

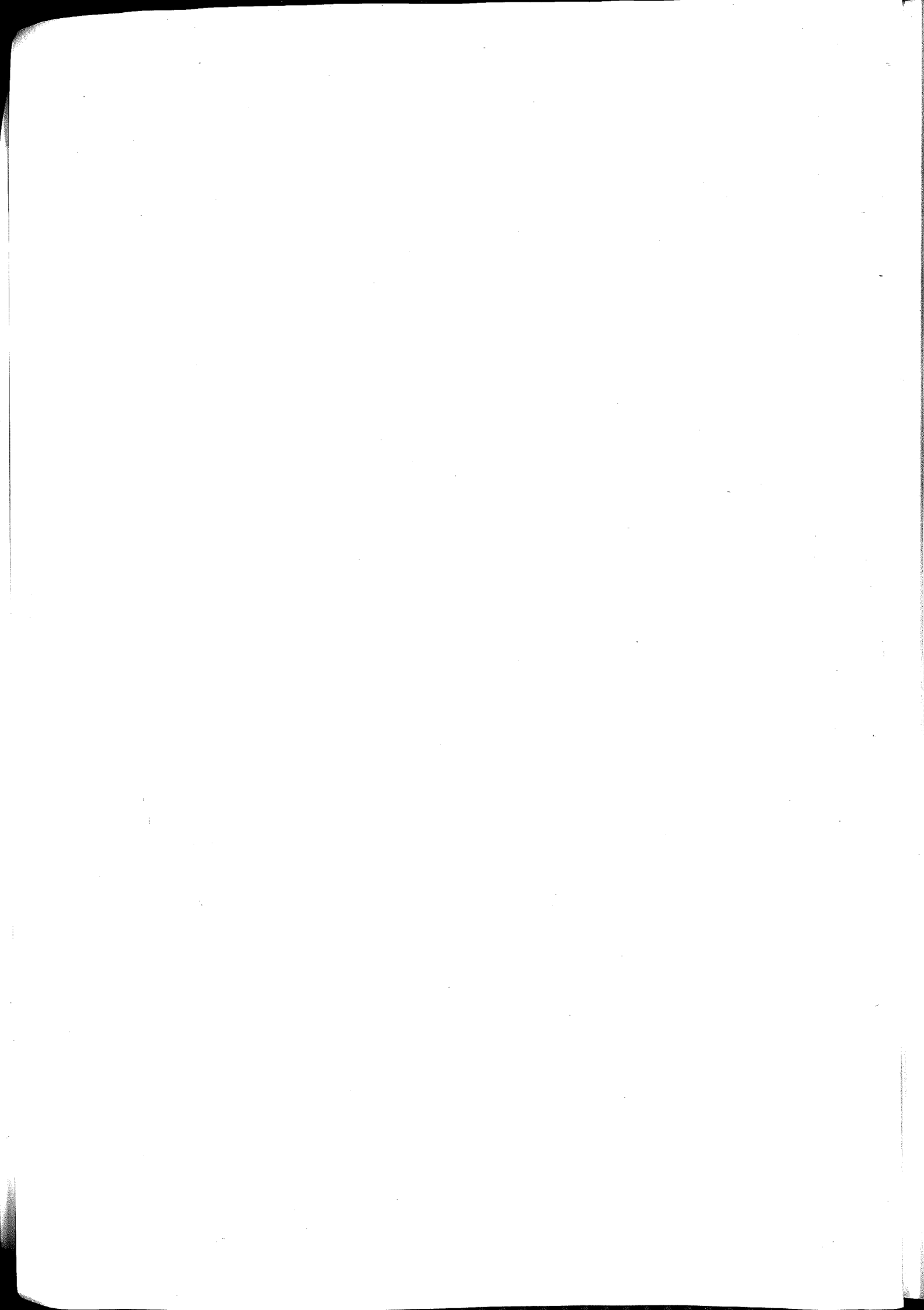
Solby
K



Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo

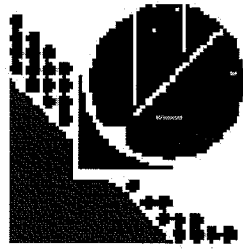
Volume 53

No. 1-2 2004





Società Italiana della
Scienza del Suolo



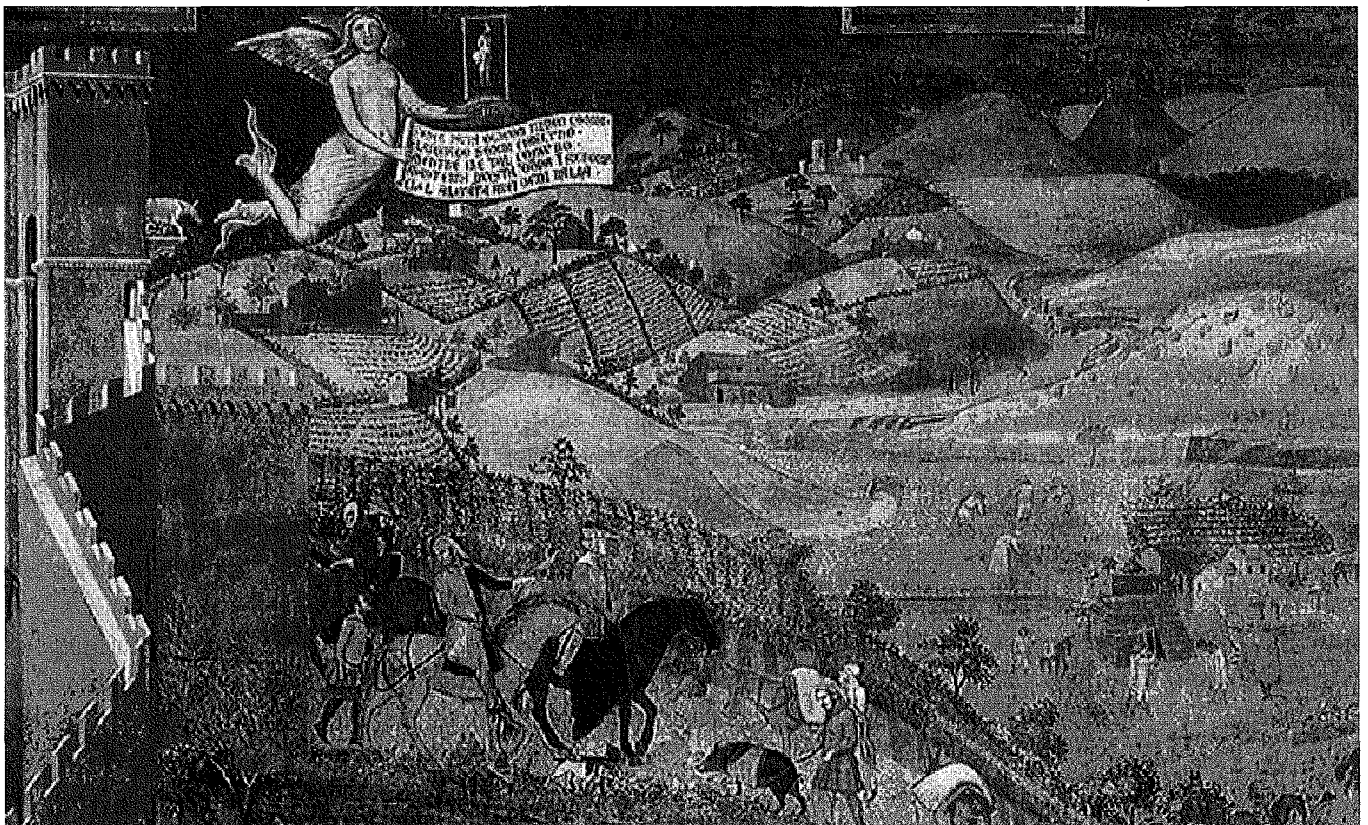
Istituto Sperimentale per lo
Studio e la Difesa del Suolo

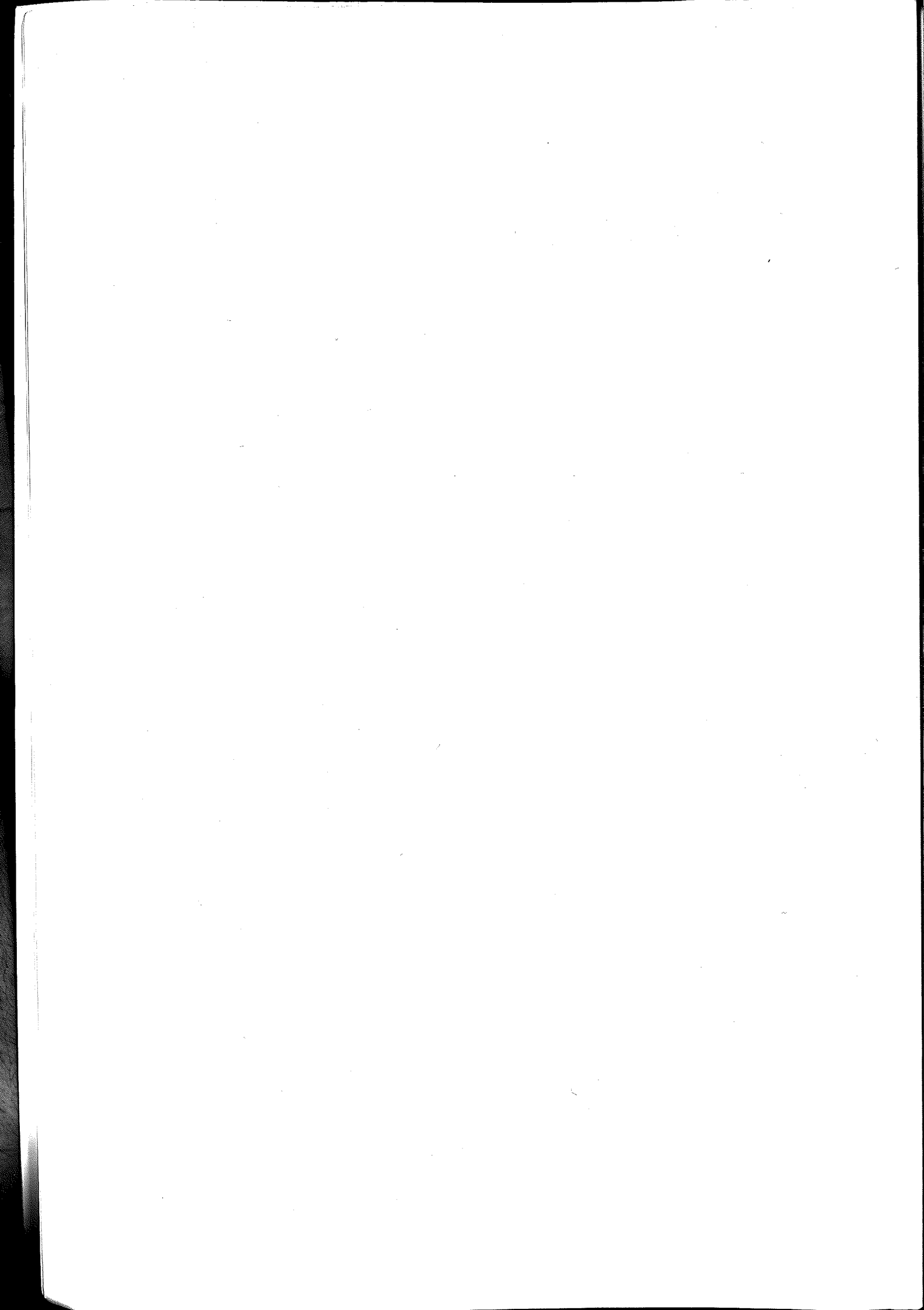


Amministrazione
Provinciale di Siena

Atti del Convegno annuale
Qualità del suolo, impatto antropico
e qualità dei prodotti agricoli
L'agricoltura che produce paesaggio

a cura di Olga Grasselli
Siena, 9-12 Giugno 2003
Museo Santa Maria della Scala
Piazza Duomo





PREFAZIONE

Negli ultimi decenni stiamo assistendo a tangibili cambiamenti non solo climatici ma anche ambientali e del sistema agricolo: da un lato si evidenzia un intensificarsi dei processi di degradazione del suolo (erosione, compattamento, impermeabilizzazione, consumo di suolo, perdita di sostanza organica e di struttura, salinizzazione, desertificazione, ecc.) dovuti senza dubbio ad una non corretta gestione del territorio; dall'altro lato ad un radicale cambiamento del modo di fare agricoltura. L'agricoltura tradizionale e intensiva sta lasciando il posto ad un'agricoltura multifunzionale il cui scopo primario non è più la quantità ma, semmai, la qualità dei prodotti in un contesto non solo di protezione dell'ambiente ma di valorizzazione dell'ambiente stesso: "agricoltura che produce paesaggio".

Il suolo rappresenta quindi l'elemento essenziale sia per la protezione dell'ambiente sia per consentire meglio la multifunzionalità dell'agricoltura, attraverso la pianificazione di un corretto uso del suolo stesso.

La degradazione del suolo è uno dei maggiori problemi a livello planetario. Rappresenta un pericolo nell'immediato e nel lungo termine sia per le alterazioni dell'habitat naturale dal punto di vista morfologico, sia per le conseguenze dirette sulla produzione agricola e sulla sua qualità. Le preoccupazioni degli scienziati nascono dal fatto che attualmente l'erosione del suolo, provocata dagli interventi dell'uomo, supera di trenta volte il tasso di erosione tollerabile. E' quindi assolutamente necessario porre un freno a tali fenomeni degradativi che devono prendere le mosse da una approfondita conoscenza della risorsa suolo e da una conseguente corretta gestione.

Lo scopo di questo convegno è di presentare dati, discutere e proporre contributi utili per i decisori "politico-amministrativi" per poter sviluppare le strategie future da adottare per un'agricoltura realmente sostenibile capace di produrre prodotti di qualità e di salvaguardare la risorsa suolo la cui degradazione è stata fin'ora troppo spesso sottovalutata.

La pianificazione dell'uso del suolo non è, infatti, un problema scientifico ma politico. Il compito dei ricercatori è quello di sviluppare scenari e spiegare quali cause possono seguire a determinati impatti quando differenti opzioni sono praticate. Questi scenari possono condensarsi in indicatori i quali possono divenire dei validi strumenti per aiutare i decisori "politico-amministrativi" a scegliere la giusta opzione.

A questo proposito è da segnalare che, proprio in questa ottica di una concreta interazione fra la comunità scientifica e le Amministrazioni centrali e periferiche, è nata la collaborazione tra l'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo e l'Amministrazione Provinciale di Siena, non solo nell'organizzare questo convegno, ma proprio per definire la più corretta gestione del suolo in relazione sia al miglioramento della qualità dei prodotti sia alla "produzione di paesaggio", confermando la grande sensibilità di questa Amministrazione per i problemi di conservazione e valorizzazione della risorsa suolo. Conservare il suolo equivale a salvaguardare il paesaggio, autentica ricchezza di questa Provincia, e il corretto uso del suolo, cioè l'uso secondo la sua vocazionalità, significa migliorare la qualità dei prodotti e valorizzare le produzioni tipiche.

La collaborazione fra l'Amministrazione Provinciale di Siena e l'Istituto per lo Studio e la Difesa del Suolo su questi temi è in atto da diverso tempo e rappresenta la palestra ideale per verificare un set di indicatori di qualità del suolo messi a punto nell'ambito del Progetto "Conservazione e valorizzazione della risorsa suolo: definizione delle qualità del suolo ai fini della gestione agricola e forestale ecocompatibile" finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali e coordinato da questo Istituto.

Dai risultati discussi è emerso che attualmente il tasso di degradazione del suolo, in larghe aree anche in Italia, supera di gran lunga il tasso di sostenibilità per cui è assolutamente necessario promuovere un corretto uso del suolo; un uso che tenga conto in primo luogo della vocazionalità del suolo stesso e che sia capace di prevenirne la degradazione. E' stato sottolineato inoltre che determinate qualità che conferiscono pregio a determinati prodotti sono indotte da particolari caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche di una determinata tipologia di suoli. E' emersa anche la necessità di disporre di una banca dati dei suoli d'Italia quale strumento essenziale per la pianificazione territoriale, così come di disporre di un set di indicatori di qualità del suolo.

Le tematiche inerenti "l'Agricoltura che produce paesaggio" sono state discusse in una escursione tecnico-scientifica in cui si è avuto modo di apprezzare le bellezze del paesaggio Senese e discutere di come l'agricoltura può contribuire a determinare questo paesaggio. L'escursione è stata un'occasione per un confronto fra gli studiosi del suolo e gli studiosi di viticoltura, enologia, olivicoltura e elaiotecnica. Nell'occasione è stata dimostrata l'influenza del suolo nel determinare la qualità dei prodotti sia per quanto riguarda il vino che l'olio.

Nel concludere la presentazione degli atti di questo convegno si ringraziano sentitamente tutti i colleghi dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo che si sono prodigati nell'organizzazione del convegno

stesso, quindi i Presidenti delle Commissioni che hanno curato i lavori di loro pertinenza e i numerosi colleghi che hanno collaborato alla revisione dei manoscritti presentati.

Marcello Pagliai

Presidente della Società Italiana di Scienza del Suolo

Direttore dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - Firenze

L'AGRICOLTURA ED IL PAESAGGIO DELLA PROVINCIA DI SIENA

Ringrazio la Società Italiana della Scienza del Suolo, l'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, il suo Direttore Prof. Pagliai e tutti i suoi collaboratori che hanno reso possibile l'organizzazione di questo Convegno.

Perché ho ritenuto opportuno collaborare all'iniziativa:

Dirigo un ufficio, da molti anni, che ha svolto un ruolo importante sulla tutela e valorizzazione del nostro territorio e delle produzioni di pregio.

Segnalo solo alcune delle attività portate avanti in questi anni: irrigazione, progetto di risanamento dei laghi di Chiusi e Montepulciano, opere di bonifica di pianure e di difesa del suolo negli ex bacini montani (Monte Oliveto e Chianti) recupero e ripristino delle opere originali dell'attività di bonifica dei Medici, non solo nella Val di Chiana ma anche nella parte di Siena, dove le nostre squadre di operai hanno provveduto a ripristinare (e ripulire) il canale di comunicazione fra Pian del Lago e la Piana di Rosia, comunemente conosciuto come il "Canale del Granduca"

Le attività di sperimentazione applicata portata avanti presso il nostro vivaio "Il Campino" che ha interessato le piante officinali, le piante tartufigene, gli olivi (dopo la gelata dell'85) e da ultimo i Cipressi.

Il vivaio si è specializzato nella produzione di piantine da talea autoradicata, dagli olivi ai cipressi.

Oggi il vivaio rappresenta il partners esclusivo per la produzione di piante autoradicate nell'ambito del progetto Cyp-Med che è stato approvato dall'Unione Europea. Questo progetto del quale è capofila l'Istituto per la specie legnosa del CNR di Firenze, coinvolge vari soggetti fra cui la Corsica, la Francia, il Portogallo e la Grecia.

Il titolo del progetto è estremamente significativo e rappresenta un approccio concreto in temi che saranno oggetto della nostra attenzione in questi giorni "Il Cipresso per la tutela del paesaggio mediterraneo".

Centinaia sono i cloni già in produzione e decine di questi sono già stati sottoposti a valutazione per la loro selezione come resistenti al cancro.

Le produzioni di pregio

oltre al lavoro concreto attuato in questi anni per l'ottenimento della innumerevoli Denominazioni d'Origine che interessano il vino (alcune note ed altre meno) mi preme invece ricordarne altre forse meno note ma che, personalmente, ritengo estremamente significative; mi riferisco ai marchi volontari registrati direttamente dall'ufficio, che hanno interessato i tartufi, la Cinta Senese, i Cipressi e da ultimo il pecorino "Terre di Siena".

Questi hanno rappresentato la prima forma di tutela di prodotti tipici di altissimo pregio in attesa della Denominazione d'Origine.

L'attuale congiuntura economica si riflette in modo negativo su tutti i comparti dell'economia.

In un contesto di crisi come l'attuale, le attività che utilizzano risorse locali che sono in grado di esportare i loro prodotti assumono un ruolo strategico, rilevante.

Per le nostre aree, è l'agricoltura che svolge un ruolo strategico.

"Agricoltura" intesa nel senso più ampio del termine, come attività economica produttiva che utilizza tutte le risorse disponibili in loco, dal fattore terreno al fattore umano, che riesce a commercializzare non solo i prodotti ma anche i servizi resi ai cittadini ed alla collettività.

Dai dati statistici in nostro possesso risulta che anche un'agricoltura moderna e produttiva come la nostra non riesce a produrre ricchezza alla stregua di altre attività economiche, forse più instabili, rischiose, ma anche più remunerative. Se però rapportiamo, per esempio nella provincia di Siena questi dati con il numero medio di giornate per azienda e l'indice del rapporto addetti/popolazione, abbiamo uno spaccato dell'economia provinciale che ci induce a ritenere di essere di fronte ad una realtà agricola con un elevato indice di stabilità.

C'è da augurarci che i prodotti di altissima qualità e di "nicchia" (quali sono quelli di Siena) siano in grado di resistere ancora in attesa di tempi migliori.

In questo contesto diventa difficile pensare di possedere gli strumenti per invertire la tendenza in atto nell'economia. Occorre pertanto attestarci su pochi punti fermi ed operare sul resto del tessuto locale con strumenti di indirizzo e stimolo verso gli operatori ed i cittadini. Ritengo più probabile un'azione di indirizzo e stimolo che non di coercizione e vincoli, soprattutto quando siamo in presenza di soggetti attivi e radicati nel territorio. Alcuni vincoli e norme di salvaguardia sono comunque necessari, ma dovranno rappresentare più una messa a punto dell'azione condotta in questi anni dalle amministrazioni locali, che tenga conto della specificità dell'area dove dovremo operare, che si preoccupi di introdurre correttivi volti ad evitare il ripetersi di rischi e tentativi di stravolgimento.

Le nuove norme dettate dalla CEE ben si confanno alle nostre esigenze e, se ben utilizzate, possono rappresentare un ammortizzamento socio-economico interessante per le nostre zone.

Il flusso finanziario che si è determinato con l'applicazione dei nuovi regolamenti comunitari ha rappre-

sentato un'interessante fonte di reddito per tutte quelle aziende che già da diversi anni praticavano "l'agricoltura integrata", soprattutto per la coltivazione della vite e dell'olivo.

"Conditio sine qua non" affinché siano attuabili gli obiettivi previsti, è la disponibilità, anche degli imprenditori agricoli ad assumere impegni di natura agro-ambientale.

Una notevole parte del territorio provinciale è investita a bosco. Domina il bosco ceduo, solo in pochi casi siamo di fronte a boschi di alto fusto e da reddito. La presenza della macchia mediterranea su vaste estensioni del sud della Provincia postula la necessità di un "presidio territoriale" umano attivo. La caratteristica infatti tipica della macchia mediterranea è la correlazione esistente tra il rapido invecchiamento del soprassuolo ed il suo degrado in assenza di tagli colturali programmati. Notevole è il rischio degli incendi durante la stagione estiva, con gravi pericoli per l'erosione superficiale.

Difficilmente proponibile è la trasformazione della stessa in alto fusto, stanti i vincoli di carattere podologico ed ambientali. Le utilizzazioni tipiche della macchia mediterranea (legna da ardere e prodotti del sottobosco) risentono di una congiuntura sfavorevole, per cui si sta correndo il grave rischio di un abbandono generalizzato di tali superfici. Un certo interesse sussiste ancora in un ristretto numero di operatori per l'utilizzazione economica di queste superfici. Questo interesse va sostenuto e favorito anche con l'approvazione di norme specifiche. Fondamentale risulta la prevenzione degli incendi. Le esperienze recenti ci confermano nella strategia seguita in questi anni, che ha visto operare in modo coordinato tutti i soggetti interessati (Enti Locali, Corpo Forestale dello Stato, WWF e privati) ed ha dimostrato la validità di nuove norme quali il regolamento per l'abbruciamento della stoppie.

Per quanto riguarda le aree viticole, distribuite a macchia di leopardo, si è assistito ad un processo di ristrutturazione generalizzata, con ampliamento della stessa superficie. Una buona parte dei vigneti è quasi a fine carriera produttiva ed è quindi probabile che nei prossimi anni si continuerà in un'intensa opera di ricostruzione viticola.

Risulta pertanto importante prevedere norme che regolamentino la nuova fase di ricostruzione viticola, per evitare il ripetersi degli errori compiuti nel passato. Sarà necessario regolamentare il modellamento delle pendici, le sistemazioni superficiali, fino alla tipologia dei tutori utilizzati per gli impianti. Interventi che possono privilegiare l'uso dei materiali prodotti in loco o nell'area contermina a quella viticola (quale potrebbe essere la paleria di castagno) sarebbero senz'altro auspicabili al fine di favorire lo sviluppo in loco di attività connesse all'utilizzazione dei boschi. Tali attività assumerebbero, a ragione, l'importante ruolo di presidio territoriale.

Per ciò che concerne l'olivicoltura, si ricorda la discussione sul suo ruolo nella difesa del territorio e del paesaggio. Alcune considerazioni sono ormai state di fatto superate con la costruzione di impianti nuovi, moderni e produttivi. Restano comunque da individuare le aree da sottoporre a particolare tutela ed in cui favorire la permanenza dell'olivicoltura tradizionale ai fini del mantenimento di un paesaggio tipico, sia come cultivar che come sistemi di allevamento.

Occorrerà attivarsi affinché non vada perduto il notevole lavoro di recupero dell'edilizia rurale ai fini di attività nuove quali l'agriturismo ed il turismo rurale, nell'eventualità di una crisi di settore (non da escludere). Un aspetto particolare riguarda il patrimonio rurale di proprietà di grandi gruppi finanziari presenti in alcune aree della Provincia. Fattori esterni all'economia locale potrebbero determinare, in un breve lasso di tempo, la crisi di qualche gruppo con conseguenze gravi per l'assetto territoriale.

Un aspetto particolare è quello relativo all'arredo vegetazionale delle aree verdi private presenti in prossimità dei fabbricati rurali. Non è raro imbattersi in giardini realizzati con essenze alloctone con effetti estetici non sempre accettabili.

Gran parte della superficie territoriale provinciale è coperta dalla normativa vigente in materia di vincolo idrogeologico; ciò nonostante si è assistito, negli anni passati, ad alcuni casi di utilizzazione del territorio che hanno completamente snaturato la conformazione territoriale tipica di alcune zone.

Una discussione interna è attualmente in corso tra tecnici in merito all'utilizzazione delle aree boscate. Opinioni contrastanti sussistono in particolare per ciò che concerne il ruolo e la funzione che dovrebbero esplicare le superfici boscate nell'ambito della programmazione territoriale. Ritengo estremamente valide e corrette le considerazioni, su tale tema, fatte proprie dal Consiglio Regionale Toscano, in occasione dell'approvazione del programma pluriennale di attuazione del reg. CEE 2080/92, laddove si sostiene che "il mantenimento dei boschi della Toscana è legato alla loro coltivazione, in quanto non si tratta di formazioni forestali ad evoluzione naturale, bensì sono il risultato di una costante azione dell'uomo. Gli attuali equilibri raggiunti vanno costantemente mantenuti per non compromettere lo stato attuale di queste formazioni".

Tali principi sono stati poi fatti propri dal recente T.U. in materia forestale.

In un libro sulla storia di Siena, si riporta un brano di un poeta inglese del '700 che mi ha colpito in modo profondo per il modo chiaro e nitido con cui descrive il paesaggio.

Scriva il poeta rispetto alla campagna che questa è: ... "assortita in maniera davvero strana. Per alcune miglia ti si svolge davanti la scena ininterrotta di montagnole coltivate da capo a piedi a filari di olivi o di olmi, ognuno dei quali reca attorta su di sé la vite che si confonde con i suoi rami, con il grano che cresce tra un filare e l'altro. Se a ciò aggiungi diverse casine e piccoli conventi, avrai la più bella vista di questo mondo. Poi tutto ad un tratto, il

paesaggio si cangia in colline desolate e scure che si spingono fin dove giunge l'occhio. Non sembrano essere mai state idonee a una qualche coltura e anzi sono orrende ed inutili. Tale per un certo tempo appare la campagna prima di giungere al monte di Radicofani, una terribile, nera collina a sommo della quale avremmo dovuto pernottare..." -

Il paesaggio descritto all'inizio di tale brano di lettera corrisponde, in senso lato, all'area viticola del Chianti, la seconda parte del brano si riferisce in chiaro all'area delle Crete Senesi. Da tale descrizione ne ho ricavato due considerazioni che ritengo fondamentali ai fini del tema che mi è stato chiesto di trattare: il rapporto fra l'attività agricola ed il territorio di appartenenza.

Colpisce l'occhio del visitatore, in modo positivo e piacevole la "campagna abitata e coltivata" mentre desta un senso di angoscia e di desolazione la "campana abbandonata e non coltivata".

Ritengo che stia in questi sentimenti l'essenza del nostro operare ai fini della salvaguardia del territorio. Occorre premettere che tale considerazione è conseguenza del fatto ovvio che, praticamente non esiste nella nostra realtà, parte di territorio che non sia stato interessato dall'intervento umano.

Un'altra considerazione che ne discende dal brano richiamato in premessa è la diversa evoluzione che hanno subito nei secoli queste aree tipiche della provincia: l'area vitivinicola, a nord di Siena, ha subito col passare degli anni gli interventi che hanno modificato l'aspetto visivo fotografico, ma ne hanno conservato la destinazione produttiva, ancora ad oggi vitivinicola.

L'altra area, invece, quella delle Crete, ha registrato un mutamento rilevante non solo del proprio aspetto visivo fotografico ma anche di quello agricolo produttivo. La maggior parte infatti di tale area è stata rimessa a coltura grazie agli enormi sacrifici degli agricoltori e alla possibilità di disporre di tecniche agronomiche adeguate a tali ambienti.

Si è trattato essenzialmente di un mutamento radicale rispetto alle scelte economiche effettuate dalla grande proprietà fondiaria presente in quell'area spinta dalla speranza di vedere aumentati i propri guadagni.

Lo studioso che più di altri ha approfondito e analizzato questo fenomeno è stato il Prof. Giorgio Giorgetti, uno dei più stimati studiosi delle Crete Senesi.

L'esempio da me riportato è funzionale per sostenere con forza come l'attività agricola, intesa come attività economica sia stata, ed è ancora oggi, l'artefice e la protagonista del modellamento del nostro territorio; un modellamento che, stante i notevoli limiti fisici ed economici, non può essere dirompente ed a grave impatto ambientale. Ma se la salvaguardia del territorio e la sua trasformazione in forma "soft" avviene in quanto operano su di essa aziende agricole economiche, legate al suolo quale fattore produttivo, è ovvio che la permanenza di tale attività e quindi il presidio territoriale, è strettamente legato alla presenza di attività economicamente efficienti, ovvero competitive sul mercato per qualità nel rispetto del suolo agrario.

Essendo ancora oggi l'attività agricola basata sull'utilizzazione del terreno agrario diventa fondamentale anche poter disporre di superfici aziendali idonee a consentire lo svolgersi di imprese agricole economiche ed efficienti, ovvero competitive.

Nelle aree della Toscana (ed in qualche caso isolato anche nella provincia di Siena) dove si è sviluppato il fenomeno della polverizzazione della proprietà fondiaria e la sua marginalizzazione da un punto di vista economico, si è assistito alla distruzione del tessuto produttivo agricolo, al disordine urbanistico, alla distribuzione di una risorsa irriproducibile: il suolo agrario.

Il suolo agrario inteso come fattore condizionante l'attività agricola che dura nel tempo, necessita di tutela alla stessa stregua di qualsiasi altra "risorsa naturale". Questo necessita soprattutto di essere difeso dall'erosione superficiale, dall'inquinamento ambientale e dall'uso irrazionale dei prodotti chimici: c'è l'esigenza in sostanza che l'agricoltore faccia proprie conoscenze scientifiche che oggi consideriamo nuove ma che tali non sono per i tecnici che hanno studiato l'importanza che riveste nel ciclo produttivo agricolo la conservazione della sostanza organica; tali concetti oggi sono fatti propri dalla così detta agricoltura ecocompatibile sostenuta anche dalla stessa Comunità Economica Europea. Se quanto precedentemente sostenuto è condivisibile, ne consegue la necessità di attuare oltre che modifiche anche sostanziali alla legislazione in atto, un diverso approccio al tema Agricoltura - Territorio.

Non si dovrebbe più ragionare secondo schemi di carattere "vincolistico" nei confronti dell'attività agricola ma con interventi di sostegno e consolidamento dell'attività del territorio; preoccupandoci, al limite, di prevedere forme di salvaguardia, rispetto ad eventuali eccessi o movimenti speculativi.

Si tratta cioè di avere il coraggio di farci carico di "gestire" le trasformazioni del territorio assegnando all'attività agricola il ruolo di protagonista ed artefice della salvaguardia, tutela e valorizzazione del territorio.

A conclusione della presente vorrei riportare due citazioni: una è la definizione di "sviluppo sostenibile" scritto nel rapporto della commissione mondiale per l'ambiente e lo sviluppo del 1989, che proclama: "... lo sviluppo sostenibile è quello che soddisfa i bisogni del presente senza però compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri bisogni".

La seconda è la seguente: "... lo sviluppo sostenibile ... (omissis) ... deve includere non solo incrementi nei redditi procapite reali, ma anche un'insieme di altri elementi che globalmente entrano nella definizione di benessere sociale". Questi concetti possono rappresentare l'essenza dell'agricoltura tipica della Provincia di Siena.

In questa ottica si colloca la relazione del Prof. Costantini, ma qui io non posso non fare riferimento al rapporto di collaborazione, già instaurato da diversi anni, con l'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo nell'ambito della cosiddetta "Carta Vocazionale" del territorio Senese rispetto alla viticoltura ed all'olivicoltura che ha visto due fasi:

Una prima fase con il lavoro già ultimato riguardante il territorio senese ad esclusione di alcuni comuni e quello in corso che interessa indifferentemente tutto il territorio Provinciale. L'aspetto più importante di questo lavoro è stato quello di riuscire a far lavorare insieme diverse figure professionali, dal geologo all'enologo, dall'agronomo al chimico, specialisti del più alto livello disponibili presso i nostri Istituti di Ricerca e Studi privati.

Ritengo che le conclusioni del loro lavoro rappresentino uno strumento indispensabile per coloro che vorranno nel futuro prendere decisioni importanti rispetto alla valorizzazione e tutela non solo dei prodotti ma del substrato che serve a produrli: il suolo.

Dr. Giovanni Pacini
Amministrazione Provinciale di Siena



Relazioni ad invito

VALUTAZIONE DI IMPATTO AMBIENTALE E PAESAGGISTICO DELLA VITICOLTURA ED OLIVICOLTURA NELLA PROVINCIA DI SIENA

Edoardo A.C. Costantini, Roberto Barbetti, Massimo Iori

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo – Firenze - www.soilmaps.it

Abstract

“Cultural landscape” is that characteristic aspect of a trait of land given by agriculture, forestry and settlements. These pressures are modulated according to the social and economical strengths, and human attitude for environment, so that landscapes tell of their variations in space and time. The traditional cultural landscape of central Tuscany hills, centennial fruit of an agricultural society, is vanishing, often with relevant environmental consequences. In the ambit of the vine and olive tree zoning project of the Province of Siena, some environment and landscape impact indicators were set up at the detailed and reconnaissance scales. The results show that, in addition to the loss of cultural and aesthetic values, the present model of specialized viticulture and olive tree cultivation can cause the impairment of some important soil qualities, such as land capability, runoff control, fertility and suitability for quality of the yields. The indicators proposed can be used to check the consequences of agricultural policies, as well as in land planning and cultural zoning.

Key words: viticulture, olive tree cultivation, impact analysis, Siena, Italy.

Riassunto

Con il termine “paesaggio culturale” si intende quell’aspetto caratteristico che il territorio assume a seguito dell’utilizzazione agricolo-forestale ed insediativa, in conseguenza delle spinte socio-economiche e dell’attitudine con cui l’uomo si pone in rapporto con l’ambiente. Nelle colline della Toscana centrale il tradizionale paesaggio culturale, secolare frutto di una società prevalentemente agricola, va scomparendo, con conseguenze ambientali rilevanti. Nell’ambito del progetto di zonazione viticola ed olivicola della provincia di Siena, sono stati messi a punto ed applicati alle scale di dettaglio e di riconoscimento una serie di indicatori di impatto ambientale e paesaggistico della viticoltura ed olivicoltura. I risultati della ricerca dimostrano che la diffusione dell’attuale modello di viticoltura ed olivicoltura specializzata può provocare, oltre alla perdita di valori culturali ed estetici, lo scadimento di alcune importanti qualità del suolo, quali capacità d’uso, potere regimante dei deflussi idrici, fertilità ed attitudine alla produzione di qualità. La metodologia utilizzata e gli indicatori proposti sono funzionali alla valutazione delle conseguenze delle politiche agricole sul territorio e possono essere convenientemente utilizzati negli studi di zonazione culturale e per la programmazione territoriale.

Parole chiave: viticoltura, olivicoltura, valutazione di impatto ambientale, paesaggio culturale, Siena

Introduzione

Le linee evolutive della politica agricola comunitaria, espone in Agenda 2000 (European Commission, 2000), indicano la necessità di perseguire un modello di sviluppo multifunzionale ed ambientalmente sostenibile: “la forza dell’agricoltura europea è nella sua diversità: risorse naturali, metodi di gestione, competitività, redditi e tradizioni. Oltre alla sua funzione produttiva, l’agricoltura deve fornire altri servizi, quali la conservazione, la gestione e il miglioramento del paesaggio rurale, la protezione dell’ambiente, anche dai rischi naturali.” Sono questi obiettivi compatibili con l’attuale sviluppo dell’agricoltura italiana? In effetti, in buona parte d’Italia, si osserva una tendenza evolutiva dei sistemi agricoli caratterizzata dalla diffusione dell’agricoltura cosiddetta “unattended” e di quella “free time” (Grillotti Di Giacomo, 1992). La prima riguarda le aziende di medio-grandi e grandi dimensioni, che utilizzano elevati investimenti e ridotta mano d’opera salariale, impiegata soprattutto nel processo produttivo. La seconda è costituita da quella microproprietà che riempie di abitanti e di infrastrutture gli spazi rurali lasciati liberi dall’esodo della popolazione rurale, ma che gravita dal punto di vista economico sulle città e utilizza l’ambiente agricolo principalmente per edonismo. Dal punto di vista delle trasformazioni dello spazio agricolo e dello sviluppo economico-sociale del territorio, questi processi si accompagnano alla progressiva estinzione del genere di vita “contadino” ed a una sempre più limitata presenza stabile dell’uomo sulla terra. Questa profonda trasformazione del mondo agricolo ha comportato la scomparsa, tra l’altro, di quella “coscienza sistematoria” che contraddistingueva l’agricoltura italiana e che si era evidenziata nella creazione di caratteristici “paesaggi culturali” (ESDP, 1999), quali quelli tipici dei terrazzamenti e della “coltura mista”. I nuovi modelli di utilizzazione del suolo di tipo intensivo, che cercano di mutuare l’organizzazione del lavoro industriale, sono stati applicati in maniera generalizzata, spesso non tenendo conto delle con-

dizioni pedologiche e causando in molti casi uno scadimento delle qualità del suolo, soprattutto nei comprensori collinari dove si è diffusa la coltura arborea, in particolare la vite (fig. 1) (Costantini, 1992). Anche se questo peggioramento di qualità del suolo è percepito da molti, non è al momento valutato in modo univoco e affidabile, georiferito e a scala di adeguato dettaglio.

Oltre alle conseguenze sulle proprietà del suolo funzionali alle produzioni ed alla difesa idrogeologica del territorio, vi è la necessità di considerare anche quelle sulla qualità del paesaggio.

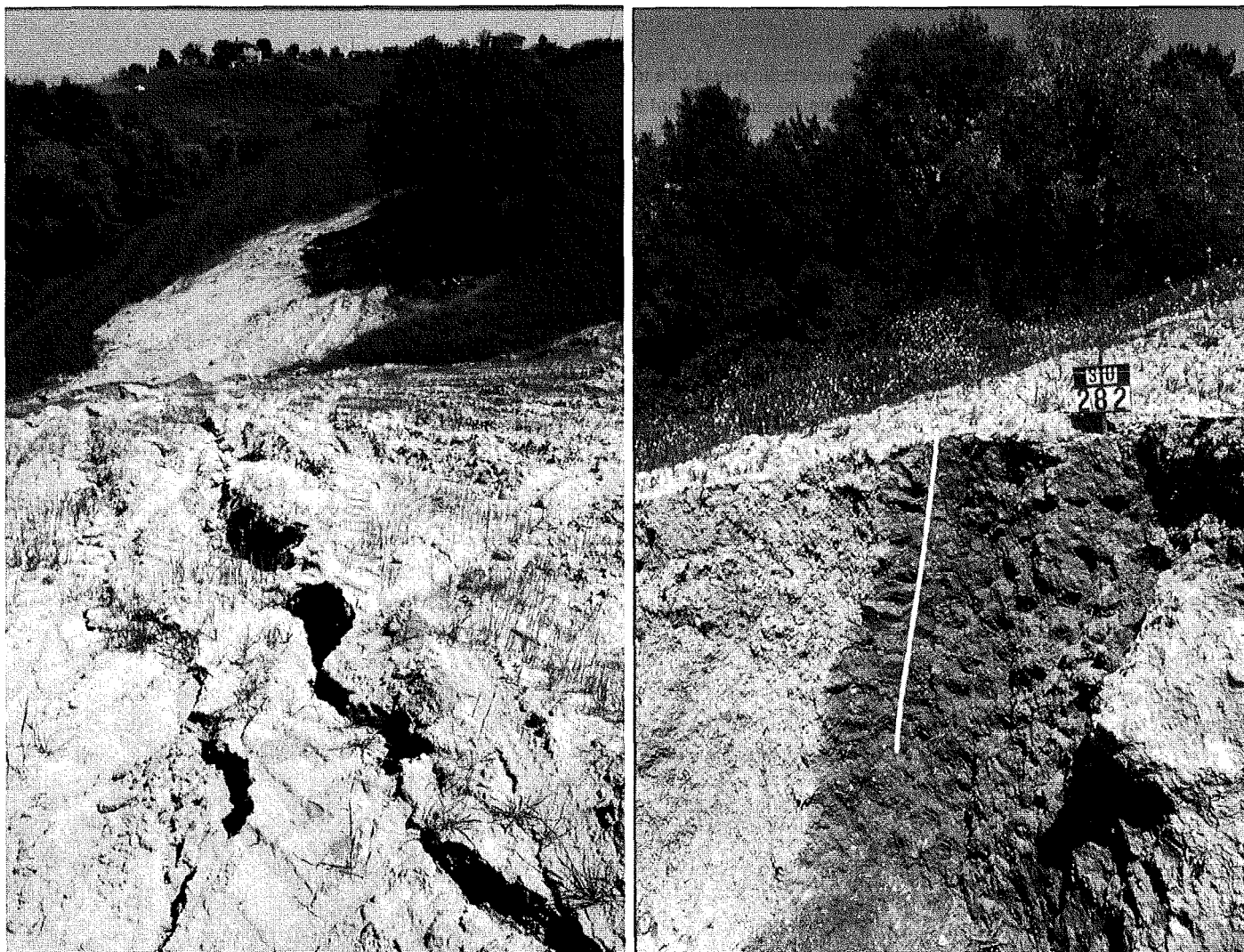


Figura 1. Conseguenze ambientali degli sbancamenti e livellamenti realizzati per l'impianto di un vigneto a San Gimignano (SI). A sinistra i solchi di erosione incanalata, a destra lo spessore dei sedimenti colluviali alla base del versante, non consolidati e in equilibrio metastabile, pronti per essere trasportati nei corsi idrici a seguito di eventi pluviometrici notevoli

Infatti, nel "Piano regionale per la ristrutturazione e riconversione dei vigneti" della Regione Toscana (2001) si legge che "recenti studi affermano che due terzi del valore di una bottiglia di un grande vino sono attribuibili a fattori immateriali. Il CENSIS ha concluso che negli orientamenti e nei comportamenti l'immaginario prevale sul materiale, il vino è vissuto sempre più come comportamento emozionale; il vino evoca ambienti, paesaggi e cultura locale, atmosfere di cantina; i distretti del vino si propongono come poli turistici" (fig. 2).

In considerazione dell'importanza assunta da questi "fattori immateriali" nell'economia provinciale, l'Assessorato all'Agricoltura della Provincia di Siena ha incaricato l'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze di fornirgli un documento cartografico di valutazione della "vocazione" del territorio alla vite e all'olivo. L'indagine è finalizzata alla programmazione territoriale degli interventi nel settore agricolo, in particolare alla definizione delle possibilità di estensione della viticoltura e dell'olivicoltura nel territorio di competenza, salvaguardando l'ecocompatibilità delle colture, in particolare in rapporto al rischio di erosione dei suoli. Quando il processo conoscitivo avrà raggiunto il necessario approfondimento, è intenzione dell'Amministrazione utilizzarlo per individuare nuove aree a denominazione controllata e per ridelimitare le esistenti. Oltre che a supporto delle politiche

di settore, lo studio deve inserirsi nell'ambito delle politiche di programmazione, cioè nel Piano Territoriale di Coordinamento dell'Amministrazione Provinciale. L'ambizione è quella di armonizzare le politiche territoriali con quelle di spesa, in modo che la sostenibilità degli interventi settoriali venga realizzata tramite una visione complessiva "ecosistemica" del territorio.



Figura 2.

L'immagine del paesaggio toscano pubblicizzata dalla Regione Toscana.

Oltre al vecchio casolare ed alla strada bianca, l'immagine è caratterizzata dalla simultanea presenza di vigneti, oliveti, aree boschive ed orti, che si alternano nel paesaggio in modo razionale ed equilibrato.

Il rapporto dell'uomo con il paesaggio è simboleggiato dalla presenza degli agricoltori, che rappresentano buon governo e tutela, e dei turisti a cavallo, che invitano a godere dei frutti diretti ed indiretti del lavoro degli agricoltori

In questa sede vengono presentati alcuni aspetti della metodologia di valutazione d'impatto ambientale e paesaggistico della viticoltura ed olivicoltura messi a punto nel progetto. Viene inoltre riportata una sintesi dei principali risultati ottenuti e delle indicazioni fornite all'Amministrazione Provinciale per gli interventi a sostegno delle politiche di settore.

Materiali e metodi

L'analisi ha considerato due livelli di indagine, il dettaglio (sub comunale) e il riconoscimento (provinciale).

Lo studio al maggiore dettaglio ha avuto lo scopo di verificare l'impatto ambientale e paesaggistico dei cambiamenti di uso del suolo avvenuti a seguito della diffusione della coltura specializzata avvenuti a cavallo degli anni 70, sulla spinta dei fondi FEOGA dell'allora Comunità Europea.

I primi tre indicatori utilizzati alla scala di dettaglio sono stati scelti per testimoniare e quantificare le trasformazioni occorse nell'uso del suolo. Essi sono stati:

- 1) il cambiamento nell'uso del suolo;
- 2) il cambiamento nelle sistemazioni idraulico-agrarie;
- 3) il cambiamento negli agroecotopi (agroecosistemi costituiti da una caratteristica combinazione di uso del suolo, sistemazioni idraulico-agrarie, processi erosivi).

Altri tre indicatori sono stati proposti per rendere conto di alcune importanti conseguenze ambientali dei mutamenti.

- 4) il cambiamento nella capacità d'uso dei suoli;
- 5) il cambiamento nell'attitudine dei suoli alla produzione di Vernaccia di San Gimignano, coltura maggiormente caratterizzante il territorio in esame;
- 6) il cambiamento nel gruppo idrologico dei suoli, cioè nella loro qualità di regimatori dei deflussi idrici.

L'area di studio è stata i bacini dei torrenti Vergaia e Borratello a San Gimignano. Per valutare le variazioni dell'uso del suolo, delle sistemazioni idraulico-agrarie, dei processi geomorfologici è stata fatta una fotointerpretazione stereoscopica all'anno 1965 (foto aeree IGM a scala 1:18.000) e al 1994 (foto aeree Regione Toscana a scala 1:32.000). Le variazioni pedologiche, di capacità d'uso e di attitudine alla Vernaccia, nonché di gruppo idrologico, sono state stimate facendo riferimento ad un rilevamento realizzato nel 1985-1987 (Costantini, 1987), agli schemi valutativi elaborati da Costantini (1987, 1992), Lulli *et al.* (1989) e Gregori *et al.* (1999) e alle caratteristiche dei suoli preservati rispetto a quelle dei suoli livellati, per le diverse tipologie pedologiche.

L'indagine a scala provinciale ha avuto lo scopo di fornire un quadro complessivo e vicino all'attualità dell'impatto ambientale e paesaggistico della viticoltura ed olivicoltura nella provincia.

Gli indicatori di impatto ambientale e paesaggistico considerati a questo scopo sono stati:

- 1) le relazioni tra colture e conservazione del suolo;
- 2) le relazioni tra colture e difficoltà di gestione agrotecnica del suolo;
- 3) la lunghezza dei versanti coltivati a vigneto;
- 4) la saturazione viticola ed olivicola del paesaggio.

Il primo indicatore è stato pensato per relazionare le colture con il pericolo di erosione del suolo, il secondo per mettere in evidenza le difficoltà agrotecniche e il pericolo per la sicurezza degli operatori agricoli che si incontrano nei vigneti e oliveti. Gli ultimi due indicatori sono stati concepiti per apprezzare l'impatto paesaggistico della coltura arborea specializzata. Il criterio guida è stato la salvaguardia della diversità colturale del paesaggio. Nel caso dell'indicatore 3 si è postulato che l'impatto paesaggistico dei vigneti fosse in qualche modo proporzionale alla lunghezza dei versanti coltivati interamente a vigneto specializzato. Nel indicatore 4 si è presupposto che l'impatto visivo aumentasse con la percentuale di presenza di coltura arborea specializzata in ogni unità di paesaggio.

Le qualità funzionali utilizzate per definire il rischio per la conservazione del suolo (indicatore 1) sono state la pendenza e i processi erosivi in atto. Le fonti dati sono state il modello digitale del terreno a 20 m e la banca dati dei processi erosivi della Regione Toscana (Regione Toscana, 1994), oltre ai dati di uso del suolo del progetto Corine Land Cover (Regione Toscana, 1995). Le informazioni usate per stabilire le difficoltà di gestione agrotecnica del suolo (indicatore 2) sono state: pendenza, pietrosità, rocciosità, scheletro, profondità, lavorabilità e trafficabilità, rischio di inondazione. I dati di origine, oltre ai precedenti, sono quelli della banca dati delle tipologie pedologiche della provincia di Siena costruita appositamente per il progetto di zonazione.

Per gli ultimi due indicatori le banche dati sono state le precedenti, più le ortofoto AIMA a scala 1:10.000 (1987). La lunghezza e la pendenza dei vigneti sono state misurate tramite 3-7 transects per ogni poligono Corine, tracciati lungo le linee di massima pendenza dei vigneti, ed esprimendo i risultati come valore massimo e medio di pendenza dei vigneti presenti nel poligono. La saturazione olivicola e viticola del paesaggio è stata ottenuta incrociando i dati Corine di vigneto e oliveto specializzato con la banca dati dei Sistemi Territoriali (scala 1:100.000) della Regione Toscana. Quest'ultima banca dati, come le foto AIMA, sono state fornite direttamente dall'Assessorato all'Agricoltura della Regione Toscana.

Risultati e discussione

Indicatori a scala di dettaglio

Nell'arco di tempo 1965-1994 l'uso del suolo nei bacini idrografici di San Gimignano è profondamente mutato: le colture arboree specializzate, in particolare, sono aumentate di circa dieci volte, mentre le colture promiscue tradizionali sono diminuite di circa l'80%.

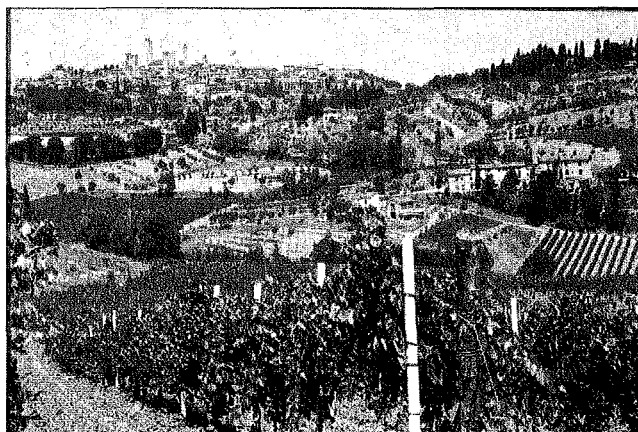


Figura 3. A sinistra, versante sud-est di San Gimignano: agroecotipi tradizionali; a destra, versante nord-ovest, agroecotipi della coltura viticola specializzata

Sempre nel periodo in questione, la tradizionale sistemazione dei campi in traverso, ("cavalcapoggio", "girapoggio") è stata quasi totalmente sostituita dalla sistemazione a rittochino, ma sono aumentate anche la sistemazione di pianura a campi larghi, a discapito della sistemazione a prode, e l'assenza di sistemazioni. Il più vistoso cambiamento nel paesaggio agricolo è la comparsa dell'agroecotipo caratterizzato da colture arboree specializzate (soprattutto vigneto) con suoli a profilo ringiovanito a causa dell'erosione antropica. In queste aree, talvolta già instabili per cause geomorfologiche, l'impianto di colture specializzate con sistemazione a rittochino e l'intenso modellamen-

to delle superfici a mezzo di sbancamenti ed arature profonde ha provocato l'affioramento del substrato pedogenetico, favorendo l'erosione superficiale ed accentuando in qualche caso la franosità. L'agroecotopo più caratteristico del "paesaggio toscano", la coltura promiscua tradizionale in collina su aree stabili, preservate dall'erosione e con suoli di buona fertilità e caratteri idrologici, è diminuito di quasi il 79%; la superficie a colture arboree specializzate sistemate a rittochino su aree instabili, con suoli soggetti all'erosione, è aumentato di circa l'800%.

La capacità d'uso dei suoli nei bacini studiati può essere considerata rappresentativa delle aree collinari prevalentemente agricole della Toscana centrale, in cui dominano condizioni di una certa difficoltà di gestione agrotecnica e di conservazione dei suoli (classe III). Passando dal 1965 al 1994 le aree a minore capacità d'uso (classe IV di capacità d'uso) sono aumentate di circa l'11% a scapito di quelle migliori (classi II e III), mentre la superficie complessiva con maggiore attitudine alla produzione di vino Vernaccia di San Gimignano di qualità superiore (classi S1 e S2) è diminuita di circa il 9% a vantaggio della classe di minor valore (S3). Da sottolineare però che alla diminuzione di attitudine non è detto che sia necessariamente corrisposta una diminuzione della qualità del vino, in quanto la gestione agrotecnica ed enologica sono certamente migliorate sensibilmente nel periodo considerato.

Infine, utilizzando le differenze di gruppo idrologico tra suoli conservati e sbancati, e applicando la metodologia del Curve Number (Borselli, 1989; Gregori *et al.*, 1999) si è evidenziato un aumento del deflusso idrico potenziale dei due bacini idrografici studiati. Tale peggioramento idrologico ha prodotto un incremento di 3,7 punti del numero medio di curva per l'intero bacino, dovuto soprattutto all'aumento delle aree con colture arboree specializzate sistemate a rittochino e delle aree erose per cause antropiche. L'applicazione del CN ad un evento meteorologico eccezionale (il nubifragio del 4 e 5 novembre 1966), ha evidenziato come lo stesso evento nelle condizioni odierne provocherebbe un incremento di deflusso diretto del 30,8%, corrispondente a circa 164.233 m³ di volume liquido in più.

Indicatori a scala di riconoscimento

Il primo degli indicatori utilizzati a livello provinciale, la relazioni tra colture e conservazione del suolo, ha evidenziato come tra le aree a coltura promiscua quelle a rischio elevato (S3) sono il 16%, diffuse soprattutto nelle aree non DOCG (Denominazione di Origine Controllata e Garantita del vino). Tali aree salgono al 26 e 28% nel caso dei vigneti ed oliveti, diffusi maggiormente nelle aree DOCG (comuni di San Gimignano, Montepulciano, Montalcino e comuni del Chianti senese).

Il secondo indicatore, le relazioni tra colture e difficoltà di gestione agrotecnica del suolo, ha evidenziato come nelle aree non DOCG è la seconda classe di difficoltà di gestione quella più frequente per le tre tipologie colturali considerate. Nelle aree DOCG invece vi è uno spostamento della distribuzione delle aree verso la terza classe per i vigneti e, in particolare, per gli oliveti, mentre la coltura mista rimane invariata. In questo caso l'indicatore mostra chiaramente come nelle aree DOCG la coltivazione si sia spinta ad investire anche aree a maggiore difficoltà e rischio di meccanizzazione (ad esempio per ribaltamento delle trattrici), e che la competizione tra viticoltura ed olivicoltura spinga questa coltura verso le aree relativamente più marginali (tab. 1).

Tabella 1. Difficoltà di gestione del suolo e diffusione colturale nelle aree DOCG e nelle altre del territorio provinciale

	Classe di difficoltà di gestione			
	S1	S2	S3	S4
Aree non DOCG	Percentuale dell'intera superficie colturale			
vigneti	8	64	26	2
oliveti	11	64	22	3
coltura mista	9	60	29	2
Aree DOCG				
vigneti	10	46	41	3
oliveti	4	38	55	3
coltura mista	9	60	29	2

Il terzo indicatore, la lunghezza degli appezzamenti, è stato applicato solo ai vigneti. Da esso risulta che in provincia di Siena prevalgano le aree con vigneti a lunghezza tra i 150 e i 300 m, ma sono presenti anche vigneti con lunghezza superiore ai 450 m, soprattutto nel comune di Montalcino. L'ultimo indicatore proposto, la saturazione viticola ed olivicola del paesaggio, mostra come il paesaggio sia maggiormente saturato dalle due colture nelle aree DOCG e dai vigneti, piuttosto che dagli oliveti, soprattutto a San Gimignano, nel Chianti e a Montalcino, mentre una situazione migliore è presente a Montepulciano. Tale risultato conferma quanto già osservato da De Ros e Falcetti (1996) e sembrerebbe sconsigliare un ulteriore ampliamento della superficie vitata in tali aree.

Nelle aree non DOCG invece sembrano esserci ampi spazi di diffusione sia della viticoltura che dell'olivicoltura (fig. 4).

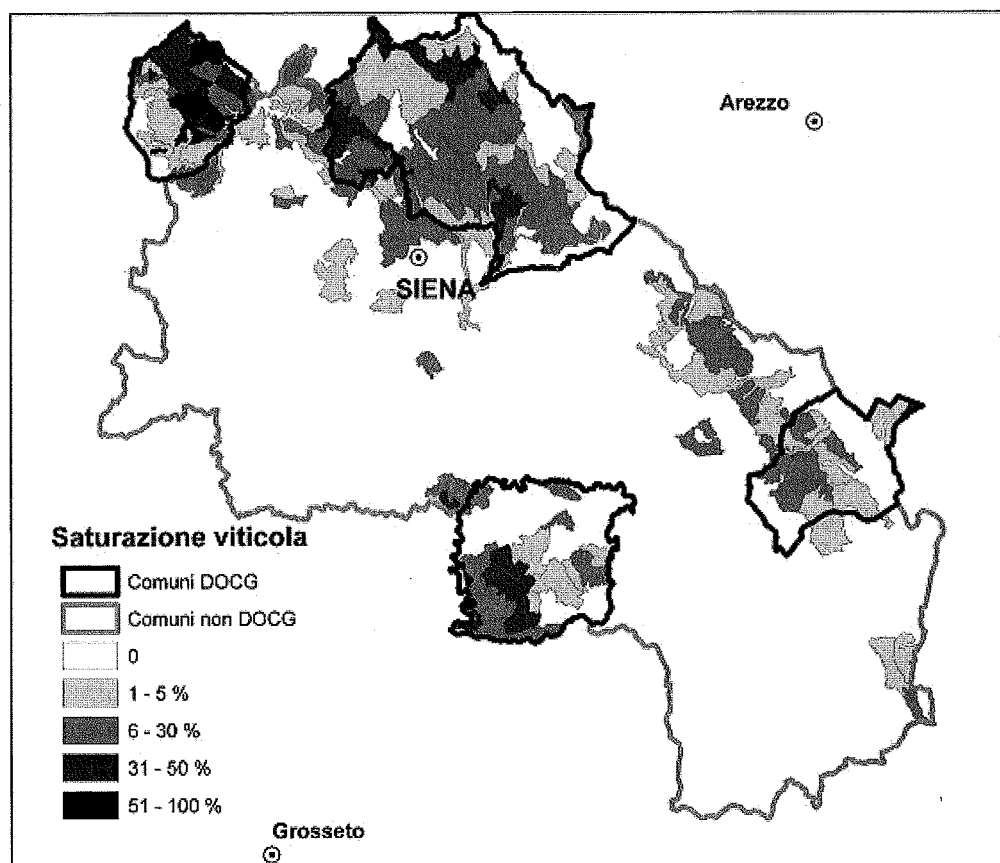


Figura 4. Saturazione viticola dei paesaggi senesi nei comuni DOCG e non DOCG

Conclusioni

Nel citato "Piano regionale per la ristrutturazione e riconversione dei vigneti" della Regione Toscana (2001) si legge che "il Regolamento C.E.E. n. 2088/85, nel periodo 1988-1995, ha consentito il reimpianto, con contributi pubblici, di 775 ettari di vigneto per la produzione di vini a D.O.

Il Regolamento C.E.E. 2081/93 ha ammesso a contributo 1.737 ettari. Le province più interessate dai finanziamenti regionali sono state Siena (19.144 miliardi di lire), Firenze (9.741) e Grosseto (2.397). Il Regolamento (C.E.) n. 950/97 ha finanziato l'impianto di oltre 1.300 ettari di vini a D.O.C. Il Regolamento (C.E.) n. 1257/1999, per trasferimenti di diritti di reimpianto in Toscana, molti dei quali con provenienza extraregionale, circa 1.700 ettari per l'impianto di vigneti per vini D.O.C. "E' riportato altresì che "circa mille produttori controllano i due terzi dei vigneti v.q.p.r.d. ed una quota ancora maggiore della relativa produzione enologica, se consideriamo l'acquisto delle uve da parte di questi ultimi". Ed ancora "in deroga, i progetti che prevedono interventi su superfici superiori a 30 ettari o comunque interventi su oltre il 30 % della superficie vitata aziendale possono essere ammessi a contributo qualora vi sia disponibilità finanziaria". I riferimenti citati indicano come la distribuzione territoriale dei vigneti e degli oliveti, e la loro concentrazione nelle aree DOCG, sia stata favorita anche dagli interventi pubblici.

