3/2); sabbioso franco; struttura principale grumosa media e secondaria grumosa grande, fortemente sviluppate; molto friabile; scheletro assente; radici abbondanti da medie a grossolane; pori principali molto abbondanti medi e secondari abbondanti grandi; attività biologica comune da mammiferi ed anellidi; effervescenza nulla; limite chiaro lineare.

**25-50/70 A1**

umido; colore bruno scuro (7.5YR3/2); sabbioso franco; struttura principale grumosa media e secondaria grumosa grande, fortemente sviluppate; molto friabile; scheletro assente; radici abbondanti da medie a grossolane; pori principali molto abbondanti medi e secondari abbondanti grandi; attività biologica comune da mammiferi ed anellidi; effervescenza nulla; limite chiaro ondulato.

**50/70-105 A2**

umido; colore bruno scuro (7.5YR3/2); sabbioso franco; struttura principale poliedrica subangolare grande fortemente sviluppata e secondaria poliedrica subangolare grande, moderatamente sviluppata; molto friabile; scheletro assente; radici abbondanti da medie a grossolane; pori abbondanti medi; attività biologica comune da anellidi; effervescenza nulla; limite chiaro lineare.

**105-130 Bw1**

umido; colore da bruno scuro a bruno (7.5YR4/4); franco sabbioso; struttura principale poliedrica subangolare grande e secondaria poliedrica subangolare molto grande, moderatamente sviluppate; molto friabile; scheletro assente; molte radici da medie a grosso-

lane; pori abbondanti da fini a medi; attività biologica comune da anellidi; effervescenza nulla; limite abrupto ondulato.

130-150/155 **Bw2**

umido; colore da bruno scuro a bruno (7.5YR4/4); franco sabbioso; struttura principale poliedrica subangolare grande e secondaria poliedrica subangolare molto grande, moderatamente sviluppate; molto friabile; scheletro assente; pori abbondanti; effervescenza nulla; limite abrupto ondulato.

150/155-200 **2Bw**

umido; colore bruno giallastro(10YR5/6); franco sabbioso; struttura poliedrica subangolare molto grande, debolmente sviluppata; resistente; scheletro scarso molto piccolo e medio di natura metamorfica; radici comuni medie; pori abbondanti da fini a medi; attività biologica assente; effervescenza nulla; limite sconosciuto.

**Profilo n° 20**

*Località:* Prugnara

*Comune:* Gioia Tauro (RC)

*Classificazione USDA:* Typic Hapludand, medial, amorphic, mesic

*Longitudine:* 590642

*Latitudine:* 4247779

*Quota:* 257 m s.l.m.

*Morfologia:* conoide alluvionale

*Pendenza:* 4%

*Uso del suolo:* uliveto

*Substrato:* sabbie

*A.W.C. misurata a 100 cm:* 210 mm

*Regime di temperatura:* mesico

*Regime di umidità:* udico

*Drenaggio interno:* buono

0-30 **Ap**

umido; colore bruno molto scuro (10YR2/2); franco sabbioso; struttura poliedrica subangolare media, fortemente sviluppata; friabile; scheletro assente; pori molto abbondanti da molto fini a grandi; molte radici da molto fini a medie; attività biologica da mammiferi, anellidi e artropodi abbondante; effervescenza nulla; limite chiaro lineare.

30-90 **A1**

umido; colore bruno grigiastro molto scuro (10YR3/2); franco sabbioso; struttura poliedrica subangolare grande, fortemente sviluppata; friabile; scheletro assente; pori molto abbondanti da molto fini a grandi; radici comuni da molto fini a medie; attività biologica da mammiferi, anellidi e artropodi abbondante; effervescenza nulla; limite chiaro lineare.

**90-160 A2**

umido; colore bruno molto scuro (10YR2/2); franco sabbioso; struttura poliedrica subangolare grande, fortemente sviluppata; friabile; scheletro assente; pori molto abbondanti da molto fini a grandi; radici comuni da molto fini a medie; attività biologica da mammiferi, anellidi e artropodi abbondante; effervescenza nulla; limite graduale lineare.

**160-190 Bw**

umido; colore bruno scuro (7.5YR3/3); sabbioso franco; struttura poliedrica subangolare molto grande, fortemente sviluppata; resistente; scheletro assente; pori molto abbondanti da molto fini a grandi; radici comuni da molto fini a medie; attività biologica da mammiferi, anellidi e artropodi comune; effervescenza nulla; limite abrupto ondulato.

**190-210 2Bw**

umido; colore bruno scuro (7.5YR3/3); franco sabbioso; struttura poliedrica angolare grande, moderatamente sviluppata; resistente; scheletro assente; pori molto abbondanti da molto fini a grandi; radici assenti; attività biologica assente; effervescenza nulla; limite chiaro lineare.

**210-240 e oltre 2C**

umido; colore principale bruno giallastro (10YR5/6) e secondario bruno (10YR5/3); franco sabbioso; roccia incoerente (stratificazioni di sedimentazione); scheletro assente; radici assenti; attività biologica assente; effervescenza nulla; limite sconosciuto.

**Profilo n° 5**

Gioia Tauro

Località: Ansani

Comune: Taurianova (RC)

Classificazione USDA: Typic Hapludand, medial, amorphic, mesic

Longitudine: 590790

Latitudine: 4245008

Quota: 272 m s.l.m.

Morfologia: terrazzo

Uso del suolo: agrumeto

Substrato: conglomerati

A.W.C. misurata a 100 cm: 200 mm

Regime di temperatura: mesico

Regime di umidità: udico

Drenaggio interno: buono

**0-35/38 Ap**

asciutto; colore da bruno scuro a bruno (10YR4/3), colore umido bruno scuro (7.5YR3/2); franco sabbioso; struttura poliedrica subangolare media, fortemente sviluppa-

ta; soffice; scheletro assente; pori molto abbondanti da molto fini a medi; radici abbondanti da molto fini a fini; attività biologica comune da anellidi ed artropodi; effervescenza nulla; densità apparente media; limite chiaro ondulato.

33/38-70 **A**

asciutto; colore bruno grigiastro scuro (10YR4/2), colore umido bruno scuro (7.5YR3/2); franco sabbioso; struttura poliedrica subangolare media, fortemente sviluppata; soffice; scheletro assente; pori abbondanti da molto fini a medi; molte radici da molto fini a fini; attività biologica comune da anellidi ed artropodi; effervescenza nulla; densità apparente bassa; limite chiaro lineare.

70-100 **Bw**

asciutto; colore bruno giallastro (10YR5/4), colore umido da bruno scuro a bruno (7.5YR4/3); sabbioso franco; struttura poliedrica subangolare media, fortemente sviluppata; soffice; scheletro assente; pori abbondanti da molto fini a medi; molte radici da molto fini a fini; attività biologica comune da anellidi ed artropodi; effervescenza nulla; densità apparente bassa; limite chiaro lineare.

100 e oltre **2C**

livello conglomeratico-sabbioso.

**Bibliografia**

- BASCOMB C.L. (1968) - Distribution of pyrophosphate-extractable iron and organic carbon in soils of various groups. *J. Soil Sci.* 19, 251-268
- BILLAUX, P., 1978. Estimation du 'regime hydrique' des sols au moyen des donnees climatiques. La methode graphique: son utilisation dans le cadre de la Taxonomie americaine des sols. Cah. ORSTROM, ser Pedol, 16(3): 317-338.
- MEHRA, O.P. AND JACKSON, M.L. 1960. Iron oxides removal from soils and clays by dithionite-citrate systems buffered with sodium bicarbonate. *7th Nat. Conf. Clay Minerals*: 317-327.
- MiPAF (Ministero per le Politiche Agricole e Forestali), 2000 Programma "Agricoltura-Qualità" Progetto metodologie "Manuale per il rilevamento dei suoli"
- MiRAAF (Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali) (1992) - Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. Roma, 1994, 205 pp.
- MIZOTA C. & VAN REEUWIJK L.P. (1989) - Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions. *Soil Monograph 2*, ISRIC, Wageningen, 185 pp.
- PARFITT R.L. (1990) - Allophane in New Zealand - a review. *Aust. J. Soil Res.*, 28, 343-360.
- SCHWERTMANN U. (1964) - Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch photochemische Extraktion mit saurer Ammoniumoxalat-losung. *Zeitschrift Pflanzenernahrung Dungung Bodenkunde*. 105, 194-202.
- VACCA, A., ADAMO, P., PIGNA, M, VIOLANTE, P. 2003. Genesis of tephra-derived soils from the Roccamonfina volcano, South Central Italy. *Soil Science Society of America J.* 67, 198-207.
- USDA (1998) - Keys to Soil Taxonomy. 8th Edition NRSC; 325 pp.



# *MINERALOGIA DELLE ARGILLE E PEDOGENESI IN VAL CHIAVENNA*

E. Bonifacio <sup>1</sup>, R. Comolli <sup>2</sup>, C. Fissore <sup>1</sup>, F. Previtali <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Università di Torino, DIVAPRA-Chimica Agraria  
Via L. da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco (TO)

<sup>2</sup> Università degli Studi di Milano Bicocca, DISAT  
Piazza della Scienza, 1 - 20126 Milano

## **Abstract**

The joint influence of climate and vegetation may induce very different degrees of soil development in alpine areas. This situation is particularly interesting to follow the transformations occurring to layer silicates. The clay fraction is in fact not only a complex mixture of minerals both inherited from the parent material and formed during the early stages of pedogenesis, but it also contains layer silicates that are the result of complex pedogenic processes. The aim of this work was to follow the transformations occurring in the clay fraction in some soil profiles of the Val Chiavenna (Sondrio, Northern Italy), relating them to soil type and processes of soil formation. For this purpose eleven profiles were selected and the clay fraction separated and analysed by X-ray diffraction.

The complexity of the clay fraction is clearly visible in the poorly developed soils of the highest elevation: together with minerals that are typical of this degree of development, such as illite and chlorite, kaolinite and smectite were also found indicating the influence of alloctonous materials. More lower on the slope, in Podzols, pedogenic processes induce chlorite dissolution in the eluvial horizon and the formation of mixed layers through the profile. When pedogenesis has been interrupted, as it frequently happens on slopes, clay mineralogy clearly allowed to differentiate between the horizons of the present soil and the buried ones. On alluvial fans the transformations occurred in the clay fraction are only the typical ones of early stages of soil development: the partial loss of potassium from illites and the beginning of chlorite dissolution.

**Keywords:** Alpine soils, XRD, weathering, soil development

## **Riassunto**

I suoli alpini presentano diversi spunti interessanti per lo studio delle trasformazioni che avvengono durante la pedogenesi nella fase solida; infatti, l'influenza congiunta di clima e vegetazione determina la presenza di stadi di sviluppo anche molto diversi che, su

roccia madre acida, vanno dai Leptosols districi di alta quota, ai Podzols più o meno espressi della fascia sub-alpina, ai Cambisols dei bassi versanti, per arrivare ai suoli poco evoluti tipici delle alluvioni di fondovalle. Di conseguenza, la frazione argillosa è una miscela complessa di fasi ereditate dalla roccia madre e di altre, sovente a bassa cristallinità, che sono l'espressione di processi pedogenetici anche incipienti ed infine di minerali che riflettono pedogenesi maggiormente compiute. Con questo lavoro si è voluto caratterizzare i fillosilicati presenti nella frazione argillosa di alcuni profili della Val Chiavenna (Sondrio) ed evidenziare le trasformazioni che i minerali subiscono durante la pedogenesi in questo ambiente alpino.

I suoli studiati sono disposti sul versante orografico sinistro, lungo transetti altitudinali con quote variabili da 3150 a 1110 m s.l.m. e sono rappresentativi di diversi stadi evolutivi. Dai suoli è stata separata la frazione argillosa ( $< 2 \mu\text{m}$ ), poi sottoposta ad analisi per diffrazione RX, secondo la tecnica del campione orientato.

La complessità della componente argillosa è ben visibile nei suoli posti a quota più elevata dove, unitamente a minerali caratteristici della scarsa evoluzione pedologica, quale illite poco alterata, sono presenti smectiti e caoliniti, certamente di origine non pedogenetica. La maggiore intensità del processo pedogenetico sembra indurre nei Podzols, oltre alla formazione di minerali interstratificati, anche una preferenziale dissoluzione delle cloriti ferrifere dall'orizzonte eluviale. Se i processi pedogenetici sono stati interrotti, come sovente accade in situazione geomorfiche instabili, la frazione argillosa si presenta ben differenziata ed è possibile evidenziare orizzonti in cui la pedogenesi è stata molto più spinta di quella attualmente in corso. Scendendo ulteriormente nel livello evolutivo, le alterazioni pedogenetiche delle argille sono ridotte ad una parziale vermiculizzazione delle illiti e alla dissoluzione delle cloriti.

**Parole chiave:** Suoli alpini, XRD, alterazione, sviluppo del suolo

## **Introduzione**

Benché molti processi pedogenetici siano attivi in ambiente montano, il loro effetto è sovente considerato limitato e vengono per lo più studiati i fenomeni prevalenti e tipici di queste aree quali la frammentazione della roccia e l'apporto o l'asporto di materiale per l'azione delle acque o del vento (e.g. Legros e Pedro, 1983; Litaor, 1987). I fattori geomorfici tipici dell'ambiente montano determinano però la possibilità che il suolo si sviluppi su depositi costituiti da materiali detritici e trasportati, dove la pedogenesi può risultare accelerata per la notevole permeabilità dei depositi stessi. Grazie alle considerazioni appena esposte, i suoli alpini presentano diversi spunti interessanti per lo studio delle trasformazioni che avvengono durante la pedogenesi nella fase solida. In essi la frazione argillosa è sovente una miscela com-

plessa di fasi ereditate dalla roccia madre e di altre che sono l'espressione di processi pedogenetici incipienti o ben espressi. Infatti, l'influenza di clima e vegetazione permette di evidenziare stadi di sviluppo anche molto diversi che, su roccia madre acida, vanno dai Leptosols districi di alta quota ai Podzols più o meno espressi della fascia sub-alpina, ai Cambisols dei bassi versanti (e.g. Legros, 1992). Scendendo ulteriormente di quota, si rientra nel dominio dei suoli scarsamente evoluti che caratterizzano il fondovalle recente. A questa classica climo-biosequenza si sovrappongono però gli effetti delle dinamiche geomorfologiche, della composizione della roccia madre e dell'attività antropica, che determinano la presenza di un mosaico di suoli a stadio evolutivo molto differenziato e meno prevedibile.

Benché il legame tra fillosilicati e tipo di suolo non sia univoco, svariati studi sono reperibili in letteratura a proposito dei minerali caratteristici di diversi stadi evolutivi e, senza cadere in eccessive semplificazioni, alcune corrispondenze possono essere evidenziate, quantomeno a livello di orizzonte diagnostico (Allen, 1977). Purtroppo però, mentre abbondano gli studi sulla mineralogia di Oxisuoli e Ultisuoli (e.g. Fontes e Weed, 1991; Koch *et al.*, 1992; Supryio *et al.*, 1992; Muggler *et al.*, 2001), meno frequenti sono i lavori che riportano la composizione mineralogica di suoli meno evoluti.

L'ambiente montano sembra quindi essere particolarmente favorevole allo studio delle trasformazioni mineralogiche durante la pedogenesi per l'ampia gamma di suoli, anche a basso stadio evolutivo, che è possibile riscontrare in aree relativamente ristrette. Questo lavoro si propone di caratterizzare i fillosilicati presenti nella frazione argillosa di alcuni profili della Val Chiavenna, scelti in modo da ottenere una panoramica di stadi evolutivi diversi e, conseguentemente, di evidenziare le trasformazioni che i minerali subiscono durante la pedogenesi in questo ambiente alpino.

### **Materiali e metodi**

I suoli studiati sono disposti sul versante orografico sinistro della valle, lungo transetti corrispondenti alle aree della Val Rabbiosa, Val S. Giacomo e Madesimo; alcune caratteristiche chimiche e stazionali sono riportate in tabella 1. La frazione argillosa ( $< 2 \mu\text{m}$ ) è stata separata dalla terra fine per sedimentazione in levigatori alla pipetta dopo dispersione del campione con esametafosfato di sodio. L'argilla è stata analizzata per diffrattometria RX, utilizzando un diffrattometro Philips PW1710, anticatodo al Co e filtro al Fe, tramite scansione dei campioni da  $3$  a  $35 \text{ } ^\circ 2\theta$  con velocità pari a  $1,5 \text{ } ^\circ 2\theta \text{ min}^{-1}$ , secondo la tecnica del campione orientato. Per l'iden-

tificazione dei fillosilicati presenti, oltre che sul campione secco all'aria (TQ), le analisi sono state condotte anche dopo solvatazione delle argille con glicole etilenico (EG), glicerolo (GLY) e riscaldamento a 500°C (500).

Tabella I. Principali caratteristiche stazionali e chimiche dei suoli analizzati

Table I. Selected properties of the soils

Area	Quota m s.l.m.	Classificazione (WRBSR)	Limite inf. cm	Profilo	Orizzonte	pH (H <sub>2</sub> O)	S.O. gKg <sup>-1</sup>	Argilla gKg <sup>-1</sup>
Val Rabbiosa	3150		10	VC25	C	4,3	1,2	10
Val Rabbiosa	3030	Skeleti-Epileptic Regosol	1 9 20	VC26	A AC C	5,7 5,4 6,0	11,6 1,9 0,5	5 15 30
Val Rabbiosa	2350	Skeletal Podzol	2 7 13 23 35	VC21	A E Bhs Bs CB	3,6 3,6 3,6 4,1 4,4	175,0 68,6 103,8 66,5 35,6	Nd 109 * 84 * 66 * 60
Val Rabbiosa	2100	Skeleti-Fluvic Cambisol	3 11 18 37 62	VC22	A BAw C BAwb CBb	3,9 3,8 3,8 4,1 4,2	144,0 43,9 32,7 27,4 22,9	110 * 35 35 45 70
Val Rabbiosa	1808	Skeleti-Humic Umbrisol	7 32	VC23	A AC	4,1 3,9	68,8 58,7	98 * 25
Val Rabbiosa	1485	Skeletal Umbrisol	3 11	VC1	A AC	4,5 4,3	89,1 24,7	41 * 10
Val Rabbiosa	1320	Hyperdystri- skeletic Cambisol	2 8 21 45 65	VC24	A Bw1 Bw2 CB C	3,7 4,0 4,3 4,4 4,4	139,6 41,7 32,4 31,2 26,7	97 40 60 45 25
Val S. Giacomo	1840	Skeletal Podzol	5 15 22 32	VC5	A E EB Bs	5,6 5,6 5,9 5,9	117,0 54,8 15,4 35,4	140 * 10 55 60
Val S. Giacomo	1110	Dystri-skeletal Cambisol	3 19	VC8	A BC	4,3 4,4	42,1 31,6	30 35
Madesimo	2290	Skeleti-Entic Podzol	3 8 19 36	VC42	A Bhs CB C	4,0 4,3 4,4 4,8	108,4 39,4 20,1 7,2	Nd 35 Nd Nd
Madesimo	2050	Hyperdystri- skeletic Cambisol	5 19 40 60	VC41	A BAw BC CB	3,9 4,1 4,5 4,4	106,7 49,6 25,3 14,8	Nd 45 Nd Nd

\* dato riferito a granulometria reale

## Risultati

### Suoli di alta quota a pedogenesi incipiente

Due profili, posti sul Pizzo Stella a quote superiori a 3000 m, rientrano in questa categoria. Tutti gli orizzonti del profilo VC26, nonché l'unico orizzonte del profilo VC25 mostrano la presenza di illite, clorite, smectite e caolinite (figura 1), anche se i rapporti tra le altezze dei picchi dei diversi minerali e le caratteristiche di cristallinità presentano differenze tra i due profili. L'illite è caratterizzata da cristallinità piuttosto elevata, come evidenziato dalle scarse alterazioni nella forma del picco diffrattometrico a 1,0 nm in seguito a post-trattamento, ad indicare la scarsa alterazione subita da questo minerale nell'incipiente pedogenesi.

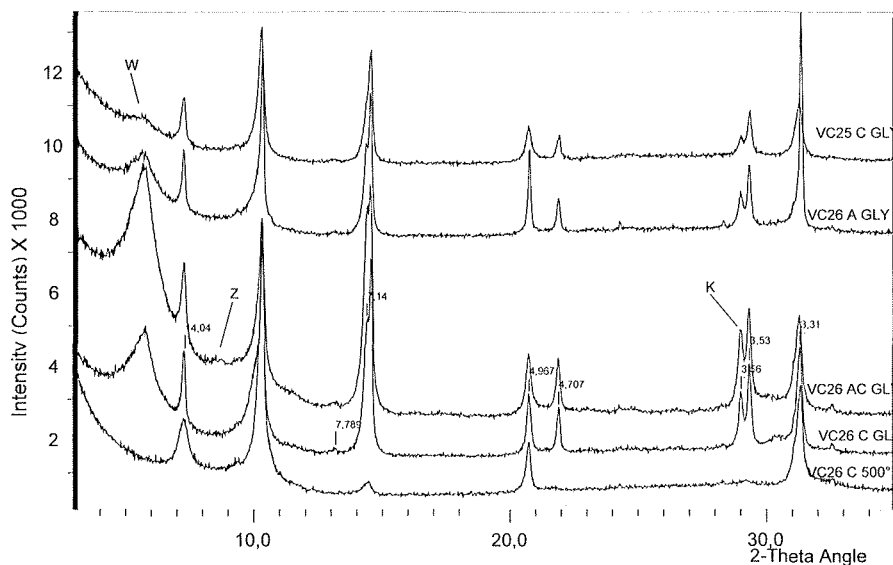


Figura 1. Spettri XRD della frazione argillosa dei profili VC25 e VC26 (distanze interstrato in Å)

Figure 1. XRD patterns of the clay fraction from profiles VC25 and VC26 (d in Å)

Nell'orizzonte AC del profilo VC26, compare una forma interstratificata, molto irregolare (Z in figura 1), ad indicare un maggior grado di alterazione dell'illite. La clorite appartiene probabilmente a specie ricche in Fe, vista la sua relativa sensibilità al riscaldamento, con diminuzione di intensità del picco a 1,4 nm (Wilson, 1987); data la presenza di caolinite è però piuttosto arduo confermare questa ipotesi paragonando le intensità delle riflessioni di ordine pari e dispari secondo quanto suggerito da Moore e

Reynolds (1989). Il componente smectitico è presente esclusivamente sotto forma di materiale molto alterato in VC25 (W in figura 1), probabilmente interstratificato, come evidenziabile dalla banda di diffrazione che si riscontra agli angoli bassi in seguito a solvatazione sia con EG che con GLY. La presenza di caratteristiche di espansione in entrambi i trattamenti di solvatazione indica (Walker, 1957) vere e proprie componenti smectitiche e non vermiculiti con bassa carica di strato. In VC26 le smectiti sono maggiormente presenti e, nell'orizzonte AC rappresentano uno dei minerali predominanti. La caolinite, a causa della sovrapposizione della sua riflessione 001 con la 002 della clorite e dell'anomalo comportamento di quest'ultimo minerale, è stata identificata valutando il comportamento del picco a 0.356 nm, corrispondente alla riflessione 002 (K in figura 1). La sua scomparsa in seguito a riscaldamento non lascia dubbi sulla presenza in tutti gli orizzonti di questo minerale 1:1, tipico di suoli maturi, che certamente non si è formato in situ.

### I Podzols

Questa tipologia di suolo è rappresentata sia dai profili VC21 e VC42, posti a circa 2300 m s.l.m., sia da profili localizzati a quote più basse come VC5 (1840 m). In tutti i casi, la vegetazione attuale delle stazioni è rappresentata da specie erbacee, sfruttate per il pascolo. In questi profili si assiste ad una netta differenziazione mineralogica tra orizzonti, che riflette il maggior grado di sviluppo. Il profilo campionato in Val Rabbiosa (VC21) mostra, analogamente ai due suoli d'alta quota della stessa area precedentemente descritti (VC25 e VC26), la presenza di caolinite ma, al di là di questa particolarità, tutti i Podzols presentano minerali indicatori di una via di trasformazione comune. I fillosilicati trovati sono illite, clorite e fasi interstratificate, con rapporti tra altezze dei picchi della riflessione 001 variabili in funzione della tipologia dell'orizzonte. Considerando il profilo VC21 (figura 2), esemplificativo di questa tipologia, si può notare come gli orizzonti CB e Bs, mostrino la presenza, oltre che delle già citate tracce di caolinite, di clorite, di illite, anche di basse quantità di una fase interstratificata molto irregolare illite-vermiculite, evidenziabile nel TQ dall'innalzamento della linea di base tra i picchi a 1,4 e 1,0 nm (Z in figura 2), il cui collasso non completo dopo riscaldamento indica la presenza di polimeri di alluminio (o ferro). Negli orizzonti sovrastanti si assiste alla scomparsa del componente cloritico e alla comparsa, quantitativamente non trascurabile negli orizzonti A ed E, di minerali interstratificati illite-vermiculite. Entrambi i componenti dell'interstratificato sono inoltre presenti. Talvolta, come in VC42, si assiste anche ad una diversificazione delle specie cloritiche nell'orizzonte Bhs

rispetto a quelli più profondi. Con il riscaldamento si verifica, infatti, un incremento di intensità della riflessione 001 nel Bhs, mentre essa diminuisce e le riflessioni superiori scompaiono negli altri orizzonti (figura 3).

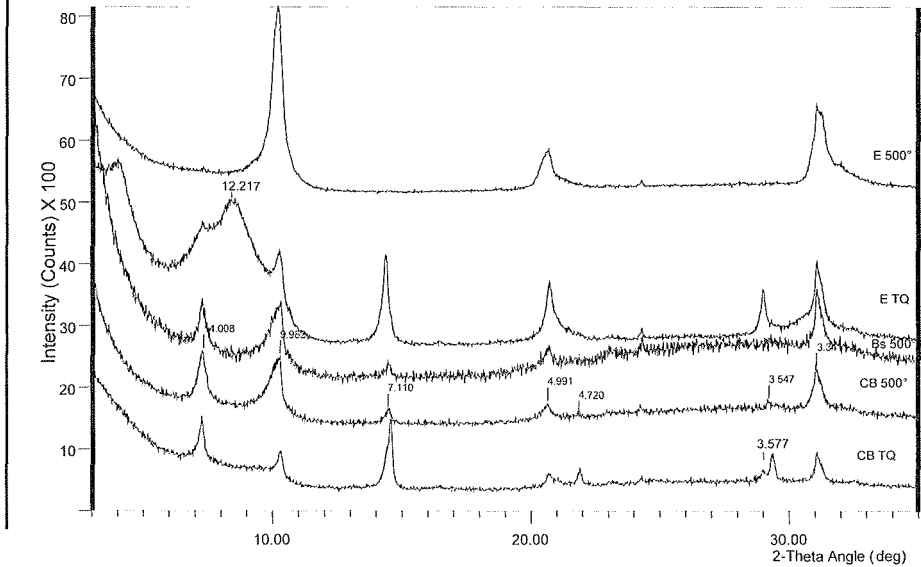


Figura 2. Spettri XRD della frazione argillosa di alcuni orizzonti del profilo VC21

Figure 2. XRD patterns of the clay fraction of selected horizons from profile VC21

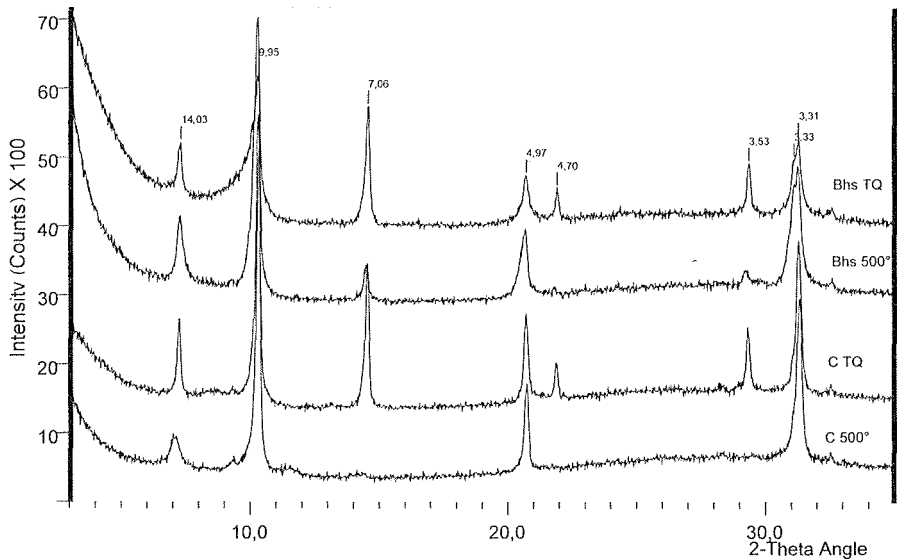


Figura 3. Spettri XRD della frazione argillosa di alcuni orizzonti del profilo VC42

Figure 3. XRD patterns of the clay fraction of selected horizons from profile VC42

## I Cambisols

Appartengono a questa tipologia sia profili localizzati a quote elevate (VC22 e VC41), sia altri situati in prossimità del fondovalle principale (VC24 e VC8). Il profilo VC22 risulta particolarmente interessante per la presenza di orizzonti sepolti. Tra gli orizzonti del suolo sepolto e quelli del suolo attuale esistono evidenti differenze mineralogiche, soprattutto relative alla clorite: questo minerale è assente o presente come fase molto alterata negli orizzonti BAwb e CBb mentre, negli orizzonti del suolo attuale, se ne ritrovano quantitativi importanti (figura 4). Caratteristica comune invece a tutti gli orizzonti è la presenza di minerali interstratificati illite-vermiculite, meno organizzati negli orizzonti più superficiali, dove la presenza di illite nel mixed layer è più cospicua ed il picco si presenta addossato a quello dell'illite.

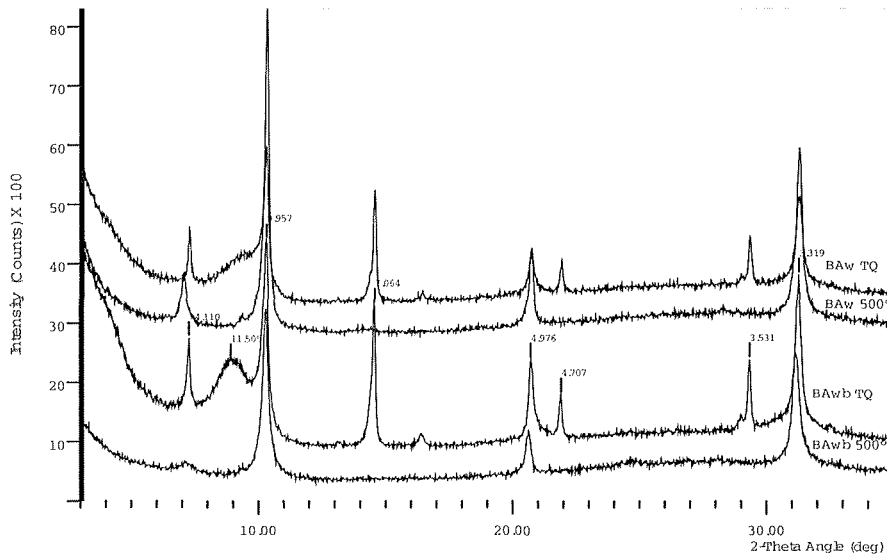


Figura 4. Spettri XRD della frazione argillosa di due orizzonti del profilo VC22

Figure 4. XRD patterns of the clay fraction of two horizons from profile VC22

Gli altri profili, dalla genesi più lineare, mostrano differenze mineralogiche tra orizzonti molto più limitate e riconducibili esclusivamente alla formazione di minerali interstratificati. Sono però molto diverse le proporzioni tra i componenti nei due profili. Se l'interstratificato in VC8 è poco più che una fase disorganizzata di transizione che si manifesta solo con il cambio di pendenza della zona tra 1,0 e 1,4 nm in seguito a riscaldamento,



tali fasi appaiono molto più abbondanti ed organizzate in VC 41. In VC24 la tendenza al completo collasso a 1,0 nm in seguito a riscaldamento diminuisce con la maggiore profondità degli orizzonti, forse a causa della presenza di polimeri di Al interstrato nella componente vermiculitica.

### Gli Umbrisols

In questa categoria di suoli a pedogenesi modesta rientrano i profili VC1 e VC23, entrambi caratterizzati da profilo A-AC-C, con vegetazione di transizione tra erbacea e arborea o arbustiva. La scarsa evoluzione del profilo si riflette nella notevole omogeneità della componente argillosa in tutti gli orizzonti. La formazione di minerali interstratificati è modesta e l'argilla risulta dominata da illite e clorite. L'unica apprezzabile differenza tra questi due profili è relativa alla tipologia di clorite presente, con cloriti litogeniche e poco alterate nel profilo VC23 e maggiormente alterate in VC1 (figura 5).

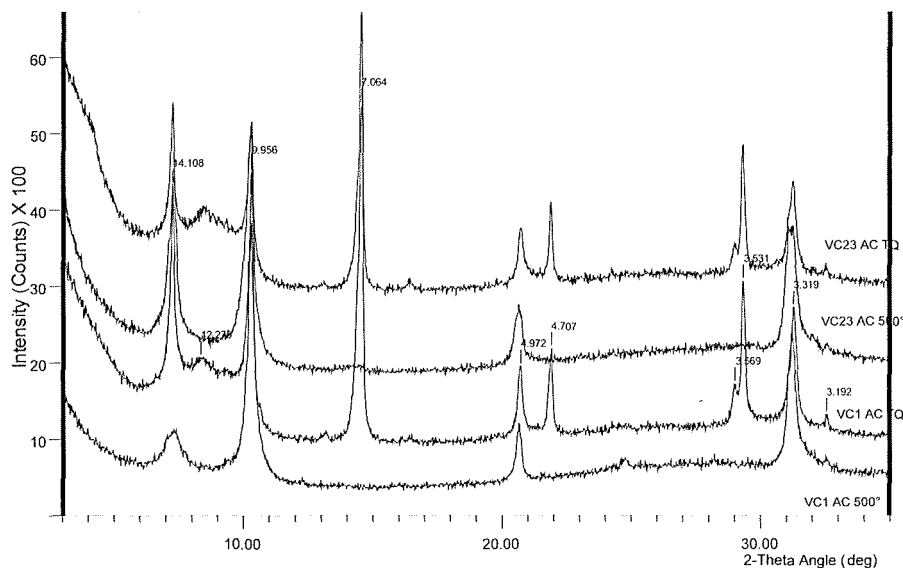


Figura 5. Spettri XRD della frazione argillosa degli orizzonti AC dei profili VC1 e VC23

Figure 5. XRD patterns of the clay fraction of the AC horizons from profiles VC1 and VC23

### **Discussione e conclusioni**

Dall'esame della frazione argillosa in suoli rappresentativi di diversi stadi evolutivi è stato possibile evidenziare sia processi di alterazione delle argille non specifici, sia trasformazioni maggiormente influenzate da particolari processi pedogenetici. La vermiculitizzazione delle illiti è certamente un processo aspecifico, caratteristico di tutto l'ambiente alpino (Legros, 1992), dove è favorito dalla piovosità elevata e dal buon drenaggio dei suoli. Un altro fattore che è noto promuovere questa trasformazione è la presenza di sostanza organica e la conseguente acidità indotta (Robert e Razzague, 1974), come testimoniano le osservazioni effettuate sugli Umbrisols. Le scarse differenze evidenziate tra orizzonti A ed AC in questa tipologia di suoli, indicano però come si debba considerare anche l'influenza sulla trasformazione delle argille del prelievo di potassio da parte degli apparati radicali di specie erbacee ed arboree o arbustive, presenti lungo tutto il profilo, secondo meccanismi ben noti da studi di laboratorio (e.g. Mortland *et al.*, 1956). Anche le cloriti vanno incontro a processi poco specifici, tipici dell'ambiente acido, in cui il foglietto brucitico risulta poco stabile (Carstea *et al.*, 1970), ma la presenza di cloriti ferrifere potrebbe accelerare il processo, considerata la maggiore facilità di alterazione ad opera di acidi dei minerali ricchi in ferro (Wilson, 1987).

Nei suoli soggetti a podzolizzazione il processo risulta esaltato con la scomparsa del minerale dagli orizzonti superficiali più acidi, ma si assiste anche ad una trasformazione legata più propriamente al processo pedogenetico. La presenza di componenti vermiculitici con collasso parziale negli orizzonti Bs porta infatti ad ipotizzare la precipitazione di complessi organo-metallici nell'interstrato dei fillosilicati.

Ulteriori trasformazioni accompagnano il processo di podzolizzazione: se la formazione di interstratificati è piuttosto comune negli orizzonti eluviali, nella maggior parte dei casi il componente a 1.4 nm mostra caratteri espandibili (e.g. Wang *et al.*, 1989; Righi *et al.*, 1997) a causa della solubilizzazione del magnesio dal foglietto brucitico e della conseguente migrazione di alluminio reticolare (Carnicelli *et al.*, 1997). La presenza nel nostro caso di minerali non espandibili, di tipo vermiculitico, potrebbe indicare una via di alterazione alternativa, quale la vermiculitizzazione dell'illite, processo notoriamente favorito in ambiente acido, mentre la clorite andrebbe incontro a completa solubilizzazione, probabilmente favorita anche dalla maggiore sensibilità all'ambiente acido delle cloriti ricche in ferro.

Gli unici componenti espandibili riscontrati ben evidenziano la complessità della frazione argillosa di suoli alpini dove, non solo si sovrappongono meccanismi di alterazione specifici e non specifici, ma anche componenti che derivano da apporti di materiale di origine completamente diversa.

### Ringraziamenti

Questo lavoro rientra nell'ambito del progetto di ricerca COFIN 2001 "Metodologie pedologiche per lo studio della variabilità spaziale dei suoli".

### Bibliografia

- ALLEN B.L. -1977. Mineralogy and Soil Taxonomy. In: *Minerals in Soil Environment*, SSSA, Madison, Wisconsin. 771-794.
- CARNICELLI, S., MIRABELLA, A., CECCHINI, G., SANESI, G. -1997. Weathering of chlorite to a low-charge expandable mineral in a spodosol on the Apenine Mountains, Italy. *Clays Clay Miner.* 45: 28-41.
- CARSTEA D.D., HARWARD M.E., KNOX E.G. -1970. Comparison of iron and aluminum hydroxy interlayers in montmorillonite and vermiculite: II. Dissolution. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 34: 522-526.
- FONTES M.P.F., WEED S.B. -1991. Iron oxides in selected Brazilian Oxisols. I. Mineralogy. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 55: 152-158.
- MOORE D.M., REYNOLDS R.C. JR. -1989. X-ray diffraction and the identification and analysis of clay minerals. Oxford University press, New York. 332 pag.
- MORTLAND M.M., LAWTON K., UEHARA G. -1956. Alteration of biotite to vermiculite by plant growth. *Soil Sci.*, 82: 477-481.
- MUGGLER C.C., VAN LOEFF J.J., BURMAN P., VAN DOESBURG J.D.J. -2001. Mineralogical and (sub) microscopic aspects of iron oxides in polygenetic Oxisols from Minas Gerais, Brazil. *Geoderma*, 100: 147-171.
- KOCH C.B., BENTZON M.D., LARSEN E.W., BORGGAARD O.K. -1992. Clay mineralogy of two Ultisols from Central Kalimantan, Indonesia. *Soil Sci.*, 154: 158-167.
- LEGROS J.P. -1992. Soils of the Alpine mountains. In: *Weathering, soils and paleosols*, eds. Martini, I.P. & Chesworth, W., Elsevier, Amsterdam, NL. 155-181.
- LEGROS J.P., PEDRO G. -1983. Importance relative des processus de dissolution et de fragmentation (chimique) lors de l'altération et de la pédogenèse dans les zones tempérées froides. Approche par simulation sur ordinateur. *Coll. Int. CNRS, Pétrologie des Altérations 1*: 85-95.
- LITAOR M.I. -1987. The influence of aeolian dust on the genesis of alpine soils in the front Range, Colorado. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 51: 142-147.
- RIGHI D., RÄISÄNEN M.L., GILLOT F. -1997. Clay mineral transformations in podzolized tills in central Finland. *Clay Minerals*, 32: 531-544.
- ROBERT M., RAZZAGUE K.M. -1974. Evolution des micas trioctaédriques en présence d'acides organiques. *Bull. Groupe Franç. Argiles*, 26: 307-317.
- SUPRYIO H., MATSUE N., YOSHINAGA N. -1992. Chemistry and mineralogy of some soils from Indonesia. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 38: 217-225.

- WALKER G.F. -1957. On the differentiation of vermiculites and smectites in clays. *Clay Minerals*, 3: 154-164.
- WANG, C., ROSS, G.J., PROTZ, R. -1989. Effect of crystalline iron oxides on development and classification of podzolic soils in western Labrador, Newfoundland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 870-875.
- WILSON M.J. -1987. X-ray powder diffraction methods. In: *A handbook of determinative methods in clay mineralogy*, ed. M.J. Wilson, Chapman & Hall, New York, USA, 26-98.

# CONFRONTO TRA MISURE SPETTROFOTOMETRICHE E SPETTORADIOMETRICHE PER LA CARATTERIZZAZIONE DEGLI OSSIDI-IDROSSIDI DI FERRO IN SUOLI DELLE TERRE ROSSE PUGLIESI

A.P. Leone <sup>1</sup>, C. Colombo <sup>2</sup>, G. Palumbo <sup>2</sup>, J. Torrent <sup>3</sup>, V. Barrón <sup>3</sup>

<sup>1</sup> CNR – Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo (ISAFOM), Ercolano (NA)

<sup>2</sup> Dip. Scienze Animali Vegetali e dell'Ambiente, Università del Molise, Campobasso (CB)

<sup>3</sup> Dep. de Ciencias y Recursos Agrícolas Universidad de Córdoba, España

## Abstract

A study has been carried out to investigate the relationships between diffuse and bi-directional reflectance spectrometry as well as the usefulness of both these methods on characterising iron oxides-hydroxides in Terra Rossa soils (Southern Italy). The results showed significant correlations between spectral parameters (bands position, amplitude, area width) as measured after spectra normalisation. They also confirmed the interference of organic matter on the spectral response of iron oxides-hydroxides.

**Key words:** Terre rosse, spectrometry, diffuse and bi-directional reflectance, iron oxides

## Riassunto

È stato realizzato uno studio per investigare le relazioni tra spettroscopia della riflettanza diffusa e bi-direzionale e l'utilità di entrambi questi metodi nella caratterizzazione degli ossidi-idrossidi di Fe in suoli delle Terre Rosse (Sud Italia). I risultati hanno mostrato significative correlazioni tra i parametri spettrali (posizione, ampiezza, area e larghezza delle bande) misurati dopo la normalizzazione degli spettri. Essi hanno altresì confermato l'interferenza della sostanza organica sulla risposta spettrale degli ossidi-idrossidi di Fe.

**Parole chiave:** Terre rosse, spettrometria, riflettanza diffusa e bidirezionale, ossidi di ferro

## Introduzione

Gli ossidi-idrossidi di ferro (di seguito semplicemente denominati ossidi di Fe) sono importanti costituenti del suolo. Il loro contenuto e la loro mineralogia riflette durata ed intensità della pedogenesi (Cornell e Schwertmann, 1996) ed hanno un impatto considerevole su importanti proprietà del suolo, quali l'aggregazione (Schwertmann, 1988; Colombo e Torrent, 1991) e l'assorbimento ionico (Torrent, 1995). Si rinvencono in quantità significative, anche se non abbondanti in molti suoli mediterranei (Torrent, 1995), tra cui, le terre rosse, largamente diffuse su rocce carbonatiche dell'Italia meridionale (Colombo e Terribile, 1994).

Gli ossidi di ferro sono tradizionalmente caratterizzati utilizzando tecniche quali la diffrazione differenziale ai raggi X (Schulze, 1981), la spettroscopia Mössbauer (Murad, 1988) ed i metodi di dissoluzione selettiva (Borggard, 1988). Queste tecniche sono, tuttavia, piuttosto costose e lunghe (Scheinost e Schwertmann, 1999). Un metodo alternativo, a quelli tradizionali, è la spettrometria della riflettanza diffusa (Cornell e Schwertmann, 1996; Malengreau *et al.*, 1994, 1996), utilizzata con successo da numerosi autori (es., Brasslet, 1995; Malengreau *et al.*, 1994, 1996; Scheinost *et al.*, 1998; Torrent e Barrón, 2000). La riflettanza diffusa è definita dal rapporto tra l'intensità della luce riflessa da un oggetto (es., il suolo), in tutte le direzioni dello spazio e l'intensità della luce incidente perpendicolarmente su di esso (Bedidi e Cervelle, 1996). Misure precise e standardizzate di riflettanza diffusa possono essere realizzate in laboratorio, utilizzando uno spettrofotometro, con l'ausilio di una sfera integrante ed un bianco standard calibrato (Fernandez e Schultze, 1987).

Le misure spettrofotometriche sono normalmente realizzate su piccoli campioni di suolo, finemente suddivisi. Inoltre, l'intero processo di preparazione e scansione dei campioni è piuttosto lungo (Escadafal, 1993). Misure più rapide del "fattore di riflettanza bi-direzionale" (di seguito denominato semplicemente riflettanza bi-direzionale), ad elevata risoluzione spettrale, possono essere realizzate sia in campo che in laboratorio, su campioni disturbati, setacciati o indisturbati di suolo, di dimensioni variabili da qualche centimetro a diversi metri, con l'ausilio di uno spettroradiometro portatile (Leone, 2000). La riflettanza bi-direzionale è espressa dal rapporto tra la radiazione riflessa da un oggetto e quella riflessa da un pannello standard di riferimento, illuminato ed osservato nelle stesse condizioni dell'oggetto. Il termine bi-direzionale fa riferimento ai due angoli coinvolti nella misura, uno per la posizione della sorgente ed uno per la posizione del sensore (Milton, 1987).

La spettroradiometria è tradizionalmente utilizzata in supporto all'analisi di immagini telerilevate da piattaforme aeree e satellitari (Deering, 1989). Il progresso registrato nell'ultimo decennio nelle prestazioni degli spettroradiometri (sia in termini di qualità degli spettri, sia di velocità d'acquisizione delle misure), ha accresciuto considerevolmente l'interesse degli studiosi verso le applicazioni della spettrometria della riflettanza bi-direzionale di campo e di laboratorio allo studio dei suoli (de Jong, 1993; Escadafal, 1994; Leone e Sommer, 2000). Una recente indagine ha consentito di valutare, preliminarmente, le potenzialità della spettrometria della riflettanza bi-direzionale nella caratterizzazione degli ossidi di Fe in suoli delle terre rosse pugliesi (Leone, 2000; Colombo *et al.*, 2001). Tale indagine, in accordo con i risultati di altri lavori (Galvão *et al.*, 1997; Galvão e Vitorello, 1998; Demattê e Garcia, 1999), ha altresì rilevato l'interferenza della sostanza organica (SO) sulla risposta spettrale degli ossidi di Fe.

Le differenze nelle modalità operative degli spettroradiometri e degli spettrofotometri e nelle condizioni fisiche degli oggetti analizzati (es., suoli setacciati, non setacciati, indisturbati), potrebbero portare a risultati differenti nella caratterizzazione degli ossidi di Fe e, più in generale, dei diversi costituenti del suolo (altri minerali, sostanza organica, ecc.). Allo stato attuale delle conoscenze, non sembra siano stati pubblicati studi comparativi tra i due metodi. Obiettivo del presente lavoro è quello di confrontare i risultati ottenuti utilizzando la spettrometria in riflettanza diffusa e bi-direzionale per la caratterizzazione degli ossidi di Fe in un campione rappresentativo di suoli delle Terre Rosse pugliesi.

### **Materiali e metodi**

Sono stati esaminati venticinque campioni di suolo delle Terre Rosse pugliesi, prelevati in corrispondenza degli orizzonti A e B di 11 differenti profili classificati nel Grande Gruppo dei Rodoxeralf (U.S.D.A., 1998).

Ciascun campione, è stato suddiviso in due frazioni, una utilizzata per la determinazione dei contenuti degli ossidi di Fe e SO, l'altra per le misure di riflettanza spettrale (diffusa e bi-direzionale).

Tra gli ossidi di Fe, ematite (Hm) e goethite (Gt) sono i più abbondanti (Terribile e Colombo, 1996; Torrent, 1995). Pertanto, soltanto questi due minerali del ferro sono stati presi in considerazione.

Hm e Gt producono specifiche bande di assorbimento nel visibile (VIS, *Visible*: 400 – 700 nm) e nell'infrarosso vicino (NIR, *Near*

*Infrared*: 700 – 1300 nm) (Sherman e Waite, 1985), dovute a 3 singole transizioni elettroniche e ad una coppia di transizioni elettroniche. Nei suoli contenenti miscele di Hm e Gt (come nel nostro caso) le bande di assorbimento si sovrappongono, producendo picchi localizzati tra quelli dei due minerali presenti nella miscela (Madeira *et al.*, 1997).

### Analisi di laboratorio

I contenuti di Gt ed Hm sono stati determinati attraverso diffrazione differenziale ai raggi-X. È stato altresì determinato il contenuto di SO, per ossidazione con dicromato e rapportato ai contenuti di Hm e Gt, al fine di valutare l'influenza della prima sul comportamento spettrale intrinseco dei due ossidi di ferro.

### Misure spettroradiometriche

Una frazione di ciascun campione di suolo, setacciata a 2 mm, è stata sistemata in una capsula circolare nera, di 10 cm di diametro e 2 cm di profondità, ma non compressa, in modo da ottenere una superficie liscia, ed evitare, nel contempo, la riflessione speculare. Su ciascun campione è stata misurata la riflettanza, utilizzando uno spettroradiometro mod. ASD FieldSpec Pro 350-2500 nm. Questo strumento combina tre spettrometri operanti nell'intero spettro di lunghezza d'onda 350–2500 nm, con un intervallo di campionamento ( 1.5 nm, nella regione 350-1000 nm e di 2 nm nella regione 1000-2500 nm (ASD, 1995).

I campioni sono stati illuminati utilizzando due lampade alogene, posizionate nello stesso piano, ad una distanza di 30 cm dal campione, con una inclinazione di 45°. La distanza tra l'estremità del cavo di fibra ottica dello spettroradiometro ed il campione di suolo da analizzare è stato di circa 35 cm, consentendo, in tal modo, di misurare la radianza di un'area circolare di circa 15 cm di diametro. La radianza del target (suolo) è stata rapportata a quella di un pannello bianco di riferimento (spectralon), misurata nelle stesse condizioni del target stesso, per ottenere valori di riflettanza bidirezionale. Per ridurre il rumore strumentale casuale, su ciascun campione sono state realizzate quattro misure di riflettanza, ruotando, dopo ogni misura, il campione di 45°. I quattro spettri di riflettanza così ottenuti sono stati successivamente mediati e filtrati, utilizzando due volte, iterativamente, un



“5-points low-pass medium average filtering”. I procedimenti di acquisizione, mediazione e filtraggio e le successive trasformazioni degli spettri di riflettanza (vedi paragrafo successivo) sono stati realizzati utilizzando un software dedicato, denominato SPEX (Spectral Explorer) (Loercher, 1996, mod. Tosca e Leone), operante in ambiente IDL (Interactive Data Language).

### Misure spettrofotometriche

Le misure di riflettanza diffusa sono state realizzate su campioni di suolo secchi, finemente macinati, utilizzando uno spettrofotometro mod. Varian Cary 1E, equipaggiato con una sfera di integrazione, operante nell'intervallo di lunghezza d'onda 380-710 nm, con una risoluzione spettrale di 0.5 nm. Come bianco standard è stato utilizzato BaSO<sub>4</sub>. Come in precedenza, gli spettri sono stati filtrati, utilizzando due volte, iterativamente, un “5-points low-pass medium average filtering”.

### Parametrizzazione degli spettri – Convex-Hull quotient normalisation

La forma generalmente convessa delle curve di riflettanza nel VIS-NIR, rende difficile identificare e valutare le bande di assorbimento degli ossidi di Fe. Tuttavia, queste bande possono essere facilmente riconosciute e quantificate in termini di posizione, ampiezza, larghezza, asimmetria ed area se la forma convessa è normalizzata (de Jong, 1993; van der Meer, 1995; Leone e Sommer, 2000). Per effetto della normalizzazione, gli spettri sono portati allo stesso livello di riflettanza totale. In letteratura, i procedimenti di normalizzazione sono indicati come ‘convex-hull difference’ (e.s., Green e Craig, 1985; Grove *et al.*, 1992) o ‘convex-hull quotient’ (es., van der Meer, 1995). La tecnica della convex-hull (Fig.1) è analoga all’adattamento di un ‘elastico’ sullo spettro originale in modo da formare un continuum (o ‘hull’). La differenza tra la hull e lo spettro originale è sottratta da una costante (es., 100) per ottenere una ‘hull-difference’. Altrimenti, viene considerato il rapporto tra la hull e lo spettro originale ed il suo valore moltiplicato per 100, per ottenere una ‘hull-quotient’.

Nel nostro caso, gli spettri di riflettanza diffusa e bi-direzionale sono stati normalizzati utilizzando la tecnica della ‘convex-hull quotient’.

### Analisi statistica

Utilizzando l'analisi di correlazione lineare sono state studiate:

- le relazioni tra i parametri spettrali ottenuti dalla normalizzazione degli spettri di riflettanza diffusa e quelli ottenuti dalla normalizzazione degli spettri di riflettanza bi-direzionale;

- le relazioni tra i parametri spettrali, ottenuti dalla normalizzazione degli spettri di riflettanza diffusa e bi-direzionale, i contenuti di Hm e Gt ed i rapporti Hm/SO e Gt/SO

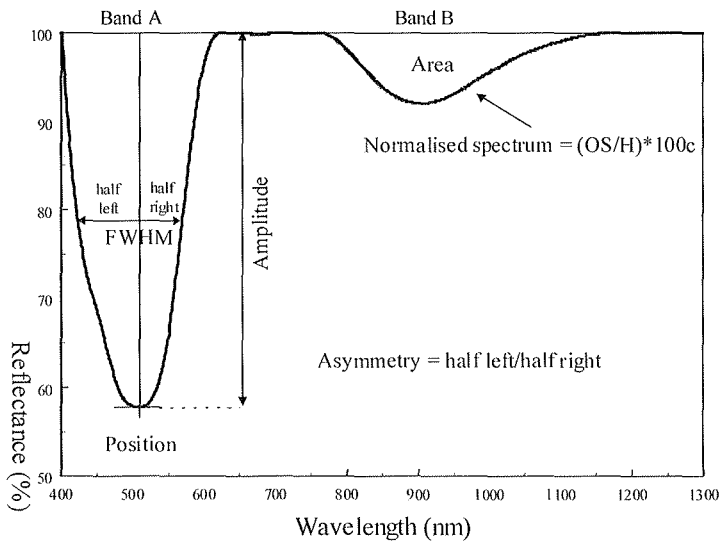


Figura 1. Parametrizzazione utilizzando la tecnica *Convex-Hull Quotient Normalisation*. FWHM = larghezza a metà altezza della banda

Figure 1. Spectra parameterisation using the *convex-hull normalisation technique*. FWHM = Full Width at Half Maximum

### Risultati e discussione

I risultati delle analisi chimiche e mineralogiche di laboratorio, hanno rilevato che i suoli esaminati presentano contenuti di SO variabili tra 1,0 e 8,6% (media, 2,90%) e contenuti di Hm e Gt variabili tra 1,50 e 7,00% (media: 3,16%) e tra 0,9 e 3,70% (media: 1,76%), rispettivamente.

La normalizzazione degli spettri, attraverso la tecnica della *convex-hull quotient*, ha portato alla identificazione di due bande principali indotte dalla presenza di ossidi di Fe:

- una banda nel VIS, centrata intorno ad un valore medio di 516 nm, denominata per semplicità, banda A, rilevata su entrambi i tipi di spettri (quelli di riflettanza diffusa e quelli di riflettanza bi-direzionale);

- una banda nel NIR, centrata intorno ad un valore medio di 900 nm, denominata banda B, rilevata sui soli spettri di riflettanza bi-direzionale, considerato che le misure di riflettanza diffusa sono state limitate all'intervallo spettrale 380 – 710 nm.

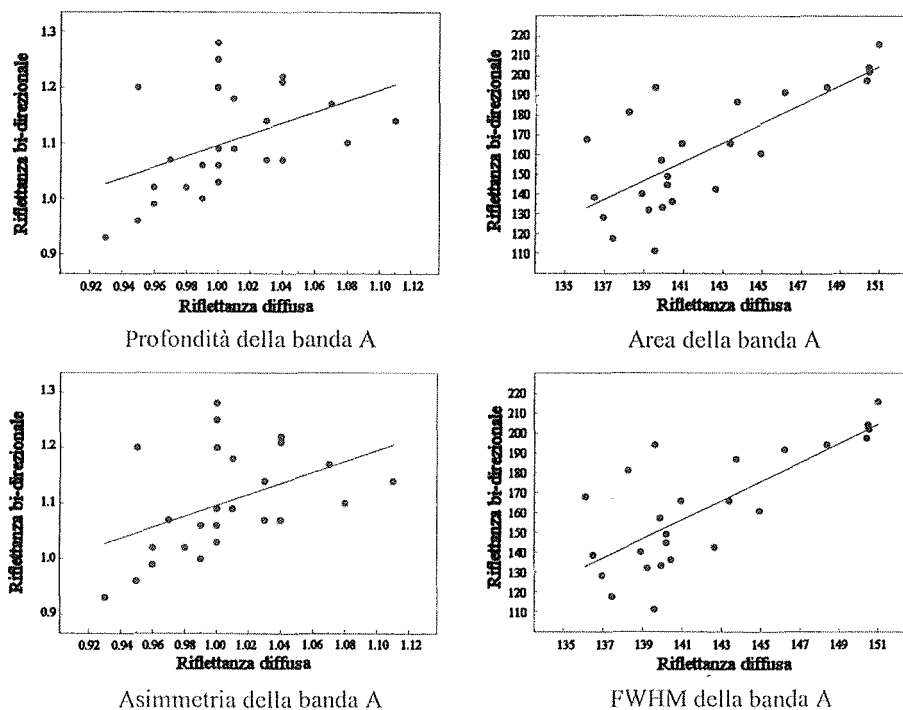


Figura 2. Relazioni tra parametri della banda A misurati sugli spettri normalizzati di riflettanza diffusa e bi-direzionale

Figure 2. Relationships between parameters of band A as measured from diffuse and bi-directional reflectance spectra

L'analisi statistica ha consentito di evidenziare correlazioni significative tra i parametri spettrali (profondità, area, larghezza e asimmetria) della banda A, misurati sugli spettri normalizzati di riflettanza diffusa e bi-direzionale. Tali correlazioni sono risultate particolarmente elevate per la "profondità" e l'"area" della banda A (Fig. 2).

Le relazioni più basse riguardanti l'asimmetria e la FWHM sono probabilmente attribuibili alla diversa risoluzione spettrale tra le misure di riflettanza diffusa (0,5 nm) e quelle di riflettanza bi-direzionale (1,5 – 2,0 nm).

Le relazioni tra i parametri spettrali ottenuti dalla normalizzazione degli spettri di riflettanza diffusa e bi-direzionale ed i contenuti di Hm e Gt (Tab. 1) hanno confermato i risultati di indagini preliminari precedentemente citate (Leone, 2000; Colombo *et al.*, 2001).

**Tabella 1.** Coefficienti di correlazione lineare ( $r$ ) tra parametri della Banda A (~ 516 nm), misurati sugli spettri normalizzati di riflettanza bi-direzionale e diffusa, contenuti di Hm e Gt e rapporti Hm/SO e Gt/SO

**Table 1.** Linear correlation coefficients ( $r$ ) between parameters of band A (~ 516 nm), as measured from bi-directional and diffuse normalised spectra, Hm and Gt contents and HM/OM and GT/OM ratios

<b>Banda A - Riflettanza bi-direzionale</b>				
	<b>Profondità</b>	<b>Area</b>	<b>Asimmetria</b>	<b>FWHM</b>
Hm	0,59**	0,58**	0,56**	0,52**
Gt	0,23	0,19	0,37	0,03
Hm/SO	<u>0,93**</u>	0,91**	0,73**	0,78**
Gt/SO	0,57**	0,56**	0,54**	0,34
<b>Banda A - Riflettanza diffusa</b>				
	<b>Profondità</b>	<b>Area</b>	<b>Asimmetria</b>	<b>FWHM</b>
Hm	0,59**	0,59**	0,68**	0,48**
Gt	0,31	0,28	0,49**	0,13
Hm/SO	<u>0,94**</u>	<u>0,94**</u>	0,56**	0,92**
Gt/SO	0,69**	0,67**	0,52**	0,60**

Hm = ematite, Gt = goethite, SO = sostanza organica. \*\*significativo a  $p \leq 0.001$ . In neretto e sottolineati i più elevati coefficienti di correlazione.

Hm = hematite, Gt = goethite, OM = organic matter. \*\* significant at  $p \leq 0.001$ . Bolded and underlined values correspond to the best relationships..

Per quanto riguarda la banda A, sono state osservate relazioni significative, ma moderate, tra i parametri spettrali (profondità, area, asimmetria, FWHM) ed i contenuti di Hm. Tuttavia, i valori dei coefficienti di correlazione sono aumentati considerevolmente quando, invece della sola Hm, è stato considerato il rapporto Hm/SO, evidenziando l'interferenza della SO sulla risposta spettrale dell'Hm. Le migliori relazioni hanno coinvolto la profondità e l'area della banda A ( $0,91 < r < 0,94$ ). Una sola relazione significativa, ma moderata ( $r = 0,49$ ), è stata, invece, trovata tra parametri della banda A ed Gt, riguardante, specificamente, l'asimmetria misurata sugli spettri normalizzati di riflettanza diffusa. Tutti i parametri della banda A, calcolati sia sugli spettri di riflettanza diffusa che bi-direzionale, hanno, tuttavia, mostrato correlazioni significative con il rapporto Gt/SO ( $0,56 < r < 0,69$ ), confermando l'influenza della SO sul comportamento spettrale intrinseco anche della Gt.

Le correlazioni tra i parametri della banda B, i contenuti di Hm e Gt ed i rapporti Hm/SO e Gt/SO (Tab. 2) sono risultate sostanzialmente comparabili con quelle riguardanti la banda A, precedentemente discusse. Questi risultati concordano, inoltre, con quelli recentemente ottenuti da Galvão e Vitorello (1998) e Demattê e Garcia (1999). I primi, studiando il ruolo della SO nell'attenuazione degli effetti del Fe sulla riflettanza spettrale di suoli tropicali, hanno evidenziato che, dopo la rimozione della SO l'ampiezza della banda di assorbimento intorno a 900 nm aumentava. I secondi, lavorando su suoli argillosi ricchi di Fe e SO, hanno osservato che la rimozione della SO favorisce la comparsa di una ben definita concavità nel NIR, dovuta ad ossidi di Fe cristallini (Hm e Gt).

**Tabella 2.** Coefficienti di correlazione lineare (r) tra parametri della Banda B (~ 900 nm), misurati sugli spettri normalizzati di riflettanza bi-direzionale, contenuti di Hm e Gt e rapporti Hm/SO e Gt/SO

**Table 2.** Linear correlation coefficients (r) between parameters of band B (~ 900 nm), as measured from bi-directional normalised spectra, Hm and Gt contents and HM/OM and GT/OM ratios

<b>Banda B - Riflettanza bi-direzionale</b>				
	<b>Profondità</b>	<b>Area</b>	<b>Asimmetria</b>	<b>FWHM</b>
Hm	0,56**	0,59**	-0,25	0,33
Gt	0,21	0,22	-0,25	0,16
Hm/SO	<u>0,95**</u>	0,94**	-0,71**	0,84**
Gt/SO	0,60**	0,58**	-0,62**	0,58**

Hm = ematite, Gt = goethite, SO = Sostanza Organica. \*\*significativo a  $p \leq 0.001$ . In neretto e sottolineati i più elevati coefficienti di correlazione.

Hm = hmatite, Gt = goethite, OM = organic matter. \*\* significant at  $p \leq 0.001$ . Bolded and underlined values correspond to the best relationships.

## **Conclusioni**

Lo studio realizzato ha evidenziato una sostanziale equivalenza tra i due metodi confrontati, quello della spettrometria della riflettanza diffusa e quello della spettrometria della riflettanza bi-direzionale, nella caratterizzazione degli ossidi di Fe. Esso ha altresì confermato l'influenza della SO sulla risposta spettrale intrinseca dell' Hm e della Gt. Tale risultato necessita, tuttavia, di essere ulteriormente verificato, lavorando su suoli caratterizzati da un più ampio intervallo di variazione dei contenuti Hm e Gt, rispetto a quello del campione considerato nel presente studio. Per quanto specificamente attiene la spettrometria della riflettanza bi-direzionale, lo sviluppo ulteriore della ricerca prevede il confronto tra misure di laboratorio e misure realizzate in pieno campo, su superfici indisturbate. I risultati ottenu-

ti, potranno fornire utili indicazioni non solo per l'applicazione di questa tecnica alla pedologia classica, ma anche per l'utilizzazione di immagini iperspettrali telerilevate da sistemi aerei e satellitari.

### **Bibliografia**

- ASD (Analytical Spectral Devices). – 1995. Technical Guide. Bolder, CO.
- BÉDIDI A., CERVELLE B. – 1996. Mesures spectrophotométriques de laboratoire. *Photo-Interprétation*. 2: 9-33.
- BORGARD O. – 1988. Phase identification by selective dissolution techniques. In: *Iron in (ours) soils and clay minerals*, pp. 83-98. eds J.W. Stucki et al. Reidel Publishing Co., Dordrecht.
- BRASSET T. – 1995. Etude par spectroscopie en réflectance diffuse (visible et proche infrarouge) de la transformation de l'héritage ferrallitique en Basse-Casamance (Senegal). *These de Doctorat de l'Université Denis Diderot*. Paris VII, Paris.
- COLOMBO C., LEONE A.P., TERRIBILE F. – 2001. Applicazione della riflettanza bi-direzionale allo studio degli ossidi di ferro nelle Terre Rosse. *Boll. Soc. It. Scienza Suolo. Suppl. al n. 50, Numero speciale*. 55-63.
- COLOMBO C., TERRIBILE F. – 1994. Weathering relationships between glauconite, aluminous illite and iron oxides in Terra Rossa of southern Italy. In: *Proc. 15th World Congress of Soil Science*, Acapulco, Mexico. July 1994, Commission VII, pp 49-66
- COLOMBO C., TORRENT J. – 1991. Relationships between aggregation and iron oxides in Terra Rossa soils from southern Italy. *Catena*, 1: 51-59.
- CORNELL R.M., SCHWERTMANN U. – 1996. The iron oxides: structure, properties, reactions, occurrence and uses. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- DE JONG S. – 1993. Applications of reflective remote sensing for land degradation studies in a Mediterranean environment. *Ph.D. Thesis*, Utrecht: Faculteit der Ruimtelijke Wetenschappen, Universiteit Utrecht, Nederland.
- DEERING D.W. – 1989. Field measurements of bi-directional reflectance. In: *Theory and Applications of optical remote sensing*, ed. G. Asrar, Wiley, New York, 14-65.
- DEMATTÉ J.A., GARCIA G.J. – 1999. Alteration of soil properties through a weathering sequence as evaluated by spectral reflectance. *Soil Science Society of American Journal*. 63: 327-342.
- ESCADAFAL R. – 1993. Remote sensing of soil colour: principles and applications. *Remote Sensing Reviews*. 7: 261-279.
- ESCADAFAL R. – 1994. Soil spectral properties and their relationships with environmental parameters Examples from arid regions. In: *Imaging Spectrometry - a tool for Environmental Observations*, eds. J. Hill & J. Mégier, Kluwer Academic Publishers, Amsterdam. 71-87
- FERNANDEZ R.N., SCHULTZE D.G. – 1987. Calculation of soil colour from reflectance spectra. *Soil Science Society of American Journal*. 51: 1277-1282.
- GALVÃO, L.S., VITORELLO, I. & PARADELLA, W.R. 1997. Spectroradiometric discrimination of laterites with principal components analysis and additive modeling. *Remote Sensing of Environments*, 53, 70-74.
- GALVÃO L.S., VITORELLO I. – 1998. Role of organic matter in obliterating the effects of iron on spectral reflectance and colour of Brazilian tropical soils. *International Journal of Remote Sensing*. 10: 1969-1979.
- GREEN A.A., GRAIG M.D. – 1985. Analysis of aircraft spectrometer data with logarithmic residuals. In: *Proc. Airborne Imaging Spectroscopy Workshop*. 8-10 April, JPL-Public. 85-41, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, California. 111-119
- GROVE C.I., HOOK S.J., PAYLOR II E.D. – 1992. Laboratory reflectance spectra of 160 minerals, 0.4 to 2.5 micrometers. *JPL-Public*. 92-2, Pasadena, California. pp 406.
- LEONE A.P. – 2000. Bi-directional reflectance spectroscopy of Fe-oxides minerals in Mediterranean Terra Rossa soils: a methodological approach. *Agricoltura Mediterranea*. 130: 144-154.

- LEONE A.P., SOMMER S. – 2000. Multivariate analysis of laboratory spectra for assessment of soil development and soil degradation in southern Apennines (Italy). *Remote Sensing of Environment*. 72: 346-359
- LOERCHER G. – 1996. Investigation of Data Processing Model for Integrating Hyperspectral Data Sets into GIS. In *Proc. Second International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*, San Francisco, California, 24-27 June 1996. Vol. 3, 112-117.
- MADEIRA J., BÉDIDI A., POUGET J., CERVELLE B., FLAY N. – 1997. Spectrometric indices (visible) of hematite and goethite contents in lateritic soils. Application to a TM image for soil mapping of Brasilia area. *International Journal of Remote Sensing*. 13: 2835-2852.
- MALENGREAU N., MULLER J.P., CALSA G. – 1994. Fe-speciation in kaolins: a diffuse reflectance study. *Clays and Clay Minerals*. 42: 137-147
- MALENGREAU N., BÉDIDI A., MULLER J.P., HERBILLON A.J. – 1996. Spectroscopic control of iron oxide dissolution in two ferrallitic soils. *European Journal of Soil Science*. 47: 13-20.
- MILTON E.J. – 1987. Principles of field spectroscopy. *International Journal of Remote Sensing*. 12: 1807-1827.
- MURAD E. – 1988. Properties and behaviour of iron oxides as determined by Mössbauer spectroscopy. In: *Iron in (ours) soils and clay minerals*. eds J.W. Stucki et al. Reidel Publishing Co., Dordrecht. 309-350
- SCHEINOST A.C., CHAVERNAS A., BARRÓN V., TORRENT J. – 1998. Use and limitations of second-derivative diffuse reflectance spectroscopy in the visible to near-infrared range to identify and quantify Fe oxide minerals in soils. *Clays and Clay Minerals*. 5: 528-36.
- SCHEINOST A.C., SCHWERTMANN U. – 1999. Colour identification of iron oxides and hydroxysulfates: use and limitations. *Soil Science Society of American Journal*. 63: 1463-1471.
- SHERMAN D.M., WAITE T.D. – 1985. Electronic spectra of Fe<sup>3+</sup> oxides and oxide hydroxides in the near IR to near UV. *American Mineralogist*. 70: 1262-1269.
- SCHULZE D.G. – 1981. Identification of some iron oxide minerals by differential X-ray diffraction. *Soil Science Society of American Journal*. 45: 437-440.
- SCHWERTMANN U. – 1988. Some properties of soil and synthetic iron oxides. In: *Iron in (ours) soils and clay minerals*, ed. J.W. Stucki et al., Reidel Publishing Co., Dordrecht, 203-250.
- TERRIBILE F., COLOMBO C. – 1996. Red Mediterranean soils: impact of land use. In: *Atti del VII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, eds. A. Virzo de Santo et al. Napoli, 11-14 Settembre 1996. 229-233
- TORRENT J. – 1995. Genesis and properties of the soils of the Mediterranean regions. Università degli Studi di Napoli Federico II, Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie.
- VAN DER MEER F. – 1995. Imaging spectrometry and Ronda peridotites. *PhD Thesis*, University of Wageningen, NL.





## IMPIEGO DELLA MICROSCOPIA NEGLI STUDI DI BIOALTERAZIONE: I LICHENI DELL'ETNA (SICILIA)

Simona Vingiani, Paola Adamo, Fabio Terribile

Dipartimento di Scienze del Suolo, della Pianta e dell'Ambiente, Università di Napoli Federico II  
Via Università, 100 – 80055 Portici (NA)

### Abstract

The weathering action of the lichens *Lecidea fuscoatra* (L.) Ach. and *Stereocaulon vesuvianum* Pers. on basaltic rock collected on the slopes of Mt. Etna (Sicily) at 1550 m a.s.l. has been studied using optical (OM) and electron (SEM) microscopy equipped with microanalytical device (EDS). The frequency of various materials within the lichen-rock interface visible in thin section has been evaluated by the point counting technique. Specifically, the first 5 mm of interface were found to be formed by the unweathered rock (20-75%), by the lichens (7-30%), by brownish sandy (10-15%) or reddish brown silty (3-15%) materials mainly in medium-size pores and vesicles, by reddish brown coatings in fine pores (3-15%), by black films on rock surface (1-4%). Microprobe analysis revealed the complexity and variability of the interface constituents. Chemical elements were divided into two groups, respectively positively (Al, Si, Mg e Ti) and negatively (Na, K, Ca, Mn, Cu e Zn) correlated with Fe. For every interface constituent a weathering coefficient (WC) was calculated from the ratio (Fe, Al, Si, Mg, Ti)/(Na, K, Ca, Mn, Cu, Zn). WC value of the brown sandy material (1.6-2.1) was very close to that of the unweathered rock (1.6-2.3). By the contrary higher WC values (2.0-6.8) characterised the weathering materials of finer granulometry and those found in contact with lichen thalli. The chemical and micromorphological properties of the various materials found at the lichen-rock interface indicated they consist of fragments of the lithic surfaces immediately below the lichens or eroded from the surroundings undergone to successive lichen-induced action of weathering. Results show how lichens play a major role in soil formation acting as binders of unconsolidated mineral particles and so preventing erosion from taking place.

### Riassunto

È stato condotto uno studio finalizzato all'accertamento ed alla caratterizzazione dei processi di bioalterazione operati dall'associazione dei licheni *Lecidea fuscoatra* (L.) Ach. e *Stereocaulon vesuvianum* Pers. su un basalto delle colate laviche del XX secolo ubicate sulle pendici dell'Etna (Sicilia), ad un'altitudine di 1550 m s.l.m. Le indagini sono state condotte con l'impiego della microscopia ottica (OM) ed elettronica a scansione (SEM),

associata all'uso della microanalisi (EDS). La metodologia *point counting* ha consentito la definizione della frequenza con la quale i diversi materiali presenti nella zona di interfaccia roccia basaltica-lichene risultano visibili e quantificabili in sezione sottile. In particolare, i primi 5 mm di spessore della superficie di contatto sono risultati costituiti in ordine di frequenza percentuale decrescente: i) dalla roccia non alterata (20-75%), ii) dai tessuti dei licheni *L. fuscoatra* e *S. vesuvianum* (7-30%), iii) da materiali di colore bruno, sabbioso (10-15%) e bruno-rossastro, limoso (3-15%) presenti in pori medi e fessure, iv) da *coatings* bruno-rossastre in pori di piccole dimensioni (3-15%), v) da pellicole nere sulla superficie della roccia (1-4%). I risultati della microanalisi hanno evidenziato l'estrema complessità e variabilità di questo ambiente di alterazione. Sono stati distinti due gruppi di elementi correlati positivamente (Al, Si, Mg e Ti) e negativamente (Na, K, Ca, Mn, Cu e Zn) con il ferro. Per ciascuno dei materiali presenti all'interfaccia roccia-lichene è stato calcolato un Coefficiente di Alterazione (CA) sulla base del rapporto  $(Fe, Al, Si, Mg, Ti)/(Na, K, Ca, Mn, Cu, Zn)$ .

Il valore del CA del materiale sabbioso di colore bruno (1.6-2.1) è risultato molto simile a quello della roccia non alterata (1.6-2.3), mentre quello dei materiali più fini ed a contatto con i talli lichenici ha evidenziato valori più elevati rispetto a quelli della matrice litologica (2.0-6.8). Le caratteristiche chimiche e micromorfologiche dei materiali stratificati all'interno di cavità e fessure della roccia basaltica e la presenza di pellicole nei pori costituiscono indicazione di processo di pedogenesi in atto nel quale risulterebbero coinvolti costituenti disgregati, alterati, erosi e trasportati nel tempo da formazioni rocciose di zone a monte dell'area presa in esame. I risultati conseguiti hanno messo in evidenza che i licheni possono svolgere ruolo importante nel trattenere lo sfaticcio roccioso preservandolo da possibili fenomeni di dilavamento, consentendo, in tal modo, la formazione di un sottile sedimento nel quale comunità vegetali più esigenti possono trovare condizioni favorevoli di sviluppo.

## **Introduzione**

La zona di contatto matrici litologiche-licheni rappresenta un ambiente semplificato per lo studio dei meccanismi di bioalterazione dei minerali. Processi che definiscono, in molti casi, le fasi iniziali del processo di pedogenesi (Syers e Iskandar, 1973; Jones e Wilson, 1985; Adamo e Violante, 1989, 1991; Adamo *et al.*, 1993, 1997). I più importanti meccanismi coinvolti nell'alterazione biogeofisica dei substrati minerali ad opera dei licheni sono da riferire alla penetrazione delle rizine e all'espansione e contrazione del tallo (Ascaso e Wierzycho $\alpha$ , 1995). I principali processi responsabili dell'alterazione biogeochimica della matrice litologica possono essere attribuiti, prevalentemente, all'attività dell'anidride carbonica, prodotta nel corso della respirazione, degli acidi di natura polifenolica, noti col nome di "acidi lichenici", rilasciati dai licheni, e dell'acido os-

salico secreto dal fungo bionte.

L'accumulo di suoli primitivi o litomorfici al di sotto di licheni sassicoli ha diverse conseguenze significative per la successiva colonizzazione di specie vegetali più evolute. I nutrienti, in particolare P, S, Mg, Ca e K, considerati elementi essenziali per la nutrizione delle piante che possono insediarsi dopo i licheni, vengono accumulati in una forma disponibile o potenzialmente disponibile (Syers, 1964; Jacks, 1965). L'incremento della capacità di scambio favorisce la ritenzione di cationi ed anioni riducendone le perdite per dilavamento. La capacità di trattenere acqua aumenta con il procedere dall'accumulo di materiale organo-minerale, creando un ambiente più favorevole per lo sviluppo di muschi e piante superiori.

Un sostanziale progresso nello studio dei processi di bioalterazione è stato possibile negli anni recenti in seguito all'utilizzo di moderni e sempre più sofisticati metodi analitici, microscopici e submicroscopici. In particolare, le osservazioni delle superfici di campioni di roccia colonizzata da licheni e le indagini micromorfologiche condotte su sezioni sottili ed ultrasottili di campioni indisturbati inglobati in resina, condotte con l'impiego della microscopia ottica (OM) ed elettronica (SEM/TEM), equipaggiata con rivelatore per gli elettroni retrodiffusi (*backscattered*) e microanalisi (EDS), la diffrattometria a raggi-X (XRD) e la spettrometria FT-IR hanno consentito lo studio della zona di contatto roccia-lichene, mostrandone complessità ed unicità (Adamo e Violante, 2000) ed hanno rivelato la natura e la composizione dei prodotti secondari presenti all'interfaccia o all'interno dello stesso tallo lichenico (Jones e Wilson, 1985; Jones *et al.*, 1981; Nimis e Tretiach, 1995).

Scopo del lavoro è stato l'accertamento e la caratterizzazione dei processi di bioalterazione operati dai licheni *Lecidea fuscoatra* (L.) Ach. e *Stereocaulon vesuvianum* Pers. su un basalto delle colate laviche del XX secolo ubicate alle pendici dell'Etna (Sicilia), ad un'altitudine di 1550 m s.l.m, mediante l'impiego di tecniche di micromorfologia, della microscopia ottica (OM) ed elettronica a scansione (SEM), associata all'uso della microanalisi (EDS).

### Materiali e Metodi

Campioni di roccia basaltica colonizzata dall'associazione dei licheni *Lecidea fuscoatra* (L.) Ach., crostoso, e *Stereocaulon vesuvianum* Pers., fruticoso, sono stati raccolti sulle colate laviche del XX secolo ubicate alle pendici dell'Etna (Sicilia), ad un'altitudine di 1550 m s.l.m. Il contenuto totale di Si, Ti, Al, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K e P nella roccia è stato de-

terminato mediante XRF secondo il metodo proposto da Norrish e Hutton (1969). Al fine di studiare *in situ* l'interfaccia roccia-licheni, dai campioni, inclusi in resina poliestere (Crystic), sono state preparate sezioni sottili di grande formato (5x10 cm) secondo il metodo indicato da FitzPatrick (1970).

Sulle sezioni sottili sono state condotte osservazioni al microscopio ottico ed è stata effettuata un'indagine di tipo semiquantitativo (*point counting*) per definire la frequenza con la quale i diversi materiali presenti nella zona di interfaccia roccia basaltica-lichene risultano visibili e quantificabili. Sovrapponendo alle zone di interesse un retino a maglia quadrata di 1 x 1 cm di lato, ulteriormente suddiviso in piccole maglie da 1 x 1 mm, si è proceduto al conteggio dei materiali individuati nei nodi delle maglie. Il point counting è stato effettuato nei primi 5 mm di spessore della roccia. Per ciascuna sezione sono stati effettuati circa 50 conteggi. Su aree selezionate delle sezioni sottili, fissate su supporti di alluminio e ricoperte con carbone, sono state condotte osservazioni al microscopio elettronico a scansione (SEM) ed indagini microanalitiche (EDS) mediante l'impiego di un Cambridge Stereoscan 250 Mk2 fornito di analizzatore EDS Link System AN 1000.

Allo scopo di identificare possibili correlazioni tra gli elementi che definiscono la composizione chimica della roccia, dei talli di *Lecidea fuscoatra* e *Stereocaulon vesuvianum*, dei diversi materiali a contatto e al di sotto dei talli, i valori delle concentrazioni degli elementi determinati mediante microanalisi (EDS) sono stati sottoposti ad analisi statistica. In particolare, è stata definita una matrice di correlazione sulla base della quale gli elementi sono stati distinti nei due gruppi [Al, Si, Mg, Ti] e [Na, K, Ca, Mn, Cu, Zn] rispettivamente correlati positivamente e negativamente con il ferro. Per ciascuno dei materiali è stato poi calcolato un Coefficiente di Alterazione (CA), valido alla scala dei micrositi, sulla base del rapporto:

$$\text{C.A.} = \frac{\text{Fe, Al, Si, Mg, Ti}}{\text{Na, K, Ca, Mn, Cu, Zn}}$$

## **Risultati e discussione**

### **Caratteristiche della roccia**

Si tratta di un basalto alcalino, di tipo hawaiiitico ricco di plagioclasti, della serie delle rocce sottosature, caratterizzato da una struttura porfirica. La composizione chimica della roccia, determinata mediante XRF e riportata in tabella 1, è stata confrontata con quella delle colate laviche re-

centi dell'Etna. Il contenuto degli elementi Si, Ti, Al, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K e P misurato nei campioni oggetto di studio è risultato molto simile a quello riportato in letteratura (Cristofolini *et al.*, 1984).

Tabella 1. Composizione chimica percentuale determinata mediante XRF del substrato roccioso

SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
48.9	1.6	17.4	11.3	0.2	5.3	10.3	4.0	1.5	0.6

Le osservazioni al microscopio ottico delle sezioni sottili hanno messo in evidenza che la roccia oggetto di studio è composta prevalentemente da una massa di fondo microcristallina, all'interno della quale sono presenti:

- abbondanti fenocristalli idiomorfi e microfenocristalli di plagioclasio calcico, con la composizione della bytownite (An<sub>75-80</sub>), aventi dimensioni superiori ai 5 mm. In questi cristalli si distinguono inclusioni vetrose e criptocristalline

- cristalli idiomorfi di augite, aventi dimensioni di 2 mm circa, di colore verde pallido o giallo verdastro e senza apparente pleocroismo. Talvolta i cristalli sono frammentati e caratterizzati da margini arrotondati. I fenocristalli di augite contengono, generalmente, microcristalli di plagioclasio, magnetite ed olivina, che possono raggiungere la dimensione di 0.5 mm

- cristalli di olivina, crisolitica e ialosideritica, caratterizzati da margini corrosi ed arrotondati, non sono molto abbondanti (3-4% in volume) e frequentemente formano aggregati di sola olivina o di olivina associata ad augite.

#### Analisi microscopica (OM) e submicroscopica (SEM) con microanalisi (EDS) della zona di contatto roccia-licheni

Le osservazioni al microscopio ottico in luce piana polarizzata (PPL) delle sezioni sottili hanno consentito di distinguere nella zona di contatto roccia-licheni una notevole disgregazione dei costituenti litici con accumulo di materiali diversi per granulometria, colore e caratteristiche morfologiche (Tabella 2). Allo scopo di accertare la composizione chimica dei diversi materiali presenti in questa zona, sono state condotte circa 150 microanalisi con l'impiego della microsonda elettronica (EDS). I risultati analitici hanno evidenziato l'estrema complessità e variabilità di questo ambiente di alterazione (Tabella 2).

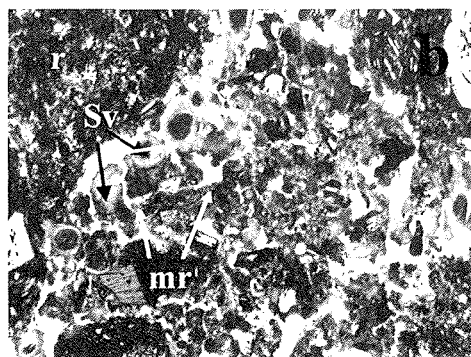
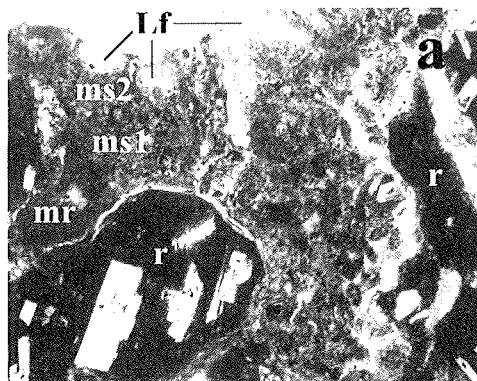
**Tabella 2.** Composizione chimica percentuale (media e valore minimo-massimo) determinata mediante microanalisi (EDS), dei materiali presenti nei primi 5 mm di spessore della zona di contatto roccia-licheni

	Si	Ti	Al	Fe	Mn	Mg	Ca	Na	K	Cu	Zn
Roccia non alterata	42,4 (40,4-45,6)	0,8 (0,0-1,8)	12,7 (9,9-16,7)	8,0 (1,9-11,7)	0,2 (0,0-0,8)	1,7 (0,0-4,8)	17,6 (11,3-28,0)	3,1 (1,0-4,0)	13,3 (6,4-19,2)	0,1 (0,0-0,9)	0,0 (0,0-0,1)
Tessuti di <i>L. fuscoatra</i>	5,6 (5,1-6,0)	0,0	6,0 (5,3-7,0)	0,4 (0,3-0,6)	0,0	8,1 (6,5-9,5)	31,9 (29,6-35,7)	6,6 (5,0-8,5)	40,8 (30,7-50,9)	0,7 (0,5-0,9)	0,0
Tessuti di <i>S. vesuvianum</i>	20,8 (18,7-22,9)	0,0 (0,0-0,1)	11,0 (9,0-13,4)	7,3 (5,5-9,0)	1,7 (0,8-2,5)	14,0 (12,0-16,5)	2,9 (2,0-3,8)	13,1 (11,2-15,0)	24,6 (22,0-27,8)	4,6 (4,0-5,5)	0,0 (0,0-0,1)
Materiale, bruno sabbioso, presente in pori medi e fessure	39,9 (38,0-42,4)	0,8 (0,0-1,5)	10,6 (8,6-11,5)	11,0 (9,9-12,9)	0,3 (0,0-0,7)	3,2 (2,9-3,9)	16,1 (11,9-20,2)	2,6 (1,9-4,3)	14,6 (11,7-17,0)	0,3 (0,0-1,6)	0,6 (0,0-1,3)
Materiale, bruno sabbioso, a contatto con <i>L. fuscoatra</i>	40,3 (36,1-45,3)	1,3 (0,8-2,1)	10,1 (8,3-11,9)	17,1 (9,5-21,8)	0,0 (0,0-0,2)	1,9 (1,0-3,7)	10,4 (0,7-15,0)	2,2 (1,4-3,3)	16,4 (13,5-18,9)	0,0	0,2 (0,0-0,6)
Materiale bruno-rossastro, limoso, presente in pori medi e fessure	46,6 (41,7-51,7)	1,6 (0,9-2,9)	13,1 (11,6-15,1)	13,8 (9,9-17,0)	0,1 (0,0-0,4)	2,3 (1,3-3,0)	7,1 (1,4-12,0)	2,3 (1,3-3,3)	13,1 (11,2-17,1)	0,1 (0,0-0,6)	0,1 (0,0-0,4)
Materiale bruno-rossastro, limoso, a contatto con <i>S. vesuvianum</i>	48,2 (42,2-62,7)	0,7 (0,0-1,4)	12,8 (10,5-17,2)	12,4 (9,4-17,8)	0,1 (0,0-0,6)	2,5 (1,4-4,0)	8,4 (4,1-15,1)	1,3 (0,0-3,3)	12,9 (5,7-18,9)	0,4 (0,0-1,8)	0,2 (0,0-1,0)
Coatings bruno-rossastre presenti in pori di piccole dimensioni	44,3 (36,4-49,9)	1,1 (0,6-1,8)	13,7 (10,5-17,4)	14,2 (7,9-19,8)	0,1 (0,0-0,5)	3,2 (0,7-11,1)	6,3 (0,8-13,0)	2,1 (1,2-4,7)	14,8 (9,2-19,3)	0,0 (0,0-0,2)	0,1 (0,0-1,3)
Pellicole nere distribuite sulla superficie della roccia	53,7 (43,8-60,5)	0,6 (0,0-0,9)	9,8 (7,6-11,2)	11,8 (8,0-16,8)	0,0	1,7 (1,2-2,2)	8,3 (4,1-12,7)	0,9 (0,0-1,9)	13,2 (12,3-13,9)	0,0	0,0

All'interno di molte cavità presenti nei campioni di roccia basaltica colonizzata dai due licheni sono risultati presenti materiali di colore bruno sabbiosi e bruno-rossastro limosi a struttura sedimentaria spesso caratterizzata da gradazione inversa (fini in basso e grossolani in alto) (Figura 1a e b). La microanalisi di tali materiali ha evidenziato differenze nei contenuti di Si, Ti, Al e Fe e di Mn, Mg, Ca, Na e K che sono risultati, rispettivamente più bassi e più alti nel materiale di colore bruno sabbioso rispetto a quello bruno-rossastro limoso.

Al di sotto del tallo di *L. fuscoatra* la composizione chimica del materiale bruno sabbioso a contatto con il lichene è risultata caratterizzata da un contenuto di Fe e K più elevato e di Ca e Mg più basso rispetto a quello accertato nel materiale non a contatto (Figura 1a).

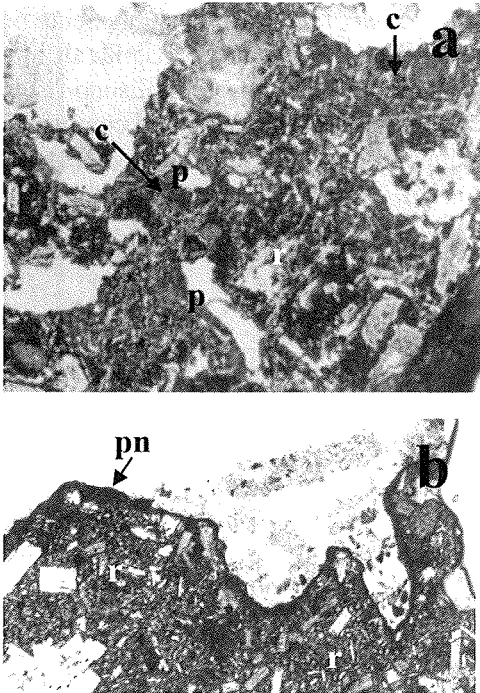
Le ife del tallo di *S. vesuvianum*, presenti prevalentemente nella zona di superficie della roccia, ma in alcuni punti anche inserite all'interno di pori e fessure fino ad una profondità di circa 10-15 mm, sono risultate sempre circondate da materiale bruno-rossastro limoso la cui composizione chimica non differisce sostanzialmente da quella dello stesso materiale non a contatto con il lichene (Figura 1b).



**Figura 1.**

Micrografie al microscopio ottico (PPL) della zona di contatto (a) roccia basaltica - *Lecidea fuscoatra* (CM 4.6 mm) e (b) roccia basaltica - *Stereocaulon vesuvianum* (CM 6.6 mm). r= roccia, Lf= *Lecidea fuscoatra*, Sv= *Stereocaulon vesuvianum*, ms1= materiale bruno sabbioso, ms2 = materiale bruno sabbioso a contatto con il tallo di *L. fuscoatra*, mr= materiale bruno-rossastro a contatto con il tallo di *S. vesuvianum*

Numerose zone di superficie di campioni di roccia basaltica sono, inoltre, apparse caratterizzate dalla presenza di un materiale di colore bruno-rossastro rinvenuto i) sotto forma di pellicole all'interno di pori (Figura 2a), ii) come riempimento di piccole cavità superficiali, o iii) in frammenti isolati, inglobati in una matrice molto eterogenea e poco coerente, costituita da fenocristalli e microfenocristalli di plagioclasio calcico e clinopirosseno, da vetro vulcanico e da piccoli frammenti di colore rosso intenso, costituiti probabilmente da ossidi di Fe. In particolare, le pellicole bruno-rossastre accertate nei pori sono apparse stratificate, con tessitura sempre più fine e colorazione più bruna passando dalla roccia verso il lume dei pori. Nelle pellicole bruno rossastre è stato misurato contenuto di Fe e di K più elevato e di Ca più basso di quello determinato nelle zone circostanti e nella roccia.



**Figura 2.**

Micrografie al microscopio ottico (PPL) (a) della zona di contatto roccia basaltica – licheni in cui sono evidenti *coatings* bruno-rossastre (CM 14 mm) e (b) della zona di superficie della roccia in cui sono evidenti pellicole di colore nero (CM 4.6 mm). r= roccia, c= *coatings* bruno-rossastre, p= poro, pn= pellicole nere

In alcuni campioni la superficie esterna della roccia basaltica si è presentata ricoperta da una sottile pellicola continua, di spessore poco variabile, limoso-grossolana e di colore nero (Figura 2b). Lo stesso materiale è risultato presente come ricoprimento e parziale riempimento di piccole cavità superficiali della roccia. La microanalisi ha consentito l'accertamento di Si e Ca più elevato e di K più basso nelle parti prossime alle pellicole nere e nelle pellicole stesse, rispetto a quello misurato nella roccia circostante.



La composizione chimica percentuale della roccia non alterata definita con l'impiego della microsonda EDS ( $\text{SiO}_2$  39.3;  $\text{TiO}_2$  0.6;  $\text{Al}_2\text{O}_3$  20.9;  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  9.9;  $\text{MgO}$  1.2;  $\text{CaO}$  10.7;  $\text{Na}_2\text{O}$  3.6;  $\text{K}_2\text{O}$  13.9) è risultata caratterizzata da valori significativamente più elevati di K e più bassi di Mg rispetto alla composizione accertata mediante XRF e riportata in Tabella 1.

### Point counting

L'utilizzo di questa metodologia di tipo semiquantitativo ha consentito di evidenziare in sezione sottile la frequenza con la quale i diversi materiali sono presenti nella zona di interfaccia roccia basaltica-lichene (Tabella 3). Sulla base dei risultati del point counting, i primi 5 mm di spessore della zona di contatto roccia basaltica-lichene sono risultati costituiti in ordine di frequenza percentuale decrescente: i) dalla roccia non alterata (20-75%), ii) dai tessuti dei licheni *L. fuscoatra* e *S. vesuvianum* (7-30%), iii) da materiali di colore bruno, sabbioso (10-15%) e bruno-rossastro, limoso (3-15%) presenti in pori medi e fessure, iv) da *coatings* bruno-rossastre in pori di piccole dimensioni (3-15%), v) da pellicole nere sulla superficie della roccia (1-4%).

Tabella 3. Frequenza percentuale e valore medio, massimo e minimo del Coefficiente di Alterazione (CA) dei materiali presenti nei primi 5 mm di spessore della zona di contatto roccia-licheni

	Frequenza	CA
Roccia non alterata	20-75	1.9 (1.6-2.3)
Tessuti di <i>Lecidea fuscoatra</i>	7-30	0.3 (0.2-0.3)
Tessuti di <i>Stereocaulon vesuvianum</i>	7-30	1.1 (1.0-1.3)
Materiale bruno, sabbioso, presente in pori medi e fessure	10-15	1.9 (1.6-2.1)
Materiale bruno, sabbioso, a contatto con <i>L. fuscoatra</i>	7-30	2.5 (2.0-3.7)
Materiale bruno-rossastro, limoso, presente in pori medi e fessure	3-15	3.4 (2.6-4.1)
Materiale bruno-rossastro, limoso, a contatto con <i>S. vesuvianum</i>	8-10	3.3 (2.3-6.8)
<i>Coatings</i> bruno-rossastre presenti in pori di piccole dimensioni	3-15	3.3 (2.5-3.7)
Pellicole nere distribuite sulla superficie della roccia	1-4	3.6 (2.6-4.6)

### Analisi statistica

Tutti i materiali analizzati, ad eccezione dei tessuti di *Lecidea fuscoatra*, presentano valori del Coefficiente di Alterazione più elevati rispetto a quello della roccia basaltica non alterata (Tabella 3). Il valore del CA del materiale di colore bruno, sabbioso (1.6-2.1) è risultato molto simile

a quello della roccia (1.6-2.3), indicando una forte similarità tra i due materiali. Al contrario, lo stesso materiale a contatto con il tallo di *L. fuscoatra* ed i materiali bruno-rossastri caratterizzati da una granulometria più fine, sono risultati differenti dal substrato roccioso evidenziando valori del CA compresi tra 2.0 e 6.8. I valori più elevati del CA sono stati misurati nel materiale bruno-rossastro, limoso che sulla superficie della roccia o in pori e fessure circonda le ife del tallo di *S. vesuvianum*. Anche le pellicole nere mostrano un valore del CA (2.6-4.6) superiore a quello della roccia basaltica. L'accumulo di calcio nei tessuti di *L. fuscoatra* sotto forma di ossalati di calcio, evidenziato dall'analisi diffrattometrica a raggi X del tallo (dati non presentati), ha portato a calcolare valore del CA particolarmente basso (0.2-0.3) per i tessuti del lichene.

In numerosi studi di bioalterazione, in particolare di substrati granitici e rocce sedimentarie, caratterizzate dalla presenza di feldspati e cloriti, frequente è l'accertamento di differenze di composizione chimica tra la roccia non alterata e la roccia colonizzata da licheni (Ascaso e Galvan, 1976; Kerr e Zavada, 1989). E' noto che i metalli alcalini e alcalino-terrosi, caratterizzati da elevata solubilità, ed i composti del silicio, la cui solubilità in acqua risulta funzione di molti fattori, quali temperatura, pressione, pH e presenza di cationi metallici come  $Al^{3+}$  ed  $Fe^{3+}$ , o di molecole organiche, sono allontanati per primi dagli ambienti di alterazione (van Breemen e Buurman, 1998). Nei suoli, i processi pedogenetici inducono la traslocazione di tali elementi da una parte (generalmente un orizzonte di superficie) ad un'altra del profilo, con conseguente riduzione del loro contenuto negli orizzonti di alterazione ed accumulo in profondità (van Breemen e Buurman, 1998). Si ritiene che i processi di solubilizzazione, in particolare in conseguenza di reazioni idrolitiche, indotti dai licheni *L. fuscoatra* e *S. vesuvianum* sui minerali della roccia basaltica dell'Etna, ed il successivo allontanamento dal sistema dei cationi basici, possano aver determinato l'aumento relativo della concentrazione di silicio, alluminio e ferro nei materiali fini che si accertano nelle zone di contatto roccia-licheni. E', inoltre, ipotizzabile che la formazione di complessi metallici in seguito a reazione tra acidi organici, in particolare acido ossalico ed acidi lichenici, rilasciati dai licheni e/o dai microrganismi ad essi associati ed i costituenti litici abbia contribuito all'accumulo di tali elementi nelle zone di contatto roccia-licheni rispetto alla roccia non alterata (Ascaso e Galvan, 1976). In particolare, la tendenza del ferro ad accumularsi nel tallo e nella zona di contatto roccia-lichene preferenzialmente sotto forma di composti poco solubili a scarso ordine cristallino giustifica gli elevati valori del Coefficiente di Alterazione misurati nei materiali rossastri a contatto con il tallo di *S. vesuvianum* (Friedmann, 1982; Adamo *et al.*, 1997; Adamo e Violante, 2000).

Tenendo conto del fatto che i prodotti dell'attività vulcanica si differenziano per chimismo, l'interpretazione dei dati analitici è complicata dalla possibilità, non trascurabile, che parte dei materiali presenti all'interno dei pori e delle fessure della roccia colonizzata da licheni provenga da zone limitrofe a quella di campionamento. Deve essere precisato, altresì, che la composizione chimica e, in particolare, la peculiare morfologia dei materiali fini accertati nelle cavità e nelle fenditure della roccia basaltica costituiscono indicazione di processo di pedogenesi in atto nel quale risulterebbero coinvolti costituenti disgregati, alterati, erosi e trasportati nel tempo da formazioni rocciose di zone a monte dell'area presa in esame. La struttura sedimentaria, gradata inversamente, confermerebbe la presenza di meccanismi di trasporto che a più riprese avrebbero portato alla deposizione di questi materiali sulla superficie ed all'interno della roccia. In questa dinamica, i licheni avrebbero svolto l'importante ruolo di trattenere e preservare i sedimenti da successivi dilavamenti, consentendo la formazione di un sottile strato di materiale incoerente al di sopra del quale comunità vegetali più esigenti possono trovare condizioni più favorevoli di sviluppo. La capacità dei licheni di intrappolare materiale "alloctono" e proveniente da polveri atmosferiche è stata già osservata in passato da diversi ricercatori (Garty, 1992; Purvis and Halls, 1996). Le polveri che si depositano sulla superficie del tallo vengono miscelate con il materiale organico prodotto dalla decomposizione del tallo stesso e con le particelle di roccia, distaccate dal substrato dall'azione dei processi biogeofisici ed alterate dai processi biogeochimici (Syers, 1964).

### **Conclusioni**

Le caratteristiche chimiche e micromorfologiche dei materiali presenti nella zona di contatto roccia basaltica dell'Etna ed associazione dei licheni *L. fuscoatra* e *S. vesuvianum*, in alcuni casi stratificati all'interno di pori e fessure, e l'accertamento di particolari figure pedologiche (*clay coatings*) indicano che gli organismi biotici possono svolgere un ruolo decisivo anche nel trattenere i materiali alterati, presenti sulle superfici rocciose o erosi e trasportati da aree circostanti, e nel coinvolgerli in un iniziale processo di pedogenesi. In particolare, in conseguenza di reazioni idrolitiche e dell'allontanamento dal sistema dei cationi basici i materiali pedogenizzati risultano caratterizzati da un aumento relativo della concentrazione di silicio, alluminio e ferro.

---

## Bibliografia

- ADAMO P., VIOLANTE P. -1989. Bioalterazione di roccia dolomitica operata da una specie lichenica del genere *Lepraria*. *Agricoltura. Mediterranea*, 119: 460-464.
- ADAMO P., VIOLANTE P. -1991. Weathering of volcanic rocks from Mt. Vesuvius associated with the lichen *Stereocaulon vesuvianum*. *Pedobiologia*, 35: 209-217.
- ADAMO P., VIOLANTE P. -2000. Weathering of rocks and neogenesis of minerals associated with lichen activity. *Applied Clay Science*, 16: 229-256.
- ADAMO P., MARCHETIELLO A., VIOLANTE P. -1993. The weathering of mafic rocks by lichens. *Lichenologist*, 25: 285-297.
- ADAMO P., COLOMBO C., VIOLANTE P. -1997. Iron oxides and hydroxides in the weathering interface between *Stereocaulon vesuvianum* and volcanic rock. *Clay Minerals*, 32: 250-256.
- ASCASO C., GALVAN J., -1976. Studies on the pedogenetic action of lichen acids. *Pedobiologia*, 16: 321-331
- ASCASO C., WIERZCHOS J., -1995. Study of the biodeterioration zone between the lichen thallus and the substrate. Section IX: Biodeterioration. *Crypt. Bot.*, 5: 270-281.
- CRISTOFOLINI R., GHIARA M.R., STANZIONE D., TRANCHINO A., -1984. Petrologic and geochemical features of rocks from recent eruptions at Mt. Etna, Sicily. *Neues Jahrbuch Miner. Abh.*, 149: 267-282.
- EMERSON F.W., -1947. "Basic Botany". McGraw-Hill (Blakiston), New York.
- FITZPATRICK E.A., -1970. A technique for the preparation of large thin sections of soil and consolidated material. Pp. 3-13 in: *Micromorphological Techniques and Applications*. (D.A. Osmond & P. Bullock, editors). Soil Survey Technical Monograph 2, Harpenden, UK.
- FRIEDMANN E.I., - 1982. Endolithic organisms in the Antarctic cold desert. *Science*, 215: 1045-1053.
- GARTY J., -1992. The postfire recovery of rock-inhabiting algae, microfungi and lichens. *Canadian Journal of Botany*, 70: 301-312.
- JACKS G.V., -1965. The role of organisms in early stages of soil formation. In "Experimental Pedology" (E.G. Hallsworth and D.V. Crawford, eds.), 219-226. Butterworth, London.
- JONES D., WILSON M.J., -1985. Chemical activity of lichens on mineral surfaces; a review. *International Biodeterioration*, 21: 99-104.
- JONES D., WILSON M.J., MCHARDY W.J., -1981. Lichen weathering of rock forming minerals; applications scanning electron microscopy and microprobe analysis. *Journal of Microscopy*, 124: 95-104.
- KERR S., ZAVADA M.S., -1989. The effect of the lichen *Acarospora sinopica* on the elemental composition of three sedimentary rock substrates in South Africa. *The Bryologist*, 92: 407-410
- NIMIS P.L., TRETIACH M., -1995. Studies on the biodeterioration potential of lichens, with particular reference to endolithic forms. In: De Cleene, M. (Eds.), Interactive physical weathering and bioreceptivity study on building stones, monitored by computerized X-Ray Tomography (CT) as a potential non-destructive research tool. Protection and Conservation of the European Cultural Heritage, *Research Report N. 2*, University of Ghent, 63-122.
- NORRISH K., HUTTON J.T., - 1969. An accurate X-ray spectrographic method for the analysis of a wide range of geological samples. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 33: 431-453.
- PURVIS O.W., HALLS C., -1996. A review of lichens in metal-enriched environments. *Lichenologist*, 28: 571-601.
- SYERS J.K., -1964. A study of soil formation on carboniferous limestone with particular reference to lichens as pedogenetic agents. Ph. D. Thesis, University of Durham, England.
- SYERS J.K., ISKANDAR I.K., -1973. Pedogenetic significance of lichens. In *The Lichens*, (ed. V. Ahmadjian and M.E. Hall) pp. 225-248, Academic Press, London.
- VAN BREEMEN N., BUURMAN P., -1998. Soil Formation. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.

# *ASPETTI GEOCHIMICI E MINERALOGICI DI LITOSEQUENZE NELLE VALLI DI FASSA E DI SAN PELLEGRINO (TN)*

L. Zilocchi <sup>1</sup>, M. Angelone <sup>2</sup>, C. Bini <sup>1</sup>, S. Gemignani <sup>1</sup>, M. Setti <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Dip. di Scienze Ambientali, Università di Venezia  
Dorsoduro 2137 - 30123 Venezia.

<sup>2</sup> ENEA - C.R. Casaccia - Prot Chim  
Via Anguillarese, 301 - 00060 S. Maria di Galeria (RM).

<sup>3</sup> Dip. di Scienze della Terra, Università di Pavia  
Via Ferrata, 1 - 27100 Pavia.

## **Abstract**

The pedological, mineralogical and geochemical aspects of 13 soil profiles developed on calcareous and siliceous rocks in alpine environment (Dolomiti, NE Italy) were investigated. Statistical methods were utilized in order to identify possible evolutionary trends.

From the pedological point of view, the soils are classified as Entisols, Inceptisols, Mollisols and Spodosols. Mineralogical data show a close relation to the nature of the parent material, mainly due to a cool-humid climate which is pedologically reactive only for a limited period of the year. Therefore, the profile development is related to a weak biogeochemical action. The major and trace element distribution is consistent with the pedo-geochemical evolution, and is closely related to the chemical composition of the parent material. Statistical analyses confirm the previous statements and allow better understanding of the relationships between the different variables examined and the soil evolution. Two soil sequences related to different groups of soils were identified.

**Key words:** alpine environment, parent material, PCA, evolutive trend

## **Riassunto**

In questa sede vengono presentati i risultati relativi allo studio degli aspetti pedologici, mineralogici e geochimici di 13 profili di suolo, classificati come Entisuoli, Inceptisuoli, Mollisuoli e Spodosuoli, sviluppatasi su differenti substrati (rocce silicatiche e rocce carbonatiche), in un clima di tipo continentale-umido, sotto associazioni vegetali di prateria (prati e pascoli) tipiche della fascia subalpina ed alpina, in due valli delle Dolomiti (Valli di Fassa e di San Pellegrino, Trento).

Per ogni orizzonte campionato sono state eseguite le analisi pedologiche di routine ed è stata studiata la mineralogia principale e la geochimica. Sono stati successiva-

mente applicati metodi di analisi multivariata, volti a precisare meglio le relazioni tra le differenti variabili considerate.

Le analisi hanno messo in evidenza lo stretto legame dei suoli con il substrato di origine; tuttavia si riescono ad evidenziare due distinti trend evolutivi che, in chiave tassonomica, si differenziano a livello di sottogruppo.

**Parole chiave:** ambiente alpino, roccia madre, PCA, trend evolutivo.

## **Introduzione**

Le attuali conoscenze riguardo la pedogenesi e l'evoluzione della copertura pedologica in ambiente alpino sono ancora lontane dall'essere esaustive. Lo studio di sequenze di suoli sviluppatasi in condizioni ambientali (clima, vegetazione, morfologia e litologia del substrato) relativamente costanti può dare utili indicazioni sui processi che regolano l'alterazione e l'evoluzione dei suoli e sui flussi degli elementi nella pedosfera (Angelone *et al.*, 1990; Sartori *et al.*, 1995; Minghetti *et al.*, 1997; Egli *et al.*, 2001).

Il presente lavoro rientra nell'ambito di ricerche, da tempo avviate dal Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università Ca' Foscari di Venezia, volte a caratterizzare l'ambiente edafico ed ecologico delle Alpi orientali (Sburlino *et al.*, 1999). In particolare, in questo lavoro vengono presentati i risultati relativi agli aspetti pedologici, mineralogici e geochimici di 13 profili di suolo, che fanno parte di uno studio più ampio e sono stati scelti come rappresentativi delle diverse situazioni pedo-ambientali di alta quota riscontrate nelle Valli di Fassa e di San Pellegrino (TN).