Nelle ricerche svolte si è dimostrato che la diffusione della coltura specializzata, con le attuali normative ed agrotecniche, può causare un forte impatto ambientale e paesaggistico. Nel programmare i nuovi interventi a sostegno delle politiche di settore, l'intervento pubblico dovrebbe quindi prevedere sia una maggiore attenzione nella localizzazione delle colture, sia delle misure per mitigare i possibili effetti negativi. In questo senso, facendo riferimento alla realizzazione di nuovi impianti viticoli e olivicoli in coltura specializzata, alcune ipotesi di normativa o raccomandazione possono essere: i) evitare che i bacini idrografici di 2° e 3° ordine siano completamente investiti da una sola coltura, e prevedere invece la presenza di più colture, possibilmente anche erbacee e forestali, ii) evitare l'asportazione completa dell'orizzonte sottosuperficiale del suolo (orizzonte B), all'atto del livellamento della superficie che precede un nuovo impianto, iii) conformare la forma dei campi alla morfologia, in modo da limitarne il più possibile la lunghezza lungo la massima pendenza.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano l'Assessorato all'Agricoltura della Provincia di Siena e la Regione Toscana per il supporto e i materiali forniti, l'ing. Ferdinando Urbano per il prezioso aiuto fornito nell'indagine morfologica e dell'uso del suolo a scala provinciale.

Bibliografia

- BORSELLI L., 1989. Previsione dei deflussi superficiali su versante: Il metodo S.C.S. Curve Number e sua applicabilità nell'ambiente collinare italiano. CNR, Quaderni di Scienza del Suolo, II, pp 145-160.
- Costantini E.A.C., 1987. Cartografia tematica per la valutazione del territorio nell'ambito dei sistemi produttivi. Bacini dei torrenti Vergaia e Borratello: Area rappresentativa dell'ambiente di produzione del vino Vernaccia di San Gimignano (Siena). Ann. Ist. Sper. Studio e Difesa Suolo, XVIII, p.23- 74, Firenze.
- COSTANTINI E.A.C., 1992. Study of the relationships between soil suitability for vine cultivation, wine quality and soil erosion through a territorial approach. Geoökoplus, III, p. 1-14.
- DE ROS G, FALCETTI M., 1996. Breve analisi economica del Vino Nobile di Montepulciano in relazione ad altri vini a DOCG. Elementi utili ai fini della sua valorizzazione. In: "Vino Nobile di Montepulciano: zonazione e valorizzazione delle risorse naturali del territorio" a cura di F. Campostrini ed E. Costantini. Regione Toscana, Firenze, p. 15.-28.
- ESDP, 1999. European Spatial Development Perspective. [Online] consultabile su http://www.europa.eu.int/comm/regional_policy/sources/docoffic/official/reports/som_en.htm (verificato 10.10.2003).
- EUROPEAN COMMISSION, 2000. [Online] consultabile su Agenda 2000. <http://europa.eu.int/comm/agenda2000> (verificato 26.11.2003).
- GREGORI E., COSTANTINI E.A.C., GARDIN L., NAPOLI R., SULLI L., 1999. Uso integrato di GIS, database e sistemi esperti per la gestione del territorio e la conservazione del suolo. Atti del convegno: la difesa dalle alluvioni (M.Falciai e F.Preti ed.). Univ. di Firenze, pp.453-472.
- GRILLOTTI DI GIACOMO M., 1992. Una geografia per l'agricoltura. Vol. primo. Reda, Roma, pp. 367
- LULLI L., COSTANTINI E.A.C., MIRABELLA A., GIGLIOTTI A., BUCELLI P., 1989. Influenza del suolo sulla qualità della Vernaccia di San Gimignano. VigneVini, n. 1/2 :53-62.
- REGIONE TOSCANA, 1994. Aree di erosione del suolo in atto e aree inondabili. [Online] consultabile su www.provincia.siena.it/SIT/dati/tematici (verificato 1.07.2003).
- REGIONE TOSCANA, 1995. Progetto Corine Land Cover. [Online] consultabile su www.provincia.siena.it/SIT/dati/tematici (verificato 1.07.2003).
- REGIONE TOSCANA, 2001. Deliberazione Consiglio Regionale 17 gennaio 2001, n.21 "Piano regionale per la ristrutturazione e riconversione dei vigneti (art.11 del Reg.CE n.1493/99)". [Online] consultabile su www.rete.toscana.it/sett/agric/vino (verificato 1.07.2003).



IL SUOLO E LA QUALITÀ DEI PRODOTTI

Luciano Lulli

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - Firenze

Introduzione

Cercherò di dimostrare che la ricerca, quando si riferisce alla valutazione d'idoneità, è principalmente qualitativa e che solo attraverso un'indagine conoscitiva è possibile giungere a risultati certi circa la relazione tra la qualità del suolo e la qualità del prodotto.

Secondo una definizione ormai divenuta classica ed accettata da gran parte dei pedologi, *il suolo è il prodotto degli agenti naturali* (uomo compreso) *sulla roccia, in ambiente subaereo*. Da cui ne deriva un'affermazione categorica o assunto:

il suolo è un corpo naturale (il soil body della WRB).

Individuazione del corpo naturale suolo

Se si vogliono confrontare suoli diversi in un ambiente naturale, è necessario definire e delimitare i singoli suoli che insistono in un tratto di territorio, che è - in altre parole - la suddivisione in parti, attraverso la cartografia, del continuo superficiale. Suddivisione che si effettua in base a criteri soggettivi, *sensu lato*, e che consente l'individuazione dei singoli corpi di suolo.

Non è importante, infatti, in un ambiente che varia in maniera continua - sia esso naturale che antropizzato - che il limite tra suolo e suolo sia estremamente preciso; ma è importante che di qua e di là da un limite posto via sia un *dominio* sufficientemente omogeneo. Più che la precisione è necessaria la *distinzione*. Il suolo così individuato lo si colloca all'interno di un sistema di riferimento comunemente accettato che è una *classificazione* e gli si dà un *nome*, costruito in base ai caratteri misurati. Lo si *identifica*.

Per individuare un suolo i dati quantitativi sono certamente necessari, ma non sufficienti, perché questi devono essere collocati in precisi e univoci contesti che possono essere definiti soltanto riconoscendo la natura ed una precisa disposizione delle parti che compongono il suolo. Infatti, per definire un suolo, è stato necessario descriverne la natura e la distribuzione degli orizzonti che lo compongono. Natura e distribuzione delle parti definiscono la *struttura* di quell'*insieme organizzato* che chiamiamo suolo.

Nella natura del suolo è compresa anche la *forma della superficie* e la *collocazione spaziale*. Nel suolo, come noi lo intendiamo, sono inclusi anche i processi dinamici di versante. Questi processi si leggono nel suolo e fanno parte integrante dell'organizzazione del sistema. Un'informazione in più, che deriva dalla descrizione, è la *storia* del suolo: il suolo è anche un'entità che racconta di alcune delle vicissitudini trascorse ed, in modo particolare, racconta degli eventi climatici, antropici, geologici e geomorfologici che si sono succeduti nel tempo.

Ecco allora come la descrizione del suolo ed il riconoscimento sia dei processi pedologici attuali e trascorsi, sia delle possibili successioni climatiche e degli eventuali disturbi antropici o geologici, si dimostri *essenziale* per la definizione del suolo. Definizione, che è resa diagnostica dal grado di espressione dei caratteri misurati, dal momento che nelle classificazioni sono stabilite le soglie, ed i relativi limiti, entro i quali accettare o rifiutare un fenomeno evolutivo. Limiti e soglie fissati da criteri soggettivi che indicano l'appartenenza dei singoli suoli a gruppi di uguale e dominante natura evolutiva di una genesi senza genoma. Tuttavia, se non si raggiungono negli orizzonti genetici dimensioni prammatiche, il suolo è collocato in altri ambiti, limitando così, di fatto, la sua valenza genetica. Pertanto l'approccio descrittivo consente di riconoscere durante il rilevamento suoli tra loro simili al punto tale da essere definiti con lo *stesso nome*. A parità di nome deve corrispondere un simile comportamento come risposta alle sollecitazioni imposte dall'attività antropica.

Il rilevamento del suolo, infatti, definisce e delimita superfici con analoghe caratteristiche pedo-ambientali attraverso criteri che assommano e sintetizzano tutte le esperienze del rilevatore, un approccio questo decisamente *soggettivo* e *locale*, ma corroborato dal rapporto stretto e biunivoco tra associazioni o complessi di suoli e l'ambiente fisico e naturale (bios) che li include.

Così Egdar Morin "...Anche la *località* diventa una nozione fisica determinante. L'idea di località si trova necessariamente reintrodotta dalla fisica einsteiniana, per il fatto che le misure possono venire eseguite soltanto in un luogo determinato e sono realmente relative proprio alla situazione in cui vengono eseguite. Nelle scienze biologiche lo sviluppo delle discipline ecologiche mostra come gli individui singolari si sviluppino e vivano entro il conte-

sto localizzato degli ecosistemi (o anche pedoambienti NDR) E così non possiamo eliminare il singolare e il locale ricorrendo all'universale. Dobbiamo al contrario **connettere** queste nozioni...".

Il suolo come sistema complesso

E' bene ora analizzare il concetto di sistema complesso perché in questo concetto è incluso il concetto di qualità. Il suolo è un sistema complesso ed il suo comportamento esprime la sua qualità.

Esiste un genere logico che consente di affrontare il discorso sugli **insiemi** e che si chiama **sistema**. dato.

Il sistema è:

- pluralità di elementi materiali coordinati tra loro in modo da formare un complesso organico (es. un suolo);
- pluralità di elementi disposti secondo determinati criteri d'ordinamento, classificazione (es. un sistema di classificazione dei suoli).

Ogni sistema è **strutturato**.

Per **struttura** si intende il modo nel quale si associano le **parti** per costituire un **insieme**; o anche lo stato dell'organizzazione ad un momento dato. I suoli sono in questo modo **strutturati** e **organizzati**.

Il suolo sembra essere, ed in sostanza è, un oggetto nel quale regna la complessità dei fenomeni, accentuata anche dalla scarsa conoscenza delle innumerevoli e misteriose interrelazioni esistenti tra la frazione minerale e i bionti. Complessa è anche la definizione, costruita essenzialmente dall'attività logica dell'uomo, spinto dall'esigenza di mettere ordine in un continuo spaziale molto variabile. Il suolo è un **sistema complesso**.

Nel definire la complessità vi è una difficoltà di ordine semantico. Infatti, se si potesse definire la complessità in maniera chiara, ne verrebbe evidentemente che il termine non sarebbe più complesso. In ogni modo la complessità si presenta come **difficoltà** e come **incertezza**, non come **chiarezza** e come risposta. Oggi vediamo che le scienze biologiche e fisiche sono caratterizzate da una crisi della spiegazione semplice. E di conseguenza quelli che sembravano essere i residui non scientifici delle scienze umane - **l'incertezza, il disordine, la contraddizione, la pluralità, la complicazione**, ecc. - fanno oggi parte della problematica di fondo della conoscenza scientifica (Morin).

Ed è proprio la definizione di un sistema complesso ed interconnesso, aperto e chiuso, che consente l'individuazione dell'entità naturale suolo. Entità che, se bene delimitata e individuata da un nome, consente gli studi sul territorio; e che dovrebbe essere tenuta in considerazione da coloro che sono alla ricerca di **indicatori** che definiscono le zone d'origine dei prodotti. Quale migliore indicatore, infatti, se non la natura e l'organizzazione del suolo definite da un nome: il **nome** del corpo di suolo.

Il sistema suolo e la risorsa

Analizziamo ora come sia possibile passare dal concetto di suolo a quello di risorsa senza che si creino contraddizioni concettuali.

Il suolo è un sistema aperto capace di riorganizzare parti di sé in seguito ad arrivo di energia e di materia dall'ambiente esterno. Il suolo diventa un sistema chiuso nella sua organizzazione quando assume con le trasformazioni una propria struttura che tende a rimanere costante nel tempo. Dunque, secondo la seconda via alla complessità di Edgar Morin, il suolo per esistere come sistema complesso, deve essere aperto e chiuso contemporaneamente. E' aperto ai flussi di materia ed energia, ma è chiuso nella sua organizzazione.

Come sistema complesso è sede di processi che assumono intensità e direzione diverse secondo il tipo di organizzazione che gli è proprio. In questo senso ogni suolo reagisce in maniera diversificata nei confronti delle perturbazioni esterne. In questo senso il suolo, in quanto entità, si può soggettivare e valutarne un comportamento.

Lo schema che segue è il percorso logico per passare da un'unità astratta ad una realtà naturale e da questa realtà naturale al terreno inteso come risorsa. Notate che il termine suolo è più proprio del mondo naturale e il termine terreno è più proprio del mondo umano, cioè ha connotazione di risorsa.

Profilo (entità astratta)



Carta dei suoli ⇒ Entità naturale Suolo



Comportamento ⇐ Individuo complesso



Entità concreta Terreno ⇒ Risorsa

Seguiamo con due parole il percorso che abbiamo tracciato.

Il suolo di fatto non esiste. Lo costruiamo noi. Esiste una coltre d'alterazione sulle rocce emerse nella quale è insediata la vita. Questa coltre è continua e copre tutte le superfici emerse laddove esiste o è esistita la vita.

Per costruire, secondo logica, un suolo, si apre una sezione nel terreno sino a quella che noi riconosciamo come roccia o sfaticcio di roccia. Aperta la sezione, individuiamo degli strati, detti **orizzonti** perché l'osservatore li vede come strisce con andamento pressoché orizzontale. L'insieme degli orizzonti è un **profilo** bidimensionale di suolo.

La sua estensione, o terza dimensione, viene definita dal rilevamento di campagna. All'entità spaziale così definita, ed intesa come **entità naturale**, sono assegnati un simbolo ed un nome, corredati dalle proprietà; costruendo così, con la realizzazione di una mappa, un mondo di oggetti tridimensionali che chiamiamo **suoli**. Si deve tener presente che, secondo la scala del modello descrittivo, che è la carta dei suoli, possono partecipare, alle unità di mappa, uno o più suoli, che definiscono unità di paesaggio.

Il continuo superficiale, cioè il territorio, può essere allora gestito, in quanto si assegneranno ad ogni parte definita sulla mappa determinati valori che esprimono l'entità delle risposte all'uso che l'uomo fa o ne vuole fare. Si riesce così a dare ordine all'insieme dei suoli. Si riesce a formulare valutazioni di idoneità. Si riesce, infine, ad utilizzare i suoli, riconoscendone i comportamenti e ottimizzando di conseguenza gli interventi. Ed ecco concepita la risorsa suolo o **terreno**.

Il comportamento e la qualità del suolo

Le aree definite e delimitate trasposte su un modello di rappresentazione grafica o informatica, la **carta**, includono entità naturali diverse tra loro, ma simili all'interno della stessa definizione o simbolo; permettendo così i confronti tra suoli, visti nel loro aspetto integrato od olistico, come espressione d'**insieme** (il tutto) **delle parti** che li compongono. Per suoli diversi si assumono comportamenti diversi per almeno alcune delle pratiche agricole. Infatti, da ricerche effettuate in alcuni ambienti e per alcune colture, risulta una corrispondenza tra la natura del suolo e la qualità dei prodotti agricoli, sia naturali che coltivati.

Solo i comportamenti differenziati rendono credibile l'esistenza dei suoli. Differenze comportamentali che possono essere anticipate solo nel caso di una semplificazione dei caratteri dell'ambiente suolo, quali l'aridità o la dominanza di un carattere fisico o di un carattere chimico: un suolo molto argilloso o sabbioso o calcareo, consente di fare previsioni sul comportamento. Tuttavia una Terra Rossa, in genere molto argillosa (fino all'80% di argilla), può essere idonea alle colture arboree, pur avendo una dominanza di materiali estremamente fini che, in genere, conducono ad una difficile abitabilità delle radici delle piante.

Le differenze comportamentali definiscono la qualità del suolo. Qualità che è la risultante di tutte le interazioni che avvengono nel suolo e di tutte quelle al contorno. Ragione per la quale occorre pensare al suolo come un sistema complesso di cui non si possono in linea di principio anticipare le risposte comportamentali. Le risposte cioè all'attività dell'uomo.

Alcuni esempi di studi sulle relazioni tra suolo e qualità del prodotto

Gli studi sulle relazioni tra gli ambienti suolo, che in genere definiscono anche una località, e le qualità dei prodotti, sono impostati da una parte secondo un criterio di scomposizione che si esterna nella definizione e delimitazione dei singoli suoli in un paesaggio, e dall'altra secondo un criterio unificante, olistico, che consiste nel confrontare l'unità suolo nel suo insieme con la qualità del prodotto, evitando l'ulteriore semplificazione riduzionista del complesso sistema suolo. Da un lato, quindi, si evita di unificare ciò che può essere separato, i suoli all'interno di un tratto di territorio, dall'altro si evita di separare ciò che è strettamente unificato, l'individuo complesso suolo.

Tra tutte mi preme mettere in risalto alcune ricerche effettuate dalla sezione di Tecnologia del Suolo dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo del MiPAF. Anche perché più attuali e più vicine all'esperienza di chi scrive.

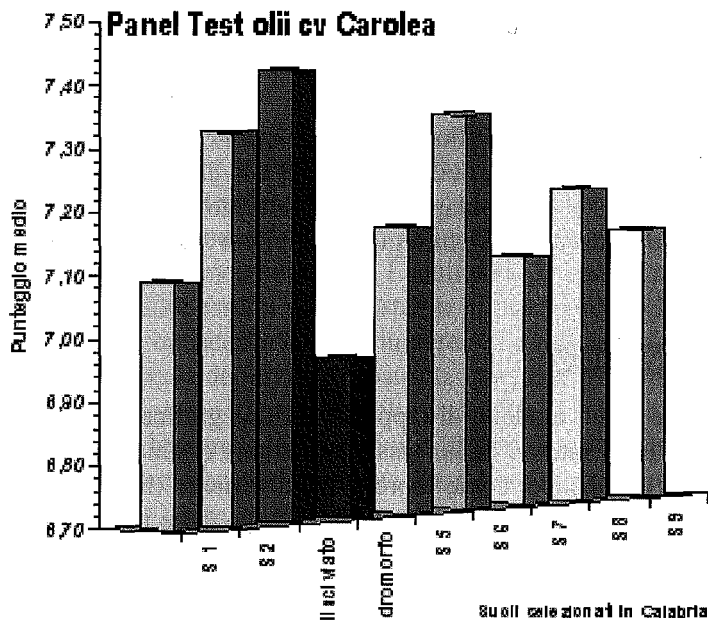
In primis la ricerca sull'olio d'oliva, non perché ha avuto risultati eclatanti, ma per il peso che la produzione olivicola ha sull'economia agricola mediterranea.

Lo studio è stato effettuato in un tratto della regione Calabria sulla cultivar Carolea che, per la sua diffusione, garantisce la possibilità di trovare oliveti sullo stesso suolo in località diverse e consentire così il numero elevato di ripetizioni per rendere la prova certa. Con la cartografia del territorio è stata garantita l'uniformità delle ripetizioni e di conseguenza la validità dei confronti. Lo studio si presentava difficile per l'adattabilità del bionte olivo a terreni e ambienti climatici diversi, in ogni caso mediterranei.

Tutte le ipotesi di confronti sono fallite, come è accaduto ad altri in altri ambienti, ma una cosa è emersa: il ristagno di acqua in profondità deprime la qualità dell'olio di alcuni caratteri valutati dai panel gustativi (fig. 1),

la qual cosa è emersa anche durante la visita ad alcuni oliveti organizzata da Costantini durante questo convegno SISS.

Altro andamento ha avuto lo studio sulla patata in quel della Sila. I terreni hanno una discreta fertilità che dipende dalla presenza di materiali amorfi minerali ed organici, resi persistenti dalla natura vetrosa di parte della frazione minerale, e da un clima favorevole. Da queste ricerche emerge che esistono differenze significative tra le serie di suoli, sia nel numero di interventi irrigui necessari per una produzione redditizia, sia in alcune qualità organolettiche e merceologiche dei tuberi.



	S1	S2	Ischiato	Idromorfo	S5	S6	S7	S8	S9
Series 1	7,08	7,32	7,41	6,95	7,15	7,32	7,08	7,19	7,12

Figura 1.

Punteggio finale del Panel test per gli oli del suolo idromorfo (in nero) e di quello dei terrazzi (in grigio scuro) che indica un deprezzamento della qualità dell'olio nei suoli con ristagno d'acqua in profondità rispetto ai suoli ben drenati dei terrazzi sulle conoidi, che raggiungono i valori più alti.

Analisi effettuate dal dott. Perri dell'Istituto Sperimentale di Olivicoltura del MiPAF

Considerazioni conclusive

Che questo modo di fare ricerca sia corretto, anche se si basa soprattutto su aspetti descrittivi del suolo e delle forme, in un'uniformità di clima e di intervento antropico, lo dimostra il fatto che, tutte le volte che ci siamo cimentati in queste prove, e qualunque sia stato il prodotto indagato, si sono avute sempre delle risposte certe. Lo conferma anche il consenso ottenuto dagli utilizzatori, i quali hanno dichiarato che le affermazioni da noi fatte corrispondono ai comportamenti reali delle piante o dei tuberi.

Risposte certe dunque, anche se non previste a priori; proprio perché, nelle relazioni tra suolo e qualità dei prodotti è importante l'impostazione iniziale che tiene conto della necessità umana di ottenere prodotti che soddisfino particolari esigenze, quali il gusto.

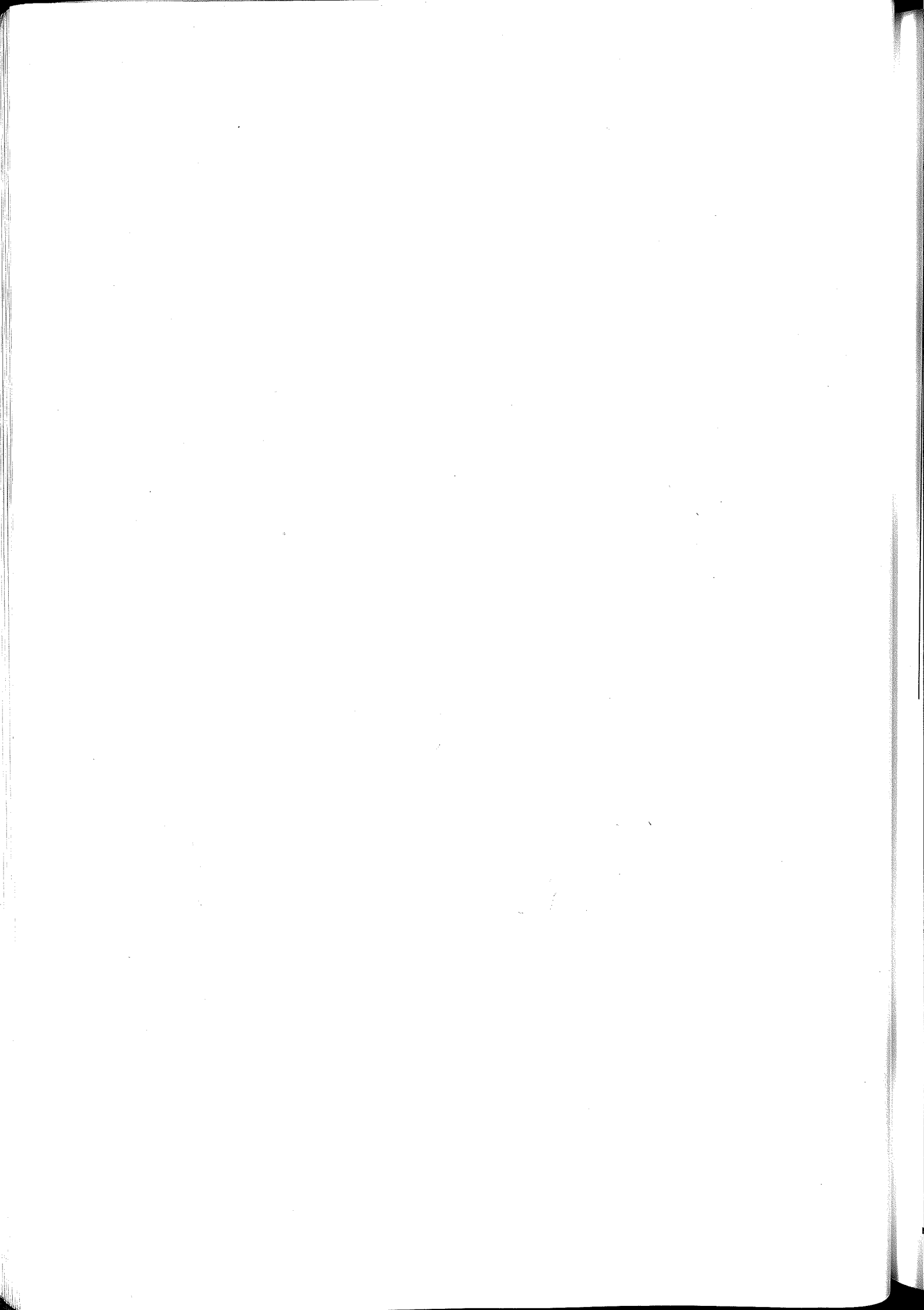
In attesa dello sviluppo delle matematiche qualitative e della progressione della geostatistica nella direzione che abbiamo cercato di dimostrare, la via da noi percorsa sino ad ora sembra soddisfare ed essere allineata alla teoria che vede il suolo come sistema, aperto sì alle influenze dei fattori esterni, ma chiuso nella sua organizzazione.

Bibliografia

- AA.VV., 1990. Conoscenza e complessità. Ed. Theoria, Roma-Napoli, pg. 208.
- AA.VV., 1992. Il pensiero eccentrico. Volontà, n. 4/91-1/92, pg. 288.
- CARUSO A.M., GUALTIERI A., LULLI L., VECCHIO G., 2001. Definizione e studio di aree vocate alla produzione di olio d'oliva di qualità in funzione della sostenibilità della risorsa. ARSSA, Cosenza, pg. 41.
- CARUSO A.M., GUALTIERI A., LULLI L., VECCHIO G., Primi risultati sulle possibili relazioni suolo-qualità dei tuberi di patata (Altopiano della Sila - Calabria). In stampa.
- DELATTRE P., 1982. Teoria dei sistemi ed epistemologia. Metodi e concetti utilizzati nelle diverse discipline scientifiche. Einaudi/Nodi 5, Torino, pg. 96.
- LERNER D. a cura di, 1971. Qualità e quantità e altre categorie della scienza. Universale scientifica Boringhieri, Torino, pg. 268.
- LORCH E.R. a cura di, 1976. La qualità. Il Mulino/Seminari Interdisciplinari di Venezia, Bologna, pg. 424.
- MORIN E., 1989. Il Metodo. Ordine disordine organizzazione. Feltrinelli/Idee, Milano, pg. 216.
- MORIN E., 1993. Introduzione al pensiero complesso. Gli strumenti per affrontare la sfida della complessità. Sterling & Kupfer, Piacenza, pg. 122.



Commissione I
Fisica del suolo



UTILIZZO DEI PARAMETRI DI FLUSSO SATURO NELLA VALUTAZIONE DELLA SUSCETTIBILITÀ DEI SUOLI DI DEGRADAZIONE STRUTTURALE

Roberto Aringhieri

CNR, Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (ISE), Sezione di Chimica del Suolo, Area della Ricerca
Via G. Moruzzi 1, 56124 Pisa - roberto.aringhieri@ise.cnr.it

Abstract

The present work deals with possible relationships between saturated flow parameters and microstructure characteristics of different soils to obtain indications about their potential susceptibility to physical degradation. The results show a close correlation between the maximum contribution to the soil microporosity and the specific surface area. Also, the saturated hydraulic conductivity of the soil correlates well with either microstructure parameters or the amount of clay present in the soil. The observance of the Darcy's law during the flow process indicates structural stability, even though soil degradation had occurred at different extent. The flow in soils susceptible of further degradation cannot be described by Darcy's equation. In these cases the flow process can be characterized by two parameters (K_{sat}° and α) according to the model proposed by Aringhieri and Capurro (1994), where K_{sat}° represents the hydraulic conductivity at the beginning of the flow, and α its rate constant. The higher α , the higher is the tendency of the soil to modify its structural arrangement under particular hydrological conditions. An useful index of the susceptibility of the soil to physical degradation could therefore be represented by the ratio K_{sat}°/α .

Key words: saturated flow, hydraulic conductivity, microstructure, structural degradation.

Riassunto

Il presente lavoro tratta di una indagine volta a verificare l'esistenza di possibili relazioni tra i parametri di flusso saturo di suoli differenti, ed alcuni parametri che ne caratterizzano la microstruttura, per una possibile valutazione circa la loro potenziale suscettibilità di degradazione fisica. I risultati ottenuti mostrano una stretta correlazione tra il massimo contributo alla microporosità del suolo e l'area superficiale specifica. Inoltre, la conducibilità idraulica del suolo (K_{sat} o K_{sat}°) risulta ben correlata sia ai parametri microstrutturali che alla percentuale di argilla presente. Dai risultati ottenuti è possibile evincere che l'osservanza della legge di Darcy è indice di stabilità strutturale sebbene il suolo possa essere stato soggetto di maggiore o minore degradazione, come è possibile valutare comparativamente dai valori di K_{sat}°/α . Il processo di flusso in suoli che sono suscettibili di ulteriore degradazione fisica non può essere descritto dalla legge di Darcy, ed è invece caratterizzato dai parametri K_{sat}° ed α secondo un modello già proposto (Aringhieri e Capurro, 1994). Per questi suoli, maggiore risulta il valore di α maggiore è la loro tendenza a modificare il loro assetto strutturale sotto determinate condizioni idrologiche. In questi casi un indice utile per la valutazione della suscettibilità dei suoli di degradazione strutturale potrebbe essere quindi rappresentato dal rapporto K_{sat}°/α .

Parole chiave: flusso saturo, conducibilità idraulica, microstruttura, degradazione strutturale.

Introduzione

In lavori precedenti è stato proposto un modello di flusso saturo capace di descrivere il drenaggio di soluzioni attraverso colonne di terreno, o di sistemi colloidali diversi, in presenza di modificazioni strutturali della matrice solida (Aringhieri e Capurro, 1994; Aringhieri e Giachetti, 2001). Le equazioni fondamentali che caratterizzano il modello di flusso in caso di deviazione dalla legge di Darcy, e cioè in presenza di variazioni nella permeabilità del sistema, sono le seguenti:

$$dQ/dt = (dQ/dt)_{t=0} e^{-\alpha t} \quad (1)$$

$$Q = (A \Delta H/L) K_{sat}^{\circ} (1 - e^{-\alpha t}) / \alpha \quad (2)$$

$$dQ/dt = (A \Delta H/L) K_{sat}^{\circ} e^{-\alpha t} \quad (3)$$

$$\ln (dQ/dt) = \ln \{ (A \Delta H/L) K_{sat}^{\circ} \} - \alpha t \quad (4)$$

dove Q rappresenta il volume (cm^3) di soluzione effluente attraverso una colonna di terreno di lunghezza L (cm), avente una sezione di A (cm^2); (dQ/dt) la sua derivata; $(dQ/dt)_{t=0}$ la funzione derivata all'inizio della percolazione; ΔH (cm) la caduta del potenziale idraulico, mantenuta costante durante la percolazione; K_{sat}° (cm h^{-1}) la conducibilità idraulica satura iniziale; t (h) il tempo di percolazione; α (h^{-1}) rappresenta la costante di velocità del processo di flus-

so, e quantifica la suscettibilità del sistema poroso (il suolo, nel nostro caso) di modificare il suo arrangiamento strutturale iniziale. Quest'ultimo parametro risulta quindi strettamente legato alla velocità con cui si verificano variazioni strutturali nel sistema (espansione e/o dispersione colloidale) durante la percolazione. Inoltre, se si considera un breve intervallo di tempo ($t \rightarrow 0$), o in assenza di modificazioni strutturali del sistema ($\alpha = 0$), l'Eq. 3 si riconduce alla classica equazione di Darcy. Secondo questo modello, in presenza di modificazioni strutturali della matrice solida durante il processo di flusso, la permeabilità intrinseca del sistema, k , varia secondo l'equazione esponenziale seguente:

$$k = k^{\circ} e^{-\alpha t} \quad (5)$$

ed è possibile calcolarla sostituendo l'appropriata espressione per K°_{sat} nell'Eq. 3:

$$K^{\circ}_{sat} = k^{\circ} (\rho g / \eta) \quad (6)$$

(Iwata *et al.* 1995), ottenendo così l'espressione :

$$(dQ/dt) = (A \Delta H/L) (\rho g / \eta) k^{\circ} e^{-\alpha t} \quad (7)$$

dove ρ rappresenta la densità della soluzione effluente; η la sua viscosità; g l'accelerazione di gravità, e k° la permeabilità intrinseca all'inizio del drenaggio (Aringhieri e Giachetti, 2001).

I parametri di flusso saturo che sono stati presi in considerazione sono quindi: a) la conducibilità idraulica satura K_{sat} in caso di osservanza della legge di Darcy; b) la conducibilità idraulica all'inizio del drenaggio K°_{sat} e la costante di velocità α , in caso di deviazione dalla legge di Darcy. I parametri che caratterizzano la microstruttura dei suoli che sono stati presi in considerazione sono l'area superficiale specifica (ASS) e la distribuzione differenziale della grandezza dei pori, che evidenzia il massimo contributo alla microporosità totale del sistema (v_p) da parte di pori di raggio effettivo (r_p) di circa 20Å, cioè: $[(\Delta v_p / \Delta r_p)_{max} = (\Delta v_p / \Delta r_p)_{20\text{\AA}}]$ (Aringhieri, 2003).

Lo scopo di questo lavoro è stato quindi quello di correlare tra loro le proprietà di flusso saturo di suoli differenti ed i parametri che ne caratterizzano la microstruttura, valutando altresì la possibilità di utilizzare tale correlazione al fine di ottenere indicazioni sulla loro potenziale suscettibilità di degradazione fisica.

Materiali e metodi

I suoli impiegati per questa indagine sono stati collezionati lungo la fascia costiera toscana compresa tra le province di Pisa e Grosseto, selezionati in base alla loro diversa composizione chimico-fisica e granulometrica. L'area superficiale specifica (ASS) e la distribuzione differenziale della grandezza dei pori, $[(\Delta v_p / \Delta r_p) = f(r_p)]$ dove v_p rappresenta il volume dei pori di raggio effettivo r_p , sono state ottenute dalle isoterme di adsorbimento e desorbimento di azoto effettuate alla temperatura di -196°C , sui campioni preventivamente degasati sotto vuoto alla temperatura di 105°C . Per questo si è utilizzato una strumentazione gas-volumetrica della C. Erba Instruments (Sorptomatic mod. 1900). Le isoterme sono state quindi elaborate per la determinazione dell'area superficiale specifica e della distribuzione della grandezza dei pori secondo l'equazione di Brunauer *et al.* (1938), e di Kelvin rispettivamente (Gregg e Sing, 1967; Lowell, 1979).

L'indice di stabilità di struttura dei suoli (ISS) è stato determinato secondo il metodo di Malquori e Cecconi (1962) modificato da Rotini *et al.* (1975).

La caratterizzazione del processo di flusso è stata fatta mediante esperimenti su colonna. Le colonne, del diametro di 2.3 cm e di 11.5 cm di altezza, sono state riempite con 40 g di terreno contenente il 10 % di sabbia di quarzo alla densità media apparente di circa 1.43 g cm^{-3} . Uno strato di sabbia di quarzo veniva posto alla base ed alla sommità della colonna di terreno allo scopo di minimizzare il disturbo superficiale durante il flusso. Le colonne venivano quindi saturate dal basso con una soluzione a SAR 10 e concentrazione 0.01 N, questo per mantenere la conducibilità elettrica del sistema approssimativamente costante e limitare eventuali fenomeni di idrolisi delle argille (Aringhieri e Giachetti, 2001), e liscivate con la stessa soluzione misurando quindi il volume effluente in funzione del tempo. Il gradiente idraulico fu approssimativamente lo stesso per tutte le colonne di terreno ($\Delta H/L = 1.48 \pm 0.15$) e mantenuto costante durante il processo di flusso. In caso di linearità della funzione $Q = f(t)$ si calcolava la conducibilità idraulica satura del sistema (K_{sat}) secondo l'equazione di Darcy. In caso di non linearità della funzione le curve ottenute venivano elaborate secondo il modello proposto (Aringhieri e Capurro, 1994) e successivamente applicato anche a sistemi porosi diversi (Aringhieri e Giachetti, 2001), che permette di caratterizzare il processo di flusso saturo mediante i parametri K°_{sat} ed α .

Risultati e discussione

In tabella 1 sono riportate alcune caratteristiche dei suoli impiegati per questa indagine. La caratteristica principale che distingue inequivocabilmente i suoli selezionati è la loro diversa distribuzione della grandezza delle particelle (composizione granulometrica).

Tabella 1. Alcune caratteristiche chimiche e fisiche dei suoli impiegati

Suolo	Sabbia (%)	Limo	Argilla	CSC (meq/100 g)	S.O. (%)	CaCO ₃ (%)	PH	C.E. (sD m ⁻¹)
Pian d'Alma	83.1	7.7	9.2	8.3	0.93	*****	7.2	0.11
S. Piero (torretta)	66	18.5	15.5	11.5	1.09	8.7	7.9	0.15
Principina	44.2	34.7	21.1	16.3	1.86	13.8	8.1	0.35
La Foce (biancane)	19.7	35.8	44.5	14.2	0.92	16.3	8.2	0.57

Le seguenti figure 1 e 2 mostrano le relazioni tra volume effluente e tempo di percolazione per i quattro suoli considerati.

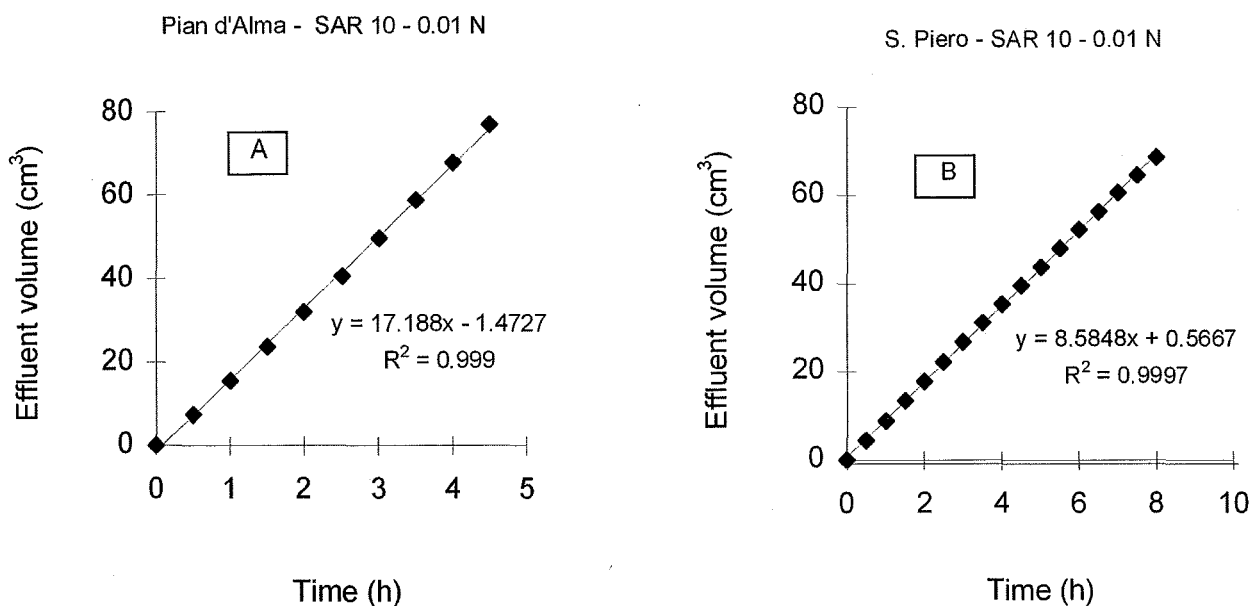


Figura 1. Relazione tra volume effluente e tempo di percolazione per i suoli Pian d'Alma (A) e S. Piero (B)

E' possibile osservare una relazione lineare, e quindi l'osservanza della legge di Darcy, per i suoli Pian d'Alma, e S. Piero (Torretta). Per questi suoli il processo di flusso è caratterizzato dalla loro conducibilità idraulica K_{sat} . Una tendenza alla diminuzione del flusso durante la percolazione si osserva invece per i suoli Principina e La Foce. In questo caso il processo di flusso è caratterizzato dai parametri K_{sat}^o ed α , secondo il modello proposto. I valori associati a questi parametri sono riportati in tabella 2, unitamente ai parametri di microstruttura ed al loro indice di stabilità strutturale (ISS).

Tabella 2. Parametri che caratterizzano la microstruttura ed il flusso saturo dei suoli

	Parametri di microstruttura			ISS	Parametri di flusso			
	ASS (m ² g ⁻¹)	(r_p) (Å)	($\Delta v_p / \Delta r_p$) _{max} 10 ⁴ (cm ³ g ⁻¹ Å ⁻¹)		K_{sat} (cm h ⁻¹)	K_{sat}^o (cm h ⁻¹)	α 10 ² (h ⁻¹)	K_{sat}^o / α (cm)
Pian d'Alma	5.3	20.1	2.9	5.1	3.07	3.07	0.00	****
S. Piero (torretta)	9.5	20.5	7.1	1.4	1.46	1.46	0.00	****
Principina	16.5	20.1	12.1	1.1	f(t)	0.18	0.70	25.7
La Foce (biancane)	30.7	19.5	21.5	0.4	f(t)	0.03	0.15	20.0

I risultati riportati in tabella 2 mostrano, per tutti e quattro i suoli, che il massimo contributo alla loro microporosità è per lo più costituito da pori di raggio effettivo di circa 20 Å. Pori, questi, che si ritrovano essenzialmente nella frazione più fine del suolo, come è possibile osservare dalla composizione granulometrica riportata in tabella 1, e che maggiormente contribuiscono all'area superficiale totale del sistema. In tabella 2 è infatti possibile notare una stretta correlazione lineare tra il massimo contributo alla microporosità, $(\Delta v_p / \Delta r_p)_{\max}$, e la superficie specifica dei suoli (ASS). In Figura 3 sono riportate le variazioni della conducibilità idraulica saturata (K_{sat} , o K°_{sat}) in funzione del massimo contributo alla microporosità del sistema, dell'area superficiale specifica, e del contenuto di argilla del suolo.

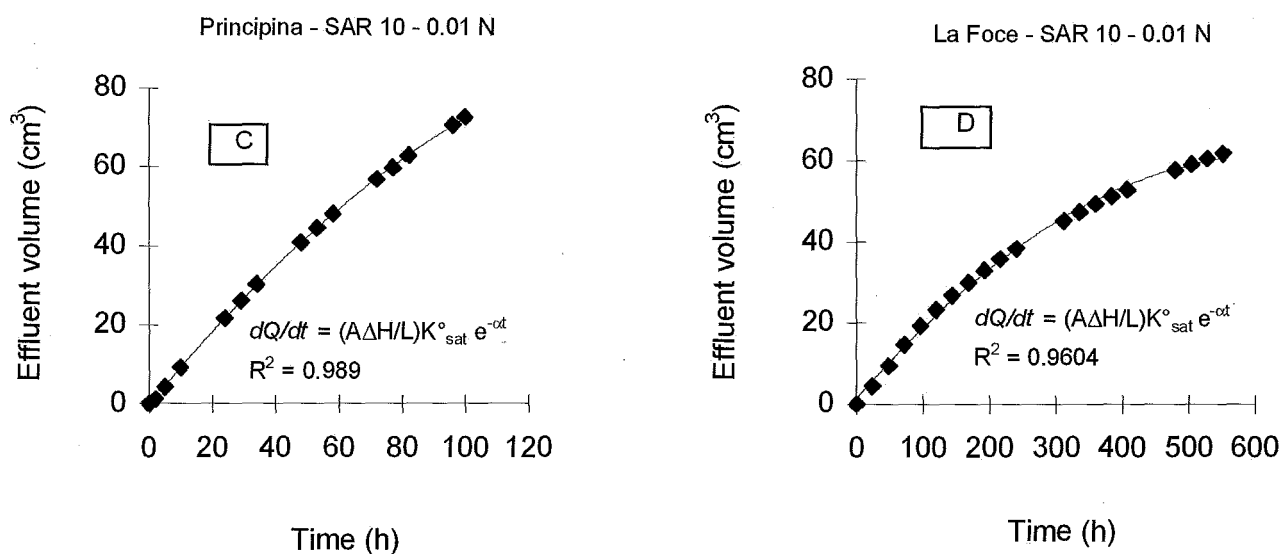


Figura 2. Relazione tra volume effluente e tempo di percolazione per i suoli Principina (C) e La Foce (D)

Dall'osservazione delle relazioni esistenti tra i parametri di flusso saturo e la microstruttura dei suoli è quindi possibile affermare che per i primi due suoli, che presentano il più basso contenuto di frazione più fine, non si verificano modificazioni strutturali durante il processo di flusso. L'osservanza della legge di Darcy, in questo caso, sembra essere dovuta al fatto che i due suoli non sono più suscettibili di ulteriore degradazione, e che il suolo Pian d'Alma risulta avere subito un maggiore deterioramento della struttura rispetto al suolo S. Piero (Torretta), come è possibile valutare comparativamente dai valori di K_{sat} (3.07, e 1.46 cm h⁻¹, rispettivamente). Valori più elevati dell'indice di stabilità strutturale non stanno quindi ad indicare la presenza di una qualche forma di struttura stabile, ma piuttosto la presenza di un sistema non più suscettibile di ulteriore degradazione, o la cui evoluzione sia estremamente lenta.

I suoli Principina e La Foce sono invece soggetti a modificare il loro arrangiamento strutturale durante il drenaggio. I valori di K°_{sat} per questi suoli indicano una struttura iniziale che ha già subito un maggiore deterioramento per il suolo Principina rispetto al suolo La Foce (0.18, e 0.03 cm h⁻¹), e che inoltre tende a degradare più rapidamente di quest'ultimo, come si evince dai valori di α (0.70×10^{-2} , e 0.15×10^{-2} h⁻¹, rispettivamente). Il più alto valore iniziale della conducibilità idraulica osservato per il suolo Principina, rispetto al suolo La Foce, concorda infatti con il maggior contenuto in sabbia del primo, che presenta inoltre un sistema colloidale maggiormente tendente verso una ulteriore degradazione fisica. Ciò può essere attribuito sia alla diversa natura del sistema colloidale, che al suo stato fisico, vale a dire che può presentarsi in una fase più o meno dispersa. In presenza quindi di modificazioni strutturali della matrice solida il rapporto K°_{sat}/α potrebbe rappresentare un valido indice di suscettibilità di degradazione fisica del suolo. Maggiore è questo rapporto, unitamente ad un più elevato valore di α , maggiore sarà la tendenza del suolo verso un'ulteriore e più rapida degradazione della struttura, sotto determinate condizioni idrologiche.

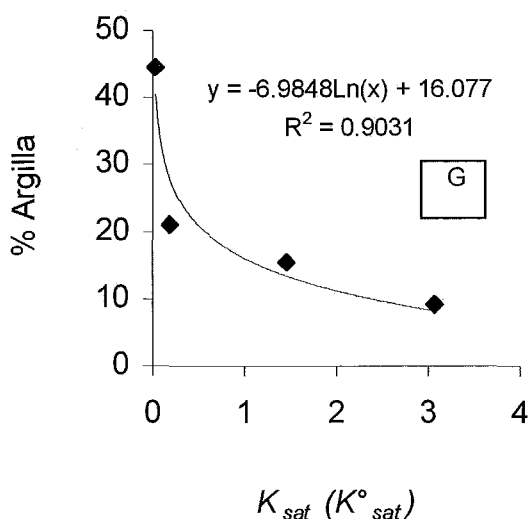
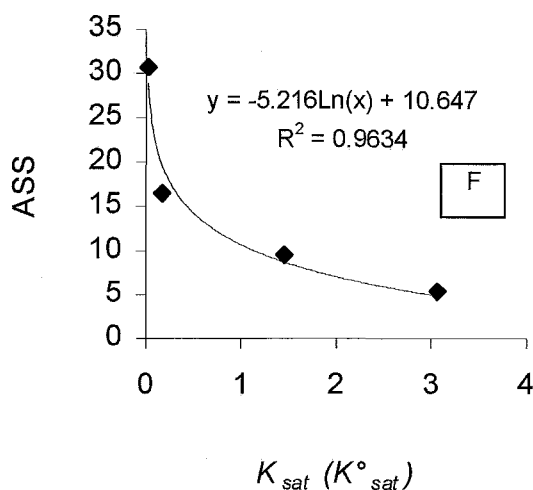
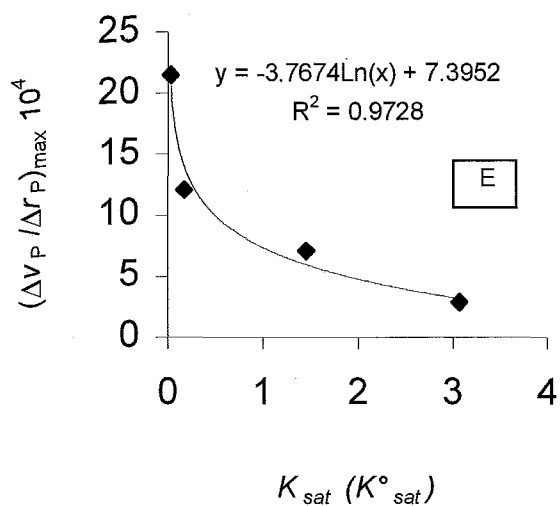


Figura 3. Variazione della conducibilità idraulica dei suoli in funzione della loro distribuzione della porosità (E), dell'area superficiale specifica (F), e della percentuale di argilla (G)

Ringraziamenti

L'autore ringrazia il Sig. Giachetti Mauro per la preziosa collaborazione tecnica, ed il Sig. Lucchesi Sergio per la realizzazione della presentazione in Power Point.

Bibliografia

- ARINGHIERI R., CAPURRO M., 1994. Evaluating saturated hydraulic conductivity of a soil in laboratory investigations: an empirical model. *Soil Sci.*, 157: 77-83.
- ARINGHIERI R., GIACHETTI M., 2001. Effect of sodium adsorption ratio on the saturated hydraulic conductivity of clay-sand mixtures. *Europ. J. Soil Sci.*, 52: 449-458.
- ARINGHIERI R., 2003. Microporosity characteristics of some natural clay minerals and soils. Euroclay 2003, (in fase di stesura), Modena (Italy), June 22-26.
- BRUNAUER S., EMMET P.H., TELLER E., 1938. Adsorption of gases in multimolecular layers. *J. Amer. Chem. Soc.*, 60: 309-319.
- GREGG S.J., SING K.S.W., 1967. Adsorption surface area and porosity. Academic Press, London & New York.
- IWATA S., TABUCHI T., WARKENTIN B.P., 1995. Soil-water interactions: mechanisms and applications. 2nd ed. rev. and expanded. Marcel Dekker, Inc., New York.
- LOWELL S., 1979. Introduction to powder surface area. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- MALQUORI A., CECONI S., 1962. Determinazione seriale dell'indice di struttura del terreno. *Agrochimica*, 6: 199.
- ROTTINI O.T., RIFFALDI R., POGGIO G., 1975. La determinazione della stabilità di struttura del terreno. *Agrochimica*, 19: 119.

CAMPIONAMENTO A DUE FASI CON IMPIEGO DI VARIABILI AUSILIARIE E STIMATORI DI REGRESSIONE PER LA STIMA DI VARIABILI FISICHE IN UNITÀ DI SUOLO DELINEATE NELLA CARTOGRAFIA PEDOLOGICA

Gilberto Bragato

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante SOP di Gorizia
Via Trieste 23, Gorizia - Italy

Abstract

The analytical determination of various soil physical properties is so time-consuming and expensive to limit their use as reference properties for mapping units of semi-detailed and detailed soil maps. The two-phase, model-assisted sampling strategy may help to overcome this drawback increasing the accuracy of statistical estimates while limiting analytical costs. The two-phase sampling approach is useful when an approximately linear correlation exists between the target variable and an easily measurable auxiliary variable. In the first phase, the auxiliary variable is determined in a relatively large number of randomly selected points. In the second phase, which can be also concomitant with the first one, a sub-sample of the same locations is randomly selected and the target variable measured. The two-phase sampling design was tested in three soil units of the Verteneglio-Brtonigla area (Istria, Croatia) that are widely involved in wine production. In the first phase, 20 locations per soil unit were selected and submitted to ring infiltrometer measurements in the field. Half of them were selected in the second phase. Undisturbed soil samples were collected and their saturated hydraulic conductivity was measured in the laboratory. The regression of auxiliary variable to target variable was applied to the data of the two-phase sampling and the results – expressed in terms of sampling mean and variance of the mean – were ultimately compared with those obtained using the simple random sampling strategy. The model-assisted strategy was able to increase the accuracy of estimation in the soil units where a fairly good correlation was found between target and auxiliary variable.

Riassunto

L'onerosità di determinazione di molte proprietà fisiche restringe il numero delle misure attuabili, limitandone già alla scala di semidettaglio l'impiego quali parametri quantitativi a corredo delle cartografie pedologiche. Un metodo per migliorare l'accuratezza con contemporaneo contenimento dei costi è quello del campionamento a due fasi assistito dal modello di regressione. Questa strategia si applica in presenza di una correlazione approssimativamente lineare tra la variabile di studio (variabile obiettivo) e una variabile di più facile determinazione (variabile ausiliaria). La prima fase di campionamento consiste allora nella misurazione della variabile ausiliaria in un numero relativamente elevato di punti, adottando un campionamento di tipo probabilistico. Nella seconda fase, che può essere anche simultanea alla prima, si misura la variabile obiettivo in un sottocampione dei punti della prima fase. Il disegno di campionamento a due fasi è stato testato nell'area viticola del Comune Verteneglio-Brtonigla (Istria croata). Sono state selezionate le tre unità di suolo maggiormente interessate dalla viticoltura. Seguendo un disegno di campionamento casuale semplice sono state poi selezionate 20 località per ciascuna unità di suolo. Nella prima fase sono state effettuate misure infiltrometriche. Nella seconda fase è stata scelta la metà delle località della prima fase e su campioni indisturbati si è misurata la conducibilità idraulica satura. Media e varianza della media basate sul campionamento casuale semplice sono state confrontate con le medesime misure ricavate applicando il modello di regressione: questi incrementa l'accuratezza di stima riducendo soprattutto la varianza della media con l'aumentare della correlazione tra variabile obiettivo e variabile ausiliaria.

Parole chiave: campionamento a due fasi, campionamento casuale semplice, conducibilità idraulica, infiltrometria

Introduzione

La discretizzazione del territorio fatta nei rilevamenti per la cartografie pedologiche pone il problema dell'accuratezza delle misure statistiche (media, varianza della media, ecc.) impiegate per la caratterizzazione nelle unità di suolo delineate. Le spese richieste dal rilevamento limitano il numero di osservazioni effettuabili in ogni unità e spesso rischiano di essere distorte a causa della localizzazione non casuale dei profili di riferimento, da cui i dati quantitativi sono ricavati. Il problema ha ricadute dirette sulla produzione cartografica quando le misure statistiche debbano essere impiegate per discriminare le unità di suolo ai fini di una valutazione attitudinale o di risposta d'uso del territorio. La carta dei suoli rappresenta però una buona base informativa per l'adozione di disegni di campionamento casuali che garantiscano misure statistiche non distorte di proprietà che vengono misurate in un momento successivo al rilevamento per l'elaborazione cartografica. Nonostante questo, l'onerosità di determinazione di molte proprietà fisiche riduce anche la precisione di stima che il campionamento casuale può assicurare. Una strategia capace di migliorare l'informazione statistica in un ottica di contenimento dei costi è rappresentata dal campionamento a due fasi accompagnato dall'uso di stimatori di regressione. L'obiettivo del presente lavoro è di descrivere le peculiarità dell'approccio e di presentare un caso di studio che ne sintetizzi l'utilità d'impiego.

Teoria

Data una popolazione di osservazioni di cui siano disponibili le informazioni riguardanti una data variabile X , denominata variabile ausiliaria, gli stimatori di regressione sono in grado di migliorare le misure statistiche di una variabile obiettivo Y , non determinabile in tutta la popolazione, qualora essa sia in qualche modo correlata linearmente con la variabile ausiliaria. Nel caso del campionamento casuale semplice la media \bar{Y} e la varianza della media $v(\bar{Y})$ nella popolazione d'interesse sono stimate dalla media campionaria

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i \tag{1}$$

e dalla varianza della media campionaria

$$v(\bar{y}) = \frac{S_y^2}{n} \tag{2}$$

dove n sono gli elementi del campione, y_i le osservazioni elementari e

$$S_y^2 = \frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \tag{3}$$

la varianza campionaria di Y . Le equazioni sopra riportate si basano sull'assunto che gli elementi della popolazione abbiano tutti la medesima probabilità π di essere inclusi nel campione e le statistiche campionarie vengono anche denominate stimatori π (Särndal *et al.*, 1992).

Avendo a disposizione la variabile ausiliaria X , la media \bar{Y} può essere alternativamente calcolata con lo stimatore di regressione

$$\bar{y}_{Lr} = \bar{y} + b(\bar{X} - \bar{x}) \tag{4}$$

dove \bar{X} è la media vera della variabile ausiliaria, \bar{x} è la sua media campionaria, stimata nei medesimi punti della variabile obiettivo, e b è lo stimatore del coefficiente di regressione del modello adattato alla dispersione campionaria (y_i, x_i). In pratica, lo stimatore di regressione della media è funzione lineare dello stimatore π di \bar{Y} (equazione [1]) e corretto da un termine proporzionale alla differenza tra media vera e media stimata della variabile ausiliaria.

Lo stimatore della varianza ricavato dalla regressione sulla variabile ausiliaria non è necessariamente lineare e il suo valore viene approssimato mediante una linearizzazione di Taylor (Särndal *et al.*, 1992). Se il campionamento casuale semplice è senza ripetizione, lo stimatore di regressione della varianza della media è approssimato da

$$v(\bar{y}_{Lr}) \cong \frac{S_{es}^2}{n} \tag{5}$$

dove S_{es}^2 è la varianza stimata dei residui della regressione. Se il modello descrive abbastanza bene la dispersione campionaria, lo stimatore di regressione abbassa sensibilmente la varianza della media, garantendo nello stesso tempo stime non distorte.

Va sottolineato che l'uso degli stimatore di regressione non richiede che il modello di regressione sia "vero", cioè descriva correttamente un qualche processo che abbia generato i dati della popolazione in esame. Il suo ruolo è più semplicemente quello di stimare il coefficiente di regressione e la varianza dei residui per inserirli nello stimatore di regressione e migliorare l'accuratezza della stima. Proprio per questo si parla di procedura assistita da modello anziché dipendente da esso.

Gli stimatori di regressione non sono tuttavia applicabili ai dati usualmente prodotti negli studi territoriali proprio perché richiedono una conoscenza completa della variabile ausiliaria in tutta l'area d'indagine. Essi possono però essere adottati quando si effettui un campionamento a due fasi. Nella prima fase si determina la variabile ausiliaria in un numero relativamente elevato di località. Le località selezionate costituiranno la popolazione dalla quale ricavare il subcampione su cui determinare la variabile obiettivo, che verrà campionata nella seconda fase.

Il campionamento a due fasi è interessante quando la variabile ausiliaria è meno onerosa che quella obiettivo. Se si conoscono i costi analitici ed è possibile preventivare il coefficiente di correlazione r tra le variabili, si può calcolare il rapporto tra numero di osservazioni della prima e della seconda fase attraverso la relazione (Cochran, 1977, p. 34)

$$\frac{n}{n'} = \sqrt{\frac{c_x (1-r^2)}{c_y r^2}} \quad (6)$$

dove n' e n sono rispettivamente le osservazioni della prima e della seconda fase, mentre c_x e c_y sono i costi di determinazione della variabile ausiliaria e della variabile obiettivo.

Da un punto di vista formale, lo stimatore di regressione della media nel campionamento a due fasi è analogo a quello riportato nell'equazione (4)

$$\bar{y}_{Lr} = \bar{y} + b(\bar{x}' - \bar{x}) \quad (7)$$

ma differisce, tra l'altro, per lo scambio della media vera \bar{X} con la media campionaria \bar{x}' misurata nella prima fase, la quale introduce un ulteriore errore nello stimatore di regressione della varianza della media. Con campionamento casuale semplice e senza ripetizione in entrambe le fasi, lo stimatore di regressione della varianza della media è dato da

$$v(\bar{y}_{Lr}) = \frac{S_y^2}{n'} + \left(1 - \frac{n}{n'}\right) \frac{S_{es}^2}{n} \quad (8)$$

dove la varianza dei residui, S_{es}^2 , viene stimata nella seconda fase di campionamento.

Materiali e metodi

Il campionamento a due fasi è stato testato nell'area viticola del comune istriano di Verteneglio-Brtonigla. Utilizzando la carta dei suoli della Croazia 1:50.000 sono state selezionate le tre unità di mappa maggiormente interessate alla viticoltura, la cui legenda è riportata in Tabella 1. Con un generatore di numeri casuali si sono definite le coordinate di 60 punti di osservazione (20 per ogni unità) per la prima fase di campionamento e, tra di loro, 30 punti per la seconda fase (Figura 1). Nel luglio del 2002, dopo aver localizzato tutti i punti con GPS palmare, si è misurata la velocità di infiltrazione impiegando un infiltrometro a cilindro singolo SMIP 1-3A costituito da una bottiglia di Mariotte di 2,6 L e da un cilindro in acciaio alto 20 cm con area della sezione di 100 cm². Le misure sono state effettuate seguendo il metodo descritto da Cavazza e Torri (1997): dopo aver ripulito la superficie, il cilindro veniva conficcato nel suolo fino a 10 cm di profondità e la superficie coperta con telo idrofilo. L'acqua veniva fatta quindi defluire fino a raggiungimento di una velocità d'infiltrazione costante applicando nel cilindro un carico di 2,5 cm e registrando ad intervalli regolari l'abbassamento del livello dell'acqua nella bottiglia di Mariotte. Nei 30 punti selezionati per la seconda fase sono stati prelevati campioni indisturbati di 60 mm di diametro e 90 mm di lunghezza la cui conducibilità idraulica satura è stata determinata in laboratorio con il metodo della perdita di carico (Rossi Pisa, 1997).