Queste due valli sono situate al centro dell'area dolomitica, rispettivamente in direzione N-S e W-E e comprendono un range di altitudini che va dai 1100 m s.l.m. ai 2800 m s.l.m. circa.

Il substrato geologico è piuttosto vario: da una parte monzoni, arenarie e porfidi danno luogo a suoli con caratteri acidi, dall'altra calcari e dolomie generano suoli con caratteri basici. Vi sono inoltre situazioni litologicamente complesse, come quelle dei depositi morenici misti. Anche dal punto di vista morfologico l'ambiente si presenta molto articolato: i siti esaminati si differenziano per esposizione, pendenza e fisiografia, passando da situazioni subpianeggianti a situazioni con versanti acclivi.

Il clima dell'area risulta essere di tipo "continentale umido" (Pinna, 1977), caratterizzato da basse temperature invernali (media annua che si assesta intorno a 1-2°C), un lungo periodo di gelo ed una forte escur-

sione termica tra i due mesi estremi; inoltre peculiarità di questo clima è il maggiore apporto di piogge nella stagione estiva, anche se nessuno dei mesi invernali rimane asciutto (precipitazioni sotto i 1000 mm/anno). Dal punto di vista pedoclimatico il regime di temperatura del suolo è cryico ed il regime di umidità risulta essere udico o perudico, secondo la definizione della Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

La vegetazione delle due valli è caratterizzata da un elevato numero di cenosi, sia arboree che arbustive ed erbacee. E' facile notare come i versanti siano caratterizzati da una successione di piani vegetazionali nettamente separati l'uno dall'altro (Lorenzoni *et al.*, 1985): la copertura vegetale che interessa l'area di studio è costituita da associazioni vegetali di prateria (prati e pascoli) tipiche della fascia subalpina (1900-2200 m s.l.m.) e marginalmente alpina (2200- 2800 m s.l.m.).

Con questo lavoro, oltre a caratterizzare l'area dal punto di vista pedo-ambientale, si cercano di individuare pedosequenze (trend evolutivi), valutando l'importanza dell'azione dei fattori della pedogenesi sulla composizione mineralogica e geochimica dei vari comparti del suolo. Inoltre, si vuole verificare se l'applicazione di metodi statistici di analisi multivariata può fornire una chiave oggettiva per la caratterizzazione dei suoli ed il loro inquadramento tassonomico.

### **Materiali e metodi**

Ogni campione di suolo, prelevato dagli orizzonti relativi ai 13 profili di suolo individuati, è stato essiccato all'aria e setacciato a 2 mm. Su ogni campione sono state eseguite le analisi pedologiche di routine seguendo i metodi ufficiali di analisi chimica del suolo (Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali, 1994): pH in acqua (rapporto suolo-acqua 1:2,5), tessitura per setacciatura ad umido e sedimentazione previa distruzione della sostanza organica con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 20%, carbonio organico (metodo Walkley e Black), capacità di scambio cationico e acidità complessiva (metodo ufficiale con bario cloruro e trietanolammina).

Lo studio mineralogico sulla frazione di suolo < 2 mm è stato condotto utilizzando le metodologie dell'analisi diffrattometrica ai raggi X. Per ogni campione sono stati ottenuti tre diffrattogrammi, relativi rispettivamente al campione non trattato, a quello ottenuto dopo solvatazione con vapori di glicole etilenico, e al campione riscaldato a 550°C per due ore.

Per le analisi geochimiche i campioni sono stati macinati finemente e dissolti in bombe di teflon con attacco acido mediante l'impiego di

una miscela di *aqua regia* e HF nel rapporto 2,5:1 in forno a microonde. A freddo sono stati aggiunti 5 ml di  $H_3BO_3$ . Le analisi degli elementi maggiori e in traccia sono state eseguite per spettroscopia di assorbimento atomico alla fiamma (FAAS) per quanto riguarda Zn, K, Na, Mn, Mg, Ca, Fe, e per spettroscopia di assorbimento atomico al plasma (ICP-MS) per Si, Al, Ti, Cr, Ni, Cd, As, Co, Cu, Pb.

Sui dati ottenuti dalle analisi pedologiche e geochemiche è stata poi applicata l'analisi statistica multivariata utilizzando il programma "Statistica for Windows" (versione 1998). In particolare l'analisi delle componenti principali (PCA) rappresenta una tecnica descrittiva di riduzione dei dati il cui scopo è l'individuazione di nuove variabili, chiamate componenti principali, che risultano essere combinazioni lineari delle variabili originali (Vaselli *et al.*, 1997). Tale analisi è stata possibile attraverso la standardizzazione dei dati, il calcolo della matrice di correlazione e l'estrazione delle componenti principali. Per decidere il numero delle componenti che descrivono la variabilità dei dati è stato adottato il criterio dell'autovalore  $> 1$ . Infine è stata applicata la Cluster Analysis: i metodi di clustering hanno lo scopo di ricercare l'esistenza di gruppi all'interno di una popolazione di dati, descritta da una struttura multivariata.

## **Risultati e discussione**

### **Caratteristiche dei suoli**

Nell'area in studio i suoli che si incontrano a quote intorno ai 2000 m s.l.m. appartengono a quattro ordini del sistema della Soil Taxonomy americana e cioè agli Entisuoli, Inceptisuoli, Mollisuoli e Spodosuoli. Operando una suddivisione tra substrati carbonatici e silicatici, i tipi di suoli più diffusi sui primi sono i Cryrendolls, gli Haplocryolls e gli Eutrocryepts e subordinatamente i Cryorthents, mentre i suoli che si originano da substrato silicatico sono i Dystrocryepts e gli Eutrocryepts e subordinatamente i Cryorthents e gli Haplocryods.

In totale sono stati aperti ed analizzati 50 profili di suolo; in questo lavoro vengono riportati i dati relativi a quelli più rappresentativi delle diverse situazioni pedo-ambientali riscontrate nell'area studiata. I profili di suolo considerati sono stati classificati secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999) come riportato in Tabella 1. Per questione di spazio non si riportano i risultati completi delle analisi pedologiche, mineralogiche e geochemiche, che sono disponibili presso gli Autori.



Tabella 1. Caratteristiche generali dei profili esaminati

Table 1. General characteristics of soil profiles

Profilo	Orizzonte N° campione	Substrato	Tipo di suolo	Quota (m )	Esposizione	Pendenza (%)
102/00	A-AC 1a-2a	Arenaria	Lithic Cryorthent	2250		0
105/00	A-AB-Bw1-Bw2-BC 3a-4a-5a-6a-7a	Arenaria	Typic Eutrocryept	2200	S-SE	20
106/00	A-E-Bhs-BC 8a-9a-10a-11a-	Porfidi	Typic Haplocryod	2220	S	65
107/00	A-Bw-C 12a-13a-14a	Porfidi	Lithic Dystrocryept	2200	S	10
15/99	A-Bw-BC 15a-16a-17a	Arenaria	Humic Eutrocryept	1920	S-SE	70
18/99	A-Bw-C 18a-19a-20a	Morenico - Silicatico con monzonite	Humic Eutrocryept	1800	S	10
32/99	A-Bw-BC 21a-22a-23a	Monzonite	Spodic Dystrocryept	2250	E	60
35/99	A-C 24b-25b	Calcareo- Dolomitico	Lithic Cryrendoll	2320	S	60
36/99	A 26b	Dolomia	Lithic Cryorthent	2270	NW	10
40/99	A-AB-Bw-BC 27a-28a-29a-30a	Marne	Humic Dystrocryept	2200	S	50
12/99	A1-A2-Bw1-Bw2-BC 31b-32b-33b-34b-35b	Morenico- Calcareo misto	Typic Haplocryoll	1820	N	75
17/99	A-Bw-BC 36b-37b-38b	Morenico Misto arenaceo	Typic Eutrocryept	1850	S	9
104/99	A1-A2-AB-Bw-BC 39b-40b-41b-42b-43b	Morenico Silicatico	Typic Eutrocryept	1920	S-SE	40

Tenendo conto della suddivisione fra substrato silicatico e carbonatico, i suoli del primo gruppo (profili 102, 105, 106, 107, 15, 18, 32, 40) hanno pH che vanno da moderatamente a debolmente acidi, tessitura da sabbioso-franco a franco-sabbioso, CSC medio-bassa (10-28 cmol/Kg), sono ricchi in sostanza organica poco mineralizzata (8-20%) tipo moder (Zanella *et al.*, 2001) e hanno una saturazione in basi da scarsa a moderata (<70%). Quelli basici (profili 35, 36, 12, 17, 104) presentano pH da neutri a debolmente alcalini, tessitura franco-sabbiosa, CSC media e sono ricchi in sostanza organica ben umificata tipo eumull (Zanella *et al.*, 2001).

### Mineralogia del suolo

L'evoluzione del suolo in ambiente alpino è influenzata da un clima fresco-umido, che risulta essere pedologicamente reattivo solo per una certa parte dell'anno (Robert *et al.*, 1980); per questo motivo l'alterazione della roccia risulta essere prevalentemente di tipo biogeochimico, comunque molto lenta e poco incisiva.

La composizione mineralogica degli orizzonti pedologici (pirosseni, dolomia, plagioclasti, K-feldspati, quarzo, caolinite, illite, clorite, smectite, intergrado illite/smectite e minerali amorfi) rispecchia in generale quella della roccia, prescindendo dal tipo di suolo e dal grado di evoluzione pedogenetica. L'unica eccezione è data dalla presenza (fino al 20%) di materiali amorfi nei suoli podzolici. Nel diagramma triangolare che riporta la mineralogia principale (Fig.1), semplificata ricalcolando le percentuali relative ai minerali indicati, i suoli su monzonite risultano ricchi in pirosseni, quelli su porfidi si presentano ricchi in quarzo e subordinatamente in feldspati, quelli su arenaria si trovano spostati verso termini ricchi in feldspati e subordinatamente in quarzo, e infine i suoli su substrato basico (calcari e dolomia), che presentano una componente altissima di dolomite, per quanto riguarda il residuo non calcareo si collocano in posizione intermedia.

Alcune indicazioni sul trend evolutivo della mineralogia emergono dall'analisi della frazione argillosa. I suoli subalcalini presentano una scarsa differenziazione mineralogica, con leggera prevalenza di termini illitici negli orizzonti superficiali, e di termini cloritici (clorite primaria diottaedrica) negli orizzonti subsuperficiali. Per i suoli acidi la differenziazione è più marcata (Fig. 2): si passa infatti da termini cloritici, che caratterizzano in particolare i suoli su monzonite, a termini illitici ed interstratificati illite/smectite, che caratterizzano i substrati arenacei e di morenico misto. A questa differenziazione mineralogica corrisponde anche una differenziazione

tassonomica: Inceptisuoli e Spodosuoli, infatti, pur presentando una certa continuità nei caratteri mineralogici, si distinguono, oltre che per la già accennata presenza di materiali amorfi negli Spodosuoli, per la diversa quantità di clorite e di illite, verosimilmente in conseguenza dei processi di alterazione dei minerali primari. In particolare per gli Inceptisuoli, un esame dettagliato della mineralogia delle argille (Fig. 3) ne evidenzia l'evoluzione, con passaggio da termini cloritici negli orizzonti più profondi a termini illitici più o meno interstratificati nell'orizzonte cambico e nell'epipedon. L'ambiente acido, favorito sia dal substrato che dal clima, può essere responsabile di questo processo di progressiva alterazione della clorite, con dissoluzione dello strato brucitico e formazione di illite ed interstratificati illite/smectite.

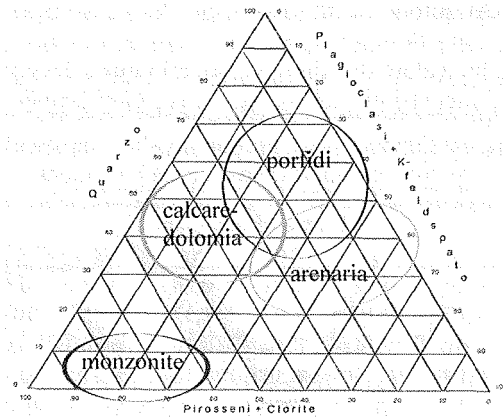


Figura 1. Mineralogia principale

Figure 1. Principal mineralogical composition.

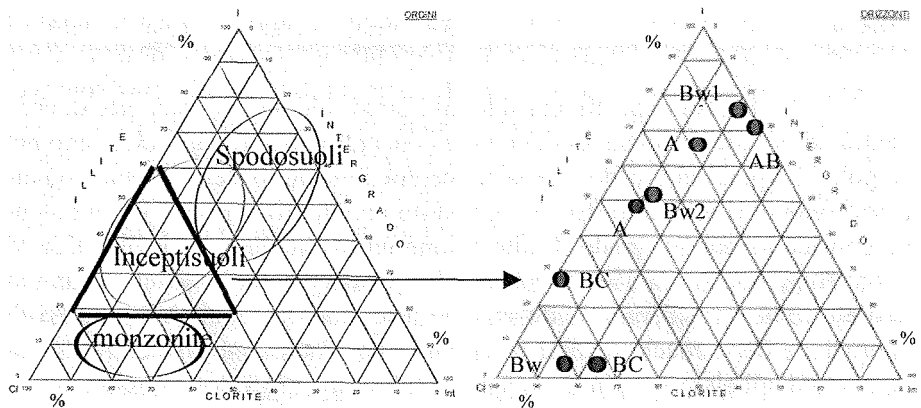


Figure 2 e 3. Mineralogia delle argille riferita agli ordini e agli orizzonti

Figures 2 and 3. Clay mineralogy of orders and horizons

### Geochimica dei suoli

In generale le concentrazioni degli elementi maggiori e in traccia negli orizzonti pedologici (dati non presentati) mostrano una tendenza ad aumentare con la profondità del profilo, raggiungendo concentrazioni che rientrano nel range dei diversi litotipi (Angelone *et al.*, 1990). Questo conferma la stretta correlazione con la natura del substrato ed evidenzia un limitato sviluppo pedogenetico. Tuttavia gli elementi in traccia, a differenza di quelli maggiori, presentano alte concentrazioni anche negli orizzonti superficiali. Ciò è da porre in relazione con l'azione complessante della sostanza organica, che si esercita in particolare nei confronti di Cd, Pb, Ni, Zn, come rilevato anche da Angelone *et al.* (1990) per lo stesso tipo di ambiente.

**Tabella 2.** Media, valore massimo, valore minimo e deviazione standard dei rapporti di concentrazione per ogni elemento

**Table 2.** Mean, maximum value, minimum value and standard deviation of concentration ratios for each element

Elementi maggiori									
	Si	Fe	Al	Mn	Na	K	Ca	Ti	Mg
<b>Media</b>	1,25	0,88	0,69	0,91	0,88	0,83	0,68	1,01	0,82
<b>Max</b>	3,23	1,34	2,19	1,97	1,32	1,45	10,40	1,47	3,75
<b>Min</b>	0,20	0,47	0,10	0,46	0,38	0,34	0,03	0,63	0,00
<b>Dev.St.</b>	0,64	0,19	0,42	0,30	0,18	0,21	2,10	0,15	0,73
Elementi in traccia									
	Cu	Cd	Zn	Pb	Ni	Co	Cr	As	
<b>Media</b>	1,07	1,55	1,01	1,51	1,42	0,81	1,09	0,95	
<b>Max</b>	5,96	5,00	1,78	3,42	5,00	1,29	2,04	1,61	
<b>Min</b>	0,00	0,21	0,37	0,20	0,15	0,22	0,17	0,31	
<b>Dev.St.</b>	1,05	1,01	0,27	0,73	1,07	0,27	0,40	0,28	

Per tutti i profili considerati è stato calcolato il "rapporto di concentrazione" che si ottiene dividendo la concentrazione di ogni elemento nei singoli orizzonti del profilo, per la concentrazione dello stesso elemento nell'orizzonte di riferimento (BC o C). Questo parametro permette di fare alcune considerazioni sul grado di alterazione ed evoluzione del suolo (Burek, 1985; Angelone *et al.*, 1990). Valori del rapporto  $> 1$  indicano un accumulo dell'elemento considerato nell'orizzonte in esame, in seguito ai processi di alterazione della roccia madre; quozienti  $< 1$  testimoniano invece l'allontanamento degli elementi più facilmente solubili, mentre valori prossimi all'unità indicano l'assenza di sostanziali differenziazioni geochimiche fra gli orizzonti del suolo ed il substrato litologico.

Come evidenziato dal rapporto di concentrazione (Tab. 2), gran parte degli elementi maggiori presenta una notevole mobilità ( $q < 1$ ), secondo la sequenza  $Ca, Al > Mg, K > Na, Fe > Mn$ . Il titanio ( $q = 1,01$ ) conferma la sua elevata persistenza anche nelle fasi di alterazione, mentre il silicio ( $q = 1,25$ ) si accumula in seguito all'alterazione dei minerali primari ed alla neogenesi di fillosilicati. Gli elementi in traccia mostrano un generale maggiore dinamismo nell'alterazione, con quozienti maggiori od uguali ad 1, in particolare Ni, Pb, Cd che sono coinvolti sotto forma di chelati nei cicli biogeochimici.

Con riferimento alle diverse tipologie di suoli, non si notano differenze significative nei rapporti di concentrazione fra suoli su rocce silicatiche e rocce carbonatiche. Mostrano, tuttavia, un comportamento particolare Si, Mg e Ni, per i quali il rapporto di concentrazione per i suoli basici è prossimo all'unità, denotando una scarsa propensione all'alterazione, mentre per i profili acidi il magnesio ha un valore  $< 1$  (0,62), confermando la sua tendenza ad allontanarsi dal sistema; silicio e nichel (1,44 e 1,77, rispettivamente) sembrano invece accumularsi a seguito di processi di alterazione e pedogenesi.

#### Analisi statistica

Le 27 variabili analizzate per 43 campioni di suolo sono state studiate applicando l'analisi delle componenti principali (PCA); tale analisi ha permesso l'estrazione di 8 componenti, ciascuna delle quali contribuisce, in proporzioni diverse, a tener conto di una parte della varianza fino a raggiungere l'86% di quella totale.

Le variabili originali possono essere collegate alle componenti estratte attraverso l'interpretazione della matrice dei *loadings* (Davis, 1986), nella quale il valore di ciascun coefficiente permette di valutare il peso di ciascuna variabile nella definizione di ogni componente principale (Tab. 3). Si è considerato significativo un valore  $> 0,6$ ; le variabili per cui non si è raggiunto tale valore sono state considerate non significative al fine del trattamento statistico e quindi anche dell'interpretazione in chiave pedologica e per tale motivo non sono riportate in Tabella 3.

L'interpretazione di ciascuna componente in senso pedologico viene quindi definita dall'insieme delle variabili, riferibili a concetti di *grado di alterazione chimica* (Bini e De Siena, 1996):

C1 – comprende loadings positivi delle variabili Zn, pH, limo fine, Al, Pb, Cd e negativi di Cr, sabbia e Ni. Rappresenta i processi di alterazione pedogenetica e biogeochimica (*weathering*);

C2 – attribuisce loadings positivi a Fe, Co, Mn, Ti; esprime il processo di ossidoriduzione e raccoglie gli elementi più stabili, almeno nelle condizioni chimico-fisiche dei siti;

C3 – presenta valori positivi di Mg e Ca e valori negativi di Na; comprende variabili che discriminano la composizione della roccia di origine, indicando un limitato grado di pedogenesi;

C4 – attribuisce loadings negativi ad acidità complessiva e saturazione in basi; esprime i processi pedogenetici di lisciviazione e podzolizzazione;

C5 – presenta valori positivi del carbonio organico e della sostanza organica; rappresenta il processo di umificazione, in particolare la formazione dell'epipedon mollico.

Tabella 3. Matrice dei loadings. Le componenti C6, C7 e C8 non sono riportate in tabella poiché non contengono valori rilevanti ai fini dell'analisi

Table 3. Loadings matrix. C6, C7 and C8 components are not in the table because they are not relevant for the aim of the analysis

<i>Variabili</i>	C1	C2	C3	C4	C5
Zn	<b>0,83751</b>	0,03112	0,31401	-0,11539	-0,06582
pH	<b>0,80478</b>	0,08220	0,03004	-0,26704	-0,04803
Lfi	<b>0,69181</b>	-0,17039	-0,27946	0,29772	-0,05651
Al	<b>0,65899</b>	0,33149	-0,17212	-0,06190	-0,34931
Pb	<b>0,62595</b>	-0,3736	0,51567	-0,17766	-0,13047
Cd	<b>0,61374</b>	-0,36811	0,43855	-0,24439	-0,12527
Ni	<b>-0,65161</b>	0,01551	0,17712	-0,41658	-0,00511
Sab	<b>-0,68986</b>	0,27611	0,32066	-0,40057	0,03096
Cr	<b>-0,71682</b>	0,23036	0,25326	-0,32907	0,01038
Fe	0,13561	<b>0,94299</b>	-0,08494	0,17572	-0,12216
Co	0,15282	<b>0,93383</b>	0,06595	0,08623	-0,06886
Mn	0,35619	<b>0,75388</b>	0,12937	-0,25979	-0,21054
Ti	0,09088	<b>0,69394</b>	-0,52001	0,37190	-0,11088
Mg	0,48847	0,17398	<b>0,68248</b>	0,00248	0,08790
Ca	0,10666	0,11463	<b>0,61400</b>	0,14247	0,19809
Na	0,05508	0,04844	<b>-0,76243</b>	-0,40787	-0,13417
AcCo	0,38627	0,18404	-0,27915	<b>-0,76149</b>	-0,13433
Sat	0,46880	0,10194	-0,17337	<b>-0,66871</b>	0,09160
C	0,23243	0,08414	-0,02699	-0,07413	<b>0,79622</b>
SO	0,27317	0,14238	-0,42226	-0,23633	<b>0,64378</b>
CSC	0,09996	0,26398	-0,25854	-0,23869	0,54213
Si	-0,51192	-0,16368	-0,39860	-0,14760	-0,45057
K	-0,12839	-0,58801	-0,23270	-0,09809	0,03272
Cu	-0,12483	0,48271	0,25760	0,10887	-0,23129
As	0,19169	-0,52590	-0,11411	-0,40157	-0,31687
Lgr	0,49468	-0,16265	-0,30596	0,46111	-0,01341
Arg	0,44960	-0,42446	-0,22333	0,30979	0,01878
Aut. Val.	6,16000	4,63824	3,37635	2,79990	2,03419
Var %	22,81480	17,17866	12,50500	10,37002	7,53404
Cum %	22,81480	39,99345	52,49846	62,86848	70,4025

Si noti come silicio e argilla non siano presenti tra le prime 5 componenti, poiché si tratta di variabili comunque presenti in tutti gli stadi evolutivi del suolo, come minerali primari e di neogenesi.

Per rendere più semplice l'interpretazione dei dati sono stati costruiti dei diagrammi che riportano le relazioni binarie tra le varie componenti; attraverso di esse, infatti, si possono individuare insiemi di orizzonti e/o profili pedologici con caratteristiche comuni, la presenza di *outliers* o di particolari andamenti nella distribuzione dei campioni. Di seguito viene riportato il più significativo.

Nel diagramma delle componenti C1-C2 (Fig. 4) la componente C1 distingue bene i profili su substrato silicatico (valori negativi, insieme A e B) da quelli su substrato carbonatico (valori positivi, insieme C): l'acidità risulta direttamente proporzionale agli elementi in traccia Cr e Ni mentre è correlata inversamente con altri elementi, quali Al, Pb e Cd. Il quadrante che comprende variabili dotate di valori positivi di C1 e negativi di C2 (insieme C), raccoglie campioni provenienti dai due profili 12/99 e 35/99 (Mollisuoli su calcari). Associato a questi troviamo anche l'orizzonte superficiale del profilo 17/99, Inceptisuolo, ma sempre su roccia calcarea. La posizione di questi campioni è spiegata dal fatto che Pb e Cd, che caratterizzano la componente C1, sono sostituenti isomorfogeni del Ca.

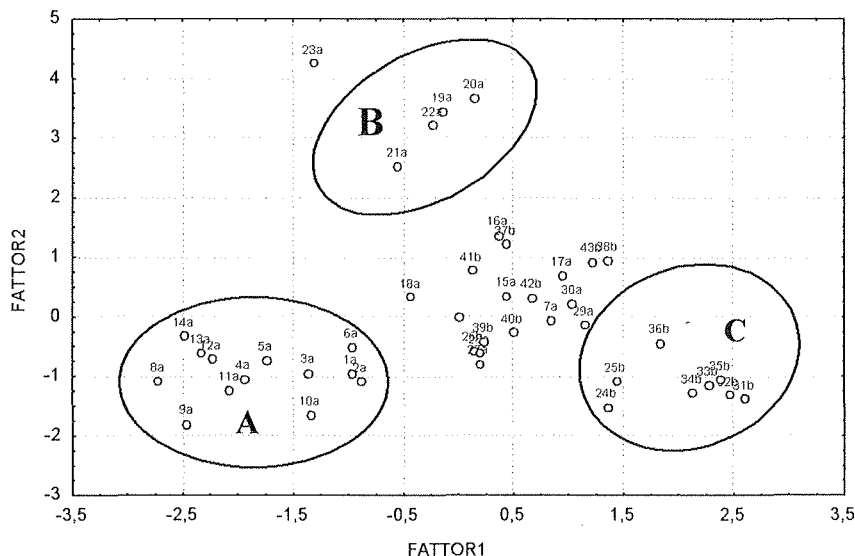


Figura 4. Diagramma binario della distribuzione dei valori dei campioni nello spazio delle componenti 1 e 2. Ciascun punto corrisponde ad un orizzonte di suolo

Figure 4. Binary diagram of the distribution of the values of the samples in the space of the component 1 and 2. Each point corresponds to one horizon





Per quanto riguarda la Cluster Analysis, il dendrogramma (Fig. 5) permette un'analisi visiva della similarità degli orizzonti pedogenetici considerati. Nel caso in studio, campioni omogenei dal punto di vista delle caratteristiche geochemiche, che corrispondono alle grandi famiglie di suoli tipiche di ciascun ambiente pedogenetico, sono raggruppati insieme. Ciò significa che ognuno dei suoli esaminati possiede particolari caratteristiche geochemiche che lo relazionano con la roccia madre, almeno nelle prime fasi dell'alterazione.

### Conclusioni

I risultati presentati evidenziano la stretta connessione dei suoli con la composizione del substrato, indicando che la natura della roccia madre è il principale fattore di formazione del suolo. L'interpretazione delle variabili chimico-fisiche mediante analisi statistica conferma quanto sopra, e consente inoltre di evidenziare alcune sequenze pedologiche (Fig. 6).

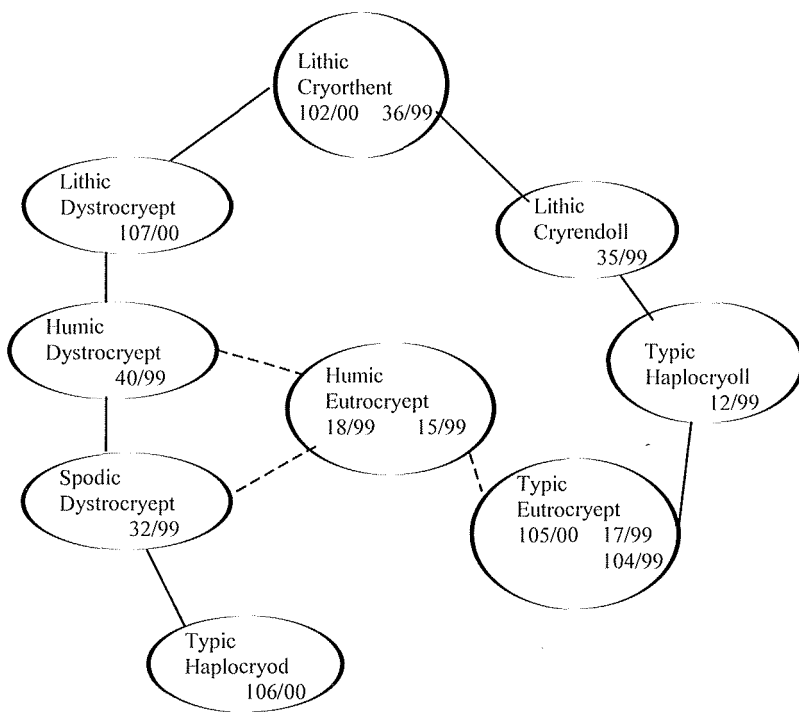


Figura 6. Trend evolutivi dei profili studiati

Figure 6. Evolutionary trend of investigated soils

In termini generali, possono essere individuati due distinti trend evolutivi, riferibili ai differenti substrati di origine. Lo stadio evolutivo più frequente è rappresentato dagli Inceptisuoli, categoria assai eterogenea e quindi di non facile interpretazione. Nella serie acida, questi si differenziano nettamente a livello di sottogruppo (Pr. 107/00: *Lithic Dystracryept*; 40/99: *Humic Dystracryept*; 32/99: *Spodic Dystracryept*): l'evolversi verso tipi pedologici sempre più complessi è attribuibile soprattutto a condizioni morfologiche locali, che determinano scarsa profondità, accumulo di sostanza organica, lisciviazione intensa. Nella serie alcalina, l'Inceptisuolo tipico (Pr. 17/99 e 104/99) si colloca come termine finale della sequenza evolutiva, che vede come punto nodale la progressiva desaturazione del complesso di scambio, con passaggio dai Mollisuoli agli Inceptisuoli. In tale ottica, gli Inceptisuoli parzialmente desaturati (Pr. 18/99 e 15/99: *Humic Eutrocryepts*) si collocano come intergradi fra le due serie principali, come evidenziato anche dalla loro posizione nel dendrogramma di Fig. 5. In conclusione, la combinazione di analisi tradizionali (mineralogiche e chimiche) con metodi statistici di analisi multivariata dei dati, come la PCA, può essere un valido strumento per la classificazione di campioni di suolo di origine non chiara; può inoltre indicare dei trend evolutivi ed offrire spunti per interpretazioni pedogenetiche non sempre evidenziabili attraverso le procedure abituali.

### **Bibliografia**

- ANGELONE M., BINI C., GRAGNANI R., RISTORI G.G.-1990. Mineralogical and geochemical evolution of two podzolic soils on granitic rock (Eastern Alps, Italy). *Chem. Erde*, 50: 279-295.
- BINI C., DE SIENA C.-1996. I suoli sul granito del Monte Capanne (Isola d'Elba, Italia). Analisi geostatistica e sequenze evolutive. *Boll. Soc. It. Sci. Suolo*, 8: 87-101.
- BUREK C.V.-1985. The use of trace element weathering ratio in Pleistocene geology. *Quaternary News Letter*, 47: 4.
- DAVIS J.C.-1986. *Statistics and Data Analysis in Geology*. 2th Edition, J. Wiley & Sons, New York.
- EGLI M., FITZE P., MIRABELLA A.-2001. Weathering and evolution of soils formed on granitic, glacial deposits: results from chronosequences of Swiss alpine environments. *Catena*, 45: 19-47.
- LORENZONI G.G., MARCHIORI S., SBURLINO G.-1985. Lineamenti dell'ambiente della bassa Valsugana. *Economia Trentina*, 3: 34-53.
- MINGHETTI P., SARTORI G., LAMBERT K.-1997. Relations sol-vegetation dans les pinèdes a Pinus mugo Turra du Trentin (Italie). *Rev. Ecol. Alp.*, 4: 23-34.
- MINISTERO DELLE RISORSE AGRICOLE, ALIMENTARI E FORESTALI-1994. *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo, con commenti ed interpretazioni*. Roma.
- PINNA M.-1977. *Climatologia*. UTET, Torino.
- ROBERT M., CABIDOUCHE Y.M., BERRIER J.-1980. Pedogenèse et mineralogie des sols de haute montain cristalline. *Science du sol*, 4: 313.
- SARTORI G., WOLF U., MANCABELLI A., CORRADINI F.-1995. Principali tipi di suoli forestali nella provincia di Trento. Studi Trentini di Scienze Naturali. *Acta Geologica*, 72: 41-54.

- SBURLINO G, BINI C., BUFFA G, ZUCCARELLO V, GAMPER U., GHIRELLI L., BRACCO F.-1999. Le praterie e i suoli della Valfredda (Falcade-Belluno, NE Italia). *Fitosociologia*, 36(1): 23-60
- SOIL SURVEY STAFF -1999. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Second Edition. U.S. Dept. Agric., Natural Resource Conservation Service. Agriculture Handbook 436, U.S. Govt. Printing Office, Washington D.C..
- VASELLI O., BUCCIANTI A., DE SIENA C., BINI C., CORADOSSI N., ANGELONE M.-1997. Geochemical characterization of ophiolitic soils in a temperate climate: a multivariate statistical approach. *Geoderma*, 75: 117-133.
- 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. Edizioni Centro di Ecologia Alpina, Trento.





# **Commissione VIII**

## **Suolo e ambiente**



## *SUOLI CONTAMINATI: PROBLEMATICHE ANALITICHE INERENTI LA QUALITÀ DEL DATO IN RELAZIONE ALL'APPLICAZIONE DEL D.M. 471/99*

E. Beccaloni, T. Forte, L. Musmeci, E. Stacul

Istituto Superiore di Sanità – Reparto Igiene del Suolo - Roma

### **Abstract**

The Ministerial Decreto 471/99, which mentions the rules concerning in emergency measures, clean up and environmental restoration of polluted sites, in Enclosure 2 at item "Laboratory analysis" quotes that "analysis must be carried out in public or private laboratories which guarantee to fit the necessary quality requirements".

Such requirements allow to validate results coming from plan characterization because the control on analytical outcomes by public authorities often brings to discordant evaluations which need an evaluation on outcomes itself by means of an intercomparison exercise between laboratories involved.

Intercomparison criteria and procedures also make reference to ISO/IEC GUIDE 43-1 document: "Proficiency testing by interlaboratory comparison – Part 1: development and operation of proficiency testing schemes".

In the present work three case studies, based on an intercomparison exercise and concerning the clean up of national site, have been analyzed.

For the first site, a certified reference material in matrix coal-carbonisation site soil has been taken into account; in particular, following parameters have been analyzed: As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V, Zn and PAH.

For what concern second site, three different reference materials have been used for the validation trial, one in matrix marine sediment and two in matrix soil. The parameters researched in each material have been: As, Ba, Be, Cd, Co, Cr<sub>tot</sub>, Cr<sub>V1</sub>, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sn, V, Zn.

Finally, the third site has been taken into consideration only for the micropollutant As, which is analyzed in two reference materials, the first in matrix calcareous soil and the second in marine sediment.

**Key words:** contaminated soils, legislative aspects, analytical data

## Riassunto

Il D.M. 471 del 25 ottobre del 1999 che riporta regole inerenti la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino ambientale dei siti inquinati, nell'Allegato 2 alla voce "Analisi di laboratorio" cita che "le analisi devono essere svolte in laboratori pubblici o privati che garantiscono di corrispondere ai requisiti necessari di qualità".

Tali requisiti di qualità permettono di validare i risultati provenienti dalle analisi previste nel piano di caratterizzazione del sito in esame in quanto il controllo sulle risultanze analitiche da parte delle autorità pubbliche spesso porta a valutazioni discordi che necessitano una valutazione dei dati stessi mediante un'intercalibrazione tra i laboratori interessati, sia pubblici che privati.

I criteri e le procedure di intercalibrazione fanno riferimento anche al documento ISO/IEC GUIDE 43-1 "Proficiency testing by interlaboratory comparison - Part 1: development and operation of proficiency testing schemes".

Nel presente lavoro vengono riportati i risultati di tre casi studio, basati su un esercizio di intercalibrazione, relativi ai siti da bonificare di interesse nazionale.

Per il primo sito è stato preso in considerazione come materiale di riferimento un suolo proveniente da un sito di produzione di carbone, sul quale sono stati ricercati i seguenti parametri: As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V, Zn ed IPA.

Nel caso del secondo sito sono stati utilizzati per l'esercizio di intercalibrazione tre materiali di riferimento, uno in matrice sedimento marino e due in matrice suolo ed analizzati i seguenti microinquinanti metallici: As, Ba, Be, Cd, Co, Cr<sub>tot</sub>, Cr<sub>V1</sub>, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sn, V, Zn.

Infine, per quel che riguarda l'ultimo sito, il lavoro di validazione del dato ha interessato come analita il solo As, attraverso l'utilizzo di due differenti materiali di riferimento in matrice suolo calcareo e in matrice sedimento marino.

**Parole chiave:** suoli contaminati, aspetti legislativi, data analitici

## Introduzione

Il D.M. 471 del 25 ottobre del 1999 [1] che riporta regole inerenti la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino ambientale dei siti inquinati, dove per sito inquinato deve intendersi quanto definito dall'Articolo 2 di tale Decreto, ovvero:

*"sito che presenta livelli di contaminazione o alterazioni chimiche, fisiche o biologiche del suolo o del sottosuolo e delle acque superficiali o delle acque sotterranee tali da determinare un pericolo per la salute pub-*



*blica o per l'ambiente naturale o costruito - Ai fini del presente decreto è inquinato il sito nel quale anche uno solo dei valori di concentrazione delle sostanze inquinanti nel suolo o nel sottosuolo o nelle acque sotterranee o nelle acque superficiali risulti superiore ai valori di concentrazione limiti accettabili stabilite dal presente regolamento".*

L'Allegato 2 "Procedure di riferimento per il prelievo e l'analisi dei campioni" alla voce "Analisi di laboratorio" cita che "le analisi devono essere svolte in laboratori pubblici o privati che garantiscono di corrispondere ai requisiti necessari di qualità", e fornisce una serie di prescrizioni tra cui quella di "effettuare analisi di campioni a concentrazione nota, campioni di riferimento standard, individuando le percentuali di recupero del metodo analitico adottato".

I requisiti di qualità richiesti, intesi principalmente come precisione ed accuratezza del dato e/o della metodica adottata, permettono di validare i risultati provenienti dalle analisi previste nel piano di caratterizzazione del sito in esame, in quanto il controllo sulle risultanze analitiche da parte delle autorità pubbliche spesso porta a valutazioni discordi che necessitano una valutazione dei dati stessi mediante un'intercalibrazione tra i laboratori interessati, soprattutto quando il valore trovato è prossimo al valore limite tabellare riportato nella suddetta normativa.

La necessità di eseguire prove di intercalibrazione si è presentata in molteplici situazioni; in particolare, nel presente lavoro, sono stati scelti tre casi studio riguardanti altrettanti siti d'interesse nazionale da sottoporre a bonifica, le cui risultanze analitiche d'intercalibrazione vengono di seguito riportate.

## **Materiali e metodi**

### **Scelta e consegna dei materiali di riferimento certificati**

Sono stati consegnati in forma incognita i materiali di riferimento certificati (CRM) selezionati per l'intercalibrazione, al fine di valutare la precisione e l'accuratezza dei laboratori coinvolti nel procedimento di intercalibrazione.

La selezione dei materiali di riferimento certificati è stata fatta in base al duplice criterio di scegliere sia la matrice più simile a quella interessata dagli inquinanti sia valori di concentrazione, ove possibile, sovrapponibili a quelli riscontrati nei campioni di suolo in esame.

Le modalità di consegna dei campioni del materiale di riferimento certificato vengono di seguito riportate.

I campioni di riferimento ancora integri (cioè come pervenuti dalla ditta fornitrice che li commercializza corredati di certificato), previa agitazione manuale, sono stati aperti alla presenza dei soggetti interessati, quindi ne è stata prelevata, con le dovute accortezze, un'aliquota più che sufficiente per le analisi da eseguire che è stata posta in un contenitore di plastica monouso pulito, chiuso ed etichettato con delle sigle concordate. In busta chiusa, siglata dai presenti, sono stati posti sia i certificati dei valori di riferimento che le sigle di riconoscimento dei campioni di riferimento stessi. Tale busta è stata poi aperta al momento della consegna di tutti i dati analitici richiesti.

La procedura sopra esposta è stata applicata a tutti e tre gli esercizi d'intercalibrazione.

I parametri analitici su cui è stato necessario avviare gli esercizi d'intercalibrazione sono stati soprattutto i microinquinanti metallici e solo in un caso è stato necessario valutare anche la concentrazione degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA).

Per tutte le prove di validazione sono state richieste, e successivamente eseguite dai laboratori, almeno cinque repliche di ogni campione.

#### Valutazione ed elaborazione dei dati

Le procedure di intercalibrazione fanno riferimento anche a due documenti ISO riguardanti i protocolli internazionali standardizzati sia per una valida gestione delle prove di intercalibrazione sia per la corretta elaborazione statistica dei dati (ISO 1994a,b; 1996a,b).

Riguardo questo ultimo punto, la scelta di considerare come metodi di valutazione della qualità del dato i test di Grubb e di Cochran riportati nella citata norma ISO è stata dettata da un ragionevole compromesso tra facilità di implementazione dei due test e veridicità (intesa come quantitativo di informazioni supplementari acquisite e statisticamente rappresentative) del dato vagliato. L'utilizzo di tale analisi statistica come ulteriore strumento di valutazione della qualità del dato si è rivelato nei casi di seguito presentati un valido aiuto per definire una serie di problematiche che il solo utilizzo dei CRM non era riuscito ad evidenziare.

#### 1° Caso Sudio

Nel primo caso studio sono stati coinvolti tre laboratori ai quali è stato consegnato come CRM un suolo proveniente da sito carbonifero. Su tale matrice sono stati determinati una serie di microinquinanti metallici

(As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V e Zn) e 14 congeneri tra gli IPA, le cui risul-  
tanze analitiche sono riportate nelle seguenti Figure 1 e 2.

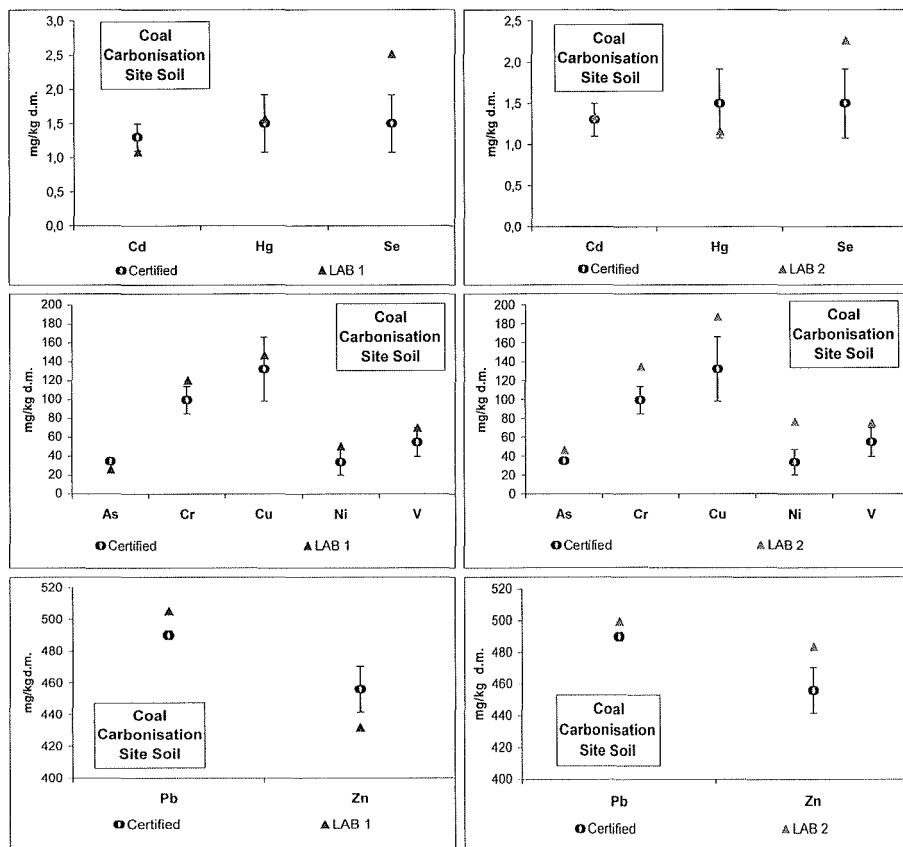


Figura 1. Valori di concentrazione dei metalli pesanti rivelati dai due laboratori (LAB1, LAB2) confrontati con i valori di riferimento certificati

Per i microinquinanti metallici si è riscontrato in entrambi i laboratori un buon grado di precisione, ma soprattutto nel caso nel LAB 2 sono stati evidenziati livelli di accuratezza non soddisfacenti, come dimostrato dal fatto che solo i valori di due elementi su otto (Cd e Hg) cadono all'interno del range dei valori certificati.

Tra i vari congeneri degli IPA esaminati e sottoposti ad analisi statistica è significativo il caso del parametro dibenzo(a,h)antracene del quale viene riportato in Tabella 1 il confronto tra valori trovati e valore certificato.

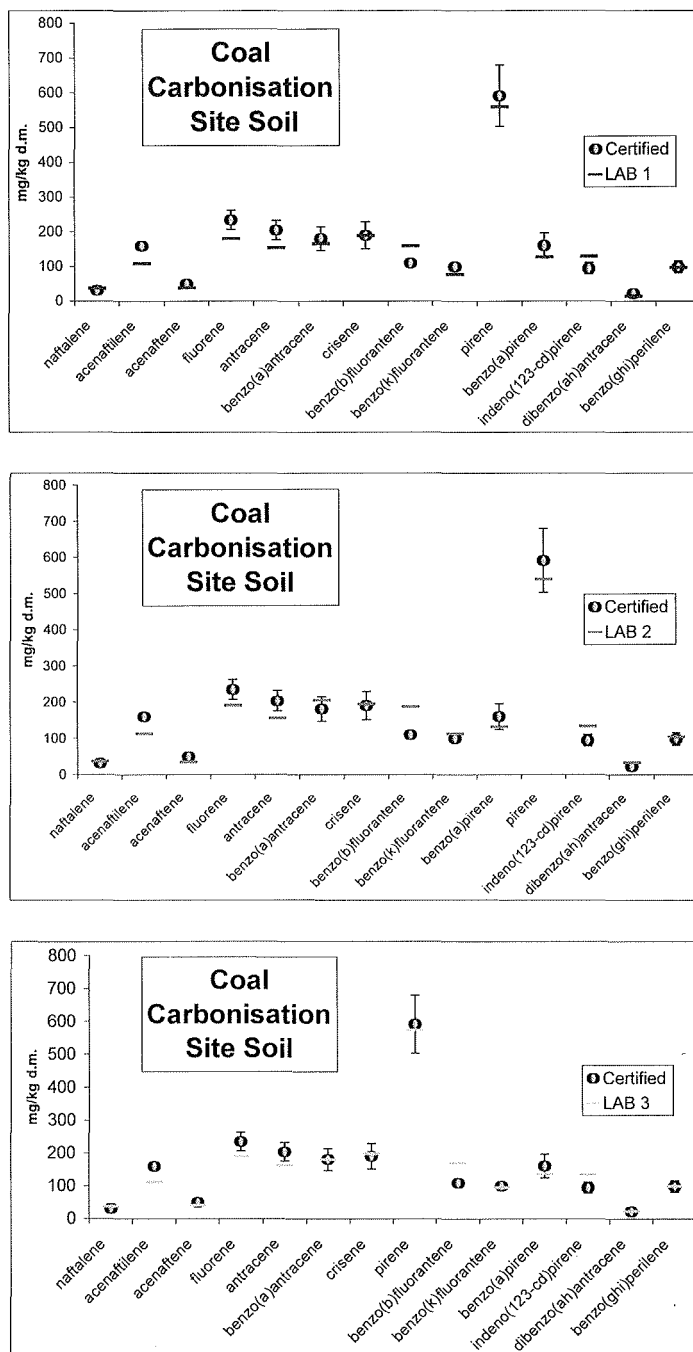


Figura 2. Valori di concentrazione degli IPA rilevati dai tre laboratori (LAB1, LAB2, LAB3) confrontati con i valori di riferimento certificati

Tabella I. Analisi statistica del dato relativo al parametro dibenzo(a,h)antracene

Dibenzo(a,h)antracene	Valore Certificato	Valore Trovato	$s_r$	$s_R$
Dato tal quale	23 ± 3	24,4	4,6	10,3
Dato vagliato	23 ± 3	19,5	2,1	6,0

Legenda:  $s_r$  = varianza di ripetibilità;  $s_R$  = varianza di riproducibilità

Dall'analisi della tabella 1 si può notare che mentre il dato preso tal quale presenta un valore medio praticamente coincidente con quello certificato, evidenziando però un valore molto alto della varianza di riproducibilità, lo stesso dato sottoposto ad analisi statistica mostra valori di varianza considerevolmente più bassi ma allo stesso tempo si abbassa anche il valore medio trovato, mettendo in luce una generalizzata sottostima da parte dei laboratori coinvolti.

Sulla base di quanto riportato si evidenzia che valutare solo il valore medio delle risultanze analitiche può portare alla perdita di informazioni molto utili, soprattutto quando i valori sono prossimi ai limiti stabiliti dalla normativa.

## 2° Caso Studio

Nel secondo caso studio la prova di validazione ha coinvolto tre laboratori per la verifica delle risultanze analitiche di parametri inorganici, in particolare per il parametro arsenico.

Come materiali di riferimento certificati sono stati utilizzati IAEA 356 in matrice sedimento marino inquinato (CRM A) e BCR 141R in matrice suolo calcareo (CRM B), al fine di rappresentare una situazione il più simile possibile alla realtà del sito in esame.

Le seguenti Figure 3 e 4 riportano i valori di As riscontrati nei due CRM e confrontati con i rispettivi valori certificati.

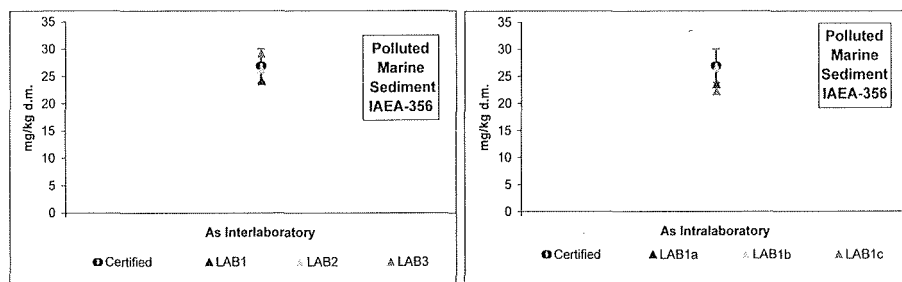


Figura 3. Confronto tra i valori di As trovati e quelli certificati per il CRM A in matrice sedimento marino inquinato

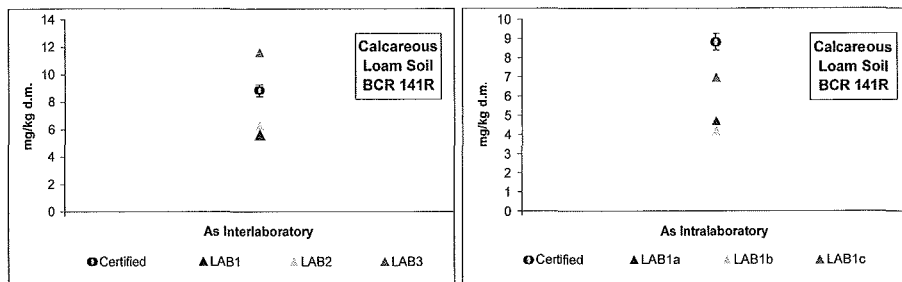


Figura 4. Confronto tra i valori di As trovati e quelli certificati per il CRM B in matrice suolo calcareo

Da tale analisi risulta un buon grado di precisione ed accuratezza raggiunto da tutti e tre i laboratori partecipanti nel caso del CRM A a concentrazione maggiore, mentre il CRM B a concentrazione di As più bassa ha evidenziato da parte dei laboratori una generale mancanza di qualità del dato sia in termini di ripetibilità che di riproducibilità, come riportato nella successiva Tabella 2.

Tabella 2. Confronto statistico tra i valori di As riscontrati nei due CRM utilizzati

	Valore Certificato	Valore trovato	$s_r$	$s_R$
CRM A	26,9 ± 3,1	26,5	1,5	2,7
CRM B	8,84 ± 0,43	7,78	0,5	2,8

I dati statistici riportati nella precedente tabella permettono dunque di evidenziare per l'As un punto critico in termini di determinazione analitica che risulta essere nell'intorno del valore 8-10 mg/kg sul campione.

### 3° Caso Studio

L'ultimo caso studio considerato ha visto partecipare un solo laboratorio al quale però sono stati consegnati tre materiali di riferimento: USGS - MAG1 in matrice sedimenti marini, USGS - GXR2 in matrice suolo inquinato e CCRMP - SO4 in matrice suolo argilloso, a concentrazioni diverse per gli analiti presenti.

Il dato uscente da questo esercizio di validazione riguarda principalmente il valore di varianza di ripetibilità intralaboratorio. La seguente Figura 5, scelto come la più rappresentativa, mostra i valori rilevati sul materiale di riferimento MAG1.

L'analisi dei tre grafici evidenzia l'elevato livello di qualità raggiunto (in particolare in termini di accuratezza) dal laboratorio in esame, dato del resto confermato anche dai valori riscontrati negli altri due CRM non riportati nel presente studio.

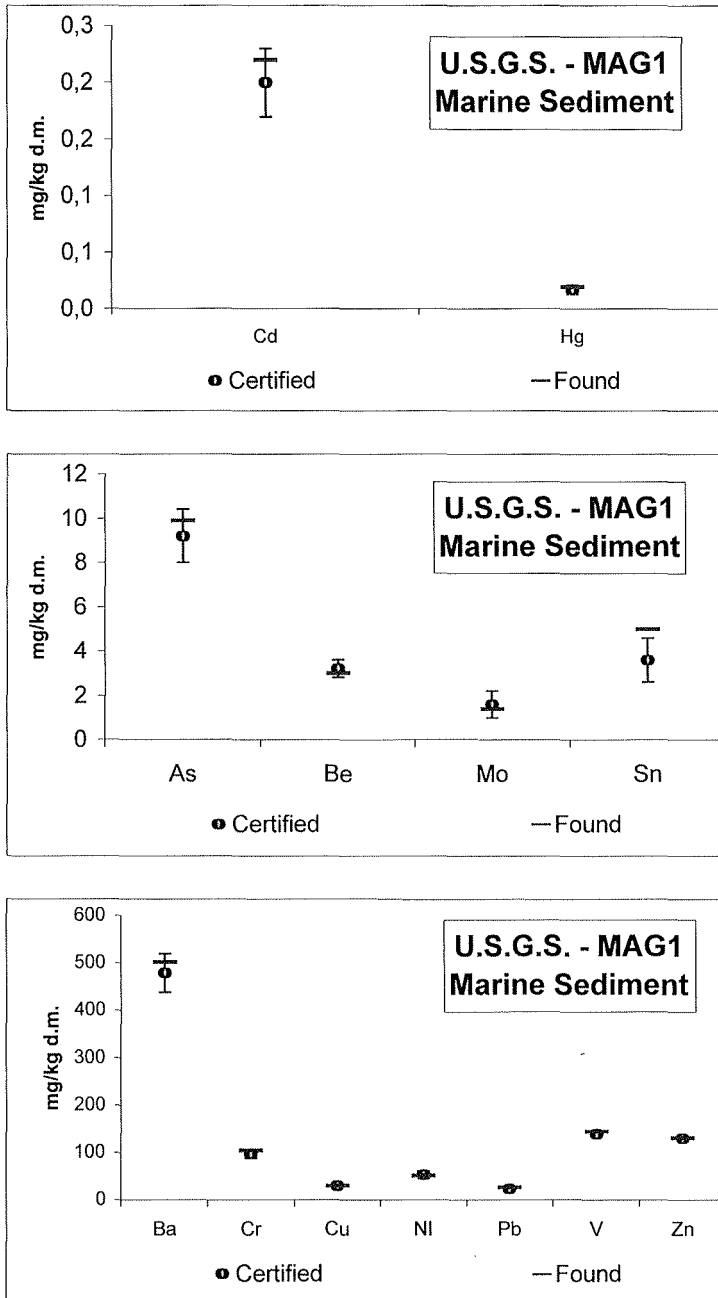


Figura 5. Confronto tra i valori dei metalli pesanti trovati e quelli certificati per il CRM in matrice sedimento marino

## **Conclusioni**

I casi studio riportati in questo lavoro hanno permesso di evidenziare, attraverso l'uso di materiali di riferimento e delle Buone Pratiche di Laboratorio, sia le problematiche comuni riguardanti la "qualità del dato", dove la parola *dato* dovrebbe essere intesa come espressione finale della correttezza/non-correttezza di una serie di procedure standardizzate, sia l'importanza della gestione, elaborazione e rappresentazione del dato stesso. Infatti l'elaborazione statistica permette di chiarire eventuali situazioni anomale (ad esempio la tendenza alla sottostima o sovrastima di uno o più valori da parte di un circuito di laboratori) e fornire informazioni utili riguardo la validità di procedure analitiche adottate (o in via di validazione) se applicate a matrici e realtà operative complesse.