Tabella 1. Unità di mappa indagate a Verteneglio-Brtonigla e associazioni di suoli

Strato	Unità di mappa	Associazione		Superficie occupata, %
		Classificazione originale	Classificazione FAO (1988)	
Turinja	RI	Rigosol su Terra Rossa	Aric Anthrosols (sic)	70
	vd-v,d	Terra Rossa tipica e luvica	Rhodi-Chromic Cambisols	30
		Rigosol	Aric Anthrosols (sic)	70
Buje	RI	Colluvio calcareo	Calcaric Fluvisols	20
	f	Rendzina su flysh	Rendzic Leptosols	10
		Rigosol	Aric Anthrosols (sic)	40
		Regosol	Calcaric Regosols	30
Kontarini	RI	Colluvio calcareo	Calcaric Fluvisols	20
	f, nv, lf	Rendzina su flysh	Rendzic Leptosols	10

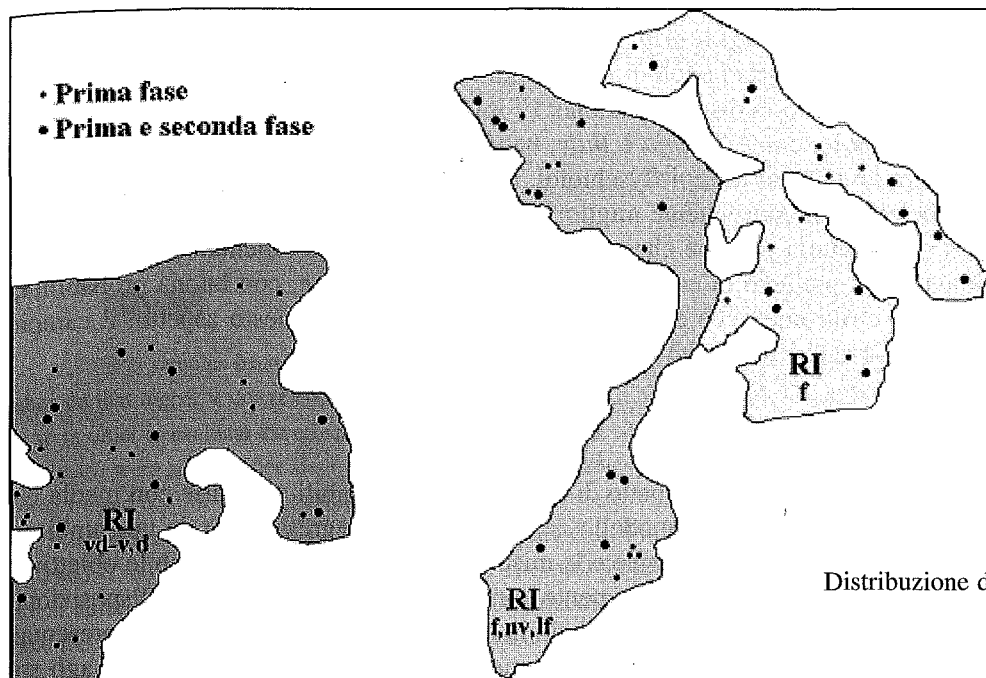


Figura 1

Distribuzione dei punti di campionamento nelle tre unità di suolo

Risultati e discussione

I risultati dell'indagine sono riassunti in tabella 2, dove sono messe a confronto le misure statistiche ottenute con l'approccio π e con quello assistito dal modello di regressione. Comparando i risultati, si può notare che sia la media sia la varianza della media ottenute con il modello di regressione si riducono rispetto a quelle δ al crescere del valore del coefficiente di correlazione. In particolare, con $r = 0,90$ (Buje) il rapporto tra varianze della media ottenute con modello di regressione e con approccio tradizionale è pari a 0,60, mentre sale a 0,72 con $r = 0,72$ (Turinja). Quando la correlazione è bassa (Kontarini), come si vede in tabella, i due approcci forniscono stime equivalenti e il campionamento a due fasi non porta miglioramenti che ne giustificano l'impiego.

Tabella 2. Media e varianza della media nelle unità di suolo di Verteneglio-Brtonigla calcolate utilizzando le misure π e le misure di regressione

Misure statistiche	Unità di mappa		
	Turinja	Buje	Kontarini
I fase			
n. campioni, n'	20	20	20
Infiltrometria ($cm s^{-1} \times 10^{-3}$):			
- media, \bar{x}'	3,42	4,02	3,60
- varianza della media, $v(\bar{x}')$	0,76	6,63	4,70
II fase			
n. campioni, n	10	10	10
Infiltrometria ($cm s^{-1} \times 10^{-3}$):			
- media, \bar{x}	4,74	7,10	0,95
- varianza della media, $v(\bar{x})$	1,18	12,80	0,10
Conducibilità idraulica saturata ($cm s^{-1} \times 10^{-3}$):			
- media, \bar{y}	8,23	14,17	0,58
- varianza campionaria, S_y^2	47,22	453,91	0,58
- varianza della media, $v(\bar{y})$	4,72	45,39	0,06
Misure di regressione			
- coefficiente di correlazione, r	0,72	0,90	0,51
- media, \bar{y}_{Lr}	6,81	10,46	1,42
- varianza dei residui, S_{ss}^2	20,98	86,29	0,42
- varianza della media, $v(\bar{y}_{Lr})$	3,41	27,14	0,05

Riguardo al paragone tra unità di suolo, invece, il rapporto tra varianze campionarie, a testimonianza della disomogeneità fra le popolazioni, non supera il test F di Fischer e non consente l'esecuzione di un confronto statistico corretto. Le unità di suolo delineate nella carta pedologica sono quindi formate da popolazioni diverse che, anche dal punto di vista idrologico, ne giustificano la discriminazione. E' interessante sottolineare che il comportamento idrologico è comparabile tra unità di suolo, come *Turinja* e *Buje*, nettamente distinte dal punto di vista pedogenetico, mentre cambia sostanzialmente tra le unità su litotipi flyschiodi. Nelle terre rosse, la forte organizzazione strutturale sopperisce alla presenza di scheletro e al conseguente miglior drenaggio dei suoli *Buje*. I suoli *Kontarini*, invece, si sono sviluppati su una facies sedimentaria più fine che ne determina un drenaggio rallentato e una forte adesività, responsabile della difficoltà avuta nel prelievo di campioni realmente indisturbati e, con buona probabilità, del minor grado di correlazione tra misure infiltrometriche e conducibilità idraulica. Sotto questo aspetto, il campionamento a due fasi ha consentito di valutare anche la qualità delle osservazioni effettuate.

Conclusioni

Una valutazione complessiva dei risultati permette di affermare che variabili ausiliarie con media ignota possono essere usate nelle procedure di stima assistite da modello negli stimatori di regressione e, in tale ambito, che il campionamento a due fasi può migliorare anche sensibilmente le misure di dispersione della variabile obiettivo. La convenienza di questa strategia di campionamento può ulteriormente aumentare quando si abbiano a disposizione set di dati basati su campionamenti di tipo casuale. Le variabili ausiliarie in essi contenute potranno così rappresentare la prima fase di campionamento e sarà sufficiente effettuare il campionamento di seconda fase per ricorrere agli stimatori di regressione.

Ringraziamenti

L'autore ringrazia tutto il personale della Sezione di Fisica del Suolo dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze, in modo particolare il Dr. Sergio Pellegrini, per la collaborazione offerta. La ricerca è stata finanziata da una borsa di ricerca CNR-NATO, bando n. 221.33.

Bibliografia

- CAVAZZA L., TORRI D., 1997. Velocità di infiltrazione. In: Pagliai M. (Coordinatore), Metodi di analisi fisica del Suolo. Franco Angeli, Milano, pp.109-129.
- COCHRAN W.G., 1977. Sampling Techniques. 3rd edn. Wiley, New York.
- ROSSI PISA P., 1997. Conducibilità idraulica del suolo saturo. In: Pagliai M. (Coordinatore), Metodi di analisi fisica del Suolo. Franco Angeli, Milano, pp.69-87.
- SÄRNDAL C.E., SWENSSON B., WRETMAN J.H., 1992. Model Assisted Survey Sampling. Springer-Verlag, New York.

INFLUENZA DELL'APPORTO DI LIQUAMI SUINI SULLA RITENZIONE IDRICA DEL TERRENO

G. Ponzoni, R. Marchetti

Istituto Sperimentale Agronomico (ISA), Sezione di Modena
Viale Caduti in Guerra, 134, 41100, Modena

Abstract

Soil samples from a lysimetric experiment previously carried out to compare the effect of different pig-slurry rates on nitrate leaching showed that higher water retention values were associated to a higher organic C content, at -33 kPa. Therefore a laboratory experiment was set up in order to evaluate the effects of increasing rates of pig slurry on water retention of different soils. Three soils (silty clay loam, silty clay, and loam) were added, after sieving, with three increasing rates of pig slurry having a dry matter content of 0.33, 0.66 and 1.33 kg m⁻², with a non treated control and replicated twice. Each pig-slurry rate was split into 4 applications, to simulate the spreading in different years. After the last application the dried and sieved soil samples were used to determine the soil moisture content at matric potentials equal to -33, -100, -300 and -1500 kPa, in a pressure plate apparatus. Chemical properties were also measured to investigate their possible relations with soil moisture at different potentials. For a given potential value the observed water retention in the treated soils was higher than in the control. On the whole the treatment effect was significant at low potentials, and it was more evident in the silty clay and silty clay loam soils than in the loam one. Many of the chemical properties showed a significant correlation with the soil moisture at -300 and -1500 kPa. In conclusion, adding pig slurry may improve the water retention of fine-textured soils.

Key words: water retention, pig slurry, soils

Riassunto

Per campioni di terreno d'archivio, da prove lisimetriche condotte in passato presso l'ISA su tre tipi di terreno trattati con dosi crescenti di liquame suino e con urea, è stata trovata una correlazione positiva e significativa tra ritenzione idrica e contenuto di C organico a -33 kPa. Questo ha fatto ipotizzare che la sostanza organica apportata con il liquame possa aumentare la capacità di ritenzione idrica del terreno. È stata quindi impostata una prova di laboratorio per valutare l'effetto dell'applicazione di dosi crescenti di liquame suino sulla capacità di ritenzione idrica di terreni diversi. Tre terreni, un franco argilloso limoso, un argilloso limoso e un franco, sono stati addizionati di tre dosi di liquame suino, corrispondenti a 0.33, 0.66, 1.33 kg m⁻² di sostanza secca, frazionate in 4 applicazioni successive, in presenza di un controllo non trattato e con due repliche. Dopo l'ultima applicazione, su una parte di terreno, essiccato e setacciato a 2 mm, è stata determinata l'umidità, in camera a pressione, in corrispondenza a potenziali matriciali di -33, -100, -300 e -1500 kPa mentre sulla parte rimanente sono state determinate alcune caratteristiche chimiche (C organico, N totale Kjeldahl, P totale e assimilabile, ioni scambiabili, rame, zinco) per esaminare possibili relazioni tra queste e i valori di ritenzione idrica. A parità di potenziale matriciale, la ritenzione idrica nei tre suoli è risultata maggiore nei terreni addizionati di liquame rispetto a quella dei controlli. Complessivamente l'effetto del trattamento è stato significativo ai bassi valori di potenziale matriciale. A -1500 kPa è stato più accentuato nei terreni argilloso limoso e franco argilloso limoso. La frequenza con cui sono risultate significative le correlazioni tra i valori della ritenzione idrica a -300 e -1500 kPa e la maggior parte delle caratteristiche chimiche considerate è diminuita secondo l'ordine: terreno argilloso limoso > franco argilloso limoso > franco. In conclusione l'aggiunta di liquame suino può migliorare la capacità di ritenzione idrica del terreno nei suoli a granulometria più fine.

Parole chiave: ritenzione idrica, liquame suino, suoli

Introduzione

L'apporto di sostanza organica di origine animale al terreno è un intervento noto da tempo per conservarne la fertilità e migliorarne le proprietà fisiche. L'aggiunta di sostanza organica migliora la stabilità di struttura abbassando la bagnabilità della frazione argillosa del terreno in funzione del contenuto in C del materiale distribuito e aumentando la coesione degli aggregati (Chenu *et al.*, 2000). Prove micromorfologiche hanno evidenziato come le somministrazioni di liquami suini possano aumentare la porosità totale e migliorare la distribuzione dimensionale dei pori, favorendo quelli di diametro tra i 30 e i 500 micron, e l'orientazione stessa dei pori nel terreno, contribuendo a mantenere buone condizioni strutturali (Pagliai, 1982). L'aumento della stabilità di struttura in seguito all'applicazione di liquami suini è stata confermata per terreni franco sabbiosi e franco argilloso sabbiosi in contrasto con l'aumentata dispersività, a contatto con l'acqua, di quelli argillosi (Mbagwu *et al.*, 1991).

Anche se è noto che i colloidali della sostanza organica aumentano la ritenzione idrica dei terreni, informazioni specifiche sull'effetto dei reflui zootecnici sulla ritenzione idrica sono meno frequenti. L'aggiunta di letame per 12 anni ha portato all'aumento del contenuto idrico a -20 e a -1500 kPa di potenziale matriciale, con diminuzione della frazione d'acqua disponibile (differenza di contenuto idrico a -20 e a -1500 kPa) nei primi 15 cm superficiali all'aumentare della dose (Sommerfeldt *et al.*, 1987). In prove di campo di applicazione di sostanza organica di origine vegetale e animale l'acqua trattenuta dal terreno ai potenziali matriciali inferiori a -100 kPa è aumentata, in misura maggiore con letame rispetto alla paglia di frumento, con un complessivo aumento dell'acqua disponibile del suolo all'aumentare della dose di materiale organico (Barzegar *et al.*, 2002). La distribuzione di letame in campo ha prodotto sul lungo periodo, oltre all'aumento del C organico e della porosità totale, anche l'aumento del contenuto idrico a tutti i potenziali matriciali. L'acqua disponibile, intesa in questo caso come differenza tra il contenuto idrico in volume ai potenziali matriciali di -5 kPa e -1500 kPa, è aumentata (Rose *et al.*, 1991). Le informazioni relative all'effetto del liquame suino sulla ritenzione idrica sono ancora più scarse di quelle sull'effetto del letame. Morari *et al.* (2002) hanno osservato un aumento di ritenzione idrica per applicazioni di lungo termine di letame, e una riduzione, per quantità elevate di liquami.

Obiettivo di questo lavoro è stato di verificare se, e in che misura, l'apporto di liquame suino modifichi la ritenzione idrica del terreno; e se esista una relazione tra ritenzione idrica e caratteristiche compositive dei terreni addizionati di liquame suino.

Materiali e metodi

La ritenzione idrica a diversi potenziali è stata misurata su campioni di terreno d'archivio provenienti da un esperimento in lisimetri, e su campioni addizionati con quantità diverse di liquame suino in laboratorio.

Esperimento in lisimetri.

L'esperimento è stato condotto nel periodo 1976-1979 allo scopo di determinare l'effetto dell'aggiunta di liquame suino sulla produttività delle colture e sulla lisciviazione di nitrati. Nell'esperimento erano stati posti a confronto, su 3 terreni di diversa classe tessiturale, argilloso limoso, franco sabbioso e franco (tab. 1), i seguenti apporti complessivi di sostanza secca da liquame suino: 1.5, 3.1 e 4.6 kg m⁻². Era incluso nel confronto un controllo non fertilizzato. I dettagli dell'esperimento sono descritti in Marchetti *et al.* (2001).

Su campioni di terreno provenienti dalle parcelle trattate con diverse dosi di liquame, raccolti nell'aprile 1980, essiccati all'aria e setacciati a 2 mm, conservati a temperatura ambiente in vasi di vetro a tappo smeriglio, è stata determinata la ritenzione idrica a -33 kPa. Per ogni trattamento erano disponibili in archivio i campioni di 1-3 repliche.

Prova di laboratorio.

Sono stati utilizzati 3 terreni a diversa classe tessiturale: franco argilloso limoso, argilloso limoso e franco (tab. 1). Il terreno, prelevato in campo superficialmente (primi 20 cm di profilo), è stato essiccato all'aria e setacciato a 5 mm. È stato distribuito in bicchieri cilindrici di vetro borosilicato della capacità di 1000 mL e di diametro di 10 cm, in quantità pari a 600 g (come peso secco in stufa) per bicchiere. Sono state confrontate 3 dosi di liquame suino, corrispondenti a 0.33, 0.66 e 1.33 kg m⁻² di sostanza secca, e un controllo, con due repliche, in un disegno fattoriale randomizzato, per un totale di 8 bicchieri per tipo di terreno. Ogni dose di liquame è stata frazionata in 4 successive applicazioni, ciascuna in quantità pari a un quarto della dose complessiva prevista, a simulazione degli spandimenti in campo. Alla prima applicazione si è proceduto versando nel bicchiere alternativamente un'aliquota di terreno (senza compattamento) e un'aliquota di liquame in sospensione acquosa, in modo da ottenere una distribuzione uniforme, e un'omogenea umidificazione della massa di terreno. La quantità di liquido apportata al terreno di ogni bicchiere (200 mL + 5 mL per lavaggi) è stata uniformata mediante aggiunta di acqua distillata, in quantità diversa a seconda del terreno, in modo da ottenere un'umidità del 44% per il franco argilloso limoso e l'argilloso limoso e del 37% per il franco, corrispondenti ad un grado di saturazione (S, calcolato come percentuale di contenuto idrico rispetto alla porosità totale, entrambi espressi in vol%) pari al 70%. La porosità totale (P), era stata stimata in base alla massa volumica apparente (BD) e a quella reale (PD), secondo la relazione: $P = (1 - (BD/PD)) * 100$; la BD è stata ottenuta in una prova preliminare, di verifica dei tempi di asciugatura, facendo il rapporto tra massa secca del terreno e volume del terreno umido nel bicchiere. Nelle applicazioni successive la quantità di liquido (liquame e/o acqua) apportata al terreno è stata di 200 mL. Tra un'applicazione e la seguente i campioni sono stati mantenuti in camera termostatica a 30 °C, e spostati ogni 2-3 giorni in punti diversi della camera per consentire un'uniforme evaporazione di acqua dal terreno. Il tempo tra due applicazioni successive è variato in relazione al tempo richiesto dal terreno per raggiungere valori di S pari a 48-56% (percentuale variabile col tipo di terreno). Al termine della prova (durata 4 mesi) il valore medio della BD, sempre determinata come rapporto massa secca/volume del terreno, era pari a 0.9, 0.9, e 1.1 g cm⁻³ per i terreni franco argilloso limoso, argilloso limoso e franco, rispettivamente. Il terreno, dopo essiccamento all'aria, è stato setacciato a 2 mm per essere sottoposto ad analisi.

Metodi analitici.

La ritenzione idrica ai potenziali -33, -100, -300, e -1500 kPa è stata determinata col metodo della camera a pressione a piastre porose sui campioni di terreno setacciati a 2 mm. Le caratteristiche dei terreni e la composizione del liquame suino delle prove lisimetriche sono riportati da Spallacci (1982). Il C organico (Walkley e Black), l'N totale (Kjeldahl), il P assimilabile (Olsen) e totale, la granulometria (metodo della pipetta) e le altre caratteristiche chimiche e chimico-fisiche dei terreni utilizzati per la prova di laboratorio (cationi scambiabili, rame, zinco, pH, conducibilità elettrica e C. S. C.) sono state determinate secondo i metodi ufficiali di analisi (MiRAAF, 1994).

Tabella 1. Principali caratteristiche granulometriche, chimiche e fisico-chimiche dei terreni di prova

Terreno	Argilla 1)	Limo g kg ⁻¹	Sabbia	pH in acqua	C org	N totale g kg ⁻¹	P totale	P Olsen mg kg ⁻¹	C.S.C. Cmol kg ⁻¹
<i>Esperimento in lisimetri</i>									
Argilloso limoso	416	475	109	8.0	9.74	1.44	1.34	16	25.7
Franco sabbioso	158	205	637	7.9	7.02	1.11	1.18	12	20.2
Franco	109	326	565	7.2	9.28	1.25	1.26	36	20.1
<i>Esperimento di laboratorio</i>									
Franco arg. lim.	371	550	79	7.4	11.2	1.43	0.60	3.69	19.5
Argilloso limoso	444	453	103	7.6	14.8	2.04	0.64	7.42	27.5
Franco	106	375	519	7.5	5.70	0.92	0.69	21.9	10.1

1) Ripartizione delle classi di composizione granulometrica secondo la classificazione ISSS, nell'esperimento dei lisimetri; secondo l'USDA, in quello di laboratorio.

Il liquame suino utilizzato nella prova di laboratorio ha presentato un contenuto di sostanza secca pari a 13.0 g kg⁻¹; di ceneri, pari a 4.55 g kg⁻¹; N totale, 2.16 g kg⁻¹; N-NH₄, 1.50 g kg⁻¹ (valori medi di due repliche).

Analisi statistiche: le analisi di varianza (ANOVA) e di regressione sono state condotte secondo le procedure GLM e REG del pacchetto STAT del SAS (SAS Institute, 1987). Nella valutazione statistica dell'effetto della dose di liquame sulla ritenzione idrica, per i campioni dall'esperimento in lisimetri, poiché a dosi diverse corrispondeva un numero diverso di repliche disponibili per l'analisi (disegno sbilanciato), i confronti multipli tra medie sono stati condotti mediante il test di Tukey.

Risultati e discussione**Ritenzione idrica dei terreni da prove lisimetriche**

Dalle misure di ritenzione idrica a -33 kPa sui campioni di terreno d'archivio raccolti nei lisimetri nella primavera successiva all'ultimo anno di spandimento, benché sia stato evidenziato un effetto altamente significativo del tipo di terreno sulla ritenzione idrica a -33 kPa, peraltro atteso, non s'è trovata una relazione significativa tra ritenzione idrica e dose di liquame somministrata. Non sono stati inoltre evidenziati effetti significativi d'interazione terreno x dose (tab. 2).

Tabella 2. Analisi della varianza per l'effetto del terreno e della dose di liquame suino sulla ritenzione idrica, nei campioni da prova in lisimetri

Fonte di variazione	Gradi di libertà	Scarto quadratico medio	Valore di F
Terreno	2	282.75	308.58***
Dose di liquame	3	1.99	2.17
Terreno x dose	6	1.90	2.07
Modello	11	52.99	57.83***
Errore	9	0.92	

*** significativo per P<0.001

Dal confronto tra le medie relative alle dosi (che inglobavano l'effetto dei terreni) è tuttavia risultato che, pur in assenza di differenze significative tra il controllo e la dose più bassa, e tra quella intermedia e quella più alta, esistevano tuttavia differenze significative ($\alpha=0.05$) tra le altre combinazioni di trattamento (ad es., controllo vs. dose più elevata) (tab. 3).

Tabella 3. Effetto della dose di liquame (in kg di sostanza secca m⁻²) sulla ritenzione idrica a -33 kPa (in % su t.s.): differenze tra valori medi di ritenzione e significatività delle differenze, secondo il test di Tukey. Le dosi sono confrontate a coppie. La differenza è quella tra ritenzione idrica media della dose in riga e quella della dose in colonna

		Dose di liquame		
Dose di liquame	0	1.5	3.1	
1.5	-0.12			
3.1	2.12*	2.24*		
4.6	2.79*	2.91*	0.67	

* differenza significativa per $\alpha=0.05$

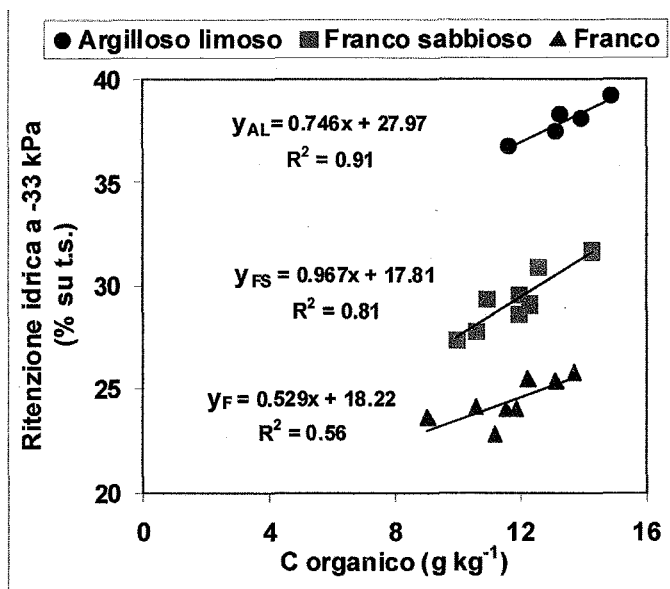


Figura 1. Valori di ritenzione idrica a -33 kPa in funzione del contenuto in C organico dopo 4 anni di prova, per i tre suoli dell'esperimento in lisimetri

I valori di ritenzione idrica dei tre terreni a -33 kPa sono risultati direttamente e significativamente correlati al contenuto di C organico (fig. 1). L'aumento di ritenzione idrica all'aumentare del contenuto di C (rappresentato dall'inclinazione della retta di regressione, nella figura) è stato più evidente per il terreno franco-sabbioso (con livello di confidenza nel modello dato da $P<0.01$), meno evidente in quello argilloso limoso ($P<0.01$) e ancor meno evidente (e meno significativo, con $P<0.05$) per quello franco. Questo pare indicare che esista in realtà un effetto interattivo sulla ritenzione idrica tra tenore in sostanza organica e tipo di terreno. Tuttavia i dati a disposizione non sono sufficienti a spiegare questo diverso comportamento.

Ritenzione idrica in laboratorio, a diversi valori di potenziale

È stato osservato un effetto altamente significativo sulla ritenzione idrica oltre che, come peraltro atteso, del valore di potenziale matriciale e del tipo di terreno, e della loro interazione, anche della dose di liquame aggiunta (tab. 4). La ritenzione idrica è aumentata significativamente, se pur blandamente, all'aumentare della dose di liquame (fig. 2).

Che l'effetto dell'aggiunta di liquame sulla ritenzione idrica sia stato così blando può essere imputato al fatto che l'apporto di sostanza secca è stato contenuto, il liquame disponibile per la prova essendo molto più diluito di quello utilizzato per la prova lisimetri. Dalla tabella 5 si vede come l'effetto del trattamento sia stato significativo a tutti i potenziali per il terreno argilloso limoso; solo ai potenziali inferiori, per gli altri due terreni.

Tabella 4. Analisi della varianza per l'effetto del potenziale idrico, del tipo di terreno e della dose di liquame suino sulla ritenzione idrica, nella prova di laboratorio

Fonte di variazione	Gradi di libertà	Scarto quadratico medio	Valore di F
Potenziale	3	1178.8	1194.78***
Terreno	2	1633.40	1655.54***
Dose di liquame	3	7.04	7.14***
Potenziale x terreno	6	7.74	7.85***
Potenziale x dose	9	1.74	1.76
Terreno x dose	6	0.44	0.45
Potenziale x terreno x dose	18	0.92	0.93
Modello	47	146.93	148.92***
Errore	48	0.99	

*** significativo per $P<0.001$

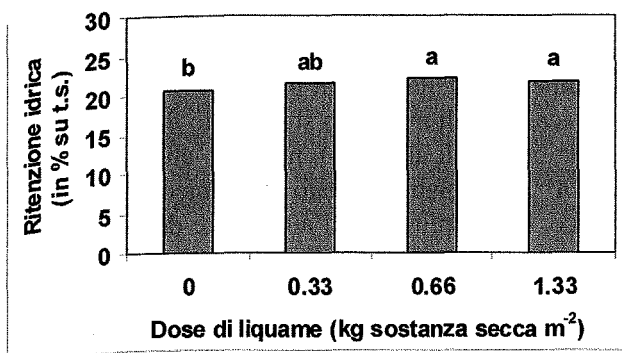


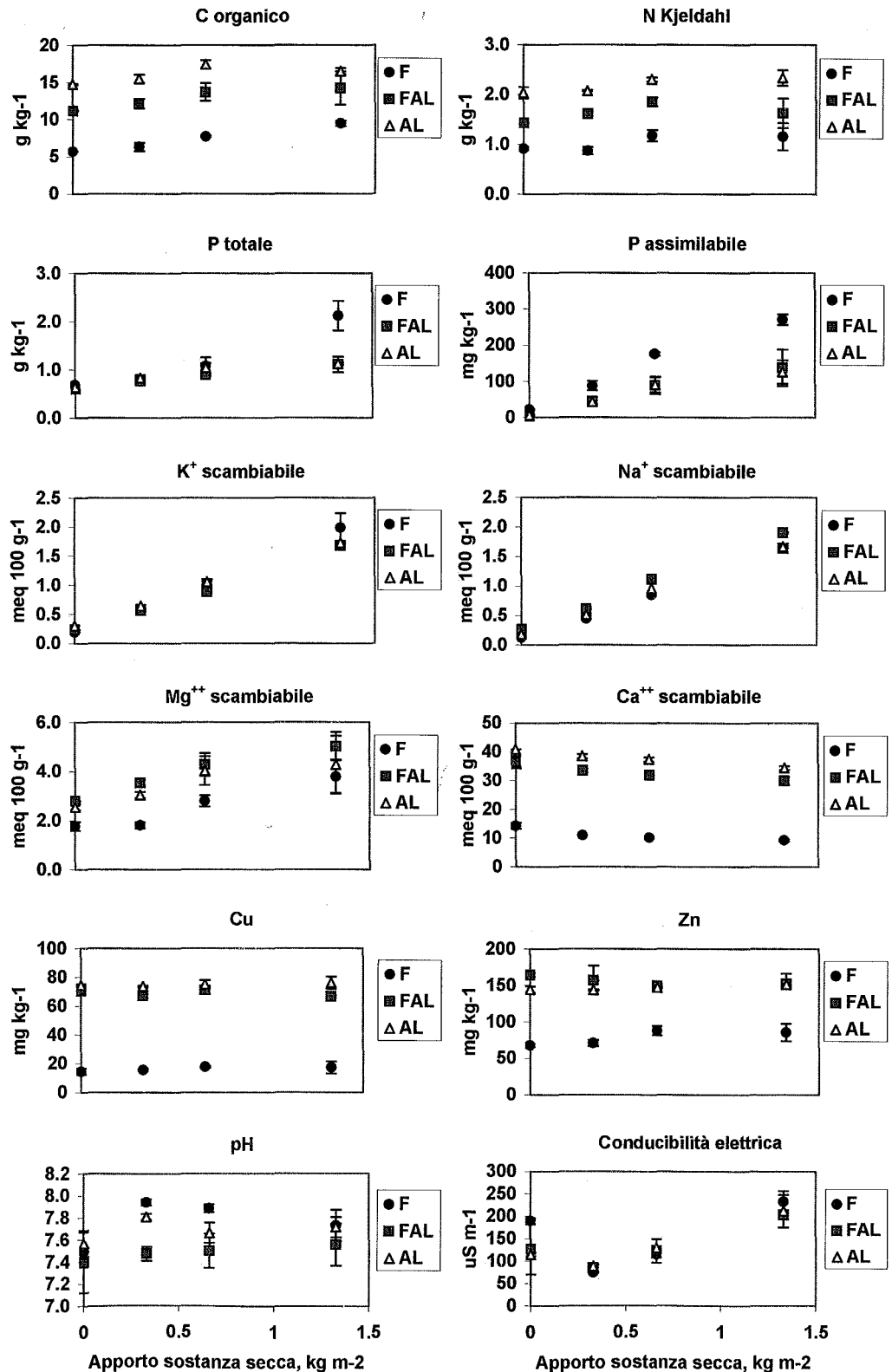
Figura 2. Effetto dell'apporto di sostanza secca da liquame sulla ritenzione idrica del terreno. Ogni valore, riferito a una dose di liquame, è medio per i 3 terreni e i 4 potenziali idrici. Lettere diverse indicano medie significativamente diverse, per P=0.01

Tabella 5. Significatività dei modelli di regressione lineare per l'effetto della dose di liquame sulla ritenzione idrica a diversi valori di potenziale (n=8).

Tipo di terreno	Potenziale idrico (kPa)			
	-33	-100	-300	-1500
Franco	NS	NS	NS	**
Franco argilloso limoso	NS	NS	*	*
Argilloso limoso	* 1)	*	*	**

* Significativo per P<0.05; ** Significativo per P<0.01; 1) Significativo il modello polinomiale (y= a + bx - cx²).

Figura 3. Valori di alcune caratteristiche compositive dei terreni, per differenti dosi di liquame aggiunto. F, franco; FAL, franco argilloso limoso; AL, argilloso limoso. Le barre rappresentano la deviazione standard



L'aggiunta di liquame ai terreni ha comportato una variazione delle loro caratteristiche compositive (fig. 3). I contenuti di C organico e di N totale (Kjeldahl) più elevati nei controlli dei terreni franco argilloso limoso e argilloso limoso che in quello del terreno franco, sono aumentati all'aumentare della dose di liquame.

I contenuti di P totale e assimilabile, di K^+ , Na^+ e Mg^{++} scambiabili non sono stati molto diversi nei controlli dei diversi terreni (anche se nel terreno franco c'era meno Mg^{++} che negli altri due), ma sono aumentati considerevolmente all'aumentare della dose di liquame. Il contenuto di Ca^{++} scambiabile è stato mediamente più elevato nei terreni franco argilloso limoso e argilloso limoso, rispetto al franco, ed è diminuito all'aumentare della dose di liquame. Anche il contenuto di Cu e Zn è stato più elevato nei terreni a granulometria più fine, ma non ha subito modifiche di rilievo in seguito ad apporto di dosi crescenti di liquame. Il pH iniziale, abbastanza simile nei tre terreni, ha subito un incremento con la prima dose, salvo stabilizzarsi con quelle successive. La conducibilità elettrica ha mostrato un andamento opposto a quello del pH.

E' stata cercata una correlazione tra ritenzione idrica ai diversi potenziali e caratteristiche compositive che hanno mostrato di variare linearmente in seguito all'aggiunta di dosi crescenti di liquame (N totale, C organico, P totale, P assimilabile, K scambiabile e contenuto in ioni Na^+ , Ca^{++} e Mg^{++}). Le correlazioni significative sono state sempre di tipo diretto, tranne nel caso del Ca^{++} . I coefficienti sono stati significativi, per quasi tutte le variabili considerate, ai valori inferiori di potenziale idrico e con differenze tra i tipi di terreno (significatività nell'ordine: argilloso limoso > franco argilloso limoso > franco). In tabella 6 si riporta la significatività dei coefficienti, per i tre terreni ai diversi potenziali. Poiché tutti i fattori esaminati hanno mostrato un effetto significativo, ai bassi potenziali, non si può dire che ci sia stato un fattore in particolare, tra quelli esaminati, in grado di condizionare la risposta del terreno all'aggiunta del liquame.

Tabella 6. Significatività dei coefficienti di correlazione tra ritenzione idrica a un dato potenziale e livello di alcune variabili compositive, per i tre terreni della prova di laboratorio

Variabile	Potenziale idrico (kPa)											
	-33	-100	-300	-1500	-33	-100	-300	-1500	-33	-100	-300	-1500
	Terreno franco				Terreno franco argilloso limoso				Terreno argilloso limoso			
N totale	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	***
C organico	NS	NS	NS	*	NS	NS	**	**	NS	NS	*	**
P assimilabile	NS	NS	NS	**	NS	NS	**	**	NS	NS	**	***
P totale	NS	NS	NS	*	NS	NS	**	**	NS	*	**	**
K^+	NS	NS	NS	**	NS	NS	*	*	NS	*	*	*
Na^+	NS	NS	NS	**	NS	NS	*	*	NS	*	*	**
Mg^{++}	NS	NS	NS	*	NS	NS	**	**	NS	NS	**	***
Ca^{++}	NS	NS	NS	*	NS	NS	*	NS	NS	NS	*	***

NS, non significativo; *, significativo con $P < 0.05$; **, con $P < 0.01$; ***, con $P < 0.001$.

Conclusioni

L'aggiunta di liquame suino può aumentare la capacità di ritenzione idrica dei terreni, in misura diversa a seconda del terreno e del contenuto in sostanza secca del liquame. Apporti consistenti di sostanza secca hanno determinato un incremento della capacità di ritenzione idrica a -33 kPa (prova in lisimetri). Bassi apporti di sostanza secca (prova di laboratorio) hanno mostrato un effetto significativo sulla ritenzione, più evidente nei terreni a granulometria più fine, e a -1500 kPa. Mentre l'acqua trattenuta in più, in seguito ad applicazione di reflui, ai valori di potenziale idrico prossimi a capacità di campo rappresenta un supplemento d'acqua disponibile per le colture, quella trattenuta in più ai potenziali d'appassimento non è disponibile per l'assorbimento culturale. Con riferimento ai risultati della prova di laboratorio, che consentono di valutare per ciascun terreno il contenuto idrico disponibile per le piante, sembrerebbe di poter concludere che esso cali in seguito all'apporto di liquame, visto che la ritenzione a -1500 kPa è aumentata mentre quella a -33 kPa non si è modificata significativamente. Può quindi essere opportuno indagare ulteriormente se la differenza di ritenzione idrica a capacità di campo e all'appassimento rimanga costante o cambi, per diversi apporti di sostanza secca da liquame suino.

Ringraziamenti

La ricerca è stata condotta nell'ambito del progetto SINA "Valutazione di modalità alternative di definizione dei parametri idrologici per la stima del bilancio idrico di suoli rappresentativi della pianura emiliano-romagnola", del settore pedologico del Servizio Geologico e dei suoli. Si ringraziano le signore Anna Orsi e Lidia Sghedoni per l'ausilio fornito nell'esecuzione delle analisi di laboratorio.

Bibliografia

- BARZEGAR R., YOUSEFI A., DARYASHENAS A., 2002. The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. *Plant and soil*, 247:295-301.
- CHENU C., LE BISSONNAIS Y., ARROUAYS D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:1479-1486.
- MARCHETTI R., PONZONI G., SPALLACCI P., 2001. Simulating nitrate leaching under crops fertilized with pig-slurry in lysimeters. *Soil Use Management*, 17:245-253.
- MBAGWU J. S. C., PICCOLO A., SPALLACCI P., 1991. Effects of field applications of organic wastes from different sources on chemical, rheological and structural properties of some Italian surface soils. *Bioresource Technology*, 37:71-78.
- MIRAAF -1994. *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo*. Roma: ISMEA p. 207.
- MORARI F., BERTI A., GIARDINI L., 2002. Effect of long-term application of organic and mineral fertilisers on soil water holding capacity. In (Villalobos F.J. e Testi L. eds): *Proceedings IIV Congress ESA*, Cordoba, Spagna, 15-18 luglio 2002. Junta de Andalusia, CAP, Cordoba, Spagna.
- PAGLIAI M., 1982. Influenza della somministrazione di liquami zootecnici sulle caratteristiche fisiche del terreno. *Atti convegno sul tema "Inquinamento del terreno. Somministrazione al terreno degli effluenti di allevamenti intensivi zootecnici"*. Udine, 14 Ottobre 1981. CNR, AC/4/121-133, Pisa, pp. 67-79.
- ROSE D. A., 1991. The effect of long-continued organic manuring on some physical properties of soils. pp. 197-205. In (Wilson W.S. ed.): *Advances in Soil Organic Matter Research: proceedings of a Symposium*, Colchester, UK, 3-4 settembre, 1990. Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK.
- SAS Institute, 1987. *SAS/STATTM guide for personal computers*. Version 6 Edition. Cary, NC: SAS Inst. Inc., 1028 p.
- SOMMERFELDT T. G., CHANG C., 1987. Soil-water properties as affected by twelve annual applications of cattle feedlot manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51:7-9.
- 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*, Report AC/4/121-133, CNR Pisa pp 33-49.

IMPIEGO DELL'INFILTROMETRO A TENSIONE PER LA MISURA DELLA CONDUCEBILITÀ IDRAULICA: APPROCCIO ANALITICO E IMPIEGO DI DIFFERENTI FUNZIONI

Domenico Ventrella, Nicola Losavio, Marcello Mastrorilli

Istituto Sperimentale Agronomico - Bari

Abstract

The estimation of soil hydraulic properties is a fundamental step for quantifying water and solute movement in the vadose zone. Tension infiltrometers have been used extensively to determine the unsaturated hydraulic conductivity (K) of soils and to examine the effects of macropores and agronomic treatments (tillage, crop residue ploughing in, compost, etc.) on infiltration. The near saturated hydraulic conductivity, defined as hydraulic conductivity at pressure heads (h) larger than -12 cm, is often affected by large variability.

The aim of this study is to compare four $K(h)$ functions to characterise the near-saturated hydraulic conductivity measured in a fine-textured soil: two simple functions (single exponential function, ES, and the Mualem-van Genuchten, MvG) and two combined functions (two-line exponential model, ED, and bimodal piecewise-continuous model, BPC, obtained for combination of MvG and ES).

The fitting of each function was carried out by applying a non-linear regression procedure and the technique of functional normalization based on untransformed (SC1) or logarithmic (SC2) values of K . In general, SC2 reduced the influence of large values of K putting more weight on smaller K values and improving the fitting of ES function to the observed data. However the ES function was found to be the most inappropriate to describe the large increments of K typical for finer soils. MvG satisfactorily described the experimental data as the bimodal functions, but the estimated parameters (above all the saturated hydraulic conductivity, K_s) and the corresponding standard errors were unrealistically high. Regarding the two bimodal functions, the BPC model gave convergence and identifiability problems that we have overcome by reducing the number of parameters to be estimated.

In conclusion the ED function was the most appropriate parameterization to describe the unsaturated hydraulic conductivity in the typical pressure head range of tension infiltrometers measurements. The ED satisfactorily described the experimental data estimating parameters with low standard errors. The fitting results of this parameterization suggested the existence of break-point pressure head, dividing two pore systems of the three soils, of -4 cm while the ratio between the slopes of the two pore systems varied was 2.3. This ratio could be used as a useful indicator for detecting the presence and functionality of soil macropores.

Key words: tension infiltrometer, hydraulic conductivity, hydraulic parameters, scaling.

Riassunto

La caratterizzazione idraulica del suolo è un passaggio fondamentale per quantificare i flussi idrici e salini. L'infiltrometro a tensione è uno strumento molto utilizzato per la determinazione della conducibilità idraulica (K) dei suoli con lo scopo di quantificare la presenza e la funzionalità di macropori e/o di confrontare gli effetti di diversi trattamenti agronomici (lavorazioni, interrimento di residui colturali, compost, ecc.) sulla capacità di infiltrazione del suolo.

La conducibilità idraulica quasi-satura, così definita in corrispondenza di potenziali matriciali (h) inferiori a -12 cm, è notoriamente affetta da una grande variabilità che non può essere ignorata sia per studi di base che di tipo applicativo. L'obiettivo di questo lavoro è quello di confrontare quattro diverse funzioni $K(h)$ sulla base della loro adeguatezza nell'interpolare i dati sperimentali rilevati in un suolo argilloso. Le funzioni confrontate sono di tipo semplice (esponenziale singola, ES, e di Mualem-van Genuchten, MvG) e composta, derivante cioè dalla combinazione di due funzioni (esponenziale doppia, ED, e una combinazione di MvG ed ES, BPC). Le funzioni sono state interpolate con una procedura regressiva di tipo non-lineare e applicando, congiuntamente, una procedura di "scaling" basata sui valori naturali di K (SC1) o sui corrispondenti logaritmi in base 10 (SC2).

In generale, la procedura SC2 ha comportato un minor peso dei valori più alti di K e ciò ha avuto un maggiore impatto sull'interpolazione della funzione ES che si è dimostrata la meno adeguata nel descrivere gli elevati incrementi di K che solitamente si riscontrano nei suoli a tessitura più fine. La funzione MvG si è caratterizzata per un adattamento ai dati sperimentali elevato e comparabile a quello delle funzioni bimodali, ma i parametri stimati (soprattutto la conducibilità saturata K_s), ed i loro rispettivi errori standard, sono risultati particolarmente elevati. Tra le funzioni di tipo bimodale, abbiamo riscontrato problemi di identificabilità dei parametri nel caso della BPC che ci hanno indotto a fissare a priori il valore di un parametro e a stimare quelli restanti.

In definitiva, la funzione più adeguata, nel descrivere la conducibilità idraulica misurata con l'infiltrometro a tensione è risultata quella derivante dalla combinazione di due curve esponenziali. La ED, infatti, oltre ad aver interpolato adeguatamente i dati sperimentali, ha fornito errori standard dei parametri tendenzialmente contenuti. L'interpolazione di questa funzione ha consentito, infine, di quantificare il valore di potenziale matriciale discriminante tra macro e micropori (-4 cm) e il rapporto tra i due coefficienti esponenziali, 2.3, che può essere considerato come un indicatore della presenza e/o funzionalità dei macropori.

Parole chiave: infiltrometro a tensione, conducibilità idraulica, parametri idraulici, scaling.

Introduzione

L'individuazione delle proprietà idrauliche del suolo è un requisito essenziale per la comprensione dei flussi idrici e del trasporto dei soluti attraverso la risoluzione numerica dell'equazione di Richards che richiede la definizione della funzione di ritenzione idrica e conducibilità idraulica. Negli ultimi decenni sono state proposte diverse tecniche di misura di tali proprietà, sia di campo che di laboratorio, ma molte di esse sono costose e richiedono tempi generalmente lunghi (Klute, 1986) soprattutto quando tali determinazioni si riferiscono ad applicazioni su scala regionale (Leij e van Genuchten, 1999). Nel corso degli ultimi 10 anni sono state proposte nuove tecniche di misura della conducibilità idraulica attraverso l'impiego di differenti strumenti da usare direttamente in campo. Si può affermare che lo sviluppo di tali tecniche ha costituito uno dei principali elementi innovativi della ricerca nell'ambito dell'idrologia del suolo (Jury, 1999).

Tra i diversi strumenti proposti, l'infiltrometro a tensione è attualmente quello più utilizzato per ragioni che riguardano il costo relativamente contenuto, il minimo disturbo che si arreca al suolo, la replicabilità e i tempi relativamente brevi delle misure. Questo strumento è generalmente impiegato per misurare indirettamente la conducibilità idraulica (K) corrispondente a valori di potenziale matriciale (h) caratterizzanti un suolo saturo o quasi-saturo ($-20 \text{ cm} < h = 0$). La misura indisturbata di K in regime di quasi-saturazione è stata probabilmente la principale ragione della popolarità di questo strumento, le cui applicazioni hanno riguardato generalmente la determinazione delle proprietà idrauliche per l'impiego di modelli deterministici e la quantificazione dell'impatto che diverse tecniche agronomiche - lavorazioni (Cameira *et al.*, 2003), programmazione irrigua e impiego di acque salmastre (Wienhold e Trooien, 1998) - possono avere sulle proprietà idrauliche del suolo. Aspetto di particolare interesse riguarda poi la possibilità di ottenere informazioni riguardanti la presenza e il contributo dei macropori all'infiltrazione idrica nel suolo.

I principi basilari delle misure di conducibilità idraulica effettuate con l'infiltrometro a tensione, sono stati recentemente illustrati da Angulo-Jaramillo *et al.* (2000). Gli approcci metodologici più diffusi si basano sull'equazione di flusso per infiltrazioni da una superficie circolare proposta da Wooding (1968). Tali metodi richiedono il raggiungimento, durante il processo di infiltrazione, di un equilibrio dinamico e l'impiego di più dischi (Smettem e Clothier, 1989), o l'applicazione di differenti potenziali h (Ankeny *et al.*, 1991).

L'obiettivo di questo lavoro è quello di valutare e confrontare quattro diverse funzioni $K(h)$ sulla base della loro adeguatezza nel descrivere l'andamento di dati sperimentali e due procedure di "scaling" basate sui valori naturali di K (SC1) o sui corrispondenti logaritmi in base 10 (SC2).

Materiali e metodi

Teoria

La conducibilità idraulica è stata stimata impiegando un infiltrometro a tensione sulla base dell'equazione di Wooding (1968) e il modello esponenziale di Gardner (1958):

$$K(h) = K_s \exp(\alpha^* h) \quad (1)$$

dove K_s rappresenta la conducibilità idraulica satura [$L T^{-1}$], h il potenziale di pressione [L], ed α^* il "sorptive number" [L^{-1}]. La soluzione di Wooding (1968) è data da:

$$Q(h) = (\pi r^2 + \frac{4r}{\alpha^*}) K(h) \quad (2)$$

dove Q è il flusso stazionario [$L^3 T^{-1}$] ed r [L] il raggio della superficie circolare corrispondente a quella del disco dell'infiltrometro.

La metodologia proposta da Ankeny *et al.* (1991) richiede la misura di due flussi stazionari (Q_1 e Q_2) derivanti dall'applicazioni di due potenziali ($h_1 > h_2$). Se il parametro α^* è assunto costante nel range h_1-h_2 , esso può essere ricavato da:

$$\alpha^* = \frac{\ln \frac{Q_1}{Q_2}}{\Delta h} \quad \Delta h = h_1 - h_2 \quad (3)$$

Inserendo il valore di α^* nella Eq.(2) si ottiene un'esplicita relazione tra Q e K che consente di ricavare K in corrispondenza di ogni valore di potenziale che viene applicato al suolo.

I valori di K , ottenuti mediante l'applicazione delle suddette equazioni, sono stati successivamente interpolati da quattro funzioni analitiche: due unimodali e due bimodali. Le prime hanno compreso un'esponenziale singola (ES) nella forma dell'Eq.(1) e la nota funzione di Mualem-van Genuchten (MvG, van Genuchten, 1980):

$$K(h) = K_s \frac{\left[1 - (\alpha h)^{n-1} (1 + (\alpha h)^n)^{-m}\right]^2}{(1 + (\alpha h)^n)^{m/2}} \quad m = 1 - \frac{1}{n} \quad (4)$$

dove α [L^{-1}] ed n [-] sono parametri che governano l'adattamento della curva.

Sulla base delle indicazioni presenti in letteratura, si veda ad esempio il lavoro di Jarvis e Messing (1995), sono state prese in considerazione due funzioni di tipo bimodale, derivanti cioè dalla combinazione di due funzioni semplici che descrivono la variazione di K in funzione di h nell'ambito di due sistemi di pori: il primo composto da micropori che costituiscono la matrice del suolo, il secondo costituito da macropori idraulicamente attivi per valori di h prossimi alla saturazione. La prima di esse, proposta da Jarvis e Messing (1995), qui indicata come esponenziale doppia (ED), è la combinazione di due funzioni ES ed ha la seguente forma:

$$K(h) = \begin{cases} K_b \exp[(a_1(h-h_b))] & h > h_b \\ K_b \exp[(a_2(h-h_b))] & h \leq h_b \end{cases} \quad K_b = K_s \exp(a_1 h_b) \quad (5)$$

dove a_1 e a_2 [L^{-1}] sono i due coefficienti esponenziali propri dei due sistemi, h_b è il valore soglia discriminante tra i due domini e K_b la conducibilità idraulica corrispondente ad h_b .

La seconda funzione complessa (BPC, bimodal piecewise-continuous) esaminata in questo lavoro è stata proposta da Mohanty et al. (1997 e 1999) ed è il risultato della combinazione della MvG, per descrivere la conducibilità idraulica nella matrice del suolo, con una funzione analoga alla ES relativa al sistema dei macropori:

$$K(h) = \begin{cases} K_b \frac{\left[1 - (\alpha h)^{n-1} (1 + (\alpha h)^n)^{-m}\right]^2}{(1 + (\alpha h)^n)^{m/2}} & h < h_b \\ K_b + K_b \{\exp[(h-h_b)\delta] - 1\} & h_b < h \leq 0 \\ K_b + K_b [\exp(-h_b\delta) - 1] & h > 0 \end{cases} \quad m = 1 - \frac{1}{n} \quad (6)$$

dove δ [L^{-1}] è un parametro di adattamento equivalente ad a_1 .

La stima dei parametri delle quattro funzioni è stata effettuata mediante analisi di regressione non-lineare impiegando il software SAS e applicando congiuntamente lo "scaling" dei valori di K basato sulla tecnica di normalizzazione funzionale proposta da Tillotson e Nielsen (1984). Brevemente, essa consiste nell'individuare una curva di riferimento per ogni combinazione di suolo e funzione interpolante congiuntamente alla stima di fattori di scala λ_j associati ad ogni sequenza di infiltrazione j consistente, a sua volta, di n potenziali h . Con la procedura SC1, tali fattori λ_j sono stati individuati minimizzando la seguente funzione SS_j :

$$SS_j = \sum_{i=1}^{i=n} [K_i \lambda_j - K_i^*]^2 \quad (7)$$

dove K_i^* è la conducibilità idraulica di riferimento. Nel caso, invece, della procedura SC2, sono stati considerati i logaritmi in base 10 dei valori di K e pertanto la funzione SS_j ha assunto la seguente forma:

$$SS_j = \sum_{i=1}^{i=n} [\lambda_j + \log(K_i) - \log(K_i^*)]^2 \quad (8)$$

Determinazioni in campo

Le prove di infiltrazione sono state effettuate a Metaponto (MT) presso l'azienda agraria "Campo 7" dell'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari. Il terreno, classificato come Typic Epiaquerts secondo la Soil Taxonomy (USDA, 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 %.

Le misure di infiltrazione sono state effettuate nelle interfile di un'area coltivata con sorgo da granella usando un infiltrometro a tensione della Soil Measurement System (Tucson, AZ). Dopo aver livellato il suolo, un sot-

tile strato di sabbia fine è stato riversato su una superficie circolare con raggio pari a 10 cm, con l'obiettivo di migliorare il contatto idraulico tra suolo e membrana porosa dell'infiltrometro. Sono state condotte 8 prove di infiltrazione: in cinque di esse è stata imposta una sequenza di cinque potenziali, in due e in una di esse sono stati imposti, rispettivamente, sei e tre potenziali, per un totale di 40 coppie di valori $K-h$. I potenziali imposti alla superficie del suolo sono stati scelti nell'intervallo fra -16 e -1 cm. La caduta del livello d'acqua nel tubo di riserva dell'infiltrometro è stata monitorata visivamente con intervalli di 30 o 60 secondi. Il flusso è stato giudicato "stazionario" quando le velocità di infiltrazione sono risultate costanti nell'arco di 10 minuti. Mediamente la durata delle infiltrazioni è variata tra 84 e 110 minuti.

Risultati

In figura 1 sono riportati i valori non scalati di K . E' evidente la notevole dispersione dei dati che tende ad accentuarsi per alti valori di h per i quali K varia in un range anche di un ordine di grandezza. Nonostante questa intrinseca variabilità e in un intervallo di h relativamente limitato, K è aumentata notevolmente passando da circa 0.4 mm s⁻¹, un valore prossimo a quello riportato da Carsel e Parrish (1988) come K_s dei suoli argillosi, a valori di circa due ordini di grandezza più elevati. Questi andamenti sono in linea con quelli individuati in altre esperienze riguardanti i suoli argillosi e caratterizzati da incrementi ancora più elevati nello stesso range di h (Jarvis e Messing, 1995).

L'efficienza dello scaling è stata valutata sulla base della riduzione percentuale degli scarti (RPS) per effetto delle procedure SC1 ed SC2:

$$RPS = 100 \frac{SSR_{nsc} - SSR_{sc}}{SSR_{nsc}}$$

dove SSR_{nsc} ed SSR_{sc} rappresentano le sommatorie dei residui quadratici ottenuti utilizzando, rispettivamente, i dati non scalati e scalati. La Tabella 1 riporta tali valori per le due procedure di scaling e le quattro funzioni. La procedura SC2 ha fornito RPS più bassi rispetto ad SC1 e tali differenze sono state più accentuate con la funzione ES (96% vs. 33%, rispettivamente per SC1 ed SC2). Impiegando le altre tre funzioni si sono ottenuti RPS più elevati e molto simili fra loro, mediamente pari a 98 ed 80% rispettivamente per SC1 ed SC2.

In tabella 2, le procedure di scaling e le quattro funzioni sono confrontate simultaneamente in termini di coefficiente di determinazione (R^2), scarto quadratico medio (RMSE), valori dei parametri ottimizzati e rispettivi errori standard. In accordo con quanto emerso per i valori RPS, la funzione ES ha fornito valori di R^2 più bassi rispetto a quelli delle altre tre funzioni soprattutto con la procedura SC2. Analogamente i valori di RMSE sono risultati più elevati. Sempre sulla base di questi due parametri statistici, la funzione unimodale MvG, invece, ha assicurato un grado di adattamento ai dati sperimentali analogo a quello delle due funzioni bimodali che, a loro volta, non hanno fornito valori sostanzialmente differenti tra loro. E' da sottolineare, inoltre, che tali risultati sono stati indipendenti rispetto alla procedura di scaling utilizzata.

Lo scarso adattamento della ES rispetto ai valori misurati, emerge chiaramente dall'esame visivo della figura 2. Con questa funzione, infatti, gli alti valori di K hanno avuto un peso maggiore rispetto a quelli più bassi. A causa di ciò, la funzione risultante tende a minimizzare più che altro gli scarti con i valori più elevati di K sottostimando, di conseguenza, la conducibilità idraulica per valori di h inferiori a -7 cm. Nell'ambito della procedura SC2, l'impiego dei logaritmi ha comportato una riduzione del peso dei valori estremi di K e, pertanto, la funzione ES ha interpolato meglio quelli intermedi ottenuti con h compresi tra -3 e -10 cm (fig. 3). Nonostante l'unimodalità, la funzione MvG ha interpolato in maniera sufficientemente accurata i valori sperimentali, ma con valori K_s ed a particolarmente elevati, se confrontati a quelli valori riportati da Carsel e Parrish (1988) per un suolo argilloso (rispettivamente, 0.55 mm s⁻¹ e 0.008 cm⁻¹), ed accettabili solo come parametri di puro adattamento statistico senza alcun significato fisico.

Tabella 1. Riduzione percentuale della somma degli scarti (RPS) per effetto delle procedure di scaling SC1 ed SC2

Funzione	SC1	SC2
ES	95.7	33.5
ED	98.1	81.0
MvG	97.8	79.7
BPC	98.2	78.8

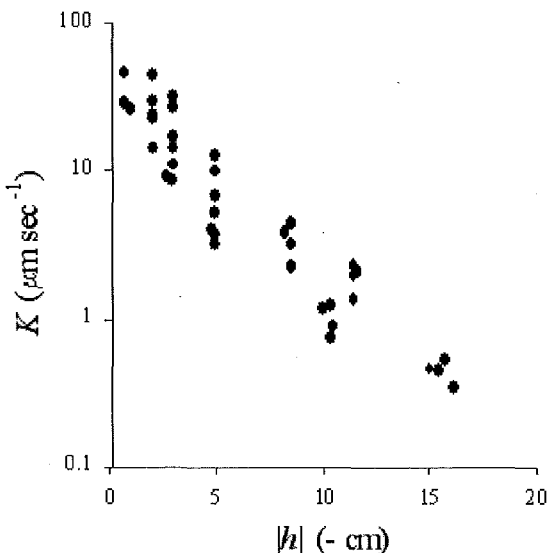


Figura 1. Valori non scalati di conducibilità idraulica

Tabella 2. Risultato dell'interpolazione delle quattro funzioni e delle due procedure di scaling per il suolo di Metaponto in termini di coefficiente di determinazione (R^2), scarto quadratico medio (RMSE) e valori stimati dei parametri i cui errori standard sono riportati in carattere più piccolo

	SC1		SC2								
	ES	MvG	ED	BPC	ES	MvG	ED	BPC			
R^2	0.991	0.995	0.996	0.996	0.94	0.986	0.983	0.986			
RMSE	1.623	1.052	0.984	0.919	0.022	0.005	0.007	0.005			
K_s	84.53	117.63	85.78		34.38	495.61	77.44				
	1.82	11.78	1.39		3.18	264.50	10.65				
α/a_1	0.536	0.176	0.566	0.082	0.285	0.198	0.568	0.076			
	0.012	0.006	0.010	0.015	0.012	0.025	0.059	0.005			
n		1.564		1.576		1.222		1.527			
		0.058		0.076		0.061		0.047			
a2			0.247				0.215				
			0.031				0.010				
hb			-4.14	-3			-4.482	-3			
			0.224	-			0.444				
δ				0.565				0.570			
				0.010				0.052			
K_b				15.19				14.083			
				0.273				0.841			

Unità di misura: K_s e K_b μs^{-1} ; α , a_1 , a_2 e δ cm^{-1} ; n -; h_b cm.

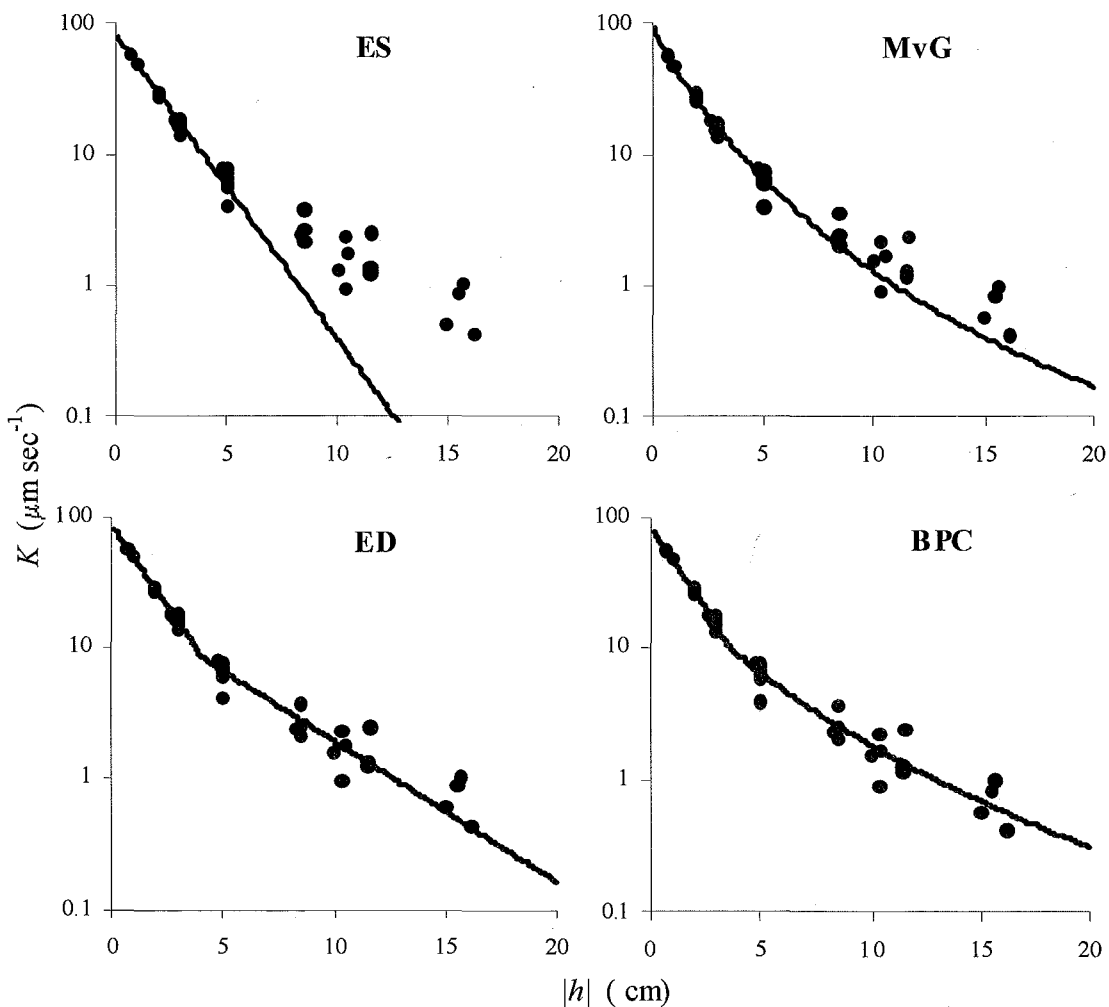


Figura 2. Interpolazione delle quattro funzioni $K(h)$ ottenuta applicando la procedura di scaling SC1

Dall'esame delle funzioni bimodali, si osserva che i valori di K_s di entrambe le funzioni sono risultati contenuti (mediamente 84 e $78 \mu\text{m s}^{-1}$ rispettivamente per SC1 ed SC2) così come il parametro α della BPC rispetto all'analogo della MvG. Nel caso della ED gli errori standard sono risultati bassi e comunque non superiori al 10-12% dei valori stimati dei parametri. Per quanto riguarda, invece, la BPC, avendo riscontrato problemi di convergenza associati ad alti errori standard, abbiamo preferito fissare arbitrariamente h_b pari a -3 cm e stimare i restanti parametri. Nell'ambito di queste due funzioni, infine, la stima dei parametri non è stata influenzata significativamente dalla procedura di scaling applicata. Le figure 2 e 3 mostrano l'elevato grado di adattamento di queste due funzioni anche rispetto alla MvG soprattutto per i valori più bassi di h associati al dominio dei pori caratterizzati da minori dimensioni.

Conclusioni

Le misure di conducibilità idraulica effettuate su un suolo argilloso hanno confermato i risultati di analoghe e precedenti esperienze caratterizzate da elevati incrementi di K per limitate variazioni di h , in condizione di suolo quasi saturo. L'elevata variabilità riscontrata ha reso indispensabile l'applicazione dello scaling che, indipendentemente dall'impiego dei valori naturali o dei logaritmi, ha consentito la stima delle funzioni di riferimento.

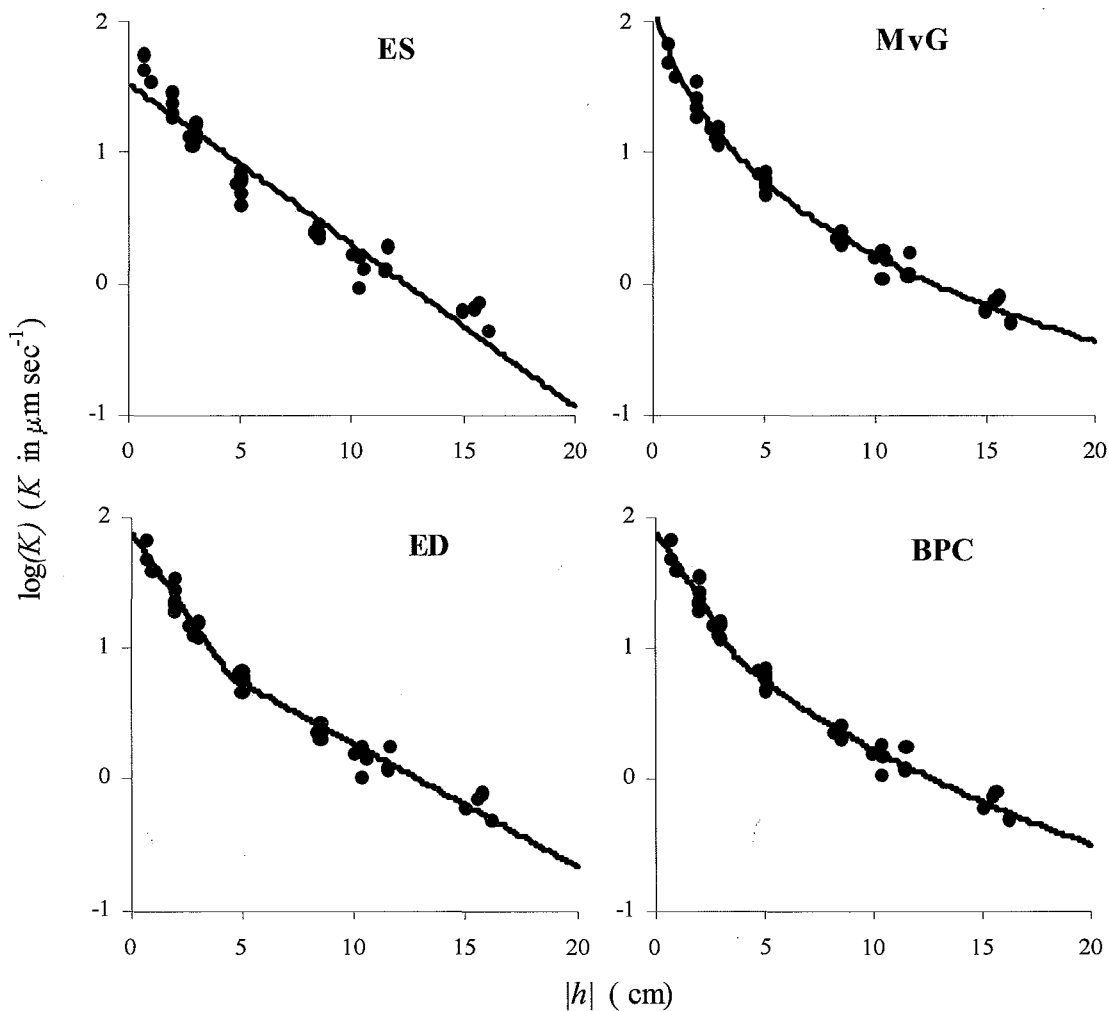


Figura 3. Interpolazione delle quattro funzioni $K(h)$ ottenuta applicando la procedura di scaling SC2

Tra queste, la funzione ES è risultata la più inadeguata. La funzione unimodale MvG e le due bimodali, ED e BPC, invece, hanno interpolato i dati sperimentali in maniera sufficientemente dettagliata. Tra queste, però, la ED si è dimostrata la più adatta nel descrivere le variazioni di K in funzione di h , grazie ad errori standard contenuti, stime "realistiche" dei parametri e assenza di problemi di convergenza. Nell'ambito di questa funzione, le stime dei parametri dei due sistemi di pori caratterizzati da distinte funzioni di conducibilità idraulica, non sono state influenzate significativamente dal tipo di scaling applicato. Tale funzione, infine, si presta agevolmente ad essere utilizzata

in quanto governata da parametri a cui è possibile assegnare un significato fisico, essendo K_s la conducibilità satura, h_b il potenziale che segna il passaggio dal sistema dei micropori a quello dei macropori e il rapporto a_1/a_2 , un indicatore importante della macroporosità riguardante il peso "effettivo" dei macropori rispetto ai micropori e da mettere in relazione alla possibilità che in un suolo si verifichino flussi di tipo preferenziale la cui intensità dipenderà da tale rapporto. Per il suolo in studio tali parametri sono risultati, rispettivamente, pari a $86 \mu\text{m s}^{-1}$, -4.1 cm e 2.3 .

Bibliografia

- ANKENY M.D., AHMED M., KASPAR T.C., HORTON. R., 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 467-470.
- ANGULO-JARAMILLO R., VANDERVAERE J.P., ROULIER S., THONY J.L., GAUDET J.P., VAUCLIN M., 2000. Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers. A review and recent developments. *Soil Till. Res.*, 55: 1-29.
- CAMEIRA M.R., FERNANDO R.M., L.S. PEREIRA., 2003. Soil macropore dynamics affected by tillage and irrigation for a silty loam alluvial soil in southern Portugal. *Soil Till. Res.* 70: 131-140.
- CARSEL R.F., PARRISH R.S., 1988. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resour. Res.*, 24: 755-769.
- KLUTE A., 1986. Water retention: Laboratory methods. In: *Methods of Soil Analysis, Part 1 – Physical and Mineralogical Methods*. (Ed. A. Klute). 2nd ed. Agronomy Monograph, 9: 635-662.
- GARDNER W.R., 1958. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Sci.*, 85: 228-232.
- JARVIS N.J., MESSING I., 1995. Near-saturated hydraulic conductivity in soils of contrasting texture measured by tension infiltrometer. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 59: 27-34.
- JURY W.A., 1999. Present directions and future research in vadose zone hydrology. In Parlange M.B., Hopmans J.W. (ed.), *Vadose Zone Hydrology – Cutting Across Disciplines*, Oxford University Press, New York, 432-441.
- LEIJ F. J., VAN GENUCHTEN M. Th., 1999. Characterization and Measurement of the hydraulic properties of unsaturated porous media. p. 1-12. In M. Th. van Genuchten, F. J. Leij, and L. Wu (ed.) *Proc. Characterization and Measurement of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media*, Univ. of California, Riverside, CA.
- MOHANTY B.P., BOWMAN R.S., HENDRICK J.M.H., VAN GENUCHTEN M.T., 1997. New piecewise-continuous hydraulic functions for modeling preferential flow in an intermittent-flood-irrigated field. *Water Resour. Res.*, 33: 2049-2063.
- MOHANTY B.P., 1999. Scaling hydraulics properties of a macroporous soil. *Water Resour. Res.*, 35: 1927-1931.
- SMETTEM K.R.J., CLOTIER B.E., 1989. Measuring unsaturated sorptivity and hydraulic conductivity using multi-disc permeameters. *J. Soil Sci.*, 40: 563-568.
- TILLOTSON P.M., NIELSEN D.R., 1984. Scale factors in soil science. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 953-959.
- 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 soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 892-898.
- WIENHOLD B.J., TROOIJEN T.P., 1998. Irrigation water effects on infiltration rate in the northern great plains. *Soil Sci.*, 163: 853-858.
- WOODING R.A. 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resour. Res.*, 4: 1259-1273.

EFFETTO DI DIFFERENTI SISTEMI DI LAVORAZIONE SULLA QUALITÀ FISICA DI UN SUOLO FRANCO COLTIVATO A MAIS CONTINUO

Nadia Vignozzi, Sergio Pellegrini, Carlo Piovaneli, Camilla Gamba, Marcello Pagliai

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - Firenze

Abstract

This paper presents the results of a field plot experiment aimed at evaluating the effects of different soil tillage systems on soil physical quality of a loam soil (*Typic Haplustep*) cultivated by maize (*Zea mays* L.). Disk harrowing at 10-15 cm (DS), ripper subsoiling at 45-50 cm (RP), ploughing at 40 (AP) and 20 cm (AS) were compared. At the end of the sixth year of the trial, after the harvesting of maize, bulk density, penetrometric resistance, macroporosity by image analysis, aggregate stability (MWD) by wet sieving adopting different oscillation time (2, 4, 8 and 16 minutes) and organic carbon (CO) were determined at 0-10 and 30-40 cm depth. In the surface layer DS shows higher bulk density values and significantly lower macroporosity values with respect to the other treatments. MWD is significantly lower in AP only after 16 minutes. Penetrometric resistance is directly related to the tillage depth. In the layer 0-15 cm DS shows an higher resistance than the other treatments. AP has the lowest CO content, probably because of a more intense organic matter mineralization. After six years, RP seems to be the tillage system with the lower impact on productive and ecological functions in this kind of soil.

Key words: Soil physical quality; Soil structure; Tillage systems; Maize; Image analysis.

Riassunto

Il presente lavoro riporta i risultati di una prova parcellare, volta a valutare gli effetti di diverse lavorazioni principali sulla qualità fisica di un suolo franco (*Typic Haplustep*), coltivato a mais (*Zea mays* L.) in monosuccessione. Si sono confrontate la discatura superficiale a 10-15 cm (DS), la ripuntatura a 45-50 cm (RP) e le arature a 40 cm (AP) e a 20 cm (AS). Dopo la raccolta del mais, sono state determinate la massa volumica apparente, la resistenza alla penetrazione, la macroporosità tramite analisi d'immagine, la stabilità strutturale (MWD) attraverso setacciamento in acqua con tempi di oscillazione diversi (2, 4, 8 e 16 minuti) e il contenuto di C organico (CO). Nello strato superficiale (0-10 cm) i più alti valori di massa volumica apparente si sono riscontrati nella tesi DS, nella quale si sono parallelamente registrati valori di macroporosità significativamente inferiori rispetto agli altri trattamenti. Valori di MWD significativamente più bassi sono stati osservati unicamente in AP dopo 16 minuti di oscillazione. La resistenza alla penetrazione è risultata direttamente correlata con la profondità di lavorazione. Nello strato 0-15 cm si è registrata una resistenza più elevata in DS rispetto agli altri trattamenti. Il minor contenuto di CO è stato riscontrato nella tesi AP, a causa di una più rapida mineralizzazione della sostanza organica. A sei anni dall'inizio della sperimentazione, la RP sembra essere la tecnica di lavorazione con il minor impatto a carico della funzionalità produttiva ed ecologica di questa tipologia di suolo.

Parole chiave: Qualità fisica del suolo; Struttura del suolo; Sistemi di lavorazione; Mais; Analisi d'immagine.

Introduzione

La qualità del suolo agrario o forestale può essere definita come la capacità di una specifica tipologia di suolo di supportare una serie di funzioni ecologiche e produttive (Seybold *et al.*, 1998). In particolare, la qualità fisica è comunemente intesa come la capacità del suolo di mantenere adeguate condizioni strutturali, sostenere la produzione, resistere all'erosione e al compattamento, favorire i movimenti dell'acqua e dell'aria e promuovere l'attività biologica, riducendo nel complesso i rischi di degradazione ambientale (Wallace e Terry, 1998). Per esprimere un giudizio di qualità è necessario individuare idonei indicatori e conoscerne i valori critici e/o ottimali di riferimento (Schipper e Sparling, 2000). In assenza di valori di riferimento per uno specifico ambiente pedoclimatico, è pur sempre possibile esprimere una valutazione di qualità confrontando i valori assunti da specifici parametri con quelli che presenta la stessa tipologia di suolo in condizioni naturali (es., sotto vegetazione spontanea o boschiva) (Reynolds *et al.*, 2002) oppure valutando la loro dinamica temporale a seguito dell'adozione di differenti sistemi di gestione (Larson e Pierce, 1994).

Scopo del presente lavoro è valutare se, dopo sei anni di adozione di differenti tipi di lavorazione, alcune caratteristiche correlate alla qualità fisica del suolo hanno subito variazioni tali da comprometterne la capacità di assolvere le principali funzioni, cercando inoltre di individuare i parametri di natura fisica in grado di evidenziare significative modificazioni della qualità del suolo nel medio periodo.

Materiali e Metodi

La ricerca, iniziata nel 1994, viene condotta presso il Centro sperimentale di Fagna (Scarperia - Firenze), su un suolo franco (*Typic Haplustept* - USDA, 1999) di fondovalle evolutosi da sedimenti fluviali. Le principali caratteristiche fisico-chimiche del suolo (0-60 cm) sono riportate in tabella 1. L'area è caratterizzata da regime climatico temperato, con piovosità media annua di 1024 mm. Il piano sperimentale prevede la coltivazione di mais (*Zea mays* L.) non irriguo in monosuccessione con quattro tipi di lavorazioni principali: discatura superficiale a 10-15 cm (DS), ripuntatura (ripuntatore a denti rigidi distanti 40 cm) a 45-50 cm (RP), aratura profonda a 40 cm (AP) e aratura superficiale a 20 cm (AS). Su tutte le parcelle viene eseguito un trattamento diserbante in pre-emergenza ed una sarchiatura in occasione della distribuzione del concime in copertura (giugno). I residui colturali vengono interrati con la lavorazione principale successiva. Le diverse tesi sono state replicate tre volte in parcelle randomizzate di 10x50 m; dal 1970 fino all'inizio della prova, le parcelle sono state arate a 40 cm di profondità e coltivate con monosuccessione di mais.

A sei anni dall'inizio della ricerca, al termine del ciclo colturale del mais (ottobre 1999), sono state determinate:

- la massa volumica apparente, con il metodo del carotaggio con cilindro metallico, eseguendo la misura a 0-10 cm e 30-40 cm di profondità.
- la macroporosità, mediante analisi di immagine su sezioni sottili preparate da campioni indisturbati prelevati (sei repliche per ciascuna tesi) a 0-10 cm e 30-40 cm di profondità. I campioni sono stati essiccati seguendo il metodo che prevede la sostituzione dell'acqua con acetone e impregnati sotto vuoto con una resina poliestere; una volta induriti, da ogni campione è stata preparata una sezione sottile, verticalmente orientata, delle dimensioni di 6x7 cm e dello spessore di circa 30 mm (Murphy, 1986). Le sezioni sottili sono state esaminate mediante un analizzatore di immagine, utilizzando il software IMAGE-PRO PLUS, prodotto dalla "Media Cybernetics" (Silver Spring - USA), per le misure di porosità. I pori sono stati caratterizzati secondo la loro forma (espressa dal fattore di forma, $\text{perimetro}^2/4\text{p.area}$) e divisi in tre gruppi morfologici: pori regolari (fattore di forma 1-2), pori irregolari (fattore di forma 2-5), pori allungati (fattore di forma >5). I pori di ciascun gruppo sono stati poi ulteriormente suddivisi in classi dimensionali secondo il loro diametro equivalente per i regolari e gli irregolari, e secondo la loro larghezza per quelli allungati (Pagliai *et al.*, 1983). Le sezioni sono state inoltre esaminate al microscopio polarizzatore Zeiss R POL a 25 ingrandimenti per le osservazioni micromorfologiche.
- l'indice penetrometrico (Cone Index - CI), utilizzando un penetrometro elettronico manuale (RIMIK mod. CP20) con punta conica di 12 mm di diametro, angolo di apertura di 30° e lunghezza utile di 60 cm. L'acquisizione dello sforzo penetrometrico è avvenuto ad intervalli di 20 mm di profondità. In ogni parcella sono state effettuate 18 misure di resistenza penetrometrica che hanno interessato i primi 60 cm di terreno. In accordo con quanto previsto dalle norme ASAE (ASAE, 1994), l'indagine non ha riguardato i valori relativi ai primi 4 cm di suolo; sui rimanenti dati l'analisi statistica (test di Duncan) ha interessato le medie degli strati 4-16, 16-28, 28-40, 40-52 e 52-60 cm.
- il carbonio organico (CO), determinato per ossidazione a caldo con bicromato di potassio in presenza di acido solforico, e successiva titolazione con sale di Möhr (Yeomans e Bremner, 1988).
- la stabilità strutturale, valutata attraverso il metodo della setacciatura a umido per la determinazione del diametro medio ponderato (MWD - Mean Weight Diameter) degli aggregati stabili. Campioni indisturbati di suolo dello strato superficiale (0-10 cm) sono stati seccati all'aria, vagliati tra 4 e 2 mm e sottoposti a oscillazione verticale in acqua per 2, 4, 8 e 16 minuti ad una velocità di 30 oscillazioni/minuto, dopo essere stati inumiditi per risalita capillare. Per ogni campione sono state eseguite 3 ripetizioni. Il peso secco degli aggregati stabili raccolti su ogni singolo vaglio è stato utilizzato, dopo correzione per il contenuto in sabbia, per il calcolo del MWD (Kemper e Chepil, 1965).
- la produzione, espressa come peso della granella al 15,5% di umidità.

Tabella 1. Principali caratteristiche fisico-chimiche del suolo (0-60 cm) all'inizio della ricerca (1994)

Sabbia (g kg ⁻¹)	405
Limo (g kg ⁻¹)	425
Argilla (g kg ⁻¹)	170
CaCO ₃ totale (%)	5.7
CaCO ₃ attivo (%)	1.2
C organico (%)	0.8
pH (H ₂ O)	8.1
CSC (meq/100g)	14.8
ESP (%)	1.7
N totale (g kg ⁻¹)	1.0
Conducibilità elett. (mS cm ⁻¹)	1.6
C/N	7.0

Risultati e discussione

La massa volumica apparente dello strato superficiale (0-10 cm) mostra valori più elevati in DS; le differenze tra le medie non raggiungono tuttavia la significatività statistica (Tab. 2). Alla profondità di 30-40 cm i valori più elevati si riscontrano, come logico, nelle tesi in cui la lavorazione non ha interessato gli strati profondi. E' comunque interessante notare come i valori di massa volumica apparente in AP e RP non risultano significativamente diversi da DS.

I dati di macroporosità totale sono tendenzialmente in accordo con quelli di massa volumica apparente. Differenze significative si riscontrano nello strato superficiale (0-10 cm; Fig. 1a), nel quale DS mostra valori significativamente più bassi rispetto a AP e AS, in cui il rivoltamento del terreno provoca la formazione di pori irregolari e allungati di grandi dimensioni (fig. 2). Non si osservano invece differenze significative fra i valori di porosità totale a 30-40 cm di profondità (fig. 1b).

Tabella 2. Massa volumica apparente a 0-10 e 30-40 cm di profondità. A ciascuna profondità, i valori seguiti da lettere uguali non differiscono statisticamente (test di Duncan, P ≤ 0,05).

Tesi	Profondità	
	0-10 cm	30-40 cm
AP	1.41 a	1.51 b
AS	1.44 a	1.60 a
DS	1.46 a	1.56 ab
RP	1.42 a	1.51 b

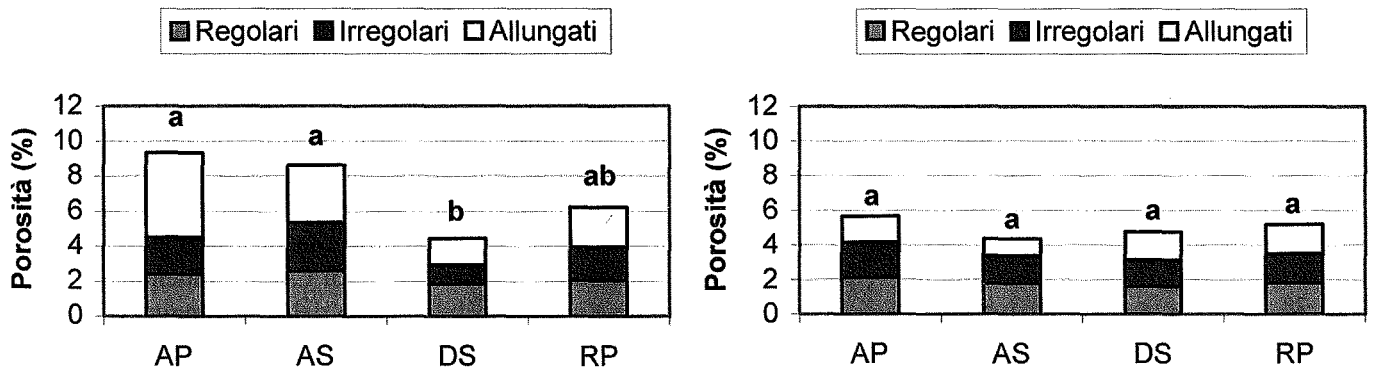


Figura 1. Macroporosità espressa come area percentuale occupata dai pori >50 mm a 0-10 (a) e 30-40 cm (b) di profondità. Le tesi contrassegnate da lettere uguali non differiscono statisticamente (test di Duncan, P ≤ 0,05)

Nello strato superficiale (4-16 cm) i valori medi di CI sono significativamente più alti in DS rispetto alle altre tesi (fig. 3); un comportamento simile è stato osservato anche da Tebrügge e Düring (1999), seppur su suoli con tessitura diversa, in parcelle con lavorazione minima a confronto con l'aratura. In DS si osserva inoltre come la curva presenti, in corrispondenza del limite inferiore della lavorazione (15 cm), un picco di massima resistenza; la presenza di uno strato compatto lungo il profilo (suola) è confermata dall'osservazione di fenomeni di ristagno dopo le piogge più intense. La resistenza alla penetrazione risulta in generale direttamente correlata con la profondità di lavorazione, come testimoniano i valori di CI significativamente più elevati alla profondità di 28-40 cm in AS e DS. Le tesi AP e RP non mostrano evidenti differenze nei valori di resistenza penetrometrica lungo il profilo; soltanto nello strato 28-40 cm i valori di CI appaiono significativamente più bassi in AP rispetto a RP.

I risultati relativi al contenuto di CO nello strato superficiale (fig. 4) evidenziano valori significativamente più bassi in AP e AS rispetto a RP e, soprattutto, a DS. Ciò è imputabile alla tecnica di lavorazione del terreno; le arature provocano, infatti, l'accelerazione dei processi di mineralizzazione della sostanza organica (Kern e Johnson, 1993). La valutazione dell'effetto dei diversi trattamenti sul contenuto medio di CO nello strato 0-40 cm, conferma come AP sia il tipo di gestione che più di ogni altro contribuisce al depauperamento della dotazione di sostanza organica del suolo.

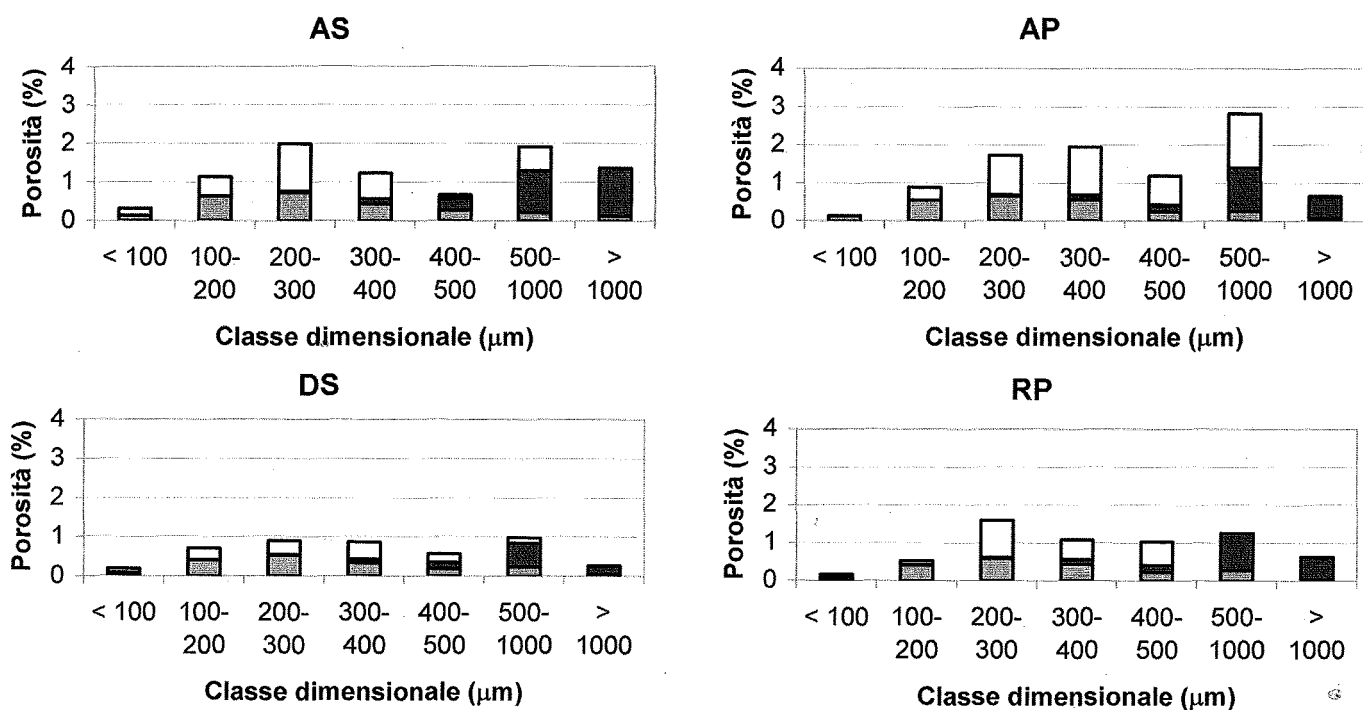


Figura 2. Distribuzione dimensionale dei differenti tipi di pori alla profondità di 0-10 cm

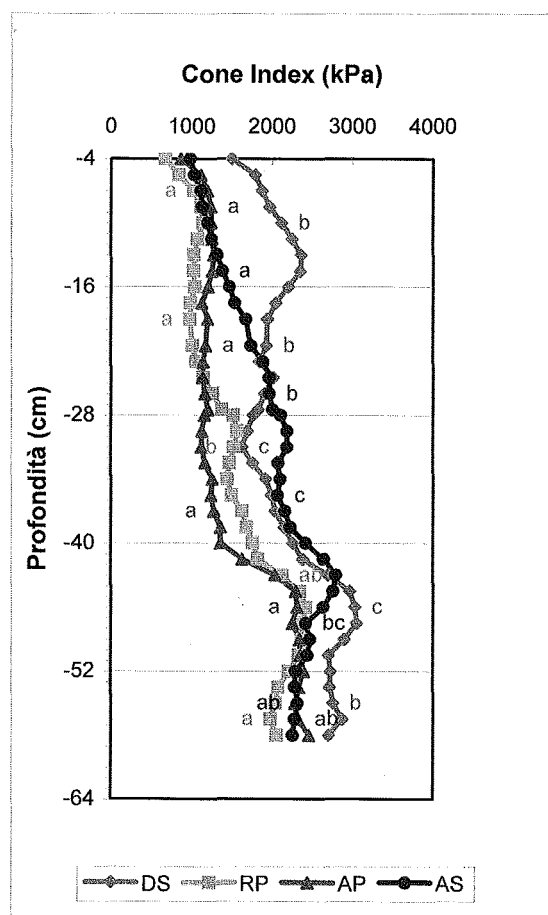


Figura 3.

Andamento della resistenza penetrometrica lungo il profilo (0-60 cm). Per ogni strato, tesi marcate da lettere uguali presentano valori medi che non differiscono statisticamente (test di Duncan, $P \leq 0,05$).

L'effetto dei diversi sistemi di lavorazione sulla stabilità degli aggregati è riportato in fig. 5. Differenze statistiche tra i trattamenti si evidenziano a seguito di input energetici piuttosto elevati; soltanto dopo 16 minuti di oscillazione si osserva in AP una drastica e significativa diminuzione del MWD. L'interpretazione di questo risultato necessita di alcune considerazioni circa il ruolo fondamentale che la sostanza organica svolge, come noto, nel determinare la capacità degli aggregati di resistere alle forze disagreganti applicate dall'esterno. In questo caso la determinazione del contenuto di CO non sembra sufficiente a chiarire il diverso comportamento di AP rispetto a AS. A fronte di una diversa stabilità degli aggregati dopo 16 minuti di oscillazione in acqua, non si osservano infatti differenze significative nel livello di CO. Escludendo, in accordo con Degens (1997), un possibile effetto delle ife fungine e delle radici più sottili nella stabilizzazione dei macroaggregati ($> 250 \mu\text{m}$) in suoli con tessitura franca e franco sabbiosa, si può ipotizzare un possibile effetto delle diverse frazioni della sostanza organica. Papini *et al.* (2002) hanno infatti riscontrato su campioni superficiali di suolo prelevati nella stessa epoca, valori di TEC (total extractable C) significativamente inferiori in AP rispetto agli altri sistemi di lavorazione.

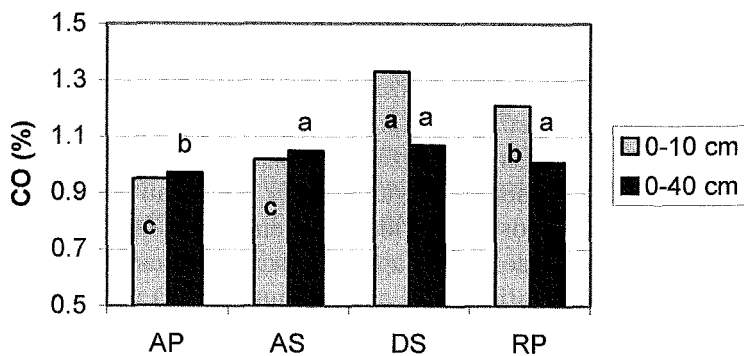


Figura 4. Contenuto medio di carbonio organico a 0-10 e 0-40 cm di profondità. A ciascuna profondità, tesi contrassegnate da lettere uguali non differiscono statisticamente (test di Duncan, $P \leq 0,05$)

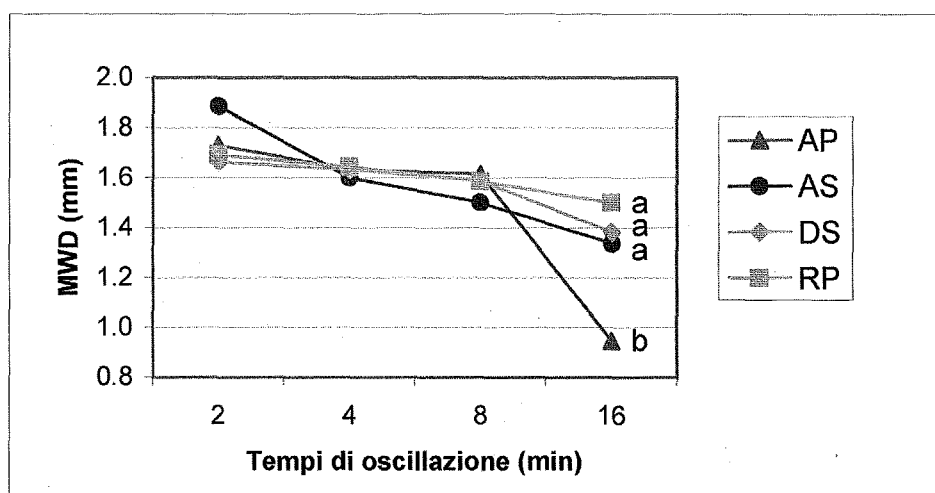


Figura 5. Effetto dei differenti tipi di lavorazione sull'andamento dell'indice MWD. Il confronto statistico (test di Duncan, $P \leq 0,05$) ha evidenziato differenze significative soltanto dopo 16 minuti di oscillazione

In figura 6 sono riportati i dati produttivi relativi ai primi sei anni di sperimentazione. Nel primo e nel quinto anno la produzione di granella è risultata sensibilmente inferiore alla media a causa della totale assenza di precipitazioni nella fase fenologica della fioritura, periodo in cui la coltura del mais risulta particolarmente sensibile agli stress idrici (Giardini, 1982). Differenze statisticamente significative si sono registrate soltanto al sesto anno di indagine, nel quale la tesi RP ha fatto registrare la produzione più elevata.

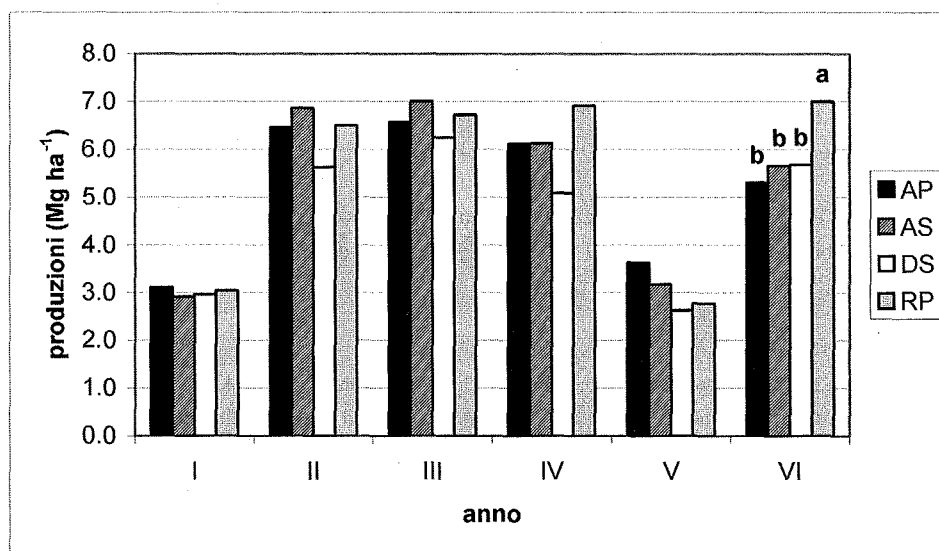


Figura 6. Produzione media di granella nei sei anni di prova. Le tesi non contrassegnate, o contrassegnate da lettere uguali, non differiscono statisticamente (test di Duncan, $P \leq 0,05$)

Conclusioni

A sei anni dall'inizio della ricerca, i risultati confermano, nel loro complesso, quanto registrato dopo un solo anno di osservazioni (Pagliai *et al.*, 1998). La funzione produttiva non appare significativamente influenzata dai diversi sistemi di lavorazione. La maggior produzione ottenuta con RP nell'ultimo anno di prova necessita infatti di conferma negli anni a venire. Ciò indica inoltre come, limitatamente all'adempimento della funzione produttiva, i diversi parametri di qualità fisica del suolo non hanno fatto registrare valori "critici" relativamente all'ambiente pedoclimatico e alla coltura considerati. Nell'ottica di una agricoltura ecocompatibile, non è comunque proponibile la formulazione di un giudizio di qualità del suolo unicamente sulla base della risposta produttiva. AP risulta la lavorazione meno adeguata, poiché presenta valori significativamente più bassi di CO e di MWD e, di conseguenza, aumenta la suscettibilità del suolo alla formazione di croste superficiali; di contro, i valori di porosità e massa volumica apparente non appaiono molto diversi rispetto alle altre lavorazioni. DS provoca una significativa riduzione della porosità nello strato superficiale; inoltre, l'aumento dei valori di CI al limite della profondità di lavorazione evidenzia la for-

mazione di uno strato compatto lungo il profilo. AS e RP risultano nel complesso le tecniche con il minor impatto a carico della funzionalità produttiva ed ecologica di questa tipologia di suolo; tuttavia nella tesi RP i valori di MWD e di CO risultano mediamente più elevati e le osservazioni micromorfologiche evidenziano una struttura con una migliore organizzazione e una più omogenea distribuzione dei pori (fig. 7). Queste migliori qualità strutturali possono spiegare la più alta produzione riscontrata nel suolo lavorato mediante rippatura.

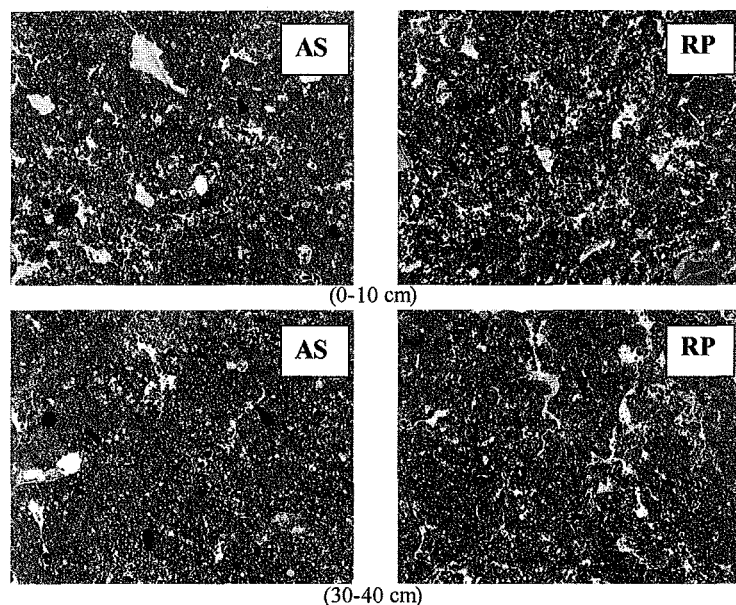


Figura 7. Macrofotografie di sezioni sottili di suolo rappresentative degli orizzonti superficiale (0-10 cm) e profondo (30-40 cm) delle tesi AS e RP. Luce parallela. Il lato minore misura 3 cm nella realtà

Alla luce dei risultati ottenuti, parametri quali la massa volumica apparente, la macroporosità determinata mediante analisi di immagine, il contenuto di CO e la stabilità degli aggregati sembrano possedere le potenzialità per individuare l'evoluzione temporale della qualità del suolo. Diversamente, la resistenza alla penetrazione risulta sensibilmente influenzata dal tenore di umidità del suolo; per una sua routinaria applicazione sarebbe necessario conoscere, almeno per le principali tipologie di suolo, le relazioni esistenti tra umidità e sforzo penetrometrico. La non omogeneità di risposta dei diversi parametri conferma la difficoltà di individuare metodologie analitiche singolarmente capaci di consentire una valutazione esaustiva della qualità fisica del suolo; inoltre, i valori "critici" e/o "ottimali" di riferimento sono ad oggi poco noti, o in ogni caso applicabili a specifici ambienti pedoclimatici, per cui è difficile estendere il giudizio ad ambienti diversi e dare valutazioni di qualità assolute.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il Sig. Andrea Rocchini per il contributo alle analisi di laboratorio e la Sig.ra Miranda Morandi per l'assistenza tecnica in campo. Lavoro svolto nell'ambito del Progetto "SUOLO", del MiPAF, coordinato dall'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo.

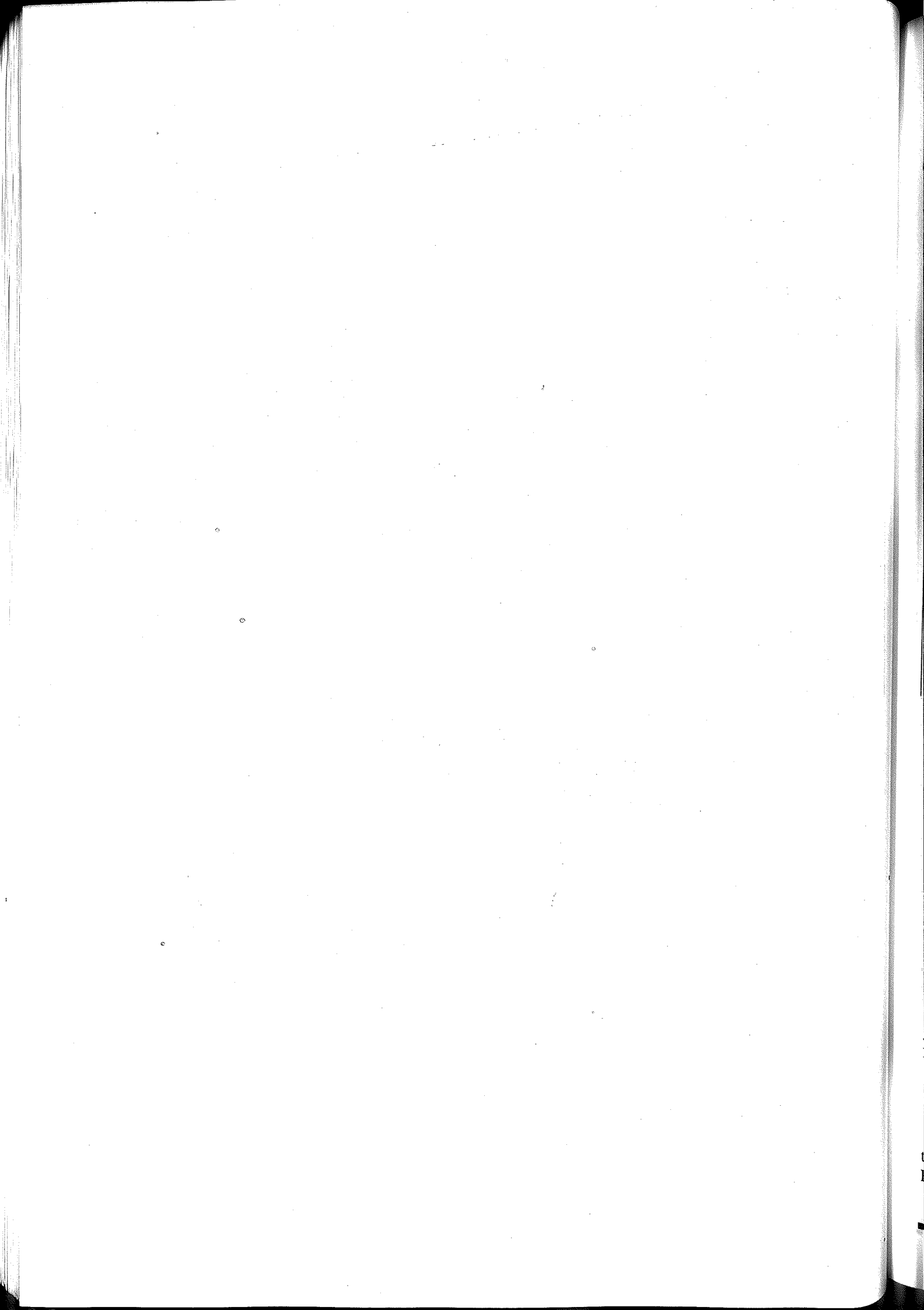
Bibliografia

- ASAE, 1994. Soil cone penetrometers. S313.2. Standards Engineering Practices Data. St. Joseph, MI, USA, ASAE Standards, 446 pp.
- DEGENS B.P., 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. *Aust. J. Soil Res.*, 35, 431-460.
- GIARDINI A., 1982. Mais o Granoturco. In: *Coltivazioni erbacee*. Baldoni R. e Giardini A. (Coord.), Patron Editore, Bologna, 125-183.
- 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.
- KERN J.J., JOHNSON M.G., 1993. Conservation tillage impacts on national and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 200-210.
- LARSON W.E., PIERCE F.J., 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek e B.A. Stewart (Eds.), SSSA Special Pub. No. 35. ASA, CSSA and SSSA, Madison, WI.
- 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., 1983. Micromorphometric and micromorphological investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage. *Journal of Soil Science*, 34: 391-403.
- PAGLIAI M., ROUSSEVA S., VIGNOZZI N., PIOVANELLI C., PELLEGRINI S., MICLAUS N., 1998. Tillage Impact on Soil Quality. I. Soil Porosity and Related Physical Properties. *Italian Journal of Agronomy*, 2: 11-20.
- PAPINI R., PIOVANELLI C., GAMBA C., BRANDI G., BATISTONI E., 2002. Influenza del tipo di lavorazione sulle caratteristiche biologiche e sul contenuto di sostanza organica e di azoto nel profilo del suolo in una monocoltura di mais. *Atti del XX Convegno SICA, Padova, Settembre 2002 (in stampa)*.
- REYNOLDS W.D., BOWMAN B.T., DRURY C.F., TAN C.S., LU X., 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma*, 110: 131-146.
- 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.
- SEYBOLD C.A., MAUSBACH M.J., KARLEN D.L., ROGERS H.H., 1998. Quantification of soil quality. In: *Soil processes and the carbon cycle*. R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett and B.A. Stewart (Eds.), CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 387-404.
- TEBRÜGGE F., DÜRING R.A., 1999. Reducing tillage intensity – a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Till. Res.*, 53, 15-28.
- 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.
- WALLACE A., TERRY R.E., 1998. Soil conditioners, soil quality and soil sustainability. In: *Handbook of Soil Conditioners*. Wallace A., Terry R.E. (Eds.), Marcel Dekker, New York, 1-41.
- YEOMANS J.C., BREMNER M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 19(13), 1467-1476.



Commissione II

Chimica del suolo



FORME CHIMICHE E BIODISPONIBILITÀ DI CR E CU IN SUOLI COLTIVATI DELLA VALLE DEL TORRENTE SOLOFRANA (ITALIA MERIDIONALE)

P. Adamo¹, M. Zampella¹, L. Denaix², F. Terribile¹

¹ Dipartimento di Scienze del Suolo, della Pianta e dell'Ambiente, Università degli Studi di Napoli Federico II, Via Università 100, 80055 Portici (NA)

² INRA-Centre de Bordeaux Aquitaine 33883 Villenave d'Ornon Cedex, France

Abstract

A number of volcanic agricultural soils from the Solofrana river valley (southwestern Italy) irrigated for a long time with contaminated river water or subjected to overflowing were collected and examined for Cr and Cu speciation and metal uptake or effects on vegetables.

Chromium and Cu were the only metal contaminants, occurring in soils in broad ranges of concentrations (Cr 62-335 and Cu 70-565 mg kg⁻¹) and in the surface horizons always above the regulatory levels established by the Italian Ministry of the Environment for soils of public, private and residential areas (Cr 150, Cu 120 mg kg⁻¹). Chromium and Cu were concentrated in silt (20-2 μm) and clay (<2 μm) fractions.

Sequential extractions indicated for all soils a preferential association of Cr and Cu with organic matter, while the soluble and exchangeable forms made a small contribution to the total.

Significant amounts of Cr and Cu were recovered in the acid ammonium oxalate extraction, suggesting association of metals with short-range-order aluminosilicates and organo-mineral complexes. The DTPA extraction results confirmed the low bioavailability of heavy metals in soil.

The metal concentration in dwarf beans and lettuces growing on one contaminated soil did not exceed the maximum concentration recommended by the European Union. However, the enzyme activities in the bean roots indicated the induction of antioxidative defence mechanisms due to metallic stress.

Optical microscopy showed occurrence of clay and silt coatings along elongated pores in the surface and subsurface soil horizons, suggesting a risk of metal-rich sediment transfer along the soil pore network during water movement.

Riassunto

È stato condotto uno studio finalizzato all'accertamento delle forme chimiche ed alla valutazione della biodisponibilità dei metalli Cr e Cu in suoli coltivati, ubicati nella valle del torrente Solofrana, soggetti ad irrigazioni ripetute con acque contaminate del torrente e/o ad esondazioni periodiche dello stesso.

Il contenuto totale di Cr e Cu, variabile, rispettivamente, tra 62 e 335 e tra 70 e 565 mg kg⁻¹, è risultato, in particolare negli orizzonti superficiali, superiore ai limiti riportati nel DM471/99 per suoli di aree ad uso verde pubblico, privato e residenziale (Cr 150, Cu 120 mg kg⁻¹). Cromo e Cu sono risultati maggiormente concentrati nelle frazioni granulometriche limo (20-2 μm) ed argilla (<2 μm). I risultati di estrazioni selettive sequenziali (HOAc, NH₂OH-HCl, H₂O₂/NH₄-OAc, HF/HNO₃) hanno indicato, in tutti i suoli, prevalente associazione di Cr e Cu con i costituenti di natura organica, mentre molto contenuto è apparso il contributo delle forme solubili e scambiabili al totale. Quantità significative di Cr e Cu (in media 27 e 47% del totale rispettivamente) sono state estratte con ammonio ossalato acido, suggerendo un'associazione dei metalli con alluminosilicati a scarso ordine cristallino e con complessi organo-minerali. I risultati di estrazioni con DTPA hanno evidenziato una elevata presenza di Cu (in media 18% del totale) in forme prontamente biodisponibili.

Prove di crescita condotte con piante di *Phaseolus vulgaris* cv. *Limburgse vroege* e *Lettuca sativa* cv. *Appia* non hanno evidenziato particolari effetti fitotossici dei contaminanti. Il contenuto di Cr e Cu delle piante non ha superato le concentrazioni massime raccomandate dall'Unione Europea, restando entro limiti fisiologicamente accettabili. Tuttavia, nelle radici delle stesse piante è stato evidenziato un significativo incremento delle attività enzimatiche (glutazione reduttasi, enzima malico, glucosio-6-fosfato deidrogenasi, perossidasi) rispetto al controllo, in conseguenza di induzione di meccanismi di difesa antiossidativi, attribuibili con molta probabilità a stress da metalli.

Tenuto conto dell'associazione dei metalli con le frazioni granulometriche più disperse e della presenza, accertata mediante l'osservazione al microscopio ottico di sezioni sottili, di *coatings* di limo ed argilla sia in orizzonti superficiali, che profondi, è possibile ipotizzare che nei suoli studiati si verifichi il trasporto dei metalli in forma colloidale e/o adsorbiti sulle superfici di particelle di argilla.

Parole chiave: cromo, rame, speciazione, biodisponibilità

Introduzione

L'inquinamento del suolo da metalli pesanti è un problema ambientale grave e preoccupante, tenuto conto che il suolo può depurarsi solo parzialmente e molto lentamente rispetto agli altri comparti ambientali (Kabata-Pendias, 2001). Le proprietà del suolo possono avere una notevole influenza sull'accumulo progressivo dei metalli pe-

santi nella pedosfera (Alloway, 1995). In particolare, gli Andisuoli, noti per il loro abbondante contenuto in alluminosilicati amorfi e composti organo-minerali, possono trattenere elevate quantità di metalli pesanti attraverso reazioni di adsorbimento specifico sulle superfici dei costituenti inorganici a carica variabile (Denaix *et al.*, 1999).

La caratterizzazione della contaminazione del suolo da metalli pesanti è comunemente basata sul contenuto totale di tali elementi. Tuttavia, questi si trovano nel suolo in varie forme, che ne influenzano la disponibilità biologica, la tossicità potenziale e la mobilità lungo il profilo (Alloway, 1995). Pertanto, per un buona conoscenza del livello di contaminazione di un suolo e dei suoi effetti potenziali sull'ecosistema, sono indispensabili l'identificazione delle fasi geochimiche cui i metalli pesanti sono associati ed una valutazione della mobilità e della biodisponibilità.

Il fiume Sarno (Campania, Italia meridionale), è considerato uno dei fiumi più inquinati d'Europa, a causa di scarichi industriali ed urbani (Adamo *et al.*, 2001). La valle del torrente Solofrana costituisce la parte più interna della Piana del Sarno. In tale area, l'uso irriguo delle acque contaminate del torrente, insieme con frequenti esondazioni, ha prodotto una contaminazione diffusa dei suoli.

Questo studio è stato finalizzato all'accertamento del contenuto totale di Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nei suoli della valle del torrente Solofrana, nonché ad una valutazione della disponibilità biologica di Cr e Cu (risultati i principali contaminanti metallici) e dei loro effetti sui vegetali, in relazione anche alle proprietà andiche dei suoli studiati.

Materiali e metodi

Descrizione dell'area di studio

La valle del torrente Solofrana costituisce la parte più interna della piana del Sarno (Campania, Italia meridionale), compresa tra il complesso vulcanico del Somma-Vesuvio (NO), le montagne di Sarno (NE), i monti Lattari (S) e la costa tirrenica (W). È una valle intermontana, che copre un'area di circa 3000 ettari di suoli coltivati, caratterizzati dalla presenza di materiali detritico-alluvionali, depositi fluvio-lacustri e materiali piroclastici del Somma-Vesuvio. Nella valle, i principali processi di formazione del suolo sono di tipo colluviale ed alluvionale. L'erosione ed il successivo accumulo a valle del materiale vulcanico presente sui pendii hanno dato origine a suoli molto profondi e fertili, con moderate o spiccate proprietà andiche (Terribile e Di Gennaro, 1996). Il clima è di tipo mediterraneo, con una temperatura media annua di 17.2 °C ed una media di precipitazioni annue pari a 1203 mm di pioggia (Ufficio Idrografico e Mareografico di Napoli, 1960-1995). La valle del torrente Solofrana è caratterizzata da attività agricola intensiva, basata principalmente su orticoltura in pieno campo, frutteti, orticoltura e floricoltura sotto serra. È presente anche un'intensa attività industriale. In particolare, notevolmente sviluppata è l'attività di lavorazione delle pelli. Ben 160 concerie operano nella zona di Solfora e queste, in passato, con lo sversamento nel torrente dei loro scarichi ricchi di cromo, hanno causato un arricchimento da Cr delle acque del Solofrana (Basile *et al.*, 1985). In questi ultimi anni, grazie a maggiori controlli delle acque degli scarichi industriali e ad una sempre più diffusa tendenza all'importazione di pelli già conciate, la concentrazione di Cr nelle acque fluviali si è notevolmente ridotta (Adamo *et al.*, 2001).

Campionamento

Il campionamento dei suoli ha riguardato: un profilo (P1) aperto in prossimità del torrente in un'area della valle (località Roccapiemonte) soggetta a periodiche esondazioni del Solofrana; quattro miniprofilo (40 cm di profondità) (S1, S2, S3, S4) aperti in aree irrigate con acque del torrente fino al 1989; un suolo di controllo (SC), localizzato in un'area della valle che non è stata mai soggetta ad esondazioni o ad irrigazione con acque contaminate.

Campioni di suolo sono stati prelevati da tutti gli orizzonti del profilo P1 e dagli orizzonti superficiali degli altri suoli studiati.

Analisi del suolo

I campioni di suolo sono stati seccati all'aria e setacciati a 2 mm prima delle seguenti determinazioni: carbonio organico (Walkley e Black, 1934), azoto totale (metodo Kjeldahl, in Bremner, 1996), pH-H₂O (1:2.5, rapporto suolo/acqua), pH-NaF (1:50, rapporto suolo/NaF 1N), capacità di scambio cationico (BaCl₂ a pH 8.1), carbonati (metodo del calcimetro a pressione di Dietrich-Frueling, in Loeppert e Suarez, 1996). L'analisi granulometrica (metodo della pipetta di Andreasen) è stata effettuata a pH 10, dopo trattamento ad ultrasuoni a 20 kHz e 75 W per 15 min. La separazione delle frazioni granulometriche è stata ottenuta mediante setacciatura e sedimentazione in fase acquosa. Il volume dell'acqua è stato portato al minimo, per evitare qualunque dissoluzione e/o alterazione della distribuzione dei metalli pesanti nel suolo.

Il contenuto totale di metalli pesanti nel suolo e nelle singole frazioni granulometriche è stato determinato mediante digestione acida in forno a microonde Milestone 900, in una soluzione di HF/HNO₃ 1:5 a 600 W per 24 min. La speciazione dei metalli pesanti è stata condotta secondo la procedura estrattiva in quattro steps (HOAc 0.11 M, NH₂OH-HCl 0.1 M, H₂O₂/NH₄OAc 1 M, HF/HNO₃), messa a punto dal Measurement and Testing Programme della Commissione Europea (Ure *et al.*, 1993). Le diverse forme di Al, Si e Fe nel suolo ed i metalli associati ad aluminosilicati a scarso ordine cristallino, ad ossidi ed idrossidi di ferro amorfi e ad Al associato ad humus sono stati estratti con NH₄-ossalato (Schwertmann, 1964) e ditionito-citrato (Holmgren, 1976). I metalli del pool "biodisponibile" sono stati determinati mediante estrazione con DTPA 0.005 M + TEA 0.01 M + Ca Cl₂ 0.01 M (pH 7.3) (Lindsay e Norwell, 1978). Le concentrazioni di Si, Al, Fe, Mn, Cr, Cu, Ni e Zn negli estratti sono state determinate mediante spettrofotometria ad assorbimento atomico. Il potere ossidativo netto del cromo è stato determinato secondo la procedura di Bartlett e James (1996). L'analisi al microscopio ottico a luce polarizzata (OM) è stata effettuata su sezioni sottili di campioni di suolo indisturbati, impregnati in una resina di poliestere (crystic) secondo la procedura di Fitzpatrick (1984). L'analisi mineralogica su campioni orientati di argilla (<2 µm) è stata effettuata mediante diffrattometro a raggi X Rigaku Geigerflex D/Max IIC.

Analisi delle piante

Piante di fagiolo nano (*Phaseolus vulgaris*, cv. Limburgse vroege) e piantine di lattuga (*Lettuca sativa*, cv. Appia) sono state allevate in vaso sui suoli S1 ed SC, in camera di crescita (75% di umidità relativa; 12 h di luce, a 25 °C; 12 h di buio a 20 °C) per rispettivamente 2 e 6 settimane. Al termine dell'esperimento le piante sono state raccolte e lavate con acqua deionizzata.

Per la misura delle attività enzimatiche, il materiale vegetale è stato congelato in azoto liquido e conservato a -80 °C, omogeneizzato, con mortaio e pestello raffreddati con ghiaccio, in 5 ml di Tris-HCl 0.1 M tamponato a pH 7.8 con ditionitolo 1 mM e EDTA 1 mM. L'omogeneizzato è stato spremuto (20 mm) e centrifugato a 10000 x g a 4 °C per 10 minuti. Sul surnatante sono state misurate spettrofotometricamente (Varian Cary 1 E) le attività enzimatiche: glutatione redattasi (GR; EC 1.6.4.2), enzima malico (ME; EC 1.1.1.40), glucosio-6-fosfato deidrogenasi (G6PDH; EC 1.1.1.49), isocitrato deidrogenasi (ICDH; EC 1.1.1.42), perossidasi (POD; EC 1.11.1.7). L'attività enzimatica è stata espressa in mU per g di peso secco. Per l'analisi del contenuto di Cr e Cu, le piante sono state essiccate a 50 °C, polverizzate e sottoposte a digestione acida (HNO₃ 14 M, H₂O₂ 30%) Le concentrazioni di Cr e Cu nelle soluzioni sono state determinate mediante ICP-AES (Varian Liberty Serie II), ICP-MS (HP 4500).

Risultati e discussione

Proprietà morfologiche, fisico-chimiche e mineralogiche del suolo

Nella tabella 1 è presentata una breve descrizione del profilo del suolo P1. Il profilo presenta un orizzonte di superficie (8 cm di spessore) con una struttura massiva, lamellare, indotta dalla deposizione di sedimenti alluviali, in seguito alle esondazioni. Questo orizzonte superficiale grigiastro e calcareo copre un suolo sepolto, sabbioso, con moderate proprietà andiche.

Le analisi micromorfologiche mostrano che gli orizzonti C (costituiti da sedimenti) del suolo P1 hanno una struttura massiva, costituita da particelle organiche e minerali a tessitura limosa, ma contengono anche aggregati laminari a tessitura sabbiosa (rari). Nella matrice si ha segregazione del Fe, con tendenza alla formazione di concrezioni di Fe sulla superficie esterna delle radici. Tali processi derivano dalle recenti deposizioni alluviali su un suolo sepolto. L'orizzonte Ap sepolto ha una struttura a blocchi, subangolare, con presenza occasionale di "coatings" lungo pori allungati e su aggregati limosi arrotondati. Queste, molto probabilmente, sono vecchie (aggregati arrotondati) e recenti deposizioni ("coatings") di materiali fini alluviali, risultato di esondazioni del torrente Solofrana. Nella matrice si riscontrano anche segregazione del Fe e rare "coatings" di Fe, il che suggerisce la rilevante entità dei movimenti dell'acqua dalla superficie in profondità in questi suoli. Sia le "features" del Fe (segregazione e "coatings"), sia le "coatings" di argilla (lungo i pori allungati) presenti nell'orizzonte Ap sepolto, indicano che i sedimenti contaminati potrebbero essere facilmente trasportati attraverso i pori, in sospensione solida, con l'acqua. Nei suoli agricoli, l'incorporazione fisica dei sedimenti argillosi contaminati con le arature ed altre pratiche agricole, nonché il trasferimento di questi materiali come sospensioni solide con i flussi di acqua nei pori potrebbero trasferire gli inquinanti a profondità maggiori.