## **Bibliografia**

- DECRETO MINISTERIALE 25 GENNAIO 1999 N.471. Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'art. 17 del D. lgs 5 febbraio 1997, n.22. *Gazzetta Ufficiale - Serie Generale n. 293 del 15/12/1999*.
- ISO/IEC GUIDE 43-1 (1996a) "Proficiency testing by interlaboratory comparison – Part 1: development and operation of proficiency testing schemes".
- ISO/IEC GUIDE 43-2 (1996b) "Proficiency testing by interlaboratory comparison – Part 2: selection and uses of proficiency testing schemes by laboratory accreditation bodies".
- ISO 5725-1 (1994a) "Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results – Part 1: general principles and definitions".
- ISO 5725-2 (1994b) "Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results – Part 2: basic method for the determination of repeatability and reproducibility of a standard measurement method".



## *DISTRIBUZIONE DI ELEMENTI POTENZIALMENTE TOSSICI (PTE) ALL'INTERFACCIA SUOLO/AMBIENTE IN UN TRANSETTO DELLA VALCHIAVENNA (SONDRIO)*

A. Buondonno <sup>1</sup>, S. Chersich <sup>2</sup>, R. Comolli <sup>2</sup>, E. Coppola <sup>1</sup>,

A. Letizia <sup>1</sup>, F. Previtali <sup>2</sup>, M. Samaria <sup>1</sup>, S. Solaro <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli

<sup>2</sup> Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano-Bicocca

### **Abstract**

A pilot study was started aiming at evaluating the spatial distribution of Potentially Toxic Elements (PTE) in alpine environment. Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn were determined in A and Oi horizons of six soil profiles along a toposequence in Valchiavenna (Sondrio district). The total PTE content in soil A horizons increased as Cd < Cu < Ni < Cr < Pb < Zn, with mean values of 1.46, 17.89, 31.53, 32.03, 71.03 e 106.00 mg/kg, respectively. These values lie within the normal range for agricultural soils, and are below the respective critical pollution thresholds. For the same horizons, the content of EDTA-extractable PTE increased as Cr < Cd < Ni < Cu < Zn < Pb, with mean values of 0.13, 0.46, 1.38, 3.16, 8.53 e 29.58 mg/kg, respectively. In Oi horizons the total PTE content increased as Cd < Cr < Cu < Ni < Zn < Pb, with mean values of 0.14, 2.70, 16.47, 20.05, 28.93 e 50.68 mg/kg, respectively. An Index of Accumulation of PTE at the Soil/Environment Interface (SEIAI) was calculated by the ratio [PTE] Oi/[PTE] A. The spatial multivariate analysis of principal components on a GIS base evidenced a significant increase of Zn-SEIAI with the altitude from 1110 to 2350 m asl, thus suggesting a possible environmental impact by a diffuse atmospheric Zn pollution.

**Key-words:** potentially toxic elements, soil/environment relationships, spatial multivariate analysis, GIS

### **Riassunto**

E' stato avviato uno studio pilota finalizzato a valutare la distribuzione spaziale di elementi potenzialmente tossici (PTE) in ambiente alpino. E' stato analizzato il contenuto di Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn negli orizzonti A e Oi di sei profili di una toposequenza in Valchiavenna (SO). Negli orizzonti A, il contenuto totale di PTE è risultato crescente secondo l'ordine Cd < Cu < Ni < Cr < Pb < Zn, con valori medi pari a 1,46; 17,89; 31,53; 32,03; 71,03 e 106,00 mg/kg, rispettivamente. Tali valori rientrano nei normali campi di variabilità,

e sono al di sotto delle soglie critiche di contaminazione. Negli stessi orizzonti, la concentrazione delle forme EDTA-estraiibili è risultata crescente secondo l'ordine  $Cr < Cd < Ni < Cu < Zn < Pb$ , con valori medi di 0,13; 0,46; 1,38; 3,16; 8,53 e 29,58 mg/kg, rispettivamente. Negli orizzonti Oi il contenuto di PTE è risultato crescente secondo l'ordine  $Cd < Cr < Cu < Ni < Zn < Pb$ , con valori medi pari a 0,14; 2,70; 16,47; 20,05; 28,93 e 50,68 mg/kg, rispettivamente. E' stato altresì calcolato un Indice di Accumulo all'Interfaccia Suolo/Ambiente (IAISA) sulla base del rapporto  $[PTE]-Oi/[PTE]-A$ . L'analisi spaziale multivariata con estrazione delle componenti principali su base GIS ha evidenziato un significativo incremento dei valori di IAISA-Zn lungo il transetto da quota 1110 a 2350 m slm, suggerendo una contaminazione da Zn da fonti atmosferiche diffuse.

**Parole chiave:** elementi potenzialmente tossici, rapporti suolo/ambiente, analisi spaziale multivariata, GIS

### **Introduzione**

Nel comprensorio della Valchiavenna (SO) è attualmente in corso il progetto di ricerca "Laboratorio Valchiavenna", finalizzato alla sperimentazione di un programma integrato di controllo della qualità dell'ambiente nell'arco alpino utilizzando il sito della Valchiavenna quale laboratorio naturale. Il progetto, articolato in differenti linee d'indagini climatiche, geochimiche, geologiche, idrologiche e idrogeologiche, pedologiche e vegetazionali, è coordinato dal Centro di Studio per la Geodinamica Alpina e Quaternaria del CNR di Milano. La scelta della Valchiavenna come bacino-pilota è stata determinata dalle peculiari caratteristiche di tale territorio, in cui, nell'ambito di un comprensorio di modesta estensione, si riscontrano forti dislivelli altimetrici e condizioni pedoclimatiche e vegetazionali notevolmente differenziate: in circa 30 km, qual è la lunghezza totale della Valchiavenna, si passa da un ambiente lacustre di pianura, il lago di Novate Mezzola posto a 199 m s.l.m., ad ambienti tipicamente alpini come il ghiacciaio del Ferrè, situato a ridosso dell'omonimo Pizzo a 3104 m slm. La zona è inoltre scarsamente antropizzata: poche, infatti, sono le industrie presenti e relativamente scarsi sono gli insediamenti abitati.

Tali considerazioni fanno sì che la valle conservi ancora un certo grado di naturalità in termini di forme del territorio e di parametri chimico-fisici di qualità dell'ambiente, condizioni necessarie per definire degli standard di riferimento affidabili. Inoltre, in conseguenza dell'orientazione nord-sud e della quota relativamente modesta del Passo dello Spluga (2118 m slm), la Valchiavenna è attraversata da correnti aeree che mettono in comunicazione la Pianura Padana con il centro Europa, e pertanto può rappre-

sentare un canale preferenziale di deposizione atmosferica di contaminanti provenienti da zone più intensamente antropizzate. Questo lavoro si inserisce nella linea di ricerca sui meccanismi di interazione tra rocce, suoli, acque e vegetazione al fine di monitorare la presenza e l'accumulo di Elementi Potenzialmente Tossici (PTE) (Alloway, 1995) di natura endogena ed esogena. Lo studio costituisce lo sviluppo ed approfondimento di precedenti indagini condotte in un transetto della Valchiavenna (Bertolino *et al.*, 1999), con specifico riferimento alla distribuzione di Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, all'interfaccia suolo/ambiente, ovvero negli orizzonti organici Oi e negli orizzonti A di alcuni profili rappresentativi.

### **Materiali e metodi**

I suoli sono stati classificati secondo il sistema WRBSR (FAO, 1998). Le analisi dei suoli sono state condotte secondo i metodi ufficiali (MIPAF, 2000).

Per ciascuno degli elementi considerati, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, è stato elaborato un *Indice di Accumulo all'Interfaccia Suolo/Ambiente* (IAISA) calcolato secondo l'espressione  $IA = [PTE]_{Oi} / [PTE]_A \cdot 100$ , dove  $[PTE]_{Oi}$  rappresenta la concentrazione delle forme totali dei PTE nell'orizzonte organico Oi e  $[PTE]_A$  rappresenta la concentrazione delle forme totali dei PTE nell'orizzonte di superficie A.

Le forme totali di PTE presenti nel suolo e nell'orizzonte Oi sono state portate in soluzione tramite attacco con  $H_2O_2$  e acqua regia ( $HNO_3/HCl$  1:3 v/v) (AR) (MIPAF, 2000); le forme mobili dei PTE sono state estratte con EDTA secondo la procedura di Lakanen-Erviö (LE) (MIPAF, 2000); il contenuto di PTE negli estratti è stato determinato per spettrofotometria in assorbimento atomico.

L'Analisi multivariata delle Componenti Principali (ACP) e l'estrazione dei fattori della soluzione ortogonale della matrice dei dati sperimentali sono state realizzate tramite il software StatView (1997). Secondo il procedimento descritto da Buondonno *et al.* (2002), sulla base dei risultati dell'ACP è stata calcolata la funzione *Rilevanza Territoriale* (RT) del fattore, data da:

$$RT = v_{X1} \cdot s_{X1} + v_{X2} \cdot s_{X2} + v_{X3} \cdot s_{X3} + \dots + v_{Xn} \cdot s_{Xn}$$

dove, per ciascun profilo investigato,  $v_{Xn}$  sono i valori sperimentali assunti da ciascuna delle  $X_n$  variabili incluse nell'ACP, e  $s_{Xn}$  sono gli *scores* della soluzione ortogonale associati a ciascuna variabile nel fattore considerato.

L'interpolazione spaziale e la rappresentazione su Digital Elevation Model (DEM) della funzione *RT* sono state realizzate utilizzando il software GIS ILWIS 2.2 (1998).

## Risultati

### Area di studio

L'area di studio è un transetto laterale della Valchiavenna che si estende con orientamento O-E da Campodolcino a Passo dell'Angeloga (Figura 1, Tabella 1). Le stazioni di riferimento sono situate in Val S. Giacomo ed in Val Rabbiosa, lungo un profilo altimetrico variabile da 1110 m slm (Corti) a 2350 m slm (Passo dell'Angeloga), con accentuata acclività e pendenza media ca. 50%. La copertura vegetale è tipica dell'ambiente alpino, variabile lungo la quota da prato mesofilo, a lariceto, festuceto-nardeto, curvuleto. L'uso prevalente è a pascolo o fustaia.

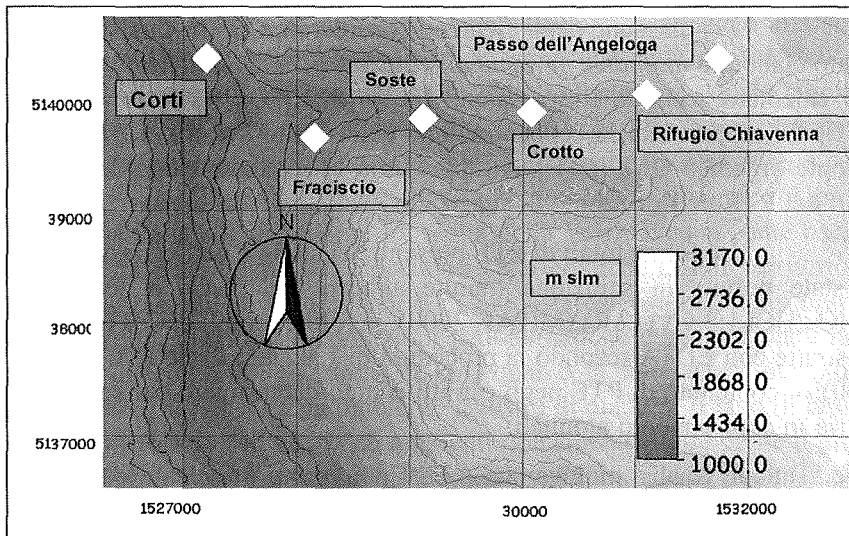


Figura 1. Ubicazione delle stazioni (coordinate chilometriche Gauss-Boaga)

### Suoli

I pedotipi identificati afferiscono ai gruppi dei Cambisols, Podzols ed Umbrisols, su substrato generalmente detritico, rappresentati prevalentemente dalle unità Dystric e Skeletic (Tabelle 1, 2). La tessitura è di

norma franco-sabbiosa ed il grado di reazione fortemente acido, con  $\text{pH-H}_2\text{O} \leq 4,5$  e  $\text{pH-KCl} < 4,0$ ; le condizioni distriche ed iperdistiche sono determinate dal bassissimo grado di saturazione in basi, che raggiunge valori minimi ( $\text{GSB} < 10\%$ ) nel Cambisol di Fraciscio e nel Podzol di Passo dell'Angeloga; nonostante lo scarso contenuto di argilla, la CSC è medio-alta, in relazione agli elevati contenuti di C organico particolarmente alle alte quote.

Tabella 1. Descrizione delle stazioni

Località	Quota <sup>1</sup>	Classificazione (WRBSR)	Substrato	Vegetazione	Uso del suolo
Corti	1110	Dystri-Skeletic Cambisol	dt. <sup>2</sup> di falda e alluvionale	Prato mesofilo	Prato da sfalcio
Fraciscio	1320	Hyperdystri-Skeletic Cambisol	dt. morenico	Lariceto prativo	Fustaia pascolata
Soste	1485	Skeletic Umbrisol	dt. di falda	Lariceto rado	Fustaia
Crotto	1808	Skeleti-Humic Umbrisol	dt. di falda	Erbacea mesofila	Incolto pascolato
Rifugio Chiavenna	2100	Skeleti-Fluvic Cambisol (Hyperdystric)	dt. di conoide e di frana	Festuceto-nardeto	Pascolo
Passo dell'Angeloga	2350	Skeletic Podzol	dp. <sup>3</sup> morenico su scisti	Curvuleto	Prato pascolato

1: m slm; 2: dt., detrito; 3: dp., deposito

Tabella 2. Caratteristiche degli orizzonti A

Stazione (Classificazione) <sup>1</sup>	Quota	Txt <sup>2</sup>	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	C g/kg	CSC cmol <sub>[+]</sub> /kg	GSB %
Corti (CMdy-sk)	1110	FS	4,3	3,7	24,5	13,22	29,95
Fraciscio (CMdyh-sk)	1320	F	3,7	3,2	81,2	25,25	6,57
Soste (UMsk)	1485	FS	4,5	3,8	51,8	18,67	32,78
Crotto (UMsk-hu)	1808	FS	4,1	3,6	40,0	24,15	22,24
Rifugio Chiavenna (CMsk-fv[dyh])	2100	FS	3,9	3,4	83,7	26,80	11,98
Passo dell'Angeloga (PZsk)	2350	FS	3,6	2,9	101,7	44,38	8,77

1: codici WRBSR gruppi/unità; 2: tessitura.

### Distribuzione dei PTE negli orizzonti A

Le quantità totali dei PTE-AR negli orizzonti A (Tabella 3) sono risultate generalmente crescenti nell'ordine  $Cd < Cu < Ni < Cr < Pb < Zn$ , con valori medi pari a 1,46; 17,89; 31,53; 32,03; 71,03 e 106,00 mg/kg, rispettivamente. Tali valori rientrano ampiamente nei limiti di variabilità riportati in letteratura (Alloway, 1995; Kabata-Pendias e Pendias, 1992; Pais e Jones, 1997). Concentrazioni tendenzialmente più elevate per suoli non argillosi come quelli esaminati, ma comunque nella norma, si accertano per Pb e Ni lungo tutto il transetto, per Zn nel Cambisol di Corti e negli Umbrisol di Soste e Crotto, e, più sporadicamente, per Cd nel Cambisol di Rifugio Chiavenna. In tutti i casi, le quantità accertate sono significativamente inferiori alle soglie indicate per i suoli contaminati (Alloway, 1995; Kabata-Pendias e Pendias, 1992; Pais e Jones, 1997). La concentrazione delle forme mobili PTE-LE si ripartisce diversamente rispetto alle forme totali, e risulta crescente secondo l'ordine  $Cr < Cd < Ni < Cu < Zn < Pb$ , con valori medi pari a 0,13; 0,46; 1,38; 3,16; 8,53 e 29,58 mg/kg, rispettivamente (Tabella 4). La distribuzione relativa dei PTE-LE nei diversi suoli è generalmente abbastanza omogenea; fanno eccezione le concentrazioni di Cu-LE, che tendono a diminuire con la quota, e quelle di Zn-LE, che assumono valori più elevati nei due Umbrisol e nel Cambisol di Rifugio Chiavenna.

Tabella 3. Distribuzione dei PTE nel suolo. Forme totali (AR, mg/kg)

Stazione (Classificazione) <sup>1</sup>	Quota	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Corti (CMdy-sk)	1110	1,26	44,55	30,73	46,88	81,79	159,96
Fraciscio (CMdyh-sk)	1320	1,06	29,90	19,13	32,56	85,04	84,18
Soste (UMsk)	1485	0,97	38,61	23,06	33,61	79,20	147,76
Crotto (Umsk-hu)	1808	0,73	43,22	18,98	40,23	68,11	102,25
Rifugio Chiavenna (CMsk-fv[dyh])	2100	3,59	16,30	8,18	20,96	76,19	82,42
Passo dell'Angeloga (PZsk)	2350	1,13	19,58	7,27	14,93	35,84	59,47

1: codici WRBSR gruppi/unità.

Tabella 4. Distribuzione dei PTE nel suolo. Forme mobili (LE, mg/kg)

Stazione (Classificazione) <sup>1</sup>	Quota	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Corti (CMdy-sk)	1110	0,40	0,08	6,95	1,33	22,20	3,45
Fraciscio (CMdyh-sk)	1320	0,30	0,28	2,68	1,20	45,70	5,80
Soste (UMsk)	1485	0,65	0,08	4,50	1,83	35,45	17,75
Crotto (UMsk-hu)	1808	0,35	0,10	1,55	1,88	20,20	10,88
Rifugio Chiavenna (CMsk-fv[dyh])	2100	0,45	0,15	1,48	1,03	29,95	10,41
Passo dell'Angeloga (PZsk)	2350	0,58	0,10	1,78	0,98	23,95	2,88

1: codici WRBSR gruppi/unità.

#### Distribuzione dei PTE negli orizzonti Oi

Nei suoli esaminati; l'orizzonte Oi è costituito essenzialmente da residui vegetali debolmente decomposti, accumulatisi nel tempo alla superficie del suolo, e quindi più durevolmente esposti ad eventuali fonti di contaminazione esogene. Esso pertanto può rappresentare adeguatamente il comparto di interfaccia per lo studio e la valutazione delle relazioni ed interazioni suolo/ambiente. Le quantità di PTE accertate negli orizzonti Oi è risultata crescente secondo l'ordine  $Cd < Cr < Cu < Ni < Zn < Pb$ , con valori medi pari a 0,14; 2,70; 16,47; 20,05; 28,93 e 50,68 (Tabella 5). Tale ordine è sostanzialmente diverso da quello accertato sia per le forme totali PTE-AR che per le forme mobili PTE-LE nell'orizzonte A.

#### Distribuzione dell'Indice di Accumulo all'Interfaccia Suolo/Ambiente (IAISA)

La tabella 6 riporta gli Indici di Accumulo all'Interfaccia Suolo/Ambiente (IAISA) calcolati per i suoli esaminati. I valori degli IAISA, crescenti secondo l'ordine  $Cr < Cd < Zn < Ni < Pb < Cu$ , sono risultati, in media, pari a 9,76; 13,30; 30,90; 64,26; 66,89 e 100,45, rispettivamente. La loro distribuzione è tuttavia ampiamente variabile, eterogenea e dis-

continua, sia in relazione all'elemento considerato, sia in relazione alle tipologie pedologiche ed alla quota. Fanno eccezione gli IAISA di Zn, i cui valori, pur se modesti, tendono ad aumentare con la quota.

Tabella 5. Distribuzione dei PTE nell'orizzonte Oi (AR, mg/kg)

Stazione (Classificazione) <sup>1</sup>	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Corti (CMdy-sk)	0,10	2,72	22,05	31,76	57,13	21,87
Fraciscio (CMdyh-sk)	0,10	3,16	20,03	8,18	61,57	22,92
Soste (UMsk)	0,35	2,49	23,47	31,99	82,85	38,42
Crotto (UMsk-hu)	0,10	3,06	13,42	19,15	55,60	27,02
Rifugio Chiavenna (CMsk-fv[dyh])	0,10	3,79	12,80	23,78	39,34	30,94
Passo dell'Angeloga (PZsk)	0,10	1,01	7,08	5,45	7,60	32,43

Tabella 6. Distribuzione dell'Indice di Accumulo all'Interfaccia Suolo/Ambiente (IAISA)

Stazione (Classificazione) <sup>1</sup>	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Corti (CMdy-sk)	7,91	6,10	71,75	67,76	69,85	13,67
Fraciscio (CMdyh-sk)	9,41	10,56	104,67	25,13	72,40	27,23
Soste (UMsk)	36,16	6,46	101,75	95,18	104,61	26,00
Crotto (UMsk-hu)	13,68	7,07	70,72	47,60	81,64	26,42
Rifugio Chiavenna (CMsk-fv[dyh])	2,78	23,26	156,41	113,43	51,63	37,54
Passo dell'Angeloga (PZsk)	8,86	5,14	97,37	36,46	21,21	54,53

#### Stima dei fattori di associazione e rappresentazione della Funzione di Rilevanza Territoriale

Ai fini dell'interpretazione e descrizione sintetica della variabilità complessa osservata, i valori degli IAISA calcolati per ciascun elemento, congiuntamente ai valori della quota di ciascuna stazione, sono stati sottoposti ad Analisi multivariata delle Componenti Principali (ACP).



La soluzione ortogonale dell'ACP ha consentito di estrarre tre "Fattori di Associazione" delle variabili considerate, i cui coefficienti e livelli di varianza esplicita sono riportati in tabella 7. L'insieme dei tre fattori esplica il 99.7% della varianza totale relativa ai parametri considerati. L'analisi comparata dei coefficienti indica che il fattore I, ovvero il fattore che esplica la maggiore aliquota di varianza (47,8%), associa l'incremento del valore dell'IAISA-Zn alla quota delle stazioni. Lo stesso fattore associa inoltre, con tendenza inversa e minore significatività, la variazione dell'IAISA-Pb; il fattore II, meno rilevante (varianza = 29,9%), evidenzia la tendenza degli IAISA di Cr, Cu e Ni ad associarsi occasionalmente ed indipendentemente dalla quota; infine, l'andamento dell'IAISA-Cd si discosta sia dalle variazioni di quota che dalla distribuzione degli IAISA relativi agli altri elementi considerati (fattore III).

Ai fini della rappresentazione cartografica e della lettura territoriale del fattore principale considerato, è stata elaborata la funzione Rilevanza Territoriale del fattore (RT). I valori assunti da RT in ciascuna stazione, normalizzati ed interpolati tramite le routine di calcolo del software GIS ILWIS 2.2, sono state restituite in un Digital Elevation Model schematico (DEM) (Figura 2). Il DEM evidenzia chiaramente come la funzione di Rilevanza del fattore  $\{ \text{Quota, Zn, (-Pb)} \}$  si distribuisca con continuità e con valori crescenti lungo il profilo altimetrico del transetto investigato. Tale distribuzione suggerisce un possibile contributo delle deposizioni atmosferiche ai fenomeni di accumulo dello Zinco alla superficie del suolo. Tale elemento, infatti, può essere immesso nell'ambiente come contaminante del pulviscolo atmosferico da fonti antropiche extra-agricole, e può essere facilmente trasportato in quota e successivamente ridistribuito e depositato anche in aree non direttamente interessate da attività industriali (Alloway, 1995).

Tabella 7. Coefficienti dei *Fattori di Associazione* IAISA/quota (ACP, soluzione ortogonale)

Variabile	Coefficienti I fattore	Coefficienti II fattore	Coefficienti III fattore
Quota	0,937	0,199	-0,089
IAISA-Cd	-0,130	-0,105	0,977
IAISA-Cr	0,058	0,913	-0,358
IAISA-Cu	0,332	0,885	-0,134
IAISA-Ni	-0,100	0,845	0,340
IAISA-Pb	-0,719	0,053	0,637
IAISA-Zn	0,986	0,046	-0,107
Eigenvalue	3,343	2,093	1,098
Varianza %	47,8	29,9	15,7
$\{ \text{Associazione} \}$	$\{ \text{Quota, Zn, (-Pb)} \}$	$\{ \text{Cr, Cu, Ni} \}$	$\{ \text{Cd} \}$

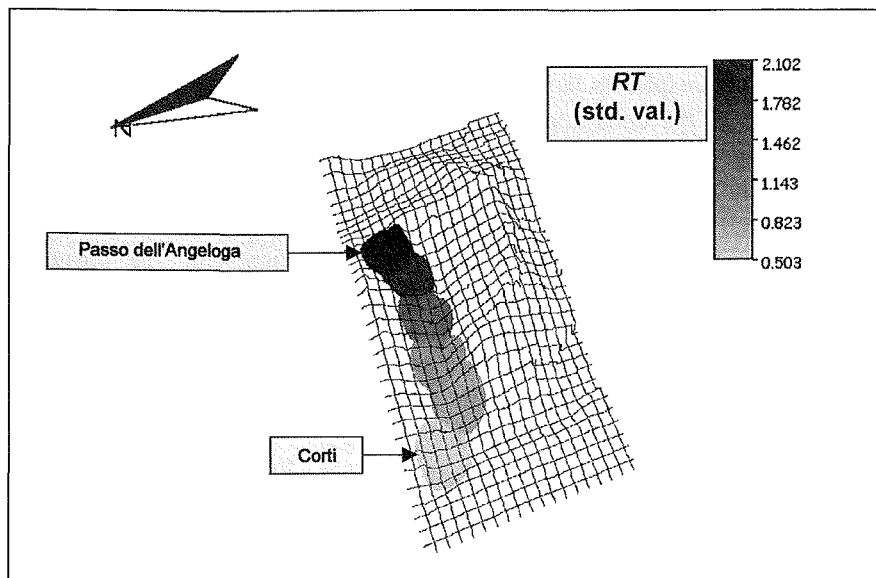


Figura 2. DEM della distribuzione della funzione di Rilevanza Territoriale (RT) del fattore  $\{Quota, Zn, (-Pb)\}^t$ ; valori standardizzati

Recenti studi condotti in Italia su siti a differente impatto antropico (Cenci *et al.*, 2001; Mantovi *et al.*, 2002) hanno peraltro evidenziato che le deposizioni atmosferiche sono una delle principali fonti extra-agricole di contaminazione dei suoli da PTE, e che i ratei di deposizione al suolo dello Zinco sono i più elevati in assoluto, con valori di ca. 100-330 g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, dello stesso ordine di grandezza di quelli accertati in diversi siti industriali in Europa.

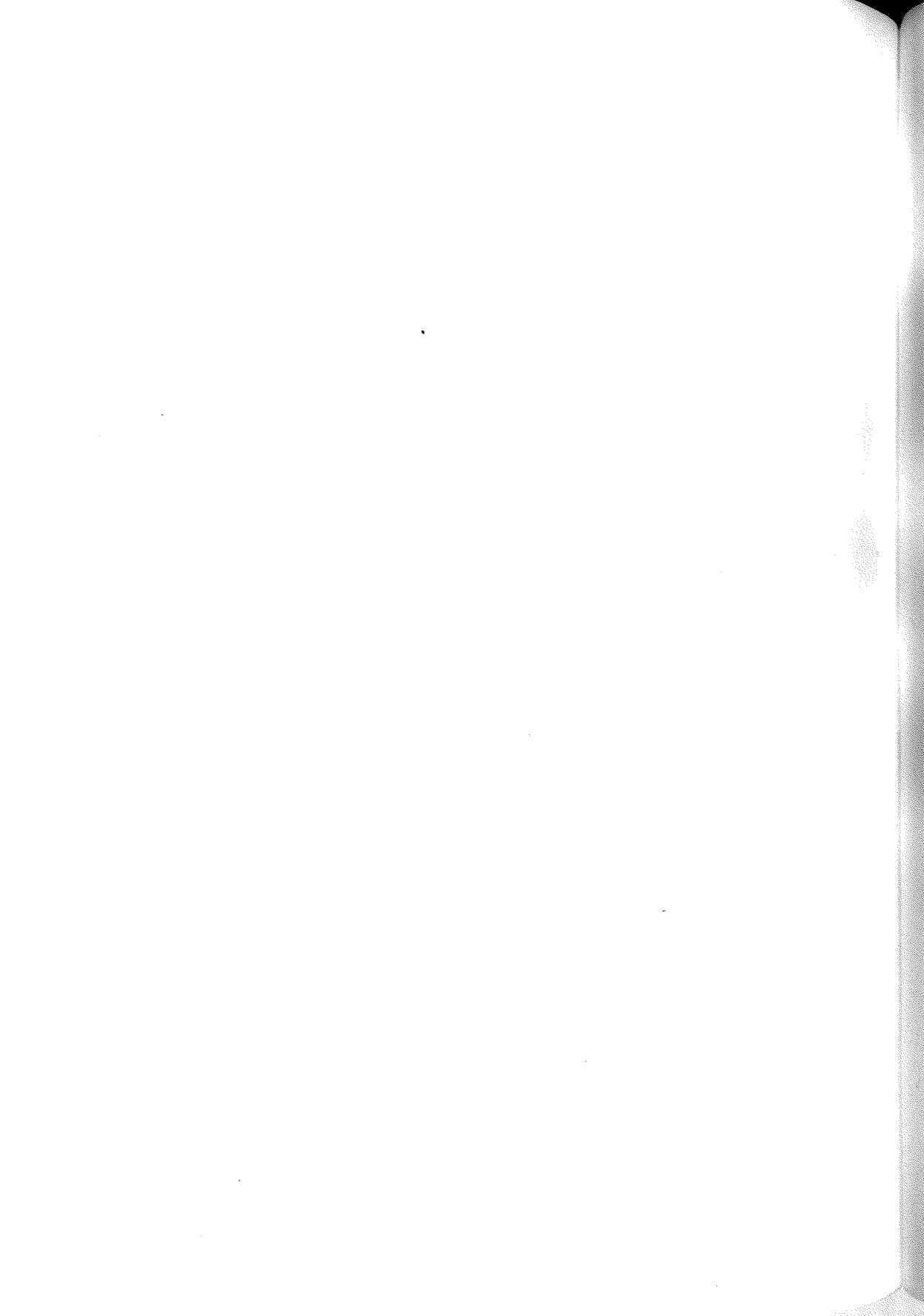
### **Conclusioni**

Nei suoli esaminati, la concentrazione di Elementi Potenzialmente Tossici accertata negli orizzonti di superficie A rientra nei campi di variabilità riportati in letteratura per suoli non contaminati. Peraltro, il limitato impatto antropico e l'assenza di evidenti fonti puntuali di contaminazione fanno ritenere che nel transetto studiato sussistano condizioni di naturalità e che la dinamica dei suoli sia minimamente o per nulla influenzata dall'uomo. Pertanto, le più elevate concentrazioni delle forme totali o delle forme mobili sporadicamente osservate per taluni elementi andrebbero verosimilmente ascritte a fattori e processi geogenici/pedogenici (Kabata-

Pendias e Pendias, 1992). Tuttavia, la valutazione comparata degli Indici di Accumulo all'Interfaccia Suolo/Ambiente, la trattazione geostatistica multivariata e l'analisi spaziale della loro distribuzione ed associazione evidenzia un modesto ma significativo incremento dello Zinco all'aumentare della quota, e suggerisce un possibile contributo delle deposizioni atmosferiche alla contaminazione da Zn degli orizzonti Oi lungo la direttrice E-O del transetto. Tale ipotesi verrebbe suffragata anche dalle modeste concentrazioni delle forme totali e EDTA-estraibili di Zn accertate nel suolo. Sviluppi futuri della ricerca saranno indirizzati verso la caratterizzazione dei sistemi pedologici degli altri ambienti della Val Chiavenna e verso l'elaborazione di un modello integrato di distribuzione dei PTE nei comparti suolo/pianta.

### **Bibliografia**

- ALLOWAY B.J. (Ed.) -1995. Heavy metals in soils, 2d ed., Blackie Academic and Professional, Glasgow, UK.
- BERTOLINO F., BUONDONNO A., CHERSICH S., COMOLLI R., COPPOLA E., MOIA F., PATRINI B., PREVITALI F., SALVI M. E SOLARO S. - 1999. I suoli dell'alta Valchiavenna (Sondrio) e il loro significato quali indicatori di contaminazione in ambiente alpino. Abstracts Conv. Naz. S.I.S.S. "La Scienza del Suolo in Italia. Bilancio di fine secolo", Gressoney St. Jean, Aosta, 22-25 giugno 1999, 27.
- BUONDONNO A., P. BIDELLO, S. BRENNIA, E. COPPOLA, D. DI SERAFINO E C. GLORIOSO - 2002. Valutazione spaziale dei pedocaratteri tramite Analisi delle Componenti Principali. Indagine preliminare su un areale dell'Oltrepo Mantovano. Abstracts Conv. Naz. SISS «La Conservazione della Risorsa Suolo», S. Silva Ed., Piacenza 2002, 32. (lavoro in extenso in questo volume).
- 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*, 33: 44-51.
- FAO-ISRIC-ISSS. -1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84, Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- ILWIS 2.2. 1998. ITC ILWIS Development, PCI Geomatics, Richmond Hill, Canada.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. -1992, Trace elements in soils and plant, 2nd ed., CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 1992.
- M.I.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.
- MANTOVI P., CENCI R.M. E PICCININI S. - 2002. La rilevanza delle fonti extra-agricole ed agricole di metalli pesanti per i suoli italiani. *Ingegneria Ambientale* (in stampa).
- PAIS I. AND JONES J.B. - 1997. The handbook of trace elements. St. Lucie Press, Boca Raton, USA.
- STATVIEW FOR WINDOWS, VERSION 4.75 - 1997. Abacus Concepts., Inc., Berkeley, California.



# *APPLICAZIONE G.I.S. NELLA ELABORAZIONE DI UN INDICE DI QUALITÀ DEI SUOLI DEL COMUNE DI CESENA*

A. Buscaroli, G. Casalicchio, I. Muratori

Alma Mater Studiorum - Università Studi di Bologna - Corso di Laurea in Scienze Ambientali  
Via dell'Agricoltura, 5 - 48100 Ravenna

## **Abstract**

The progressive increasing of soils' degradation and the awareness of the limitation of the "soil resource", have brought many national and international organisms to interest themselves in defining representative indicators of soil's quality.

The index is a tool that allows to understand soils potentiality through the knowledge of well-defined parameters. The index could reveal the more or less vocation of soil in different agricultural exploitation.

The present job intends to propose a methodology for evaluating the agronomic quality of soils through the identification of an index (aQI). The first step has been to choose the set of representative parameters. The selected parameters are: soils texture, organic matter content, CEC, pH, total and active  $\text{CaCO}_3$ , total nitrogen, assimilable potassium and phosphorus. In addition, some more parameters have been used, such as moisture equivalent index, plasticity index, stability index, C/N ratio. Other data come from analysis of soils samples: assimilable heavy metals (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cd, Cr and Pb). For the study area, Cesena County, have been used available data and has been made a specific pedological survey in order to complete the set of missing data.

All these data have been managed with a Geographical Information System. The GIS allows the acquisition, analysis of data and the realization of the final project.

The index has been structured in a hierarchical model, making multi-criteria evaluation of the used parameters. The normalization and the attribution of the weights to each parameter have been done according to Saaty's theory (1977). All point data have been regionalized through the ordinary Kriging.

The final map gives an immediate information on soils' quality and agronomic potentiality and also underlines the general versatility and the utility of GIS in environmental and pedological studies.

---

**Key words:** soil quality index; GIS, case-study

## Riassunto

L'aumento progressivo della degradazione dei suoli e la consapevolezza sempre crescente della limitatezza della risorsa, hanno portato molti organismi nazionali ed internazionali ad interessarsi della definizione di un set rappresentativo di indicatori atti a valutare la qualità del suolo. Si tratta di un lavoro piuttosto arduo, poiché, alla complessità del "sistema suolo" va aggiunta la difficoltà di definire ed identificare cosa rappresenti e come possa essere stimata la qualità del suolo.

Gli indici di qualità del suolo devono fornire un quadro rappresentativo delle condizioni generali di fertilità e potenzialità agricola del suolo, al fine di poter pianificare una corretta gestione; identificare le aree con problemi di produttività; monitorare i cambiamenti nella sostenibilità e nella qualità ambientale, relazionata all'agricoltura; assistere le agenzie statali nella formulazione e valutazione dei programmi per un'agricoltura sostenibile (Granatstein, 1992).

Con il presente lavoro si intende proporre una metodologia di valutazione della qualità agronomica dei suoli mediante l'identificazione di un indice. Il primo passo è quello di identificare il set di parametri ritenuti necessari allo scopo del lavoro. Per la zona di studio, corrispondente al territorio comunale di Cesena, sono stati raccolti i dati disponibili ed è stata predisposta una campagna di campionamento pedologico specifica per completare il set di dati necessari.

Questi sono stati gestiti all'interno di un idoneo Sistema Informativo Geografico. Questo strumento ha consentito l'acquisizione, l'analisi dei dati e la realizzazione dei documenti finali.

L'indice è stato strutturato in maniera gerarchica, al fine di effettuare una valutazione multi-criteriale dei parametri utilizzati. La normalizzazione e l'attribuzione dei pesi ad ogni parametro sono stati effettuati sulla base della teoria del processo analitico gerarchico di Saaty (1977). Tutti i dati a carattere puntiforme sono stati regionalizzati mediante il Kriging ordinario.

Il prodotto cartografico finale fornisce un'informazione immediata sulla qualità agronomica dei suoli presenti nella zona indagata ed evidenzia la versatilità e l'utilità dell'impiego del GIS negli studi di carattere ambientale in generale e pedologico in particolare.

**Parole chiave:** indice di qualità del suolo, GIS, applicazione

## Introduzione

Diversi organismi internazionali (OCSE, 1993; OECD, 1999) e nazionali (ANPA, 2001) si stanno occupando di qualità del suolo; inoltre, sono diverse le definizioni di "qualità del suolo" che sono state proposte.

Alcuni Autori ritengono che la qualità del suolo sia una caratteristica che non può essere definita quantitativamente, poiché dipende da fattori esterni come l'uso del suolo, le pratiche agricole che vi sono applicate, le interazioni tra gli ecosistemi, le necessità economiche, ed altro ancora.

Per altri (Pierce, 1991), la qualità dei suoli deve rappresentare il suolo attraverso le sue caratteristiche intrinseche, che meglio lo caratterizzano come matrice naturale in grado di svolgere tutte le sue funzioni, poiché il suolo rappresenta una risorsa limitata, correlata sia alle proprie caratteristiche strutturali, sia all'influenza delle attività umane sullo stesso.

Tra le diverse definizioni proposte, quella elaborata da Doran e Parkin (1994) sembra essere la più condivisibile. Tali Autori indicano la qualità del suolo come "La capacità del suolo di interagire con l'ecosistema per mantenere la produttività biologica, la qualità ambientale e promuovere la salute animale e vegetale".

Al riguardo dei parametri atti a rappresentare le caratteristiche del suolo e quindi a definirne la qualità il dibattito è probabilmente ancora più ampio.

Una prima distinzione viene fatta tra parametri chimici, fisici e biologici con lo scopo di distinguere tra loro le diverse componenti ed i diversi processi che avvengono all'interno della matrice complessa del suolo.

A riguardo degli indicatori chimici, l'EPA (U.S. Environmental Protection Agency) ha proposto 1800 parametri mentre l'OCSE (Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo Economico) propone 58 indicatori di qualità dei suoli.

Anche l'Organizzazione Internazionale di Standardizzazione (ISO) ha istituito un comitato tecnico (TC 190) per la standardizzazione delle metodiche relative alla determinazione di alcuni parametri inerenti la qualità del suolo.

A livello nazionale oltre a norme UNI (Ente Nazionale Italiano di Unificazione), il CTN\_SSC (Centro Tematico Nazionale per il Suolo ed i Siti Contaminati) ha individuato all'interno dello schema di riferimento DPSIR (Driving forces, Pressure, State, Impact and Response) una lista generale di indicatori con diversa priorità (Nappi, 2000).

Allo stato attuale comunque sembra plausibile ritenere che i parametri da utilizzarsi nella elaborazione di indici di qualità, siano di volta in volta da individuare in funzione delle destinazioni d'uso del suolo e delle problematiche territoriali.

## Materiali e metodi

Definire la qualità di un suolo significa innanzi tutto individuare i parametri che permettono un'esauriente descrizione del suolo stesso. A tal proposito, considerando solamente l'utilizzo agricolo del suolo, sono stati identificati i parametri basilari per definire la qualità agronomica dei suoli. Questi sono stati individuati consultando le varie proposte precedentemente citate, in particolare l'elenco degli indicatori di stato proposti dal CTN\_SSC opportunamente integrato con altri parametri ritenuti significativi.

I dati necessari alla ricerca derivano da campagne pedologiche realizzate dall'ARPA tra il 1990 ed il 1995 e da campionamenti effettuati ad hoc, per integrare i dati mancanti, ritenuti indispensabili per l'elaborazione dell'indice.

Il numero totale di siti di campionamento è 1540 per una densità, rispetto al territorio indagato, pari ad un punto ogni 16,2 Ha. In figura 1 viene riportata la distribuzione dei punti di campionamento all'interno del territorio indagato mentre in tabella 1 si mostra un estratto del database associato ai punti medesimi con i valori relativi dei diversi parametri.

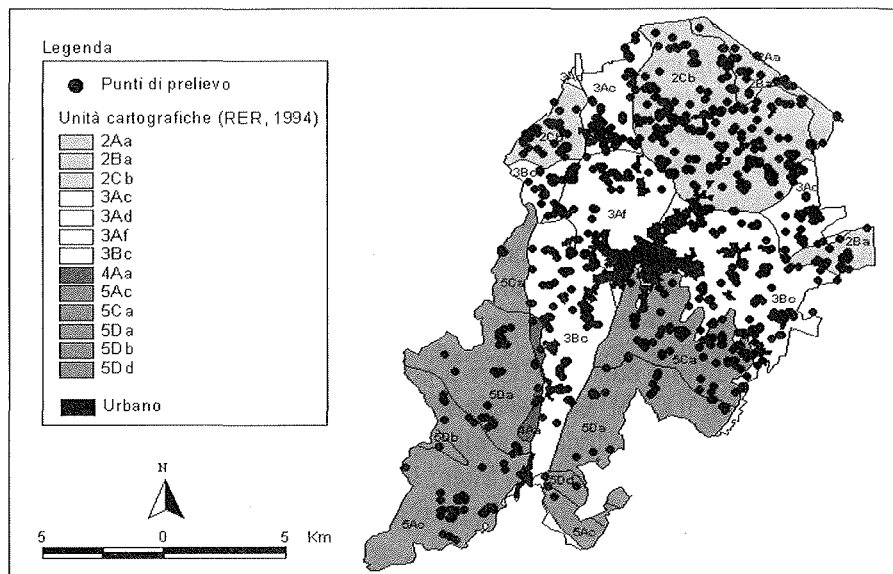


Figura 1. Localizzazione dei punti di campionamento all'interno del territorio comunale di Cesena con le unità di suoli individuate nella cartografia regionale



Tabella 1. Estratto del database associato ai punti di campionamento

X	Y	SABBIA	LIMO	ARGILLA	PH	CSC	MATORG	K2OASS	P2O5ASS	NTOT	CALATT	CALTOT
760050	4902450	2	54	44	7.8	23.6	2.0	362	70	1.4	12	23
759250	4902350	18	53	29	7.8	17.4	2.0	391	30	1.2	9	24
759250	4902150	15	58	27	7.9	19.8	1.5	235	32	1.0	10	23
762850	4901350	1	53	46	7.8	0.0	2.4	410	110	1.7	13	21
762850	4901250	1	52	47	7.7	24.7	2.4	408	102	1.8	13	21
762950	4901250	2	49	49	7.7	0.0	2.5	576	100	1.9	13	18
762950	4901250	2	50	48	7.7	0.0	2.9	449	85	2.1	11	15
758950	4900750	12	62	26	7.9	0.0	1.7	384	45	1.2	6	21
759050	4900750	11	58	31	7.9	16.5	1.9	343	33	1.1	9	23
759050	4900750	9	63	28	7.9	0.0	1.6	418	38	1.1	9	23
760250	4900750	8	57	35	7.8	17.6	1.8	300	36	1.3	6	24
759050	4900650	21	55	24	7.9	0.0	2.1	401	70	1.1	7	23
758850	4900550	14	57	29	7.9	0.0	1.7	343	38	1.1	8	22

I parametri utilizzati comprendono: le frazioni percentuali di sabbia, limo, argilla; materia organica; CSC; pH; calcare totale ed attivo; azoto totale; potassio e fosforo assimilabili. Oltre a questi sono stati utilizzati alcuni parametri ricavati dall'applicazione d'indici noti: indice d'umidità equivalente; indice di plasticità; indice di stabilità; rapporto C/N. Sono poi stati impiegati i dati ricavati dalle analisi effettuate sui campioni prelevati in situ: micronutrienti assimilabili (ferro, manganese, zinco, rame) e microtossici assimilabili (Nichel, Cadmio, Cromo e Piombo). Le analisi sono state effettuate mediante l'estrazione attraverso il metodo Lindsay e Norvell e successiva determinazione mediante spettroscopia al plasma (ICP/AES), secondo il metodo XII pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale del 1999.

Ogni parametro, in origine, è caratterizzato da una propria scala di misura, è quindi necessario che sia normalizzato e reso consistente, per permettere il confronto numerico con gli altri. Quest'aspetto è stato risolto utilizzando il *Processo Analitico Gerarchico* di Saaty (1977), che semplifica il problema attraverso due requisiti:

- la chiara attribuzione dei pesi relativi ai parametri nella realizzazione di obiettivi specifici;
- la strutturazione dei parametri in un sistema gerarchico, che permette di ottenere l'indice finale passando attraverso la valutazione di vari livelli di sotto insiemi intermedi.

La difficoltà, risiede nella dimensione "sfuocata" (*fuzzy* nella letteratura anglosassone) di alcuni dei parametri qui utilizzati. Tali parametri

possono essere considerati come un insieme d'indici (o indicatori) che talvolta coincidono con grandezze fisiche definite (dati hard), talaltra con espressioni di tipo descrittivo (dati soft), privi per loro natura di un sistema di riferimento definito a priori e universalmente riconosciuto. In questi casi è necessario, prima di poter utilizzare concretamente gli indici con dimensioni di tipo fuzzy, verificare concretamente la consistenza degli intervalli utilizzati per descriverne le dimensioni.

Lo stesso problema si pone al momento della definizione dei pesi di ciascun parametro, poiché la soluzione del sistema, vale a dire il calcolo dell'indice alla sommità dell'albero gerarchico, consiste nell'applicazione della combinazione lineare valore/peso del set di parametri definito su ciascun nodo della struttura. Occorre utilizzare il medesimo approccio anche per la determinazione dei pesi, poiché anch'essi, riflettendo la soggettività dell'analista, hanno una dimensione di tipo sfuocato.

Tra i tanti metodi disponibili in letteratura per affrontare il problema (ad esempio quelli che si basano esplicitamente sulla matematica fuzzy), l'approccio di Saaty (1994) è diventato popolare per la relativa semplicità con cui si può superare il problema della consistenza e per la possibilità di "gerarchizzare" i criteri, quindi di affrontare problemi anche molto complessi attraverso una riduzione in sottoinsiemi più facili da gestire.

Il problema è caratterizzato da una prima fase in cui si debbono individuare le priorità relative ai parametri, tenendo conto di ciascun parametro in relazione a tutti gli altri. Questa è la fase della costruzione delle matrici del confronto a coppie.

I parametri scelti sono stati raggruppati in base alle funzioni fisiche, chimiche e chimico-fisiche che rivestono nel suolo. Per ogni gruppo è stata allestita una matrice del confronto a coppie. All'interno delle matrici è stato effettuato il confronto di tutte le possibili coppie, operazione che porta alla definizione di un peso per ogni parametro considerato (figura 2).

I pesi risultanti dal calcolo dell'autovalore principale della matrice dei confronti di coppia, costituiscono una stima soggettiva e necessitano di una verifica di consistenza. Non si può perciò applicare il processo sopra descritto per individuare la scala dei pesi, senza un'opportuna discussione critica di *consistenza* dei giudizi di coppia.

Quest'aspetto è affrontato attraverso l'analisi di consistenza, che consente di valutare gli errori di transitività dei giudizi. La consistenza si esprime con la formula:

$$\mu = (\lambda_{MAX} - n) / (n - 1)$$

in cui  $\mu$  è l'indice di consistenza,  $\lambda_{MAX}$  esprime la somma delle perturbazioni presenti nel sistema (massimo autovalore osservato) ed  $n$  è il numero dei parametri presenti nella matrice. Lo scopo è di avvicinare  $\mu$  il più possibile a zero, come valore medio d'autovalori nulli.

Si rammenta, in ogni modo, che tutti i giudizi espressi nell'attribuzione dei pesi sono stati individuati attraverso l'analisi e l'attenta valutazione della scienza del suolo.

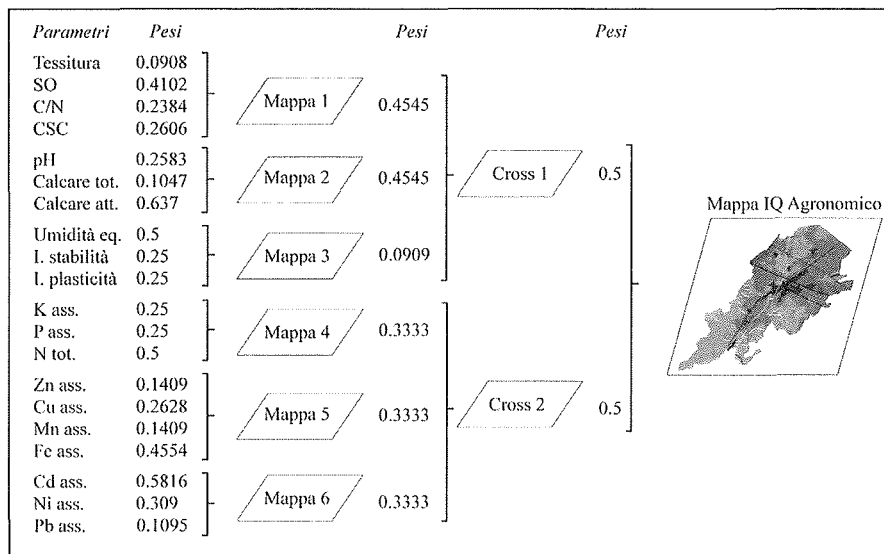


Figura 2. Strutturazione ad albero dei parametri utilizzati e pesi relativi, per la definizione dell'Indice di Qualità Agronomico

La determinazione del peso dei parametri che costituiscono gli indici di qualità, sono il fondamento dell'Analisi a Criteri Multipli (MCE). La MCE può essere realizzata attraverso diverse procedure; quella da noi utilizzata è nota come *Combinazione Lineare Pesata* (WLC) in cui i dati di base sono normalizzati ed i pesi resi consistenti attraverso il confronto a coppie:

$$S = \sum w_i A_i$$

dove  $S$  rappresenta l'indice di qualità risultante;  $w_i$  il peso del fattore  $i$ -esimo; ed  $A_i$  il parametro  $i$ -esimo normalizzato.

Si realizza un valore  $S$  in corrispondenza di ciascun nodo dell'albero, rappresentato in figura 2, con cui sono stati strutturati i parametri. L'indice che si ottiene in corrispondenza del vertice dell'albero è l'Indice di Qualità Agronomico.

Poiché tutti i dati hanno un carattere puntiforme, è stato necessario utilizzare modelli di regionalizzazione basati sulle caratteristiche di continuità spaziale del campione di dati. Tali modelli sono stati utilizzati per assegnare un valore stimato ad ogni cella (pixel) del reticolo spaziale utilizzato per discretizzare l'area di lavoro, in modo tale da mantenere gli elementi di variabilità locale.

La variabilità spaziale è attribuita in termini di distanza e direzione. L'analisi si basa sul calcolo dello scarto quadratico, per tutte le coppie di dati, che può essere classificato in base alla distanza euclidea e alla direzione tra i punti che costituiscono la coppia, e mediato per ciascuna delle classi di distanza/direzione definite nel corso dell'analisi (generazione del semivariogramma sperimentale).

A partire dal semivariogramma sperimentale, si cerca per tentativi una funzione analitica adatta a rappresentarlo; la funzione-modello ha forme diverse, ma in genere, nelle scienze della terra si trovano i risultati migliori con funzioni di tipo "sferico" descritte da due parametri:

1. Sill: varianza alla quale la curva raggiunge il plateau (asintoto).
2. Range: la distanza che corrisponde al plateau. Rappresenta la distanza al di sotto della quale la funzione di correlazione è valida.

In via teorica, a distanza nulla corrisponde variabilità nulla ed il modello teorico passa dall'origine del sistema cartesiano varianza/distanza. Tuttavia, la presenza di errori sperimentali di vario genere e natura tende ad allontanare il variogramma sperimentale dall'origine ed è quindi necessario considerare, nella maggior parte dei casi applicativi, anche il valore della varianza all'origine (effetto pepita o nugget). Il nugget, quindi, descrive l'incertezza globale minima del campione di dati, che produce una variabilità che non è spazialmente dipendente e che fornisce un valore non-zero all'origine.

Il modello è utilizzato per definire localmente gli attributi dei dati nel "vicinaggio" del punto su cui si desidera la stima (Matheron, 1962; David, 1977; Journel, 1978; Isaaks, 1989). Tale modello consente di calcolare numericamente i coefficienti dell'equazione matriciale corrispondente.

Dal punto di vista del calcolo, lo stimatore "ordinary kriging" è il seguente:

$$Z^* = \sum_m w_i Z_i$$

in cui  $Z^*$  è la stima, le  $Z_i$  i dati sperimentali nel vicinaggio,  $w_i$  i pesi ed  $m$  il numero dei punti nel vicinaggio.

Si noti che, anche in questo caso, il problema fondamentale consiste nel calcolo dei pesi che compaiono nell'espressione e che l'espressione fondamentale è ancora la combinazione lineare di quantità note e di quantità non note a priori. Tali dati derivano: nel caso del kriging dalle caratteristiche di variabilità spaziale dei dati sperimentali e nel caso dell'analisi gerarchica di Saaty dai giudizi soggettivi espressi da un opinion-maker.

Le mappe dei parametri ottenute attraverso la regionalizzazione sopra illustrata, sono successivamente state normalizzate per poter essere numericamente confrontate tra loro, in quanto ogni parametro è caratterizzato da una propria unità di misura. La normalizzazione è stata eseguita individuando, per ogni parametro, degli intervalli ad analogo comportamento nel suolo. Ad ogni intervallo è stata attribuita una classe di qualità che considera gli effetti positivi o negativi di quell'intervallo per uno sfruttamento agronomico del suolo.