Tabella 1. Breve descrizione del profilo P1

Orizzonte	Profondità (cm)	Colore (umido)	Frammenti di roccia	Struttura	Limiti tra orizzonti	Tessitura
C1	0-5	2.5Y 3/2	scarsi con pomici di medie dimensioni	lamellare (fine) massiva	abrupto lineare	limoso argilloso
C2	5-8	10YR 6/4	scarsi con pomici di medie dimensioni	lamellare (fine) massiva	abrupto lineare	sabbioso limoso
Ap	8-60	10YR 5/4	scarsi con pomici di medie dimensioni	poliedrica subangolare (media)	chiaro lineare	sabbioso limoso
Bw	60	10YR 5/4	nessuno	poliédrica subangolare (media)	-	sabbioso limoso

Nella tabella 2 sono riportate le principali proprietà fisiche, chimiche e mineralogiche dei suoli studiati. Tutti i suoli sono stati classificati come Haplustands (Terribile e Di Gennaro, 1996). I suoli P1, S1, S3 ed SC risultano sabbioso-limosi, con una tessitura da fine a media e con una frazione argilloso-limosa di ~50%. Nel suolo P1, un contenuto di particelle di argilla e limo considerevolmente più alto nell'orizzonte C1 (0-5 cm) suggerisce che i sedimenti trasportati e depositati sul suolo dalle esondazioni siano costituiti prevalentemente da particelle fini (<20µm). Il pH-H₂O nella maggior parte dei casi è neutro, con l'eccezione dei suoli S4 ed S1, che mostrano, rispettivamente, un valore più basso (5.9) e più alto (8.0). Il pH-NaF, sempre maggiore di 10 tranne nel suolo S4, può essere indicativo della presenza di materiali amorfi (Shoji e Ono, 1978). Il contenuto di carbonio organico e quello di N totale variano, rispettivamente, tra 11 e 47 g kg⁻¹ e tra 1.4 e 4.3 g kg⁻¹. Nel suolo P1 gli orizzonti C1 e C2 (0-5 e 5-8 cm) presentano i valori di CO e N più alti (47, 27 e 4.3, 2.9 g kg⁻¹). Questi risultati potrebbero dipendere non solo da una maggiore presenza di sostanza organica negli orizzonti di superficie del suolo, ma anche dalla presenza di sostanza organica nelle acque esondate. Il rapporto C/N, minore o uguale a 10, è indice di mineralizzazione della sostanza organica da discreta a buona. La CSC varia tra 283 e 474 mmol₍₊₎kg⁻¹, con il valore più alto nell'orizzonte di superficie del suolo P1. Il contenuto di carbonati, misurato soltanto nel suolo P1, risulta abbastanza elevato a tutte le profondità.

L'analisi ai raggi X della frazione argillosa (<2.0 µm), separata dai campioni del suolo P1 alle diverse profondità, ha rivelato in tutti i campioni la presenza di fillosilicati 1:1 (halloisite e caolinite) e 2:1 (smectite e illite) e di minerali primari quali quarzo e plagioclasti (tab. 2). La quantità ed il grado di cristallizzazione dei minerali del gruppo dell'illite crescono negli orizzonti più profondi, come suggerito dall'intensità e dall'ampiezza del picco a 1.0 nm, che, rispettivamente, tendono ad aumentare e diminuire con la profondità. I minerali del gruppo della caolinite, al contrario, tendono a diminuire con la profondità. La presenza nel suolo di minerali argillosi espandibili di tipo smectitico, presumibilmente con interstratificazioni halloisite-smectite, più evidente nella frazione argillosa degli orizzonti più superficiali, è indicata dall'espansione di entrambi i picchi a 1.0 ed 1.4 nm dopo trattamento con glicerolo. La presenza di minerali cristallini secondari, mostrata dall'analisi a raggi X della frazione argillosa, indica uno stadio evolutivo del suolo relativamente avanzato. Presumibilmente, le condizioni climatiche dell'area potrebbero aver avuto una notevole influenza sul grado evolutivo dei suoli studiati. Tenuto conto che i suoli dell'area oggetto di studio non risultano, in genere, caratterizzati dalla presenza di entità mineralogiche di tipo smectitico, l'accertamento di tali minerali nel suolo P1 ed in particolare negli orizzonti alluviali di superficie deve, con molta probabilità, essere ricondotto ad apporti conseguenti alle esondazioni delle acque del torrente.

Un valore soglia pari al 2% di Al più ½ Fe estratti in ammonio ossalato (Al_o, Fe_o) è richiesto dall'USDA come caratteristica necessaria per il riconoscimento di un suolo con proprietà andiche (Soil Survey Staff, 1998). Al_o più ½ Fe_o nei suoli studiati varia da 1.5% (S1) a 2.9% (P1, 0-5 cm). Valori più alti del 2% e comparabili con quelli del suolo di controllo SC (2.2%) sono stati riscontrati nei suoli P1, 0-8 cm (2.65%), S2 (2.2%) ed S4 (2.3%). La dissoluzione in ammonio ossalato acido è utilizzata per valutare il contenuto totale di Al (Al_o) e Si (Si_o) di alluminosilicati a scarso ordine cristallino (Dahlgren, 1994). La quantità di Al estratta in ditionito (Al_d) combinata con Al_o e Si_o (Al_o - Al_d/Si_o) stima il rapporto molare Al/Si dei materiali allofanici (Dahlgren, 1994). Tale rapporto nei suoli studiati oscilla da 0.7 in S2 (5-10 cm) a 1.3 in P1 (0.8 cm). Moltiplicando la concentrazione di Si_o -ipotizzando che derivi quasi esclusivamente da materiali allofanici- per un appropriato fattore di conversione (Parfitt, 1990), la concentrazione di allofani nei suoli studiati varia da 3.5% (S2, 5-10 cm) a 7.8% (P1, 0-8 cm). Nei suoli studiati è stata riscontrata una correlazione lineare (p<0.05) tra il contenuto di allofani e la quantità di Al_o più ½ Fe_o.

Tabella 2. Principali proprietà fisiche, chimiche e mineralogiche dei suoli studiati

Profondità à Cm	Frazioni granulometriche				pH		CO	N total e	C/N	CSC	Carbonati	Mineralogia della frazione argillosa §					
	2000-200	200-20	20-2	<2 µm	H ₂ O	NaF	g kg ⁻¹			mmol ₍₊₎ kg ⁻¹	g kg ⁻¹	S	I	H	K	P	Q
0-5	0.0	21.5	52.1	26.4	7.1	10.7	47	4.3	10.9	474	133	X	X	X	X	X	X
5-8	0.7	49.8	28.7	20.8	7.7	10.6	27	2.9	9.3	339	166	X	X	X	X	X	X
8-30	8.1	37.7	29.9	24.3	7.0	10.0	14	1.8	7.8	370	90	X	XX	X	X	X	X
~130	2.8	39.6	34.1	23.5	7.7	10.5	11	1.4	7.9	381	131	X	XX	X	X	X	X
0-20	32.9	18.6	31.2	17.3	8.0	10.2	20	2.4	8.3	364	-	-	-	-	-	-	-
0-5	8.0	30.4	35.2	26.4	6.9	10.1	19	2.5	7.6	335	-	-	-	-	-	-	-
5-10	8.8	30.9	33.5	26.8	6.7	10.0	17	2.2	7.7	292	-	-	-	-	-	-	-
0-10	15.5	36.5	28.7	19.3	6.7	10.0	22	2.6	8.5	283	-	-	-	-	-	-	-
0-20	16.8	24.1	30.9	28.2	5.9	9.6	17	2.3	7.4	408	-	-	-	-	-	-	-
0-30	19.6	32.7	32.6	15.1	7.6	-	21	2	10.5	-	-	-	-	-	-	-	-

§ Le croci indicano la relativa abbondanza stimata in base all'intensità dei picchi XRD. S=smectiti, I=illite, H=halloysite, K=caolinite, P=plagioclasti, Q=quartzo

La quantità di Fe₀ indica il contenuto di ossidrossidi di Fe a scarso ordine cristallino (ferridrite). Il contenuto di ferridrite nei suoli studiati, stimato mediante la formula proposta da Childs (1985) (Fe_{est}=1.7 Fe₀%), varia da 0.9% in S1 a 2.7% in S4. In P1 la quantità di ferridrite decresce con la profondità da 2.2% (0-5 cm) a 1.4% (~130). Il contenuto di Fe degli ossidi cristallini può essere dedotto dalla formula Fe_d - Fe₀, tenuto conto che anche il ditio-nito dissolve la ferridrite. Il contenuto di ossidi di ferro cristallini varia da 0.10% in S4 a 1.01% in S1. La presenza nella frazione argillosa dei suoli studiati di alluminosilicati estesa area superficiale, di ossidrossidi di Fe e di complessi Al-humus influenza notevolmente le proprietà del suolo. In particolare è noto che queste fasi minerali svolgono un ruolo significativo nella ritenzione dei metalli pesanti da parte del suolo (Denaix *et al.*, 1999).

Contenuto totale dei metalli pesanti

Nella tabella 3 è riportato il contenuto totale di Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nei suoli studiati. La maggior parte dei campioni di suolo analizzati presenta un contenuto di Cr e Cu superiore ai limiti stabiliti dal DL 99/92 e dal DM 471/99 per suoli ad uso verde pubblico, privato e residenziale. Il contenuto totale di Cr risulta particolarmente elevato nel suolo P1, soggetto a frequenti esondazioni del Solofrana, e nel suolo S3, irrigato più a lungo degli altri con le acque contaminate. Nel suolo P1 il Cr presenta la massima concentrazione nell'orizzonte profondo 5-8 cm (335 mg kg⁻¹), mentre a ~130 cm il valore rientra nella normalità (62 mg kg⁻¹). Negli orizzonti di superficie del suolo P1 inoltre il Cr è associato prevalentemente concentrato nelle frazioni granulometriche limo e argilla (rispettivamente 214 e 645 mg kg⁻¹). Ciò costituisce indicazione che la principale fonte di questo elemento nel suolo siano i sedimenti fluviali. Il più alto contenuto di Cr, misurato a 5-8 cm di profondità, potrebbe essere il risultato di una traslocazione dell'elemento dall'orizzonte di superficie o di un più elevato contenuto di Cr nei sedimenti depositati dal fiume durante una esondazione precedente. Nonostante la diminuzione della concentrazione di Cr nelle acque fluviali (Adamo *et al.*, 2001), i suoli della valle della Solofrana continuano a presentare un elevato contenuto di Cr maggiore dei valori considerati normali. L'elevato potere di ritenzione dei metalli pesanti da parte dei suoli vulcanici può aver giocato un ruolo chiave nel mantenere l'elemento nel suolo per lungo tempo. La presenza di smectiti nella frazione argillosa può essere coinvolta nell'adsorbimento del Cr da parte del suolo. È stato dimostrato che, negli ambienti contaminati da Cr, gli interstrati dei minerali argillosi espandibili fungono da "sinks" per il Cr, legato principalmente mediante legami covalenti alle superfici (Dubbin *et al.*, 1995). La potenziale interazione tra smectiti e sostanza organica nell'orizzonte alluviale di superficie del suolo P1, con la formazione di complessi organo-minerali, potrebbe aver contribuito ad incrementare la capacità del suolo di adsorbire contaminanti inorganici. Il contenuto totale di Cu risulta particolarmente elevato nel suolo S4.

Nel suolo P1 il Cu supera il valore limite solo nell'orizzonte a 8-30 cm di profondità. I risultati di tale elemento suggeriscono che l'uso diffuso di materiali ricchi in Cu impiegati in agricoltura, piuttosto che le acque del

Solofrana, sia responsabile della contaminazione di tali suoli da parte di questo elemento e che l'orizzonte a 8-30 cm di profondità del suolo P1 potrebbe essere considerato la parte superficiale dell'orizzonte Ap sepolto, soggetto a pratiche agricole prima dell'ultimo evento esondativo. Inoltre, il suolo maggiormente contaminato (S4) è utilizzato come vigneto ed è stato irrigato solo occasionalmente con le acque contaminate del fiume. Le pratiche agricole sono un'importante sorgente diffusa di metalli e, nelle regioni ad attività agricola intensiva, apportano un contributo significativo al contenuto totale di metalli del suolo (Alloway, 1995). Alcuni fertilizzanti e pesticidi possono contenere alte concentrazioni di metalli. Nei vigneti, prodotti ricchi in Cu (ad es. CuSO_4 , CuO, poltiglia bordolese, ecc.) sono stati e sono tuttora usati comunemente per la lotta ai funghi patogeni (ad es. *Botrytis*, *Plasmopara viticola*). La vite è la coltura maggiormente soggetta all'uso di Cu, che è ampiamente usato per la sua protezione, sia da solo (agricoltura biologica), che con altri prodotti anti-peronospora (lotta integrata) (Capri et al., 1999). Anche il Cu, come il Cr, risulta particolarmente concentrato (> 50%) nelle frazioni granulometriche limo e argilla.

Tabella 3. Contenuto totale di Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nei suoli studiati

Suolo	Profondità cm	Cr	Cu	Ni mg kg ⁻¹	Pb	Zn
P1	0 - 5	219	77	56	98	109
	5 - 8	335	104	60	58	109
	8 - 30	187	239	80	33	92
	130	62	70	75	23	72
S1	0 - 20	151	214	57	68	121
S2	0 - 5	142	225	64	29	112
	5 - 10	167	213	61	49	99
S3	0 - 10	246	170	60	21	99
S4	0 - 20	137	565	84	54	135
SC	0 - 30	45	110	41	63	82
D.L.92/99		-	100	75	100	300

Il contenuto totale di Ni e Zn del suolo soggetto ad esondazioni e dei suoli irrigati con le acque del torrente è più elevato, rispetto al suolo di controllo. Nel suolo P1, il contenuto di Ni aumenta con la profondità, con valori compresi tra 56 e 80 mg kg⁻¹. Al contrario, le quantità di Zn decrescono lungo il profilo e raggiungono il valore più basso a ~ 130 cm.

Frazionamento e biodisponibilità dei metalli

La procedura di estrazioni chimiche sequenziali adoperata estrae dal suolo i metalli: (1) solubili, scambiabili e legati ai carbonati (frazione HOAc-estraibile); (2) occlusi in ossidi di Fe e Mn facilmente riducibili (frazione riducibile); legati alla sostanza organica (frazione ossidabile); residui, presenti principalmente nelle strutture dei minerali (frazione residua). I metalli delle frazioni HOAc-estraibile, riducibile e ossidabile sono in genere considerati chimicamente e biologicamente più reattivi di quelli associati con la frazione residua e pertanto più biodisponibili (Ure et al., 1993). Nella figura 1 è riportato il contenuto di Cr e Cu estratto in sequenza, espresso come percentuale del totale.

In tutti i campioni di suolo analizzati Cr e Cu risultano associati prevalentemente alle frazioni ossidabile e residua. La quantità solubile, scambiabile e legata ai carbonati di entrambi gli elementi risulta estremamente bassa. Le percentuali di Cr e Cu misurate nella frazione ossidabile sono correlate positivamente ($p < 0.05$) con le rispettive quantità totali e, nel suolo P1, decrescono con la profondità. Un andamento opposto è stato osservato per le percentuali di Cr e Cu presenti nella frazione residua, che aumentano al diminuire delle quantità totali e, nel suolo P1, con la profondità. Nel suolo di controllo, dove il contenuto totale di Cr raggiunge il valore minimo, tale elemento è legato principalmente alla frazione residua. Il rame appare associato prevalentemente alla componente organica (>45%) anche nel suolo di controllo. È noto che Cr e Cu formano complessi molto stabili con la sostanza organica del suolo e frequente è l'accertamento di un'associazione preferenziale del Cu con la frazione ossidabile (McGrath, 1995).

La procedura di estrazioni sequenziali della BCR è stata applicata con successo a diverse matrici, inclusi suolo e sedimenti (Ure e Davidson, 2002). Come altre estrazioni sequenziali, anche questa risente di un certo grado di non specificità e non è esente da processi di riadsorbimento degli elementi durante l'estrazione. Inoltre, bassa è riproducibilità dei risultati ottenuti nel secondo "step". L'applicazione ai suoli vulcanici della valle della Solofrana ha evidenziato differenze significative nella distribuzione dei metalli e tra le diverse forme geochemiche nel suolo di controllo e nei suoli irrigati e soggetti ad esondazioni, nonché tra gli orizzonti superficiali e profondi del suolo P1. I risultati della procedura BCR rivelano un'elevata capacità di legare i metalli pesanti dei suoli studiati, immobilizzati efficacemente dai costituenti organici, dai materiali allofanici, dagli ossidrossidi di Fe a scarso ordine cristallino e, presumibilmente, dalle smectiti.

Nella tabella 4 sono riportate le quantità di Cr e Cu estratte in ammonio ossalato e di Cu in DTPA dai suoli studiati. Nel suolo P1, le quantità di Cr e Cu estratte in ammonio ossalato risultano più elevate negli orizzonti a 5-8 e 8-30 cm di profondità, così come già osservato per il contenuto totale di tali elementi. Le notevoli quantità di metalli estratte in ammonio ossalato suggeriscono che i metalli pesanti siano presenti nei suoli studiati principalmente in associazione con le fasi minerali a scarso ordine cristallino ed in complessi organo-minerali. Nei suoli vulcanici, in cui il contenuto di minerali amorfi è notevole, l'ammonio ossalato può rappresentare un reagente semplice e funzionale per l'estrazione dei metalli pesanti legati alle fasi a scarso ordine cristallino, fornendo indicazioni circa la mobilità attuale e potenziale di tali contaminanti nel suolo.

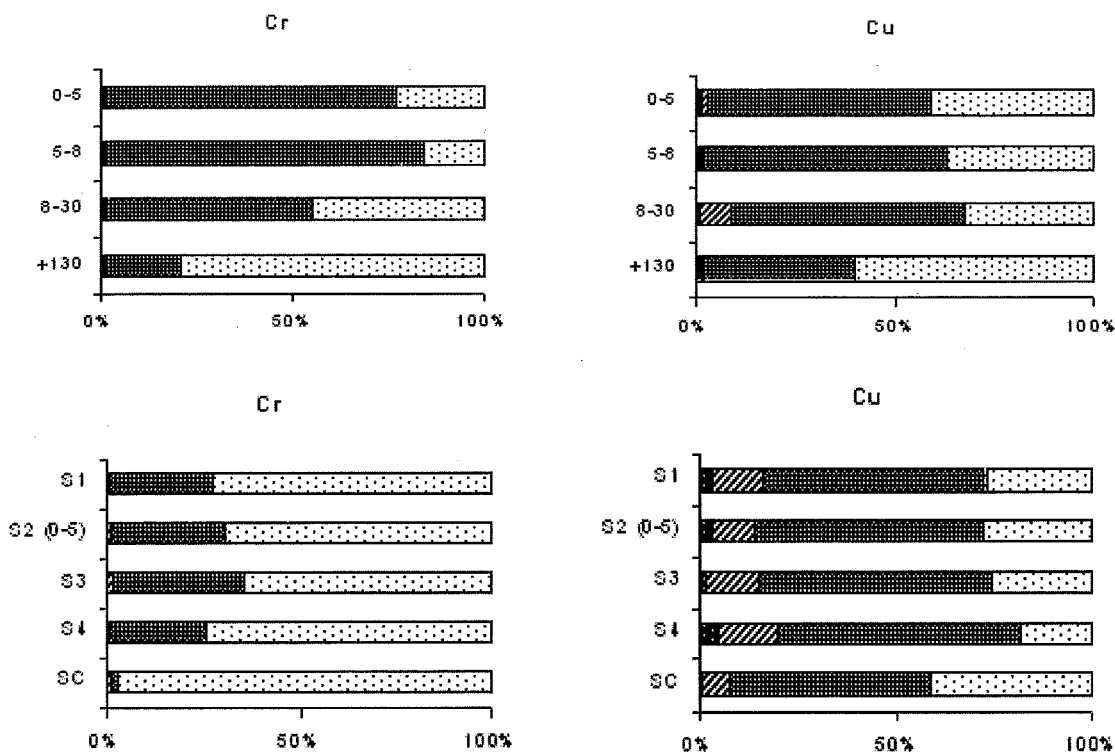


Figura 1. Quantità di Cr e Cu estratte sequenzialmente in ciascuna frazione dai diversi orizzonti del profilo P1 e dai suoli S1, S2, S3, S4, e SC, espressa come percentuale del totale

Tabella 4. Contenuto di Cr e Cu estratto in ammonio ossalato (Xo) e di Cu in DTPA (XD) dai suoli studiati (in parentesi è indicata la quantità di metalli estratti in DTPA espressa in percentuale del contenuto totale)

Suolo	Profondità cm	Cr _o	Cu _o mg kg ⁻¹	Cu _D
P1	0-5	105.3	30.2	14.7 (19)
	5-8	234.6	48.2	20.0 (19)
	8-30	49.6	151.3	12.7 (5.3)
	130	14.9	4.2	n.d.
S1	0 - 20	52.3	94.0	36 (17)
S2	0 - 5	15.7	100.5	37 (16)
	5 - 10	17.5	95.2	39 (18)
S3	0 - 10	81.5	70.0	26 (15)
S4	0 - 20	12.4	291.2	114 (20)
SC	0 - 30	1.5	49.7	22 (20)

n.d.: non determinato

Le quantità di Cu estratte con DTPA risultano, in tutti gli orizzonti di superficie, più elevate di quelle accertate su suoli italiani coltivati non acidi (Barbafieri *et al.*, 1996). La quantità di Cu estratta in DTPA oscilla tra il 5.3% ed il 20% del totale presente nel suolo e nel suolo P1 è più elevata negli orizzonti a 0-5 e 5-8 cm di profondità rispetto all'orizzonte profondo 8-30 cm.

I valori di Cr (VI) misurati nei suoli studiati sono sempre inferiori al limite di 1mmol, indicando, in accordo con quanto riportato dalla legislazione italiana sull'applicazione dei fanghi su suoli coltivati, che il potenziale di ossidazione del Cr (III) a Cr (VI) nel suolo è basso. I risultati suggeriscono che, nei suoli studiati, la forma Cr(III), relativamente insolubile e poco mobile, predomina sul Cr(VI), più solubile ed adsorbito meno fortemente dalle particelle di suolo, fornendo un'ulteriore evidenza del basso rischio associato alla contaminazione da Cr di tali suoli.

Effetto dei metalli su *Phaseolus vulgaris* e *Lettuca sativa*

Non sono state messe in evidenza differenze significative tra il peso fresco dei germogli di fagiolo nano e di lattuga cresciuti sui suoli S1 ed SC, né danni a livello macroscopico (clorosi e necrosi) (tab. 5). L'accumulo di Cr nelle foglie di lattuga è risultato sempre molto contenuto, sebbene quantità più elevate siano state misurate nelle piante cresciute sul suolo S1. Al contrario, l'accumulo di Cu è più elevato, con concentrazioni prossime ai livelli considerati fitotossici da MacNicol e Beckett (1985). Tutte le attività enzimatiche misurate nelle radici di *Phaseolus vulgaris* risultano più elevate nelle piante allevate sul suolo S1 rispetto a quelle allevate sul suolo controllo SC (tab. 6). In particolare, l'attività della POD, caratteristica di sistemi di difesa antiossidativi, risulta molto elevata in entrambi i casi.

Tabella 5. Contenuto di Cr e Cu nelle foglie di *Phaseolus vulgaris* or *Lettuca sativa* (deviazione standard in parentesi)

	Suolo	Peso fresco g	Cr	Cu
			mg kg ⁻¹ DW	
Fagiolo nano	S1	1.7 (0.2)	n.d.	19.9
	SC	2.2 (0.7)	n.d.	11.2
Lattuga	S1	25.9 (1.7)	0.033 (0.006)	8.4 (6.9)
	SC	19.6 (3.4)	0.012 (0.004)	5.8 (0.36)

n.d.: non determinato

La concentrazione del Cu è elevata sia nel suolo S1 che nel suolo SC, mentre la concentrazione del Cr è più elevata nel suolo S1 che in SC (tab. 4). L'aumento di concentrazione del Cr nei vegetali allevati sul suolo S1 rispetto a quelli cresciuti su SC costituisce indicazione di una contaminazione da Cr, anche se il livello di Cr nei germogli è basso. Il Cr, d'altra parte, tende a concentrarsi nelle radici ed il trasferimento da queste ai germogli è basso (Adriano, 2001). La concomitante aumentata attività di tutti gli enzimi considerati suggerisce un effetto fitotossico del metallo.

Dalla letteratura risulta che nei suoli moderatamente contaminati, l'attività della POD oscilla da 500 a 2500 mU g⁻¹ s.s. ed è generalmente correlata con le concentrazioni di Cu (Cuypers, 2000). Tenuto conto che il suolo SC, pur non essendo mai stato irrigato con le acque del torrente Solofrana, presenta un contenuto totale di Cu pari a 110 mg kg⁻¹, è altamente probabile che l'elevato livello di POD sia da attribuire all'effetto negativo indotto da tale metallo sulle piante. La presenza di minerali amorfi, quali le allofani, e della sostanza organica teoricamente dovrebbe limitare la biodisponibilità del Cu nei suoli studiati. Tuttavia, in tali suoli, il rapporto allofani/sostanza organica è, probabilmente, troppo basso, o la quantità di Cu troppo elevata per limitarne la biodisponibilità e gli effetti fitotossici.

La contaminazione da Cr, dovuta all'uso irriguo di acque contaminate, e da Cu, derivante da pesticidi ricchi in Cu, osservata nel suolo S1 è, tuttavia, piccola, tenuto conto che ne sono stati osservati gli effetti solo sul metabolismo, ma non danni a livello macroscopico (clorosi, necrosi, minore crescita). Ciò ci fa sospettare che un ulteriore incremento del livello di contaminazione dei suoli studiati potrebbe causare seri danni alle colture. Pertanto, tali suoli dovrebbero essere monitorati.

Tabella 6. Attività enzimatiche nelle radici di *Phaseolus vulgaris*

Suolo	ICDH	ME	GR	G6PDH	POD
mU g ⁻¹ DW					
S1	555	542	264	578	6704
SC	454	393	179	357	6683

Conclusioni

Negli orizzonti superficiali dei suoli della valle del torrente Solofrana, irrigati con le acque contaminate o soggetti ad esondazioni, Cr e Cu sono i principali contaminanti metallici e risultano presenti in quantità superiori ai

limiti previsti dal DL 99/1992 e dal DM 471/99. Le elevate quantità di Cr sono attribuibili all'arrivo di sedimenti contaminati trasportati dalle acque del fiume, mentre le considerevoli quantità di Cu derivano dai materiali ricchi in Cu impiegati per uso agricolo. I contaminanti sono in larga parte presenti nelle frazioni granulometriche fini, associati a minerali a scarso ordine cristallino e a complessi organo-minerali. Negli orizzonti alluviali superficiali, la presenza di smectiti, presumibilmente trasportate dalle acque del torrente, può essere coinvolta nella ritenzione del Cr da parte del suolo. Elevata è la biodisponibilità e prossimo ai valori considerati fitotossici l'accumulo di Cu da parte di piante di fagiolo e lattuga. Effetti negativi sulla pianta indotti dalla presenza dei metalli sono evidenziati da più alti valori delle attività enzimatiche nelle radici delle piante allevate sul suolo S1 rispetto al suolo SC e dalle particolarmente elevate attività della POD. Osservazioni al microscopio ottico hanno, inoltre, evidenziato nel suolo processi di migrazione lungo il profilo di costituenti del limo e dell'argilla ai quali potrebbero essere associati i metalli. I risultati dell'indagine evidenziano la validità di un approccio multidisciplinare ai fini di una completa caratterizzazione dell'inquinamento e della valutazione degli effetti potenziali degli inquinanti sull'ecosistema.

Bibliografia

- ADAMO P., ARIENZO M., BIANCO M.R., VIOLANTE P., 2001. Impact of land use and urban runoff on the contamination of the Sarno river basin in south-western Italy. *Water Air Soil Pollution* 131: 36-45.
- ADRIANO D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer-Verlag, New York, 867 p.
- ALLOWAY B.J., 1995. The origin of heavy metals in soils. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy metals in soils*. Blackie Academic and Professional, London, U.K., pp. 38-57.
- BARBAFIERI M., LUBRANO L., PETRUZZELLI G., 1996. Characterization of heavy metal pollution in soil. *Ann. Chim.* 86, 635-652.
- BARTLETT R.J., JAMES B.R., 1996. Chromium. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3 - Chemical Methods*. SSSA Book Series no. 5, SSSA-ASA, Madison, WI, USA, pp. 683-701.
- BASILE G., PALMIERI F., VIOLANTE P., 1985. Il fiume Sarno: valutazione delle variazioni dell'inquinamento. Università degli studi di Napoli Federico II. Istituto di Chimica Agraria. Convegno Nazionale. Inquinamento idrico e conservazione dell'Ecosistema. Vico Equense 22-23 February, pp. 258-293.
- BREMNER J.M., 1996. Nitrogen-Total. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3 - Chemical Methods*. SSSA Book Series no. 5, SSSA-ASA, Madison, WI, USA, pp. 1085-1121.
- CAPRI E., BELTRAMI P., BOCCELLI R., CATTANI I., 1999. Does vineyard cultivation affect copper accumulation in soil? In: Wenzel, W.W., Adriano, D.C., Alloway, B., Doner, H.E., Keller, C., Lepp, N.W., Mench, M., Naidu, R., Pierzynski, G.M. (Eds.), *Proceeding of extended abstracts. 5th International Conference on the biogeochemistry of trace elements*. July, 11-15. 1999. Vienna, Austria. Vol.I, pp. 386-387.
- CHILDS C.W., 1985. Towards understanding soil mineralogy II. Notes on ferrihydrite. New Zealand Soil Bureau Laboratory Report CM7, DSIR, New Zealand.
- CUYPERS A., 2000. Phytotoxic concentrations of copper and zinc induce antioxidative defence in *Phaseolus vulgaris*, cv. Limburgse vroege: a comparative study. Thesis, Limburgs University, 111 p.
- DAHLGREN R.A., 1994. Quantification of allophane and imogolite. In: *Quantitative Methods in Soil Mineralogy*. SSSA Miscellaneous Publications, SSSA, Madison, WI, pp. 430-450.
- DENAIX L., LAMY I., BOTTERO J.Y., 1999. Structure and affinity towards Cd²⁺, Cu²⁺, Pb²⁺ of synthetic colloidal amorphous aluminosilicates and their precursors. *Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 158, 315-325.
- DUBBIN W.E., GOH T.B., OSCARSON D.W., HAWTHORNE F.C., 1995. Properties of hydroxy-Al and -Cr interlayers in montmorillonite. *Clays and Clay Minerals* 42, 331-336.
- FITZPATRICK E.A., 1984. *Micromorphology of soils*. Chapman and Hall, London, pp. 433.
- HOLMGREN G.G.S., 1967. A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. *Soil Science Society of America Proceedings* 31, 210-211.
- KABATA-PENDIAS A., 2001. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- LINDSAY W.L., NORWELL W.A., 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42, 421-428.
- LOEPPERT R.H., SUAREZ D.L., 1996. Carbonate and gypsum. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3 - Chemical Methods*. SSSA Book Series no. 5, SSSA-ASA, Madison, WI, USA, pp. 437-474.
- MACNICOL R.D., BECKETT P.H.T., 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85, 107-129.
- MCGRATH S.P., 1995. Chromium and nickel. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy metals in soils*. Blackie Academic and Professional, London. U.K., pp. 152-178.
- PARFITT R.L., 1990. Allophane in New Zealand - a review. *Australian Journal of Soil Research* 28, 343-360.
- SCHWERTMANN S., 1964. The differentiation of iron oxide in soils by a photochemical extraction with acid ammonium oxalate. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde* 105, 194-201.
- SHOJI S., T. ONO, 1978. Physical and chemical properties and clay mineralogy of Andosols from Kitakami, Japan. *Soil Sci.* 126:297-312.
- SOIL SURVEY STAFF, 1998. *Keys to soil Taxonomy*. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service (USDA). Washington, pp. 22-23.

- TERRIBILE F., DI GENNARO A., 1996. Rapporto conclusivo U.O.T. Convenzione Regione Campania. Carta dei suoli (1:50.000) dell'Agro Nocerino Sarnese.
- Ure A.M., Davidson C.M., 2002. Chemical speciation in soils and related materials by selective chemical extraction. In: Ure, A.M., Davidson, C.M. (Eds.), *Chemical Speciation in the Environment*. Blackwell Science, Oxford, pp. 265-300.
- URE A.M., QUEVAUVILLER H., MUNTAU H., GRIEPINK B., 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonisation of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the CEC. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry* 51, 135-151.
- WALKLEY A., BLACK I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37, 29-38.

GESTIONE DEL BIORISANAMENTO CON BIOPILE DI UN SUOLO CONTAMINATO DA OLI MINERALI

L. Bardi, I. Lacourt¹, R. Ricci¹ M. Marzona²

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, SOP di Torino,
Via Pianezza 115 - 10151 Torino.

¹ Biosearch Ambiente, Environment Park, Via Livorno 60 - 10144 Torino

² Dipartimento di Chimica Generale ed Organica Applicata, Università di Torino,

Corso Massimo D'Azeglio 48 - 10125 Torino. Tel. (39) 011 6707597 Fax (39) 011 6707591.

Abstract

Bioremediation of a hydrocarbon-polluted site was carried out by stimulating the activity of the indigenous microbial population in biopiles. Chemical and microbial characterization was made in order to evaluate the site capability for bioremediation. A main heavy hydrocarbon (C>12) pollution was detected (average concentration 1100 ppm). The presence upon total heterotrophs of a high percent of hydrocarbon degrading microorganisms was also detected, denoting a high probability of success for bioremediation. A 40 mc pilot biopile was prepared on site. Cyclodextrin was added to increase hydrocarbon availability and nutrients were added to reach a 100:15:1 C:N:P ratio. 120 days later residual hydrocarbons were reduced to 120 ppm.

Key words: bioremediation; hydrocarbons; cyclodextrin; biopiles; bioavailability.

Riassunto

In un sito contaminato è stata condotta un'esperienza di biorisanamento in biopila, la cui conduzione è stata finalizzata a stimolare l'attività metabolica della microflora autoctona tramite idonei apporti nutrizionali ed incremento della biodisponibilità degli inquinanti mediante aggiunta di β -ciclodestrina. L'analisi chimica dei suoli ha rivelato la presenza di un inquinamento da idrocarburi pesanti (C>12) a concentrazioni variabili, superiori ai limiti di legge, con un valore medio di 1100 ppm. La caratterizzazione microbiologica dei suoli ha rivelato la presenza di una discreta carica di eterotrofi totali, con un'elevata percentuale di degradatori di idrocarburi. Su tali presupposti, considerati favorevoli ad un processo di biorisanamento, è stato allestito un impianto pilota tipo biopila di circa 40 mc, utilizzando il terreno escavato durante la realizzazione dei pozzetti esplorativi. Il terreno è stato trasportato ed accumulato in un'area riparata del sito, preparata mediante posa di telo impermeabile, realizzazione di un letto drenante e posizionamento di tubi in PVC forati per l'aerazione del cumulo. Gli idrocarburi sono stati considerati come fonte di carbonio per l'attività microbica, e, tenuto conto del contenuto in N e P del terreno e rispettando un rapporto di C:N:P pari a 100:15:1, sono stati apportati i corretti quantitativi di nutrienti sotto forma di fosfato di ammonio ed urea. Per incrementare la biodisponibilità degli idrocarburi è stata aggiunta ciclodestrina nella misura di circa 1 kg/mc. L'analisi effettuata dopo 120 giorni ha rivelato una concentrazione di idrocarburi residui pari a 190 ppm, parallelamente ad un incremento dei microrganismi eterotrofi ed idrocarburo degradanti.

Parole chiave: biorisanamento; idrocarburi; ciclodestrina; biopile; biodisponibilità.

Introduzione

La più diffusa fonte di inquinamento dei suoli e delle acque è rappresentata dagli idrocarburi sia alifatici che poliaromatici; questi sono potenzialmente una fonte nutrizionale ed energetica per la crescita di molti microrganismi del suolo, e sarebbero quindi facilmente biodegradabili (Galli 1998) se la loro metabolizzazione non fosse notevolmente rallentata dalla scarsa biodisponibilità (Galli 1998, Brusseau 1998, De Jonge *et al.* 1997). La biodisponibilità del contaminante è un aspetto fondamentale per la riuscita di un intervento di biorisanamento. La maggior parte degli xenobioti di tipo organico sono costituiti da molecole non idrosolubili e pertanto scarsamente biodisponibili.

Il passaggio nella fase acquosa, e quindi la biodisponibilità, di molti composti può essere aumentata dalle ciclodestrine. Le ciclodestrine α , β e γ sono oligosaccaridi ciclici formati da 6, 7 o 8 unità di glucosio rispettivamente (Szejtli 1982). Esse formano un anello con una cavità interna con proprietà idrofobiche e con una superficie esterna idrofila; sono pertanto idrosolubili e possono formare complessi di inclusione con molecole idrofobiche di dimensioni compatibili con il diametro interno della cavità, portandole in soluzione acquosa. Grazie al loro equilibrio dinamico di scambio della molecola ospite, questa, dissociandosi dal complesso di inclusione, diventa disponibile per il catabolismo cellulare. Le ciclodestrine sono composti naturali e biocompatibili (Szejtli 1988), già ampiamente utilizzati per applicazioni farmaceutiche (Szejtli 1994) ed il cui utilizzo è stato testato anche in campo ambientale: nel

biorisanamento delle acque da pesticidi (Olah *et al.*, 1988) o fenoli (Banky *et al.*, 1985), nella degradazione del fenantrene (Wang *et al.*, 1998), del dodecano, del tetracosano, del naftalene e dell'antracene sia in fase acquosa che in matrice solida (Bardi *et al.*, 2000; Steffan *et al.*, 2001; Steffan *et al.*, 2002).

Per l'utilizzo di ciclodestrine nella biodecontaminazione *in situ* è stato precedentemente verificato che non esiste alcun rischio di inquinamento delle falde per effetto della solubilizzazione dei composti idrofobici, e che al contrario in taluni casi si può avere una più efficace ritenzione negli strati superficiali del suolo (Bardi *et al.*, 2002). Si sono pertanto condotte esperienze di biorisanamento *in situ* con esiti decisamente favorevoli (Bardi *et al.*, 2003).

In talune tipologie di siti inquinati si possono configurare situazioni più favorevoli a trattamenti di biorisanamento *ex situ*. Nel caso in oggetto, ad esempio, l'area interessata era stata utilizzata prima come deposito di prodotti petroliferi, e successivamente come area di stoccaggio e trattamento di rifiuti speciali e pericolosi; l'inquinamento era pertanto eterogeneo sia come tipologia di specie inquinanti, sia come localizzazione all'interno dell'area. Si è quindi ritenuto opportuno separare le matrici da trattare per tipologia di xenobiota ed applicare la tecnica delle biopile in un impianto pilota, la cui conduzione è stata finalizzata a stimolare l'attività metabolica della microflora autoctona tramite idonei apporti nutrizionali ed incrementando la biodisponibilità degli inquinanti mediante aggiunta di β -ciclodestrina.

Materiali e metodi

Caratterizzazione del sito – I profili del suolo sono stati analizzati mediante l'escavazione di 8 pozzetti esplorativi realizzati tramite escavatore a profondità di circa 2 m in corrispondenza delle zone maggiormente interessate dagli eventi di inquinamento ed il sondaggio a carotaggio continuo con campionamento a vari livelli mediante piezometri (Pz 1-6). Campioni di suolo sono stati anche prelevati da ciascun pozzetto esplorativo alla profondità di circa 40 cm (P) e di 1.5 m (S) e sottoposti ad analisi chimica e microbiologica. Sono stati inoltre prelevati ed analizzati due campioni di acque di falda.

L'assetto litostratigrafico ed idrogeologico dell'area rilevato è stato il seguente.

Depositi fluviali e fluvio-glaciali costituiti da ghiaia eterometrica e poligenica (gneiss, anfiboliti, serpentiniti, calcescisti, clasti carbonatici) con elementi ciottolosi e matrice limoso-sabbiosa localmente argillosa; intercalazioni di livelli argilloso-limosi e sabbia in tutta l'area esaminata tranne nel Pz 1A dove vi sono intercalazioni limoso-sabbiose (caratterizzati da alterazioni subaeree m 7,70 ÷ m 8,00) e limoso-argillose. La potenza varia da m 8,00 a m 14,00 circa. Questi depositi costituiscono l'acquifero superficiale la cui permeabilità viene limitata dalla componente limoso-sabbiosa ed argilloso-sabbiose intercalate alle ghiaie.

Argille sabbioso-limose con una componente ghiaiosa nei Pz 2A e Pz 3B (m 9,00 ÷ m 13,30) mentre nel Pz 5B oltre agli elementi ghiaiosi inglobati (m 13,60 ÷ m 14,00 e m 15,00 ÷ m 20,40) si osserva l'intercalazione di un sottile livello ghiaioso eterometrico in matrice sabbiosa (m 20,40 ÷ m 21). Questo complesso raggiunge una potenza di circa m 15 (m 9,00 ÷ m 24,30 nei punti dei sondaggi 1B e 3B e m 13,60 ÷ m 23,80 nel punto del sondaggio 5B) in cui si osservano tracce carboniose osservabili a m 23,40 nel Pz 1B e m 18,15 ÷ m 19,30 nel Pz 3B.

Per la permeabilità bassissima costituiscono il letto della falda superficiale ed il tetto della falda profonda. Ghiaie eterometriche, eteromorfe e poligeniche (gneiss, anfiboliti, serpentiniti, calcescisti) in matrice limoso-argillosa nel Pz 3B e sabbiosa nel Pz 5B. Presenza di un livello marrone scuro rossiccio m 24,80 ÷ m 24,90 (paleosuolo) nel Pz 3B.

La falda in pressione è contenuta nei livelli grossolani che presentano comunque una permeabilità non molto elevata a causa della componente fine, localmente abbondante.

Analisi chimica – I campioni di suolo sono stati essiccati e setacciati su 10 mesh ASTM E11-70. Gli estratti organici sono stati ottenuti in n-esano:diclorometano 80:20 v/v, concentrati e purificati dalla frazione polare su colonna Florisil, quindi portati a secco e ridisciolti in 1 ml di isoottano ed analizzati in HRGC-MS; è stato utilizzato un GC HP 6893 equipaggiato con una colonna HP-5 ms (30m, 0.25 mm, 0,25 μ m). ed un HP 5973 MS con acquisizione da 35 a 600 uma. Sono stati analizzati i composti alifatici clorurati, gli aromatici, gli idrocarburi alifatici e poliaromatici, i policlorobifenili, i metalli pesanti, i composti dell'azoto e del fosforo, secondo i protocolli ufficiali (Irsa Q. 64, D.M. 11.05.92, EMAA/006-008,032.1/1999).

Analisi microbiologica – La carica microbica è stata determinata mediante analisi delle UFC analizzando gli eterotrofi totali aerobi e i degradatori di idrocarburi.

Allestimento dell'impianto pilota – L'impianto pilota tipo biopila, di circa 40 mc, è stato predisposto utilizzando il terreno escavato durante la realizzazione dei pozzetti esplorativi. Il terreno è stato trasportato ed accumulato in un'area riparata del sito, sottostante una tettoia preesistente e ricoperto con telo impermeabile in attesa del trattamento.

Il terreno è stato quindi sottoposto ad una serie di pretrattamenti:

- vagliatura grossolana;
- frantumazione del sottovaglio;
- aggiunta di fosfato di ammonio ed urea;
- aggiunta di β -ciclodestrina (circa 1 kg/mc).

Contemporaneamente al pretrattamento è stata preparata l'area per l'allestimento della biopila pilota mediante:

- posa di telone impermeabile;
- realizzazione di letto drenante costituito dal materiale grossolano rappresentato dal sovrullo;
- posizionamento dei tubi in PVC per l'aerazione del cumulo.

Il materiale da trattare è stato quindi posizionato. E' stato predisposto un impianto di aerazione costituito da un sistema attivo di aspirazione di aria dal cumulo, che, determinando una pressione negativa all'interno del cumulo stesso, e quindi richiamando aria dall'esterno, favorisce lo sviluppo della flora microbica aerobia, attiva nella degradazione dei contaminanti in oggetto. Il sistema di aerazione/aspirazione era costituito da tubi in PVC forati che, collegati ad un aspiratore, producevano una distribuzione uniforme dell'aria all'interno del cumulo. Data la scarsa presenza di sostanze volatili nel materiale trattato, nell'impianto pilota non è stato previsto un sistema di depurazione in uscita dell'aria aspirata dal cumulo. Inoltre, poiché la biopila è stata predisposta al di sotto di una tettoia che mette al riparo dalle intemperie il cumulo, non è stato necessario provvedere alla sua copertura, anche in considerazione del fatto che, essendo la prova stata realizzata nel corso della stagione estiva, con temperature favorevoli al trattamento, non sussistevano condizioni di limitazione dell'attività microbica dovuta al freddo.

L'impianto pilota così realizzato è stato monitorato periodicamente per il contenuto in idrocarburi ed umidità.

Risultati e discussione

Per ciò che concerne l'analisi chimica dei suoli, nelle tabelle allegate (tab. 1-2) sono stati riportati soltanto i dati più significativi relativi ai composti di cui sono state riscontrate concentrazioni superiori al limite minimo di rilevabilità. Si è verificato che nell'area in generale, ed in particolare in corrispondenza dei punti inizialmente individuati come sorgenti di contaminazione, era presente un diffuso inquinamento da idrocarburi alifatici. La contaminazione era rappresentata prevalentemente da idrocarburi a lunga catena ($C > 12$) con un valore medio pari a 1100 mg/kg. E' stato inoltre rilevato il superamento delle concentrazioni limite accettabili per la destinazione d'uso commerciale e industriale (D.M. 471/99) per il Nichel (C.L.A. 500 mg/kg). Il superamento dei limiti si è verificato in due campioni: Pz 3 (530 mg/kg) e Pz 6 (510 mg/kg) (tab. 2). In tali situazioni è auspicabile, per la biodegradazione di composti organici, poter stimolare la microflora autoctona, già adattata all'azione tossica dei metalli pesanti, piuttosto che inoculare microrganismi degradatori eterotrofi.

L'indagine sulla popolazione microbica autoctona è stata condotta determinando il contenuto in microrganismi eterotrofi totali ed in degradatori di idrocarburi, allo scopo di valutarne la potenzialità biodegradativa e quindi la probabilità di riuscita di un intervento di biobonifica volto a stimolare l'attività della microflora già esistente, senza inoculare microrganismi eterotrofi. E' stata rilevata la presenza di una carica microbica piuttosto elevata, composta prevalentemente da degradatori di idrocarburi (tab. 3).

La determinazione dei parametri relativi al contenuto in azoto e fosforo (tab. 1-2) sono stati utilizzati per quantificare l'apporto di sostanze nutritive necessarie per stimolare lo sviluppo microbico. Gli idrocarburi, assumendo un valore medio pari a 1.100 mg/kg, sono stati considerati come fonte di carbonio per l'attività microbica; per il conseguimento di un ottimale rapporto C:N:P pari a 100:15:1 sono stati calcolati gli adeguati quantitativi di N e P da aggiungere, che sono stati somministrati sotto forma di fosfato di ammonio ed urea. E' stata inoltre aggiunta β -ciclodestrina con la funzione di aumentare la biodisponibilità dei contaminanti.

La biopila è stata allestita con le modalità precedentemente descritte. Dopo 120 giorni trattamento la concentrazione media in idrocarburi $C > 12$ è risultata pari a 190 ppm, con un abbattimento di circa 85% del carico inquinante. Si è riscontrato inoltre un aumento della popolazione microbica, con incremento sia degli eterotrofi totali che della relativa percentuale di degradatori di idrocarburi (dati non esposti).

Tenendo presente il limite imposto dalla normativa per la concentrazione di idrocarburi $C > 12$ in suoli ad uso commerciale ed industriale di 750 mg/kg, il risultato della sperimentazione può essere ritenuto ampiamente positivo.

Tabella 1. Risultati delle determinazioni analitiche effettuate sui campioni di terreno prelevati dai pozzetti esplorativi; i dati sottolineati si riferiscono ai valori superiori ai limiti di legge

Parametro	U. M.	1 S	1 P	2 S	2 P	3 S	3 P	5 S	5 P	6 S	6 P	7 S	7 P	8 S	8 P
Residuo a 105°C	% p/p	90	80	89	82	89	83	86	86	81	91	80	84	89	84
Terra fine (< 2mm)	% p/p	48	78	38	79	42	63	51	40	74	26	78	66	42	48
pH (in acqua)		8,77	6,24	7,18	6,59	8,04	7,24	8,44	8,33	8,03	7,68	7,24	7,34	8,72	8,17
Cromo totale	mg/Kg	140	240	210	150	300	150	160	200	120	200	150	160	200	180
Nichel	mg/Kg	180	470	360	180	370	230	230	300	130	240	190	230	260	250
Piombo	mg/Kg	51	34	41	30	28	37	43	34	44	40	54	33	53	45
Rame	mg/Kg	27	32	30	21	33	26	27	30	19	19	25	17	36	25
Ammoniaca	mg/Kg	58	95	180	190	160	200	23	78	11	60	34	57	48	70
Nitriti	mg/Kg	0,84	0,88	1,1	0,6	0,84	3,3	1,1	0,84	1,2	0,88	0,93	1,1	1,2	0,63
Nitrati	mg/Kg	14	1,5	<0,5	1,4	2,9	3,5	1,4	2,6	1,5	<0,5	1,7	2,0	14	2,4
Cloruri	mg/Kg	2,5	8,0	<0,5	3,1	2,9	9,1	3,6	4,1	2,1	7,4	11	13	2,8	3,7
Solfati	mg/Kg	32	31	130	29	59	20	150	170	100	32	120	32	41	25
Solfuri	mg/Kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Fosfati	mg/Kg	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5
Idrocarburi C<12	mg/Kg	52	130	25	350	28	480	80	210	320	210	<0,5	390	<0,5	110
Idrocarburi C>12	mg/Kg	290	950	160	1200	190	1100	450	1500	1200	1500	280	1900	220	1800
Policlorobifenili	mg/Kg	0,005	0,008	<0,001	0,007	<0,001	0,006	0,009	0,007	0,005	0,004	0,005	0,003	0,003	0,001

Tabella 2. Risultati delle determinazioni analitiche effettuate sui campioni di terreno prelevati tramite sondaggio a carotaggio continuo con piezometri; i dati sottolineati si riferiscono ai valori superiori ai limiti di legge

Parametro	U. M.	Pz 1	Pz 1	Pz 2	Pz 3	Pz 4	Pz 5	Pz 6
Profondità del campionamento (m)		5,40-5,70	3,70-4,00	4,80-5,20	5,00-5,30	3,30-3,70	2,80-3,20	3,00-3,30
Residuo a 105°C	% p/p	90	90	95	97	92	86	85
Terra fine (< 2mm)	% p/p	44	54	48	45	33	65	73
Cromo totale	mg/Kg	270	320	380	230	220	320	210
Nichel	mg/Kg	370	330	430	530	400	370	510
Piombo	mg/Kg	30	30	25	27	29	22	28
Rame	mg/Kg	28	32	26	29	45	31	27
Ammoniaca	mg/Kg	140	180	160	42	38	45	45
Nitriti	mg/Kg	1,1	0,93	2,3	1,5	2,3	3,1	1,1
Nitrati	mg/Kg	< 0,5	1,7	1,6	< 0,5	< 0,5	0,87	1,9
Cloruri	mg/Kg	4,0	7,1	2,6	3,9	3,9	5,1	5,1
Solfati	mg/Kg	37	79	56	7,3	220	9,4	10
Solfuri	mg/Kg	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Fosfati	mg/Kg	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Idrocarburi leggeri C<12	mg/Kg	10	35	< 0,5	< 0,5	28	< 0,5	< 0,5
Idrocarburi pesanti C>12	mg/Kg	22	230	30	11	35	16	18
Policlorobifenili	mg/Kg						<0,001	0,003

Tabella 3. Analisi microbiologica dei campioni di terreno prelevati dai pozzetti esplorativi

CAMPIONE	ETEROTROFI TOTALI (CFU/g)	DEGRADATORI IPA (CFU/g)	DEGRADATORI ALC (CFU/g) (alifatici a lunga catena)
1S	2,00 x 10 ⁵	7,55 x 10 ⁴	3,99x 10 ⁴
1P	2,12 x 10 ⁴	4,14 x 10 ³	2,4x 10 ³
2S	1,30 x 10 ⁶	2,00 x 10 ⁵	3,15x 10 ³
2P	5,82 x 10 ⁵	1,65 x 10 ⁵	5,6x 10 ³
3S	9,52 x 10 ⁵	1,17 x 10 ⁵	2,00x 10 ⁵
3P	4,53 x 10 ⁶	2,68 x 10 ⁵	2,02x 10 ⁵
4S	4,00 x 10 ⁵	3,20 x 10 ⁵	5,93x 10 ⁴
5S	7,00 x 10 ⁶	2,65 x 10 ⁶	3,02x 10 ⁵
5P	7,00 x 10 ⁶	3,65 x 10 ⁶	6,00x 10 ⁵
6S	2,52 x 10 ⁷	1,07 x 10 ⁵	3,69 x 10 ⁴
6P	9,00 x 10 ⁶	2,45 x 10 ⁵	3,96 x 10 ⁴
7S	5,70 x 10 ⁶	3,56 x 10 ⁵	3,6 x 10 ⁴
7P	1,96 x 10 ⁶	5,69 x 10 ⁵	4,44 x 10 ⁴
8S	6,49 x 10 ⁵	2,43 x 10 ⁴	1,04 x10 ⁴
8P	7,40 x 10 ⁵	7,21 x 10 ⁴	2,4 x10 ⁴

Bibliografia

- BANKY B.K., RECSEG K., NOVAK D., 1985. Application of water soluble beta-cyclodextrin in microbiological decomposition of phenol. *Magy. Kem. Lapja* 1985, 40, 189. (Abstract).
- BARDI L., MATTEI A., STEFFAN S., MARZONA M., 2000. Hydrocarbon degradation by a soil microbial population with β -cyclodextrin as a surfactant to enhance bioavailability. *Enzyme and Microbial Technology*, 27(9),709-713.
- BARDI L., RICCI R., MARZONA M., 2001. In situ bioremediation of a hydrocarbon-polluted site with cyclodextrin as a surfactant to increase bioavailability. *Proceedings of the First European Bioremediation Conference, Chania, Crete, Greece, July 2-5, 2001*, pg. 24-27.
- BARDI L., STEFFAN S., MARZONA M., 2002. Biorisanamento in situ di suoli inquinati da idrocarburi con ciclodestrine come coadiuvanti per incrementare la biodisponibilità. *Bollettino Società Italiana di Scienza del Suolo* 51 (1-2): 259-267.
- STEFFAN S., TANTUCCI P., BARDI L., MARZONA M., 2002. Effects of cyclodextrins on dodecane biodegradation. *Journal of Inclusion Phenomena and Macrocyclic Chemistry*, 44: 407-411.
- BARDI L., RICCI R., MARZONA M., 2003. In situ bioremediation of a hydrocarbon-polluted site with cyclodextrin as a surfactant to increase bioavailability. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, in press
- BRUSSEAU M.L., 1998. The impact of physical, chemical and biological factors on biodegradation: implications for in situ bioremediation. In: *Biotechnology for soil remediation. Scientific bases and practical applications*. R. Serra. C.I.P.A. S.r.l., Milan, Italy, 1998, 81-98.
- DE JONGE H., FREIJER J.I., VERSTRATEN J.M., WESTERVELD J., VAN DER WIELEN F.W.M., 1997. Relation between bioavailability and fuel oil hydrocarbon composition in contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.* 31, 771-775.
- GALLI E., 1998. Evolution of new degradative pathways in microorganisms of environmental interest. In: *Biotechnology for soil remediation. Scientific bases and practical applications*. R. Serra. C.I.P.A. S.r.l., Milan, Italy, 1998, 67-80.
- OLAH J., CSERHATI T., SZEJTLI J., 1998. Beta-cyclodextrin enhanced biological detoxification of industrial wastewaters. *Water Res.* 22, 1345-1352.
- STEFFAN S., BARDI L., MARZONA M., 2001. Biodegradation of hydrocarbons in polluted soils using β -cyclodextrin as a coadjuvant. *Biological Journal of Armenia, Special Issue: Cyclodextrins*, 218-225.
- SZEJTLI J., 1982. Cyclodextrins and their inclusion complexes. In: *Proc First Int Symp on Cyclodextrins, Akademiai Kiado, Budapest, 30.09- 2.10. 1981*, D. Reidel Publishing, Dordrecht, 1982, 95-109.
- SZEJTLI J., 1988. *Cyclodextrin technology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherland, 1988, 1-393.
- SZEJTLI J., 1994. Medicinal applications of cyclodextrins. *Med. Res. Rev.* 14(3), 353-386.
- Wang J.M., Marlowe E.M., Miller-Maier R.M., Brusseau M.L., 1998. Cyclodextrin-enhanced biodegradation of phenanthrene. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1907-1912.

DISTRIBUZIONE DI AS, BE, SE E V IN DIFFERENTI FRAZIONI GRANULOMETRICHE DI MATRICI BIOSTABILIZZATE AEROBICAMENTE

E. Beccaloni, L. Musmeci, E. Stacul

Istituto Superiore di Sanità - Laboratorio Igiene Ambientale

Abstract

In Italy, the production of compost is getting always more relevance in the hierarchy of integrated waste management. A possible source of risk for workers inside facilities and for areas located in the surroundings can be determined in the aerial dispersion of compost's dry particulate, due to turnings or currents of air.

The present work sets itself double goal to assess on one hand it is possible to obtain a better compost quality, rejecting the particulate and on the other hand, if heavy metals concentrations in particulate itself need to be considered source of potential toxicity for human beings and environment.

In six selected compost facilities representative samples have been taken; the amount of heavy metals has been analysed both on single granulometric fraction and on the sample not undergone sieving. Analysis of As, Be, Se and V were carried out on sample previously dissolved in acid, by spectroscopic techniques of atomic absorption and plasma emission.

In order to assess accuracy and precision of the whole analytical method, three reference materials have been used, in particular: AgroMat CP-1 in compost matrix, BCR 482 in lichen matrix and CRM PACS-2 in marine sediment matrix. Analysis on them have showed a value of 98% of accuracy and precision for all parameters considered.

Taking into account the concentration of the elements above mentioned in the three size particles fraction and calculating its incidence on the total value, it is easy to notice that such concentration is negligible.

Summing up, despite the heavy metal concentration process develops in the fine size, the presence of those inorganic micropollutants doesn't arouse particular care by a sanitary viewpoint and at the same time suggests that it isn't worth to boost the sieving, in order to match quality criteria.

Riassunto

Nella strategia di gestione dei rifiuti solidi urbani a livello nazionale, sta assumendo sempre più importanza la produzione del compost, la cui qualità rappresenta un fattore di fondamentale importanza al fine di determinare l'applicabilità del prodotto finito.

Da un punto di vista sanitario, o c'è da considerare che una possibile fonte di rischio per i lavoratori all'interno dell'impianto e per le zone limitrofe all'impianto stesso, può essere individuata nella dispersione aerea delle frazioni secche più fini del compost a seguito di una sua movimentazione o di correnti di aria esterne ai cumuli.

Il presente lavoro si prefigge il duplice obiettivo di valutare se si possa ottenere un compost di migliore qualità, rimuovendone la frazione fine e se le concentrazioni di microinquinanti metallici nelle basse frazioni granulometriche siano tali da dover essere considerate fonte di potenziale tossicità per l'uomo e l'ambiente.

In sei impianti di compostaggio prescelti sono stati prelevati campioni rappresentativi dell'intera massa di compost prodotto, sui quali sono stati ricercati alcuni microinquinanti inorganici nelle singole frazioni granulometriche e sul campione tal quale non sottoposto a vagliatura. In particolare, sono stati determinati, mediante tecniche di spettroscopia ad assorbimento ed emissione atomica, i seguenti elementi: As, Be, Se e V.

Per valutare l'accuratezza e la precisione dell'intero processo analitico, sono stati utilizzati tre materiali di riferimento: un materiale di riferimento AgroMat CP-1 in matrice compost, un materiale di riferimento BCR 482 in matrice licheni e un materiale di riferimento CRM PACS-2 in matrice sedimenti marini.

Alla luce del presente studio si può affermare che, nonostante il processo di concentrazione dei microinquinanti inorganici avvenga tendenzialmente nella frazione granulometrica più fine, essendo il tenore degli elementi stessi in valore assoluto praticamente trascurabile, la presenza e la distribuzione di detti microinquinanti non desta particolari preoccupazioni da un punto di vista igienico-sanitario e non giustifica una successiva fase di raffinazione del materiale biostabilizzato.

Parole chiave: microinquinanti inorganici, compost, materiali di riferimento certificati

Introduzione

Nella strategia di gestione dei rifiuti solidi urbani a livello nazionale, sta assumendo sempre più importanza la produzione del compost.

La qualità del compost finale rappresenta un fattore di fondamentale importanza al fine di determinare l'applicabilità del compost prodotto (Vallini, 1995). Così, ad esempio, nel caso in cui il compostaggio venga usato so-

lo per ridurre la massa dei rifiuti o per inibire la produzione del metano prima di essere smaltito in discarica, basta solo verificare che il prodotto sia inerte, così come basta verificare che esso continui a sottostare a una degradazione aerobica, se la sua utilizzazione è soltanto quella di copertura di una discarica. Per quanto riguarda invece l'utilizzazione agronomica del compost o nei casi in cui debba essere venduto al dettaglio è di primaria importanza che vengano rispettati alcuni standard di qualità, in modo da garantirne l'accettabilità da parte degli utilizzatori e il rispetto delle caratteristiche igienico-sanitarie (Musmeci *et al.*, 1997).

In particolare da un punto di vista sanitario c'è da aggiungere che una possibile fonte di rischio per i lavoratori all'interno dell'impianto e per le zone limitrofe all'impianto stesso può essere individuata nella dispersione aerea delle frazioni secche più fini del compost a seguito di una sua movimentazione o di correnti di aria esterne ai cumuli.

Il presente lavoro si prefigge il duplice obiettivo di valutare se si possa ottenere un compost di migliore qualità, rimuovendone la frazione fine e se le concentrazioni di microinquinanti metallici nelle basse frazioni granulometriche siano tali da dover essere considerate fonte di potenziale tossicità per l'uomo e l'ambiente (De Gregori, 1996; Ciaralli *et al.*, 1998; Bertin, 1995; Naudu, 1997; Petruzzelli, 1992).

In sei impianti di compostaggio prescelti sono stati prelevati campioni rappresentativi dell'intera massa di compost prodotto sui quali sono stati ricercati i metalli pesanti nelle singole frazioni granulometriche e sul campione tal quale non sottoposto a vagliatura.

Sono stati determinati inoltre per ogni campione pH, conducibilità e contenuto di umidità.

Materiali e metodi

Materiali

Nel presente studio sono stati utilizzati una serie di campioni di compost provenienti da sei impianti di produzione, ubicati in diverse aree del territorio nazionale. I sei impianti prescelti sono stati individuati in relazione sia alle matrici utilizzate per la produzione del compost, sia in relazione alla tecnologia adottata (tabella 1).

Tabella 1. Descrizione dei sei impianti selezionati

Impianto	Matrici in ingresso	Ciclo produttivo	Durata	Raffinazione
1	Rumine, fanghi civili, residui vegetali	biossidazione e rivoltamento	120 gg	Vagliatura 20 mm
2	Lignocellulosici, fanghi civili, FORSU, deiezioni animali	biossidazione e rivoltamento		Vagliatura 20 mm
3	Fanghi civili (53%), altro (43%); cortecce, cassette, pellets, ecc.	ACT e CURING in cumulo statico	90 gg	Vagliatura 20 mm
4	Fanghi civili (59%), residui verdi (41%)	ACT e CURING in cumulo statico		Vagliatura 20 mm
5	Residui verdi, FORSU scarto mercatale, fango agroindustriale	ACT e CURING in cumulo statico		Vagliatura 6 mm
6	FORSU (60%), Residuo verde (40%)	ACT e CURING in cumulo statico		Vagliatura 20 mm

Legenda: FORSU = Frazione organica rifiuti solidi urbani
ACT = Fase attiva
CURING = Fase di Raffinazione

Metodi

Il campione da sottoporre ad analisi è stato ottenuto miscelando una serie di sottocampioni prelevati in diversi punti dei cumuli in modo da ottenere un campione composito rappresentativo.

Tale campione è stato essiccato in stufa a 105°C per tre giorni.

Trattamento del campione

L'aliquota di campione da sottoporre a mineralizzazione per la successiva determinazione del contenuto totale dei microinquinanti metallici indagati è stata macinata mediante un mulino ultracentrifugo con denti in acciaio inox, modello Retsch ZM 100.

Per la determinazione granulometrica è stato utilizzato un vibrosetacciatore meccanico tipo Retsch AS 200 Control, equipaggiato con due setacci a maglie quadrate con luce netta di 2 mm e 0,180 mm.

Sono state così raccolte le 3 seguenti frazioni granulometriche:

- F1 frazione maggiore di 2 mm;
- F2 frazione compresa tra 2 mm e 0,180 mm;
- F3 frazione minore di 0,180 mm.

Mineralizzazione

La digestione dei campioni è stata eseguita mediante l'uso di un mineralizzatore a microonde ad alta pressione tipo mls 1200 mega (MILESTONE).

Del campione totale e delle tre frazioni granulometriche F1, F2 e F3 sono stati pesati 200-400 mg e posti in vessel con una miscela di acidi HNO₃-HCl nel rapporto 1:3.

Al termine della mineralizzazione la soluzione è stata portata al volume finale di 50 ml.

Tutte le analisi sono state condotte in triplo.

Analisi strumentale

Sul campione mineralizzato, sono stati determinati, mediante tecniche di spettroscopia ad assorbimento ed emissione atomica i seguenti elementi: As, Be, Se e V.

La determinazione di tali elementi è stata effettuata mediante l'uso di uno spettrofotometro ad emissione atomica a plasma assiale (ICP-AES LIBERTY Serie II° VARIAN con monocromatore sequenziale) e di due spettrofotometri ad Assorbimento Atomico (ETAAS), SpectrAA 400 Varian con correttore di fondo a lampada al Deuterio e fornace di grafite GTA 96 e SpectrAA 600 Varian con correttore di fondo Zeeman e fornace di grafite GTA 100 (Beccaloni *et al.*, 2002). Per valutare l'accuratezza e la precisione dell'intero processo analitico, non potendo attualmente disporre di un materiale di riferimento compost che certifichi il valore di Be ed il V, sono stati utilizzati tre materiali di riferimento: un materiale di riferimento AgroMat CP-1 in matrice compost, un materiale di riferimento BCR 482 in matrice licheni e un materiale di riferimento CRM PACS-2 in matrice sedimenti marini.

Tutti e tre i materiali di riferimento sono stati trattati sia secondo la metodica che accompagna la certificazione sia secondo la metodica usata nello studio del compost, che in questo caso differisce dalla prima solo per la quantità in peso di materiale utilizzato.

Tabella 2. Valori certificati e trovati (espressi come mg/kg_{ss}) per i tre materiali di riferimento utilizzati (CRM)

CRM Valore	CP - 1		BCR 482		PACS-2	
	Certificato	Trovato	Certificato	Trovato	Certificato	Trovato
As	5,5 ± 1,9	5,6 ± 1,6	-	-	26,2 ± 1,50	26,8 ± 2,0
Be	-	-	-	-	1,0 ± 0,2	1,0 ± 0,30
Se	0,80*	0,78 ± 0,12	0,60 ± 0,20	0,74 ± 0,41	0,92 ± 0,22	1,0 ± 0,32
V	-	-	3,74 ± 0,71	3,45 ± 0,15	133 ± 5	138 ± 5

*valore puntuale indicativo

Risultati e discussione

Dall'analisi sui materiali di riferimento si evince che l'accuratezza e la precisione dell'intera procedura analitica risulta essere del 98% per tutti gli analiti considerati.

In tabella 3 vengono riportati i valori di umidità, di conducibilità e di pH riscontrati nei campioni di compost provenienti dai sei impianti selezionati mentre nella tabella 4 si riportano le medie e le relative deviazioni standard dei risultati ottenuti per i campioni di compost non sottoposti a vagliatura.

Tabella 3. Valori di conducibilità, umidità totale e pH nei sei campioni di compost

	Unità	Impianto					
		1	2	3	4	5	6
Umidità	(%)	20	59	52	43	20	36
Conducibilità	(mS/cm)	3,3	3,6	1,7	3,4	5,4	3,6
pH	-	7,5	8,0	7,5	7,7	8,8	8,5

Tabella 4. Valore medio delle concentrazioni di As, Be, Se e V riscontrate nei campioni di compost, espresso in mg/kg_{SS}

	Impianto						Ecolabel 688/01/CE
	1	2	3	4	5	6	
As	2,8 ± 1,6	3,1 ± 0,62	3,1 ± 1,0	6,8 ± 1,1	4,7 ± 1,0	1,2 ± 0,91	1,5**
Be	≤ 0,025*	1,4 ± 0,21	≤ 0,025	0,97 ± 0,01	0,60 ± 0,01	1,2 ± 0,18	-
Se	22 ± 0,7	40 ± 1,7	22 ± 0,9	32 ± 0,7	18 ± 0,5	13 ± 2,1	10**
V	20 ± 2,3	26 ± 6,1	40 ± 5,1	66 ± 4,1	20 ± 2,6	28 ± 8,3	-

* minore del limite di rivelabilità strumentale

** I dati relativi alla presenza di questi elementi sono richiesti solo per i prodotti che contengono materiale derivante da processi industriali;

I dati della tabella 4 vengono confrontati con le concentrazioni limite presenti nell'Ecolabel II, attualmente l'unico documento europeo che fissa dei valori per il compost di qualità, nello specifico per i soli elementi As e Se.

Da un primo esame si può dedurre che per tali microinquinanti non si riscontra un superamento delle concentrazioni limite nei campioni analizzati. Si può pertanto affermare che il compost prodotto negli impianti esaminati è conforme ai criteri di qualità sanitaria e ambientale fissati a livello comunitario, nonostante la normativa nazionale di settore non preveda la fissazione di valori limite per gli elementi inorganici considerati, né per il compost di qualità né per i prodotti biostabilizzati di qualità inferiore (DM 748/84; Ecolabel 2001; CEE2001/688/CE; DPR 915/82).

Tabella 5. Valori medi delle concentrazioni dei microinquinanti metallici presenti nelle 3 frazioni granulometriche di compost (F1, F2 e F3), espressi come mg/kg_{SS}, nei sei impianti esaminati

	Impianto 1			Impianto 2		
	F1	F2	F3	F1	F2	F3
As	3,0 ± 2,3	2,1 ± 1,2	1,0 ± 0,80	7,1 ± 1,4	2,5 ± 0,10	3,2 ± 0,10
Be	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025	1,6 ± 0,25	1,4 ± 0,05	1,7 ± 0,03
Se	22 ± 1,1	23 ± 1,5	25 ± 0,65	40 ± 5,6	41 ± 0,24	56 ± 3,2
V	24 ± 2,2	26 ± 0,34	27 ± 1,0	30 ± 5,3	29 ± 3,2	29 ± 0,90
	Impianto 3			Impianto 4		
	F1	F2	F3	F1	F2	F3
As	3,2 ± 0,90	2,1 ± 0,80	5,8 ± 1,2	9,3 ± 4,5	4,7 ± 0,90	3,4 ± 1,2
Be	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025	0,92 ± 0,03	1,0 ± 0,04	1,0 ± 0,03
Se	26 ± 4,2	30 ± 1,6	34 ± 2,1	51 ± 2,2	34 ± 0,5	31 ± 0,5
V	42 ± 1,0	30 ± 6,4	35 ± 6,1	61 ± 10	58 ± 6,5	71 ± 2,8
	Impianto 5			Impianto 6		
	F1	F2	F3	F1	F2	F3
As	3,3 ± 0,45	3,7 ± 0,87	4,2 ± 0,24	1,0 ± 0,34	1,5 ± 0,60	1,0 ± 0,58
Be	0,58 ± 0,02	0,61 ± 0,01	0,67 ± 0,04	0,85 ± 0,01	0,92 ± 0,21	1,2 ± 0,06
Se	16 ± 1,0	17 ± 0,20	20 ± 0,70	12 ± 0,10	12 ± 1,1	14 ± 1,0
V	36 ± 0,20	19 ± 0,60	17 ± 0,33	33 ± 0,13	39 ± 0,80	40 ± 1,0

In tabella 5 vengono riportati i valori medi di concentrazione (ed i valori delle relative deviazioni standard) degli elementi inorganici analizzati nei sei impianti selezionati, suddivisi per frazione granulometrica F1, F2 e F3; la Figura 1 evidenzia invece la distribuzione delle precedenti tre frazioni per ogni singolo campione, espresse come valore percentuale rispetto al totale vagliato a 2 cm.

Per quanto riguarda la presenza dei microinquinanti inorganici analizzati nelle varie frazioni granulometriche, dalla Figura 2 si può osservare che in generale si ha una loro maggiore concentrazione nella frazione più fine, fatta eccezione per i valori dell'As, il cui andamento non è generalizzabile (negli Impianti 1, 2 e 4 tende ad accumularsi nella frazione F1 mentre negli Impianti 3 e 5 in F3).

Il Be, ove presente, ed il Se (eccetto il caso dell'Impianto 4) sono stati riscontrati in concentrazione maggiore nella frazione granulometrica più fine F3; il V ha mostrato un lieve accumulo nelle frazioni granulometriche più fini F2 e F3.

Il fatto tuttavia che alcuni elementi si concentrino nella frazione granulometrica fine, che presenta una maggiore superficie di contatto, evidenzia come i microinquinanti metallici stessi tendano ad essere adsorbiti sulla superficie delle particelle di compost per mezzo di legami deboli di tipo elettrostatico, ipotizzando fenomeni di complessazione degli acidi fulvici in umici e di saturazione dei punti di scambio cationico disponibili.

Tale fenomeno è stato documentato in letteratura, sebbene ancora non del tutto esaustivamente (Kabata *et al.*, 1992; Beccaloni *et al.*, 2000; Beccaloni *et al.*, 2002).

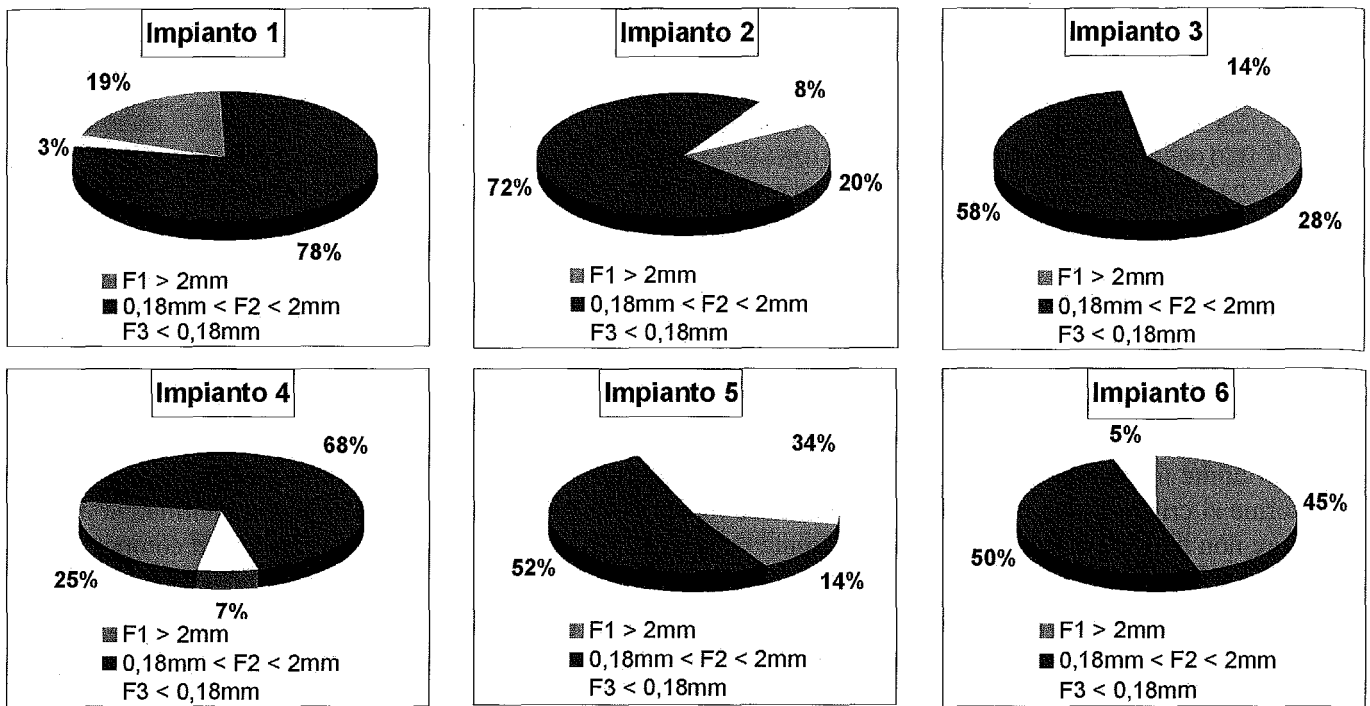


Figura 1. Suddivisione delle tre frazioni granulometriche F1, F2 e F3, espressa come valore percentuale rispetto al totale passante al vaglio 2 cm

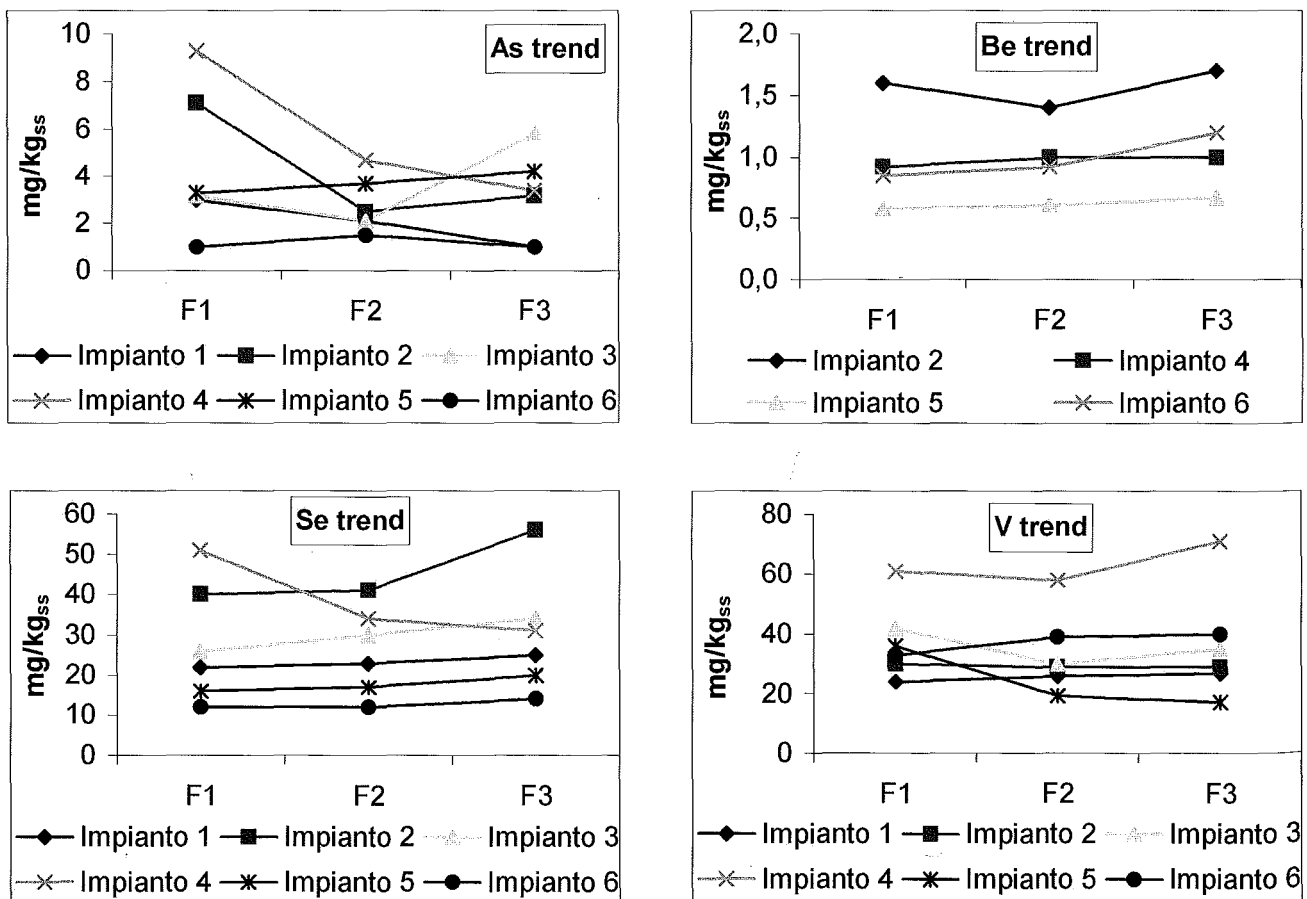


Figura 2. Andamento dei valori di As, Be, Se e V riscontrati nelle tre frazioni analizzate F1, F2, F3

Conclusioni

La frazione fine nei campioni di compost provenienti dagli impianti selezionati è compresa mediamente in un intervallo tra il 2% e il 15%, eccezion fatta per l'Impianto 5.

Pertanto, se si considera la concentrazione di un elemento nella frazione fine e se ne calcola l'incidenza sulla concentrazione totale, si può osservare che questa è praticamente trascurabile. Tale fattore è dunque limitante rispetto ad una ipotesi di successiva raffinazione del compost, al fine di poter rientrare nei limiti di legge per un compost di qualità.

Inoltre si può affermare che, essendo il tenore degli elementi stessi in valore assoluto praticamente trascurabile nonostante il processo di concentrazione dei microinquinanti inorganici avvenga nella frazione granulometrica fine, la presenza e la distribuzione di detti microinquinanti non desta particolari preoccupazioni da un punto di vista igienico-sanitario.

Bibliografia

- ALINA KABATA, PENDIAS H.P., 1992. Trace elements in soil and plants - 2nd Ed. Crc press - London.
- BECCALONI E., MUSMECI L., STACUL E., 2002. Determination of As in environmental complex matrices. *Bioan. Anal. Chem.*, 374: 1230-1236.
- BECCALONI E., CENTEMERO M., MUSMECI L., STACUL E., 2000. Presenza di As, Be, Se, Sn e Tl in campioni di compost. Atti dei Seminari RICICLA 2000, Rimini, 8-11 novembre 2000, 131-134.
- BECCALONI E., MUSMECI L., STACUL E., 2002. Presence and distribution of heavy metals in fine size particles of compost. Proceedings of ISWA 2002 "Appropriate environmental and solid waste management and technologies for developing countries", Istanbul, 8-12 luglio 2002, 2: 1305-1312.
- BERTIN C., 1995. Trends in the heavy metal content (Cd, Pb, Zn) of river sediments in the drainage basin smelting activities. *Wat. Res.*, 29(7): 1729-1736.
- CIARALLI L., GIORDANO R., LOMBARDI G., BECCALONI E., SEPE A., COSTANTINI S., 1998. Antarctic marine sediments: distribution of elements and textural characters. *Microch. Jour.*, 59: 77-88
- COMMISSONE 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.
- DE GREGORI. 1996. Grain size effect on trace metal distribution in sediments from two coastal areas of chile. *Bull. Env. Toxicol.*, 57: 163-170.
- DECRETO 27/3/1998 Modificazione allegato 1c della legge 19/10/1984 n. 748, recante nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti, in G.U. della Repubblica Italiana n. 146 del 25 giugno 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.
- ECOLABEL II Commissione Europea DG ENV.A.2. -2001 Working Document "Biological treatment of biowaste" 2nd draft.
- MUSMECI L., GUCCI P.M.B., 1997. Aspetti igienico-sanitari per la produzione di compost di elevata qualità. *Ann. Ist. Sup. Sanità*, 33(4): 595-603.
- NAIDU A.S., 1997. Heavy metals in chukchi sea sediments as compared to selected circum-arctic shelves. *Marine Pollution Bulletin*, 35(7-12): 260-269.
- PETRUZZELLI G., 1992. La problematica dei metalli pesanti nel compost. *Aria - Acqua*, 10: 989-995
- VALLINI G., 1995. Il compostaggio. In: la protezione dell'ambiente in Italia. L. Bertini, R. Cipollini & P. Tundo (eds). Consiglio Nazionale delle Ricerche/Società Chimica Italiana, Roma pp. 83-134.

DETERMINAZIONE DEI COSTITUENTI ELEMENTARI IN CAMPIONI DI SUOLO IN AMBIENTE OFIOLITICO: CONFRONTO TRA DUE PROCEDURE ANALITICHE

G.M. Beone ¹, C. Baffi ¹, M. Bettinelli ², S. Spezia ², A. Nassisi ³, S. Silva ¹

¹ Istituto di Chimica Agraria e Ambientale, Facoltà di Agraria, Università Cattolica S. Cuore via Emilia Parmense n 84, 29100 Piacenza.

² Laboratorio di Igiene Ambientale e Tossicologia industriale Fondazione "S. Maugeri" Clinica del Lavoro e della Riabilitazione IRCCS, Pavia.

³ ARPA Sez Provinciale di Piacenza, Area Analitica Specialistica Agropedologia,

Loc. Gariga -29027 Podenzano (Piacenza) ITALY.

Abstract

The present work compares data obtained on four soil profiles, two of which of ophiolitic nature, and one certified sample, BCR 141R, concerning the determination of oxides of Al, Ca, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Si, and Ti with the use of two dissolution procedures (microwave oven and alkaline fusion) coupled with a spectroscopic multielemental technique (ICP-OES). The comparison, carried out with regression analysis and t-paired test, highlighted that the two techniques gave good accuracy results for almost all elements but for Al, Cr, Fe, Mg and Na only were significantly comparable.

Key words: ophiolite, oxides, soil, analytical techniques

Riassunto

Il presente lavoro confronta i dati ottenuti su quattro profili di suolo, di cui due su substrato ofiolitico, ed un campione certificato, BCR 141R, circa la determinazione di ossidi di Al, Ca, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Si e Ti con l'utilizzo di due tecniche di dissoluzione (forno a microonde e fusione alcalina) accoppiate ad una tecnica spettroscopica multielementare (ICP-OES). Il confronto, avvenuto con l'analisi di regressione lineare e l'uso del t-paired test, ha messo in evidenza che le due tecniche hanno dato buoni risultati di accuratezza per quasi tutti gli elementi ma solo per Al, Cr, Fe, Mg, e Na sono risultate confrontabili su base statistica.

Parole chiave: ofioliti, ossidi, suolo, tecniche analitiche

Introduzione

Il problema maggiore nella determinazione dei costituenti elementari di un suolo è rappresentato dalla natura refrattaria di questi materiali (Van Loon, 1985). Per campioni solidi, prima della determinazione strumentale è quasi sempre necessario eseguire lunghi e tediosi trattamenti di dissoluzione che rappresentano la fase più critica dell'intera procedura. Allo scopo di essere efficace, il trattamento di digestione del campione deve assicurare una dissoluzione completa della matrice che permetta il rilascio degli analiti in una forma chimica compatibile con il metodo analitico.

In passato, per la digestione di suoli e sedimenti, si ricorreva ad un attacco in contenitori aperti o alla più classica procedura della fusione alcalina. I vantaggi della fusione erano infatti molteplici: forte potere disgregante nei confronti anche delle matrici più refrattarie, omogeneità dei campioni fusi, possibilità di preparare standard sintetici evitando ossidi indesiderati, bassi costi di gestione. Tale tecnica presentava però anche alcuni inconvenienti quali una soluzione finale della matrice con alto contenuto di sali, presenza di contaminanti nei sali di fusione e perdita di elementi volatili (es. As, Hg, Se, TI).

Nel 1985, è stata pubblicata una procedura alternativa che impiegava reagenti acidi e un sistema di riscaldamento a microonde. In tale pubblicazione gli autori (Abu-Samra *et al.* 1985), hanno descritto l'uso dell'energia a microonde come mezzo per ottenere rapide e complete digestioni acide per via umida. Da allora la tecnica del riscaldamento con microonde è diventata una procedura ben consolidata per la dissoluzione del campione. Oggigiorno esistono vari metodi ufficiali per l'analisi di suoli e sedimenti che impiegano differenti miscele acide e tecniche di riscaldamento con microonde: ASTM D 5258-92 (1992), SW-846 EPA Method 3050 B (1995), SW-846 EPA Method 3051 (1995), SW-846 EPA Method 3052 (1995) e due proposte europee di metodi: pr EN CEN/TC 292/WG3 N130 (1998) e prEN CEN/TC 292/WG 3N 100 (1998).

Nel presente lavoro sono state confrontate due differenti procedure di solubilizzazione (acida HF-acqua regia in sistema microonde e fusione alcalina con litio tetraborato) su campioni di suolo, orizzonti di quattro profili di cui

due da sito ofiolitico, siti in Alta Val Trebbia (Nord Italia). La determinazione di Al, Ca, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Si e Ti è stata effettuata con spettroscopia di emissione ottica al plasma (ICP-OES) (U.S. EPA Method 6010B, 1996). Il ricorso alla tecnica della fusione alcalina, soprattutto su suoli ofiolitici, è stato suggerito dall'esito di prove preliminari condotte su campioni di roccia provenienti dal medesimo sito dove è stato osservato che la fusione alcalina era risultata più idonea dell'uso del forno a microonde per elementi quali ad esempio Cr e Ni (Bettinelli *et al.*, 2003).

Materiali e metodi

Descrizione profili

In Val Trebbia (PC) sono stati identificati e campionati quattro profili di suoli di cui i primi due su substrato ofiolitico in località Barberino: profilo 1 Barberino1, classificato come Eutric Cambisol (FAO, 1988) o *loamy-skeletal, magnesian, mesic Udic Ustorthent* (Soil Taxonomy, 1999) e profilo 2 Barberino2, classificato come Eutric Cambisol (FAO, 1988) o *loamy-skeletal, magnesian, mesic Lithic Ustorthent* (Soil Taxonomy, 1999). I due profili erano localizzati in riva sinistra del fiume Trebbia, su un affioramento ofiolitico appartenente al complesso di Monte Ragola. I suoli si sono sviluppati su un ripido versante, su un substrato costituito da peridotiti serpentizzate della formazione ofiolitica di Barberino. La natura del substrato ha dato origine a suoli poco profondi con debole differenziazione rispetto al materiale parentale.

Sono stati campionati altri due suoli, non su substrato ofiolitico: profilo 3 Mezzano Scotti e profilo 4 S.Salvatore rispettivamente a sud e a nord di Ponte Barberino. Il terzo profilo, classificato come Calcaric Cambisol (FAO, 1988) o *fine-loamy, mixed, mesic Typic Haplustept* (Soil Taxonomy, 1999) evidenzia scarsa evoluzione pedogenetica. Il substrato è rappresentato da una formazione continentale fluviale recente, costituita da alluvioni ghiaiose, sabbiose e argillose con modesta alterazione superficiale. Il quarto profilo, classificato come Eutric Cambisol (FAO, 1988) o *coarse-silty, mixed, mesic Inceptic Hapludalf* (Soil Taxonomy, 1999), è localizzato presso l'ansa di S.Salvatore, in sponda destra del fiume Trebbia; il substrato è rappresentato dal membro arenaceo-pelitico "Arenarie di S.Salvatore" costituito da un'alternanza di *litofacies* arenaceo-pelitiche o politico-arenacee.

Strumentazioni e reagenti

Per la caratterizzazione dei suoli, oltre alla normale strumentazione di laboratorio, si è fatto uso di un mulino planetario (Fritsch mod. Pulvirisette 7.0), un forno a microonde (CEM mod. MDS 2000) e un ICP-OES (Jobin Yvon mod. YJ 24).

Per la determinazione dei costituenti elementari sono stati impiegati i seguenti reagenti: HCl 37% (m/v) tipo Suprapure (Merck, Darmstadt, FRG), HNO₃ 67% (m/v) tipo Suprapure (Merck, Darmstadt, FRG), HF 40% (Merck, Darmstadt, FRG); H₃BO₃ reagente BDH tipo Analar (BDH, Chemical Pool England); H₂O di elevata purezza (resistività elettrica >10 MΩ cm). La vetreria relativa a queste analisi è stata sottoposta a prelavaggi con soluzione diluita (3%) di HNO₃ seguita da risciacqui con acqua di elevata purezza.

Procedure analitiche

Le procedure di dissoluzione adottate sono state due: a) dissoluzione in forno a microonde; b) fusione alcalina.

Nella prima procedura circa 250 mg di campione (setacciato a 0,2 mm) sono stati pesati in contenitori chiusi e addizionati con 9 mL di miscela acida (8 mL acqua regia + 1 mL HF) e sottoposti, in forno a microonde, alle condizioni di mineralizzazione riportate in tabella 1.

Tabella 1. Condizioni operative del forno a microonde

Parametri	Step				
	1	2	3	4	5
Potenza (W)	250	400	600	0	440
Pressione (kPa)	270	550	850	0	350
Tempo (min)	10	10	20	15	5
Tempo ai parametri (min)	2	2	15	0	5

Dopo il 4° step i campioni sono stati estratti dal forno e dopo raffreddamento, sono stati addizionati 5 mL di soluzione satura di acido bórico. Eseguito un ulteriore riscaldamento ad una potenza di 440 W per 5 min, la soluzione è stata trasferita quantitativamente in matraccio da 50 mL e portata a volume con acqua deionizzata.

Nella seconda procedura una quantità di campione pari a 250 mg (setacciato a 0,2 mm) è stata posta in crogiolo di Pt con 1,5 g di litio tetraborato ($\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$). Tra i fondenti è stato scelto un borato in quanto è da molti considerato il metodo attualmente più preciso per preparare ossidi solfuri, fluoruri leghe ferrose e metalli per l'analisi XRF e ICP-OES (Lachance, and Claisse, 1995; Murry *et al.*, 1995). La miscela è stata riscaldata fino a 1000°C in forno a muffola per circa 2 ore e, a fusione ultimata, dopo raffreddamento, la massa vetrosa è stata solubilizzata con 25 mL di HNO_3 al 5% sotto agitazione a $50\text{-}60^\circ\text{C}$. La procedura di dissoluzione è stata ripetuta con una seconda aliquota di HNO_3 e il tutto portato ad un volume finale di 100 mL in matraccio di polipropilene. Per entrambe le procedure di dissoluzione sono stati preparati i bianchi analitici. Allo scopo di valutare l'accuratezza dei metodi è stato scelto un BCR 141R, poiché presentava valori certificati per Cr e Ni, elementi caratterizzanti gli ambienti ofiolitici e assai problematici all'analisi chimica elementare; esso è stato sottoposto alle stesse procedure adottate per gli altri campioni.

I campioni mineralizzati sono stati sottoposti a determinazione analitica con spettrometria di emissione al plasma (ICP-OES).

Sono stati calcolati i valori di MDL (*method detection limit*) confrontando la concentrazione degli elementi nei bianchi analitici ottenuti in differenti giorni di lavoro. Questo parametro è stato assunto come tre volte la *standard deviation* dei bianchi (IUPAC, 2002).

Il confronto statistico dei dati prodotti dalle due procedure analitiche è stato ottenuto con l'impiego dell'analisi di correlazione, con uso di modello lineare di regressione (LR) e utilizzando il t-paired test (Magari, 2002).

Risultati e discussione

I valori di MDL sono risultati adeguati a garantire un'accurata stima dei vari elementi; ad eccezione di Al, Ca e Si, con la tecnica a microonde è possibile raggiungere valori di MDL sensibilmente più bassi di quelli con la tecnica di fusione (fig. 1). Gli elevati valori ottenuti per Al e Si nei bianchi sono probabilmente da associare all'utilizzo di acido fluoridrico nella miscela di attacco. Per entrambe le tecniche l'elevato valore di MDL del K è essenzialmente ascrivibile non alla procedura di dissoluzione ma a limiti strumentali (ICP-OES).

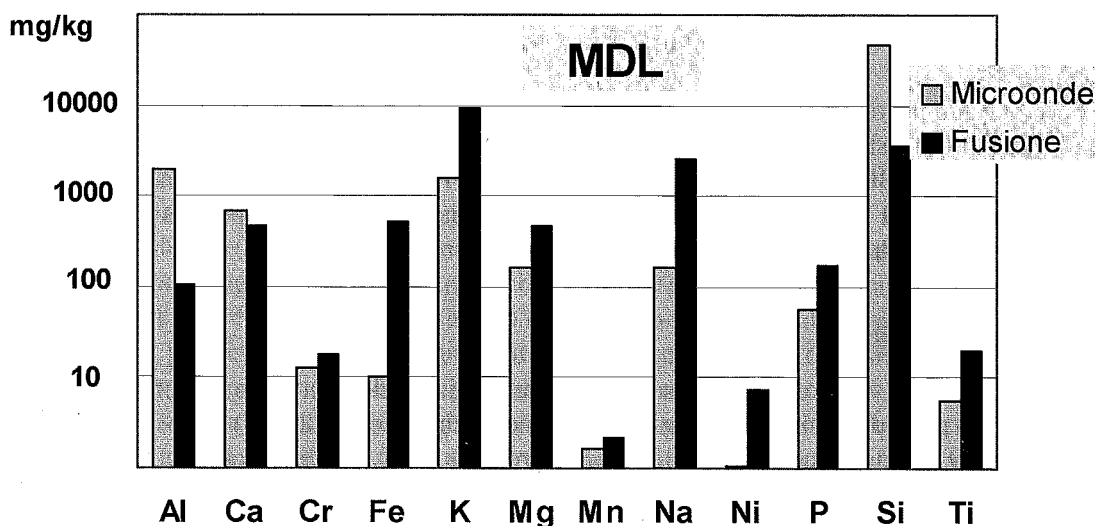


Figura 1. Valori dei Method Detection Limits (MDL) delle due procedure espressi in mg/kg di ossido per i vari elementi

I recuperi ottenuti per il BCR 141R (tab. 2) sono stati buoni, con entrambe le tecniche, per quasi tutti gli elementi ad eccezione del Si (50%) e di Fe e Mn più bassi (79% e 74% rispettivamente) di quelli ottenuti con la solubilizzazione acida in forno a microonde (84% e 78%). Di contro, per Na, sono stati osservati valori più bassi (70%) con microonde rispetto alla fusione (93%). Gli elevati valori per il Ti (127% e 179%) osservati con entrambe le tecniche sono probabilmente dovuti alla disponibilità di valori non certificati ma solo indicativi dell'elemento nel materiale BCR 141R.

Tabella 2. BCR 141R. Composizione elementare (% ossido) determinata con ICP-OES con l'uso delle due tecniche di dissoluzione. Valutazione dei recuperi percentuali

Forno microonde	SiO ₂ %	MgO %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	Na ₂ O %	CaO %	K ₂ O %	MnO %	NiO %	Cr ₂ O ₃ %	TiO ₂ %
Val oss..	42,0	1,06	9,10	3,26	0,38	10,76	1,59	0,07	0,009	0,027	0,66
Val cert.	51,1§	1,20§	9,62§	3,90§	0,54§	13,04§	1,75§	0,09*	0,013*	0,028*	0,52§
Rec. (%)	82	88	95	84	70	83	91	78	69	96	127
Fusione alcalina	SiO ₂ %	MgO %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	Na ₂ O %	CaO %	K ₂ O %	MnO %	NiO %	Cr ₂ O ₃ %	TiO ₂ %
Val oss..	25,4	1,07	8,27	3,08	0,50	10,54	1,60	0,067	0,009	0,026	0,93
Val cert.	51,1§	1,20§	9,62§	3,90§	0,54§	13,04§	1,75§	0,09*	0,013*	0,028*	0,52§
Rec. (%)	50	89	86	79	93	81	91	74	69	93	179

*Valore certificato; § valore indicativo.

I dati presentati in tabella 3 mettono in evidenza le differenze tra i due profili su ofiolite; il profilo 2 (Barberino2) presenta un andamento tipico poiché, con entrambe le tecniche presenta, lungo il profilo, una diminuzione del Mg ed un contemporaneo aumento di Si e Al. Ciò è congruente con quanto osservato da Bonifacio *et al.* (1997) e Widman *et al.* (1968) durante i processi di alterazione che hanno luogo negli ambienti ofiolitici ed è probabilmente dovuto all'instabilità dei minerali serpentinitici presenti in tali ambienti. Il profilo 1 (Barberino1) manifesta invece alcune anomalie rispetto ad un suolo tipico ofiolitico a causa degli elevati valori del Ca osservati nell'orizzonte 3Ck, evidenziato da entrambe le tecniche.

Tabella 3. Composizione elementare (% ossido) dei campioni di suoli su ofiolite

Profilo 1											
Forno microonde											
Orizz	SiO ₂ %	MgO %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	Na ₂ O %	CaO %	K ₂ O %	MnO %	NiO %	Cr ₂ O ₃ %	TiO ₂ %
A1	40,00	24,71	5,52	8,77	0,23	1,41	0,53	0,16	0,155	0,196	0,21
2A1	39,58	19,50	7,22	8,88	0,20	1,30	0,63	0,15	0,142	0,159	0,29
2AC	36,34	19,53	6,76	7,71	0,20	1,40	0,74	0,14	0,108	0,135	0,28
3Ck	26,50	19,63	4,02	5,55	0,13	16,7	0,31	0,10	0,100	0,105	0,16
Fusione alcalina											
Orizz	SiO ₂ %	MgO %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	Na ₂ O %	CaO %	K ₂ O %	MnO %	NiO %	Cr ₂ O ₃ %	TiO ₂ %
A1	33,78	19,00	5,93	7,73	0,19	1,17	0,96	0,11	0,120	0,220	0,50
2A1	41,59	17,21	8,73	9,39	0,24	1,18	1,00	0,12	0,140	0,230	0,57
2AC	37,93	17,75	8,61	7,40	0,14	1,35	1,24	0,11	0,100	0,190	0,72
3Ck	22,42	15,80	4,54	5,44	0,13	13,9	0,93	0,08	0,090	0,130	0,38
Profilo 2											
Forno microonde											
Orizz	SiO ₂ %	MgO %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	Na ₂ O %	CaO %	K ₂ O %	MnO %	NiO %	Cr ₂ O ₃ %	TiO ₂ %
A11	39,00	23,16	4,02	6,85	0,16	0,81	0,39	0,13	0,170	0,230	0,41
A12	40,40	22,25	4,77	7,57	0,16	1,08	0,40	0,12	0,150	0,230	0,43
AC	43,90	21,72	5,44	7,84	0,18	0,79	0,49	0,13	0,170	0,170	0,53
Fusione alcalina											
Orizz	SiO ₂ %	MgO %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	Na ₂ O %	CaO %	K ₂ O %	MnO %	NiO %	Cr ₂ O ₃ %	TiO ₂ %
A11	14,83	25,12	4,54	7,89	0,17	0,74	0,92	0,11	0,150	0,260	0,35
A12	21,27	23,07	4,68	8,44	0,14	0,85	1,05	0,12	0,130	0,230	0,41
AC	35,77	20,27	4,88	7,46	0,12	0,64	1,10	0,12	0,150	0,180	0,45

Per gli altri 2 profili di suoli non ofiolitici (tab. 4) i dati forniti dai due metodi mostrano un buon accordo ad eccezione di SiO₂ sottostimato dalla procedura che prevede la fusione alcalina. Nell'indagine dei due profili si osservano valori di Al e Fe crescenti e di Ca decrescenti con la profondità; i dati degli ossidi degli altri elementi mostrano, negli orizzonti B, fenomeni di accumulo a carico del Cr e di perdita di alcune basi (Na, Ca).

Tabella 4. Composizione elementare (% ossido) dei campioni di suoli non ofiliotici determinati con ICP-OES
previa dissoluzione con le due tecniche

Profilo 3											
Forno microonde											
Orizz	SiO ₂	MgO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	CaO	K ₂ O	MnO	NiO	Cr ₂ O ₃	TiO ₂
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Ap1	50,72	2,48	9,84	5,26	0,62	9,45	1,59	0,150	0,016	0,038	0,35
Ap2	46,41	2,36	9,81	5,16	0,62	9,45	1,60	0,140	0,015	0,033	0,34
A1	45,29	2,37	9,88	5,19	0,63	8,04	1,64	0,150	0,015	0,032	0,39
A/B	41,47	2,35	10,16	5,34	0,66	7,49	1,68	0,160	0,015	0,035	0,40
Bw	44,97	2,31	10,05	5,30	0,63	7,43	1,65	0,170	0,017	0,034	0,37
C	55,92	2,80	11,50	7,05	0,63	3,25	1,65	0,230	0,023	0,040	0,43
Fusione alcalina											
Orizz	SiO ₂	MgO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	CaO	K ₂ O	MnO	NiO	Cr ₂ O ₃	TiO ₂
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Ap1	44,00	2,19	10,21	4,75	0,58	7,83	1,89	0,110	0,015	0,041	1,02
Ap2	6,51	2,19	10,42	4,73	1,19	7,65	2,05	0,110	0,012	0,027	0,90
A1	23,17	2,32	11,08	5,05	0,77	6,68	1,98	0,120	0,013	0,033	1,05
A/B	46,91	2,18	9,90	5,26	0,76	7,19	1,92	0,150	0,015	0,039	0,40
Bw	0,90	2,15	10,61	5,04	0,67	5,79	1,97	0,120	0,015	0,041	0,90
C	47,82	2,63	10,72	6,26	0,72	2,97	1,78	0,210	0,026	0,050	0,33
Profilo 4											
Forno microonde											
Orizz	SiO ₂	MgO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	CaO	K ₂ O	MnO	NiO	Cr ₂ O ₃	TiO ₂
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Oi	42,60	2,12	10,65	3,79	1,35	0,75	1,93	0,180	0,009	0,021	0,83
A11	42,90	2,79	13,31	4,89	1,77	0,37	2,36	0,087	0,010	0,026	1,07
A12	39,00	2,82	13,71	4,88	1,74	0,32	2,40	0,082	0,010	0,024	1,00
Bw	37,70	2,58	12,91	4,99	1,39	0,28	2,11	0,079	0,010	0,025	1,40
BtC	37,20	2,58	13,80	5,98	1,28	0,29	2,02	0,120	0,014	0,040	1,34
	36,90	3,15	15,65	6,04	1,78	0,28	2,58	0,083	0,012	0,031	1,09
Fusione alcalina											
Orizz	SiO ₂	MgO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	CaO	K ₂ O	MnO	NiO	Cr ₂ O ₃	TiO ₂
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Oi	30,73	2,07	9,86	3,56	1,21	0,65	2,03	0,160	0,008	0,022	1,02
A11	38,64	2,87	13,30	5,04	1,50	0,31	2,36	0,074	0,008	0,021	1,31
A12	37,25	3,16	14,37	5,17	1,68	0,27	2,59	0,074	0,009	0,024	1,26
Bw	24,38	2,99	14,66	5,80	1,31	0,25	2,35	0,072	0,010	0,030	1,43
Bt	12,15	2,59	12,78	5,80	1,16	0,24	2,40	0,100	0,014	0,049	1,01
C	20,41	3,46	14,97	5,75	1,71	0,24	3,05	0,082	0,011	0,027	1,43

La sintesi delle analisi statistiche adottate per confrontare le tecniche di dissoluzione è riportata in tabella 5.

Il primo approccio è stato eseguito adottando il modello di analisi di regressione lineare (LR). Questo primo test è basato sul modello lineare $y = a + bx \pm \text{errore}$ e permette di verificare la presenza di una correlazione e di stimare la presenza di bias. Il modello ideale prevede: $R=1$ (massima correlazione), $a=0$ (assenza di bias costanti) e $b=1$ (assenza di bias proporzionali).

Successivamente si sono considerati i confronti con il *t-paired test* che opera sulle differenze delle coppie di dati e sul confronto delle varianze partendo dall'ipotesi che non ci siano differenze significative fra le coppie.

Dall'analisi dei dati sperimentali emerge per il Si l'assenza di correlazione e il non accordo delle due tecniche; secondo alcuni autori (Gagnon, 2003), fra le miscele fondenti, il tetraborato a differenza del metaborato presenta una reattività superiore con gli ossidi basici e minore per quelli acidi (vedi SiO₂) (Claisse, 1999). Per gli altri elementi la regressione evidenzia una correlazione significativa fra le due serie di dati; il paired t-test indica invece una sostanziale confrontabilità tra le due tecniche per Al, Cr, Fe, Mg e Na ma non per Ca, K, Mn Ni, Si e Ti. L'accoppiamento dei due test statistici permette di ampliare l'informazione analitica. Il modello della regressione lineare considera la variabile Y come dipendente dalla variabile X e assume che l'errore relativo alla variabile X sia ir-

rilevante rispetto all'errore relativo della variabile Y. La variabilità riscontrata nel confronto di due metodi analitici contiene l'errore relativo di entrambe le variabili; il *t-paired test* è più adatto a stimare più sorgenti di variabilità ma la sua affidabilità è compromessa in presenza di bias proporzionali lineari (Magari 2002). Un ulteriore miglioramento nel confronto tra tecniche, in presenza di un numero più elevato di replicati per ogni campione, potrebbe essere ottenuto impiegando l'analisi di regressione MLFR (Maximum Likelihood Fitting of Functional Relationship) che considera la variabile Y come in relazione funzionale alla variabile X ed entrambi gli errori relativi sono assunti essere indipendenti fra loro (Bettinelli *et al.*, 2000).

Tabella 5. Risultati dell'analisi di regressione lineare (LR) e del *t-paired test* sui dati ottenuti con le due tecniche

Ossido	Range di concentrazione %	signif	Analisi regressione semplice LR Modello: $y = a + bx \pm \text{errore}$				t-paired test (a due code)	
			a	b	R	R ²	Signif	
Al ₂ O ₃	4,0 - 15,6	***	0,804 ± 0,576	0,941 ± 0,057	0,9679	0,9369	NS	
CaO	0,24 - 16,6	***	0,026 ± 0,124	0,857 ± 0,020	0,9951	0,9902	**	
Cr ₂ O ₃	0,021 - 0,260	***	-0,0002 ± 0,006	1,149 ± 0,052	0,9817	0,9637	NS	
Fe ₂ O ₃	3,08 - 9,39	***	-0,0125 ± 0,507	0,992 ± 0,082	0,9439	0,8909	NS	
K ₂ O	0,31 - 3,05	***	0,595 ± 0,071	0,823 ± 0,045	0,9744	0,9495	***	
MgO	1,06 - 25,12	***	0,215 ± 0,480	0,910 ± 0,037	0,9853	0,9708	NS	
MnO	0,067 - 0,230	***	0,006 ± 0,010	0,795 ± 0,072	0,9329	0,8704	***	
Na ₂ O	0,13 - 1,77	***	0,084 ± 0,057	0,896 ± 0,061	0,9610	0,9236	NS	
NiO	0,008 - 0,170	***	0,001 ± 0,002	0,873 ± 0,020	0,9955	0,9910	**	
SiO ₂	0,90 - 55,9	NS					***	
TiO ₂	0,21 - 1,43	***	0,380 ± 0,109	0,731 ± 0,155	0,7436	0,5530	**	

NS= non signif; ** sign (P = 0.01); *** sign (P=0.001) X= tecnica microonde Y= tecnica fusione

Conclusioni

Le due tecniche di dissoluzione eseguite hanno permesso di ottenere, per il materiale certificato BCR 141R, buoni valori di recupero per la maggior parte degli elementi ad eccezione di Si (50% con il metodo della fusione).

Nell'indagine condotta sui campioni di profili di suolo i risultati appaiono più controversi; le differenze fra i valori di ossidi, stimati con le due procedure, sono più marcate sui campioni di suolo originati su substrato ofiolitico. Il tipo di fondente, tetraborato di litio, ha permesso di ottenere recuperi superiori per alcuni ossidi (es. K₂O e TiO₂) e decisamente inferiori per SiO₂; per quest'ultimo una miscela al 50% di tetra e metaborato di litio come fondente potrebbe rappresentare una soluzione alternativa.

Nella dissoluzione con uso di microonde la miscela d'attacco che ha previsto l'impiego di acqua regia e HF è risultata efficace anche per elementi che presentano dissoluzione problematica (es. Si, Cr).

Il confronto statistico dei due metodi (regressione lineare e *t-paired test*) indica un buon accordo per la determinazione degli ossidi di Al, Cr, Fe, Mg e Na ed un'assenza di correlazione per i dati del Si. Si suggerisce comunque l'uso di tecniche statistiche che valutino l'incertezza associata ad entrambi i metodi posti a confronto.

Per l'analisi elementare di suoli, ofiolitici o non, l'accuratezza e la precisione dell'analisi chimica devono essere sempre valutate in funzione dell'obiettivo e delle finalità dell'indagine.

Bibliografia

- ABU-SAMBRA A., MORRIS J.S., KOIRTYOANN S. R., 1985. Anal. Chem. 68, 766
- ASTM 5258-92 (1992). Standard Practice for Acid Extraction of Elements from Sediments Using Closed Vessel Microwave Heating: The American Society of Testing and Materials; Philadelphia, PA USA.
- BETTINELLI M., BAFFI C., BEONE G.M., SPEZIA S., 2000. Soils and sediments analysis by spectroscopic techniques. Part II: determination of trace elements by ICP-MS. Atomic Spectr. 21 (2), 60-70.
- BETTINELLI M., BEONE G.M., BAFFI C., SPEZIA S., NASSISI A., 2003. Characterization of environmental samples in an ophiolitic area of Northern Italy using ICP-OES, ICP-MS, and XRF. Atomic Spectr. 24 (5), 159-168.
- BONIFACIO E., ZANINI E., BOERO V., FRANCHINI-ANGELA M., 1997. Pedogenesis in a soil catena on serpentinite in north-western Italy. Geoderma 75; 33-51.
- CEN/TC 292/WG3 N130, 1998. "Characterization of Waste-Microwave Assisted Digestion With Hydrofluoric (HF), Nitric (HNO₃) and Hydrochloric (HCl) Acid Mixture for Subsequent Determination of Elements in Waste "Draft of European Standard", Brussel (Belgium).
- CEN/TC 292/WG 3N 130, 1998. "Characterization of Waste-Digestion for Subsequent Determination of Aqua Regia Soluble Portion of Elements in Waste "Draft of European Standard", Brussel (Belgium).

- CLAISSE F., 1999. Glass Disks and Solutions by Fusion in borates for users of claisse fluxers. Corporation Scientifique Inc., p 61.
- FAO, 1988. Soil Map of the World. Revised Legend. World soil Resources Report 60. FAO. Rome (Italy).
- GAGNON J.P., 2003. Preparazione di campioni per XRF, AA, ICP. Lab. 2000, 2, 22-24.
- IUPAC, 2002. Harmonized guidelines for single laboratory validation of methods of analysis. Pure Appl. Chem., Vol. 74, 5, 835-855.
- LACHANCE G.R., CLAISSE F., 1995. Quantitative X-Ray Fluorescence Analysis - Theory and Application. John Wiley and Sons, 402.
- MAGARI R. T., 2002. Statistics for laboratory method comparison studies. BioPharm, January 2002, 28-32.
- MURRY R.W., MILLER D.J., KRYC K.A., 1995. Analysis of major and trace elements in rocks, sediments and interstitial waters by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES). ODP Technical Note 29, p. 27.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys, 2nd edition. Agriculture Handbook No. 436. Washington: United States Department of Agriculture.
- SW-846 EPA Method 3051, 1995. "Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils", in Test Methods for Evaluating Solid Waste, 3rd ed., 3rd update; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.
- SW-846 EPA Method 3052, 1995. "Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and organically Based Matrices", in Test Methods for Evaluating Solid Waste, 3rd ed., 3rd update; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.
- SW-846 EPA Method 6010B, 1996. "Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry", in Test Methods for Evaluating Solid Waste, 3rd ed., 3rd update; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.
- VAN LOON J.C., 1985. Selected methods of Trace Metal Analysis: Biological and Environmental Samples, Wiley New York.
- WIDMAN W.E., JACKSON M.L., WITTING L.D., 1968. Iron-rich montmorillonite formation in soils derived from serpentine. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32; 787-794.

IDENTIFICAZIONE DI UNA METODOLOGIA DI ORGANIZZAZIONE E VERIFICA DEI DATI DI ANALISI DEL TERRENO AGRARIO PER LA COSTITUZIONE DI UNA BANCA DATI TEMATICA

Aurelio Del Vecchio ¹, Ivan Albertin ¹, Elisabetta Barberis ², Giancarlo Bourlot ³, Stefano Dolzan ³

¹ 3a S.r.l - Via Cibrario 66, 10144 - Torino

² Di.Va.P.R.A. - Chimica agraria, Università di Torino, Via L. Da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TO)

³ Settore Fitosanitario - Laboratorio Agrochimico Regionale, Via Livorno 60, 10144 Torino

Abstract

Arable soil is nowadays a limited environmental resource and it's more and more important to improve knowledge about its features and conditions. Since 2000, the unit named "Laboratorio Agrochimico Regionale (LAR)" of Regione Piemonte has constituted a Regional Arable Soils Database (BDRTA), having an informative support role for agro-environmental operators.

This work presents an operative proposal to better exploit the arable soil data collection, organizing them in databases through a check-and-validation method; this method allows to find out analytical and source data entry errors.

The proposed methodology (partly based on Agenzia Regionale Protezione Ambiente della Liguria, 2000 proposal) has four steps:

- revision: individuation and correction of possible mistakes occurred in data registration;
 - normalization: that is data consistency, through comparison and standardization of analysis methods and measure units;
 - validation: in order to exclude values atypical for piedmontese area;
 - qualification: to find out important administrative and logistic registrations (i.e. geographical data), as well as agronomic information.
- This check and validation method make it possible an easy selection of analytic and registration valid data from raw data.

If periodically increased, BdRTA could play a major role for monitoring the evolving soil features in the regional agricultural territories, so addressing towards a "high information" pattern which is more and more required from legislative needs and environmental protection standards.

Key words: soil analysis, validation, database

Riassunto

Il terreno agrario si presenta oggi come una risorsa ambientale limitata di cui è sempre più importante conoscere caratteristiche e stato di conservazione. In Piemonte, il Laboratorio Agrochimico Regionale (LAR) del Settore Fitosanitario è particolarmente attivo nel settore delle analisi del terreno agrario e coordina o partecipa ad alcuni progetti relativi al monitoraggio dei suoli. A partire dal 2000 il LAR, basandosi sulle raccolte di analisi del terreno a sua disposizione, ha realizzato una Banca Dati Regionale dei Terreni Agrari (BDRTA). L'iniziativa intende fornire un supporto informativo di facile consultazione agli operatori del settore agroambientale.

La creazione di una banca dati sui terreni agrari ha reso necessaria l'individuazione di un'opportuna metodologia di controllo delle informazioni disponibili, per escludere possibili errori analitici, di inserimento dei dati o di attribuzione delle caratteristiche anagrafiche.

La metodologia messa a punto dal LAR si articola in 4 fasi: revisione, normalizzazione, validazione e qualificazione; essa si basa in parte su quanto proposto nel 2000 dall'Agenzia Regionale Protezione Ambiente della Liguria, con alcune modifiche relative soprattutto al trattamento dei dati anagrafici.

Le fasi di tale metodologia possono essere così schematizzate:

- revisione: è il procedimento mediante il quale viene controllata la congruenza tra i dati anagrafici ed agronomici forniti dai committenti delle analisi e le informazioni presenti negli archivi informatici;
- normalizzazione: i dati vengono portati in formato uniforme e quindi resi tra loro coerenti e confrontabili. Le fasi principali della normalizzazione sono:
 - confronto e standardizzazione delle metodiche;
 - standardizzazione delle unità di misura;
 - standardizzazione delle modalità di espressione dei risultati;
- validazione: consiste nella verifica dei dati e riguarda sia le informazioni anagrafiche sia le analitiche; questo processo mira ad individuare ed eliminare sia i dati che assumono valori improbabili, sia quelli non tipici della realtà del terreno agrario;
- qualificazione: mediante questa operazione si individuano le informazioni anagrafiche ed agronomiche e le informazioni aggiuntive che devono accompagnare il dato analitico raccolto, al fine di permettere all'utente della BDRTA di utilizzarlo.

La metodologia di organizzazione e verifica si è dimostrata efficace per selezionare agevolmente, a partire da una serie di dati grezzi, quelli che possono essere ritenuti validi dal punto di vista analitico e anagrafico. Si ritiene che lo sviluppo di tecniche di valutazione dei

dati sui terreni agrari finalizzate alla costituzione di banche dati tematiche sia un importante passo avanti verso lo sviluppo di nuovi strumenti di conoscenza del territorio e verso la diffusione di un'agricoltura "ad alta informazione" che le necessità legislative e quelle di tutela dell'ambiente sempre più richiedono.

Parole chiave: analisi del terreno, validazione, banca dati.

Introduzione

Il terreno agrario si presenta oggi come una risorsa ambientale limitata di cui è sempre più importante conoscere caratteristiche e stato di conservazione. In Piemonte, il Laboratorio Agrochimico Regionale (LAR) del Settore Fitosanitario è particolarmente attivo nel settore delle analisi del terreno agrario e coordina o partecipa ad alcuni progetti relativi al monitoraggio dei suoli, svolgendo un ruolo di punto centrale (fig. 1) nel flusso dell'informazione agrochimica.

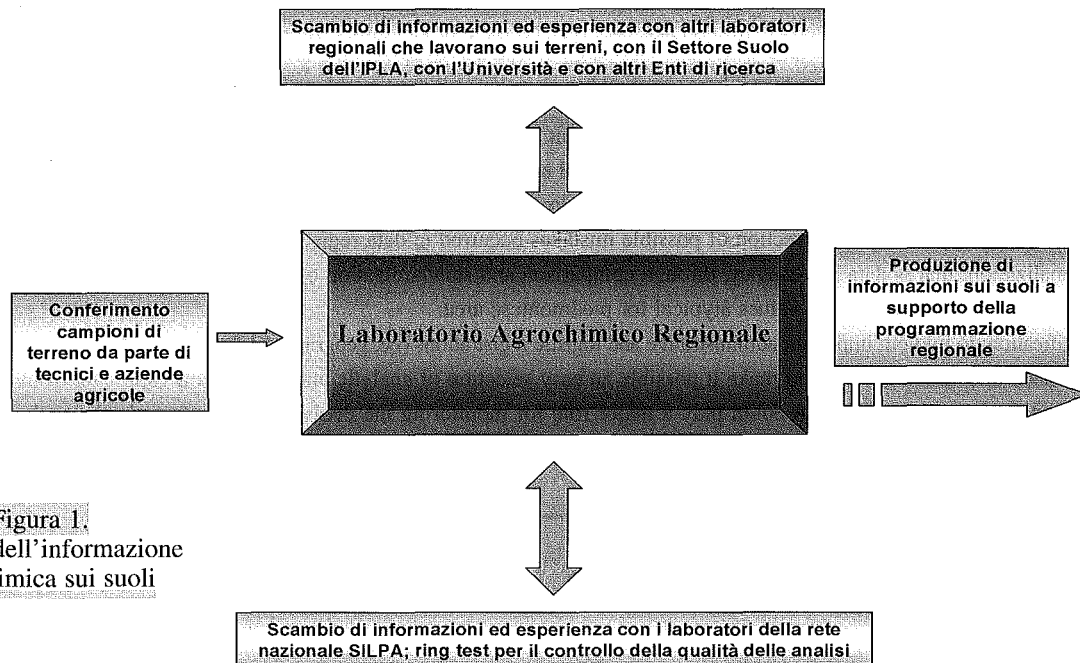


Figura 1.
Il flusso dell'informazione agrochimica sui suoli

Dal 1990 i dati delle analisi prodotte dal LAR sono stati informatizzati in ambiente database e sono consultabili per scopi di studio o di ricerca. È però sempre più evidente la necessità di una maggior semplicità di consultazione, unita alla disponibilità di elaborazioni ed informazioni aggregate.

Per soddisfare queste esigenze è risultato necessario realizzare una Banca Dati Regionale dei Terreni Agrari (BDRTA) in cui far confluire informazioni sui terreni fornite dai diversi laboratori che operano sul territorio piemontese. L'iniziativa intende fornire un supporto informativo di facile consultazione agli operatori del settore agroambientale. Tra i partecipanti al progetto figurano laboratori caratterizzati da diverse dimensioni, posizioni istituzionali e dislocazioni territoriali (tab.1). I dati da essi forniti sono essenzialmente di tipo anagrafico ed analitico; solo le analisi prodotte dal LAR sono corredate anche di informazioni relative alla gestione agronomica dell'appezzamento interessato dall'analisi.

Tabella 1. Dati su cui la metodologia è stata messa a punto e laboratori di provenienza

Laboratorio	Posizione istituzionale	N° analisi fornite	Principale ambito Territoriale delle analisi fornite	Tipo di dati presenti nell'analisi
Cadirlab	Laboratorio privato	3.157	Provincia di Alessandria	Anagrafici e analitici
DiVaPRA	Università di Torino	50	Regione Piemonte	Anagrafici e analitici
Enocontrol	Laboratorio privato	266	Province di Asti e Cuneo	Anagrafici e analitici
Laboratorio Coldiretti	Laboratorio privato (Organizzazione)	1.269	Provincia di Cuneo	Anagrafici e analitici
Cuneo	Professionale Agricola			
LAR	Laboratorio pubblico (Regione Piemonte)	18.835	Regione Piemonte	Anagrafici, analitici ed agronomici

La creazione di una banca dati sui terreni agrari ha reso necessaria l'individuazione di un'opportuna metodologia di controllo delle informazioni disponibili, per escludere possibili errori analitici, di inserimento dei dati o di attribuzione delle caratteristiche anagrafiche.

La metodologia messa a punto dal LAR si articola in 4 fasi: revisione, normalizzazione, validazione e qualificazione; essa si basa in parte su quanto proposto nel 2000 dall'Agenzia Regionale Protezione Ambiente della Liguria, con alcune modifiche relative soprattutto al trattamento dei dati anagrafici.

Revisione

E' il procedimento mediante il quale viene controllata la congruenza tra i dati anagrafici ed agronomici forniti dai committenti delle analisi e le informazioni presenti negli archivi informatici. Data l'estrema importanza della georeferenziazione per l'interpretazione di informazioni relative al territorio, in questa fase si rivolge una particolare attenzione ai dati riguardanti il Comune di appartenenza dell'appezzamento e, se disponibili, alle coordinate geografiche del punto di prelievo.

La revisione si rivela un procedimento necessario quando si decide di valorizzare determinati aspetti di una collezione di dati che in precedenza erano ritenuti di importanza marginale.