Le classi di qualità utilizzate ed il loro significato, sono riportate in tabella 2, mentre un esempio di normalizzazione, riportato come funzione, è illustrato in figura 3.

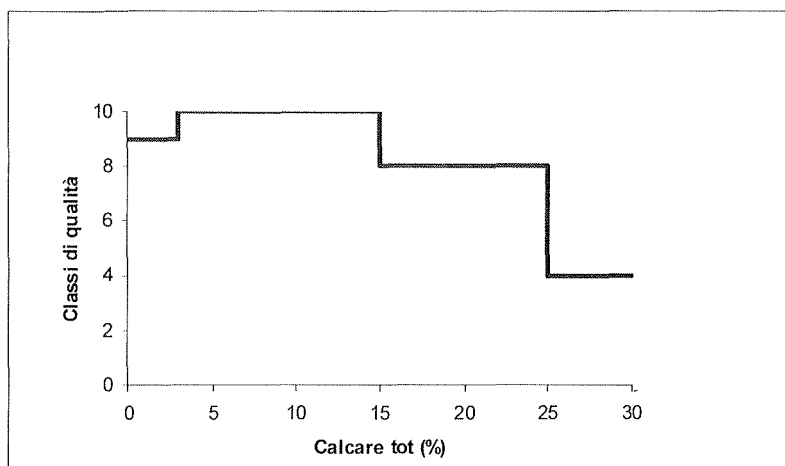


Figura 3. Funzione di normalizzazione del calcare totale (%)

In figura 4 è riportata, nell'immagine di sinistra, la mappa con i dati regionalizzati attraverso il kriging ordinario; nell'immagine di destra la mappa con i valori normalizzati. I dati rappresentano la percentuale di calcare totale (valore percentuale) presente nel territorio cesenate.

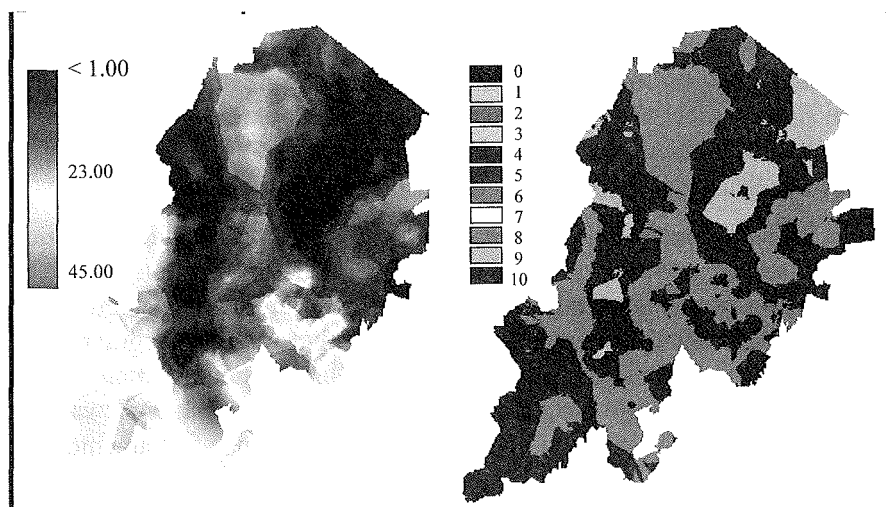


Figura 4. Regionalizzazione dei punti attraverso il kriging ordinario (sinistra) e normalizzazione (destra). Esempio relativo alle aliquote di calcare totale (%)

Per quanto riguarda il presente lavoro, è stato utilizzato il software ArcView® GIS versione 3.1 (ESRI, 1996) per la gestione dei dati vettoriali e per la costruzione delle mappe tematiche; è stato, inoltre, utilizzato il software Idrisi32® (Eastmann, 1999) come supporto al processo decisionale e come strumento per l'elaborazione geostatistica e la produzione della cartografia finale.

Si è scelto di lavorare con tale software, poiché presenta una struttura aperta facilmente gestibile, in grado di adattarsi perfettamente agli algoritmi per l'analisi spaziale; inoltre, la velocità di esecuzione delle procedure è elevata ma, soprattutto, l'ambiente raster è ideale per modelli di simulazione come quelli proposti in quest'indagine.

### **Risultati e discussione**

Il Comune di Cesena occupa una superficie territoriale di circa 25000 ettari, si colloca nella porzione nord orientale della Provincia di Forlì-Cesena e ricade all'interno delle seguenti Carte Tecniche Regionali (scala 1:25000): 255 NE; 255 NO; 255 SE; 255 SO; 256 NO; 240 SE; 241 SO. Le coordinate metriche piane utilizzate nella georeferenziazione dei dati sono le UTM (Universal Trasversal Mercator) Fuso 32 Nord.

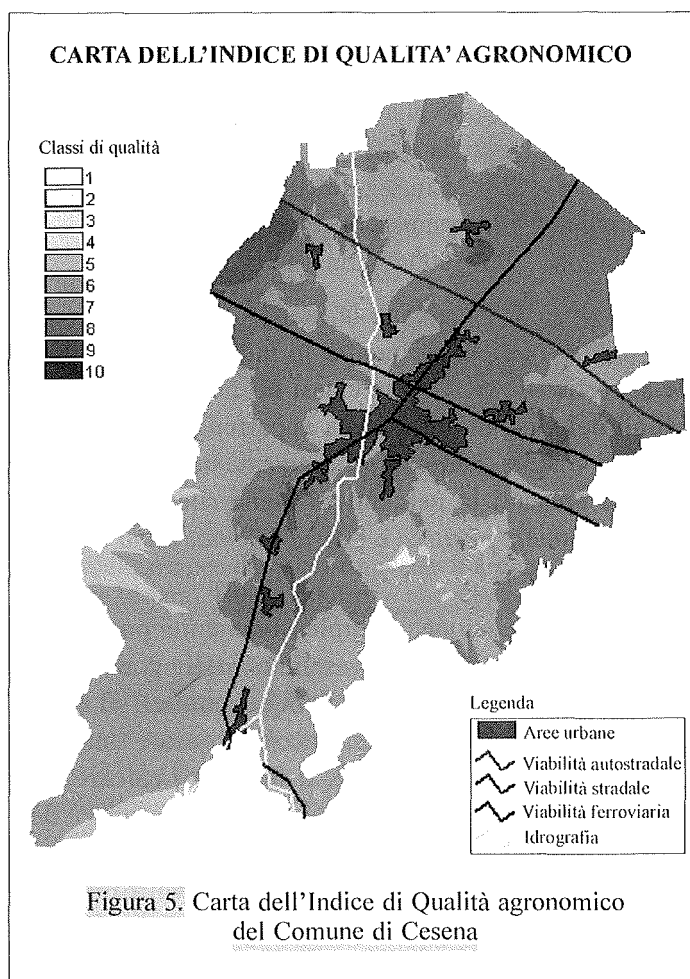
Il territorio ha una forma allungata in senso NNE-SSO ed è compreso all'interno del bacino idrografico del fiume Savio.

L'area d'indagine viene rappresentata mediante una matrice di forma rettangolare costituita da 1040 righe e 920 colonne, per una risoluzione spaziale del pixel di 25x25 metri. Tale matrice raster presenta le seguenti coordinate minime e massime: minima X: 747000 mE; massima X: 770000 mE; minima Y: 4878000mN; massima Y: 4904000mN.

In figura 5 è riportata la mappa dell'indice di qualità agronomico dei suoli del cesenate, mentre in tabella 2 è illustrata la ripartizione delle superfici tra le diverse classi di qualità. Com'è possibile osservare, i suoli del Comune di Cesena appartengono per la maggior parte alla classe di qualità *buona, sufficientemente positiva e discreta*, le classi di qualità presenti in percentuali meno rilevanti sono l'*ottima*, la *appena sufficientemente positiva* e l'*insufficiente*. Sono tuttavia assenti le classi di qualità peggiori.

Questa situazione, complessivamente positiva, deriva dal fatto che i parametri analizzati si presentano nella zona con aliquote ottimali o quasi. Il pH presenta quasi ovunque caratteri di neutralità o sub alcalinità, la tessitura risulta essere franco sabbiosa e franco argillosa, la CSC risulta essere discreta od ideale. Il tenore di calcare, sia totale sia attivo, presenta aliquote elevate nelle porzioni collinari del territorio (substrato marnoso arenaceo) mentre diminuisce in maniera favorevole negli ambiti rilevati della pianura alluvionale dove, i fenomeni di lisciviazione, hanno portato ad un allontanamento dei carbonati dagli orizzonti superficiali. Per quanto riguarda i micronutrienti assimilabili, questi sono presenti in aliquote idonee mentre i microtossici sono presenti in aliquote assai modeste, con assenza di rischi d'inquinamento delle catene alimentari. Il tenore di sostanza organica risulta assai basso, in maniera diffusa su tutto il territorio analizzato, a riprova di un impoverimento quasi generalizzato nei terreni agricoli.

Ad una prima analisi l'indice proposto sembra rappresentare in maniera adeguata le caratteristiche agronomiche complessive della zona indagata. L'area, infatti, presenta dei suoli che nel complesso manifestano buone caratteristiche e non hanno fattori limitanti particolari. Tale considerazione è inoltre avvalorata dal fatto che l'agricoltura della zona è assai fiorente e diversificata.



**Tabella 2.** Relazione tra classi di qualità e valutazione qualitativa. Ripartizione delle superfici relative alle diverse classi di qualità all'interno del Comune di Cesena (figura 5)

Classi di qualità	Valutazione qualitativa	Superficie (ha)	Percentuale (%)
1	Pessima	0,00	0,00
2	Scadente	0,00	0,00
3	Mediocre	0,00	0,00
4	Insufficiente	25,31	0,10
5	Appena sufficientemente positiva	518,94	2,08
6	Sufficientemente positiva	8888,62	35,61
7	Discreta	3039,81	12,18
8	Buona	11713,44	46,93
9	Ottima	771,69	3,09
10	Ideale	0,06	0,01



## **Conclusioni**

Lo svolgimento di questo lavoro ha permesso di proporre una nuova metodologia per la valutazione della qualità del suolo, al fine di uno sfruttamento agricolo e naturalistico del territorio.

La proposta metodologica avanzata rappresenta un'evoluzione di ciò che è stato pubblicato in campo di qualità dei suoli, in quanto applica al suolo un tipo di analisi tipica di problematiche di carattere ambientale e di valutazioni d'impatto ambientale. Inoltre, i criteri e gli strumenti che sono stati utilizzati per l'allestimento degli indici di qualità, ne garantiscono la validità, la consistenza e l'omogeneità.

L'indice è stato ideato in maniera tale da poter fornire un output di facile gestione; infatti, il prodotto cartografico finale, fornisce un tipo d'informazione immediata e leggibile anche da parte di un pubblico non specialista, che però può essere decisionista.

Mappe dinamiche come quelle proposte in questo contesto, sono un utile strumento per la gestione e la pianificazione del territorio, per valutare dove, ed eventualmente come, intervenire in maniera adeguata e puntuale.

Gli indici di qualità del suolo, potrebbero, in un futuro, essere sovrapposti agli indici di qualità dell'aria e dell'acqua, ed ad altre carte di qualità dei vari "comparti ambientali" per dare una valutazione generale della qualità dell'ambiente.

## **Bibliografia**

- ANPA - CTN\_SSC - 2001. Atlante degli indicatori del suolo. Torino.
- BARBIROLI G., CASALICCHIO G., TORTURA G. C., RAGGI A. - 2000. Indici di qualità ambientale dei suoli. Franco Angeli, Milano.
- David M. - 1977. Geostatistical core reserve estimation. Elsevier, Amsterdam.
- DECRETO MINISTERIALE 13 settembre 1999. Approvazione dei metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. Metodo XII.1 Suppl. Ord. Alla Gazzetta Ufficiale - Serie Generale n. 248 del 21 ottobre 1999.
- DORAN J. W., PARKIN T. B. - 1994. Defining and Assessing Soil Quality. In: Defining soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Special Publication n. 35.
- EASTMANN J. R. - 1999. Idrisi 32 tutorial. Clark University, Worcester, MA, USA.
- ESRI - 1996. Using ArcView GIS. Redlands, CA, USA.
- GRANATSTEIN & BEZDICEK - 1992. The need for a soil quality index: local and regional perspectives. In: Am. J. Altern. Agric., 17: 12-16.
- ISAAKS E.H., SRIVASTAVA R.M. - 1989. An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, New York, pp. 561.

- JOURNEL A. G., HUIJBREGTS CH. J. - 1978. Mining Geostatistics. Academic Press, pp. 600.
- MATHERON G. - 1962. *Traité de Géostatistique Appliquée*. 2 voll., Technip, Paris.
- NAPPI O. - 2000. Rappresentare la qualità del suolo mediante indicatori e indici: l'esperienza del CTN\_SSC. Vol. 118, *Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*, "Rendiconti della Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL", serie V, vol. XXIV, parte II.
- OCSE - 1993. *Environmental Monographs* n. 83. OECD Core set of indicators for environmental performance reviews.
- OECD - 1999. *Environmental indicators for agriculture*, vol. 2, Issue and Design, The York Workshop.
- PIERCE F. J., LARSON W. E. - 1991. Developing criteria to evaluate sustainable land management pp. 7-14. In: Kimble, Proc. Of the 8th Int. Soil Management Workshop; Utilisation of Soil Survey Information for sustainable land use. USDA-SCS, National Soil Surv. Center, Lincoln, NE.
- REGIONE EMILIA-ROMAGNA - 1994. *I suoli dell'Emilia-Romagna*. Servizio Cartografico, Ufficio Pedologico, Bologna.
- SAATY T. L. - 1977. A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures. *J. Math. Psychology*, 15, 3: 234-281.
- SAATY T. L., VARGAS L. G. - 1994. *The analytic Hierarchy Process Series*. Univ. of Pittsburgh, 7 voll.

# *VALUTAZIONE DEGLI APPORTI DI ALCUNI ELEMENTI IN TRACCE DERIVANTI DA FANGHI BIOLOGICI SPARSI SUI SUOLI DELLA PROVINCIA DI CREMONA ED ELABORAZIONE CON GIS*

I. Cattani <sup>1</sup>, E. Capri <sup>1</sup>, R. Boccelli <sup>1</sup>, R. Zanoni <sup>2</sup>, A. Bruneri <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale sez. Vegetale  
Università Cattolica del Sacro Cuore di Cremona  
Via Milano, 24 - 26100 Cremona

<sup>2</sup> Settore Agricoltura, Caccia e Pesca - Provincia di Cremona  
Via Dante - 26100 Cremona

## **Abstract**

In former works we verified the risks of soil, plants and groundwater contamination in farms with heavy sludge use. By applying to field data an appropriate model, we estimated the supportability of this practice.

In this contribution, preliminary results of an investigation carried out in cooperation with Cremona Province Administration are similarly elaborated. By means of official analytical methods, we estimated concentrations of cadmium, copper, zinc, mercury, lead, arsenic, chromium and nickel in soil and in some wells of 35 farms in the Cremona province. We mapped the results by means of ArcView and we statistically tested the dependence of measured values on factors like sludge treatment, agronomical practices or environmental and pedological characteristics.

**Key words:** trace element, biological sludges, GIS

## **Riassunto**

In precedenti lavori abbiamo verificato sul campo i rischi di contaminazione per il suolo, per le piante e per le acque sotterranee in aziende dove l'utilizzo di fanghi biologici era elevato. Con i dati ottenuti, attraverso l'applicazione di un modello opportuno, abbiamo stimato la sostenibilità di questa pratica agronomica.

In questo lavoro sono elaborati in modo analogo i risultati preliminari di un'indagine condotta in collaborazione con la Provincia di Cremona. Avvalendoci delle metodiche analitiche ufficiali, abbiamo stimato le concentrazioni di cadmio, rame, zinco, mercurio, piombo, arsenico, cromo e nichel nei suoli ed in alcuni pozzi di 35 aziende della pro-

# *VALUTAZIONE DEGLI APPORTI DI ALCUNI ELEMENTI IN TRACCE DERIVANTI DA FANGHI BIOLOGICI SPARSI SUI SUOLI DELLA PROVINCIA DI CREMONA ED ELABORAZIONE CON GIS*

I. Cattani <sup>1</sup>, E. Capri <sup>1</sup>, R. Boccelli <sup>1</sup>, R. Zanoni <sup>2</sup>, A. Bruneri <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale sez. Vegetale  
Università Cattolica del Sacro Cuore di Cremona  
Via Milano, 24 - 26100 Cremona

<sup>2</sup> Settore Agricoltura, Caccia e Pesca - Provincia di Cremona  
Via Dante - 26100 Cremona

## Abstract

In former works we verified the risks of soil, plants and groundwater contamination in farms with heavy sludge use. By applying to field data an appropriate model, we estimated the supportability of this practice.

In this contribution, preliminary results of an investigation carried out in cooperation with Cremona Province Administration are similarly elaborated. By means of official analytical methods, we estimated concentrations of cadmium, copper, zinc, mercury, lead, arsenic, chromium and nickel in soil and in some wells of 35 farms in the Cremona province. We mapped the results by means of ArcView and we statistically tested the dependence of measured values on factors like sludge treatment, agronomical practices or environmental and pedological characteristics.

**Key words:** trace element, biological sludges, GIS

## Riassunto

In precedenti lavori abbiamo verificato sul campo i rischi di contaminazione per il suolo, per le piante e per le acque sotterranee in aziende dove l'utilizzo di fanghi biologici era elevato. Con i dati ottenuti, attraverso l'applicazione di un modello opportuno, abbiamo stimato la sostenibilità di questa pratica agronomica.

In questo lavoro sono elaborati in modo analogo i risultati preliminari di un'indagine condotta in collaborazione con la Provincia di Cremona. Avvalendoci delle metodiche analitiche ufficiali, abbiamo stimato le concentrazioni di cadmio, rame, zinco, mercurio, piombo, arsenico, cromo e nichel nei suoli ed in alcuni pozzi di 35 aziende della pro-

vincia di Cremona. Abbiamo mappato i risultati con Arcview e verificato statisticamente la dipendenza dei valori misurati da fattori come il trattamento con fanghi, le pratiche agricole o le caratteristiche pedo-ambientali.

**Parole chiave:** elementi in traccia, fanghi biologici, GIS

## **Introduzione**

L'utilizzo di fanghi biologici in agricoltura costituisce una possibile via di smaltimento dei rifiuti di processi di depurazione delle acque reflue. I fanghi residui possono costituire un apporto alla fertilità del terreno, ma anche un pericolo per l'ambiente: per questo motivo, tale pratica agronomica è regolamentata dal D.L. 99/92, che stabilisce i requisiti di terreni e fanghi perché la distribuzione sul suolo possa avvenire.

Questa pratica di fertilizzazione è particolarmente diffusa nella provincia di Cremona, dove era già in uso prima dell'entrata in vigore del D.L. I primi dati ufficiali sulle distribuzioni, tuttavia, risalgono proprio all'anno 1992 e rivelano una tendenza all'incremento nell'ultimo decennio (Figura 1), con l'eccezione di un calo nel 1998, dovuto presumibilmente ad un allarme diffuso tra gli agricoltori.

Nel periodo dal 1994 al 1995 e nell'anno 1997, l'Istituto di Chimica Vegetale dell'UCSC ha condotto due studi (Boccelli *et al.*, 1995, Capri *et al.*, 1997) per verificare sul campo il pericolo di contaminazione da fanghi biologici. I due studi hanno riguardato quattro aziende di comuni della provincia di Cremona nei quali l'utilizzo di fanghi è particolarmente elevato (Figura 2).

Le indagini hanno permesso di ottenere:

- la caratterizzazione chimico-fisica dei fanghi distribuiti;
- la misura della contaminazione del suolo, delle piante e delle acque sotterranee;
- la valutazione dei benefici agronomici dello spargimento di fanghi;
- la stima, attraverso lo sviluppo di un modello opportuno, della sostenibilità di questa pratica nel tempo.

In questo lavoro sono presentati i risultati preliminari di una ricerca svolta in collaborazione con i Settori Ambiente e Agricoltura, Caccia e Pesca della Provincia di Cremona dal 2000 al 2002.

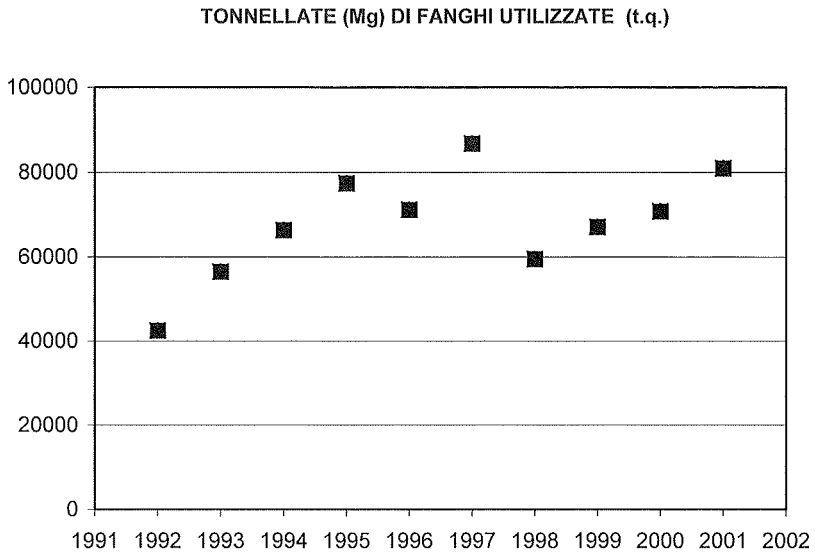


Figura 1. Utilizzo di fanghi (Mg di t.q.) in provincia di Cremona dal 1992 al 2001 (fonte: Settore Ambiente, Provincia di Cremona)

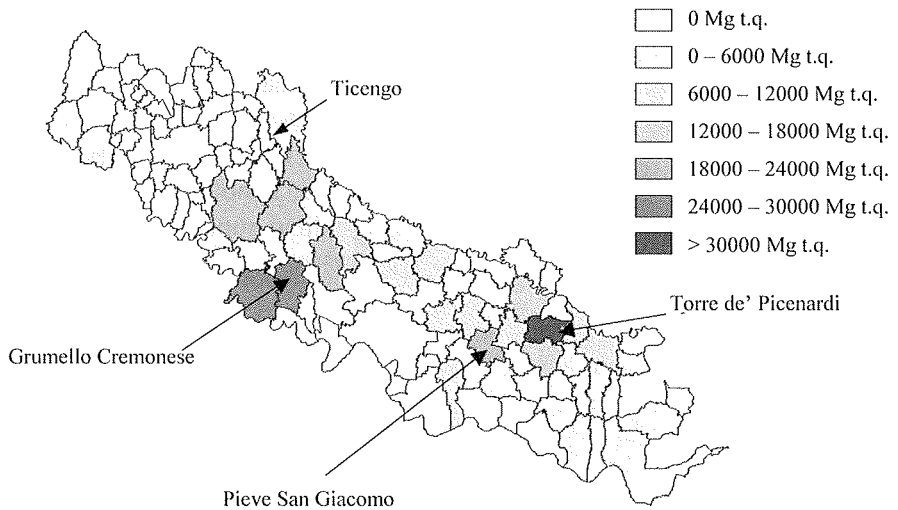


Figura 2. Utilizzo di fanghi (Mg t.q.) nei comuni della provincia di Cremona nel 1997. (fonte: Settore Ambiente, Provincia di Cremona). Localizzazione delle 4 aziende oggetto dei precedenti studi

## Materiali e metodi

L'indagine ha coinvolto 35 aziende, localizzate in 27 comuni della provincia. In 32 di esse l'impiego di fanghi di depurazione è avvenuto per almeno tre anni consecutivi nell'ultimo ventennio. Quando è stato possibile, la nostra scelta è ricaduta sui siti in cui lo smaltimento è stato eseguito nel triennio immediatamente anteriore all'inizio dello studio.

L'esame della carta "Paesaggi e Suoli della Provincia di Cremona" (Rasio *et al.*, 1997) ha permesso l'individuazione nel territorio di 8 ambiti geografici, con diverse caratteristiche pedoambientali. Tra le aziende in cui sono distribuiti fanghi, ne sono state localizzate due-tre con campi coltivati ed una con campi a set-aside quasi per ogni ambito e sottoambito. Per avere maggiori informazioni sugli effetti sul suolo dei fanghi biologici, abbiamo deciso di campionare ugualmente nei due ambiti geografici (Pianalto della Melotta e Media pianura cremasca) in cui i fanghi non sono utilizzati.

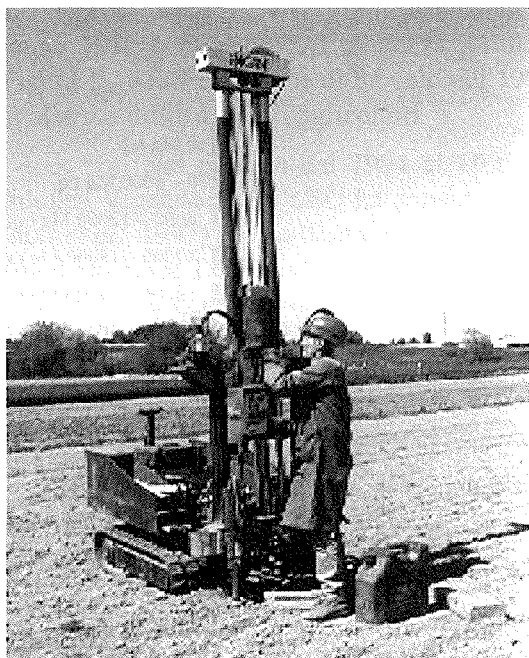


Figura 3. Campionatore a pareti grosse utilizzato per i prelievi profondi

In un'azienda per ogni ambito e sottoambito fra quelle individuate, sono stati condotti prelievi sia del suolo (fino alla profondità di 1,6 m), sia delle acque di falda. Nei campi condotti a set-aside ed in buona parte dei campi adibiti a coltura, sono stati eseguiti prelievi superficiali.

Questi ultimi sono stati svolti con la trivella, in tre punti lungo la diagonale e fino alla profondità di 0,3 m; i prelievi profondi sono stati svolti in quattro punti lungo la diagonale, attraverso un campionatore a pareti grosse munito di fu-stella sdoppiabile, infisso a percussione nel terreno (Figura 3).

Per le aziende nelle quali ci sono stati segnalati più campi, la scelta si è basata sulle preferenze degli agricoltori e sulle esigenze pratiche al momento del prelievo (colture presenti, stato del terreno, ecc.).

L'analisi dei metalli pesanti (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Hg ed As) nei suoli e nelle acque è stata condotta secondo le Metodiche Ufficiali.

Ricordiamo che il D.L. 99/92 stabilisce un limite per Cd, Zn, Cu, Hg, Ni, Pb nei terreni nella forma totale e che non esistono limiti per As e Cr totali e per tutti i metalli assimilabili. L'indagine è stata estesa anche ad As e Cr perché i fanghi di origine sia civile che industriale, distribuiti nelle aziende esaminate, possono costituire un apporto di questi due elementi. Il D.G.R. 6943/91 (Regione Lombardia), infatti, prevede l'analisi di Cr ed As nei fanghi di depurazione e stabilisce dei limiti di riferimento.

I campionamenti sono stati integrati con le informazioni agronomiche raccolte grazie alla collaborazione degli agricoltori stessi.

Ci siamo avvalsi del sistema SAS (SAS Institute Inc., 1985) per eseguire il *test* di Duncan sulle concentrazioni misurate.

Il *test* di Duncan serve a confrontare le medie dei valori di parametri, quando siano più di due e sia stata eseguita l'ANOVA. Noi l'abbiamo utilizzato per saggiare la dipendenza dei metalli pesanti dall'ambito territoriale e dal tipo di trattamento (suoli trattati e coltivati, suoli trattati a set-aside e suoli non trattati). Per brevità, in questo lavoro vengono discussi solo i dati significativi.

La rappresentazione dei risultati su mappa è stata eseguita con ArcView (Version 3.0a ESRI).

## **Risultati e discussione**

### **Acque**

La Tabella 1 riporta le medie, i valori minimi, massimi e le deviazioni standard dei risultati ottenuti dall'analisi delle acque profonde. Nei casi in cui il valore misurato si trovava al di sotto del limite di determinazione, abbiamo assunto come dato per l'elaborazione statistica il limite di determinazione stesso, ponendoci nel caso peggiore.

La maggior parte degli elementi considerati in questo studio è spesso presente in concentrazioni trascurabili e molto inferiori ai limiti di legge. Le concentrazioni massime ammissibili (C.M.A.) sono oltrepassate



solo in un campione e solo per l'arsenico. Questo campione, tuttavia, proviene da un pozzo in disuso al momento del prelievo, situato in un'area in cui l'origine del contaminante nelle falde acquifere è mineralogica (Bolzoni *et al.*, 1995).

**Tabella 1.** Elaborazione statistica delle concentrazioni di metalli pesanti (ppb) nelle acque sotterranee prelevate

	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	As	Hg
C.M.A. (DPR 236/88)	50	50	1000	3000	50	5	50	1
media	0.88	0.13	6.75	129.81	0.61	n.d.	25.11	n.d.
min	0.05	0.05	0.32	0.08	0.21	n.d.	0.21	n.d.
max	2.00	0.45	43.86	825.00	2.77	n.d.	110.40	n.d.
deviazione standard	0.83	0.14	14.05	264.92	0.84	n.d.	36.11	n.d.

### Suoli

Dal confronto fra le medie dei metalli (totali ed assimilabili) nel primo orizzonte (Ap), complessivamente non emergono differenze significative fra terreni trattati con fanghi, sia coltivati che condotti a set-aside, e non trattati (Tabelle 2a e 2b). Addirittura, Cr e As risultano più assimilabili nei campi a set-aside.

**Tabella 2a.** Confronto tra le medie dei metalli totali ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nell'orizzonte Ap in terreni trattati con fanghi, sia coltivati che a set-aside e non trattati (valori contrassegnati con lettere uguali non sono significativamente diversi al *test* di Duncan)

tipo	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	As	Hg
trattato	18.15 A	26.24 A	21.35 A	69.45 A	22.97 B	0.53 A	16.45 A	0.05 A
set-aside	21.40 A	26.56 A	19.57 A	64.88 A	17.76 B	0.65 A	12.97 A	0.07 A
non trattato	31.09 A	30.56 A	18.86 A	79.17 A	38.74 A	0.38 A	11.94 A	0.07 A

**Tabella 2b.** Confronto tra le medie dei metalli assimilabili ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nell'orizzonte Ap in terreni trattati con fanghi, sia coltivati che a set-aside e non trattati (valori contrassegnati con lettere uguali non sono significativamente diversi al *test* di Duncan)

tipo	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	As	Hg
trattato	0.52 AB	1.12 A	4.43 A	4.31 A	5.08 A	0.12 A	0.11 AB	n.d A
set-aside	0.93 A	1.01 A	4.70 A	5.35 A	4.95 A	0.12 A	0.29 A	n.d A
non trattato	0.15 B	0.79 A	3.14 A	6.20 A	9.68 A	0.10 A	0.05 B	n.d A

Dall'esame dei valori di metalli totali misurati nell'orizzonte superficiale emerge che solo tre elementi mostrano dipendenza dall'ambito territoriale cui appartengono (Tabella 3). In particolare:

- Cr e Pb sono maggiori nel pianalto (Rasio *et al.*, 1997), dove non vengono impiegati fanghi (Tabella 2a);

- il Cd è inferiore nel pianalto, ma non sembra in relazione con il trattamento (Tabella 2a).

**Tabella 3.** Confronto tra le medie dei metalli pesanti (mg kg<sup>-1</sup>) misurati nell'orizzonte superficiale (Ap) nei diversi ambiti territoriali (valori contrassegnati con lettere uguali non sono significativamente diversi al *test* di Duncan)

<b>Ambito territoriale</b>	<b>Cr</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
pianalto	42.44 A	28.64 A	16.85 A	67.03 A
piana alluvionale recente	28.69 AB	33.98 A	21.03 A	69.18 A
media pianura	17.42 B	24.46 A	19.36 A	75.75 A
pianura orientale	24.42 B	26.45 A	19.95 A	64.62 A
pianura centrale	15.23 B	22.48 A	23.06 A	69.64 A
alluvionale terrazzato	19.09 B	26.34 A	19.92 A	67.99 A
pianura occidentale	11.50 B	22.02 A	21.17 A	67.62 A
alta pianura	12.54 B	20.94 A	21.64 A	74.14 A

<b>Ambito territoriale</b>	<b>Pb</b>	<b>Cd</b>	<b>As</b>	<b>Hg</b>
pianalto	51.27 A	n.d. B	12.59 A	0.05 A
piana alluvionale recente	23.14 B	0.48 A	20.57 A	0.07 A
media pianura	24.98 B	0.13 AB	10.25 A	0.07 A
pianura orientale	16.05 B	0.44 AB	15.26 A	0.06 A
pianura centrale	26.63 B	0.44 AB	16.09 A	0.06 A
alluvionale terrazzato	20.58 B	0.57 A	15.80 A	0.07 A
pianura occidentale	23.10 B	0.54 A	15.67 A	0.08 A
alta pianura	17.08 B	0.22 AB	9.87 A	0.09 A

Le Figure 4, 5 e 6 rappresentano rispettivamente le quantità di fanghi distribuite (secondo i dati più recenti a nostra disposizione), le concentrazioni di nichel totale e di piombo assimilabile misurate nelle aziende oggetto d'indagine.

Abbiamo scelto solo due elementi per ragioni di spazio ed abbiamo privilegiato il nichel totale perché assume i valori più alti rispetto al limite di legge (D.L. 99/92), il piombo assimilabile perché raggiunge le concentrazioni più elevate.

I dati della Figure 5 e 6 sono suddivisi in cinque classi della medesima ampiezza: come estremo inferiore della prima classe abbiamo assunto il valore 0, come estremo superiore della quinta ed ultima il valore mas-

simo misurato, arrotondato all'unità nella Figura 5, il limite di legge nella Figura 6. Sovrapponendo alla Figura 4 le due mappe relative alla concentrazione, appare evidente che non esiste legame tra lo smaltimento di maggiori quantità di fanghi e la presenza di valori più elevati di metalli pesanti.

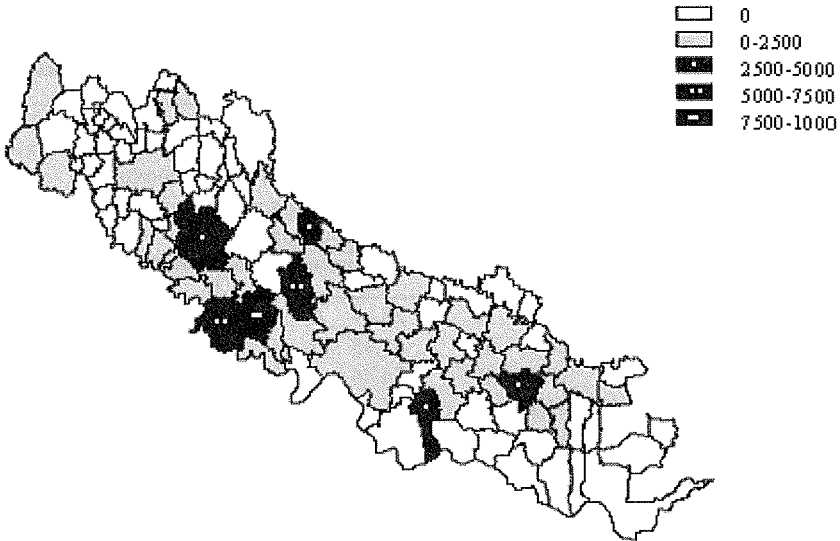


Figura 4. Distribuzione di fanghi (Mg di t.q. per ha) nei comuni della provincia di Cremona nell'anno 2000



Figura 5. Contenuto di piombo assimilabile ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nei campi delle aziende oggetto dell'indagine



Figura 6. Contenuto di nichel totale ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nei campi delle aziende oggetto dell'indagine

### **Conclusioni**

I dati preliminari ottenuti confermano che l'utilizzo di fanghi di depurazione per un periodo di tempo che va da 3 fino a 20 anni (più o meno consecutivi):

- nelle acque sotterranee oggetto dei nostri prelievi apparentemente non ha provocato contaminazione e sicuramente non ha causato il superamento dei limiti per la potabilità;

- non può essere messo in relazione con concentrazioni di metalli significativamente diverse nelle realtà pedoambientali della nostra zona. Fa eccezione il caso del pianalto, i cui dati sono però relativi al campo di una sola azienda.

- nella quasi totalità dei casi, non provoca differenze significative tra i dati di tre tipi di terreni: trattati e coltivati, terreni trattati e a set-aside, terreni non trattati. Pare che As e Cr diventino - inspiegabilmente - più assimilabili nei terreni a set-aside. Il Pb totale assume valori senz'altro più elevati nei terreni non trattati con fanghi, probabilmente a causa dell'inquinamento atmosferico, della presenza di depositi incontrollati di rifiuti o della natura dei suoli stessi.

E' possibile che i prelievi condotti fino alla profondità di 1,6 m e le informazioni raccolte presso gli agricoltori forniscano in futuro altre utili indicazioni: ad esempio sulla distribuzione dei metalli nei vari orizzonti e sulla loro origine mineralogica o antropica e sull'eventuale dipendenza da pratiche agronomiche come l'utilizzo di fanghi. Ci ripromettiamo di estendere l'indagine in queste direzioni e di pubblicarle successivamente.

### Ringraziamenti

Si ringrazia il Settore Ambiente della Provincia di Cremona per la preziosa collaborazione.

### Bibliografia

- BOCCELLI R., CAPRI E., GALLI E., LAMBERTI V., TREVISAN M.-1995. Valutazione degli effetti diretti e secondari dell'utilizzo dei fanghi biologici in agricoltura. Indagini preliminari di campo 1994-95. Relazione finale, CRB - Ist di Chimica Agraria ed Ambientale, UCSC - Cr. 45 pp.
- BOCCELLI R., CAPRI E., GALLI E., LAMBERTI V.-1997. Soil accumulation of heavy metals after repeated application of sludges. In: *Fresenius Environmental Bulletin*, 6: 642-647.
- BOLZONI E., ROSSETTI R., VACCHELLI L.-1995. Monitoraggio del parametro arsenico nelle acque destinate al consumo umano sul territorio della USSL 23 - Cremona. In: *Atti della Conferenza regionale Acqua potabile e Salute*, n.2, Desenzano, 1995.
- CAPRI E., BOCCELLI R., GALLI E., LOFFI S., LAMBERTI V.-1997. Effetti diretti e secondari dell'utilizzo di fanghi biologici in agricoltura. In *L'Informatore Agrario*, 9: 39-41.
- DECRETO LEGISLATIVO 27 GENNAIO 1992 n. 99. Attuazione della Direttiva 86/278/CEE concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura. Suppl. Ord. Alla Gazzetta Ufficiale- Serie generale n.38 del 15/2/92.
- DECRETO GIUNTA REGIONALE - REGIONE LOMBARDIA 22 MARZO 1991 n. 6943. Approvazione dello schema di deliberazione tipo per le autorizzazioni all'utilizzo in agricoltura di rifiuti speciali provenienti da terzi. Non pubblicata.
- RASIO R., ZANONI R., a cura di -1997. Paesaggi e Suoli della Provincia di Cremona. Provincia di Cremona - ERSAL.
- SAS INSTITUTE INC. -1985. SAS User's guide: statistics, version 5 edition. Cary, NC. SAS Institute Inc, 956 pp

# *I MUSCHI UTILIZZATI PER CALCOLARE I FLUSSI DI DEPOSIZIONE DI ELEMENTI IN TRACCE PER LA STIMA NEI SUOLI DEI TEMPI DI SUPERAMENTO DEI VALORI SOGLIA DEL D.M. 471/1999*

Roberto Maria Cenci <sup>1</sup>, Loredana Musmeci <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Commissione Europea Centro comune di Ricerca di Ispra  
Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità Unità Suolo e Rifiuti  
T.P. 730 - 21020 Ispra (VA)

<sup>2</sup> Reparto "Igiene del suolo" Laboratorio Igiene Ambientale Istituto Superiore Sanità  
Viale Regina Elena, 299 - 00161 Roma

## **Abstract**

The coupling of soils and mosses allows one to obtain significant information useful for environmental management in order to assure better protection of human health.

The type of areas in the present investigation are quite variable both because of areal extent and for the different exploitation of the territories studied. These include the regions of Sicily, Marche, Umbria, the Province of Varese, the national Park of Sibillini mountains, the municipalities of Castano Primo (Milano), Parona (Pavia) and Trezzo d'Adda (Milano).

Besides providing spatial distribution of element concentrations such as: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn, the coupling of soils and mosses allows the identification of the origin of the measured atmospheric deposition by distinguishing between anthropic and natural accumulation .

From the concentration values (element mass/ moss mass) determined in the mosses, it is possible to assess the deposition rate (element mass/ time area over time). Combining the deposition rate with soil element concentration allows an assessment of the time necessary to exceed soil threshold values indicated in the D.M. 471/99.

In this context, the soil is considered a "closed box", by excluding losses of trace elements due to desorption, vegetation uptake or other processes. For all the area types considered, such as agricultural zones, public parks and gardens, urban and industrial areas, the estimated time needed to exceed soil threshold limits range from a "minimum" of hundreds of years to a "maximum" of hundreds of thousands of years.

These values have been calculated under the most restrictive conditions, and are thus not a cause for present worry, however, they should lead us to reflect carefully on possible future trends.

**Key words:** mosses, deposition fluxes, trace elements

## Riassunto

L'abbinamento tra suoli e muschi permette l'ottenimento di un numero significativamente elevato di informazioni che possono venire utilizzate per una più corretta gestione dell'ambiente al fine di garantire la salvaguardia della salute del cittadino.

Le aree interessate allo studio si differenziano sia per l'estensione della superficie, sia per le differenti tipologie d'uso del territorio. Esse comprendono le regioni Sicilia, Marche, Umbria, la provincia di Varese, il Parco Nazionale dei Monti Sibillini, i comuni di Castano Primo (MI), Parona (PV) e Trezzo d'Adda (MI).

Oltre ad ottenere la distribuzione spaziale della concentrazione degli elementi indagati quali: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn, l'abbinamento tra muschi e suoli permette di identificare l'origine delle deposizioni discriminando tra antropica e naturale. Dai valori di concentrazione (massa elemento/massa muschio) riscontrati nei muschi, si può valutare il rateo di deposizione (massa elemento/area tempo). Tale valore consente di stimare i tempi di superamento nei suoli dei valori guida indicati nel D.M. 471/99.

In questo approccio il suolo viene considerato come una "scatola chiusa", escludendo perdite di elementi in tracce dovute al dilavamento, ai vegetali o per altre cause. Per tutte le aree considerate quali agricole, verde pubblico, urbane e industriali, i tempi di superamento nei suoli vanno da un minimo di diverse centinaia di anni fino ad un massimo di centinaia di migliaia di anni.

Tali valori calcolati nelle condizioni più restrittive, non destano per il momento particolari preoccupazioni, ma devono in ogni caso farci riflettere.

**Parole chiave:** muschi, flussi di deposizione, elementi in traccia

## Introduzione

La complessa problematica dei suoli contaminati ha assunto un ruolo prioritario, non solo in Italia, ma in tutti i paesi industrializzati. Da una stima effettuata dalla Commissione dell'Unione Europea negli anni '90, i siti contaminati in Europa risultavano circa 250.000, di cui circa 200.000 nella sola Germania; per l'Italia l'indagine riportava circa 8000 siti stimati "contaminati".

A livello europeo hanno emanato specifiche ed organiche norme inerenti la problematica dei suoli contaminati l'Olanda, la Germania, il Regno Unito, il Belgio e l'Italia. In particolare l'Italia nel 1999 ha emanato il decreto Ministero Ambiente n. 471, il quale fissa i criteri e le modalità per la valutazione dei siti inquinati e per le relative modalità di bonifica e ripri-

stino ambientale dell'area. Il criterio principale di valutazione di un sito contaminato presente nel citato D.M. 471/99, è quello della "concentrazione limite" o meglio del "valore soglia"; vengono, infatti, fissati per circa 100 sostanze, ritenute di interesse sanitario, i valori soglia sia per i suoli sia per le acque profonde.

Un suolo può essere inquinato da molteplici sostanze non naturali, pervenute ad esso per varie cause, tra cui la deposizione atmosferica, tali sostanze trascinate dalle acque meteoriche o superficiali, arrivano ad esso accidentalmente o sistematicamente, in modo diffuso o localizzato, in quantità rilevante o anche esigua ma con composti spesso altamente tossici.

Nel suolo il contaminante subisce una serie di processi che influiscono positivamente o negativamente sul suo destino.

Dal punto di vista del rischio della salute umana, tuttavia, la contaminazione dell'acqua, intesa sia come acqua di falda o come acqua dispersa nel suolo, è una delle conseguenze più gravi e soprattutto più persistenti, data, in genere, la bassa velocità di flusso di una falda.

Pertanto risulta di prioritaria importanza la valutazione del superamento dei valori soglia, dovuti alle svariate cause che possono determinarlo. Come prima detto la deposizione al suolo degli inquinanti aerodispersi può costituire un rischio di contaminazione dei suoli, peraltro di difficile controllo.

Tra i contaminanti che possono arrivare al suolo per deposizione atmosferica vanno annoverati i microinquinanti inorganici metallici e non metallici, tra i quali: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn.

Nel presente lavoro si è investigata la possibilità di utilizzare l'abbinamento tra suoli e muschi al fine di ottenere informazioni circa l'origine della deposizione sul suolo di tali microinquinanti, distinguendo tra antropica e naturale. Inoltre viene stimato il rateo di deposizione al fine di quantificare i tempi di superamento nei suoli dei valori soglia indicati nel D.M. 471/99.

### **Valutazione del rischio igienico-sanitario connesso alla contaminazione dei suoli**

Generalmente la qualità di un suolo può considerarsi "buona" quando questi non arreca alcun danno all'uomo, alla flora ed alla fauna che vivono a stretto contatto con esso (ciclo dell'azoto, dell'acqua, ecc.).



A questo punto si pone il problema di identificare quando un terreno va considerato "contaminato", e, nel caso che lo sia, con quali modalità intervenire e fino a che punto si debba spingere l'operazione di "risanamento" (Musmeci, 2000).

Come prima detto a tutt'oggi sono ancora pochi i paesi industrializzati che hanno definito, a livello nazionale, standards di qualità dei suoli, tramite norme e/o linee guida. Nella maggior parte dei casi si procede caso per caso, individuando i livelli di rischio connesso alla singola situazione.

Le possibili modalità di definizione dei livelli di contaminazione di un suolo si possono raggruppare fondamentalmente in tre categorie:

1. confronto con i livelli di fondo naturali o esistenti;
2. confronto con standards di qualità o valori guida già definiti a livello nazionale o da autorità locali;
3. confronto con i livelli di contaminazione ritenuti ammissibili in base all'analisi di rischio.

Per il punto 1, le difficoltà che si possono incontrare sono dovute al fatto che oggi i livelli di fondo naturale/esistente sono spesso già elevati, in quanto si è in presenza di una contaminazione diffusa dovuta a varie fonti.

Per il punto 2, la definizione degli "standards di qualità dei suoli" valida a livello nazionale, quindi in generale su estese porzioni del territorio, è estremamente complessa e richiede una puntuale conoscenza del territorio stesso dal punto di vista pedologico, geologico, idrogeologico e delle attività antropiche su esso sviluppatesi nel tempo con il loro relativo impatto sulla qualità della matrice suolo.

Per il punto 3, l'applicazione dell'analisi di rischio pone il problema della assunzione di modelli matematici, che per definizione debbono effettuare una serie di "semplificazioni" non sempre compatibili e rispettose della reale situazione "di campo".

La scelta italiana di utilizzare come criterio di valutazione dei suoli inquinati il confronto con standards di qualità, da una parte fornisce un criterio oggettivo di valutazione, dall'altro non sempre può risultare corretto. Infatti, essendo la natura dei suoli italiani estremamente complessa e con situazioni profondamente diversificate, si possono verificare casi in cui i valori di fondo naturale sono più elevati di quelli, ad esempio, definiti idonei per un uso plurimo del suolo (è il caso dell'As, Ni, Hg e Zn).

Risulta, pertanto, di prioritaria importanza la definizione dei valori naturali di fondo dell'area, i quali sono influenzati anche dalle deposi-

zioni atmosferiche tipiche dell'area in esame in base alle attività antropiche che si svolgono in essa, e, conseguentemente, la conoscenza del rateo di deposizione degli inquinanti aerodispersi.

Nello studio presentato sono esaminate varie aree italiane che si differenziano per le tipologie di uso del territorio, comprendendo sia aree ad elevata, sia a ridotta antropizzazione. Tra quelle a forte antropizzazione vi sono anche aree in cui insistono impianti di smaltimento rifiuti (inceneritore).

### **Aree considerate e metodologia**

Le aree interessate allo studio si differenziano sia per l'estensione della superficie, sia per le differenti tipologie d'uso del territorio. Esse comprendono: regioni a valenza prevalentemente agricola come la Sicilia; aree caratterizzate da una presenza mista, industriale ed agricola, quali Marche ed Umbria; aree in cui è presente una elevata urbanizzazione del territorio con forte vocazione industriale, quale la provincia di Varese; inoltre sono state considerate aree a pressione antropica alquanto ridotta come il Parco Nazionale dei Monti Sibillini e comuni con presenza sul territorio di importanti impianti industriali legati ad una intensa urbanizzazione quali Castano Primo (MI), Parona (PV) e Trezzo d'Adda (MI).

In queste aree sono stati raccolti complessivamente più di 400 campioni di suolo superficiale (primi 5 cm) e muschi; dal prelievo dei campioni sino all'analisi finale sono state utilizzate le metodiche proposte e pubblicate da A.N.P.A. (Cenci, 1999).

Oltre ad ottenere la distribuzione spaziale della concentrazione degli elementi indagati quali: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn, l'abbinamento tra muschi e suoli ha permesso di identificare il rateo di deposizione (massa elemento/area tempo).

La formula utilizzata per calcolare il rateo di deposizione proposta da Ruhling (1994) è stata la seguente:

$$R.D. = \frac{C_{EL}}{(F.E.) \times (T_a) \times (F_R)}$$

CEL (Concentrazione dell'elemento nel muschio mg kg<sup>-1</sup>)

F.E. (Fattore di efficienza per l'elemento)

Ta (Periodo coperto dai caulidi espresso in anni)

FR (Fattore di Rühling)  $[\log_{10}(\text{concentrazione dell'elemento nel muschio}) = 0.59 + 1.0 \log_{10}(\text{deposizione atmosferica})] \cong 4$

Nella tabella 1, sono riportati i valori medi delle deposizioni annue, riscontrati nelle differenti aree indagate, tali valori sono stati utilizzati, in abbinamento con i valori medi di concentrazione dei suoli superficiali, per una stima dei tempi di superamento dei valori soglia nei suoli riportati nel D.M.471/99.

Tabella 1. Ratei di deposizione annua nelle località italiane valutati mediante muschi

Aree indagate	Ratei di deposizione (mg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> )							
	As	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn
Sicilia (1)	0,73	0,02	1,2	0,6	0,01	1,1	4,6	5,5
Marche (2)	0,5	0,04	1,2	1,6	0,02	1,9	0,5	*
Umbria (3)	0,17	0,02	0,31	1,0	0,01	8,4	0,69	1,8
Varese (4)	*	0,22	5,9	1,9	0,01	5,5	6,5	39,9
Parco Monti Sibillini (5)	0,15	0,06	0,26	0,6	0,01	1,1	0,46	7,7
Castano Primo (MI) (6)	0,39	0,06	3,1	0,8	0,02	4,2	1,7	9,8
Parona (PV) (7)	0,33	0,02	2	0,2	0,02	1,1	1,5	20,8
Trezzo d'Adda (MI) (8)	0,66	0,09	6,4	0,8	0,02	1,8	2,8	38,6

Cenci *et al.*, (2) 2001 Corace C., 2002, (3) Cenci comunicazione personale (4) Leva F., 1999; (5) Cenci *et al.*, 2001; (6) Cenci *et al.*, 2001; (7) Cenci e Leva, 2001; (8) Cenci *et al.*, 2001

L'ottenimento dei tempi di superamento dei valori guida nei suoli, è stato ottenuto considerando il suolo come una "scatola chiusa"; nei calcoli non sono state considerate le perdite di elementi in tracce dovute al dilavamento, ai vegetali o per altre cause, ponendoci quindi nelle condizioni più severe e restrittive.

Il valore del "Rateo di Deposizione" per ciascun elemento investigato, cioè la quantità di elemento e/o composto realmente caduta sul suolo, diviene indispensabile per una corretta valutazione dei tempi di superamento dei limiti di legge per i suoli adibiti ad uso verde/residenziale riportati nel D.M. 471/99.

Per valutare i tempi di superamento dei valori soglia riportati nel Decreto Ministeriale, si è proceduto prendendo una porzione di suolo avente lato 10 dm e spessore di 2,5 dm. E' stato scelto lo spessore di 2,5 dm, in quanto le pratiche di aratura non superano solitamente tale profondità. La densità media del suolo, utilizzata in questo calcolo, era pari a 1.4 kg/dm<sup>3</sup>.

La differenza tra la concentrazione dei valori soglia degli elementi e la media degli stessi nei suoli indagati, moltiplicata per la massa della porzione di suolo considerata e divisa per il rateo di deposizione annuo, ha permesso l'ottenimento del tempo necessario al raggiungimento dei valori del D.M. 471/99.

$$(CVA - CS) \times MT / RD = T$$

CVA = Concentrazione valore soglia (mg/kg)

CS = Concentrazione suolo (mg/kg)

MT = Massa totale (kg)

RD = Rateo di deposizione (mg/m<sup>2</sup> anno)

T = tempo in anni

I tempi necessari per il raggiungimento dei valori soglia sono riportati in tabella 3, essi presentano differenze significative imputabili sia alle influenze dovute alle attività dell'uomo che agiscono e hanno agito per molti anni, sia alla differente tipologia del suolo stesso. Tali tempi sono compresi tra 370 anni per lo Zn nell'area di Parona (PV) e 120000 anni per il Cu nel medesimo sito. Per quanto riguarda alcuni elementi, in modo particolare per lo Zn, non possono essere calcolati i tempi di superamento in quanto le concentrazioni medie nei suoli indagati superano i limiti imposti dal D.M. 471/99.