Normalizzazione

I dati vengono portati in formato uniforme e quindi resi tra loro coerenti e confrontabili. Le fasi principali della normalizzazione sono:

- confronto e standardizzazione delle metodiche;
- standardizzazione delle unità di misura;
- standardizzazione delle modalità di espressione dei risultati.

Per quanto riguarda i dati analitici, si è effettuata la standardizzazione delle unità di misura, tenendo conto delle indicazioni della Società Italiana della Scienza del Suolo (SISS), ma mantenendo talvolta alcune unità di misura diverse, perché utilizzate dalla maggior parte dei laboratori piemontesi e talvolta più familiari per gli utenti che ricevono il referto.

Un problema frequente nel processo di costituzione di una banca dati è la differenza tra le metodiche analitiche utilizzate, che può porre problemi in termini di confrontabilità dei dati (Schvartz *et al.*, 1997); le metodiche dei diversi laboratori sono state così individuate ed esaminate alla luce di questo aspetto. Sulla base di queste considerazioni sono stati successivamente creati i campi della BDRTA, cui sono state assegnate opportune codifiche.

Per quanto riguarda i dati di tipo anagrafico, la normalizzazione riguarda le coordinate dei prelievi di terreno, che nella BDRTA sono rese secondo il sistema Europeo unificato UTM - ED50; dove necessario, si effettua la trasformazione in UTM - ED50 dal sistema cartografico Gauss - Boaga o dal formato in Latitudine-Longitudine.

Validazione

Consiste nella verifica dei dati e riguarda sia le informazioni anagrafiche sia le analitiche; questo processo mira ad individuare ed eliminare sia i dati che assumono valori improbabili, sia quelli non tipici della realtà del terreno agrario.

Per quanto riguarda i dati analitici, tale procedimento ha previsto l'imposizione di intervalli di tolleranza (tab. 2) affiancato all'uso di diagrammi a dispersione, che hanno permesso di visualizzare le relazioni tra diversi parametri e di evidenziare la presenza di valori anomali "fuori allineamento" (rapporto tra pH e grado di saturazione basica, rapporto tra capacità di scambio cationico (C.S.C.), argilla e sostanza organica).

Tabella 2. Individuazione di intervalli di tolleranza per i dati analitici presenti nella BDRTA

	Intervallo di valori ritenuto accettabile	Intervallo di valori che comporta una valutazione supplementare	Valori che comportano l'eliminazione del dato*	Valori che invalidano l'intero referto*
Granulometria (per ogni frazione granulometrica)	> 0% e < 100%	> 80% e < 100%	100%	
Reazione del suolo	> 4 e < 10	> 4 e < 5; > 8.5 e < 10	> 7.5, se in assenza di calcare e con saturazione basica < 85%	< 4 e > 10
Calcare totale	$\geq 0\%$ e $\leq 100\%$	> 50%	0%, se in presenza di pH > 7.5 e di saturazione basica > 85%; valori di calcare totale minori dei corrispondenti valori di calcare attivo	
Calcare attivo	$\geq 0\%$ e $\leq 100\%$	> 50%	Valori di calcare attivo maggiori dei rispettivi valori di calcare totale; dati di calcare attivo > argilla % x 0.5.	
Sostanza organica	> 0% e < 17%	> 0 e < 0.5%; > 4% e < 17%		> 17%
N totale	> 0% e < 1%		> 1%	
Rapporto C/N	> 5 e < 20			< 5 e > 20
C.S.C.	> 1 e < 40 meq/100g		< 1 e > 40 meq/100g; inoltre, si eliminano tutti i dati relativi a questa determinazione in presenza contemporanea di pH > 7.5, di grado di saturazione basica < 85% e di calcare totale > 10%;	
Ca, Mg, K scambiabili; grado di saturazione basica	Ca scambiabile > 0% e $\leq 100\%$ Mg scambiabile > 0% e $\leq 40\%$ K scambiabile > 0% e $\leq 15\%$		Si eliminano tutti i dati relativi a queste determinazioni nei seguenti casi: a) in presenza di pH > 7.5, grado di saturazione basica < 85% e di calcare totale > 10%; b) se il valore del Ca scambiabile (% sulla CSC) è < 15 in presenza di un pH > di 7; c) in presenza di valori di Mg scambiabile (% sulla CSC) > 40; d) in presenza di valori di K scambiabile (% sulla CSC) pari a 0 o > 15; e) in presenza di un rapporto Mg/K con valori > 40	
Rapporto Mg/K	> 0 e < 40		> 40	
P assimilabile	> 0 ppm e < 500 ppm		> 500	

*N.B. Questi valori sono ritenuti non tipici del territorio piemontese o comunque non probabili

Qualificazione

La fase di qualificazione dei dati consiste nella scelta, tra le informazioni anagrafiche ed agronomiche disponibili, di quelle che devono accompagnare il dato analitico raccolto (tab. 3), al fine di renderlo maggiormente utilizzabile. Inoltre si individuano le informazioni aggiuntive da allegare al dato analitico.

A questo fine le informazioni sono state classificate come:

- informazioni indispensabili per una corretta lettura del dato
- informazioni accessorie almeno per la prima fase di costituzione della BDRTA

Tabella 3. Informazioni qualificanti rese disponibili nella BDRTA

Informazioni necessarie ad una corretta lettura del dato	Informazioni accessorie
Ente responsabile della costituzione e della gestione della BDRTA	Georeferenziazione dei dati, modalità e affidabilità della georeferenziazione
Laboratorio che ha effettuato l'analisi	Dati agronomici sulla gestione dell'appezzamento interessato
Anno di produzione dei dati; anno di inserimento dei dati nella BDRTA	
Profondità di prelievo del campione di terreno	
Comune dell'appezzamento interessato	

Le informazioni considerate necessarie sono quelle senza le quali l'analisi del terreno, che è un dato riferito al territorio, non può essere letta: le informazioni sull'anno di costituzione della BDRTA e sul responsabile della sua gestione e costituzione, in primo luogo, sono necessarie per certificarne la qualità; per lo stesso motivo si deve conoscere il laboratorio che ha prodotto l'analisi; l'anno di produzione dei dati permette di conoscerne la validità e di costruire serie storiche; senza la profondità di prelievo del campione non si può formulare alcun giudizio sul terreno; infine, se non si conosce almeno il Comune entro cui ricade il punto di prelievo, il dato raccolto è privo di riferimenti al territorio.

La georeferenziazione dovrebbe essere considerata un'informazione necessaria ma, nella fase di costituzione della BDRTA si è considerato che la sola informazione del Comune di appartenenza dell'appezzamento, per quanto generica, possa essere sufficiente a dare un'indicazione sull'ambito territoriale dell'analisi e consenta l'utilizzazione del dato per semplici elaborazioni.

Se il dato è corredato dalle informazioni "necessarie", può essere letto e se ne può trarre un'informazione generale; per elaborazioni più complesse, tuttavia, è necessario disporre anche delle informazioni accessorie.

Le informazioni considerate "accessorie" permettono di interpretare e valorizzare maggiormente il dato raccolto. Esse riguardano la georeferenziazione del campione e la gestione agronomica dell'appezzamento interessato dal prelievo: le informazioni agronomiche permettono di conoscere meglio il contesto agricolo cui l'analisi del terreno si riferisce e di ragionare meglio sui dati analitici; la georeferenziazione è indispensabile per ottenere un efficace monitoraggio di dettaglio della fertilità dei terreni, per effettuare elaborazioni più fini dei dati e per la relativa produzione di cartografie tematiche.

Poiché, per varie ragioni, l'attenzione alla georeferenziazione si è sviluppata solo negli ultimi anni, essa non è stata applicata in passato come procedura ordinaria al momento del campionamento; per migliorare la qualificazione dei dati, dunque, è stato necessario recuperare "a posteriori" le coordinate di quanti più dati possibile, eventualmente avvalendosi dell'aiuto dei tecnici di campo che effettuano i prelievi di terreno.

Conclusioni

La metodologia di organizzazione e verifica si è dimostrata efficace per selezionare agevolmente, a partire da una serie di dati grezzi, quelli che possono essere ritenuti validi dal punto di vista analitico e anagrafico. Lo sviluppo di tecniche di valutazione dei dati sui terreni agrari finalizzate alla costituzione di banche dati tematiche può costituire un importante passo avanti verso lo sviluppo di nuovi strumenti di conoscenza del territorio e verso la diffusione di un'agricoltura "ad alta informazione" che le necessità legislative e quelle di tutela dell'ambiente sempre più richiedono.

Il protocollo di verifica adottato, ha consentito alla BDRTA di raggiungere circa 23.500 dati di analisi controllati e validati, di cui il 30% dotato di coordinate geografiche. La BDRTA è attualmente uno strumento utile per il monitoraggio del territorio regionale relativamente al terreno agrario e potrà sicuramente potenziare il suo ruolo in futuro, se periodicamente arricchita. Sulla base delle informazioni in essa contenute è infatti possibile trarre elaborati di supporto all'attività degli agricoltori e alle esigenze di pianificazione della Regione Piemonte (Tematizzazioni dei principali parametri della fertilità, Atlante delle analisi dei terreni, spazializzazione dei dati con tecniche geostatistiche).

Bibliografia

- A.S.S.A.M. 1999. Dall'analisi del terreno al consiglio di concimazione - a cura di S.I.L.P.A. (Società Italiana dei Laboratori Pubblici di Agrochimica), Jesi (An).
- DOTTI N. 2000. I problemi di validazione dei dati, organizzazione delle banche dati ai fini della costruzione degli indicatori. Atti del Seminario Nazionale "Il contributo del Centro Tematico Nazionale - Suolo e Siti Contaminati alla conoscenza del suolo". Torino 11 ottobre.
- Mi.P.A.F. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali - Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Coordinatore Pietro Violante - in collaborazione con International Union of Soil Sciences, Società Italiana della Scienza del Suolo, Commissione II, Chimica del Suolo. Ed. Franco Angeli, Milano.
- Mi.P.A.F. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali - Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo 2000. Metodi di analisi fisica del suolo.

Coordinatore Marcello Pagliai - in collaborazione con International Union of Soil Sciences, Società Italiana della Scienza del Suolo, Commissione I, Fisica del Suolo. Ed. Franco Angeli, Milano.

NAPPI P., 2000. Rappresentare la qualità del suolo mediante indicatori e indici: l'esperienza del Centro Tematico Nazionale suolo e siti contaminati. Atti del convegno: "Indicatori per la qualità del suolo, prospettive ed applicabilità". Roma 29 marzo.

SCHVARTZ CH., 1997 - Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. Constitution d'une banque de données cantonale. *Étude et Gestion des Sols*, 4, 3, 1997, pages 191 à 204.

C
D

metr
0.05

other
M3 (C
SrCit

luted
re cor

(Lazio
(uffici
tant),
di Me
stronzi

quello
Na₂ED
Na₂ED
che se
assimila

Parole

differe
risulta
suolo s
stretto

suolo r
al., 198
lare, a v
bimento
le partic
cio, che
na e con

lo che p

CONFRONTO TRA METODI DI ESTRAZIONE PER LA VALUTAZIONE DEL BORO ASSIMILABILE IN SUOLI DIVERSI DEL LAZIO

Giampietro Diana, Rita Aromolo, Irene Perucchini e Roberto Indiatì

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, MiPAF
Via della Navicella 2/4, Roma

Abstract

Available boron (B) was estimated in twenty-four acidic and calcareous soils from Latium (Italy), by eight chemical extraction methods: cold distilled water (CWE), Mehlich3 solution (M3), diluted 0.5N HCl (HCl), cold 0.01M CaCl₂, 0.05M Na₂-EDTA, 0.02M SrCl₂ plus 0.05M citric acid (SrCit), 0.02M CaCl₂ plus 0.01M mannitol (CaMan), and hot water (HWE) in 0.01M CaCl₂.

Assuming the HWE method such as reference and calculating the ratio between the B average value extracted from HWE and other methods, the order of extraction (value x 100) for acidic soils was CaMan (23) < CaCl₂ (53) < HWE (100) < CWE (118) < Na₂EDTA (135) < M3 (147) < SrCit (217) < HCl (259), and for calcareous soils CaCl₂ (50) < CaMan (64) < CWE (82) < HWE (100) < M3 (295) < Na₂EDTA (314) < SrCit (382) < HCl (514).

Results showed that the amounts of soil extractable B were, on the average, higher in calcareous than in acidic soils, with the diluted HCl solution being the strongest, and CaCl₂ and CaCl₂ plus mannitol solutions the weakest extractants. All the soil B test procedures were correlated with the hot water method (the official test in Italy), even if at different degree of significance.

Riassunto

Scopo del presente lavoro è stato quello di stimare il contenuto di boro (B) assimilabile di 24 suoli della provincia di Frosinone (Lazio) ben diversificati tra loro (pH = 5.7-8.2, argilla = 12-56 %, K₂O scambiabile = 47-913 ppm, calcare totale = 0-41.9 %), con il metodo (ufficialmente adottato in Italia) basato sull'uso di una soluzione acquosa bollente di calcio cloruro 0.01M per 5 min (HWE-hot water extractant), e confrontare i risultati così ottenuti con quelli derivati da diverse altre procedure analitiche: acqua distillata a freddo (CWE); soluzione di Mehlich3 (M3); acido cloridrico diluito (HCl); cloruro di calcio a freddo (CaCl₂); soluzione di EDTA (Na₂EDTA); soluzione di cloruro di stronzio e acido citrico (SrCit); soluzione di calcio cloruro e mannitolo (CaMan).

Assumendo il metodo HWE come riferimento e calcolando il rapporto tra il valore medio di B estratto dalle varie soluzioni e quello estratto da HWE, l'ordine di estrazione (valori x 100) per i suoli acidi è stato CaMan (23) < CaCl₂ (53) < HWE (100) < CWE (118) < Na₂EDTA (135) < M3 (147) < SrCit (217) < HCl (259), e per i suoli calcarei CaCl₂ (50) < CaMan (64) < CWE (82) < HWE (100) < M3 (295) < Na₂EDTA (314) < SrCit (382) < HCl (514). In tutti i tipi di suolo, il metodo HWE è risultato ben correlato con gli altri metodi di estrazione, anche se con diverso grado di significatività. L'analisi di regressione ha permesso inoltre di ricavare le equazioni di conversione per i valori di B assimilabile determinati secondo le diverse procedure usate.

Parole chiave: boro, metodi di estrazione, boro totale, ICP

Introduzione

Il boro (B) è un micronutriente essenziale per la crescita delle piante, in quanto coinvolto nei processi di differenziazione, maturazione e divisione cellulare. La valutazione accurata della quantità di B disponibile nel suolo risulta di primaria importanza per le colture, dato che sintomi di sofferenza possono già verificarsi per livelli di B del suolo solo di poco inferiori (per inibizione specifica della crescita) o superiori (per fenomeni di tossicità) ad un ristretto intervallo di concentrazione dell'elemento (Johnson e Fixen, 1990).

Il boro è presente nel suolo sia in fase solida sia in soluzione, ma solo il B presente nella soluzione del suolo risulta facilmente disponibile per le piante; esso costituisce, in genere, meno del 5% del B totale del suolo (Jin *et al.*, 1988). Diversi fattori influiscono sul contenuto di B disponibile. Il pH è uno dei fattori più importanti: in particolare, a valori di pH elevati corrisponde una minore disponibilità dell'elemento per le piante (Barrow, 1989), per adsorbimento di B dagli idrossidi e dagli ossidi di alluminio e ferro, mediante scambio di ligandi con i gruppi idrossilici sulle particelle di argilla. L'adsorbimento di B aumenta anche con l'incremento nel suolo del contenuto di carbonati di calcio, che agiscono come importanti superfici di adsorbimento di B in suoli calcarei; inoltre, suoli con tessitura grossolana e con alto contenuto di argilla contengono spesso meno B disponibile rispetto a suoli con tessitura fine.

Sulla disponibilità di B un ruolo importante è esercitato anche dal contenuto di materia organica del suolo che può, in alcuni casi, bloccare i siti di adsorbimento reattivi del B sulle argille (Marzadori *et al.*, 1991). La con-

centrazione di B nella soluzione del suolo è importante per la nutrizione della pianta ed è controllato dal pool di B nelle frazioni del suolo e dal loro reciproco equilibrio (Keren e Bingham, 1985).

Le forme di B del suolo possono essere generalmente divise in: facilmente solubile; non specificamente adsorbito; specificamente adsorbito; occluso in idrossidi di Mn; legato agli ossidi di Al e Fe; legato alla materia organica; forme residue in minerali silicati (Jin *et al.*, 1987; Tsadilas *et al.*, 1994; Hou *et al.*, 1994, 1996). La conoscenza delle forme di B nel suolo e dell'impatto di certe caratteristiche dei suoli sulla loro distribuzione e sul loro eventuale contributo alle necessità delle piante, possono quindi favorire la comprensione del comportamento dell'elemento e della sua disponibilità per le piante.

Per la determinazione del B nel suolo disponibile per la pianta il metodo ufficiale adottato in Italia è quello che impiega l'uso di una soluzione acquosa bollente di calcio cloruro 0.01M per 5 min (HWE-hot water extractant). Questo metodo, proposto originariamente da Berger e Truog (1940), estrae quantità di B generalmente ben correlate con quelle assorbite dalle colture (Okazaki e Chao, 1968); tuttavia, la procedura di estrazione è piuttosto difficile da standardizzare e soffre di scarsa precisione analitica (sulla quantità di B estratto ha influenza, infatti, il tempo di reflusso, il tempo di estrazione e la temperatura, e B può essere riassorbito durante il periodo di raffreddamento) (McGeehan *et al.*, 1989). Sono stati proposti diversi altri metodi per stimare la quantità di B del terreno disponibile per le piante. Va comunque sottolineato che la scelta di un appropriato estraente dovrebbe essere basata sulla sua abilità ad estrarre il B in modo preferenziale dallo stesso pool da cui lo assorbono le piante.

Scopo del presente lavoro è stato quello di (i) stimare il contenuto di B assimilabile di terreni presentanti un ampio spettro nelle loro caratteristiche chimiche fisiche, con otto procedure di estrazione (compreso il metodo HWE), (ii) confrontare le diverse risposte così ottenute, e sviluppare le equazioni di regressioni che permettono la conversione tra le varie metodologie.

Materiali e metodi

Il lavoro è stato condotto su 24 campioni di suolo prelevati in provincia di Frosinone (Lazio). Secondo la classificazione FAO-UNESCO essi risultavano: fluvisuolo eutrico (n=6), regosuolo calcareo con litosuolo (n=4), luvisuolo ortico (n=4), cambisuolo eutrico con litosuolo (n=3), regosuolo eutrico + litosuolo (n=2), cambisuolo eutrico (n=1), luvisuolo vertico ferrico (n=1), luvisuolo cromatico-ortico (n=1), luvisuolo ortico (n=1), litosuolo + cambisuolo cromatico + luvisuolo cromatico (n=1).

Tabella 1. Metodi di estrazione per il boro estraibile dai suoli

Metodi	Soluzioni	Rapporto suolo:soluzione	Tempo di estrazione	Riferimenti
Acqua (CWE-B)	H ₂ O distillata	1:10	30 min	(Simard <i>et al.</i> , 1996)
Acqua calda (HWE-B)	0.01M CaCl ₂	1:2	5 min a caldo	(Renan e Gupta, 1991)
Mehlich 3 (M3-B)	0.2N CH ₃ COOH + 0.013N HNO ₃ + 0.015N NH ₄ F + 0.25N NH ₄ NO ₃ + 0.001M EDTA	1:5	5 min	(Tran e Simard, 1993)
HCl-B	0.5N HCl	1:5	5 min	(Cox, 1987)
CaCl ₂ -B	0.01M CaCl ₂	1:10	15 min	(Simard <i>et al.</i> , 1996)
Na ₂ EDTA-B	0.05M Na ₂ EDTA	1:10	10 min	(Reith, 1968)
SrCitr-B	0.02M SrCl ₂ + 0.05M acido citrico	1:10	30 min	(Simard <i>et al.</i> , 1991)
Calcio-mannitolo (CaMan-B)	0.02M CaCl ₂ ·2H ₂ O + 0.01M mannitolo	1:5	24 h	(Rhoades <i>et al.</i> , 1970)

La caratterizzazione chimico-fisica dei suoli, seccati all'aria e vagliati a 2 mm, è stata effettuata secondo le metodiche previste dal MiPAF (2000). Sui campioni sono stati determinati: pH, con elettrodo a vetro (rapporto acqua:soilo 2.5:1); carbonio organico (C org) col metodo Walkley-Black; carbonati totali (CaCO₃) col calcimetro Dietrich-Frhulig; P disponibile (P₂O₅) col metodo di Olsen; capacità di scambio cationica (CEC) col metodo BaCl₂-TEA; ossidi di alluminio e ferro "amorfi" (Al_{ox} e Fe_{ox}) mediante estrazione con soluzione di ossalato d'ammonio e acido ossalico a pH 3.0 (rapporto suolo:soluzione 1:40, tempo di agitazione 4 h, determinazione degli elementi mediante tecnica spettroscopica al plasma (ICP).

Il contenuto di B estraibile nei suoli è stato determinato con i metodi descritti sommariamente in tabella 1. Per la valutazione del B totale nel suolo si è adottato il metodo della dissoluzione acida (miscela di acqua regia e acido fluoridrico a 140°C con aggiunta di cloruro di alluminio) proposto da Zarcinas e Cartwright (1987). La concentrazione di B nelle varie soluzioni è stata determinata mediante spettrometria di emissione atomica con sorgente al plasma (ICP) alla lunghezza d'onda di 249.773 nm. Tutte le determinazioni sono state effettuate in triplo e i risultati dati come medie. Le analisi statistiche di correlazione e di regressione sono state effettuate con il programma statistico di Excel (1994).

Risultati e discussione

Alcune delle principali caratteristiche fisiche e chimiche (media, valori minimo e massimo e deviazione standard) dei suoli studiati sono mostrati in Tabella 2, separatamente per i terreni acidi e alcalino-calcarei, mentre le quantità di boro estraibile dai suoli sono mostrate in Tabella 3. Come atteso, il B estratto varia con il tipo di reagente usato, in quanto ogni estraente è in grado di solubilizzare o desorbire porzioni differenti del pool di B inorganico. Assumendo il metodo HWE come riferimento e calcolando il rapporto tra il valore medio di B estratto dalle varie soluzioni e quello estratto da HWE, l'ordine di estrazione (valori x 100) per i suoli acidi è stato:

CaMan (23) <CaCl₂ (53)<HWE (100)<CWE (118)<Na₂EDTA (135)<M3 (147)<SrCitr (217) <HCl (259)
e per i suoli calcarei:

CaCl₂ (50)<CaMan (64)<CWE (82)<HWE (100)<M3 (295)<Na₂EDTA (314)<SrCitr (382) <HCl (514).

Tabella 2. Valore medio, minimo e massimo, e deviazione standard delle principali caratteristiche chimico fisiche dei terreni studiati

Parametro	Unità di misura	Valore medio	Intervallo	Dev. Std.			
					Suoli acidi (n=12)		Suoli calcarei (n=12)
limo	%	39.8	21-72	13.5	44.7	23-61	11.6
argilla	%	29.2	13-56	12.7	24.3	12-51	11.7
pH		6.5	5.7-6.9	0.37	7.8	7.2-8.2	0.32
CEC	meq/100 g	16.1	10.6-29.3	5.22	17.9	5.7-28.1	7.84
Corg	%	0.42	0.01-1.44	0.52	0.98	0.1-3.1	1.01
Ntot	%	0.05	0.01-0.16	0.05	0.14	0.05-0.35	0.09
P ₂ O ₅ assim.(Olsen)	ppm	23.3	5-86	28.56	35.9	2-90	32.36
K ₂ O scamb.	ppm	252.9	61-819	261.13	298.6	47-913	303.47
Al _{ox}	%	0.18	0.03-0.51	0.13	0.21	0.02-0.85	0.26
Fe _{ox}	%	0.35	0.07-0.70	0.21	0.17	0.03-0.46	0.15
B _{tot}	mg/kg	76.4	39.7-170.5	36.5	72.1	20.3-106.5	28.0
CaCO ₃ tot	%				14.6	0.1-41.9	13.34

Tabella 3. Livelli di boro estratto secondo i diversi metodi per i suoli in esame (tutti i dati sono espressi in mg B kg⁻¹ suolo)

Metodi	Media	Intervallo	Dev. Std.			
				Suoli acidi		Suoli calcarei
M3-B	0.25 cd	0.10-0.62	0.16	0.65 b	0.18-1.34	0.36
HCl-B	0.44 e	0.20-1.20	0.31	1.13 c	0.26-2.59	0.69
CWE-B	0.20 abc	0.07-0.35	0.07	0.18 a	0.04-0.32	0.07
CaCl ₂ -B	0.09 ab	0.01-0.25	0.06	0.11 a	0.02-0.26	0.08
Na ₂ EDTA-B	0.23 bcd	0.09-0.57	0.15	0.69 b	0.05-1.70	0.43
SrCitr-B	0.37 de	0.15-1.05	0.28	0.84 bc	0.08-2.27	0.61
CaMan-B	0.04 a	0.01-0.18	0.05	0.14 a	0.02-0.39	0.11
HWE-B	0.17 abc	0.04-0.44	0.11	0.22 a	0.09-0.43	0.10

I valori medi seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente differenti al 5% di probabilità (test di Duncan)

I risultati mostrano che le quantità di B estraibile sono state, in media, più alte nei suoli calcarei rispetto agli acidi (0.50 e 0.22 mg B kg⁻¹ di suolo, lo 0.69 e lo 0.29% del B totale, rispettivamente), soprattutto per gli estraenti acidi (HCl, M3, Na₂EDTA e SrCitr), sebbene le maggiori quantità di B estratte da questi ultimi non siano indice di una maggiore disponibilità dell'elemento per le piante.

Anche se ci si attende che la capacità del calcio cloruro e mannitolo di estrazione di B aumenti con l'incremento del pH in soluzione per la formazione del complesso mannitolo-H₃BO₃ (Vaughan e Howe, 1994), nel nostro studio le soluzioni di mannitolo e cloruro di calcio sono risultate le meno efficaci nell'estrarre il B, riuscendo a portare in soluzione, in media, circa un quarto o metà, rispettivamente, della quantità estratta con acqua calda. Anche Aitken *et al.* (1987) hanno trovato che in suoli acidi l'estraente CaCl₂-mannitolo estraeva quantità più basse di B rispetto a HWE. Secondo Gestring e Soltanpour (1987) il mannitolo in CaCl₂ non dà un indice attendibile nella valutazione di B nei suoli con livelli bassi di B, per una sottostima del B disponibile.

I risultati ottenuti con la soluzione M3 (estrae meno B rispetto a SrCitr ma quantità superiori rispetto alle estrazioni con acqua calda e calcio cloruro), confermano i risultati di precedenti studi (Simard *et al.* 1996, su suoli canadesi ricchi in materia organica) che mostrano la stretta relazione tra M3 e HWE come soluzioni estraenti per il B.

Solo una frazione del B totale del suolo viene portato in soluzione: sul valore medio di 76.4 mg B kg⁻¹ di suolo (suoli acidi), HCl e SrCl₂ estraggono in media più boro (0.57% e 0.49%, rispettivamente) mentre CaMan estrae la quantità minore (0.06%).

Tabella 4. Matrice dei coefficienti lineari di correlazione (r) tra le quantità di B estratte con le diverse procedure*

Metodi	M3	HCl	CWE	CaCl ₂	Na ₂ EDTA	SrCitr	CaMan
<i>Suoli calcarei</i>							
HCl	0.941	-					
CWE	0.611	0.643	-				
CaCl ₂	0.887	0.888	0.741	-			
Na ₂ EDTA	0.938	0.962	0.611	0.864	-		
SrCitr	0.882	0.975	0.626	0.829	0.953	-	
CaMan	0.919	0.942	0.697	0.948	0.915	0.922	-
HWE	0.973	0.925	0.693	0.928	0.898	0.851	0.947
<i>Suoli acidi</i>							
HCl	0.823	-					
CWE	0.454	0.158	-				
CaCl ₂	0.708	0.634	0.687	-			
Na ₂ EDTA	0.806	0.978	0.213	0.653	-		
SrCitr	0.795	0.980	0.112	0.607	0.978	-	
CaMan	0.384	0.142	0.843	0.791	0.177	0.097	-
HWE	0.779	0.608	0.740	0.965	0.651	0.596	0.780

*Per $r < 0.553$, ns; $0.553 < r < 0.684$, $p < 0.05$; per $0.684 < r < 0.801$, $p < 0.01$; per $r > 0.801$, $p < 0.001$

I suoli calcarei hanno un minore contenuto di B totale (valore medio B = 72.1 mg kg⁻¹, n.s.): anche per questi suoli i migliori estraenti sono risultati HCl e SrCl₂ (1.56% e 1.17%, rispettivamente). In assoluto, le maggiori quantità di B sono state estratte con HCl diluito; questo estraente è semplice ed economico rispetto alla procedura HWE, e inoltre in suoli acidi può essere usato per valutare anche altri metalli, per es., Zn e Cu (Renan e Gupta, 1991).

Riguardo alle diverse forme del B presenti nei suoli, sono state effettuate estrazioni sequenziali (Zerrari *et al.*, 1999) per determinare le forme facilmente solubili, specificamente adsorbite, legate agli ossidi, legati alla materia organica, e residue. I risultati preliminari mostrano che: in media le frazioni di B facilmente solubili (B_{sol}) e specificamente adsorbite (B_{ads}) sono marginali e rappresentano insieme lo 0.6% del B totale nei suoli acidi e l'1.7% nei suoli calcarei; le frazioni intermedie (legate agli ossidi-B_{ox} e legate alla materia organica-B_{org}) costituiscono insieme il 5.2% e il 4.9% (suoli acidi e calcarei, rispettivamente); le frazioni di B più stabili (B_{res}), che esistono in strutture di silicati minerali primarie e secondarie, costituiscono la più importante frazione e rappresentano il 50.2% (suoli acidi) e 42.7% (suoli calcarei) del B totale.

Di queste frazioni, B_{sol} e B_{ads} rappresentano le frazioni di B più facilmente disponibili per la pianta. Le analisi di correlazione tra le frazioni di B dei suoli e le proprietà dei suoli (dati non riportati) hanno mostrato per i suoli acidi relazioni significative di B_{ox} con gli ossidi di Al e Fe, e di B_{res} con gli ossidi, l'argilla e CEC, e inversamente con il limo; per i suoli calcarei significative correlazioni delle frazioni B_{ox}, B_{org} e B_{res} con gli ossidi di Al e Fe, e con il C organico. Nessuna relazione è stata osservata tra la frazione B_{ads} e le proprietà dei suoli, probabilmente per un effetto dominante dell'argilla sulla frazione (Xu *et al.*, 2001).

I metodi HWE e HCl sono risultati ben correlati con le frazioni facilmente solubile, specificamente adsorbite e legate alla materia organica per i due tipi di suoli; quest'ultima frazione è inoltre risultata correlata in entrambi i suoli a tutti gli estraenti usati. In uno studio su 20 suoli della Grecia (Tsadilas *et al.*, 1994), il metodo HWE era correlato a tutte le frazioni di B estratte, e sembra estrarre B principalmente dalle frazioni facilmente solubile e specificamente adsorbite. Questi risultati, da approfondire comunque in successive ricerche, sembrano essere in accordo con i dati riportati in letteratura da diversi autori (Hou *et al.*, 1996; Xu *et al.*, 2001).

Come detto, la procedura HWE presenta diverse difficoltà di esecuzione in confronto con le altre procedure (in particolare, scarsa accuratezza nella standardizzazione delle procedure di riscaldamento e raffreddamento delle sospensioni acquose del suolo); è quindi utile valutare se altri metodi possono essere utilizzati rispetto al metodo dell'acqua calda. Per questa ragione, i valori di B ottenuti dal metodo HWE sono stati correlati con i valori ottenuti dagli altri metodi (tab. 4).

In tutti i tipi di suolo, il metodo HWE è risultato ben correlato con gli altri metodi di estrazione, anche se con diverso grado di significatività. I metodi più correlati ($p < 0.001$) sono risultati per i suoli acidi il Mehlich3 ($r = 0.973$), e per i suoli alcalino-calcarei il CaCl₂ ($r = 0.965$). L'alta correlazione dell'estraente M3, basata sull'azio-

ne solvente degli acidi, è stata osservata anche da Shuman *et al.* (1992). Nei suoli acidi l'estrante HCl è altamente correlato a HWE ($r = 0.925$, $p < 0.001$), in accordo con quanto riportato da Ponnampurna *et al.* (1981) per 53 suoli coltivati a riso. Questo alto grado di correlazione sta ad indicare che questa metodologia può essere usata in alternativa al metodo HWE, come riportato anche da Tsadilas *et al.* (1997) in suoli ad alto contenuto di B, e da Rashid *et al.* (1994) in suoli calcarei del Pakistan coltivati con due specie di Brassica; in questo studio, i livelli di B estratti con HCl e mannitolo erano altamente correlati con il livello di B estratto con acqua calda.

Tabella 5. Parametri di relazione ($Y=A+BX$; R^2) per il boro estraibile dal suolo determinati dal metodo HWE e metodi chimici

Y	X	A	B	R ²	Y	X	A	B	R ²
Suoli acidi					Suoli calcarei				
HWE-B	M3-B	-0.002	0.67	0.948	HWE-B	M3-B	0.08	0.22	0.606
	HCl-B	0.02	0.33	0.856		HCl-B	0.12	0.09	0.370
	CWE-B	-0.04	1.06	0.480		CWE-B	0.03	1.11	0.548
	CaCl ₂ -B	0.006	1.77	0.861		CaCl ₂ -B	0.09	1.26	0.931
	Na ₂ EDTA-B	0.01	0.65	0.807		Na ₂ EDTA-B	0.12	0.15	0.424
	SrCitr-B	0.04	0.34	0.724		SrCitr	0.14	0.10	0.355
HCl-B	CaMan-B	0.07	2.21	0.896	CaMan-B	0.12	0.75	0.609	
	SrCitr-B	0.03	1.09	0.950	Na ₂ EDTA-B	HCl-B	0.00	0.61	0.957
CaCl ₂ -B	Na ₂ EDTA-B	0.02	1.96	0.926	SrCitr-B	0.11	0.69	0.957	
	CaMan-B	0.04	1.16	0.899	M3-B	0.06	0.96	0.649	
SrCitr-B	Na ₂ EDTA-B	0.04	0.52	0.908	HCl-B	SrCitr-B	-0.13	0.87	0.906
M3-B	HCl-B	-0.02	1.82	0.886	CWE-B	CaMan-B	-0.09	1.31	0.711
CaMan-B	SrCl ₂ -B	-0.02	0.16	0.850					

Le quantità di B estratte con CaCl₂ e HWE sono altamente correlate ($r = 0.928$ e 0.965 , per suoli acidi e calcarei, rispettivamente), confermando i risultati di Novozamsky *et al.* (1990) e Simard *et al.* (1996).

L'analisi di regressione ha permesso inoltre di ricavare le equazioni di conversione per i valori di B assimilabile determinati secondo le diverse procedure usate. In tabella 5 sono riportati i parametri delle rette di regressione con il metodo di riferimento HWE e le relazioni tra i metodi risultati più altamente correlati.

Per quanto riguarda la relazione tra i metodi di estrazione e le proprietà chimico-fisiche dei suoli, per i suoli acidi tutti i metodi sono risultati correlati (anche se con diverso grado di significatività) con il P assimilabile, K₂O scambiabile, C organico e N totale (tranne CWE), mentre per i suoli calcarei gli estraenti più correlati con gli stessi parametri sono risultati M3, HCl, Na₂EDTA e SrCitr; gli estraenti acidi sono inoltre correlati agli ossidi di Al e Fe.

Il metodo HWE è il più accettato, ma presenta le difficoltà di riprodurre esattamente lo stesso tempo di ebollizione costante ed una variabilità nella stima del raffreddamento, che possono cambiare l'effettivo tempo di estrazione nei campioni di suolo; il metodo con mannitolo e cloruro di calcio risulta poco efficace, e richiede inoltre un lungo tempo di estrazione (24 h). Il metodo Mehlich 3, proposto come estrazione di multielementi dal suolo, è risultato valido anche come procedura per la determinazione di B disponibile. Le quantità di B estratte con acqua a freddo (CWE) sono risultate scarsamente correlate con le altre procedure.

I metodi di estrazione che comportano l'uso di estraenti con agitazione del suolo a temperatura ambiente risultano di più rapida esecuzione, tuttavia sono necessari ulteriori studi basati su esperimenti di campo mediante i quali le diverse procedure saranno sottoposte a studi di calibrazione da effettuarsi con varie colture e su differenti tipi di suolo.

Bibliografia

- AITKEN R.L., JEFFREY A.J., COMPTON B.L., 1987. Evaluation of selected extractants for boron in some Queensland soils. *Aust. J. Soil Res.* 25, 263-273.
- BARROW N.J., 1989. Testing a mechanistic model. X. The effect of pH and electrolyte concentration on borate sorption by a soil. *J. Soil Sci.* 40, 427-435.
- BERGER K.C., TRUOG E., 1940. Boron deficiencies as revealed by plant and soil tests. *J. Am. Soc. Agron.* 32, 297-301.
- COX F.R., 1987. *Soil Sci. Soc. Am. J., Spec. Publ.* 21. In: Bladenopoulou S.V. *et al.* (2001). Micronutrient soil testing for the mediterranean soils. 7th International Meeting on soils with mediterranea type of climate, Valenzano (Italy) 23-28 September 2001, Extended Abstracts, 327-330.
- EXCEL, 1994. Excel Statistical Program. Version 5.0. Microsoft Corporation, Seattle, WA.
- GESTRING W.D., SOLTANPOUR P.N., (1987). Comparison of soil tests for assessing boron toxicity to alfalfa. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1214-1219.
- HOU J., EVANS L.J., SPIERS G.A., 1994. Boron fractions in soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25, 1841-1853.
- HOU J., EVANS L.J., SPIERS G.A., 1996. Chemical fractionation of soil boron. I. Method development. *Can. J. Soil Sci.* 76, 485-491.
- JOHNSON G.V., FIXEN P.E., 1990. Testing soils for sulphur, boron, molybdenum, and chlorine. In: *Soil Testing and Plant Analysis*. 3rd edition. R.L. Westerman (ed.). SSSA Book Series No. 3. Soil Science Society of America, Madison, WI. Pp. 265-273.
- KEREN R., BINGHAM F.T., 1985. Plant uptake of boron as affected by boron distribution between liquid and solid phases in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 297-302.

- JIN J., MARTENS D.C., ZELAZNY L.W., 1987. Distribution and plant availability of soil boron fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1228-1231.
- JIN J., MARTENS D.C., ZELAZNY L.W., 1988. Plant availability of applied and native boron in soils with diverse properties. *Plant and Soil* 105, 127-132.
- MARZADORI C., VITTORI ANTISARI L., CIAVATTA C., SEQUI P., 1991. Soil organic matter influence on adsorption and desorption of boron. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 121-131.
- MCGEEHAN S.L., TOPPER K., NAYLOR D.V., 1989. Sources of variation in hot water extraction and colorimetric determination of boron. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 20 (17-18), 1777-1786.
- MiPAF 2000. *Analisi chimica del suolo*. FrancoAngeli Editore, Milano.
- NOVOZAMSKY I., BARRERA L.L., HOUBA V.J.G., VAN DER LEE J.J., VAN HECK R., 1990. Comparison of hot water and cold 0.01M CaCl₂ extraction procedures for the determination of B in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 21, 2189-2195.
- OKAZAKI E., CHAO T.T., 1968. Boron adsorption and desorption by some Hawaiian soils. *Soil Sci.* 105 (4), 255-259.
- PONNAMPERUMA F.N., CAYTON M.T., LANTIN R.S., 1981. Dilute hydrochloric acid as an extractant for available zinc, copper, and boron in rice soils. *Plant Soil* 61, 297-310.
- RASHID A., RAFIQUE E., BUGHIO N., 1994. Diagnosing boron deficiency in rapeseed and mustard by plant analysis and soil testing. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 25 (17&18), 2883-2897.
- REITH J.W.S., 1968. *J. Agric. Sci.* 70, 39-45. In: Bladenopoulou S.V. *et al.* (2001). Micronutrient soil testing for the mediterranean soils. 7th International Meeting on soils with mediterranea type of climate, Valenzano (Italy) 23-28 September 2001, Extended Abstracts, 327-330.
- RENAN LI, GUPTA U.C., 1991. Extraction of soil boron for predicting its availability to plants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22 (9-10), 1003-1012.
- RHOADES J.D., INGVALSON R.D., HATCHER J.T., 1970. Laboratory determination of leachable soil B. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 871-875.
- SHUMAN L.M., BANDEL V.A., DONOHUE S.J., ISAAC R.A., LIPPERT R.M., SIMS J.T., TUCKER M.R., 1992. Comparison of Mehlich-1 and Mehlich-3 extractable boron. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23, 1-14.
- SIMARD R.R., CHARRON G., PAGEAU D., 1996. Field calibration of boron soil tests for barley. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27 (5-8), 1631-1646.
- SIMARD R.R., TRAN SEN T., ZIZKA J., 1991. Strontium chloride-citric acid extraction evaluated as a soil testing procedure for phosphorus. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 55, 414-421.
- TRAN S.T., SIMARD R.R., 1993. Mehlich 3-extractable elements. In: *Soil sampling and methods of soil analysis*. M.R. Carter Ed., Lewis Press, Boca Raton, FL. pp. 43-49.
- TSADILAS C.D., DIMOYIANNIS D., SAMARAS V., 1997. Methods of assessing boron availability to kiwifruit plants growing on high boron soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28 (11-12), 973-987.
- TSADILAS C.D., YASSOGLU N., KOSMAS C.S., KALLIANOU C.H., 1994. The availability of soil boron fractions to olive trees and barley and their relationships to soil properties. *Plant Soil* 162, 211-217.
- VAUGHAN B., HOWE J., 1994. Evaluation of boron chelates in extracting soil boron. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25, 1071-1084.
- XU J.M. WANG K., BELL R.W. YANG Y.A., HUANG L.B., 2001. Soil boron fractions and their relationship to soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 133-138.
- ZARCINAS B.A., CARTWRIGHT B., 1987. Acid dissolution of soils and rocks for the determination of boron by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. *Analyst* 112, 1107-1112.
- ZERRARI N., MOUSTAOU D., VERLOO M., 1999. Les formes du bore des sols: importance, effet des caractéristiques des sols et disponibilité pour les plantes. *Agrochimica XLIII* (2), 77-88.

RISCHIO DI ACCUMULO DI METALLI PESANTI IN SUOLI CON DIVERSA GESTIONE AGRARIA

G. Palumbo, A. Di Cerce, M. Sellitto e C. Colombo¹.

¹ Dipartimento di Scienze Animali, Vegetali e dell'Ambiente, Università del Molise
Via De Sanctis, 86100 Campobasso (CB)

Abstract

The aim of this work was to measure the heavy metals contents of three soils from different intensively-farmed areas of Italy, with a high risk potential of physical, chemical and biological degradation of soil, were investigated. The three soil profiles with a long history (more than 10 years) of different treatments were as follows: a poorly drained alfisol from the alluvial Po Valley (Cremona), amended with repeated applications of pig farm sewage sludge; a volcanic soil from the piedmont area of the Sarno Valley (Palma Campania) polluted by sewage sediments from an open drain contaminated by municipal effluents; an alfisol from "Terra Rossa" soil (Bari) irrigated with saline water.

The soil samples were analysed for their basic chemical and physical properties and in addition were assayed in order to determine total heavy metals content: Mn, Cu, Zn, Pb were determined after acid digestion of the samples (HF/HNO₃). Availability of heavy metal content was evaluated by DTPA and ammonium oxalate extractions. All the soil solution extracted were analysed by atomic absorption spectrometry (AAS).

In Cremona soils we observed a high increasing of total and extracted by DTPA content of Cu. Naples soils showed an enrichment of Zn, Rb and Pb, while Bari soils showed a high amount of Cu and Zn extracted by DTPA.

The results of this investigation showed that the three studied areas of different agricultural management systems (irrigation, fertilization, etc.) positive have correlations between total contents and extractable forms of different elements, probably for the same activities, especially for Cu, Zn, As and Pb in soils under high anthropogenic pressure.

Riassunto

Scopo di questo lavoro è stata la valutazione del contenuto e della distribuzione di alcuni metalli pesanti in suoli appartenenti a tre ambienti pedoclimatici italiani caratterizzati da agricoltura intensiva specializzata. I tre areali studiati sono situati in aree geografiche potenzialmente a rischio di inquinamento, sia per attività agricole intensive che per attività industriali. La prima area studiata è situata nella piana cremonese, caratterizzata dalla presenza di monoculture foraggere e da elevata densità di allevamenti zootenici; la seconda è localizzata nell'area costiera di Bari, con suoli utilizzati ad orticoltura intensiva ed irrigati con acque di bassa qualità; ed infine la terza è situata nella provincia di Napoli (Palma Campania), dove i suoli, a seguito di esondazioni, hanno subito accumulo di sedimenti in superficie. Oltre alle analisi chimiche e chimico-fisiche sui suoli sono stati estratti i metalli pesanti mediante dissoluzione acida (totali), con DTPA ed ossalato ammonico a pH 3. I risultati hanno mostrato significative differenze tra suoli testimone e suoli antropizzati indicando che la disponibilità di alcuni metalli pesanti è influenzata da fattori pedogenetici (Fe, Al, Mn) altri da fattori antropici (Cu, Zn e Pb). Il contenuto e la distribuzione di Cu e Zn sono risultati poco dipendenti dalle proprietà chimiche dei suoli (pH, tessitura e conducibilità elettrica), e con andamenti variabili e più diversificati nei suoli antropizzati. Il suolo di Napoli ha mostrato maggiore quantità di Zn, Rb e Pb, derivati dalle esondazioni. Il suolo di Cremona è risultato in assoluto il suolo più povero di quasi tutti i metalli, ad eccezione del Cu totale e Cu estratto in DTPA. Infine nel suolo di Bari è stato notato un significativo accumulo di Cu e Zn estratti in DTPA. In generale è stato osservato che esistono significative correlazioni positive tra i contenuti totali e le forme estraibili di diversi elementi, probabilmente relazionati allo stesso tipo di apporto antropico, in particolare tra Cu, Zn, As e Pb nei suoli con forte pressione antropica.

Parole chiave: inquinamento del suolo; metalli pesanti; uso del suolo.

Introduzione

L'incremento del contenuto di metalli pesanti negli ecosistemi agrari e naturali è ormai largamente diffuso ed è oggetto di numerose ricerche a livello nazionale ed internazionale (Adriano, 1986; Alloway, 1995). La presenza di metalli pesanti nel suolo può influire sulla crescita e sullo sviluppo delle piante, perché esse non sempre sono in grado di evitarne l'assorbimento. Nella maggior parte dei casi la traslocazione è piuttosto limitata e la radice risulta l'organo d'accumulo preferenziale che risente maggiormente degli effetti tossici (Kabata-Pendias e Adriano, 1995). Il contenuto e la distribuzione dei metalli pesanti nel suolo è molto variabile ed è influenzato dalle discontinuità della roccia madre, del profilo e dalle complesse reazioni chimiche e biochimiche che avvengono tra i metalli pesanti e le diverse fasi del suolo (Kabata-Pendias e Pendias, 2001). L'accumulo di metalli pesanti da fonti diffuse

è spesso determinato dall'attività antropica ritenuta responsabile, molto spesso, di fenomeni di degrado del suolo e dell'ambiente (Adamo *et al.*, 1996).

Molti metalli pesanti risultano oggi inquinanti ambientali e provengono da fonti di inquinamento diffuse a seguito dell'industrializzazione che ha praticamente contaminato i suoli di ecosistemi naturali ed agrari (Maiz *et al.*, 1997). Metalli come lo Zn, Cu, Cd, Mn possono provenire anche da fonti di inquinamento puntuali e possono anche raggiungere concentrazioni particolarmente elevate nel suolo a seguito dell'uso di fertilizzanti, pesticidi, acque di irrigazione di bassa qualità e l'uso di rifiuti urbani o dei fanghi provenienti da impianti di depurazione dei rifiuti urbani (Beckett, 1989; Smith, 2000). Il destino dei metalli pesanti che pervengono al suolo è ancora oggetto di numerosi studi, i metalli si distribuiscono fra le varie fasi del suolo fino a raggiungere un equilibrio; la velocità con cui si raggiungono tali equilibri dipende dalla forma in cui il metallo per viene al suolo e il suo successivo comportamento è regolato da una complessa serie di processi chimici, fisici e biologici (Muntau, *et al.* 1991). Numerosi sono i parametri del suolo che controllano la disponibilità dei metalli pesanti, tra questi la CSC., il pH, il potenziale redox, la tessitura, la quantità e il tipo di colloidali inorganici ed organici, la temperatura e il contenuto idrico. Tutti questi fattori influiscono, direttamente od indirettamente, sulla solubilità e sulla mobilità dei metalli pesanti nel suolo.

Gli obiettivi di questa ricerca sono quelli di analizzare le diverse forme di metalli pesanti in siti di studio che hanno subito, per cause diverse, contaminazione diffusa da parte di materiali organici ed inorganici di origine antropica (Tobias *et al.* 1997). In particolare lo scopo di questo lavoro è stato: 1) valutare il contenuto e la distribuzione dei principali metalli pesanti nei suoli di aree ad agricoltura intensiva; 2) valutare il rischio di solubilizzazione dei metalli pesanti giunti al suolo, studiarne le correlazioni e per approfondire il comportamento di questi elementi in relazione al movimento ed all'assorbimento nel suolo in funzione delle diverse caratteristiche chimico-fisiche; 3) individuare l'incidenza di alcune pratiche agricole in modo da poterne quantificare l'impatto e la sostenibilità nel tempo.

Materiali e metodi

I tre suoli studiati sono stati campionati presso tre distinte località: Palma Campania (NA), Bari e Cremona (figg. 1, 2 e 3).

- 1) Palma Campania si trova tra la zona di raccordo pedemontano dei Monti di Sarno e la pianura alluvionale dei Regi Lagni. I suoli più ricorrenti si sono sviluppati su materiali vulcanoclastici e rientrano nell'ambito degli Andosuoli, caratterizzati dalla prevalenza di minerali argillosi a basso ordine cristallino, alta capacità di ritenzione idrica e presenza di proprietà tixotropiche. I suoli della fascia alluvionale sono costituiti da alternanze di materiale piroclastico di tessitura variabile, primario o rimaneggiato, e, talvolta, frammisto con materiale detritico o alluvionale di altra natura (per lo più calcarea), essenzialmente di età olocenica. I suoli sono piuttosto giovani ed omogenei, senza un'orizzontazione ben sviluppata e con orizzonti Bw molto spessi e con moderate proprietà andiche.
- 2) La località di Torre Ripagnola si trova lungo il litorale adriatico a sud-est di Bari, nella fascia costiera ai margini dell'altopiano delle Murge. I suoli poggiano su una vasta piattaforma carbonatica di età mesozoica. I calcari presentano cospicui fenomeni di dissoluzione per carsismo che interessano il substrato calcareo fratturato, dando luogo a varie morfologie carsiche tra cui frequenti "doline". Spesso sul fondo di queste ultime o di altre ampie depressioni carsiche si rinvengono abbondanti coperture di suoli molto rubefatti, argillosi, tipici dell'ambiente mediterraneo e noti in letteratura come "terre rosse".
- 3) La località Torre de' Picenardi è la terza area di studio (Cremona) situata nella cosiddetta bassa "Pianura Cremonese Centrale" con una estensione di oltre 60000 ettari. I suoli di questa pianura manifestano spesso evidenti problemi di idromorfia, imputabili alla presenza della falda freatica molto superficiale.

Per ciascun suolo, sono stati studiati due profili relativi a due distinti siti, il primo dei quali indicato con il termine di Testimone (T) perché caratterizzato da una minore pressione antropica, e il secondo definito Disturbato (D) che è stato sottoposto nel tempo ad agricoltura intensiva con fenomeni di degrado del suolo. Il campionamento è stato effettuato secondo uno schema non sistematico, su di una superficie di 1 ettaro circa, seguendo uno schema a W e prelevando 5 campioni, ad una profondità compresa tra 5-15 cm, formati da 4 sub-campioni di circa 3 kg. Le analisi condotte hanno riguardato le caratteristiche chimico e chimico-fisiche di entrambi i profili (pH in acqua ed in KCl 1M; tessitura; capacità di scambio cationico (CSC); basi di scambio (BS); contenuto di CaCO₃; fosforo assimilabile, carbonio ed azoto totale e la conducibilità dell'estratto acquoso (Soil Survey Staff, 1996; SISS, 1999). Sono stati eseguiti studi relativi alle caratteristiche pedologiche, con inquadramento geografico climatico, ed agronomico delle aziende dove sono stati realizzati i prelievi relativi al suddetto sito (Colombo *et al.* 2002). I metalli pesanti sono stati estratti con DTPA a pH 7.2 e con ossalato ammonico a pH 3 (Muntau, *et al.* 1991; Beckett, P.H.T., 1989; SISS, 1999). Il primo metodo estrae i metalli pesanti scambiabili e complessati con la sostanza organica definiti "assimilabili" ed il secondo metodo permette di solubilizzare gli elementi associati sia alla frazione organica che quella minerale a scarse

so ordine cristallino (USEPA, 1986; Liu *et al.* 2002). Gli elementi totali sono stati determinati con attacco acido con microonde e per fluorescenza(XRF). Tutti gli elementi sono stati analizzati mediante spettrofotometria di assorbimento atomico con fornetto di grafite (PHILIPS PU9200X).

Risultati e discussione

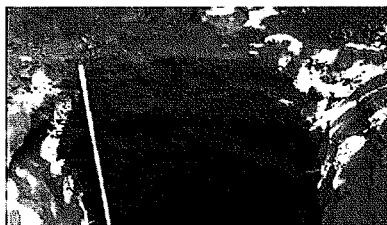
1) Località Palma Campania

L'area è caratterizzata da un tipico clima mediterraneo, con inverni miti ed umidi e con estati calde e secche. L'apporto pluviometrico medio annuo varia in funzione della quota e dell'esposizione tra 1000 e 1500 mm. E temperature medi di 15°C. Il suolo è situato in un'ampia piana alluvionale, a circa 50 m s.l.m., caratterizzata da

Tabella e figura 1. Alcune proprietà chimiche e chimico-fisiche del suolo di Napoli

		NAT	NAD
pH inKCl		4,53	5,78
pH in H ₂ O		6,28	6,90
Sostanza organica	%	3,36	4,16
Carbonio organico	%	2,00	2,40
Azoto totale	g/kg	1,90	2,70
C/N		10,60	9,10
P assimilabile	mg/kg	21,8	47,5
CSC	cmol(+)/kg	20,4	25,9
Na	cmol(+)/kg	0,41	0,55
K	cmol(+)/kg	1,45	1,76
ESP	(%)	2,0	2,1
Conducib. elettrica	dS/m	0,28	0,76
Densità apparente	kg/dm ³	1,06	1,02
Sabbia grossa	(%)	33	21
Sabbia fine	(%)	40	40
Limo	(%)	20	28
Argilla	(%)	7	10

Suolo testimone NAT



Suolo disturbato NAD



sedimenti vulcanoclastici, formati durante le frequenti eruzioni del Vesuvio. Evidenze delle suddette eruzioni sono rilevabili nei profili di studio, infatti ad una profondità di 40-50 cm sono presenti tasche cineretiche. Il suolo di (NAT a NAIC) è caratterizzato da tessitura sabbioso-limosa, pH sub-acido, ben dotato in sostanza organica ed in K scambiabile. Il suolo testimone ha un minore contenuto in sostanza organica, e conducibilità dell'estratto acquoso mostra una lieve acidità. Il suolo disturbato ha subito frequenti e ripetuti apporti di sedimenti durante le esondazioni dei canali. Nel suolo disturbato si osserva maggiore contenuto in sostanza organica, maggiore conducibilità dell'estratto acquoso (tab. e fig.1).

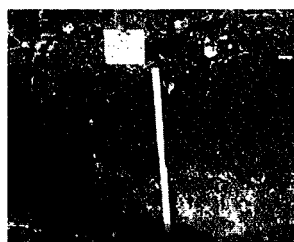
2) Località Ripagnola

Il clima dell'area è tipicamente mediterraneo, la piovosità media può variare tra i 500 ed i 1000 mm annui, concentrandosi nel periodo autunno-invernale. Il regime di umidità del suolo risulta xerico. Il suolo è una tipica "terra rossa", è molto antico, estremamente sottile (profondità di 20-25 cm) e riveste una matrice di rocce carbonatiche compatte. E' caratterizzato da una spiccata natura argillosa, con prevalenza della frazione caolinica, insieme alla presenza di ossidi di ferro che ne conferiscono la tipica colorazione rossa (Colombo e Terribile, 1994). Entrambi i profili, testimone e disturbato sono molto pietrosi e caratterizzati da un orizzonte superficiale Ap1 di 5 cm, un Ap2 fino a 20 cm, ed un orizzonte Bt di accumulo di pochi cm a diretto contatto con la roccia. Dai dati riportati in tabella 2, è possibile osservare che il suolo testimone ha pH leggermente alcalino, probabilmente legato alla maggiore presenza di Na, Ca, Mg, ed ha una maggiore CSC. I valori di ESP e la conducibilità sono sensibilmente superiori rispetto agli altri due siti. Il suolo disturbato presenta pH vicino alla neutralità, il controllo differisce dal disturbato per un maggiore contenuto in SO, minore densità apparente e minore presenza di Na di scambio. Il suolo disturbato ha un valore di ESP leggermente più alto associato ad una conducibilità dell'estratto acquoso abbastanza elevato. Queste differenze sono riconducibili alla diversa gestione dei due suoli, in particolare le frequenti lavorazioni e l'uso di acqua di irrigazione di bassa qualità (da 1,5 a 4 dS/m) per numerosi anni. Gli effetti dell'uso del suolo sono facilmente rilevabili dal momento che è presente un forte cambio di densità apparente da 1,31 kg/dm³ nel testimone a 1,88 kg/dm³ del disturbato. La gestione di questi suoli ha determinato un maggiore compattamento delle particelle, soprattutto nell'orizzonte di superficie.

Tabella e figura 2. Alcune proprietà chimiche e chimico-fisiche del suolo di Bari

		BAT	BAD
pH inKCl		6,70	5,82
pH in H ₂ O		7,65	6,88
Sostanza organica	%	2,64	1,74
Carbonio organico	%	1,60	1,00
Azoto totale	g/kg	1,90	1,60
C/N		8,70	6,50
P assimilabile	mg/kg	21,8	42,3
CSC	cmol(+)/kg	30,6	25,2
Na	cmol(+)/kg	0,64	1,22
K	cmol(+)/kg	0,46	1,06
ESP	(%)	1,9	4,9
Conducib. elettrica.	dS/m	0,92	1,88
Densità apparente	kg/dm ³	1,21	1,69
Sabbia grossa	(%)	14	5
Sabbia fine	(%)	28	28
Limo	(%)	24	26
Argilla	(%)	34	42

Suolo testimone BAT



Suolo disturbato BAD



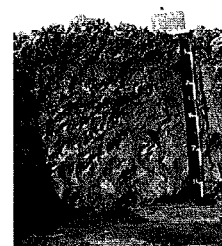
3) Località Torre de' Picenardi

I suoli di quest'area presentano le caratteristiche dei materiali alluvionali sabbiosi con una lieve componente carbonatica. Le precipitazioni totali annue ammontano a 820 mm; e la temperatura media annua è di 13,2°C. I profili campionati mostrano caratteristiche molto simili, visto che entrambi sono molto profondi e caratterizzati da una scarsa dotazione in SO ed una successione di orizzonti quali Ap e Bg. Nel suolo disturbato è stata rilevata la presenza di una suola di aratura, dovuta alle lavorazioni, causa di un ulteriore ristagno idrico. Il profilo testimone si caratterizza per la successione di tre orizzonti Ap1, Ap2 e Bg. Sebbene il suolo testimone e disturbato siano stati, soprattutto in passato, oggetto di una differente politica di gestione del territorio, le indagini chimiche e chimico-fisiche hanno confermato la notevole omogeneità rilevata dallo studio dei profili. Entrambi i suoli presentano una natura subalcalina, scarsa conducibilità in estratto acquoso, e risultano inoltre scarsamente dotati in Na e in K. Entrambi i suoli localizzati alla quota altimetrica di 47-48 m. s.l.m. nella pianura alluvionale, presentano un indirizzo produttivo a seminativo irriguo (monocolture in successione continua). Il suolo controllo è stato in passato oggetto di una diversa gestione agricola, con rotazioni con colture miglioratrici ed minore spandimento di reflui di origine zootecnica.

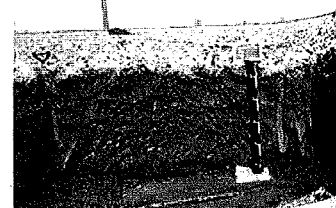
Tabella e Figura 3. Alcune proprietà chimiche e chimico-fisiche del suolo di Cremona

Valori medi 5 campioni 5-15 cm		CRT	CRD
pH inKCl		6,74	5,97
pH in H ₂ O		7,12	7,04
Sostanza organica	%	1,78	1,49
Carbonio organico	%	1,00	0,90
Azoto totale	g/kg	1,50	1,80
C/N		6,70	5,00
P assimilabile	mg/kg	21,4	30,5
CSC	cmol(+)/kg	17,2	17,3
Na	cmol(+)/kg	0,08	0,11
K	cmol(+)/kg	0,20	0,42
ESP	(%)	0,5	0,6
Conducib. elettrica.	dS/m	0,77	0,46
Densità apparente	kg/dm ³	1,47	1,54
Sabbia grossa	(%)	7	4
Sabbia fine	(%)	65	59
Limo	(%)	12	17
Argilla	(%)	16	21

Testimone CRT



Disturbato CRD



Contenuto e distribuzione di metalli pesanti nei suoli dei tre casi studio

Con lo scopo di distinguere le diverse fasi dei metalli pesanti nel suolo e per stabilire quali metalli sono pervenuti attraverso l'azione antropica si è fatta una differenziazione sulla base di specifiche estrazioni chimiche dif-

ferenziando il contenuto totale; i metalli pesanti estratti con ossalato ammonico (che rappresentano in parte quelli fortemente complessati con la sostanza organica ed in parte precipitati ed adsorbiti sulle fasi poco cristalline del ferro e degli alluminio silicati a scarso ordine cristallino); la frazione "biodisponibile" di metalli pesanti quella estratta con il DTPA ed include anche le forme scambiabili e le forme complessate con la sostanza organica con minore affinità (Adriano, 1986; Kabata-Pendias e Pendias, 2001; Liu *et al.*, 2002) Le diverse frazioni dei metalli pesanti: totali, estratti con ossalato ammonico (OXA) e con l'acido dietilentriamminopentacetico (DTPA) sono state quindi, relazionate con alcuni parametri dei tre tipi di suoli, per comparare i tre ambienti studio e per confrontare e valutare la qualità dei suoli intensivamente coltivati rispetto i controlli. I valori dei contenuti totali di Ni, Cu, Zn, As e Pb hanno mostrato un leggero aumento nei suoli disturbati indicando la presenza di una contaminazione di tipo diffuso, solamente il Cu nel suolo di Cremona (CRD) è da relazionare ad una contaminazione di tipo puntiforme (fig. 4).