Tabella 2. Valori medi di concentrazione nei suoli nelle aree indagate raffrontati con i limiti del D.M. 471/99

	Valori medi nei suoli (mg kg <sup>-1</sup> )							
	As	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn
D.M. n. 471/99 col. A	20	2	120	150	1	120	100	150
D.M. n. 471/99 col. B	50	15	600	800	5	500	1000	1500
Sicilia	16,7	0,48	32	63	0,04	53	21	120
Marche	6,7	0,35	30	98	0,05	79	27	*
Varese	*	0,24	72	138	0,06	50	64	165
Parco Monti Sibillini	5	0,8	41	68	0,08	63	54	153
Castano Primo (MI)	20	1,5	102	185	0,35	89	139	321
Parona (PV)	*	0,31	39	82	0,16	45	56	128
Trezzo d'Adda (MI)	17,9	0,67	61	84	0,13	60	88	181

\* non determinati; col. A (Siti a verde pubblico, privato e residenziale); col. B (Siti ad uso commerciale e industriale)

Tabella 3. Tempi per il raggiungimento dei valori soglia riportati nel D.M. 471/99

Aree indagate	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Sicilia	900	27000	25700	50800	33600	23500	6000	1900
Marche	9300	14500	23300	11400	16600	7600	51000	*
Varese	*	2800	7700	4600	33000	4500	1900	**
Parco M. Sibillini	35000	7000	106000	48000	32000	28000	35000	**
Castano Primo (MI)	**	3000	2000	**	11400	2600	**	**
Parona (PV)	**	29600	14200	120000	14700	2400	15400	370
Trezzo d'Adda (MI)	1100	5200	28000	3200	15000	11400	1500	**

\* non analizzato; \*\* non possibile valutare il tempo

L'origine delle deposizioni, discriminando tra antropica e naturale, è stata identificata "normalizzando" i valori di concentrazione degli elementi indagati nei suoli e nei muschi con l'elemento conservativo alluminio. E' stata utilizzata la seguente formula (Olmez *et al.*, 1985):

$$F.A. = \frac{[EI]_{\text{muschio}} / [AI]_{\text{muschio}}}{[EI]_{\text{suolo}} / [AI]_{\text{suolo}}}$$

[EI]= concentrazione dell'elemento

[AI]= concentrazione dell'alluminio

Se il valore del F.A. risulta superiore a 15, le concentrazioni riscontrate nei muschi possono essere causate da attività antropiche o naturali (attività vulcanica, incendi boschivi ecc.). Un F.A. inferiore a 5 è indice di un coinvolgimento prevalente del suolo. Tra 5 e 15, suolo e attività antropiche concorrono nelle stesse misure.

L'origine degli elementi in tracce Cd, Cu, Hg, Pb e Zn è risulta, per un buon numero di stazioni indagate, prevalentemente influenzata dalle molteplici attività dell'uomo che gravitano nell'area.

Fanno eccezione quelle aree come il parco Naturale dei Monti Sibillini e la regione Sicilia, dove solo in parte per gli elementi Cd, Hg e Zn si osserva un contributo imputabile alle attività dell'uomo.

### **Conclusioni**

L'ottenimento di valori che descrivono e si avvicinano alle concentrazioni reali, sia per il suolo che per altre matrici, non sempre risulta di facile esecuzione, in quanto la valutazione finale risulta comprensiva di numerosi processi che coinvolgono la "bontà" del campionamento, la sua rappresentatività, la preparazione e l'analisi finale.

L'approccio che vede l'impiego dei suoli superficiali in abbinamento ai muschi, per valutare l'origine delle ricadute e i flussi di elementi in tracce al suolo, appare essere in grado di fornire indicazioni utili circa il "peso" delle attività antropiche sui comparti ambientali.

Tale approccio permette inoltre di stimare nei suoli, i tempi di superamento dei valori soglia, per alcuni elementi in tracce elencati in norme o leggi.

I valori ottenuti nelle aree indagate, si pongono nelle condizioni più restrittive, in quanto non sono stati considerati tutti quei processi legati alle possibili diminuzioni di concentrazione degli elementi presenti nei suoli, sia per asporto dovuto alle coltivazioni, sia per dilavamento od altro ancora.

Quindi è possibile concludere che, ancorchè i valori limite riportati nel DM 471/99 per alcuni parametri (Zn) dovrebbero essere rivisti in quanto le concentrazioni attuali già superano le concentrazioni definite nel decreto stesso, la deposizione al suolo degli inquinanti aerodispersi, anche calcolata come sopraddetto in modo cautelativo, non sembra influenzare significativamente la "qualità dei suoli".

### Bibliografia

- 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 metodologiche. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. *Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale*. Serie Atti 2/1999: 241-263.
- CENCI R.M., ALEFFI M., LEVA F., TRINCHERINI P., CORACE C., DI NICOLANTONIO S. E ALLEGRINI M.C., 2001. Parco Nazionale dei Monti Sibillini: suoli e muschi indigeni per valutare le ricadute di elementi in tracce *EUR Report 19750 IT*. 24.
- CENCI R.M., 2000. Monitoraggio ambientale antecedente l'entrata in funzione di un termodistruttore. *Atti dei seminari Ricicla 2001* - Maggioli Editore: 146-148.
- CENCI R.M. E LEVA F., 2001. Contratto Provincia di Pavia no. 17034-2000-11 T1ED ISP IT *Studio di monitoraggio ambientale dell'area del Comune di Parona (PV)*. Rapporto 2 e 3.
- CENCI R.M., PLOOJ N., TRINCHERINI P.R. E LEVA F., 2000. Monitoraggio ambientale: utilizzo di suoli e muschi per valutare le deposizioni al suolo nel territorio del comune di Castano Primo. S.P.I. 01.93, 45 pp.
- CENCI R.M., TRINCHERINI P.R., LEVA F.E GALANTI F., 2001. Distribuzione di metalli pesanti in suoli e muschi della Sicilia. *Convegno del cinquantenario SISS (1952-2001)*, "L'Emergenza Suolo", Erice 16-22 maggio 2001.
- CORACE C., 2002. Tesi di laurea. Elementi in tracce in suoli superficiali e muschi nella Regione Marche e nella Riserva Naturale di Torricchio. Università degli Studi di Milano, Facoltà di Scienze. Corso di laurea di Scienze Biologiche. Milano, 5 maggio 2002.
- DECRETO MINISTERIALE 25 OTTOBRE 1999, n. 471. (1999). 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 Dlgs. 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modifiche ed integrazioni. *Suppl. Ord. Alla Gazzetta Ufficiale - Serie generale n. 218/L del 15/12/ 1999*.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 40 CFR Part 300. (1990). Hazard Ranking System; Final Rule, Federal Register vol. 55 N° 241 December 14.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY EPA/540/1-89/002. (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund, vol. I, Human Health Evaluation Manual (Part A).
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY EPA/540/1-89/001. (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund, vol. II, Human Health Evaluation Manual.
- FABIO L., 1999. Le ricadute al suolo di elementi in tracce in micro e macro aree: utilizzo di *Hypnum cupressiforme*. Università degli Studi di Milano. Corso di laurea in Scienze Biologiche. Milano, 17 febbraio 1999.
- MUSMECI L., 2000. Criteri e regole generali per la bonifica dei siti contaminati. Rifiuti febbraio/marzo n.60: 1-9

- MUSMECI L., 2000. Il nuovo regolamento sulla bonifica dei siti inquinati, di cui al Decreto Ministeriale 471/99. Aspetti tecnici. 51° corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale: *Siti contaminati. Indagini; analisi di rischio e tecniche di bonifica*. Milano 26-30 giugno 2000.
- NAPPI P., CENCI R.M., BARBERIS R. E DABERGAMI D., 2002. Suoli e muschi del Piemonte Centro-Nord: distribuzione della concentrazione di elementi in tracce e flussi di deposizione. In stampa.
- OLMEZ I., GULOVALI M.C. AND GORDON G.E. - 1985. Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ. (19)*. 1663 pp.
- RUHLING A., 1994. Atmospheric Heavy Metal deposition in Europe. *Estimation based on moss analysis. Nord (9)*. 59 pp.
- Wilson A.R., 1991. Environmental Identification and Management, ed. Lewis Publisher Inc.

## *IMPIEGO DI UN BIOSAGGIO NELLA VALUTAZIONE DELLO STATO DI CONTAMINAZIONE DEI SUOLI*

Laura Crippa, Patrizia Zaccheo

Dipartimento di Produzione Vegetale, Università degli Studi di Milano, Milano, I

### Abstract

In order to distinguish between the effect of soil native characteristics and the effect of pollutants on soil flora, the ISO 11269-1 test of inhibition of root growth applied to soil for estimation of quality was modified by substituting the control soil, defined by the method as a "... good quality soil of the same textural class as the soil under test", with the unknown soil examined weakly treated.

In this aim soils with different physical and chemical characteristics were enriched with cadmium ( $\text{CdCl}_2$ ) to reach the  $\text{EC}_{50}$  previously estimated on an artificial substrate. A similar inhibition of root growth was observed in all soils and artificial substrate suggesting a lack of interaction between soil native characteristics and metal toxicity. Furthermore the test was applied to an unpolluted soil diluted with sand (100%, 75% and 50% of soil); the same rate of root elongation was observed in all the trials: the influence of soil characteristics was maintained in dilution treatment. The same soil was artificially contaminated with Cd and then diluted with sand obtaining at the highest dilution a significative increase of root elongation. This experimental approach could be used to detect the presence of available pollutants in soils.

### Riassunto

Nel presente lavoro è stata verificata un'ipotesi di variazione del protocollo sperimentale del saggio di allungamento radicale ISO 11269-1 per stimare lo stato di qualità dei suoli, che consenta di separare l'influenza delle caratteristiche proprie dei suoli dall'effetto di eventuali inquinanti, utilizzando come suolo di riferimento lo stesso suolo in esame.

A tal fine, suoli con differenti caratteristiche fisiche e chimiche che hanno dato esiti diversi del test, sono stati addizionati con cadmio in dose tale da raggiungere l' $\text{EC}_{50}$  stimata su un substrato artificiale. L'inibizione percentuale dell'allungamento radicale è risultata analoga per tutti i suoli, suggerendo l'assenza di una interazione tra le proprietà native dei suoli e l'effetto tossico del metallo. Parallelamente, la diluizione di un suolo non contaminato con sabbia in rapporti diversi (100%, 75%, 50% di suolo) non modifica la risposta del test, dimostrando il forte peso della componente originaria dei suoli; quando lo stesso suolo viene contaminato artificialmente con Cd, la diluizione con sabbia attenua l'effetto tossico



del metallo sullo sviluppo radicale. Questo approccio metodologico potrebbe permettere di individuare nei suoli la presenza di contaminanti in forma biodisponibile.

### **Introduzione**

Il saggio di allungamento radicale "ISO 11269-1:1993. Soil quality - determination of the effects of pollutants on soil flora Part 1 - Method for the measurement of inhibition of root growth", in considerazione della semplicità e rapidità di esecuzione, si presta ad essere incluso nei protocolli operativi di monitoraggio ambientale sia per lo screening iniziale dello stato di qualità dei suoli, sia per la previsione del grado di rischio biologico di un evento inquinante, sia per il controllo periodico del livello di bonifica nei siti contaminati. Esso infatti si applica a "*all soils, soil forming materials, waste residues or chemicals which may be applied to soil*" e quando applicato ai suoli prevede come testimone "*a known good quality soil preferably of the same textural class as the soil under test*".

Tuttavia, come evidenziato in una precedente indagine (Azzali, 2001), il test è molto sensibile alle condizioni micro-ambientali nelle quali le radici si sviluppano: applicato ad un set di 20 suoli agrari e naturali non contaminati, con caratteristiche fisico-chimiche differenziate, ha infatti fornito risposte collocate in un intervallo di valori molto ampio. L'allungamento radicale è risultato significativamente correlato con i parametri legati alla reazione del suolo, in particolare la crescita delle radici è risultata essere inibita da pH acidi. Da quanto osservato, la metodica ISO, raccomandando di utilizzare come controllo di riferimento un suolo con tessitura analoga a quella del suolo oggetto di valutazione, non sembra individuare un criterio idoneo per la scelta del testimone. L'impiego del saggio dovrebbe pertanto essere preceduto dallo studio del ruolo della componente nativa dei suoli nella risposta al test, per identificare nuovi criteri di scelta del riferimento. A tale scopo, ampliando grandemente la popolosità del campione di suoli non contaminati sottoposti al test ed alla caratterizzazione analitica, si potrebbero raggruppare i suoli in più classi qualitative di giudizio all'interno delle quali identificare nuovi parametri correlati all'esito del test, oltre a quelli legati alla reazione, e quindi scegliere il testimone sulla base delle caratteristiche chimico-fisiche del suolo da esaminare.

Si tratta tuttavia di un lavoro molto impegnativo per la numerosità dei campioni necessari ed il cui esito potrebbe non essere definitivo. Per questo motivo, presupponendo meccanismi di azione differenti per il fattore "originario" rispetto a quello antropico, nella risposta al test, si propone

una via alternativa che utilizzi come testimone di riferimento il suolo stesso in esame, adottando trattamenti blandi che permettano di isolare l'influenza della componente nativa dall'effetto del contaminante.

### **Materiali e metodi**

La pianta test utilizzata in questo studio è stata *Hordeum vulgare* L., varietà *Vodka*. I semi sono stati posti a germinare in cella termostata a 20°C per 48 ore al termine delle quali presentavano mediamente una radichetta di circa 2 mm. Per ogni suolo da saggiare sono stati utilizzati 3 vasi di forma cilindrica ( $\varnothing$  80 mm; h 125 mm) riempiti al medesimo livello con circa 500 g di suolo secco all'aria, setacciato a 5 mm; in tal modo le radici avevano a disposizione una profondità utile di 10 cm. Dopo aver portato i suoli al 70 % della capacità idrica massima, in ogni vaso sono stati posti 6 semi germinati, ad una profondità di circa 10 mm; i vasi sono stati inseriti in una cella climatizzata impostando le seguenti condizioni: 16 ore di luce, temperatura 20°C; 8 ore di buio, temperatura 16°C.

Dopo 4 giorni dalla messa a dimora, si è proceduto alla raccolta delle piantine e alla misurazione della lunghezza delle radici.

Per la determinazione dell'EC<sub>50</sub> del cadmio si è impiegato un substrato artificiale (SA) costituito in p/p da sabbia (87.5%), argilla (9%), terreno (2%) e torba (1.5%), saggiando sei concentrazioni crescenti di Cd come CdCl<sub>2</sub>: 0, 60, 90, 135, 202.5, 303.75 mg/kg. Parallelamente è stato valutato l'eventuale effetto del cloruro, somministrato come CaCl<sub>2</sub> in dosi equivalenti in Cl.

### **Risultati e discussione**

#### **Individuazione della dose di cadmio corrispondente all'EC<sub>50</sub>**

Nel range di concentrazioni di cadmio testate, si è assistito ad un marcato e significativo effetto di inibizione dello sviluppo delle radici di orzo, dovuto unicamente all'azione tossica del cadmio, in quanto il cloruro, testato in una prova preliminare in forma di CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O alle concentrazioni impiegate nella curva di tossicità del cadmio, è risultato privo di effetto.

L'interpolazione con una equazione logistica (Fig. 1) dei dati ottenuti e trasformati in indice di inibizione -  $(\text{Conc}_0 - \text{Conc}_x) / \text{Conc}_0$  - ha consentito di stimare l'EC<sub>50</sub>, risultata pari a 89,2 mg kg<sup>-1</sup>.

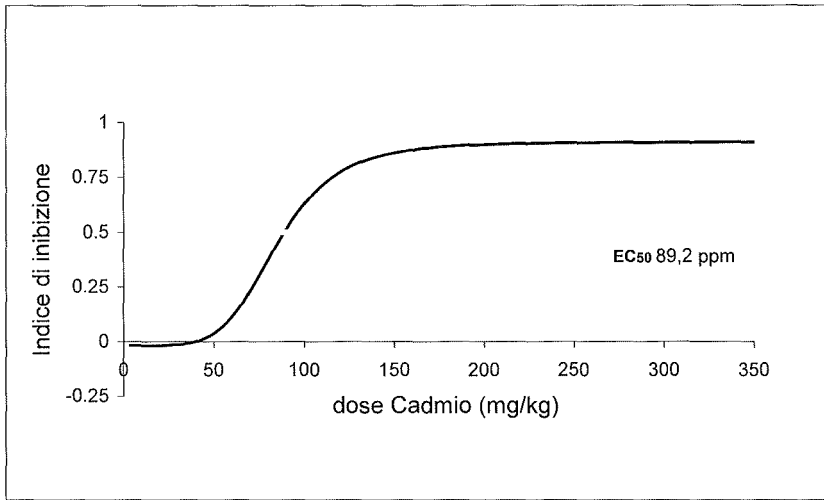


Figura 1.  $\text{CdCl}_2$ : inibizione dell'allungamento radicale  
Eqn  $y = a + b/[1 + (x/c)^d]$  LogisticDoseRsp

#### Effetto dell'aggiunta di Cd ai suoli

I suoli utilizzati nella sperimentazione (Tab. 1) sono stati scelti in un set di 20 campioni prelevati dallo strato superficiale (0-30 cm) di suoli situati in aree geografiche diverse della Lombardia (Zaccheo *et al.*, 2000): essi presentano caratteristiche differenti (range di pH molto ampio) e risposte al test differenziate, non imputabili a contaminazione, in quanto si tratta di suoli naturali e agrari, dotati di un contenuto in metalli pesanti totali entro i limiti della norma e per i quali non sono noti pregressi eventi inquinanti.

Tabella 1. Caratterizzazione dei suoli

	Suoli				
	2	5	10	13	15
pH $\text{H}_2\text{O}$	7.8	7.8	4.4	6.8	5.7
pH KCl	7.1	7.5	4.0	5.3	4.8
Sabbia $\text{g kg}^{-1}$	170	600	730	570	670
Limo $\text{g kg}^{-1}$	360	280	240	120	250
Argilla $\text{g kg}^{-1}$	480	120	30	310	80
C org. $\text{g kg}^{-1}$	11	12	18	10	13
N tot. $\text{g kg}^{-1}$	1.2	1.7	1.8	0.6	1.5
C.S.C. $\text{cmol kg}^{-1}$	24	9	6.7	17	7.8
P ass. $\text{mg kg}^{-1}$	26	77	56	27	32
Test ISO $\text{mm}$	81	95	23	84	41

Il test sui suoli tal quali e contaminati è stato effettuato in due prove successive, in ciascuna delle quali era presente il substrato artificiale (SA) la cui costanza di risposta ha confermato ulteriormente la riproducibilità del test. Come illustrato in Figura 2, l'aggiunta di Cd in forma solubile per raggiungere la concentrazione 89,2 mg Cd/kg suolo, ha modificato fortemente l'esito del test, anche se la riduzione effettiva di crescita delle radici per effetto del metallo è risultata lievemente superiore a quella prevista del 50%, sia sui suoli che sul substrato (Tab. 2).

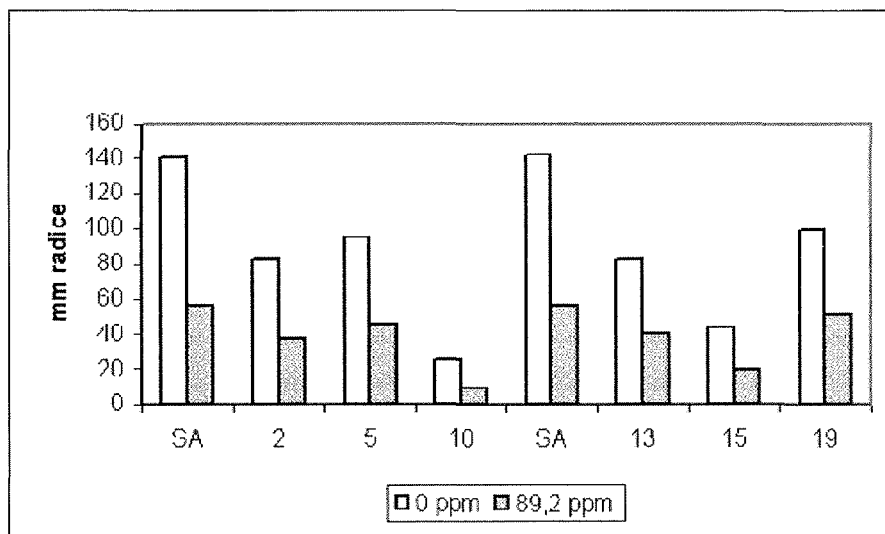


Figura 2. Effetto dell'aggiunta di cadmio

Tabella 2. Effetto dell'aggiunta di Cd sull'allungamento radicale (mm)

	0 ppm			89,2 ppm			Riduzione percentuale
	media	s.d.	C.V. %	media	s.d.	C.V. %	
Prova 1	media	s.d.	C.V. %	media	s.d.	C.V. %	
SA	140.6	±11.0	7.82	56.1	±7.32	13.0	60.1
2	82.4	±8.75	10.6	37.1	±4.71	12.7	55.0
5	94.6	±7.27	7.68	45.6	±7.20	15.8	51.8
10	25.0	±3.84	15.4	9.17	±2.55	27.8	63.3
Prova 2	media	s.d.	C.V. %	media	s.d.	C.V. %	
SA	142.1	±6.95	4.89	56.0	±4.96	8.86	60.6
13	82.0	±8.02	9.78	39.9	±5.08	12.7	51.4
15	43.9	±7.23	16.47	19.1	±4.02	21.0	56.6

Il cadmio ha interferito con analoga intensità sulla crescita radicale, indipendentemente dal mezzo al quale era stato incorporato, come risulta dal confronto tra gli intervalli di confidenza dell'indice di tolleranza ( $\text{Conc}_x/\text{Conc}_0$ ), che sono tutti tra loro sovrapponibili (Tab. 3). L'elevata variabilità osservata in alcuni casi (cui corrisponde un'elevata ampiezza dell'intervallo di confidenza come nel caso dei suoli 10 e 15) è riconducibile a situazioni di forte riduzione dello sviluppo radicale, dove piccole differenze di misura influenzano fortemente la misura della dispersione.

Tabella 3. Intervalli di confidenza dell'indice di tolleranza

	Indice tolleranza	Limiti confidenza media ( $p=0.05$ )	
		inferiore	superiore
prova 1			
SA	0.3988	0.3247	0.4751
2	0.4503	0.3584	0.5422
5	0.4816	0.3887	0.5747
10	0.3667	0.191	0.5338
prova 2			
SA	0.3940	0.3423	0.4459
13	0.4864	0.4279	0.6021
15	0.4340	0.3134	0.6086

L'assenza di una evidente interferenza del tipo di suolo sul meccanismo di tossicità del Cd a livello radicale, e quindi l'indipendenza dell'influenza del metallo dagli altri fattori propri del suolo, rende concreta la possibilità di distinguere tra i due fattori, intrinseco e da contaminazione, responsabili della risposta al test ISO. Si è ipotizzato a tal fine di sottoporre il suolo oggetto di indagine ambientale ad un trattamento che consenta una diagnosi più chiara e nel contempo non richieda un suolo testimone, la cui scelta è oltremodo difficoltosa ove impossibile. La diluizione del suolo con un substrato inerte come la sabbia silicea potrebbe risultare utile trattamento, in quanto riduce la concentrazione ionica della soluzione circolante, e quindi dei tossici in essa presenti; nello stesso tempo, la contemporanea diluizione della componente solida del suolo potrebbe avere una differente conseguenza sull'esito del test, dipendente dalla complessità dei fattori coinvolti.

#### Effetto della diluizione del suolo sulla risposta al test in presenza o meno di Cd

Per verificare l'efficacia della diluizione nel distinguere i due fattori influenzanti il test ISO, è stato studiato un nuovo suolo non contaminato, proveniente dallo stesso set di 20 campioni di suoli lombardi, le cui caratteristiche sono riportate in Tabella 4.

**Tabella 4.** Caratterizzazione del suolo

pH H <sub>2</sub> O		5.7
pH KCl		4.7
Sabbia	g kg <sup>-1</sup>	792
Limo	g kg <sup>-1</sup>	176
Argilla	g kg <sup>-1</sup>	32
C org.	g kg <sup>-1</sup>	60
N tot.	g kg <sup>-1</sup>	6
C.S.C.	cmol(+) <sub>kg</sub> <sup>-1</sup>	7.2
P ass.	mg kg <sup>-1</sup>	24

Nella prova sono stati sperimentati contemporaneamente tre gradi di diluizione p/p del suolo (suolo 100%, 75% e 50%) con sabbia silicea e tre livelli iniziali di contaminazione artificiale di cadmio come CdCl<sub>2</sub> (0, 80 e 120 mg Cd/kg suolo). Per effetto delle diluizioni, la concentrazione del cadmio nelle miscele suolo/sabbia è risultata ovviamente inferiore rispetto a quella del suolo corrispondente, come schematizzato in Tabella 5; si fa rilevare che in due casi (suolo 80 ppm, diluizione 75% e suolo 120 ppm, diluizione 50%) viene raggiunta la medesima concentrazione del metallo, pari a 60 ppm.

**Tabella 5.** Concentrazione effettiva di cadmio nelle diverse diluizioni (mg Cd kg<sup>-1</sup>)

Contaminazione artificiale (mg Cd kg <sup>-1</sup> )	Diluizione % suolo		
	100	75	50
0	0	0	0
80	80	60	40
120	120	90	60

Le misure dell'allungamento radicale dell'orzo, rilevate nelle diverse tesi, sono illustrate graficamente in Figura 3 e riportate in Tabella 6 come media (d.s.; la riduzione e l'indice di tolleranza sono stati calcolati tutti in relazione al suolo non diluito e non contaminato artificialmente (100% suolo, 0 ppm di Cd).

La diluizione del suolo con sabbia, anche spinta al rapporto 1:1 (50% suolo), non interviene modificando l'effetto del suolo sulla crescita radicale. Quando tuttavia nel suolo è presente un contaminante in forma biodegradabile, come il cadmio in questo caso, la risposta migliora progressivamente con la diluizione del suolo, a causa della contemporanea diluizione della concentrazione del metallo in soluzione. Tale effetto nel suolo contaminato a 80 ppm è statisticamente significativo già alla diluizione più blan-

blanda; è interessante osservare che laddove si raggiunge nel mezzo di crescita la medesima concentrazione di cadmio (60 ppm), ottenuta con interventi di diluizione diversi, i risultati appaiono sostanzialmente sovrapponibili.

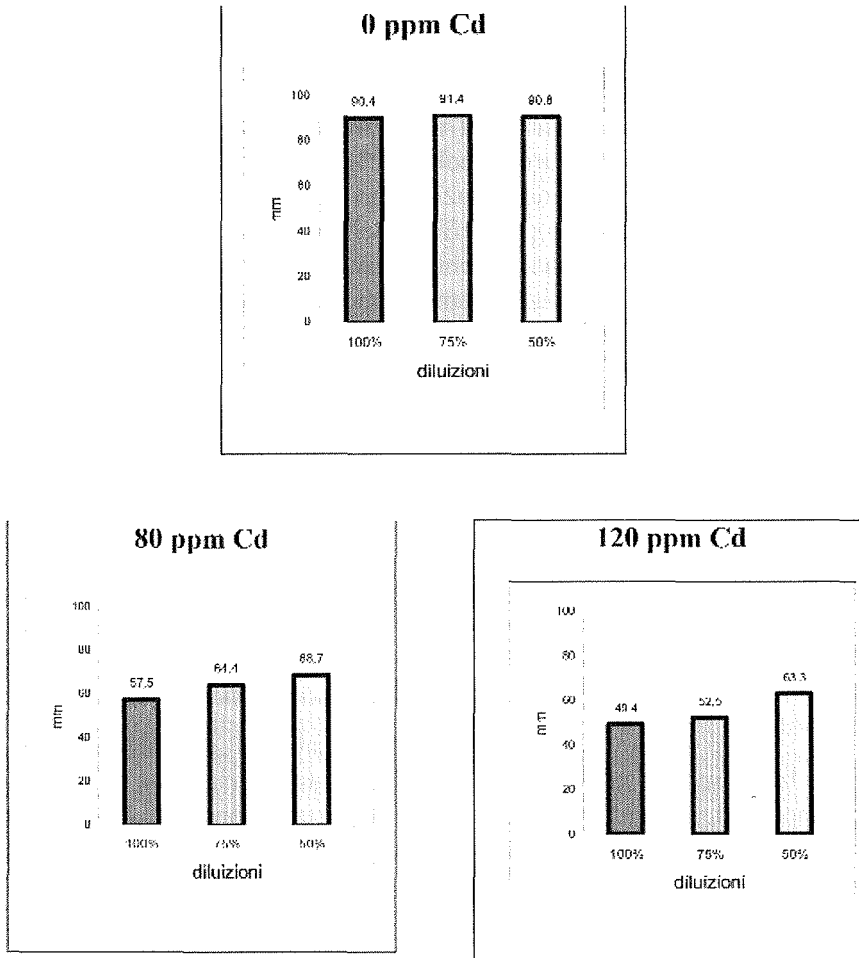


Figura 3. Allungamento radicale: effetto della diluizione sulla tossicità del Cd

Tabella 6. Effetto della diluizione sulla risposta al test di un suolo non contaminato e contaminato artificialmente con Cd

diluizione		Suolo 0 ppm	Suolo 80 ppm	Suolo 120 ppm
100% suolo	mm	90,4 ±9.1 n.s.	57,5±10.5 a	49,4±11.2 a
	<i>Riduzione %</i>	-	36,4	45,3
	<i>Ind. tolleranza</i>	-	0,636	0,546
75% suolo	mm	91,4±9.2	64,4±11.3 b	52,5±15.6 a
	<i>Riduzione %</i>	-1.11	28,7	41,9
	<i>Ind. tolleranza</i>	1.01	0,712	0,581
50% suolo	mm	90,8±6.6	68,7±10.0 b	63,3±9.7 b
	<i>Riduzione %</i>	-0.44	24,0	30,0
	<i>Ind. tolleranza</i>	1.00	0,760	0,700

Medie in colonne seguite da lettere diverse differiscono tra loro in modo statisticamente significativo

(Test di Tukey per  $\alpha=0.05$ ).

### Conclusioni

I risultati ottenuti nella sperimentazione, seppur preliminari, incoraggiano l'impiego dei saggi biologici con piante superiori per la valutazione della qualità dei suoli. Ulteriori ricerche sono in corso per verificare, su suoli diversi e per differenti categorie di inquinanti, la validità dell'approccio metodologico proposto.

### Bibliografia

- AZZALI G., Qualità dei suoli: approcci chimici e biologici. Tesi di Laurea in Scienze Agrarie. Università degli Studi di Milano. Anno Accademico 2000-2001
- ZACCHEO P., ASTORI C., ORFEO D., CRIPPA L., GENEVINI P.L., 2000. Verifica della qualità del suolo attraverso la risposta produttiva di bioindicatori vegetali. In: *Rendiconti Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Memorie di Scienze Fisiche e Naturali*, 118°, Vol. XXIV, 321-330.
- ISO 11269-1, 1993. Soil quality - Determination of the effects of pollutants on soil flora Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth.





## *EFFETTI A MEDIO TERMINE DELL'IRRIGAZIONE CON ACQUE SALINE SULLA QUALITÀ DEL SUOLO*

A. Letizia <sup>1</sup>, E. Coppola <sup>2</sup>, A.P. Leone <sup>1</sup>, G. Masotta <sup>2</sup>, A. Buondonno <sup>2</sup>

<sup>1</sup> CNR- ISAFoM  
Via Patacca, 85 - 80056 Ercolano

<sup>2</sup> Dipartimento di Scienze Ambientali  
Via Vivaldi, 43 - 81100 Caserta

### **Abstract**

A research on the effects of the irrigation with saline waters on soil quality was undertaken. This work deals with the medium-term effects of a treatment with 0.0%, 0.5% or 1.0% NaCl (w/v) irrigation water on the chemical-physical and structural characteristics of the Ap horizon of a Vertic Haploxerept from the Volturno River Basin (Campania Region). The increasing water salinity led to a rise of pH from 8.1 to 8.7, of Electrical Conductivity from 0.55 to 4.2 dS m<sup>-1</sup> and of the exchangeable Na percentage from 3.8% to 50.2%. Concurrently, the exchangeable Ca decreased from 80% to 38%, while the percentage of exchangeable K and Mg remained practically the same. The treatment with saline water clearly weakened the soil aggregates, so that the percentage of water-dispersed particles with  $\varnothing < 0.10$  mm increased from 56.2% to 88.5%.

**Key-words:** saline irrigation waters, salt-affected soils, exchangeable Na, aggregates stability

### **Riassunto**

E' stata avviata una ricerca sugli effetti dell'irrigazione con acque saline sulla qualità del suolo. In questa nota si fa riferimento agli effetti a medio termine del trattamento con acque di irrigazione contenenti NaCl allo 0,0%, 0,5% e 1,0% (w/v) sulle caratteristiche chimico-fisiche e strutturali dell'orizzonte Ap di un Vertic Haploxerept rappresentativo della Piana del Basso Volturno (Campania). L'incremento di salinità delle acque di irrigazione ha determinato un incremento dei valori di pH da 8,1 a 8,7 di Conducibilità Elettrica da 0,55 a 4,2 dS m<sup>-1</sup> e delle percentuali di Na di scambio da 3,8% a 50,2%. Contestualmente si è accertata una diminuzione del Ca di scambio da 80% a 38%, mentre le percentuali di K e Mg di scambio sono rimaste praticamente invariate. Il trattamento con le acque saline ha indotto un'evidente destrutturazione degli aggregati, determinando un aumento della frazione  $\varnothing < 0,10$  mm disperdibile in acqua da 56,2% a 88,5%.

**Parole chiave:** acque irrigue saline, suoli salini, sodio scambiabile, stabilità degli aggregati

## **Introduzione**

La salinizzazione è una delle forme di degradazione chimica del suolo tra le più gravi, di difficile gestione e fortemente limitante la produttività agricola. I suoli salini occupano circa il 23% delle terre coltivate (Keren, 2000), e sono particolarmente frequenti nelle aree semiaride del continente asiatico (Oldeman, 1994). I fenomeni di salinizzazione sono tuttavia in estensione, ed hanno cominciato ad interessare in misura rilevante gli ambienti mediterranei (Cairota *et al.*, 1998; Conacher e Sala, 1998; Paolillo, 2002), anche in aree fertili dove tutte le condizioni naturali, a parte la salinità, potrebbero essere favorevoli alla produzione vegetale (Szalboics, 1995). Ciò nonostante, è verosimile che tale problema venga di fatto notevolmente sottovalutato, sia a livello globale (Dregne, 1991) che locale (Conacher e Sala, 1998). Nelle aree irrigabili degli ambienti mediterranei, la scarsa qualità delle acque destinate a tale uso è una delle cause principali di salinizzazione e degradazione dei suoli (Conacher e Sala, 1998; Tedeschi, 1999).

L'elevato tenore salino-sodico delle acque irrigue deriva essenzialmente dall'ingressione delle acque marine negli acquiferi costieri (Collin *et al.*, 1998). In Italia, le situazioni accertate di salinizzazione degli acquiferi di piana costiera rappresentano circa il 6% dei casi di contaminazione delle acque, e si manifestano prevalentemente lungo le coste meridionali ed insulari (Ministero dell'Ambiente, 2001). Situazioni particolarmente critiche si osservano nei sistemi pedologici delle piane alluvionali dell'Italia meridionale, dove i fattori degradativi dovuti alla salinità delle acque irrigue, favorita anche dall'emungimento eccessivo ed irrazionale dei pozzi, vengono aggravati dalla tessitura fine e dallo scarso drenaggio dei suoli (Buondonno *et al.*, 1981; Brenna e Rasio, 2002). In tali condizioni, la salinizzazione diventa fattore tipicamente predisponente alla destrutturazione degli aggregati ed alla dispersione delle argille (Keren, 2000), favorendo l'erosione ed innescando processi di degradazione fisica spinta e di desertificazione.

Su tali premesse è stata avviata una ricerca finalizzata ad ottimizzare le strategie di gestione e difesa dei suoli irrigui in ambiente mediterraneo a rischio di salinizzazione, con particolare riferimento agli effetti della qualità delle acque sul complesso di scambio del suolo e sulla stabilità degli aggregati. In questo lavoro vengono riportati i risultati relativi a cinque anni di sperimentazione condotta su un Inceptisuolo vertico della Piana del Basso Volturno.

## Materiali e Metodi

**Area di studio.** La sperimentazione viene condotta su parcelle sperimentali dell'Azienda CNR – ISAFoM, di Vitulazio, presso Capua (CE). L'Azienda si ritrova in prossimità del limite orientale del bacino del Basso Volturno, dove il fiume imbecca la Pianura Campana. La Pianura è circondata dai rilievi carbonatici del Massico, Matese-Monte Maggiore e Monti di Caserta-Tifata. Agli estremi NO e SE si ritrovano, rispettivamente, gli edifici vulcanici del Roccamonfina e dei campi Flegrei.

I substrati litologici sono pertanto ampiamente variabili: nella parte mediana prevalgono essenzialmente i depositi alluvionali del Volturno, a granulometria variabile da argillosa a sabbiosa, mentre a N e S si ritrovano materiali piroclastici a vario grado di alterazione derivanti dal Roccamonfina e dalle diverse attività dei Campi Flegrei. In particolare, l'Azienda ricade in una zona di paleoalveo fluviale al confine tra i substrati alluvionali e i depositi dell'Ignimbrite Campana.

**Suolo.** Il suolo utilizzato per la sperimentazione è un Vertic Haploxerept, fine, mixed, mesic, calcareous (USDA, 1999). L'orizzonte Ap è franco-argilloso, con C organico = 6,4 g kg<sup>-1</sup>, N-totale = 0,9 g kg<sup>-1</sup>, pH = 8,1, CSC = 27,4 cmol<sub>[+]</sub> kg<sup>-1</sup>, CaCO<sub>3</sub> = 8,4 g kg<sup>-1</sup>. Le colture in impianto sono costituite da cerealicole, oleaginose e ortive in avvicendamento.

**Acque di irrigazione.** Il suolo è stato irrigato per cinque anni con acque saline ottenute per addizione di NaCl nel tenore di 0,5% (I-0,5) e 1,0% (I-1,0), per confronto con acque non trattate (I-0,0). Le acque sono state distribuite su parcelle di 400 m<sup>2</sup> secondo un disegno sperimentale a blocchi randomizzati con tre repliche.

**Procedure di analisi.** Le analisi dei suoli sono state eseguite secondo i metodi ufficiali (MIPAF, 2000). Il pH e la Conducibilità Elettrica (CE) sono stati determinati in sospensione acquosa 1:2,5 w/v. La stabilità strutturale dei campioni I-0,0 e I-0,5 è stata valutata confrontando la distribuzione granulometrica della terra fine riaggregata dopo dispersione in acqua o in esametafosfato di sodio (Na-EMP, 1%).

Ogni determinazione è stata eseguita in almeno tre repliche. I dati si riferiscono al peso secco in stufa a 105°C.

## Risultati

L'incremento di salinità delle acque irrigue ha determinato un significativo innalzamento lineare della Conducibilità Elettrica (CE) dell'estratto acquoso, da 0,55 a 4,2 dS m<sup>-1</sup>); contestualmente, si è osservato aumento dei valori di pH, contenuti tuttavia entro i limiti di 8,7 per l'azione tamponante dei carbonati presenti nel suolo (Figura 1).

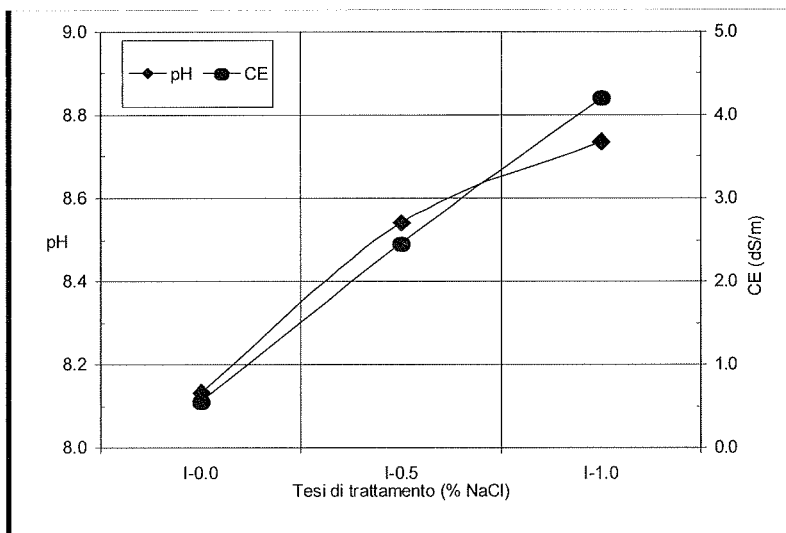


Figura 1.

Variazione del pH e della Conducibilità Elettrica del suolo in funzione del trattamento

L'analisi del complesso di scambio ha evidenziato un aumento della percentuale di Na scambiabile da 3,8% a 50,2%, direttamente proporzionale al contestuale decremento del Ca scambiabile, la cui percentuale è diminuita da 80% a 38%, con andamento speculare all'incremento del Na (Figura 2). E' interessante osservare ancora come l'incremento del Na-sc non modifichi sostanzialmente le percentuali di Mg e, soprattutto, di K scambiabile. Tale circostanza suggerisce di approfondire l'esame dei costituenti mineralogici del suolo, con particolare riferimento alla possibile presenza di argille K-selettive.

La figura 3 riporta la distribuzione granulometrica determinata dopo dispersione in acqua della terra fine riaggregata dei campioni di suolo sottoposti a trattamento con acque all'1% di NaCl (I-1,0), per confronto con campioni irrigati con acqua non salina (I-0,0). Analogamente, la figura 4 riporta la distribuzione granulometrica determinata per gli stessi campioni dopo dispersione in Na-EMP.

Dal confronto dei grafici risulta evidente la chiara perdita di stabilità strutturale dei campioni I-1,0 in cui la frazione di aggregati con  $\emptyset < 0,10$  mm rappresenta ben l'88,5% del totale, mentre nei campioni I-0,0 la percentuale delle frazioni con  $\emptyset 0,50-0,25$ ;  $0,25-0,10$ ; e  $< 0,1$  mm è rispettivamente pari a 13,5%, 27,4% e 56,2%.

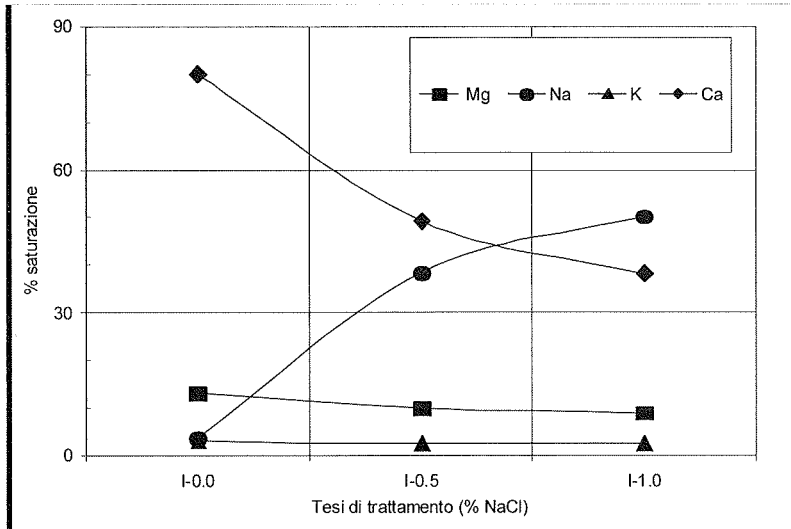


Figura 2.

Distribuzione delle basi di scambio in funzione del trattamento

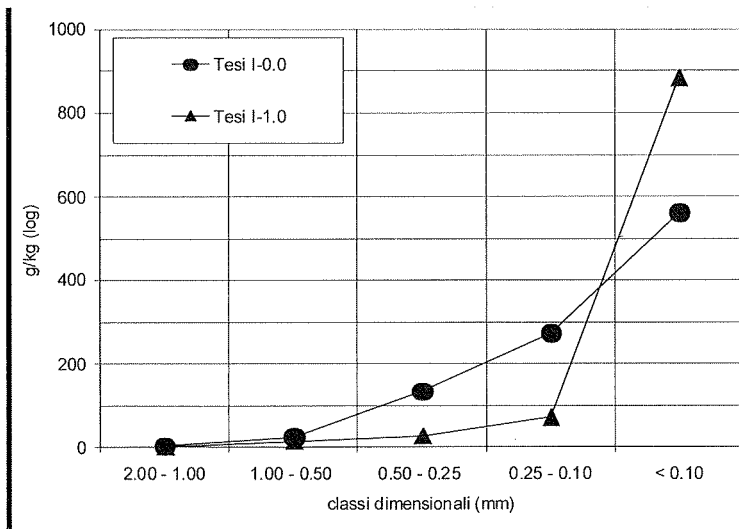


Figura 3. Effetti del trattamento sulla distribuzione granulometrica degli aggregati; dispersione in acqua

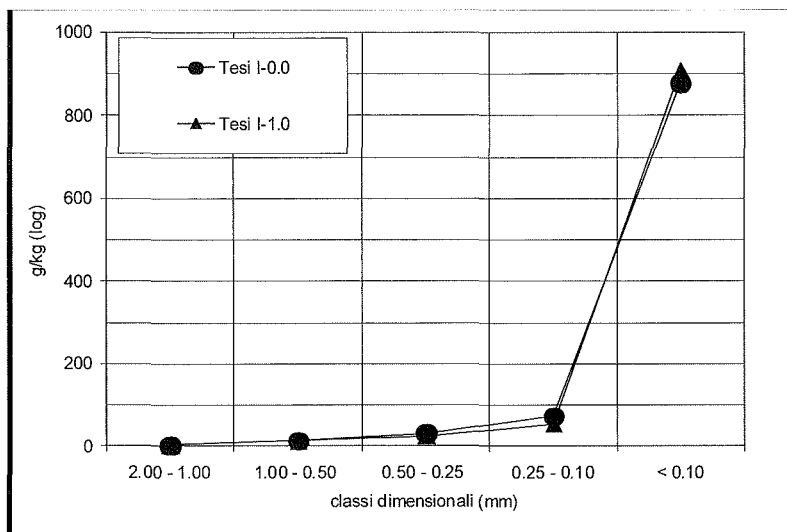


Figura 4. Effetti del trattamento sulla distribuzione granulometrica degli aggregati; dispersione Na-EMP

E' interessante rilevare, in tal senso, che i valori di pH e CE rilevati nelle torbide acquose dopo dispersione erano rispettivamente pari a 8,10 e 0,12 dS/m per i campioni I-0,0 e 8,85 e 0,47 dS/m per i campioni I-1,0.

Dopo trattamento con EMP, le curve di distribuzione granulometrica dei due campioni sono praticamente coincidenti, con percentuali di frazioni con  $\emptyset < 0,10$  mm pari a 87,9% e 90,6% per i campioni I-0,0 e I-0-1, rispettivamente.

Ciò implica che, nelle condizioni sperimentali, il trattamento I-1,0 ha provocato la pressoché totale destabilizzazione dei macro- e meso-aggregati con  $\emptyset < 2,00-0,10$  mm.

## Conclusioni

Il trattamento quinquennale con acque saline ha avuto evidenti e consistenti effetti sia sulla costituzione del complesso di scambio del suolo, che presenta valori di sodio scambiabile superiori al 30% già nei trattamenti con acque al 0,5% di NaCl, sia sulla stabilità degli macro- e meso-aggregati con dimensioni comprese tra 2,00 e 0,10 mm, che risultano completamente disperdibili in acqua. E' da ritenere pertanto che le modifi-

che indotte sulle proprietà chimico fisiche e sulle proprietà fisico-meccaniche dei suoli trattati con acque saline si possano riflettere sull'evoluzione dei caratteri pedologici.

L'indagine prosegue al fine di valutare gli effetti della salinità sugli equilibri ionici e sulla distribuzione ed eventuale accumulo di sali lungo il profilo, nonché e sulle variazioni spazio-temporali della stabilità della anche in relazione alle pratiche agronomiche ed al ripristino dell'irrigazione con acque non saline.

### **Bibliografia**

- BRENNA S., RASIO R., 2002- I suoli: rischi di degrado e inquinamento. In: *Problematiche del parametro suolo. Uno sguardo preoccupato alla situazione regionale*. Paolillo P.L. (ed.), FrancoAngeli, Milano, 21-27.
- BUONDONNO C., GAETANI G. E BUONDONNO A., 1981. I suoli delle pianure alluvionali dell'Italia Meridionale. Nota I: La Piana di Sibari. Liguori Ed., Napoli, 23 pp.
- COLLIN J.J., MOUVET C. AND BARROCU G., 1998- The increasing demand for water. In: P. Mairota, J.B. Thornes and N. Geeson (eds.) *Atlas of Mediterranean Environments in Europe. The desertification context*. J. Wiley and Sons, Chichester, West Sussex, UK, 99-101.
- CONACHER A. J. AND SALA M. (eds.), 1998. Land degradation in Mediterranean environments of the world. John Wiley and Sons Ed., Chichester, West Sussex, UK, 491 pp.
- DREGNE H.E., 1991. Human Activities and Soil Degradation. In: *Semiarid Lands and Deserts. Soil Resource and Reclamation*, J. Skujins(ed.), Marcel Dekker, New York, NY, USA, 335-359.
- KEREN R., 2000. Salinity. In: *Handbook of Soil Science*, M. E. Sumner (ed.), CRC Press, Boca Raton, FL, USA, G/3-63
- M.I.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.
- MAIROTA P, THORNES J. B. AND GEESON N. (eds.), 1998. *Atlas of Mediterranean Environments in Europe. The desertification context*, J. Wiley and Sons, Chichester, West Sussex, UK, 205 pp.
- MINISTERO DELL'AMBIENTE, 2001. *Relazione sullo stato dell'Ambiente*. La Piramide, Roma, 518 pp.
- OLDEMAN R.L., 1994. The Global Extent of Soil Degradation. In: *Soil Resilience and Sustainable Land Use*, D.J. Greenland and I Szabolcs (eds.), CAB International, Wallingford, Oxon, UK, 99-118.
- PAOLILLO P.L. (ed.), 2002. *Problematiche del parametro suolo. Uno sguardo preoccupato alla situazione regionale*. FrancoAngeli, Milano, 141 pp.
- SOIL SURVEY STAFF – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 1999. *Soil Taxonomy, A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. 2<sup>nd</sup> ed., *Agriculture Handbook n. 436*, U.S.D.A., Natural Resources Conservation Service, New York.
- SZALBOCS I., 1995. Global overview of sustainable management of salt affected soils. In *Proc. Int. Workshop on Integrated Soil Management for Sustainable Use of Salt Affected Soils*, Manila (Filippines), 6-10 November 1995, pp 19-38



TEDESCHI P., 1999. Irrigazione sostenibile e qualità delle acque in relazione alle tecniche agronomiche. In: *Atti del Convegno "Un programma di valorizzazione territoriale per il meridione d'Italia"*, Castello di Lagopesole, 15-16 luglio 1999, Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo, ISNP, Roma, 1: 251-259.

# *RESIDUI DI DIFENOCONAZOLE NEL SUOLO A SEGUITO DI TRATTAMENTO SU BARBABIETOLA DA ZUCCHERO*

L. Lucini, G.P. Molinari

Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale, sez. Chimica del Suolo - Università Cattolica del Sacro Cuore  
Via Emilia Parmense, 84 - 29100 Piacenza

## **Abstract**

The aim of this work is to evaluate the persistence of the fungicide difenoconazole in two different soils (Eutric Vertisols e Calcaric Cambisols) when applied to sugar beet for a 2 years period. For this purpose, an analytical method was developed and validated, then applied to field samples. The method is based on a methanol/soda extraction, followed by liquid/liquid partition with hexane, concentration and analysis by gas chromatography with NPD detection.

Difenoconazole residues were found only after 2-3 applications of the formulation, for both the soils, and any residue was found after a year. Statistical analysis of the data revealed how difenoconazole residues depend on the sampling point, while the soil type does not affect the residue. The great variability of the data suggest as contamination happens occasionally. It can be concluded that difenoconazole lead to a low soil contamination, with a moderate persistence of the residues.

**Key words:** difenoconazole, soil, persistence, sugar beet

## **Riassunto**

Il presente lavoro si è proposto di valutare se trattamenti ripetuti nello stesso anno e per un biennio con difenoconazole su barbabietola da zucchero, portano ad un accumulo dei residui del fungicida in due differenti tipi di suolo (Eutric Vertisols e Calcaric Cambisols). I campioni di campo sono stati analizzati con una metodica messa a punto e validata, la quale prevede estrazione con metanolo/soda, ripartizione liquido/liquido con esano, concentrazione ed analisi tramite gas cromatografia con rivelatore NPD.

Per entrambi i suoli, i residui di difenoconazole sono rilevabili solo dopo il secondo o il terzo trattamento con il formulato commerciale; ad un anno dall'inizio dei trattamenti, i residui del fungicida non sono più rilevabili. L'elaborazione statistica dei dati mette in evidenza la significativa differenza nel livello di residuo in dipendenza dall'epoca di campionamento e non dal tipo di suolo. L'elevata dispersione dei dati di entrambi gli strati considerati suggerisce come la contaminazione del suolo sia solo occasionale. Dai due anni di

sperimentazione il fungicida difenoconazole mostra una bassa contaminazione a carico del suolo ed una modesta persistenza in entrambi i suoli considerati.

**Parole chiave:** difenoconazole, suolo, persistenza, barbabietola da zucchero

### **Introduzione**

Difenoconazole (*cis,trans*-3-chloro-4-[4-methyl-2-(1H-1,2,4-triazol-1-ylmethyl)-1,3-dioxolan-2-yl]phenyl 4-chlorophenyl ether) (figura 1) è un fungicida sistemico, appartenente alla famiglia dei triazoli, con un ampio spettro di attività verso *Ascomycetes*, *Basidiomycetes* e *Deuteromycetes*. Esso trova applicazione sia per la concia del seme sia per applicazioni fogliari su vite, pomacee, cereali e barbabietola da zucchero (Worthing e Hance, 1997). L'attività antifungina si esplica tramite l'inibizione della biosintesi degli ergosteroli (IBS o EBI), interferendo con la 14-C demetilazione (Buchenaer, 1977; Vanden Bossche *et al.*, 1987; Pancaldi e Alberti, 1992; Kwok e Loeffler, 1993).

Considerando che i) sulla barbabietola da zucchero difenoconazole viene ampiamente utilizzato in quanto risulta efficace contro *Cercospora*; ii) la coltura ha una forte espansione, specialmente in Europa (Venturi, 1989); la valutazione del rischio ambientale associato all'utilizzo di difenoconazole su questa coltura deve essere ben caratterizzato.

Il difenoconazole, durante l'applicazione fogliare o per dilavamento delle foglie trattate, può raggiungere il suolo dove viene fortemente adsorbito e subisce una lenta degradazione (Thom *et al.*, 1994; Worthing e Hance, 1997).

Con il presente lavoro si descrivono i risultati di una ricerca condotta per valutare se trattamenti, ripetuti nello stesso anno e per più anni, con difenoconazole su barbabietola da zucchero portano ad un accumulo dei residui in due differenti tipi di suolo.

### **Materiali e metodi**

I suoli sono stati individuati fra quelli tipici per la coltivazione della barbabietola da zucchero di due aree della provincia di Piacenza. Il primo suolo, classificato come Eutric Vertisols (very fine, mixed, mesic Chromic Udic Haplusterts) è sito a S. Pietro in Cerro (PC). Il secondo, classificato come Calcaric Cambisols (fine silty, mixed, mesic Udifluentic Ustochrepts), è sito a Besenzone (PC).

In ogni località sono stati individuati due parcelloni da circa 1 ha di superficie, coltivati a bietola da zucchero. All'interno di ogni parcellone sono state individuate 3 aree sufficientemente distanziate fra di loro in modo da rappresentare 3 replicati indipendenti (A, B e C), entro cui raccogliere i campioni di suolo e fare le osservazioni.

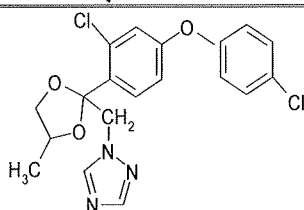
All'inizio della sperimentazione nelle due località sono stati raccolti campioni di terreno per effettuare la caratterizzazione chimico-fisica degli stessi: in particolare, sono state misurate: la tessitura, il pH e la capacità di scambio cationico (C.S.C.) (tab. 1).

Tabella 1. Principali caratteristiche dei terreni oggetto della sperimentazione

Parametro analizzato	S. Pietro in Cerro (PC)	Besenzone (PC)
pH	7,7	7,6
C.S.C. (meq/100g)	21,77	26,81
Tessitura		
Sabbia (%)	3,57	17,21
Limo (%)	52,87	56,19
Argilla (%)	43,56	26,60
Classificazione	<i>Argillo-limoso</i> <i>Eutric Vertisols</i>	<i>Limo-argilloso</i> <i>Calcarie Cambisols</i>

### Trattamento fungicida

Per due anni consecutivi, allo stadio fenologico in cui lo sviluppo fogliare della coltura ricopriva tutto il terreno, uno dei due parcelloni è stato trattato con tre applicazioni/anno di formulato commerciale SCORE 25 EC a base di difenoconazole (fig. 1). I trattamenti, distanziati di venti giorni tra loro, sono stati fatti utilizzando  $75 \text{ g ha}^{-1}$  di sostanza attiva. L'altro parcellone, a fianco dell'area suddetta, non è stato trattato ed utilizzato come controllo.



- Formula bruta:  $\text{C}_{19}\text{H}_{17}\text{Cl}_2\text{N}_3\text{O}_3$
- Peso molecolare: 406,27 g/mol
- Punto di fusione:  $78,6 \text{ }^\circ\text{C}$
- Tensione di vapore:  $3,3 \times 10^{-5} \text{ mPa}$  ( $25 \text{ }^\circ\text{C}$ )
- Kow:  $\log P = 4.20$  ( $25 \text{ }^\circ\text{C}$ )

Figura 1. Struttura e proprietà chimico-fisiche di difenoconazole

### **Campionamento del suolo**

Campioni di suolo sono stati prelevati ai seguenti tempi: 3 ore prima del primo trattamento e 3 ore dopo ciascun dei trattamenti, alla raccolta della barbabietola ed 1 anno dopo.

Ad ogni tempo di campionamento, tramite carotatrice meccanica, da ognuno dei tre replicati A, B e C di ogni parcellone, sono state prelevate 5 carote di terreno fino alla profondità di 40 cm. Le 5 carote di ogni replicato sono state suddivise in due strati, 0-10 cm e 10-40 cm. Le 5 sezioni di carota dello stesso strato (0-10 cm o 10-40 cm) sono state unite fra di loro al fine di ottenere un campione analitico, rappresentativo dell'area di campionamento.

### **Analisi dei campioni**

I residui di difenoconazole nei campioni analitici di suolo sono stati determinati mediante la seguente metodica messa a punto e validata.

**Estrazione.** Un sottocampione di suolo pari a 50,0 g è estratto con una miscela metanolo/soda 2 N (80:20, v/v) a ricadere. L'estratto è lasciato sedimentare, quindi il terreno viene lavato per due volte con metanolo.

**Purificazione.** Le tre frazioni di estrazione, riunite, sono purificate riestraendole per due volte tramite ripartizione liquido-liquido con n-esano. Le due fasi esaniche ottenute sono riunite, anidificate con sodio solfato e concentrate a secco tramite evaporatore rotante.

**Determinazione finale.** Il residuo secco è ripreso con 1 mL di acetonitrile ed analizzato tramite gas cromatografia con rivelatore a fiamma alcalina NPD.

Le condizioni gas cromatografiche sono le seguenti:

- fase mobile: elio, 3,7 mL/min
- colonna: Supelco SPB608 (fenildimetilsilossano, 30 m x 0,53 mm x 0,50  $\mu$ m)
- forno: 100 °C per 1 min, incremento fino a 250 °C (a 20 °C/min), incremento fino a 270 °C (a 3 °C/min), mantenimento a 270 °C per 20 min.
- iniezione: 3  $\mu$ L in splitless, split open 50 sec.

**Limite di determinazione:** 0,01 mg/Kg.

**Validazione.** La metodica illustrata è stata validata mediante analisi sia di campioni non trattati (bianco analitico) che di campioni non trattati fortificati con differenti livelli di concentrazione di difenoconazole. L'accuratezza, espressa come recupero percentuale medio, è pari al  $95 \pm 3\%$ . La precisione, in condizioni di ripetibilità, indica invece una deviazione standard relativa del 4,1 %, cui corrisponde un limite di ripetibilità  $r = 11,0\%$ . In condizioni di riproducibilità la deviazione standard relativa è del 5,3% con un limite di riproducibilità  $R = 14,8\%$ .

**Elaborazione statistica.** I risultati delle analisi dei campioni di suolo sono stati elaborati tramite l'analisi multifattoriale della varianza (ANOVA), secondo i fattori di classificazione anno, suolo, campionamento e profondità.

### **Risultati e discussione**

Nella tabella 2 sono riportati i residui (media dei tre replicati A, B, C) di difenoconazole nel suolo delle due località, alle epoche di campionamento previste ed alle due profondità considerate.

L'andamento del livello di residuo di difenoconazole è illustrato nelle figure 2 e 3 rispettivamente per l'Eutric Vertisols e per il Calcaric Cambisols.

Nei suoli non trattati non sono mai stati riscontrati residui di difenoconazole.

Per entrambi i suoli, i residui di difenoconazole sono rilevabili solo nello strato più superficiale e solo dopo il secondo o il terzo trattamento con il formulato commerciale. All'inizio della sperimentazione del 2° anno, ad un anno dall'inizio dei trattamenti, i residui del fungicida non sono più rilevabili ad entrambe le profondità.

L'analisi della varianza condotta a quattro fattori di classificazione (anno, suolo, campionamento e profondità) ha evidenziato che il residuo riscontrato nei campioni risulta significativamente diverso in riferimento al momento di campionamento, alla profondità e all'annata di studio, mentre il fattore suolo non risulta influenzare in maniera significativa la quantità di residuo di difenoconazole; in particolare:

- il residuo medio dei due anni e dei due suoli nei primi dieci centimetri di profondità è significativamente maggiore (0,012 mg/kg) che al-

la profondità 10-40 cm (0,0003 mg/Kg), dove il residuo è stato riscontrato con una frequenza molto bassa volta e a livelli sempre inferiori al corrispondente strato superficiale;

- il residuo medio globale nel secondo anno (0,008 mg/Kg) è significativamente maggiore che nel primo anno (0,003 mg/Kg);

- i campioni di suolo raccolti immediatamente dopo il primo trattamento (0,001 mg/Kg) presentano residui ad un livello significativamente inferiore a quelli appena dopo il terzo trattamento (0,016 mg/Kg);

- il campionamento ad un anno dall'ultimo trattamento (0,004 ± 0,005 mg/Kg), mostra un livello di residuo medio non significativamente diverso da quello riscontrato prima dei trattamenti (0,001 mg/Kg) ma significativamente inferiore ai livelli riscontrati appena dopo i trattamenti (0,014 ± 0,003 mg/Kg).

Tabella 2. Residui di Difenoconazole in campioni di terreno negli strati 0-10 e 10-40 cm, nei due anni di sperimentazione

Anno di sper.	Campionamento (gg. da)			Residuo medio (mg/Kg)			
	Inizio sper.	trattamento		controllo	Trattato		
		1°	2°		3°	strato 0-10 cm	strato 10-40 cm
<b>EUTRIC VERTISOLS</b>							
1°	-1	-1		n.d.	n.d.	n.d.	
	1	+1		n.d.	n.d.	n.d.	
	17		+1	n.d.	0,009	n.d.	
	36			+1	n.d.	0,016	n.d.
	57			21	n.d.	0,011	n.d.
	351			315	n.d.	n.d.	n.d.
2°	351	-1		n.d.	n.d.	n.d.	
	357	+1		n.d.	n.d.	n.d.	
	379		+1	n.d.	n.d.	n.d.	
	400			+1	n.d.	0,032	0,003
	422			22	n.d.	0,014	n.d.
	763			363	n.d.	n.d.	n.d.
<b>CALCARIC CAMBISOLS</b>							
1°	-1	-1		n.d.	n.d.	n.d.	
	1	+1		n.d.	n.d.	n.d.	
	17		+1	n.d.	0,007	n.d.	
	36			+1	n.d.	0,006	n.d.
	57			21	n.d.	0,023	n.d.
	351			315	n.d.	n.d.	n.d.
2°	351	-1		n.d.	n.d.	n.d.	
	357	+1		n.d.	n.d.	n.d.	
	379		+1	n.d.	0,005	n.d.	
	400			+1	n.d.	0,040	n.d.
	422			22	n.d.	0,056	n.d.
	763			363	n.d.	0,013	n.d.

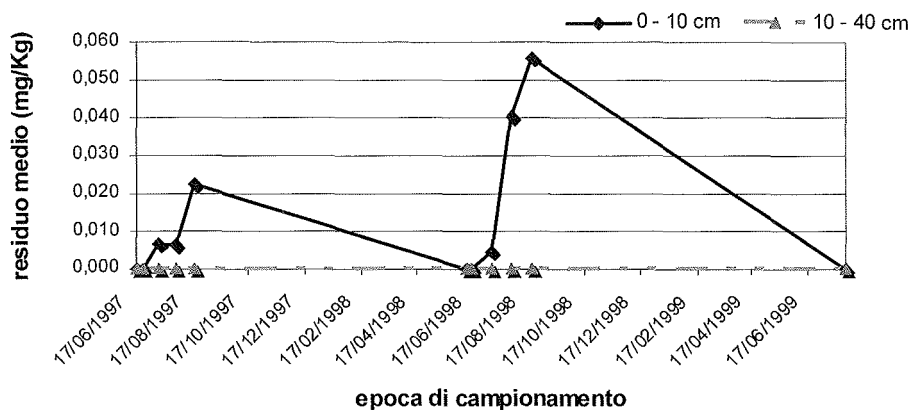


Figura 2. Andamento del residuo medio di difenoconazole in Eutric Vertisols

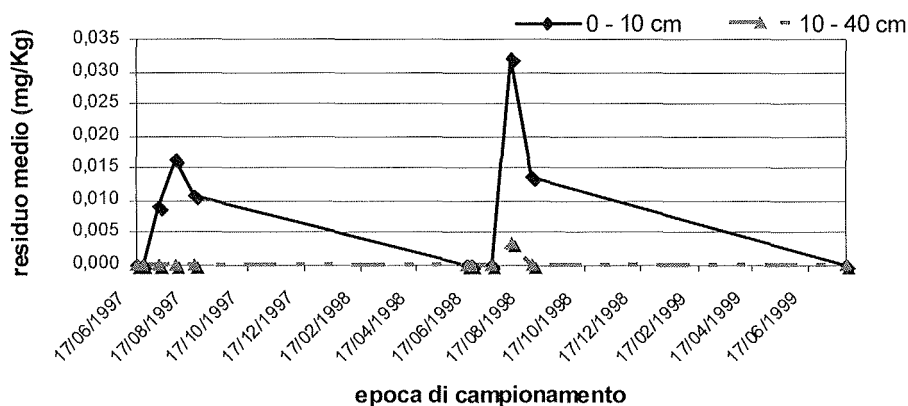


Figura 3. Andamento del residuo medio di difenoconazole in Calcaric Cambisols

### Conclusioni

L'elaborazione statistica di tipo ANOVA, condotta secondo i criteri di classificazione suolo ed epoca di campionamento, mette in evidenza la significativa differenza nel livello di residuo in dipendenza dall'epoca di campionamento e non dal tipo di suolo. L'elevata dispersione dei dati di entrambi gli strati considerati suggerisce come la contaminazione del suolo sia solo occasionale. Ne consegue, pertanto, che i dati stessi potrebbero essere meglio rappresentati dal centro modale piuttosto che dalla media aritmetica o geometrica.



L'assenza di residui di difenoconazole nei suoli non trattati indica che nell'area non vi sono state contaminazioni.

Dai due anni di sperimentazione il fungicida difenoconazole mostra una bassa contaminazione a carico del suolo ed una modesta persistenza in entrambi i suoli considerati.

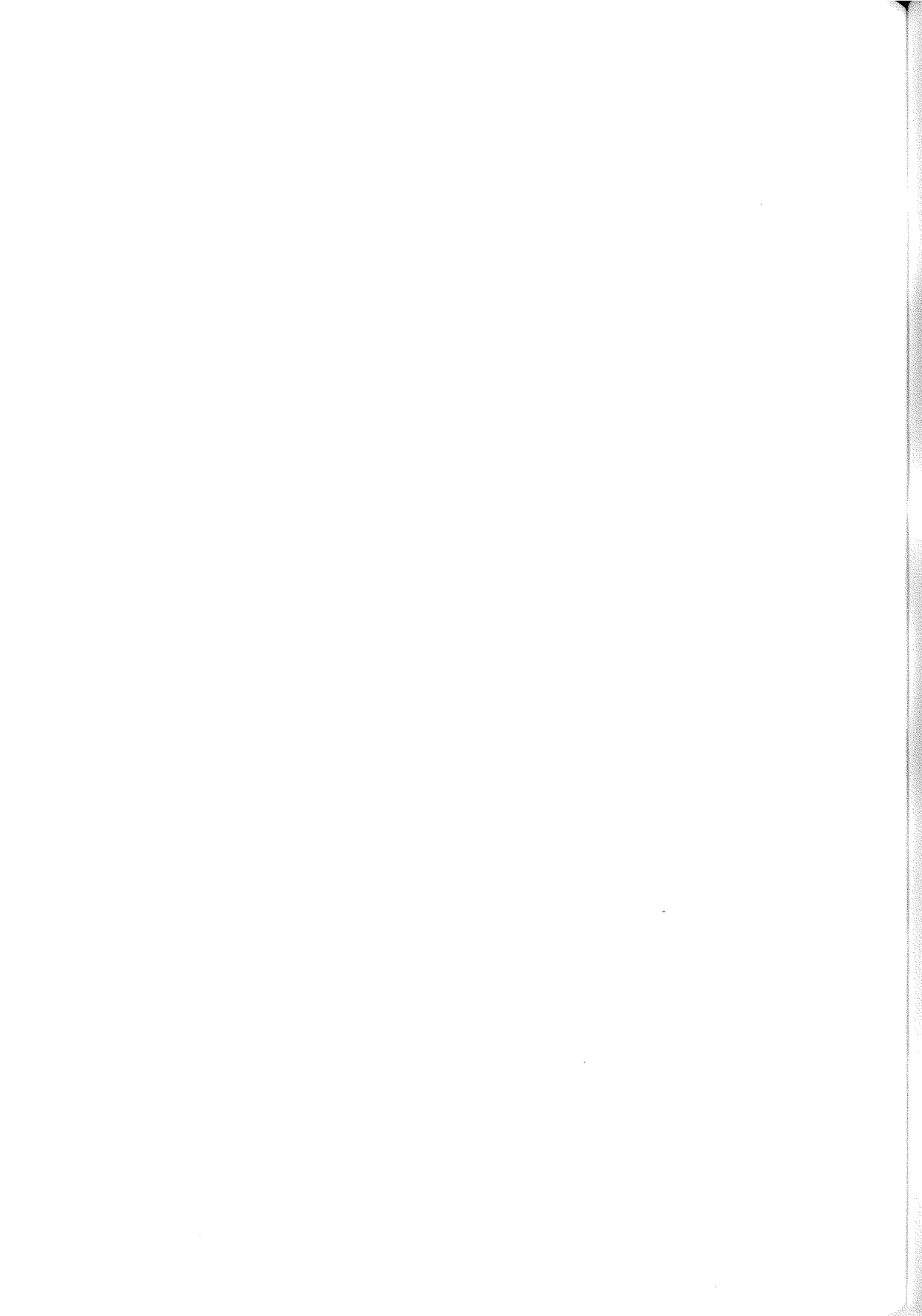
Lo sviluppo della coltura della bietola in corrispondenza dei trattamenti (completa copertura del suolo) fa sì che la quota di sostanza attiva, che raggiunge direttamente il suolo sia scarsa. I residui di difenoconazole sono rilevabili solo dopo i tre trattamenti cadenzati a circa 20 giorni uno dall'altro.

Nel secondo anno di trattamento i residui medi misurati sono stati maggiori che nel primo anno ma questo non è imputabile ad un accumulo nel suolo in quanto al momento del trattamento del secondo anno non sono rilevabili residui di difenoconazole nei 40 centimetri di suolo analizzato.

### **Bibliografia**

- BOLYGO E., ATREYA N.C., 1990. Solid-phase extraction for multiresidue analysis of some triazole and pyrimidine pesticides in water. In: *Proc. IUPAC/GDCh, 7th Int. cong. of pest. Chem.* Hamburg
- BUCHENAUER H., 1977. Mode of action and selectivity of fungicides which interfere with ergosterol biosynthesis. In: *Proc. Brit. crop protection conference. Pest and disease*, 699-711.
- KWOK I.M.Y., LOEFFLER R.T., 1993. The biochemical mode of action of some newer azole fungicides. *Pes. Sci.*, 39: 1-11.
- PANCALDI D., ALBERTI I., 1992. Aspetti dell'attività di recenti fungicidi sterolo-inibitori. *La difesa delle piante*, 15: 13-24.
- RUEEGG J., WERNER S., 1995. Residues of difenoconazole and penconazole on apple leaves and grass and soil in an apple orchard in north-eastern Switzerland. *Crop prot.*, 14
- SHAH S., ASHREF-KHORASSANI M., TAYLOR L.T., 1990. Analysis of triazine and triazole herbicides by gradient elution supercritical fluid chromatography. *J. Chrom.*, 505: 293-298.
- STEVENSONS P.J., HAUKSDOTTIR R., KADABA P.K., DAMANI L.A., 1990. Chromatography of 1-phenil 5-(4-pyridyl)- $\Delta$ 2-1,2,3-triazolines and related 1,2,3-triazoles, a new class of anticonvulsant agents. *J. Chrom.*, 533: 248-254.
- THOM E., BENCKISER G., OTTOW J.C.G., 1994. Decomposition of the triazole fungicide difenoconazole in two different locations. In: *Meeting of commission III. Biological characterisation of soils Braunschweig, Germany*, 75: 149-152.
- THOM E., OTTOW J.C.G., BENCKISER G., 1997. Degradation of the fungicide difenoconazole in a silt loam soil as affected by pretreatment and organic amendment. *Env Pollut.* 96: 409-414.
- VANDEN BOSSCHE H., MARICHAL P., GORRENS J., BELLENS D., VERHOEVEN H., COENE M.C., LAUWERS W., JANSSEN P.A.J., 1987. Interaction of azole derivatives with cytochrome p-450 isozymes in yeast, fungi, plants and mammalian cells. *Pest. Sci.*, 21: 289.
- VENTURI G., 1989. Barbabietola da zucchero (*Beta Vulgaris* L.). In: Baldoni R. Giardini L., *Coltivazioni erbacee*. Patron ed. Bologna, 479-536.

- VYPOVSKA A., OMEL'CHUK S., 1998. Chromatographic methods for determination of difenoconazole and penconazole in water, soil and fruit crops. In: *Proc. Brit. crop protection conference. Pest and disease*, Westminster, London UK.
- WORTHING C.R., HANCE R.J., 1997. Difenoconazole In: *The pesticide manual 11th edition* Clive Tomlin. British Crop protection publications, 328-330
-



# *IL CONSUMO DI SUOLO PER URBANIZZAZIONE NELL'ARCIPELAGO DELLA MADDALENA (SASSARI) NEGLI ANNI 1958-1998*

S. Madrau, M.A.Deroma, F. Mancuso

Dipartimento di Ingegneria del Territorio - Facoltà di Agraria  
Via De Nicola - 07100 Sassari

## **Abstract**

The soil losses by urbanization is one of the most important causes of irreversible land degradation. For appraise these losses in the territory of arcipelago della Maddalena (Sassari), the authors have estimated the area increase by the main building typologies in the 1958 – 1998 years. The increase, from 118,0805 ha to 477,1055 ha, isn't caused by natural rise in population, but a elevate touristic attendance during the summer season. Infact, a large percentage of these residences are inhabited just for few week every year.

**Key words:** soil consumption, urbanization, case-study

## **Riassunto**

Il consumo di suolo per urbanizzazione rappresenta una delle principali cause di degrado irreversibile del territorio. Per stimare questo consumo nel territorio dell'arcipelago della Maddalena (Sassari) gli autori hanno calcolato l'incremento della superficie occupata dalle principali tipologie di edificazione nel periodo 1958 – 1998. L'aumento osservato, da 118,0805 ha a 477,1055 ha, non è imputabile alla crescita della popolazione, ma è dovuto esclusivamente alla elevata presenza di turisti durante la stagione estiva. La gran parte delle abitazioni realizzate risulta infatti occupata solo per poche settimane all'anno

**Parole chiave:** consumo di suolo, urbanizzazione, caso di studio

## **Premessa**

Delle possibili forme di degrado a cui un territorio può essere soggetto, quello legato al consumo di suolo per urbanizzazione deve essere considerato come la forma più grave. In Sardegna negli ultimi decenni pur essendosi registrata nell'isola un aumento della popolazione residente assai

limitata, si è verificato un consumo di suolo per urbanizzazione assolutamente ingiustificabile sia con la crescita della popolazione, sia con l'occupazione di suolo legata alla realizzazione di infrastrutture industriali e di aree di servizi, (Aru *et al.*, 1983; Madrau, 1993; Madrau 2002; Enne *et al.*, in stampa; Mancosu, 2002; Gallo, 2002).

In questa nota verrà illustrato il caso, particolarmente significativo di un'area di elevato interesse turistico e naturalistico, l'arcipelago della Maddalena da pochi anni Parco Nazionale.

### **Il territorio**

Il territorio dell'arcipelago, 4937 ha coincide con quello del comune di La Maddalena. L'arcipelago risulta costituito da 12 grandi isole, tabella 1, e da numerose isole minori, spesso poco più che scogli. Le isole più grandi sono la Maddalena 2039 ha e Caprera con 1587 ha, seguite da Spargi con poco più di 427 ha.

### **Caratteristiche pedologiche**

Per l'area in studio gli unici rilievi pedologici disponibili a media scala sono quelli non pubblicati eseguiti da Madrau nell'ambito delle attività di studio per la redazione del Piano Socio-Economico della Comunità Montana n. 4 della Sardegna.

Sulla base di questi rilievi sono state distinte nell'area le seguenti due unità di paesaggio:

#### **- paesaggi delle formazioni intrusive paleozoiche e relativi depositi di versante**

*i- unità cartografica 1:* morfologie da pianeggianti ad ondulate. Rocciosità affiorante e pietrosità superficiale sempre molto elevate. Generalmente incolte (macchia, bosco, pascolo).

I suoli hanno profili di tipo A C o A R con potenze di norma inferiori a 20 – 25 cm. Scheletro comune, quarzoso. Da sabbioso-franchi a franco-argillosi. Subacidi. Insaturi. Secondo la Soil Taxonomy (USDA, 1999), questi suoli sono classificabili come Lithic Xerorthents in complesso con la roccia affiorante. Assolutamente inadatti a qualsiasi uso agricolo.

*ii – unità cartografica 2:* morfologie da pianeggianti a debolmente ondulate. Rocciosità affiorante e pietrosità superficiale pur elevati sono sensibilmente inferiori a quelle della unità 1. Generalmente incolti. I suoli hanno profili di tipo A Bw C o Ap Bw C o A C con potenze variabili da 20 – 25 cm a oltre 50 – 60 cm. Scheletro da comune a scarso, quarzoso. Da sabbioso-franchi a franco-argillosi. Subacida. Insaturi. Classificati come una associazione di Lithic Xerorthents e Lithic e Typic Dystrochrepts. Marginali all'uso agricolo. Nelle due isole principali sono stati inclusi anche i suoli a profilo A C o A C 2A 2C ecc., con potenze variabili da 80 a oltre 100 cm, sviluppatisi sui modesti depositi alluvionali e classificati come Typic Xerofluvents.

#### **- paesaggi delle formazioni metamorfiche del Paleozoico e relativi depositi di versante**

*iii- unità cartografica 3:* morfologie da debolmente ondulate a ondulate. La rocciosità affiorante e la pietrosità superficiale sono sempre molto elevati. Generalmente destinate alla macchia. I suoli hanno profili di tipo A C o A R con potenze generalmente inferiori a 20 cm. Scheletro elevato. Franco-sabbiosi. Subacidi. Insaturi. Assolutamente inadatti a qualsiasi uso agricolo. Classificati come Lithic Xerorthents in complesso con la roccia affiorante.

*iv- unità cartografica 4:* osservabile in aree limitate su una morfologia debolmente ondulata e con un substrato costituito in parte da modesti depositi colluviali. La pietrosità superficiale è molto elevata. La rocciosità affiorante è scarsa. Incolte e destinate alla macchia. I suoli hanno profili A Bw C o A Bw C R con potenze medie inferiori a 35 – 40 cm, o A C con potenze inferiori a 20- 25 cm. Scheletro abbondante. Franco-sabbiosi. Subacidi. Insaturi. Classificati come Lithic Dystrochrepts e Lithic Xerorthents. Marginali all'uso agricolo.

### **Valutazione della capacità d'attitudine d'uso**

Il territorio dell'arcipelago è stato inserito in uno schema di valutazione della capacità d'attitudine d'uso (*Land Capability*), articolato in otto classi, tabella 1 successiva. A causa della presenza di suoli sviluppatisi sulle alluvioni recenti, si è ritenuto opportuno indicare per l'unità 2 una classe di attitudine mista: IV – VI.

Data l'inesistenza di superfici adatte ad una agricoltura intensiva si è ritenuto opportuno non procedere anche alla valutazione del consumo di suolo in termini di suscettività all'irrigazione.

## **Il consumo di suolo**

Per poter valutare il consumo di suolo nell'arcipelago negli anni 1958 – 1998, si sono utilizzate le cartografie IGM al 25.000 del 1958 e le carte tecniche regionali (CTR) alla scala 1:10.000 del 1998.

Su queste ultime, si è riportata la situazione relativa alla viabilità e ai fabbricati esistenti al 1958.

Dal punto di vista del modello insediativo, nell'ara in studio è stato possibile distinguere:

- *perimetro urbano*, nel cui interno ricade la città compatta e le adiacenti strutture militari,

- *agro*, dove sono presenti sia *nuclei residenziali* (Stagnali, Villaggio Piras, Villaggio Turco, Porto Massimo, La Villa), sia *case sparse di civile abitazione*,

- *rete viaria*, in cui sono stati individuati due livelli d'importanza:

1. *reti di interesse comprensoriale*, rappresentato dalle strade provinciali, e dalle strade comunali presenti nelle due isole maggiori,

2. *strade vicinali* (o consortili) e *poderali* che uniscono nuclei e case sparse di civile abitazione alla rete di interesse comprensoriale.

Per la determinazione della superficie occupata si è operato in modo che il centro urbano, comprese le adiacenti aree con infrastrutture militari se riportate in carta <sup>1</sup>, e i nuclei residenziali vengano perimetrati tramite *una linea continua circoscritta agli edifici marginali dell'insediamento che presentino caratteri di continuità con il tessuto insediativo o quantomeno di contiguità tra gli edifici, o in assenza di queste deve essere parallela all'ultimo edificio considerato e distante da esso 10 – 15 m.* (Astengo et al., 1983).

Per le case sparse di civile abitazione, poiché è impossibile predisporre una scala di grandezze sulla base della simbologia IGM e CTR, si è ritenuto opportuno attribuire a ciascun fabbricato una superficie standard di 300 mq, comprensiva sia del fabbricato, sia delle relative pertinenze.

Per la viabilità si è proceduto alla determinazione dello sviluppo lineare, successivamente trasformato in ha di superficie occupata, attribuendo alle singole reti delle larghezze standard comprensive della massciata, delle banchine e di una minima fascia di rispetto.

**Tabella 1.** Valutazione della capacità d'uso, superfici per classe in ha e in valore percentuale rispetto alla superficie non urbanizzata al 1958

	paesaggi intrusivi		paesaggi metamorfici		Totale Classe	% superficie urbanizzabile
	unità 1	unità 2	unità 3	unità 4		
classe IV - VI		222,90			222,90	4,59
classe VI				19,00	19,00	0,39
classe VIII	4399,97		214,80		4614,77	95,02
					<b>4856,67</b>	
<i>aree urbanizzate al 1958</i>					72,11	
<i>invasi al 1958</i>					8,22	
					<b>80,33</b>	
<b>Totale</b>					<b>4937,00</b>	

**Tabella 2.** Superficie urbanizzata nel comune di La Maddalena nel 1958 nelle diverse tipologie insediative e viarie, valori in ha e in percentuale sulla superficie urbanizzata e su quella comunale

fabbricati	ha	% urbanizzato	% superficie	
			comunale	
centro urbano	70,0600	59,33	1,42	
nuclei	2,0500	1,74	0,04	
case sparse di civile abitazione	9,0300	7,65	0,18	
<b><i>totale fabbricati</i></b>	<b>81,1400</b>	<b>68,72</b>	1,64	
<b>Viabilità e trasporti (superficie)</b>				<b>Km %viabilità</b>
Strade di interesse comprensoriale	14,9130	12,63	0,30	16,570 23,12
Strade di interesse locale				
<i>a - rete viaria vicinale</i>	12,3255	10,44	0,25	27,390 38,21
<i>b - rete viaria poderale</i>	9,7020	8,22	0,20	27,720 38,67
<b><i>totale superficie rete viaria</i></b>	<b>36,9405</b>	<b>31,28</b>	0,75	
<b>Totale superficie urbanizzata</b>	<b>118,0805</b>		<b>2,39</b>	
<b>Totale sviluppo rete viaria Km</b>				<b>71,680</b>



### Il consumo quantitativo di suolo

La prevalente destinazione militare delle isole dell'arcipelago ne ha limitato nel passato l'urbanizzazione. Dalla cartografia IGM del 1958 risulta che la superficie urbanizzata era di 118,0805 ha, (tabella 2). Di questi, 70,06 ha (59,33%), sono ascrivibili al centro urbano, 2,05 ha (1,73%), alla borgata di Stagnali (Caprera) e 9,03 ha (7,65%), alle case sparse di civile abitazione.

La rete viaria, presentava uno sviluppo lineare di 71,680 km corrispondenti ad una superficie occupata di 36,9405 ha (31,28%).

Al 1998 questa situazione appare profondamente modificata, (tabella 3). La superficie urbanizzata è infatti di 477,1055 ha, con un incremento di 359,025 ha, a sua volta pari al 204 % della superficie di riferimento del 1958. L'analisi dei dati disaggregati è particolarmente significativa. La città compatta raggiunge i 315,90 ha (+350%), diventando quindi il 77,6% dell'intera superficie urbanizzata. I nuclei residenziali aumentano, sia in termini di superficie 69,71 ha (+ 3300%), sia come numero. Anche le case sparse registrano analoghi aumenti.

**Tabella 3.** Anno 1998, superficie urbanizzata nelle diverse tipologie insediative e viarie con relativi incrementi rispetto al 1958

	Anno 1958	Anno 1998	Incremento della superficie	% incremento rispetto al 1958	% totale urbanizzato	% superficie comunale
<b>Fabbricati</b>						
<i>a- Perimetro urbano</i>						
Città compatta nuclei	70,0600	315,9000	245,8400	350,90	66,21	6,40
	2,0500	69,7100	67,6600	3300,49	14,61	1,41
<i>b- Agro</i>						
case sparse di civile abitazione	9,0300	21,4500	12,4200	137,54	4,50	0,43
<b>Totale fabbricati</b>	<b>81,1400</b>	<b>407,0600</b>	<b>325,9200</b>	<b>401,68</b>	<b>85,32</b>	<b>8,25</b>
<b>Viabilità e trasporti</b>						
Strade di interesse comprensoriale	14,9130	37,4470	22,5340	151,10	7,85	0,76
Strade di interesse locale						
a- rete viaria vicinale	12,3255	13,6530	1,3275	10,77	2,86	0,28
b- rete viaria podereale	9,7020	18,9455	9,2435	95,27	3,97	0,38
<b>Totale viabilità (superficie)</b>	<b>36,9405</b>	<b>70,0455</b>	<b>33,1050</b>	<b>89,62</b>	<b>14,68</b>	<b>1,42</b>
<b>Totale urbanizzazione</b>	<b>118,0805</b>	<b>477,1055</b>	<b>359,0250</b>	<b>304,05</b>		<b>9,66</b>

Riguardo alla viabilità risultano realizzati nel quarantennio di studio altri 24,720 km di strade di interesse comprensoriale (+ 22,5340 ha). La rete podereale quasi raddoppia con la realizzazione di ulteriori 26,410 km (+ 9,2435 ha), mentre quella vicinale rimane si può ritenere immutata. Vengono tracciati infatti solo 2,950 km con un incremento in termini di superficie di 1,3275 ha.

### Il consumo qualitativo di suolo

La classe di Land Capability più diffusa (tabella 1), è la VIII con 4614,17 ha (93,47% del territorio comunale non urbanizzato al 1958), a cui seguono i 222,90 ha (4,51%), della unità 2 che è stata attribuita alla classe IV - VI ed infine i 19,0 ha (0,39%), della unità 3 attribuita alla classe VI.

La classe in cui si osserva la maggiore perdita di suolo, tabella 5, è la VIII con 344,1440 ha, che da soli rappresentano il 95,86% del consumo di suolo registrato nel quarantennio in studio. Il restante consumo ricade nella classe IV - VI, con 14,8810 ha, corrispondenti al 4,14% di quello totale. Nel periodo in studio non risulta consumo di suolo a carico della classe VI.

**Tabella 4.** Nuclei residenziali nel territorio di La Maddalena, incremento nel consumo di suolo negli anni 1958 - 1998

Nuclei insediativi	1958 ha	1998 ha	incremento della superficie ha	% incremento rispetto al 1958
Stagnali (Caprera)	2,0500	5,1600	3,1500	151,71
La Villa	----	20,2700	20,2700	
Villaggio Piras	----	33,5300	33,5300	
Porto Massimo	----	3,3600	3,3600	
Villaggio Turco	----	7,3900	7,3900	
<b>Totale</b>	<b>2,0500</b>	<b>69,7100</b>	<b>67,7000</b>	<b>3300,49</b>

Sempre nella stessa tabella 5, i dati sono stati disaggregati in funzione della tipologia insediativa: 316,03 ha (il 90,78% del consumo nel quarantennio), sono dovuti alle tre diverse tipologie abitative, 33,1050 ha (9,22%), sono invece da attribuire alle reti viarie.

Il consumo relativo al centro urbano ricade con 241,20 ha nella classe VIII e solo con 4,64 ha (1,89% sul totale ascrivibile al centro urbano), nella classe IV - VI. Per le reti viarie le maggiori perdite sono dovute allo sviluppo di quella comprensoriale con 22,5340 ha, di cui 19,9595 (pari rispettivamente al 5,56 % del consumo totale e al 60,29% di quello delle reti viarie), ricadono nella classe VIII.

Tabella 5. Incremento del consumo di suolo per urbanizzazione nelle diverse classi di capacità d'uso , valori in ha e in %

Valori in ha									
Classe di Capacità d'uso	Centro Urbano	Borgate	Case sparse	Totale	Viabilità. compren	Rete vicinali	Rete poderali	Totale viabilità	Consumo Totale Classe
VIII	241,2000	64,6600	10,1700	<b>316,0300</b>	19,9595	0,0765	8,0780	<b>28,1140</b>	<b>344,1440</b>
VI									
IV-VI	4,6400	3,0000	2,2500	<b>9,8900</b>	2,5745	1,2510	1,1655	<b>4,9910</b>	<b>14,8810</b>
Totale tipologia insediativa e viaria	245,8400	67,6600	12,4200	<b>325,9200</b>	22,5340	1,3275	9,2435	<b>33,1050</b>	<b>359,0250</b>
Valori in % sul consumo totale									
Classe di Capacità d'uso	Centro Urbano	Borgate	Case sparse	abitazioni	Viabilità compren	Rete vicinali	Rete poderali	Viabilità	Consumo classe
VIII	67,18	18,01	2,83	<b>88,02</b>	5,56	0,02	2,25	7,83	<b>95,86</b>
IV-VI	1,29	0,84	0,63	<b>2,75</b>	0,72	0,35	0,32	1,39	<b>4,14</b>
Totale tipologia insediativa e viaria	68,47	18,85	3,46	<b>90,78</b>	<b>6,28</b>	<b>0,37</b>	<b>2,57</b>	<b>9,22</b>	
Valori in % sul consumo totale classe									
Classe di Capacità d'uso	Centro Urbano	Borgate	Case sparse	abitazioni	Viabilità. compren	Rete vicinali	Rete poderali	Viabilità	
VIII	70,09	18,79	2,96	<b>91,83</b>	5,80	0,02	2,35	8,17	
IV-VI	31,18	20,16	15,12	<b>66,46</b>	17,30	8,41	7,83	33,54	

Nella tabella 6 infine, i dati relativi al consumo di suolo sono riferiti alle superfici che le singole classi occupavano nel 1958. Nella classe VIII risulta consumato il 7,46% della sua superficie, valore che nella classe IV - VI è invece del 6,68%. Il consumo per abitazioni risulta essere quello che ha inciso maggiormente, 91,83 % del consumo totale nella classe VIII e il 66,46 % nella IV-VI.

**Tabella 6.** Incremento del consumo di suolo per urbanizzazione nelle diverse classi di Land Capability, valori in %

Classe di Capacità d'uso	Consumo nella classe ha	%Consumo totale	%Superficie classe	%Consumo per abitazioni	%Consumo per viabilità
VIII	344,1440	95,86	7,46	91,83	8,17
VI					
IV-VI	14,8810	4,14	6,68	66,46	33,54
<b>Totale</b>	<b>359,0250</b>				

### Il consumo di suolo e la popolazione

L'incremento delle strutture insediative nell' arcipelago negli anni 1958 – 1998, non è assolutamente giustificato da un analogo incremento della popolazione residente, ma è finalizzato al soddisfacimento della richiesta di abitazioni durante la stagione turistica estiva.

I dati dei Censimenti della popolazione negli anni 1961 e 1991 (ISTAT, 1966; 1992), riepilogati nella tabella 7 indicano infatti una diminuzione della popolazione residente nel trentennio di 195 unità, dovuta probabilmente alla calo delle attività dell'Arsenale della Marina Militare.

La stessa tabella indica come la quasi totalità della popolazione risieda nel centro urbano, rispettivamente il 94,6% nel 1961 e il 95,0% nel 1991. La restante popolazione è distribuita nei nuclei residenziali (borgate) e nelle case sparse. È da segnalare come solo nei nuclei residenziali si sia registrato un aumento della popolazione, (tabella 7), in tutti gli altri casi i residenti sono diminuiti, - 1,32% nel centro urbano, - 62,16% nelle case sparse.

Particolarmente significativi sono i dati riferiti alle abitazioni censite riportati nella tabella 8.

Nel periodo di osservazione queste sono cresciute da 2928 a 6718, con un incremento del 129,44%. Di quelle esistenti al 1991, alla data del Censimento (20 ottobre), ne risultano non occupate ben 2633, pari al 39,19% del totale e al 89,92% di quelle complessivamente esistenti nel territorio comunale nel 1961.

**Tabella 7.** La popolazione residente nelle abitazioni del comune di La Maddalena negli anni 1961 - 1991

<b>Popolazione residente nelle abitazioni</b>				
<b>Censimento anno</b>	<b>centro</b>	<b>nuclei</b>	<b>case sparse</b>	<b>totale</b>
1961	10567	195	407	11.169
1991	10427	393	154	10.974
<b>incremento nel periodo</b>	<b>-1,32</b>	<b>101,54</b>	<b>-62,16</b>	<b>-1,75</b>

**Tabella 8.** Abitazioni occupate e non occupate nel comune di La Maddalena secondo i Censimenti del 1961 e del 1991

<b>Censimento</b>	<b>centro</b>	<b>nuclei</b>	<b>case sparse</b>	<b>totale</b>	<b>centro</b>	<b>nuclei</b>	<b>case sparse</b>	<b>totale</b>	<b>totale abitazioni</b>
<b>anno</b>									
1961				<b>2.811</b>				<b>117</b>	<b>2.928</b>
1991	3.820	128	137	<b>4.085</b>	2.028	543	62	<b>2.633</b>	<b>6.718</b>
<b>incremento nel periodo %</b>			<b>45,32</b>				<b>2150,43</b>	<b>129,44</b>	

Nel solo centro urbano le abitazioni non occupate sono 2028, (corrispondenti al 30,19% delle abitazioni totali, al 53,09% di quelle presenti nel centro urbano stesso e al 77,02% del totale

complessivo delle non occupate). A questo dato si deve contrapporre quello del 1961 che registrava nell'intera superficie comunale solo 177 abitazioni non occupate.

Questa crescita abnorme delle abitazioni rispetto alle effettive necessità della popolazione residente si osserva comunque su tutta la costa nord-orientale della Sardegna dove il turismo estivo è la voce fondamentale dell'economia locale

I dati di questa tabella indicano nonostante tutto una situazione positiva del comune di La Maddalena rispetto agli altri centri della costa. I dati ISTAT dei due Censimenti permettono di rilevare che nel territorio dell'arcipelago il rapporto tra abitazioni non occupate e occupate è il più basso, 39,19% contro valori ad esempio dell'86,50 % di San Teodoro, del 83,36% per Golfo Aranci o del 76,48% del prospiciente comune di Palau.

## **Conclusioni**

L'analisi dei dati esposti evidenzia come nel comune di La Maddalena si sia verificato nel quarantennio di osservazione, un consumo di suolo per urbanizzazione che ha quasi quadruplicato la superficie occupata dai fabbricati e dalla rete viaria rispetto a quella iniziale del 1958

In particolare deve essere sottolineato come la superficie urbanizzata al 1998 sia di poco inferiore al 10% di quella dell'intero arcipelago. Superficie che però risulta quasi esclusivamente concentrata solo in alcune sole dell'arcipelago: la Maddalena, Caprera e Santo Stefano.

La quasi totalità dell'incremento del consumo di suolo sia stato a carico di superfici di classe VIII di capacità d'uso, più che marginali a qualsiasi uso agricolo diverso dal pascolo di razze rustiche o dal ripristino della flora naturale. Il fenomeno deve essere visto anche nell'ottica della utilizzazione turistica dell'arcipelago. Le aree urbanizzate hanno infatti assai spesso elevata valenza paesaggistica e naturalistica, aspetto questo fondamentale in un territorio che, si ripete, ha nel turismo la propria principale attività e che è stato da poco inserito tra i Parchi Nazionali italiani.

## **Note**

1. È necessario segnalare come nella cartografia manchi la quasi totalità delle informazioni relative alle strutture delle Marine Militari italiana e statunitense (caserme, depositi, arsenali, strutture difensive isolate lungo la costa, quali casermette, piazzole di tiro, ecc.), obliterate sia nelle foto aeree che nella carte.

## **Bibliografia**

- ARU A., BALDACCINI P., MALQUORI A., MELIS R.T., VACCA S., 1983, Il consumo delle terre a causa della espansione urbana del territorio intorno a Cagliari. Istituto di Geologia, Paleontologia e Geografia Fisica dell'Università di Cagliari.
- ASTENGO G., (a cura di) 1983, Rapporto sullo stato dell'urbanizzazione in Italia e sulle politiche urbane e territoriali per gli anni 80°. Stato di avanzamento al novembre 1983. IUAV, Venezia
- ENNE G., D'ANGELO M., MADRAU S., ZUCCA C. - Soil consumption by urbanisation: a case study in North Sardinia. In Proceedings of the International Meeting on Interdependency between agriculture and urbanisation: Conflicts on sustainable use of soil and water, held in Tunis, April 2000, in stampa
- GALLO A., 2002, Valutazione del consumo di suolo per urbanizzazione nel comune di Oristano negli anni 1960 - 1998. Tesi di diploma, Anno Accademico 2000-2001, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Sassari, Sassari
- ISTAT, 1966, 10° Censimento Generale della Popolazione, 15 ottobre 1961. Vol. III, Dati sommari per comune, Fascicolo 90: Provincia di Sassari, Roma

- ISTAT, 1992, 13° Censimento Generale della Popolazione e delle Abitazioni, 20 ottobre 1991. Fascicolo Provinciale Sassari. Roma
- MADRAU S., 1993, La perdita di suolo per urbanizzazione negli anni 1958-1989 nei territori comunali di Sassari e Stintino, (Sardegna nord- occidentale). Studi Sassaesi, sez. III, Annali della Facoltà di Agraria, vol. XXXV (1°), pag. 77 -106, Sassari
- MADRAU S. 2002, Il consumo di suolo per urbanizzazione in Sardegna negli anni 1954 – 1997. La provincia di Sassari, primi risultati. Atti Convegno SISS del Cinquantenario della Società: L'emergenza Suolo. Erice (TP), 18 – 22 maggio 2001, 571-586
- MANCOSU F., 2002, Valutazione del consumo di suolo per urbanizzazione di suolo nel comune di La Maddalena (SS) negli anni 1958 – 1998. Tesi di diploma, Anno Accademico 2000-2001, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Sassari, Sassari

# *SUOLI E MUSCHI DEL PIEMONTE CENTRO-NORD: DISTRIBUZIONE DELLA CONCENTRAZIONE DI ELEMENTI IN TRACCE E FLUSSI DI DEPOSIZIONE*

P. Nappi <sup>1</sup>, R.M. Cenci <sup>2</sup>, R. Barberis <sup>1</sup>, D. Dabergami <sup>2</sup>

<sup>1</sup> ARPA Piemonte, Area Ricerca e Studi  
Via della Rocca, 49 – 10123 Torino

<sup>2</sup> Commissione Europea, Centro Comune di Ricerca di Ispra, Istituto dell'Ambiente e della  
Sostenibilità, Unità Suolo e Rifiuti  
T.P. 230 – 21020 Ispra (Va)

## **Abstract**

Sixteen samples of mosses and soils were taken over an area of 9000 km<sup>2</sup> in North-West Piedmont to assess air quality, identify sources and the fluxes of traces elements in deposition.

For mosses, the firsts 3 cm apical of the caulis were analyzed; for soil samples, the top 5 cm of the mineral horizons were assessed after the litter layer was removed.

The concentration of Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Tl, V and Zn in mosses and soil were measured with an ICP-MS. The total Hg was analyzed by SAA.

The results show that average concentration of soil does not exceed the value of D.M. 471/99 for public and private green places, while the spatial distribution is almost heterogeneous for Co, Cu, Cr, Ni e Sb.

The moss analysis show an area with moderate anthropic pressures with mean values similar to other Italian regions.

With regard to the source of considered elements, Cd, Mo, Sb e Zn are derive by human activity, while Hg and Cu are less influenced. The other elements have a natural origin and are not influenced by human activity.

The mean flux of deposition (g of element hectare<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) are: As 3.1; Bi 0.11; Cd 0.8; Co 1.4; Cr 5.6; Cu 22; Hg 0.13; Mn 186; Mo 10; Ni 15; Pb 12; Sb 1.8; Sc 1.1; Ti 182; Tl 0.1; V 8 e Zn 177. They are very similar to mean European values of mosses and deposition collectors.

---

**Key words:** mosses, trace elements, deposition flows



## Riassunto

Per valutare la qualità dell'aria, stimare l'origine delle ricadute e valutare i flussi di deposizione di elementi in tracce (contaminanti inorganici persistenti) sono stati raccolti, su di un'area pari a 9.000 km<sup>2</sup> del Piemonte centro-nord, sedici campioni di muschio e di suolo superficiale. Per i muschi sono stati analizzati i primi 3 cm apicali dei caulidi, mentre per i suoli, dopo aver asportato la lettiera, i 5 centimetri superficiali.

La concentrazione degli elementi Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Tl, V e Zn nei campioni di suolo e muschio, è stata quantificata, previa dissoluzione acida in micro-onde, mediante ICP-MS. Il Hg totale è stato analizzato su campione solido mediante SAA.

La concentrazione media dei suoli non supera i valori del D.M. 471/99 per siti a verde pubblico, privato e residenziale; mentre la distribuzione spaziale appare alquanto eterogenea particolarmente per gli elementi Co, Cu, Cr, Ni e Sb.

L'analisi dei muschi presenta un'area sottoposta ad una moderata pressione antropica, i valori medi di concentrazione sono simili a quanto riscontrato in diverse regioni italiane.

Per quanto riguarda l'origine delle ricadute degli elementi considerati, si osserva per Cd, Mo, Sb e Zn una origine prevalentemente antropica; gli elementi Hg e Cu appaiono meno influenzati dalle attività dell'uomo. I restanti elementi rispecchiano una origine prevalentemente naturale, risentendo in modo marginale di quanto l'uomo immette giornalmente nell'ambiente.

I flussi medi di deposizione espressi in g elemento ettaro<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> sono risultati i seguenti: As 3,1; Bi 0,11; Cd 0,8; Co 1,4; Cr 5,6; Cu 22; Hg 0,13; Mn 186; Mo 10; Ni 15; Pb 12; Sb 1,8; Sc 1,1; Ti 182; Tl 0,1; V 8 e Zn 177. Essi appaiono sovrapponibili ai valori medi europei ottenuti con muschi e raccoglitori di deposizioni.

**Parole chiave:** muschi, elementi in traccia, flussi di deposizione

## Introduzione

Un considerevole numero di elementi che compongono la tavola periodica è presente negli organismi vegetali e animali; la maggior parte di essi si trova in ridotte concentrazioni (parti per bilione, parti per trilione). Meno di un terzo degli elementi risulta indispensabile per la vita, ma se assunti in elevate concentrazioni possono tuttavia risultare pericolosi e mortali.

Le molteplici attività dell'uomo immettono giornalmente nell'ambiente ingenti quantità di elementi organici e inorganici che risultano es-

sere pericolosi per la vita stessa di molte specie. Dagli anni '50 ad oggi si è assistito ad un incremento significativo della concentrazione di numerosi elementi nei comparti quali Acqua, Aria, Suolo-Sedimento e Biota. I flussi di origine antropica, per alcuni elementi, hanno superato quelli naturali dovuti alle eruzioni vulcaniche, incendi boschivi ed altre sorgenti naturali.

In opposizione, e per far fronte a quanto si osserva giornalmente, da una decina di anni si è iniziato a parlare con maggior insistenza di "sviluppo sostenibile", strategia indispensabile e fondamentale per una corretta gestione del nostro pianeta. Occorre riflettere e con urgenza intraprendere nuove vie meno invasive e dannose per l'ambiente. Per una corretta programmazione, occorre per prima cosa conoscere lo stato attuale di concentrazione di elementi/composti, pericolosi alla salute umana, che sono presenti nei comparti o in una parte di essi. Infatti solo con una dettagliata conoscenza delle condizioni attuali dell'ambiente si potrà programmare una strategia per uno sviluppo realmente sostenibile.

Questo studio di monitoraggio ambientale, che vede l'impiego di muschi e suoli superficiali, rappresenta un primo importante tassello; esso ha fornito indicazioni circa le concentrazioni di contaminanti inorganici persistenti in suoli e muschi, permettendo di valutare i flussi di ricaduta.

## **Materiali e Metodi**

### **Campionamento dei muschi**

Per tutte le procedure di raccolta, trattamento e analisi dei campioni sono state utilizzate le proposte metodologiche pubblicate da ANPA (Cenci, 1999).

Esse vengono di seguito brevemente riassunte. La raccolta del muschio è avvenuta in un'area distante almeno 200 m da abitazioni e da strade a elevata percorrenza, evitando che il tappeto muscinale subisca il percolumento delle chiome degli alberi o, comunque, del fogliame di arbusti o erbe. Per ciascun punto di campionamento è stata raccolta una quantità di muschio fresco compresa tra 20 e 50 g di *Hypnum cupressiforme* (o altra specie, preferibilmente la più abbondante, ad esempio *Hylocomium splendens*) suddivisa in 5 - 10 subcampioni, utilizzando guanti in lattice.

Sono stati privilegiati i muschi all'interno del tappeto prelevandone la parte superiore per minimizzare l'effetto suolo. Durante la raccolta si è effettuata una prima pulitura, eliminando foglie, terriccio, aghi di coni-

fere, altro materiale estraneo. I campioni sono stati messi ad asciugare all'aria per 3 – 4 giorni e poi riposti in sacchetti di carta.

### Preparazione dei campioni

In laboratorio i campioni sono stati lavati con acqua a elevata purezza (EP) o bi-distillata (BD), tagliati i primi 2 – 5 cm apicali con una forbice in materiale plastico o strappati con le mani, fino a ottenere una massa fresca pari a circa 10 – 20 g, privilegiando i talli più verdi (tessuti più recenti) comprendenti la parte apicale verde e i tessuti sottostanti non ancora soggetti a decomposizione. Il campione così selezionato corrisponde ai tessuti formati negli ultimi 3 – 4 anni; a seconda della specie e dell'habitat questi possono corrispondere a un segmento di lunghezza molto variabile (da 2 a 10 cm).

### Campionamento dei suoli

Il prelievo di suolo è stato eseguito nelle immediate vicinanze della stazione di raccolta delle briofite, in punti non coltivati di recente, non coperti da barriere (alberi, tetti, muri, ecc.) e privi, per quanto possibile, di erba.

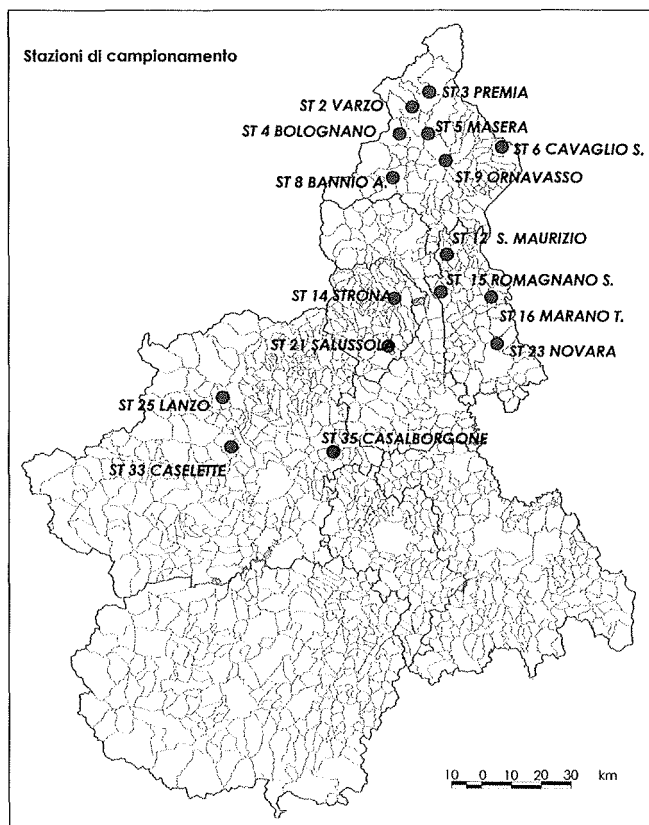
Dopo avere eliminato la lettiera, sono stati prelevati 5 campioni (tavolette) indipendenti di terreno, aventi come misura circa 10 x 10 cm con una profondità di 2 cm; tali tavolette sono state miscelate in un unico campione e riposte in un sacchetto di nylon pulito.

Per ciascuna stazione di prelievo sono state compilate le apposite schede di campionamento (sia per i suoli che per i muschi) indicando, oltre alle caratteristiche stazionali, l'eventuale vicinanza di strade, abitazioni, impianti e gli usi del suolo intorno alla stazione. Tali informazioni sono utili per la successiva valutazione e interpretazione dei risultati delle analisi.

### Descrizione dell'area

Sono stati raccolti sedici campioni di muschio e di suolo superficiale su di una superficie pari a circa 9000 km<sup>2</sup> del Piemonte centro-nord che comprende le province del Verbano-Cusio-Ossola, Novara, Biella e Torino. Rilevante è la concentrazione delle attività industriali nella zona con-

siderata; in particolare nel Verbano e nel Novarese sono particolarmente sviluppate le attività inerenti i trattamenti galvanici dei metalli, nel Biellese il tessile e l'abbigliamento e nel Torinese la lavorazione dei metalli e dei mezzi di trasporto. Nel VCO è inoltre presente uno dei due impianti di termodistruzione dei rifiuti urbani del Piemonte (RSA Piemonte 2001). Nella figura 1 sono riportati i punti di prelievo.



**Figura 1**  
Stazioni di campionamento di suoli e muschi nell'area di indagine

### Metodologia di analisi

La concentrazione degli elementi Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Tl, V e Zn nei campioni di suolo e muschio è stata quantificata, previa dissoluzione acida in micro-onde, mediante ICP-MS. Il Hg totale è stato analizzato su campione solido mediante SAA. I valori di concentrazione ottenuti sono riferiti a due misure indipendenti, la qualità del dato analitico è stata continuamente controllata analizzando campioni standards aventi una matrice simile.

## Risultati

### Suoli

I valori riscontrati evidenziano una distribuzione spaziale alquanto eterogenea per quasi tutti i metalli; tale eterogeneità è dovuta principalmente alle caratteristiche pedogenetiche del suolo stesso e, in minor entità, alle attività dell'uomo. La concentrazione media dei metalli nel suolo è stata posta a confronto con i limiti previsti dal D.M. 471/99 per l'utilizzo dei siti a verde pubblico, privato e residenziale (tabella 1) per gli elementi As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Tl, V, e Zn.

Il raffronto appare alquanto confortante, solamente il Cr supera il limite A, mentre lo Zn lo eguaglia.

**Tabella 1.** Valori medi di concentrazione (mg/kg peso secco) e limiti accettabili nel suolo e sottosuolo riferibili al D.M. 471 del 1999

Elemento	Al	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn
Valore medio	6800	1,4	0,1	0,9	1,8	10	25	4100	0,12	170
Massimo	173677	26,9	0,63	1,02	122,8	1741	524	54841	0,52	1544
Minimo	31280	1,7	0,20	0,11	3,5	24	13	16651	0,002	173
D.M. 471 A <sup>1</sup>		20		2	20	2	120		1	
D.M. 471 B <sup>2</sup>		50		15	250	15	600		5	

Elemento	Mo	Ni	Pb	Sb	Sc	Ti	Tl	V	Zn
Valore medio	2,5	15	17,3	1,7	1,8	237	0,08	10	150
Massimo	2,1	1064	220	0,57	15,8	2390	0,5	102	167
Minimo	0,1	9	8	0,03	3,0	220	0,2	20	50
D.M. 471 A <sup>1</sup>		120	100	10			1	90	150
D.M. 471 B <sup>2</sup>		500	1000	30			10	250	1500

<sup>1</sup> A = limiti per siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale

<sup>2</sup> B = limiti per siti ad uso commerciale e industriale

Una valutazione particolareggiata riferita ai valori presi singolarmente, evidenzia come diversi valori risultino superiori a tali limiti. Per Cd, Hg, Sb e Tl i valori limite non sono mai superati.

Il valore di 120 mg/kg per il Ni è superato in tre casi e nel campione ST33 viene ampiamente superato anche il limite (500 mg/kg) fissato per l'uso commerciale e industriale. Anche per il Pb il valore di 100 mg/kg è superato in tre casi ed è vicino al limite in altri due. Per il V un solo campione supera il limite di 90 mg/kg e un altro è molto vicino. Tra gli altri metalli si ravvisano superamenti nel caso di Co (4 campioni), del Cu (1 campione), dello Zn (1 campione), del Cr (5 campioni).

Il campione che presenta il maggior numero di superamenti è ST33 Casellette (4 superamenti), seguito da ST 4 Bolognano, ST9 Ornavasso, e ST35 Casalborgone (3 superamenti).

Nelle figure 2 e 3 sono riportate le concentrazioni di alcuni metalli ritenuti particolarmente significativi (Hg, Pb).

### Muschi

L'analisi dei muschi evidenzia una situazione tipica di un'area sottoposta ad una moderata pressione antropica con valori medi di concentrazione simili a quanto riscontrato in diverse regioni italiane (tabella 2).

Per quanto riguarda l'origine delle ricadute degli elementi considerati, essa è stata valutata normalizzando i valori di concentrazione per suoli e muschi con un elemento conservativo quale l'alluminio; è stata utilizzata la formula proposta da Olmez e colleghi (1985) che permette di ottenere i valori del Fattore di Arricchimento (F.A.).

I valori dei Fattori di Arricchimento, superiori a 10, ottenuti per Cd, Mo, Sb e Zn denotano una origine prevalentemente antropica; mentre gli elementi Hg e Cu (F.A. < 10) appaiono meno influenzati dalle attività dell'uomo. Quanto detto è evidenziato dalla distribuzione rappresentata nella figura 2, dove fatta eccezione per una stazione, la distribuzione del Hg appare alquanto costante. La stazione a più elevate concentrazioni potrebbe essere influenzata direttamente da sorgenti puntiformi in grado di innalzare localmente la concentrazione. Un altro esempio viene fornito dall'elemento Pb (figura 3); valori simili di concentrazione sono stati trovati in aree a ridotta pressione antropica, inoltre la distribuzione spaziale della concentrazione appare alquanto uniforme, confermando un apporto generale alquanto ridotto imputabile alle attività dell'uomo. I restanti elementi rispecchiano una origine prevalentemente naturale, risentendo in modo marginale di quanto l'uomo immette giornalmente nell'ambiente.

I flussi medi di deposizione espressi in g elemento ettaro<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> sono riportati nelle tabelle 3 e 4. Essi sono raffrontati sia con esperienze italiane che hanno visto l'utilizzo di muschi e raccoglitori di deposizioni secche e umide, sia con analoghe ricerche effettuate in Europa. Per valutare i flussi di deposizione è stato stimato un tasso annuo medio di crescita pari a 6 mm in accordo con Zechmeister (1977).

**Tabella 2.** Valori di concentrazione in muschi (mg/kg peso secco) raffrontati con esperienze italiane

Elem.	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo
Media	1,4	0,1	0,9	1,8	10	19	0,12	171	2,5
Min.	0,4	0,03	0,3	0,7	4	13	0,06	42	0,8
Max.	3,4	0,18	4,2	4,4	26	71	0,34	272	14
*	0,6		0,6		4,3	6,3	0,06		
**			1,6		10	19	0,15		
***	0,3		0,4		2	7,5	0,08		
****	1,8		0,2		5,9	6,8	0,12	186	

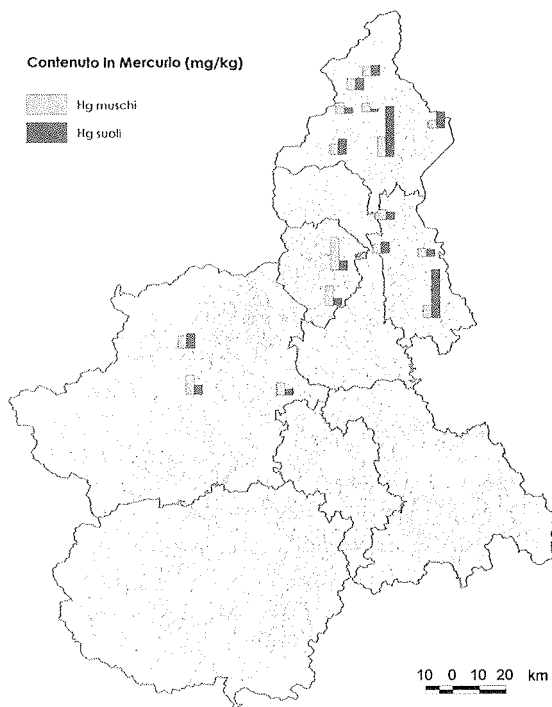
Elem.	Ni	Pb	Sb	Sc	Ti	Tl	V	Zn
Media	15	17,3	1,7	1.8	237	0,08	10	150
Min.	4	8,3	0,1	0.3	80	0,03	5	56
Max.	65	32,4	11,8	5.9	477	0,05	29	396
*	4,3	6,2						60
**	10	19						153
***	3,1	9						37
****	5,1	3,2			28		1,5	27

\* Area naturale (Cenci *et al.*, 2001)

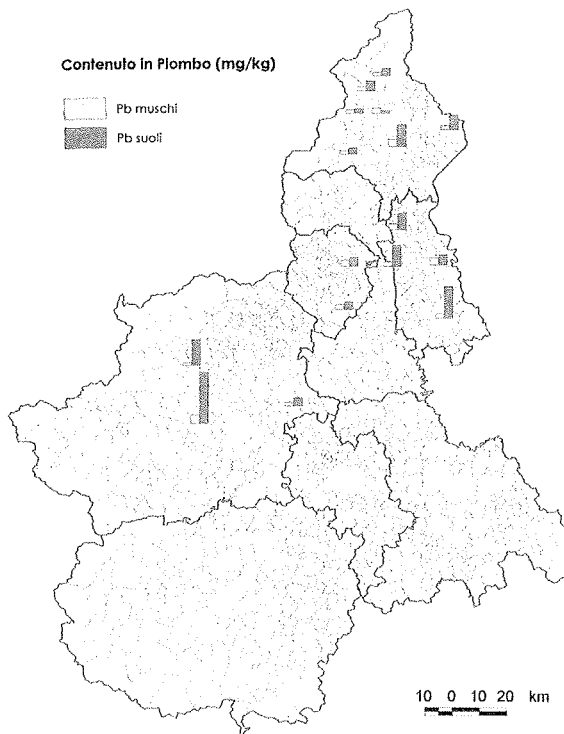
\*\* Area industriale/urbana/agricola (Cenci e Leva, 2002)

\*\*\* Media Italia (Ruhling and Steinnes, 1998)

\*\*\*\* Area naturale (Agnorelli *et al.*, 2001)



**Figura 2.**  
Distribuzione spaziale della concentrazione di Hg (mg/kg peso secco) in suoli superficiali e muschi



**Figura 3.**  
Distribuzione spaziale della concentrazione di Pb (mg/kg peso secco) in suoli superficiali e muschi

Appare evidente come i flussi di deposizione siano più vicini a quelle aree, sia italiane sia europee, con una pressione antropicca moderata, caratterizzate dalla concomitanza di una importante agricoltura e dalla presenza sul territorio di impianti industriali.

**Tabella 3.** Flussi di deposizione ( $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) raffrontati con esperienze italiane

Deposizioni atmosferiche*	Flussi ( $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ )										
	As	Bi	Co	Hg	Mn	Mo	Sb	Sc	Ti	Tl	V
Piemonte	3,1	0,11	1,4	0,13	186	10	1,8	1,1	182	0,1	17,7
Sicilia <sup>(2)</sup>	7,3	0,05	1,7	0,07	178	5	0,23	4,7	409	0,28	11
Parona (PV) <sup>(3)</sup>	3,3	0,4	1,1	0,2	147	6,9	0,6	3,7	216	0,06	6
Trezzo D'Adda (MI) <sup>(4)</sup>	6,6	0,14	1,7	0,2	255	8,7	0,93	4,2	277	0,16	10,8
Castano Primo (MI) <sup>(5)</sup>	3,9	0,11	1	0,17	151	8	1	3,7	202	0,01	3
Gorizia <sup>(6)</sup>	1,5			0,21							6,6

\* P. Mantovi *et al.* (in stampa *Ingegneria Ambientale*)



Tabella 4. Flussi di deposizione ( $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) raffrontati con esperienze italiane e estere

Deposizioni atmosferiche*	Apporti ( $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ )					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Piemonte	0,8	5,6	22	15	12	117
Sicilia (2)	0,2	6	12,1	10,9	46	55
Parona (PV) (3)	1,7	6	20	11,3	14,8	208
Trezzo D'Adda (MI) (4)	0,9	8,1	64	18,4	28,1	386
Castano Primo (MI) (5)	0,6	8	31	42	17	98
Gorizia (6)	0,3	8	61	12	6	100
Castelporziano (RM) (7)	3,3	45,6	60	35	58,1	289
Bologna (8)	1,1	41,9	71,3	21,5	102,3	329
Aree industriali e urbane (9)	1,4	12	25,6	14,6	25,8	
Aree mediterranee agricole (10)	0,5				10	
Austria (11)	2,7	6,2	100	2,1	8,5	500
Belgio (12)	7,3		73		110	440
Danimarca (13)	0,3	1,25	7,9	2,1	10,4	79,7
Germania (14)	2,5	7	52,6	11	57,2	540
Norvegia (15)	0,55	1,7	12,2	6	16,1	68,3
Olanda (16)	0,5-2	1,2-3,8	16-38	6,1-15	33-66	73-250
Polonia (17)	2	30	40	20	100	540
Regno Unito (18)	1,9	7,5	57	16	54	221
Svezia (19)	0,75	5	15	0,5	6,25	118
Svizzera (20)	0,8	3,7	18	11	28	119

\* P. Mantovi *et al.* (in stampa *Ingegneria Ambientale*)

(2): Ambiti rurali, determinazioni con muschi e suoli, Cenci *et al.*, 2001.

(3): Ambiti agricolo, urbano, industriale determinazioni con muschi e suoli, Cenci e Leva, 2001.

(4): Ambiti agricolo, urbano, industriale determinazioni con muschi e suoli, Cenci, 2001.

(5): Ambiti agricolo, urbano, industriale determinazioni con muschi e suoli, Cenci *et al.*, 2001.

(6): Ambiti agricolo e urbano, determinazioni con muschi e suoli, Cenci *et al.*, 2001.

(7): Ambito rurale, Morselli *et al.*, 1999.

(8): Ambito urbano, Morselli *et al.*, 1999.

(9): Viviano, 2001. (10): Ryaboshapko *et al.*, 1999.

(11): Zechmeister, 1997.

(12): VMM, 1996.

(13): Hovmand & Kemp, 2000.

(14): Müller *et al.*, 1991; Severin *et al.*, 1991.

(15): Steinnes *et al.*, 1997; SFT, 1998.

(16): Westhoek *et al.*, 1997.

(17); (18): Alloway *et al.*, 1998 e 1999.

(19): Swedish EPA, 1993.

(20): Herter & Kuelling, 2001; Scherer *et al.*, 1998.

## **Discussione e conclusioni**

L'indagine conoscitiva per valutare la distribuzione di contaminanti persistenti inorganici in una parte del Piemonte, ha visto l'utilizzo di indicatori e bioindicatori. Tale metodica è stata utilizzata a partire dagli anni '60 nei paesi nord europei. Attualmente risulta una delle metodiche più utilizzate per valutare i flussi di deposizione. Negli ultimi anni in Europa sono state approntate più di 6700 stazioni in 21 nazioni (Ruhling, 1994), successivamente le stazioni sono passate a 8300 in 28 nazioni (Ruhling and Steinnes, 1998). Quanto detto conferma la bontà dei muschi quali mezzo diagnostico per indagini ambientali su vasta e ridotta scala.

Nel caso in esame, la flessibilità dei muschi in abbinamento con i suoli, ha permesso di identificare quelle aree maggiormente influenzate dalle attività dell'uomo. Le ricadute al suolo riscontrate in questo monitoraggio sono state ridotte, nonostante l'area indagata sia alquanto industrializzata.

Fanno eccezione alcuni elementi in ristrette aree, dove le attività di origine antropica sono la principale causa dell'innalzamento dei valori di concentrazione dei contaminanti inorganici persistenti.

## **Ringraziamenti**

Si ringrazia sentitamente Chiara Barolo per l'organizzazione, Giorgio Amprimo, Liliana Lo Baido, Matteo Massara, Mariavittoria Stefanetti per i prelievi di muschi e terreni e la prima preparazione dei campioni e Margherita Machiorlatti per la rappresentazione cartografica

## **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*. Ed. R.M. Cenci e M. Aleffi. EUR 19817 IT 2-14 pp.
- ALLOWAY B.J., ZHANG P., MOTT C., CHAMBERS B.J., NICHOLSONS F.A., SMITH S. CARLTON-SMITH C., ANDREWS A.J., 1998. Atmospheric deposition of metals in rural areas of England and Wales. Final Report for MAFF, project SP0127.
- ALLOWAY B.J., ZHANG P., MOTT C.J.B., NICHOLSONS,F.A., CHAMBERS B.J., SMITH S., CARLTON-SMITH C., 1999. Atmospheric deposition of heavy metals onto agricultural land in England and Wales. In: *Proceedings of the 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, Vienna.
- ARPA PIEMONTE. 2001. Rapporto sullo Stato dell'ambiente in Piemonte.
- 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 metodologiche. *Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Serie Atti 2/1999: 241-263.*
- CENCI R.M., M. ALEFFI, F. LEVA, P. TRINCHERINI, C. CORACE, S. DI NICOLANTONIO E M.C. ALLEGRI. (2001). *Parco Nazionale dei Monti Sibillini: suoli e muschi indigeni per valutare le ricadute di elementi in tracce* EUR Report 19750 IT. 24 pp.
- CENCI R. M., 2001. Monitoraggio ambientale antecedente l'entrata in funzione di un termostruttore. *Atti dei seminari Ricicla 2001* – Maggioli Editore: 146-148.
- CENCI R. M., LEVA F., 2001. Contratto Provincia di Pavia no. 17034-2000-11 TIED ISP IT *Studio di monitoraggio ambientale dell'area del Comune di Parona (PV)*. Rapporto 2 e 3.
- 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
- CENCI R. M., PLOOJ N., TRINCHERINI P. R., LEVA F., 2001. Monitoraggio ambientale: utilizzo di suoli emuschi per valutare le deposizioni al suolo nel territorio del comune di Castano Primo. S.P.I. 01.93, 45 pp.
- CENCI R. M., TRINCHERINI P.R., LEVA F., GALANTI F., 2001. Distribuzione di metalli pesanti in suoli e muschi della Sicilia. *Convegno del cinquantenario SISS (1952-2001)*, "L'Emergenza Suolo", Erice 16-22 maggio 2001.
- HERTER U., KUELLING D. 2001. Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau.
- HOVMAND M., KEMP K. 2000. Atmospheric deposition of heavy metals in Denmark in 1999. Ministry of Environment and Energy, The National Environmental Research Institute. Report no. 331. (Tungmetalledfald i Danmark 1999. Miljø og Energi ministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 331).
- MORSELLI L., BARILLI L., OLIVIERI P., CECCHINI M., AROMOLO L., DI CARLO V., FRANCAVIGLIA R., GATALETA L., 1999. Heavy metals determination in dry surrogate depositions. Characterization of an urban and a natural site. *Annali di Chimica* (89): 739-746.
- MÜLLER CH., LEPSCHY J., SÜß A., WURZINGER A., 1991. Atmosphärische Stoffdepositionen in agrarische Ökosysteme. Erste Ergebnisse aus dem bayerischen Bodenbeobachtungsprogramm. VDLUFA-Schriftenreihe 32 (Kongressband 1990): 147-152.
- OLMEZ I., GULOVALI M.C. AND GORDON G.E., 1985. Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atm. Environ.* (19). 1663.
- RUHLING A., 1994. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe. Nord. (9): 53.
- RUHLING A., STEINNES E., 1998. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe. Nord. (15): 67.
- RYABOSHAPKO A., ILYIN I., GUSEV A., AFINOGENOVA O., BERG T., HJELLBREKKE A.G. 1999. Monitoring and modelling of lead, cadmium and mercury transboundary transport in the atmosphere of Europe. Joint report of EMEP Centres: MSC-E and CCC, Meteorological Synthesizing Centre-East, Russia, 123 pp.
- SCHERER S., KOCSIS O., MALY P., 1998. Depositionsdatensätze in der Schweiz. Ökoscience Lufthygiene AG, 8031 Zürich.
- SEVERIN K., KÖSTER W., MATTER Y., 1991. Zufuhr von anorganischen Schadstoffen in Agrarökosysteme mit mineralischen Düngemitteln, Wirtschaftsdüngern, Klärschlämmen und Komposten. VDLUFA-Schriftenreihe 32 (Kongressband 1990): 387-391.
- SFT, 1998. Overvaaking av langtransportert forurenset luft og nedboer. Atmosfaerisk tilførsel 1997. Report 736/98. Norwegian State Pollution Control Authorities. Oslo, Norway.
- STEINNES E., BERG T., VADSET M., ROEYSET O., 1997. Atmosferisk nedfall av tungmetaller I Norge, Landsomfattende undersøkelse I 1995. Report 691/97. TA-436/1997. Norwegian State Pollution Control Authorities. Oslo, Norway.
- SWEDISH EPA, 1993. Metallerna och miljön. Swedish Environmental Protection Agency Report 4135.

- VIVIANO G., 2001. Relazione intermedia aggiornamento dei rilevamenti ambientali n. 4. *Istituto Superiore di Sanità e ASL di Mantova*. 42 pp.
- VMM, 1996. Milieu- en Natuurrapport Vlaanderen, Leren om te keren. Garant. Leuven. 585 pp.
- WESTHOEK H. J., BEIJER L., BRUINS W. J., HOTSMA P. H., JANNSEN J. W. M., MAATHUIS E. J. R., 1997. Heavy metal balances (loads and losses) in Dutch arable soils. Ministry of Agriculture, Nature Conservation and Fisheries, IKC-LNV, Ede report no. 28.
- ZECHMEISTER H. 1997. Schwermetalldeposition in Österreich – ertaßt durch Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 1995). Umweltbundesamt, Monographie Bd. 94, Wien.



## DEPOSIZIONE DI ELEMENTI IN TRACCE NELL'AREA DEL VULCANO ETNA VALUTATI CON MUSCHI E SUOLI

M. Privitera <sup>1</sup>, M. Puglisi <sup>1</sup>, R.M. Cenci <sup>2</sup>,

D. Dabergami <sup>2</sup>, P. Trincherini <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dipartimento di Botanica, Università degli Studi di Catania

<sup>2</sup> Commissione Europea, Centro comune di Ricerca di Ispra, Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità, Unità Suolo e Rifiuti T.P. 730

### Abstract

A study in the Mount Etna volcano area on trace elements deposition has been carried out using mosses and superficial soils. Thirty nine samples of different moss species were collected in an area of 150 km<sup>2</sup>. Besides *Hypnum cupressiforme*, commonly employed in biomonitoring studies, *Homalothecium sericeum*, *Ceratodon purpureus*, *Polytrichum juniperinum*, *Polytrichum piliferum*, *Pohlia cruda* were employed too. After suitable treatments, the mineralizations were done with an acid digestion using a microwave, the concentration of the elements Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Tl, V e Zn, were obtained via ICP-MS (apart from Hg which was analysed through SAA). The distribution of the concentration in soils was found to be almost homogeneous apart from Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Ti and Zn. Only Zn exceeds the values of the threshold specified under the law of D.M. 471/99.

The concentrations measured in the mosses were generally low and indicate a reduced deposition of elements. Cd, Ti, Tl and V showed high concentrations similar to those found in areas with a elevated anthropic pressure. Normalising the results obtained from soils and mosses to the Aluminium, it is possible to identify the origin of the deposition. Cd and Hg have a natural (volcano) and anthropic origin due to the uniform distribution of the two elements in air. Also Sb shows a pattern due mainly to human activities while the remaining elements have a natural origin. Further research to measure the rate of growth of mosses could make it possible to carry out a more accurate interpretation of the results in order to evaluate the rate of deposition.

**Key words:** trace elements, mosses, soils, Etna volcano

### Riassunto

Lo studio delle ricadute al suolo di elementi in tracce nell'area del vulcano Etna è stato effettuato utilizzando muschi e suoli superficiali. Sono stati raccolti complessivamente 39 campioni riferiti a specie diverse su di un'area di 150 km<sup>2</sup>. In particolare, oltre a

*Hypnum cupressiforme*, notoriamente utilizzato in studi di biomonitoraggio, sono state prese in considerazione altre specie (*Homalothecium sericeum*, *Ceratodon purpureus*, *Polytrichum juniperinum*, *Polytrichum piliferum*, *Pohlia cruda*) al fine di evidenziarne il comportamento nei confronti del bioaccumulo. Dopo adeguati trattamenti le mineralizzazioni sono state effettuate mediante digestione acida via micro-onde, mentre le concentrazioni per gli elementi Al, As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Tl, V e Zn sono state ottenute via ICP-MS, eccetto per il Hg analizzato mediante SAA. La distribuzione della concentrazione nei suoli è stata alquanto omogenea, eccezione per Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Ti e Zn. Solamente l'elemento Zn supera i valori imposti dal D.M. 471/99 per siti a verde pubblico, privato e residenziale. Le concentrazioni riscontrate nei muschi sono risultate alquanto ridotte, evidenziando una scarsa ricaduta degli elementi considerati. Gli elementi Cd, Ti, Tl e V mostrano concentrazioni elevate paragonabili a quelle di aree ad elevata pressione antropica. Normalizzando tutti i risultati ottenuti dai suoli e dai muschi con l'elemento Al, si è potuto identificare l'origine delle ricadute. Essa è imputabile per gli elementi Cd e Hg, alle attività del vulcano e dell'uomo a seguito della distribuzione alquanto uniforme dei due elementi in atmosfera. Così pure l'antimonio manifesta una prevalente influenza antropica/naturale, mentre per i restanti elementi la loro origine è in modo preponderante naturale. Ulteriori indagini atte a valutare il tasso di crescita dei muschi, permetterebbero una più precisa interpretazione dei risultati consentendo di stimare i flussi delle ricadute.

**Parole chiave:** elementi in traccia, muschi, suoli, vulcano Etna

## **Introduzione**

I flussi di elementi/composti verso l'atmosfera e successiva ricaduta al suolo hanno avuto un incremento significativo a partire dalla fine del diciannovesimo secolo. In modo particolare negli ultimi decenni le emissioni imputabili alle sorgenti naturali, tra queste gli incendi del bosco e le eruzioni vulcaniche, sono state superate dalle attività che l'uomo giornalmente svolge. Contestualmente si è verificato un innalzamento della concentrazione di elementi in tracce quali piombo, cadmio, mercurio ed altri elementi di rilevanza tossicologica ambientale nelle componenti biotiche degli ecosistemi nelle aree a più elevata antropizzazione e in aree remote dell'emisfero settentrionale (AMAP, 1997).

Gli effetti tossici e le sinergie dei contaminanti possono manifestarsi arrecando danni alla salute dell'uomo. A tale proposito, sono state di recente introdotte in molti paesi normative mirate alla salvaguardia della salute del cittadino e dell'ambiente.

Buona parte degli elementi in tracce non possono essere valutati con sistemi "convenzionali" di monitoraggio, come pure appare di difficile attuazione un sistema automatico di reti che comprenda sia aree vaste, sia aree remote.

L'approccio più indicato per una valutazione su vasta scala e/o in aree poco accessibili appare quello che prevede l'utilizzo di bioindicatori.

### **Caratteristiche ambientali**

L'Etna, il più alto e uno dei più attivi vulcani d'Europa, è situato nel versante nord-orientale della Sicilia, nel pieno centro dell'area mediterranea, tra latitudini 37°30' e 37°56' N e longitudini 14°44' e 15°14' E; è delimitato ad est dalle acque del mar Ionio, a sud dalla Piana di Catania, ad ovest e sud-ovest dalla valle del Simeto, a nord e nord-est dalla valle del fiume Alcantara. Nei versanti orientale e sud-orientale le pendici del vulcano si innalzano direttamente dal livello del mare, mentre partono già da circa 600 m lungo il perimetro nord-occidentale. I versanti settentrionale e nord-occidentale risultano, quindi, meno estesi conferendo all'Etna una forma asimmetrica con la parte sommitale decentrata rispetto all'intera copertura vulcanica e decisamente spostata verso nord. Il vulcano, che raggiunge un'altezza di ca. 3330 m s.l.m. ed occupa una superficie di 1600 km<sup>2</sup> ca., si distacca nettamente dal territorio circostante non solo per la particolare morfologia, ma anche per la maestosità del rilievo che supera di oltre 1000 m le altre montagne siciliane.

Sotto il profilo pedologico l'Etna risulta costituita prevalentemente da substrati di origine vulcanica, che occupano 1100 km<sup>2</sup>, mentre la restante parte è rappresentata da rocce sedimentarie di età compresa tra l'Eocene e il Pleistocene. Depositi alluvionali recenti, costituiti da ghiaie e sabbie, si trovano nel fondo dei fiumi Simeto e Alcantara; terreni alluvionali recenti sono anche rappresentati dai depositi ciottolosi ed argillosi del bacino del lago Gurruda. I suoli vulcanici, originatisi per disfacimento dei materiali eruttivi costituiti da basalti e andesiti, mostrano una struttura fisica piuttosto varia ma sono tendenzialmente sciolti e fortemente permeabili. Si tratta per lo più di andosuoli ricchi di sostanze minerali, soprattutto fosfati e sali potassici (Giovannini *et al.* 1963), che conferiscono una fertilità chimica piuttosto elevata. Al contrario, i suoli di origine sedimentaria sono ricchi di materiali argillosi, con conseguente elevata capacità di campo e scarsa permeabilità. Nell'intera area etnea i processi di pedogenesi risultano alquanto complessi sia per l'eterogeneità del clima che per la natura stessa dei



substrati i quali, se pur di origine vulcanica, si presentano alquanto vari. Sulla formazione e l'evoluzione dei suoli incidono, inoltre, le formazioni vegetali soprattutto quelli forestali.

Per quanto concerne le caratteristiche climatiche, l'Etna, nonostante le sue elevate quote, risulta interessata da un clima sempre di tipo mediterraneo; anche nelle aree sommitali, infatti, si osserva uno stess idrico estivo, nonostante le variazioni di quota, l'esposizione dei versanti e la distanza dal mare determinino una marcata diversificazione delle condizioni termiche e di piovosità.

Le temperature medie annuali variano da oltre i 18° C nella zona costiera a temperature inferiori a 4°C nelle aree cacuminali; nel complesso il versante meridionale risulta il più caldo.

Le precipitazioni atmosferiche, pur variando con la quota, seguono il tipico andamento mediterraneo, presentando una concentrazione nel periodo autunnale-invernale ed una marcata e prolungata siccità estiva. Le precipitazioni variano da 500 mm annui nella fascia litorale del versante meridionale sino a valori superiori a 1400 mm nelle zone cacuminali. Il versante orientale è il più umido, essendo interessato dalle perturbazioni cariche di umidità che provengono dallo Ionio su cui si affaccia. In questo versante del vulcano si osservano, infatti, le precipitazioni medie annue più elevate di tutto il territorio, mentre nei versanti meridionale ed occidentale le precipitazioni medie annue mostrano valori nettamente inferiori.

Nelle parti più elevate le precipitazioni si manifestano soprattutto sotto forma nevosa; a partire da quota 1800-2000, nel periodo invernale e in parte autunnale la coltre nevosa accumulatasi diventa persistente, raggiungendo verso i 3000 m anche i 2 m di spessore. Sul versante settentrionale il manto nevoso scende di alcune centinaia di metri più in basso ed ha una maggiore durata.

Secondo la classificazione bioclimatica proposta da Rivas Martinez *et al.* (1991), in base alla combinazione delle temperature medie annue e delle precipitazioni medie annue, è possibile individuare nel territorio etneo sei differenti termotipi (inframediterraneo, termomediterraneo, mesomediterraneo, supramediterraneo, oromediterraneo, crioromediterraneo), e cinque ombrotipi (secco superiore, subumido inferiore, subumido superiore, umido inferiore, umido superiore).

## Materiali e metodi

L'area in cui è stato svolto il presente studio comprende 8 stazioni ubicate in diversi versanti e a differenti livelli altitudinali (tabella 1)

Tabella 1. Elenco delle stazioni di campionamento

		Quota	Versante
Stazione 1	Monte Spagnolo	1550 m	NNW
Stazione 2	Caserma forestale Monte Maletto	1770 m	NW
Stazione 3	Monte Palestra	2000 m	W
Stazione 4	Passo dei Dammusi	1710 m	N
Stazione 5	Monti Sartorio	1670 m	NNE
Stazione 6	Monte Po	1015 m	SSE
Stazione 7	Monti Silvestri	1880 m	S
Stazione 8	Contrada Ilice	840 m	E

Le stazioni sopra elencate risultano caratterizzate da substrati di natura esclusivamente lavica e rientrano nella fascia supramediterranea ( $T = 8-13^{\circ}\text{C}$ ) ad eccezione di Contrada Ilice e Monte Po ricadenti nella fascia mesomediterranea ( $T = 13-16^{\circ}\text{C}$ ) e Monte Palestra nella oromediterranea ( $T = 4-8^{\circ}\text{C}$ ). Per quanto riguarda le precipitazioni, le stazioni considerate, nonostante la loro differente ubicazione, ricadono tutte nell'ombrotipo umido con le varianti superiore (1300-1600 mm annui) ed inferiore (1000-1300 mm annui). In queste stazioni è stato possibile riscontrare un'ampia copertura muscinale, requisito indispensabile per le procedure di biomonitoraggio ma non di facile riscontro in un territorio dell'area mediterranea dove il clima di certo non favorisce un'estesa colonizzazione briofitica.

Per quanto riguarda la componente muscinale sono state prese in considerazione sei specie, al fine di testarne il comportamento nei confronti del bioaccumulo. Si tratta di *Hypnum cupressiforme*, già notoriamente utilizzato in studi simili ed indispensabile per effettuare confronti, *Ceratodon purpureus*, *Polytrichum juniperinum*, *Polytrichum piliferum*, *Homalothecium sericeum*, *Pohlia cruda*. Così come *Hypnum cupressiforme*, tutti sono provviste nel fusto di un cordone centrale più o meno differenziato, rudimentale in *Homalothecium sericeum*. Fra i muschi considerati si è voluto saggiare anche il comportamento di *Polytrichum juniperinum* e *Polytrichum piliferum*, specie endoidriche appartenenti alla famiglia *Polytrichaceae* in cui è stata evidenziata la presenza di un sistema conduttore ben differenziato con elementi che contraggono rapporti di continuità con le tracce fogliari.

Per le caratteristiche macroambientali e microambientali e per la complessa interazione fra i vari fattori ecologici non è stato possibile esaminare in ogni stazione, tutte le specie considerate o perché assenti o perché rappresentate da una insufficiente ed inadeguata biomassa.

Sono stati raccolti complessivamente 39 campioni di suoli superficiali e muschi su di un'area pari a 150 km<sup>2</sup>, seguendo le indicazioni riportate dalle norme pubblicate dall'A.N.P.A. (Cenci, 1999). In particolare, i prelievi sono stati effettuati in aree scoperte o ad una distanza di almeno 3 metri dalla chioma degli alberi, su superfici mediamente di una decina di mq e con 5-10 subcampionamenti randomizzati. Per la raccolta sono stati adoperati guanti in lattice e strumenti per il prelievo (coltelli, palette) in plastica. In laboratorio i campioni, rimossi dai sacchetti, sono stati ripuliti da materiale estraneo e lasciati ad asciugare all'aria per 4 giorni.

Una aliquota, pari a circa 150 mg di campione omogeneo precedentemente macinato, è stata disciolta in ambiente acido mediante microonde. Le soluzioni ottenute sono state analizzate via Plasma Induttivo abbinato alla Massa (ICP-MS) per valutare la concentrazione di 16 elementi in tracce (As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Tl, V e Zn), in aggiunta ai macroelementi Al e F. La concentrazione del Hg totale, nei suoli e nei muschi, è stata effettuata analizzando 100 mg di campione solido mediante Spettrometria di Assorbimento Atomico (SAA).

### **Risultati e discussione**

La distribuzione spaziale della concentrazione degli elementi nei campioni di suolo è alquanto omogenea, fatta eccezione per gli elementi Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Ti e Zn. I risultati sono riportati nella tabella 2, e sono confrontati con i valori medi dei suoli siciliani (Cenci *et al.*, 2001) e con i limiti del D.M. numero 471. Solo l'elemento Zn, la cui concentrazione media è risultata pari a 207 mg kg<sup>-1</sup>, supera il valore soglia per siti da bonificare, riferiti alla specifica destinazione d'uso (siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale).

Nella tabella 3 vengono riportate le concentrazioni medie ottenute dall'analisi di tutti i campioni di muschio; esse sono confrontate con i valori medi siciliani (Cenci *et al.*, 2001), con i valori ottenuti dall'analisi di 94 campioni di *Hypnum cupressiforme* raccolti nelle Colline metallifere (Agnorelli *et al.*, 2001) e con i valori medi italiani (Ruhling e Steinnes, 1998). La variabilità è una caratteristica alquanto ricorrente utilizzando i muschi quali bioaccumulatori anche in aree poco soggette a ricadute di origine antropica.

I muschi tendono ad intrappolare particelle presenti in atmosfera; queste, in aree a bassa pressione antropica, sono costituite prevalentemente da polvere sollevata dal suolo. Nell'area di indagine, le caratteristiche geochimiche dei suoli, le differenze di crescita delle specie di muschio utilizzate, influenzate anche dalla differente piovosità, possono essere le principali cause delle variazioni di concentrazione riscontrate.

La figura 1 illustra la distribuzione di concentrazione dell'elemento Pb in suoli e nel muschio *Hypnum cupressiforme*, mentre nella figura 2 la specie utilizzata è stata *Ceratodon purpureus*. Si può osservare come la tendenza della distribuzione nelle due specie sia alquanto simile, ad indicare una origine comune dell'elemento Pb. Nelle figure 3 e 4 si osservano le distribuzioni di concentrazione dell'elemento Cd; fatta eccezione per il valore nella stazione 6 riferibile a *Ceratodon purpureus*, l'andamento appare alquanto simile.

Nella figura 5, dove sono stati messi a confronto i valori di concentrazione per l'arsenico in tutti i muschi utilizzati, si osserva come non sussistano particolari differenze di accumulo tra le varie specie.

I valori del Fattore di Arricchimento sono stati ottenuti normalizzando le concentrazioni dei suoli e dei muschi con l'elemento conservativo Al (Olmez, 1985). I risultati evidenziano come per gli elementi Cd e Hg la loro origine sia imputabile al trasporto a lunga distanza dei due elementi e alle attività del vulcano. Quest'ultima causa sembra influire in modo significativo nell'innalzare la concentrazione di Mo e Sb in alcune delle stazioni indagate. Per i restanti elementi l'origine potrebbe essere dovuta prevalentemente al suolo.

Tabella 2. Concentrazione media (mg kg<sup>-1</sup>) in tutti i campioni di suolo

sigla	Al	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg
Media	88800	3,1	0,19	0,36	17,6	17	69	31100	0,03
St dev.	16390	1,9	0,07	0,39	2,8	4	14	4578	0,02
Massimo	115581	8,0	0,33	1,75	22,4	23	100	39118	0,06
Minimo	52917	1,0	0,07	0,06	11,0	11	43	21400	0,003
*	92800	16,7	0,18	0,48	11	63	32	32100	0,04
**		20		2	20	150	120		1

sigla	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sc	Ti	Tl	V	Zn
Media	599	0,3	15,4	19,6	0,02	4,7	1322	0,4	104	207
St. dev.	106	0,2	4,8	13,5	0,01	1,5	416	0,1	13	446
Massimo	799	0,7	32,9	47,4	0,06	8,0	2463	0,7	124	2081
Minimo	395	0,1	10,2	4,0	0,01	2,4	961	0,1	75	57
*	936	2,8	53	21	0,6	20	2170	0,9	67	120
**			120	100	10			10	90	150

\* Valori medi in suoli della Sicilia (Cenci *et al.*, 2001)

\*\* Decreto ministeriale n. 471 del 1999. Valori di concentrazione limite accettabili nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare. A (siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale)

Tabella 3. Concentrazione media (mg kg<sup>-1</sup>) in tutti i campioni di muschio

sigla	Al	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg
<b>Media</b>	<b>11600</b>	<b>1,4</b>	<b>0,12</b>	<b>1,8</b>	<b>3,8</b>	<b>16</b>	<b>61</b>	<b>7300</b>	<b>0,10</b>
St dev.	3521	0,5	0,05	4,1	2,4	39	83	2737	0,03
Massimo	18163	2,3	0,27	18,2	12,5	177	398	11593	0,17
Minimo	6392	0,7	0,05	0,3	1,7	4	21	3728	0,05
*	7710	3,2	0,06	0,23	2,1	11	14,3	6550	0,06
**		1,8		0,2		5,9	6,8	1380	0,12
***		0,29		0,26		2,7	8,9	661	0,07

sigla	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sc	Ti	Tl	V	Zn
<b>Media</b>	<b>164</b>	<b>1,6</b>	<b>12,5</b>	<b>12,2</b>	<b>0,13</b>	<b>2,5</b>	<b>736</b>	<b>0,4</b>	<b>28</b>	<b>136</b>
St. dev.	52	1,3	17,5	8,0	0,09	1,3	290	0,1	11	186
Massimo	260	4,6	81,6	31,1	0,36	6,1	1290	0,7	51	796
Minimo	93	0,5	2,4	3,4	0,03	0,8	308	0,2	14	39
*	163	1,3	12,2	7,9	0,21	7,7	619	0,2	13	61
**	186		5,1	3,2			28		1,5	27,3
***			1,7	11,1					3	42,2

\* Valori medi in muschi della Sicilia (Cenci et al., 2001)

\*\* Colline metallifere (Agnorelli et al., 2001)

\*\*\* Valori medi in Italia (Ruhling and Steinnes, 1998)

Tabella 4. Fattori di Arricchimento

Stazione	As	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sc	Ti	Tl	V	Zn
st 1 monte spagnolo	3	7	25	1	4	5	92	2	0	2	9	90	4	4	13	2	8
st 2 caserma forestale	3	8	31	1	3	6	44	1	0	4	7	32	6	5	15	2	4
st 3 monte palestra	4	5	19	2	3	61	62	1	32	16	4	17	11	5	8	2	6
st 4 passo dei dammusi	3	3	17	1	3	4	15	2	24	3	4		5	5	3	2	4
st 5 monti sartorio	3	2	5	1	2	4	16	2	30	2	3	7	3	5	3	2	4
St 6 monte po	3	3	5	2	3	4	12	2	7	3	4	38	1	3	4	2	4
st 7 monti silvestri	4	6	53	1	2	6	71	2	59	5	4	170	3	2	9	2	10
st 8 contrada ilice	4	6	9	1	3	3	11	2	15	4	5	38	4	4	4	2	6
media	3	5	20	1	3	12	40	2	21	5	5	56	5	4	7	2	6

FA>15, indica un contributo imputabile alle attività antropiche e/o naturali quali i vulcani

FA <5-15> le attività antropiche, naturali e crostali (suolo) corrispondono in eguale misura

FA< 5 indica un contributo prevalentemente crostale



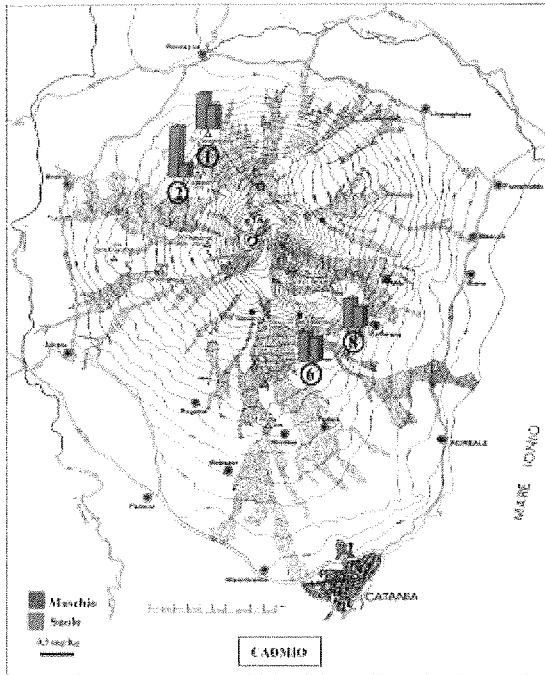
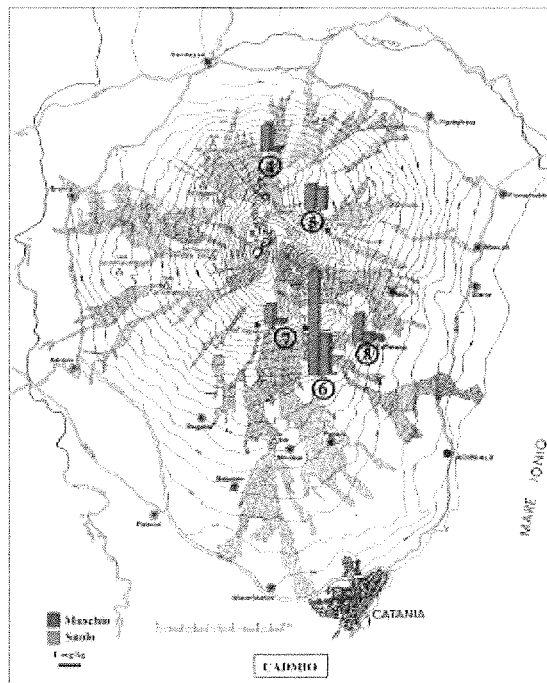


Figura 3.  
Distribuzione di Cd  
( $\text{mg kg}^{-1}$ ) in suoli e  
muschio  
(*Hypnum cupressiforme*)

Figura 4.  
Distribuzione di Cd  
( $\text{mg kg}^{-1}$ ) in suoli e  
muschio  
(*Ceratodon purpureus*)



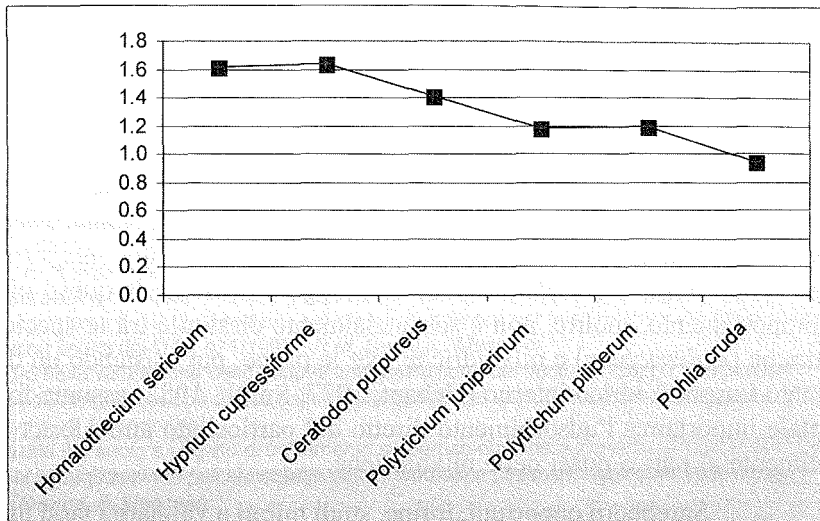


Figura 5. Confronto tra i valori medi di concentrazione di As (mg kg<sup>-1</sup>) per le specie utilizzate

### Conclusioni

L'utilizzo dei suoli in abbinamento ai muschi ha permesso di offrire indicazioni utili circa la presunta origine delle ricadute al suolo di elementi in tracce in un'area influenzata prevalentemente dalle attività del vulcano Etna.

Gli apporti diretti arrecati dalle attività dell'uomo non sussisterebbero venendo a mancare nell'area indagata le infrastrutture necessarie; occorre, tuttavia, ricordare i trasporti a lunga distanza che potrebbero influire sull'accumulo di elementi in tracce, trovando il vulcano come barriera e facilitando quindi la sedimentazione del particolato sospeso che verrebbe così ad impattare direttamente.

Le origini degli elementi in tracce analizzati fanno pensare ad un insieme di contributi imputabili all'attività eruttiva del vulcano, al trasporto a lunga distanza e al coinvolgimento del suolo e delle condizioni climatiche che influenzano significativamente il contenuto di elementi che sono adsorbiti dai muschi.

Le concentrazioni medie dei suoli si pongono in una fascia di assoluta sicurezza, fa eccezione l'elemento Zn che supera i valori imposti dal D.M. numero 471.



Si è potuto, inoltre, osservare una buona relazione di accumulo tra le differenti specie utilizzate; questo aspetto evidenzia la "elasticità" dei muschi come bioindicatori da utilizzare in differenti ambienti, pur trattandosi di specie tassonomicamente molto lontane e con caratteristiche cito-fisiologiche diverse. Nonostante non si disponga di dati sufficienti per pervenire a delle conclusioni, si può comunque ipotizzare un comportamento apprezzabilmente simile tra pleurocarpi (*Hypnum cupressiforme* ed *Homalothecium sericeum*) ed acrocarpi (*Ceratodon purpureus*, *Polytrichum juniperinum*, *Polytrichum piliferum*, *Pohlia cruda*) con leggera flessione in questi ultimi. Il comportamento, inoltre, non è sostanzialmente dissimile tra le specie endoidriche (*Polytrichum*) e mixoidriche; per le prime, pur esistendo un documentato trasporto idrico interno (Héban, 1977; Smith, 1982) assume fondamentale importanza l'adsorbimento diretto dal particolato atmosferico probabilmente al pari o quasi delle mixoidriche.

Sarebbero opportuni, infine, studi mirati a valutare i tassi di crescita nelle differenti specie di muschio, allo scopo di valutare i flussi al suolo degli elementi in tracce.

### **Bibliografia**

- AGNORELLI C., MONACI F., BRAVI F., 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*. Ed. R.M. Cenci e M. Aleffi. EUR 19817 IT 2-14 pp.
- ARTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAM (AMAP). 1997. AMAP Greenland 1994-1996. Ministry of Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen, 792 pp.
- 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 metodologiche. In: Atti Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. ANPA (Roma, 26-27 novembre 1998), 241-263.
- CENCI R.M., TRINCHERINI P.R., LEVA F., GALANTI F., 2001. Distribuzione di metalli pesanti in suoli e muschi della Sicilia. *Convegno del cinquantenario SISS (1952-2001), "L'Emergenza Suolo"*, Erice 16-22 maggio 2001.
- DECRETO MINISTERIALE 25 Ottobre 1999, n. 471. (1999). 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 Dlgs. 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modifiche ed integrazioni. Suppl. Ord. Alla *Gazzetta Ufficiale - Serie generale* n. 218/L del 15/12/ 1999.
- GIOVANNINI E., DI GIORGI M. C., D'ARRIGO C. M., 1963. L'evoluzione della sostanza organica in alcuni terreni tipici della Sicilia orientale. Nota II: Ricerche sui terreni vulcanici dell'Etna. *Tecnica Agricola*, 1: 1-27.
- HÉBANT C., 1977. The Conducting Tissue of Bryophytes. *Bryophytorum Bibliotheca*, 10, J., Cramer, Vaduz, 157 pp.
- Olmez I., Gulovali M.C., Gordon G.E., 1985. Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ.*, 19: 1663.
- RIVAS MARTINEZ S., BASCONES J. C., DIAZ T. E., FERNANDEZ-GONZALEZ F., LOIDI J., 1991. Vegetacion del Pirineo occidental y Navarra. *Itinera Geobot.*, 5: 5-546.
- RUHLING A., STEINNES E., 1998. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe. *Nord.* (15): 67.
- SMITH A. J. E., 1982. *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, London, 511 pp.

**Commissione VII**

Suoli vulcanici in Calabria? Un approccio integrato, pedologico, chimico-mineralogico e micromorfologico - G. Aramini, C. Colloca, A.M. Corea, R. Paone, F. Terribile	605
Mineralogia delle argille e pedogenesi in Val Chiavenna - E. Bonifacio, R. Comolli, C. Fissore, F. Previtali	625
Confronto tra misure spettrofotometriche e spettroradiometriche per la caratterizzazione degli ossidi-idrossidi di ferro in suoli delle Terre Rosse pugliesi - A.P. Leone, C. Colombo, G. Palumbo, J. Torrent, V. Barrón	637
Impiego della microscopia negli studi di bioalterazione: i licheni dell'Etna (Sicilia) - S. Vingiani, P. Adamo, F. Terribile	649
Aspetti geochimici e mineralogici di litosequenze nelle valli di Fassa e di San Pellegrino (TN) - L. Zilocchi, M. Angelone, C. Bini, S. Gemignani, M. Setti	661

**Commissione VIII**

Suoli contaminati: problematiche analitiche inerenti la qualità del dato in relazione all'applicazione del D.M. 471/99 - E. Beccaloni, T. Forte, L. Musmeci, E. Stacul	679
Distribuzione di elementi potenzialmente tossici (PTE) all'interfaccia suolo/ambiente in un transetto della Valchiavenna (Sondrio) - A. Buondonno, S. Chersich, R. Comolli, E. Coppola, A. Letizia, F. Previtali, M. Samaria, S. Solaro	689
Applicazione G.I.S. nella elaborazione di un indice di qualità dei suoli del comune di Cesena - A. Buscaroli, G. Casalichio, I. Muratori	701
Valutazione degli apporti di alcuni elementi in tracce derivanti da fanghi biologici sparsi sui suoli della provincia di Cremona ed elaborazione con GIS - I. Cattani, E. Capri, R. Boccelli, R. Zanoni, A. Bruneri	715
I muschi utilizzati per calcolare i flussi di deposizione di elementi in tracce per la stima nei suoli dei tempi di superamento dei valori soglia del D.M. 471/1999 - R.M. Cenci, L. Musmeci	725
Impiego di un biosaggio nella valutazione dello stato di contaminazione dei suoli - L. Crippa, P. Zaccheo	735
Effetti a medio termine dell'irrigazione con acque saline sulla qualità del suolo - A. Letizia, E. Coppola, A.P. Leone, G. Masotta, A. Buondonno	745
Residui di Difenonazolo nel suolo a seguito di trattamento su barbabietola da zucchero - L. Lucini, G.P. Molinari	753
Il consumo di suolo per urbanizzazione nell'arcipelago della Maddalena (Sassari) negli anni 1958-1998 - S. Madrau, M.A. Deroma, F. Mancuso	763
Suoli e muschi del Piemonte centro-nord: distribuzione della concentrazione di elementi in tracce e flussi di deposizione - P. Nappi, R.M. Cenci, R. Barberis, D. Dabergami	775
Deposizione di elementi in tracce nell'area del vulcano Etna valutati con muschi e suoli - M. Privitera, M. Puglisi, R.M. Cenci, D. Dabergami, P. Trincherini	789

EDIZIONE A CURA DEL COMITATO ISNP

Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma  
Tel. 06-7002538, Fax 06-7005711Registrato presso il Tribunale di Roma  
il 07/04/1998 al n. 00138/98

PERIODICO TRIMESTRALE

ISSN - 0390-4865

**Direttore Responsabile**

Prof. Paolo Sequi

**Direttore Editoriale**

Dr.ssa Rosa Francaviglia

**Direttore Grafica e Impaginazione**

Eleonora Lombardi

**Direttore Segreteria di Redazione**

Filippo Ilardi

**Stampa**Delta Grafica s.r.l. - Via G. Pastore, 9  
06012 Città di Castello (PG)

Finito di stampare nel settembre 2003

Il *Bollettino SISS* ha ottenuto il contributo del Ministero per i Beni e le Attività Culturali - Divisione Editoria - per le pubblicazioni di elevato valore culturale.

**Comitato di Redazione****Dr. Marcello Pagliai**Istituto Sperimentale per Studio e la Difesa del Suolo  
Piazza Massimo d'Azeglio, 30 - 50121 Firenze  
tel. 055 2491255 - fax 055 241485 - e-mail pagliai@issds.it**Dr.ssa Rosa Francaviglia**Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma  
tel. 06 7005299 - fax 06 7005711 - e-mail r.francaviglia@isnp.it**Dr.ssa Anna Benedetti**Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante  
Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma  
tel. 06 7008721 - fax 06 7005711 - e-mail a.benedetti@isnp.it**Dr.ssa Eleonora Bonifacio**Dip.to di Valorizzazione e Protezione delle Risorse Agroforestali,  
Università di Torino  
Via Leonardo da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco (TO)  
tel. 011 6708516 - fax 011 4031819 - eleonora.bonifacio@unito.it**Dr. Edoardo A.C. Costantini**Istituto Sperimentale per Studio e la Difesa del Suolo  
Piazza Massimo d'Azeglio, 30 - 50121 Firenze  
tel. 055 2491222 - fax 055 241485 - costantini@issds.itPresidenza: Istituto Sperimentale per Studio  
e la Difesa del Suolo  
Piazza Massimo d'Azeglio, 30 - 50121 Firenze  
tel. 055 2491255 - fax 055 241485  
e-mail pagliai@issds.itSegreteria: Istituto Sperimentale per la Nutrizione  
delle Piante  
Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma  
Tel. 06-7005299, Fax 06-7005711  
e-mail: r.francaviglia@isnp.itSito: <http://www.siss.isnp.it>

# NON POSSIAMO MANGIARCI LA TERRA



**IL.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. **IL.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>