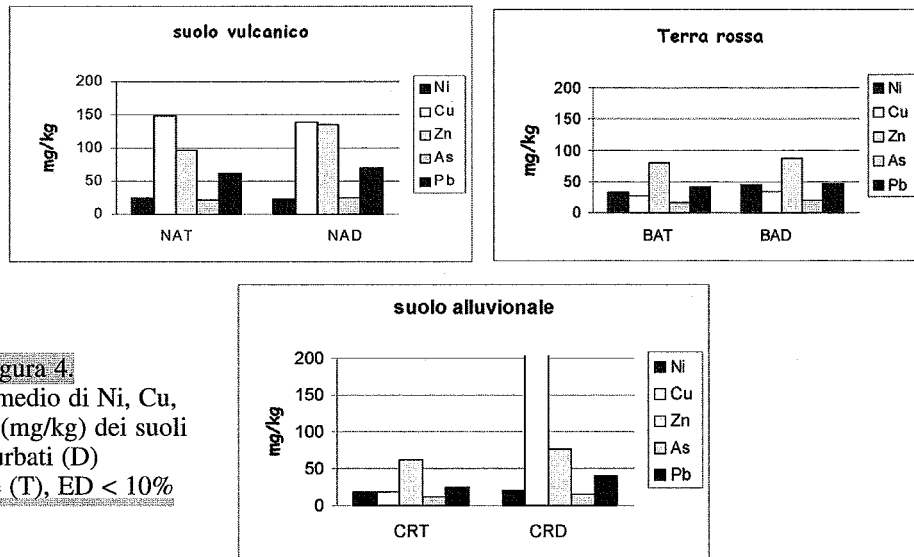


Figura 4. Contenuto medio di Ni, Cu, Zn, As e Pb (mg/kg) dei suoli disturbati (D) e testimone (T), ED < 10%

Il rame

Il Cu ha invece mostrato due andamenti completamente diversi tra i suoli disturbati ed i suoli testimone (fig. 5a). Infatti i valori di Cu estratti in DTPA ed OXA dei suoli testimone sono risultati correlati positivamente con il Cu totale indicando che in condizioni di suoli poco "antropizzati" la solubilità del Cu dipende strettamente dai valori di pH del suolo e quindi similmente per quanto è stato osservato per l'Al e il Fe la sua concentrazione aumenta con l'aumentare del suo contenuto totale (fig. 5 b,c,d). Inoltre nei suoli intensamente coltivati la distribuzione dei pun-

ti relativi alla concentrazione del Cu è leggermente più elevata indicando che la solubilità del Cu può dipendere anche da altri fattori legati alle diverse fonti di inquinamento per questo elemento pesante. I valori di Cu estratti con ossalato (OXA) e quelli con DTPA sono risultati significativamente correlati ($R = 0.981^{***}$) indicando che la disponibilità di queste due frazioni sono due ottimi indicatori dell'inquinamento di Cu diffuso.

In termini generali le estrazioni selettive mostrano che la solubilità del rame dipende in modo quasi esclusivo

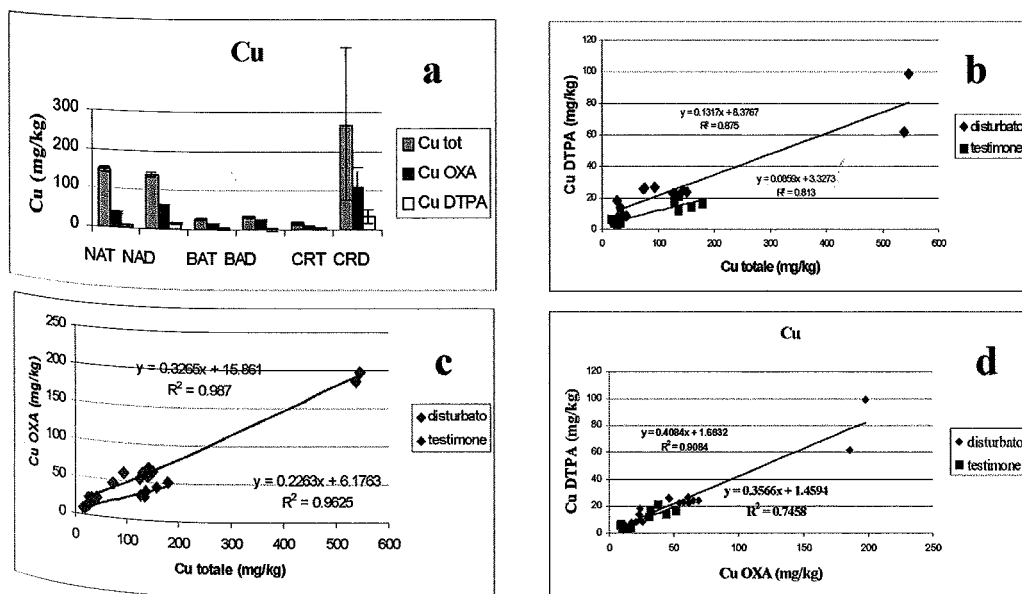


Figura 5. Contenuto medio di Cu totale ed estratto con OXA e DTPA (mg/kg) dei suoli disturbati (D) e testimone (T)

dalla concentrazione totale di Cu sia dei suoli disturbati che controllo (fig. 5,b,c,d). Il comportamento del Cu è completamente diverso dallo Zn, infatti le frazioni "biodisponibili" dipendono in modo stretto dalle quantità totali di Cu in assenza di fattori di disturbo. La presenza di forme di inquinamento di Cu può essere evidenziata dalla variabilità dei contenuti totali che si riflette sulle sue frazioni solubili.

Lo Zinco

Le figure 6 b,c,d, mostrano le correlazioni tra Zinco totale e Zinco estraibile in ossalato e DTPA.

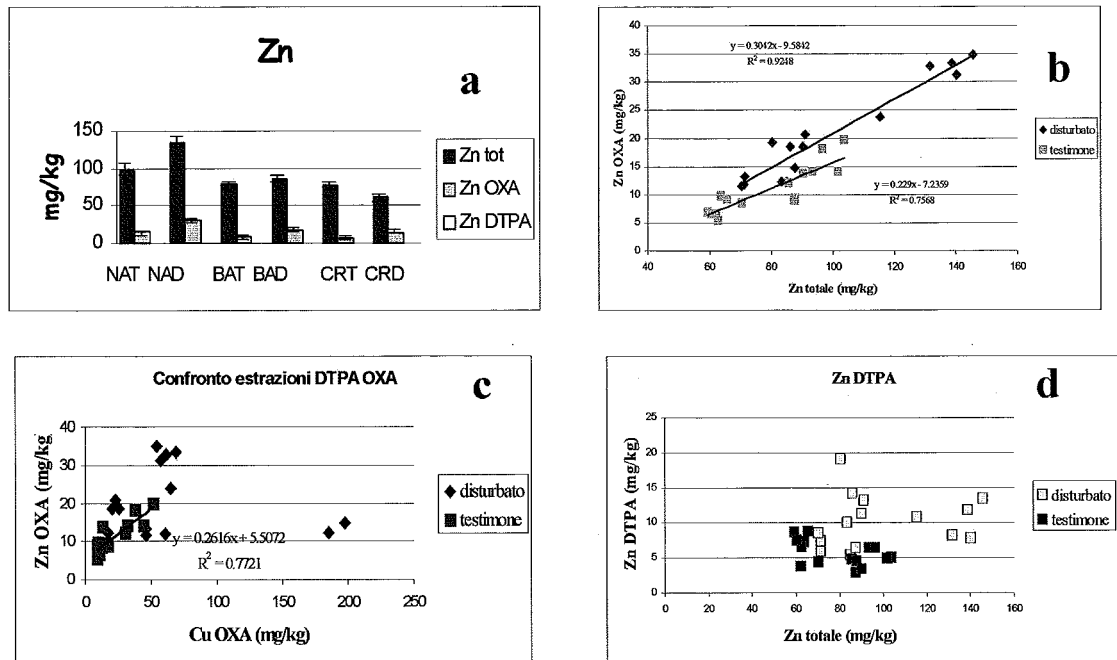


Figura 6. Contenuto medio di Zn totale ed estratto con OXA e DTPA (mg/kg) (a) e correlazioni tra Zn estratto in OXA e DTPA e Zn totale (b,d), Zn e Cu estratti in OXA (c) dei suoli disturbati (D) e testimone (T)

Nella figura 6b è possibile notare che lo Zn estratto con OXA ha una correlazione positiva con lo Zn totale ($R^2 = 0.76^{***}$ per i suoli testimone e $R^2 = 0.92^{***}$ per i suoli disturbati). Tali andamenti sono particolarmente significativi sia nei suoli disturbati che nei suoli testimone similmente a quanto era stato osservato per il Cu. La figura 6d mostra invece che la frazioni estraibile con DTPA non è correlata con il contenuto totale di Zn. Questo differente comportamento è da ricollegare alla diversa capacità estraente di questi due agenti complessanti. L'ossalato ammonico ha una maggiore capacità estraente e solubilizza i metalli contenuti nei minerali amorfi e per tale motivo può estrarre quantità di Zn elevate che non sono correlate con la frazione realmente "biodisponibile". La figura 6c mostra una correlazione positiva molto significativa tra la frazione di Zn e Cu estratti con OXA. Una spiegazione di questo comportamento è da mettere in relazione con la presenza di forme di inquinamento di Zn e Cu diffuso che determinano una elevata correlazione nei contenuti totali e delle frazioni "solubilizzabili" di questi elementi, fanno eccezione due punti del Cu che sono da relazionare a forme di inquinamento puntiformi.

La figura 7a mostra il contenuto e la distribuzione di Pb nei suoli studiati. Il Pb è risultato l'elemento pesante con la minore solubilità stimata con l'estrazioni selettive OXA e DTPA. La figura 7b un'interessante correlazione positiva tra contenuti totali di As e Pb dei suoli. Tale correlazione può essere spiegata con forme di inquinamento diffuso che probabilmente riguardano tutte le aree studio. Anche in questo grafico di particolare interesse osservare che la distribuzione dei valori segue degli andamenti crescenti nei tre ambienti studio ed in alcuni casi i valori tendono a distribuirsi secondo degli andamenti lineari indipendentemente dal fatto che rappresentino suoli testimoni o disturbati. Nella figura 6c si può osservare una significativa correlazione lineare tra il contenuto di As e Zn totali. In questa figura si può notare che sia i suoli testimone che quelli disturbati tendono a raggrupparsi secondo una linea di tendenza anche se i suoli disturbati mostrano un diverso andamento, in ogni caso le correlazioni positive possono essere dovute anche alla particolare composizione chimica dei minerali primari che contengono questi elementi pesanti.

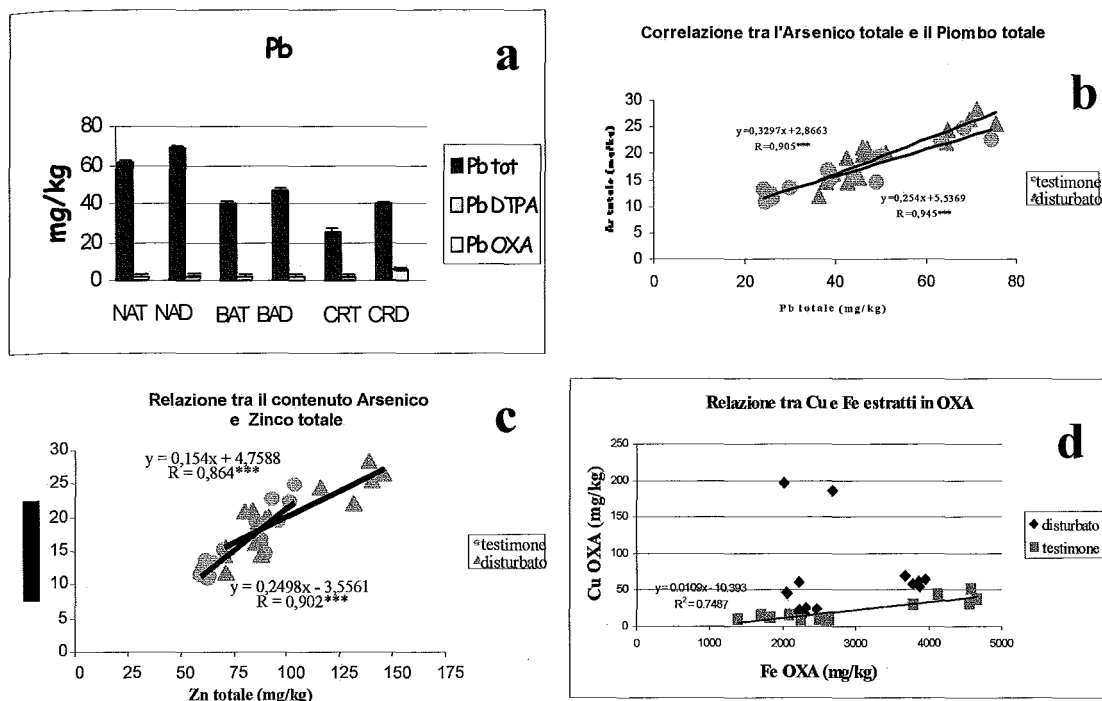


Figura 7. Contenuto medio di Pb totale (a) ed estratto con OXA e DTPA (mg/kg) dei suoli disturbati (D) e testimone (T). Correlazioni tra As e Pb (b), As e Zn (c) e tra Cu e Fe (d) estratti in ossalato ammonico (OXA)

Conclusioni

In conclusione i risultati di questa ricerca indicano che esistono differenze significative nel contenuto e nella distribuzione di alcuni metalli pesanti analizzati nei suoli delle tre aree studio. Tale differenze sono da attribuire a contaminazione di tipo diffuso principalmente per lo Zn e Cu da mettere in relazione alle politiche di gestione di questi suoli. Alcune differenze nel contenuto totale di metalli pesanti (As, Ni) è da mettere in relazione alla diversa natura pedogenetica dei suoli (caratteristiche mineralogiche, posizione geografiche, sviluppo pedogenetico). Le differenze delle fasi estraibili (DTPA e OXA) sono risultate significativamente correlate con i rispettivi contenuti totali e sono apparse molto diverse tra i suoli fortemente antropizzati ed i rispettivi controlli in relazione al contenuto ed alla distribuzione di Pb, Cu e Zn.

Ringraziamenti

Questa ricerca è stata finanziata dal MIUR Programma di Ricerca Scientifica di Rilevante Interesse Nazionale (PRIN1999-2001) dal titolo "Uso potenziale di indicatori biologici per valutare la qualità del suolo".

Bibliografia

- ADAMO P., DUDKA S., WILSON M.J., MC HARDY, 1996. Chemical and mineralogical forms of Cu and Ni in contaminated soils from Sudbury minino in smelting regio, Canada. *Environmental Pollution*. 91 11-19.
- ADRIANO D.C., 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag. New York.
- ALLOWAY B.J., 1995. Heavy metals in soils. 2nd ed., Blackie Academic and Professional. Galsgow. UK. 386.
- BECKETT P.H.T., 1989. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges, and sludge-treated soils. *Advances Soil Science* 9, 143-176.
- COLOMBO C. M., TERRIBILE F., 1994. Weathering relationships between glauconite, aluminous illite and iron oxides in terra rossa of southern Italy. 15 th World Congress of Soil Science, Acapulco, Mexico. July 1994, 8 a, Commission VII 49-66 pp.
- COLOMBO C. M., PALUMBO G., SANNINO F., GIANFREDA L., 2002. Chemical and biochemical indicators of managed agricultural soils. 17th World Congress of Soil Science. Bangkok, Thailand. 1740:1-9.
- LIU F., C.M.COLOMBO, P. ADAMO, J.Z. HE, A. VIOLANTE, 2002. Trace elements in manganese-iron nodules from a Chinese Alfisol. *Soil Science Society of American Journal*, 66, 661-670.
- KABATA-PENDIAS A. AND ADRIANO D. C., 1995. Trace metals in Soil Amendments and Environmental Quality. Rechcigl, J. E., Ed., CRC Press, Boca Raton, FL, 139.
- KABATA-PENDIAS A. PENDIAS H., 2001. Trace elements in Soil and Plants. J. E., Ed., CRC Press, Boca Raton, FL, 413.

- E MAIZ I., ESNAOLA MV., MILLAN, 1997. Evaluation of heavy metals availability in contaminated soils by a short extraction procedure. *Science of the Total Environment*. 206(2-3):107-115
- MUNTTAU, H., URE, A. AND GRIEPINK B., 1991. Traces element speciation in soil and sediment. Paper prepared for IUPAC. Commission on Microchemical Techniques and Traces Analysis.
- RUSSELL E.W., 1978. «Arable agriculture and soil deterioration», in: Transactions of the 1 lth International Congress of Soil Science, 19-27 June 1978 at University of Alberta, Edmonton. Canadian Society of Soil Science, Alberta, vol. 3: 216-227.
- SOIL SURVEY STAFF, 1996. Soil survey laboratory methods manual. Soil Survey Investigations Report No. 42. Version 3.0. U.S. Dept. of Agriculture, National Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY, 1986. Test methods for evaluating solid wastes . USEPA SW 846. Gov. Print. Office Washington DC.
- SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO-SISS, 1999. Metodi di analisi chimica del suolo, Franco Angeli. Edizioni.
- SMITH O.H., 2000. "Environmental indicators of Agroecosistems". *Advances in Agronomy*, 30-97.
- TOBIAS FJ. BECH J. ALGARRA PS., 1997. Statistical approach to discriminate background and anthropogenic input of trace elements in soils of Catalona, Spain. *Water, Air, & Soil Pollution*. 100(1-2):63-78.

DISPONIBILITÀ DEL POTASSIO IN ALFISUOLI: ASPETTI QUANTITATIVI E DINAMICI

G. Valboa ¹, E. Coppola ² e A. Buondonno ²

¹ Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze

² Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli, Caserta

Abstract

A research on soil K availability and desorption process dynamics, as related to some Southern Italy Alfisols (Halpoxeralfs e Rhodoxeralfs) properties, was carried out. To this aim, soil samples from A, Ap and Bt horizons were collected on the basis of a suitable variability of their physical-mechanical, chemical and chemical-physical features. The following analysis were performed: pH, texture, organic carbon, CEC, total carbonates, Al e Fe extractable by ammonium oxalate, Al, Fe, Ca e Mg extractable by Mehlich 3 reagent. Soil K availability was assessed by Mehlich 3 extractant and through the study of desorption kinetics, obtained by Electro-UltraFiltration (EUF) fractionated extractions. Our results showed a large variability of soil available K, with the lowest amounts for the Bt horizons. According to the analysis of relations between the considered soil properties, organic matter resulted as the main factor involved in soil exchange activity and related to the quantitative and kinetic parameters controlling K availability within the Alfisols investigated.

Key words: Potassium, Alfisols, Electro-UltraFiltration, Desorption Kinetics.

Riassunto

È stato condotto uno studio sulla disponibilità e sulla dinamica dei processi di desorbimento del K in relazione alle proprietà di alcuni Alfisuoli (Halpoxeralfs e Rhodoxeralfs) dell'Italia meridionale. Allo scopo sono stati selezionati, in funzione di una adeguata variabilità delle caratteristiche fisico-meccaniche, chimiche e chimico-fisiche, campioni da orizzonti di superficie e di profondità (A, Ap, Bt), sui quali sono stati determinati: pH, tessitura, carbonio organico, CSC, carbonati totali, Al e Fe estraibili in ammonio ossalato, Al, Fe, Ca e Mg estraibili mediante reattivo di Mehlich 3.

La valutazione della disponibilità del K è stata effettuata mediante estrazione con il reattivo di Mehlich 3 ed attraverso lo studio delle cinetiche di desorbimento, ricavate per estrazione frazionata in ElettroUltraFiltrazione (EUF). Il contenuto di K disponibile è risultato ampiamente variabile da campione a campione, con valori minimi per gli orizzonti Bt.

Sulla base dell'analisi delle relazioni tra le proprietà del suolo considerate, la sostanza organica è risultata il principale fattore legato all'attività di scambio del suolo e ai parametri quantitativi e cinetici che controllano la disponibilità del K negli Alfisuoli studiati.

Parole chiave: Potassio, Alfisuoli, Elettro-UltraFiltrazione, Cinetiche di Desorbimento.

Introduzione

La necessità di adottare efficaci strategie per il corretto uso del suolo e per la razionalizzazione della fertilizzazione sollecitano studi volti a discriminare ed interpretare i fattori che governano la disponibilità dei nutrienti nei diversi ambienti pedoclimatici. In una precedente nota (Valboa *et al.*, 2002) sono stati presi in considerazione gli aspetti quantitativi e dinamici della disponibilità di fosforo in Alfisuoli, pedotipi di notevole rilevanza e diffusione (Hallmark e Franzmeier, 2000), che caratterizzano paesaggi dell'ambiente mediterraneo vocati all'olivicoltura, alla viticoltura e alla cerealicoltura.

Si è ritenuto quindi opportuno proseguire ed approfondire l'indagine in relazione ai fattori che controllano la dinamica del potassio. È noto che la costituzione e la dinamica del pool labile del potassio nel suolo sono condizionate essenzialmente dall'attività del complesso di scambio e, subordinatamente, dall'intensità dei processi di alterazione e idrolisi dei K-alluminosilicati primari (Sparks, 1987; Rich, 1972).

I principali fattori che controllano la mobilità del potassio scambiabile, e quindi la sua disponibilità per le colture, sono, tra gli altri, il contenuto e la natura dei minerali argillosi, il contenuto di sostanza organica, il grado di reazione, la presenza di cationi competitori (Cooke, 1978; Fried e Broeshart, 1967; Helmke e Sparks, 1996; Hesse, 1971; Rich 1968; Thomas e Hipp, 1968). È noto, inoltre, che i componenti della fase colloidale del suolo esibiscono differente affinità per il potassio, crescente secondo l'ordine:

sostanza organica < fillosilicati 1:1 < fillosilicati 2:1

Nei fillosilicati, la capacità selettiva di fissazione dei siti di adsorbimento è crescente secondo la posizione esterno < bordo < interstrato (Goulding, 1987; Mengel e Kirkby, 1987; Sparks, 2000). Tuttavia, l'importanza re-

lativa ed il contributo specifico di ciascuno di tali fattori non possono essere univocamente definiti, dal momento che essi interagiscono con meccanismi differenti, e producono effetti diversi, in funzione della variabilità delle condizioni pedoclimatiche (Helmke e Sparks, 1996; Sparks, 2000). Ad esempio, nei suoli sabbiosi, la sostanza organica presiede in misura determinante all'attività di scambio (Stevenson, 1982), mentre negli Alfisuoli, dove le componenti argillose predominanti sono di norma illitiche e caolinitiche, i valori della capacità di scambio cationico possono essere relativamente modesti nonostante l'elevato contenuto di frazione argillosa (Buondonno *et al.*, 1988).

Obiettivo del presente lavoro è stato quello di valutare l'effetto delle proprietà di alcuni Alfisuoli dell'Italia Meridionale (Halpoxeralfs e Rhodoxeralfs) sulla costituzione e dinamica del pool labile del potassio. I campioni provengono in prevalenza dagli orizzonti di superficie, ma sono stati considerati anche alcuni orizzonti Bt. Ciò in relazione tanto alla loro rilevanza pedogenetica come carattere diagnostico, quanto al loro peculiare processo di formazione, che tende ad arricchirli di frazioni argillose fini.

Materiali e metodi

L'indagine ha interessato orizzonti di superficie e di profondità (A, Ap, Bt) di 17 profili di Alfisuoli (Haploxeralfs, Rhodoxeralfs) (Soil Survey Staff, 1999), campionati in Campania, Puglia e Sicilia, per un numero complessivo di 19 campioni, scelti sulla base di una adeguata variabilità della copertura vegetale (incolto, oliveto, vigneto, querceto) e delle caratteristiche fisico-meccaniche, chimiche e chimico-fisiche.

Sui campioni sono state eseguite le seguenti analisi (Mi.P.A.F., 2000): tessitura; pH-CaCl₂ (1:2.5); carbonio organico (CO) (Walkley-Black); capacità di scambio cationico (BaCl₂-TEA); carbonati totali; Al e Fe estraibili in ammonio-ossalato (Oxa); Al, Fe, Ca e Mg estraibili mediante reattivo di Mehlich n°3 (M3) (Mehlich, 1984).

La determinazione del K disponibile è stata effettuata sia con l'estrattore M3, sia mediante estrazione frazionata in Elettro-Ultrafiltrazione (K-EUF) (Németh, 1982; Grimme e Németh, 1982; Buondonno *et al.*, 1988; Bufo *et al.*, 1990). Quest'ultima è stata condotta in condizioni di media energia (80°C, 40mA e 400V), raccogliendo per ciascun campione 8 frazioni ad intervalli di 5 minuti; da queste sono state ricavate le isoterme di desorbimento del K, descritte sulla base di appropriati modelli matematici (Grimme, 1982; Bufo *et al.*, 1990; Coppola *et al.*, 2001). In particolare, sono stati considerati modelli ascrivibili a cinetiche di ordine zero, di 1° e di 2° ordine, definiti dall'equazione generale:

$$\frac{\partial y}{\partial t} = k(K_{max} - y)^n \quad [1]$$

in cui

y = quantità cumulativa di EUF-K;

t = tempo di desorbimento;

k = costante cinetica;

K_{max} = quantità massima desorbibile;

n = ordine di reazione.

Il valore della derivata 1a della equazione [1] per t → 0, che esprime la velocità iniziale di desorbimento del K al tempo 0, è stato assunto come misura della capacità tampone dei suoli per il potassio (BC-K), ossia dell'attitudine dei suoli a reintegrare nella fase liquida le aliquote di K sottratte all'equilibrio durante l'estrazione (Buondonno *et al.*, 2001). E' stato altresì calcolato il valore del semiperiodo di estrazione, t_{0.5}, ovvero il valore assunto da t quando y = K_{max}/2

Le quantità cumulative finali (K-EUF-8) sono state inoltre considerate nella valutazione comparata del K disponibile. Ciascuna analisi è stata eseguita in almeno tre ripetizioni. Tutti i dati sono riferiti al peso secco in stufa a 105°C. Le analisi statistiche sono state condotte utilizzando il software StatView (1997). Nelle regressioni multiple, per evidenziare in modo corretto il contributo delle singole componenti, i coefficienti dell'intercetta e delle variabili sono stati standardizzati.

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 CaCO₃ (CV = 111.7%), Mg-M3 (CV = 124.6%), sabbia (CV = 60.4%), Ca-M3 (CV = 77.0%), CO (CV% = 62.0%).

La tessitura varia dalla classe "franco-sabbiosa" alla classe "argillosa", con contenuti di argilla particolarmente elevati negli orizzonti Bt (608-946 g · kg⁻¹). Il pH ha esibito valori compresi tra 5.6 e 8.0, tendenzialmente proporzionali al contenuto di CaCO₃, ma decrescenti in funzione del contenuto di argilla:

$$\text{pH-CaCl}_2 = 7.468 + 0.558 * \text{CaCO}_3 - 0.434 * \text{argilla}; \quad R^2 = 0.553*** \quad [2]$$

La CSC ha mostrato valori compresi tra 8.7 e 32.5 cmol[+] kg⁻¹ (tabella 1); all'espressione dell'attività del complesso di scambio sembra contribuire in misura più rilevante la componente organica piuttosto che non una specifica frazione fine, secondo l'equazione:

$$CSC = 20.985 - 0.545 * \text{sabbia} + 0.433 * CO;$$

$$R^2 = 0.423^{**} \quad [3]$$

Peraltro, anche il contenuto di carbonio organico ha presentato un campo di variabilità piuttosto ampio, con valori compresi tra 1.9 e 28.0 g · kg⁻¹; contenuti minimi di CO (inferiori a 5 g · kg⁻¹) si riscontrano negli orizzonti di profondità e in taluni orizzonti di superficie negli incolti, mentre particolarmente ricchi di sostanza organica sono gli orizzonti di superficie sotto copertura a querceto e oliveto.

Tabella 1. Caratteristiche dei campioni di suolo

		Media	Min	Max	Dev. Std.	CV%
pH-CaCl ₂		7.1	5.6	8.0	0.5	7.4
Sabbia	g·kg ⁻¹	305.3	13.0	753.0	184.5	60.4
Limo	"	206.1	41.0	348.0	84.0	40.8
Argilla	"	494.7	100.0	946.0	190.3	38.5
CaCO ₃	"	48.5	0.0	157.0	54.1	111.7
CO	"	14.8	1.9	28.0	9.2	62.0
CSC	cmol[+]·kg ⁻¹	19.8	8.7	32.5	5.9	29.7
Al-Oxa.	mg·kg ⁻¹	1315.9	323.6	1978.7	432.9	32.9
Fe-Oxa.	"	1091.6	270.5	2416.7	484.0	44.3
Ca-M3	"	3596.0	9.4	8860.0	2769.2	77.0
Mg-M3	"	741.5	3.0	3490.0	923.7	124.6
Al-M3	"	544.3	44.5	867.5	216.8	39.8
Fe-M3	"	32.9	14.6	51.3	11.3	34.5

Parametri quantitativi e cinetici della disponibilità di potassio

La tabella 2 riporta i parametri quantitativi e cinetici della disponibilità di potassio determinati nei campioni esaminati. Anche per tali parametri si accerta ampia variabilità dei valori, essendo tutti caratterizzati da CV% ≥ 50.

Nella maggior parte dei casi, i campioni risultano ben dotati di K. E' stato infatti accertato un valore medio di K-M3 pari a 444 mg · kg⁻¹, ampiamente superiore, quindi, al valore di 150 mg · kg⁻¹ indicato da Jones (1990) come soglia critica di disponibilità per il potassio. Per altro, valori minimi di K-M3 (74 - 162 mg · kg⁻¹) sono stati accertati per gli orizzonti Bt.

La figura 1 riporta le isoterme di desorbimento del K. In tutti i casi sono state osservate cinetiche di estrazione di 2° ordine. E' tuttavia evidente che le quantità cumulative estratte dopo 40 minuti, K-EUF-8, sono ampiamente variabili da campione a campione. Valori minimi (K-EUF-8 < 30 mg · kg⁻¹) si accertano, come era da attendersi, negli orizzonti Bt.

Tabella 2. Parametri quantitativi e cinetici della disponibilità di K.

		Media	Min	Max	Dev. Std.	CV%
K-M3	mg·kg ⁻¹	443.9	74.4	1115.7	274.7	61.9
K-EUF-8	"	312.0	3.1	908.1	238.9	76.6
EUF-K _{max}	"	528.1	18.9	1586.0	414.5	78.5
K-EUF-t _{0.5}	"	23.3	3.6	48.9	11.8	50.7
BC-K	mg·kg ⁻¹ ·min ⁻¹	23.0	0.7	58.7	15.8	69.0

Anche i parametri quantitativi K-EUF-8 e EUF-K max mostrano ampia variabilità, e risultano significativamente coerenti con i rispettivi valori di K-M3 (fig. 2).

Al fine di evidenziare il possibile ruolo delle diverse proprietà del suolo sulla costituzione e dinamica del pool disponibile del potassio, ciascuno dei parametri riportati in tabella 2 è stato utilizzato come variabile indipendente in modelli di regressione multipla del tipo "parametro-K vs. proprietà del suolo".

E' interessante notare come tutti i parametri, sia quantitativi che cinetici, risultino significativamente correlati in prima istanza con il contenuto di sostanza organica e, subordinatamente, con le caratteristiche granulometriche, in particolare con le frazioni sabbia e limo:

$$\begin{aligned} \text{K-M3} &= -61.392 + \text{CO} * 0.625 + \text{Al-M3} * 0.332; \\ \text{K-EUF-8} &= 33.339 + \text{CO} * 0.724; \\ \text{EUF-K}_{\text{max}} &= 41.279 + \text{CO} * 0.729; \\ \text{K-EUF-t}_{0.5} &= -6.511 + \text{Al-M3} * 0.547 + \text{limo} * 0.469; \\ \text{BC-K} &= -0.062 + \text{CO} * 0.506 + \text{sabbia} * 0.385; \end{aligned}$$

$$R^2 = 0.556***$$

$$R^2 = 0.524***$$

$$R^2 = 0.531***$$

$$R^2 = 0.637***$$

$$R^2 = 0.637***$$

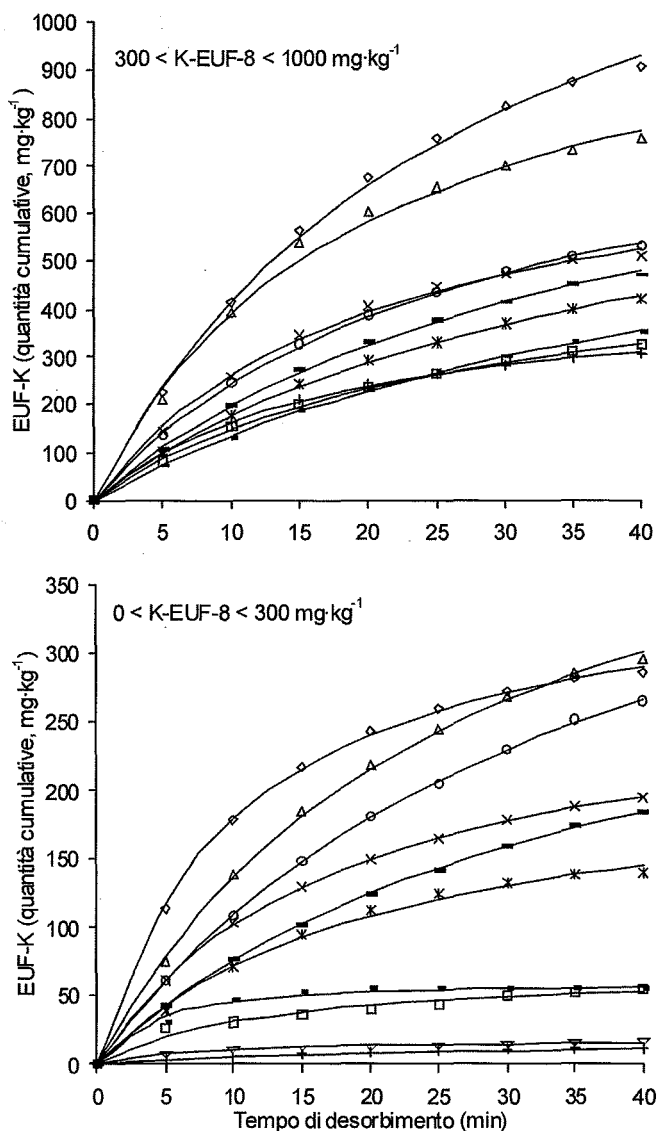


Figura 1. Isoterme di desorbimento del K

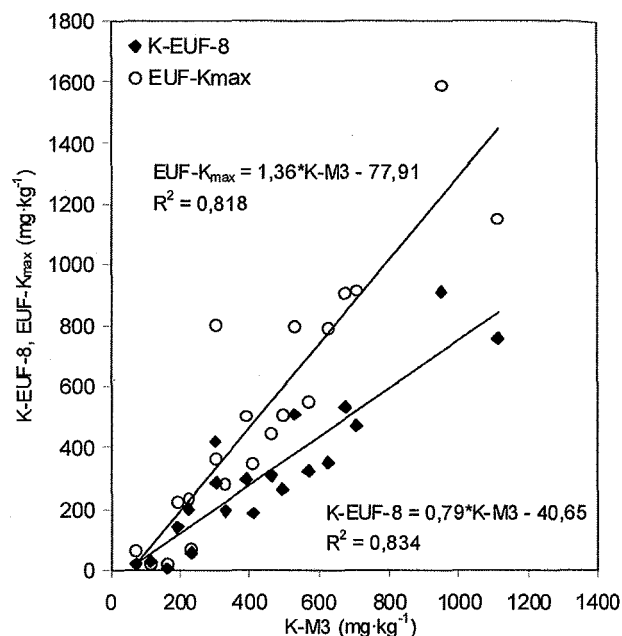


Figura 2. EUF-K vs K-Mehlich 3

Conclusioni

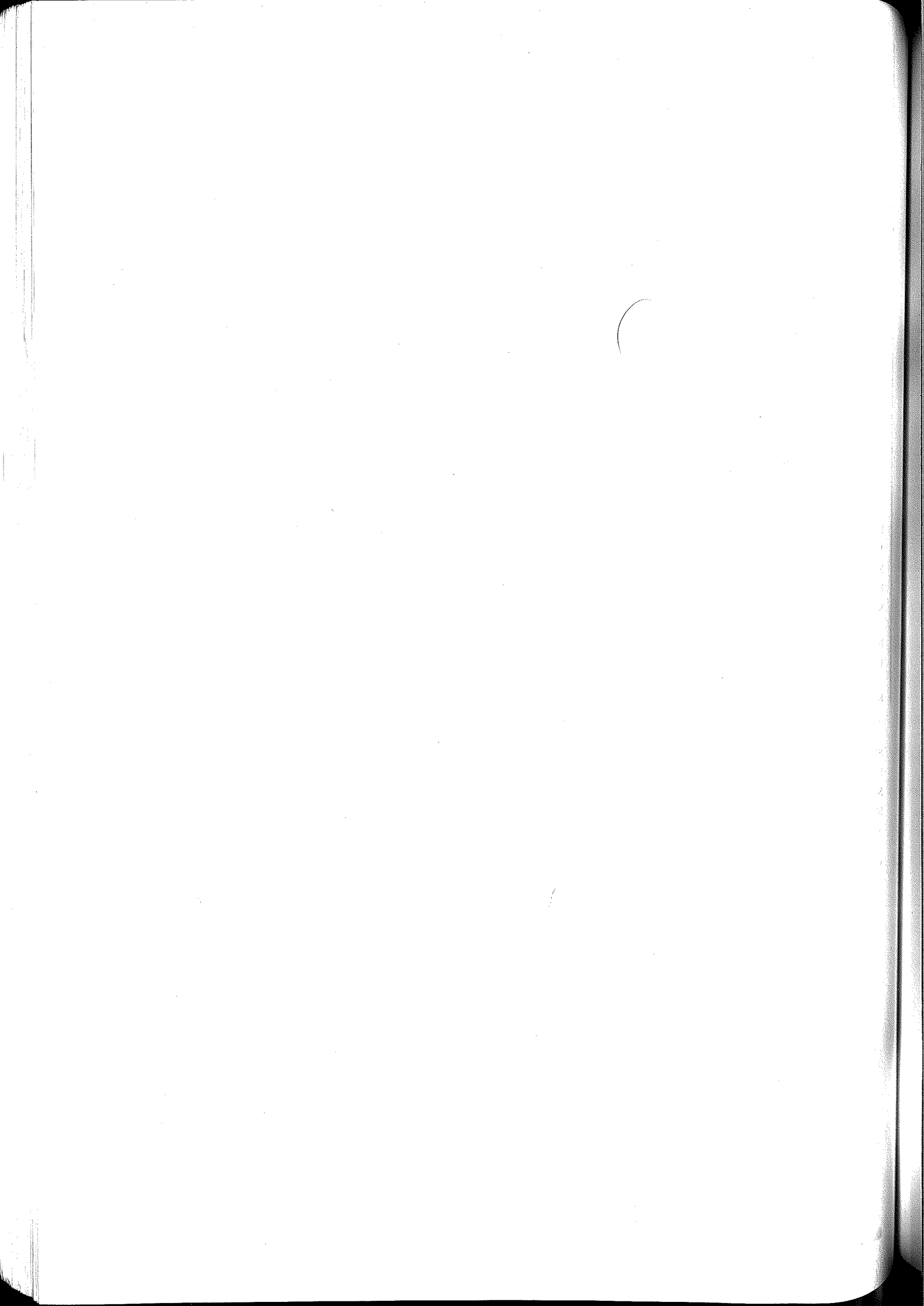
I risultati della presente indagine conducono a due principali considerazioni conclusive:

- si conferma l'applicabilità e l'affidabilità della tecnica della Elettro-UltraFiltrazione come procedura elettiva per la valutazione della fertilità potassica sia sotto l'aspetto quantitativo che dinamico;
- l'analisi comparata delle correlazioni multiple elaborate indica chiaramente che la disponibilità quantitativa e dinamica del potassio nei campioni di Alfisuoli studiati, ed in particolare la Capacità Tampone nei confronti di tale elemento, vengono esaltate dalla presenza delle frazioni granulometriche più grossolane e della sostanza organica; evidentemente, l'elevata selettività per il potassio dovuta alla presenza di cospicue quantità di argilla, in particolare negli orizzonti argillici, viene temperata e contrastata laddove, come negli orizzonti A e Ap, il contenuto di tale frazione è relativamente più basso, mentre il maggior quantitativo di sostanza organica contribuisce a formare aggregati organo-minerali ad alta attività di scambio, ma con irrilevante selettività per il potassio stesso.

Alla luce di tali considerazioni, una delle opzioni prioritarie nelle strategie di ottimizzazione della fertilità potassica negli Alfisuoli appare essere quella di adottare tecniche agronomiche che garantiscano al suolo un'adeguata dotazione di sostanza organica nei volumi utili per gli apparati radicali delle colture.

Bibliografia

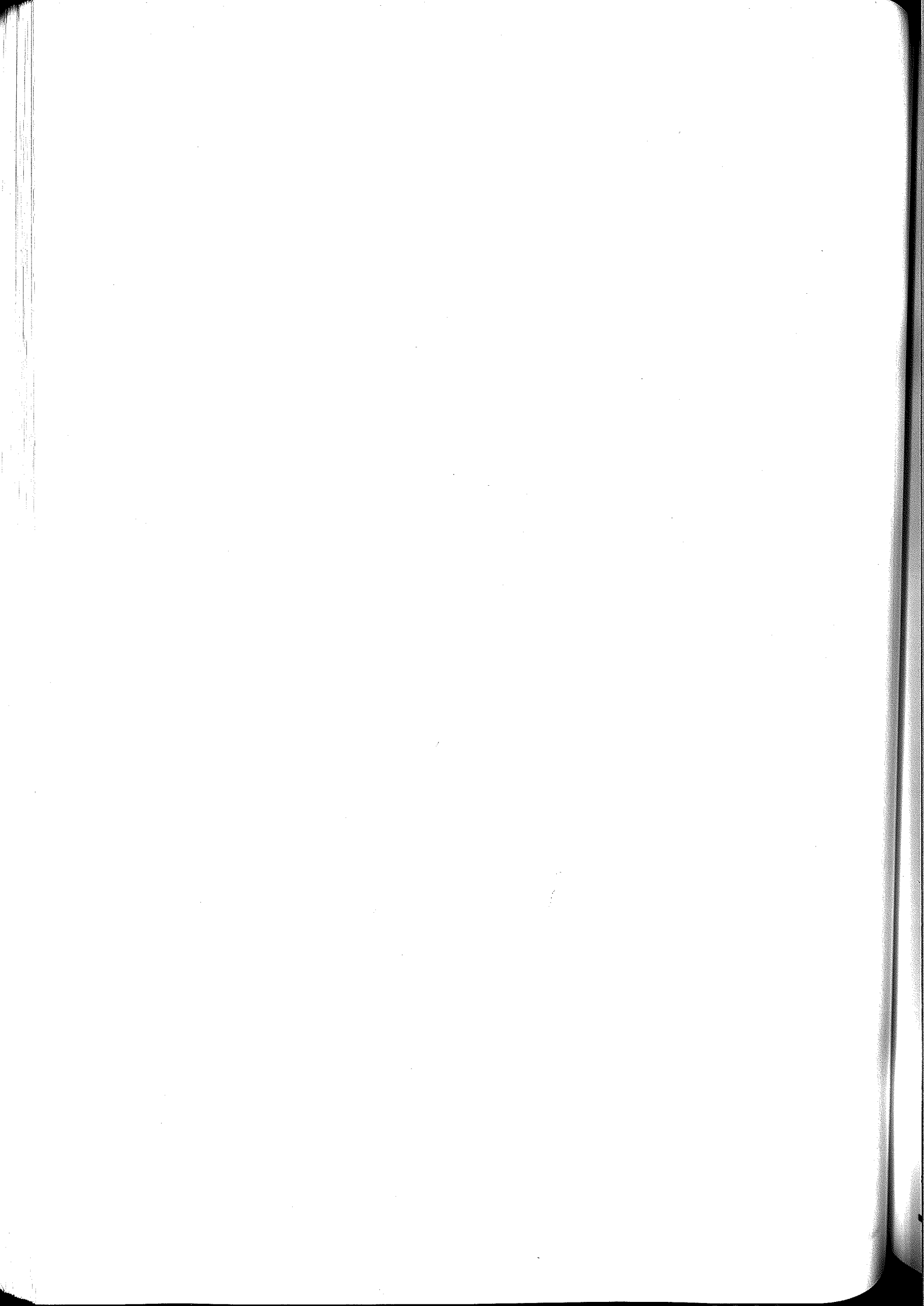
- BUFO S.A., PIZZIGALLO M.D.R., BUONDONNO A., 1990. Mobility of potassium and phosphorus in soil as determined by Electro-Ultrafiltration (EUF). *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 21/13-16, pp. 1503-1517.
- BUONDONNO A., COLELLA C., COPPOLA E., DE' GENNARO M., LANGELLA A., 2000. Quantitative and kinetics of K and P release from Italian zeolitized tuffs. In: *Natural Zeolites for the Third Millennium*. Colella C. & Mumpton F.A. (Eds.), De Frede Editore, Napoli, 2000, pp. 449-458.
- BUONDONNO A., FELLECA D., BUFO S.A., PIZZIGALLO M.D.R., TESTINI C., 1988. Comparison between Electro-Ultra Filtration and extraction methods for the determination of K fractions in some soils of Southern Italy. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 19/3, pp. 239-258.
- COOKE G.W., 1978. *Fertilizing for Maximum Yield*. Granada Publishing Lim. (Ed.), Frogmore, UK, 297 pp.
- COPPOLA E., AMBROSINO M.L., DEIANA S., 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, pp. 163-174.
- FRIED M., BROESHART H., 1967. Determination of soil nutrient supply. In: *The soil-plant system in relation to inorganic nutrition*, Academic Press Inc., New York, NY, pp. 150-219.
- GOULDING K.W.T., 1987. Potassium Fixation and Release. *Proc. Colloq. Int. Potash Inst., IPI (Ed.)*, Bern, Switzerland, 20, pp. 137-154.
- GRIMME H., 1982. K desorption in an external electric field as related to clay content. *Plant and Soil*, 64, pp. 49-54.
- GRIMME H., NÉMETH K., 1982. The effect of P source on P desorption by Electro-Ultrafiltration (EUF) on two different soils. *Plant and Soil*, 64, pp. 43-48.
- HALLMARK C.T., FRANZMEYER D.P., 2000. Alfisols. In: *Handbook of Soil Science*, M.E. Sumner (Ed.) CRC Press, Boca Raton, FL, USA, B, pp. 338-358.
- HELMKE P.A., SPARKS D.L., 1996. Lithium, Sodium, Potassium, Rubidium, and Cesium. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3 - Chemical Methods*, D.L. Sparks (Ed.), Soil Science Society of America, SSSA Book Series no. 5, Madison, WI, USA, pp. 551-574.
- HESSE P.R., 1971. *A Textbook of Soil Chemical Analysis*. J. Murray Ed., W. Cloves & Sons Ltd., London, UK, 520 pp.
- JONES J.B., 1990. Universal soil extractants: their composition and use. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 21(13-16), pp. 1091-1101.
- MEHLICH A., 1984. Soil test extractant: a modification of the Mehlich 2 extractant. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 15(12), pp. 1409-1416.
- MENGEL K., KIRKBY E.A., 1987. *Principles of plant nutrition*. 4th edition, I. K. I., Bern, Switzerland, 687 pp.
- Mi.P.A.F. - Ministero per le Politiche Agricole e Forestali - Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, 2000. *Metodi di Analisi Chimica del Suolo*. Franco Angeli (Ed.), Milano, Italy.
- NÉMETH K., 1982. Electro-Ultrafiltration of aqueous soil suspension with simultaneously varying temperature and voltage. *Plant and Soil*, 64, pp. 7-23.
- RICH C.J., 1968. Mineralogy of soil potassium. In: *The role of potassium in agriculture*, Kilmer V.J. (Ed.), American Society of Agronomy - ASA, Madison WI, USA, pp. 79-96.
- RICH C.J., 1972. Potassium in minerals. In: *Potassium in soil*, *Proc. Colloq. Int. Potash Inst., IPI (Ed.)*, Bern, Switzerland, 9, pp. 15-31.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Second edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Agriculture Handbook N. 436, 869 pp.
- SPARKS D.L., 1987. Potassium dynamics in soils. *Adv. Soil Sci.*, 6, pp. 1-63.
- SPARKS D.L., 2000. Bioavailability of Soil Potassium. In: *Handbook of Soil Science*, M.E. Sumner (Ed.), CRC Press, Boca Raton, FL, USA, D, pp. 38-53.
- STATVIEW FOR WINDOWS, version 4.75 - 1997. Abacus Concepts., Inc., Berkeley, CA, USA.
- STEVENSON F. J., 1982. *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. Wiley J. and Sons (Eds.), NY, USA, 443 pp.
- THOMAS G.W., HIPPEL B.W., 1968. Soil factors affecting potassium availability. In: *The role of potassium in agriculture*, Kilmer V.J. (Ed.), American Society of Agronomy - ASA, Madison WI, USA, pp. 269-292.
- VALBOA G., COPPOLA E., INDIATI R., BUONDONNO A., 2002. Variabilità delle proprietà di orizzonti di superficie di Alfisuoli in relazione alla disponibilità del fosforo. Aspetti quantitativi e dinamici. *Atti Conv. Naz. Società Italiana di Scienza del Suolo*, Piacenza 8-10 giugno 2002, in stampa.





Commissione III

Biologia del Suolo



QUALITÀ DEL SUOLO E OGM

Anna Benedetti, Maria Marchionni, Matteo Lener, Stefano Mocali,

Letizia Pompili, Antonietta Dentice, Massimiliano Cardellicchio

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Roma

Abstract

The Directive 2001/18/EC on the deliberate release into the environment of GMOs for the first time requires to control possible impacts on soil ecosystem, providing for the evaluation of the effects on biogeochemical cycles. Although it provides only for carbon and nitrogen recycling assessment, this Directive constitutes an important legislative progress because at last it's possible to consider the potential soil gene pollution. Until the papers appearance of Gebhard and Smalla (1999), Saxena et al. (1999) and Stotzky (2000), many authors declared that the DNA, once reached the soil, was completely denatured and therefore inactive or that the GM crops don't cause any risks for the environmental soil and his living-organisms. In this paper the research activities that are carrying out at present in the projects ambit co-ordinated by ISNP, with regard to GM crops impact on the soil biodiversity, will be shortly described. The MISA project (New methods on the OGM traceability for the biosafety and safety food protection) will be also described; it has the objective to individualise analytical methods able to guarantee for OGM traceability step by step beginning from the soil, and also to consider horizontal gene transfer problem.

Besides, the first results obtained in the monitoring project, financially supported by Lazio district, on the impact direct and delayed of GM crops on the soil, will be described. Finally, a short summary will be provide on the U.O. activity concerning the Health's Ministry project: Risks in connection with OGMs release into the environment.

Riassunto

Con la Direttiva 2001/18 U.E. relativa all'immissione deliberata nell'ambiente di OGM per la prima volta vengono previsti controlli a livello del suolo limitatamente però al riciclaggio del carbonio e dell'azoto. Tale direttiva ha comunque costituito un importante progresso legislativo in quanto finalmente è stato possibile affrontare gli aspetti legati al possibile inquinamento genetico del suolo. Fino alla comparsa degli articoli di Gebhard e Smalla (1999), Saxena et al. (1999) e Stotzky (2000), non pochi autori affermavano che il DNA una volta raggiunto il suolo veniva completamente denaturato e quindi inattivato o che la coltivazione delle PGM non comportava alcun rischio per l'ambiente suolo e i suoi organismi viventi. Nel presente lavoro verranno brevemente descritte le attività di ricerca che vengono attualmente affrontate in seno ad alcuni progetti di ricerca coordinati dall'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, o a cui esso partecipa, circa l'impatto delle coltivazioni di PGM sulla biodiversità del suolo. Verrà descritto il progetto MISA (Metodi innovativi per la tracciabilità di OGM per la tutela della biosicurezza e della sicurezza alimentare) che si prefigge quale obiettivo principale di individuare metodi analitici in grado di garantire la tracciabilità di OGM nei diversi comparti della filiera alimentare partendo dal suolo, affrontando anche il problema del trasferimento genico orizzontale.

Verranno inoltre descritti i primi risultati ottenuti nell'ambito del progetto di monitoraggio sull'impatto diretto e differito sul suolo di colture GM condotto con finanziamento della Regione Lazio. Infine verrà fornita una breve sintesi dell'attività svolta dall'U.O. afferente al progetto del Ministero della Salute: "Rischi connessi al rilascio di OGM nell'ambiente".

Parole chiave: qualità del suolo, OGM, indicatori, biomassa microbica, riciclaggio del carbonio e dell'azoto

Introduzione

A livello europeo la direttiva 2001/18 U.E., che aggiorna la precedente 220/90 e successive modifiche, stabilisce criteri generali per l'immissione deliberata nell'ambiente di organismi geneticamente modificati. Tale direttiva per la prima volta inserisce tra le diverse misure di controllo il suolo, limitatamente al riciclaggio del carbonio e dell'azoto. Anche se tali controlli non possono considerarsi certamente esaustivi costituiscono un progresso normativo di estrema importanza perché il suolo, tra i diversi comparti ambientali è tra i più difficili da disinquinare.

Le coltivazioni di piante geneticamente modificate (PGM) nel mondo sono in continuo aumento: nell'anno 2002 la superficie mondiale coltivata è stata stimata in 56 milioni di ettari, tra i principali produttori vi sono USA, Canada, Argentina e Cile. Anche a livello europeo la coltivazione di alcune PGM è autorizzata. Le principali cause di preoccupazione concernono i possibili impatti delle coltivazioni GM sull'ecologia delle comunità naturali e la possibilità di "fuga" dei transgeni sia per flusso genico verticale (verso piante sessualmente compatibili) che per trasferimento orizzontale (verso specie filogeneticamente distanti: batteri, virus, animali, piante). Al momento non si ha una conoscenza di base sufficiente per effettuare valutazioni di rischio esaustive e ciò determina un comprensibile approccio cautelativo anche se non è da escludere che alcuni benefici o danni di alcune di esse verranno evidenziati solo in tempi più lunghi.

Diversi studi hanno interessato possibili effetti sulle comunità del suolo associate a colture GM rispetto a quelle associate alla controparte non modificata (Donegan et al., 1995; Lottmann et al., 1999; Siciliano, Germida, 1999). Per quanto concerne il trasferimento genico orizzontale di DNA tra pianta e batterio, sebbene sia stato dimostrato in laboratorio (Gebhard, Smalla, 1999), sta trovando solo ora una sua verifica in pieno campo e non si dispone di dati pubblicati. Recenti lavori si sono focalizzati sull'impatto dei residui delle PGM sulle comunità ecologiche naturali, studi estensivi sono stati condotti sugli impatti delle tossine Bt, rilasciate dalle PGM sugli organismi del suolo (Saxena, Stotzky, 2001) dimostrando la persistenza della proteina nel suolo, ma non si sono osservati effetti sugli organismi decompositori della tossina. Alcuni effetti della tossina Bt sono stati invece rilevati su insetti non-target, ma si è trattato di prove svolte in condizioni di laboratorio molto forzate. Nel caso di piante modificate per la biosintesi della lignina sono stati studiati gli effetti sulla decomposizione dei residui delle piante e alcune differenze sono state osservate anche se questi effetti in condizioni di campo erano piuttosto limitati (Hopkins et al., 2001); studi molto recenti sulla degradazione dei residui colturali del tabacco hanno evidenziato la persistenza del DNA transgenico come DNA extracellulare potenzialmente attivo (Ceccherini et al., 2002).

Nel corso del 2002 è comparsa inoltre una review sull'impatto di piante geneticamente modificate sull'ecosistema suolo, riconoscendo che il vero rischio connesso con la coltivazione di PGM può essere l'alterazione dei cicli biogeochimici governati dai microrganismi (Bruinsma et al., 2002).

Sempre nel 2002 si è tenuto in Austria un convegno sull'impatto degli OGM sulla microbiologia del suolo e la dinamica dei nutrienti ove più di un autore ha sottolineato i rischi connessi con il trasferimento genico orizzontale (Wackernagel; Van Elsas, 2002) nonché con la persistenza e la vitalità del DNA adsorbito alla componente argillosa del suolo (Ascher et al., Ceccherini et al., Franchi et al., Simonet et al., 2002).

Le PGM possono agire dunque sugli organismi del suolo a diversi livelli che spaziano dal trasferimento genico orizzontale, alle alterazioni delle comunità di decompositori, fino agli effetti delle sostanze biologicamente attive sulle popolazioni non-bersaglio. Analogamente, gli effetti osservati spaziano dal cambiamento nella composizione della comunità microbica del suolo con conseguente alterazione dei processi ecosistemici chiave, fino al rallentamento del processo di umificazione ed alla mancanza di micorrizzazione.

Tutte queste osservazioni sino ad ora raccolte pongono l'interrogativo se, tra gli indicatori di qualità del suolo convenzionali, alcuni di essi possono essere utilmente impiegati per valutare gli effetti delle PGM.

E' dunque necessario sviluppare una metodologia che permetta l'analisi completa degli impatti ecologici degli OGM. Inoltre, sarà necessario essere in grado di determinare se le variazioni osservate sono attribuibili alla presenza di colture GM o se ricadono nel normale spettro delle fluttuazioni cui soggiacciono le comunità del suolo anche in ambiente naturale, ma soprattutto in ambiente agrario.

Primo elemento di analisi nella valutazione del rischio potenziale deve riguardare le modificazioni introdotte, infatti non tutte le modificazioni possono agire sull'ambiente suolo con la stessa intensità.

Nella tabella 1 si propone uno schema delle principali modificazioni apportate alle colture più diffuse, con la valutazione del rischio potenziale per il suolo, dedotta anche dalla letteratura esistente. Di circa il 50% delle modificazioni riportate, non si hanno dati bibliografici sul loro impatto sul suolo.

La sperimentazione di colture geneticamente modificate in campo aperto è iniziata intorno all'inizio degli anni 1990. In Italia dal 1992 ad oggi sono state autorizzate ai sensi della direttiva 90/220/CE relativa al rilascio deliberato di OGM nell'ambiente (recepita in Italia con il Decreto legislativo 92/93) 273 sperimentazioni di piante superiori GM e 16 di microorganismi (fonte JRC di Ispra <http://biotech.jrc.it/>).

L'andamento delle sperimentazioni ha avuto il picco maggiore negli anni 1995-98, per subire poi una drastica riduzione a partire dal 2000 (fig. 1).

La maggioranza delle modificazioni introdotte nelle piante riguardano geni per la tolleranza agli erbicidi a base di glufosinato (Basta o Liberty) o a base di glifosato (Roundup Ready), utilizzati anche per la selezione dei trasformanti positivi, o per le tossine insetticide di *Bacillus thuringiensis*, che conferiscono resistenza ad insetti fitofagi. Queste modificazioni sono presenti in quasi tutte le sperimentazioni effettuate da aziende private. Sono presenti inoltre geni che conferiscono resistenza a virus o a funghi o i geni rol di *Agrobacterium. rhizogenes* che modificano le caratteristiche morfologiche e fisiologiche delle piante. La tolleranza alla kanamicina, utilizzata per la selezione dei trasformanti positivi, è stata introdotta in larga percentuale di OGM sperimentati (n.b.: lo stesso OGM può essere trasformato con più caratteri). Le specie modificate oggetto di sperimentazione sono soprattutto mais, pomodoro e barbabietola (fig. 2).

Tabella 1

Gene inserito	Modificazione introdotta	Meccanismo	Possibile impatto sul suolo del transgene
Pat o bar di <i>Streptomyces viridochromogenes</i> o <i>S. hygrosopicus</i> , actinomiceti del suolo	Tolleranza Erbicida a base di glufosinato	L'enzima fosfinotricina acetil transferasi costitutivamente espresso dalle piante trasforma detossifica la L-fosfinotricina, il principio attivo degli erbicidi a base di glufosinato di ammonio.	Impatto indiretto sulla biodiversità dovuto ad un cambiamento delle pratiche agricole e conseguente aumento dell'uso di erbicida
epsd di <i>Agrobacterium</i> sp. ceppo CP4	Tolleranza Erbicida a base di glifosato	l'enzima EPSP (5-enolpiruvil-3-acido fosfoschimico sintetasi) di <i>Agrobacterium</i> sp, coinvolto nella biosintesi di aminoacidi aromatici, vitamine e altri metaboliti, non è sensibile al glifosato	Impatto indiretto sulla biodiversità dovuto ad un cambiamento delle pratiche agricole e conseguente aumento dell'uso di erbicida
nptII (Resistenza kanamicina)	Tolleranza Antibiotici	L'enzima neomicina fosfotransferasi costitutivamente espresso dalle piante trasforma detossifica gli antibiotici	Trasferimento orizzontale
blaTEM1 (resistenza all'ampicillina)	Tolleranza Antibiotici	Il gene procariotico blaTEM1 codifica per l'enzima β -lattamasi che conferisce resistenza all'ampicillina, controllato da un promotore procariotico non espresso nella pianta.	Trasferimento orizzontale
Cry 1Ab (Tossina insetticida B. <i>thuringiensis</i>)	Resistenza ad insetti fitofagi	La forma troncata della tossina è espressa costitutivamente nella pianta, la tossina agisce sulle larve di lepidotteri dopo ingestione, sono necessari però recettori specifici.	Lo spettro di azione della tossina non è completamente noto, sono ipotizzabili effetti verso la micro e macrofauna del suolo.
Proteine del capsido	Resistenza a virus	Le proteine capsidiche di alcuni ceppi di virus sono espresse costitutivamente nelle piante, le piante risultano protette dall'infezione di quei virus.	L'azione è altamente specifica, difficilmente sono ipotizzabili effetti sul suolo.
gene dell'osmotina del tabacco	Resistenza a funghi	L'osmotina di tabacco appartiene alla famiglia delle pathogenesis-related proteins, proteine sintetizzate dalla pianta in risposta a stress biotici o abiotici. L'osmotina agisce permeabilizzando le cellule di alcune specie fungine determinandone la lisi cellulare.	Non essendo ancora noto lo spettro di azione della proteina sono ipotizzabili effetti tossici a carico della popolazioni fungine del suolo.
geni rol A, B, C di <i>Agrobacterium rhizogenes</i>	Modificazioni morfologiche e fisiologiche	I geni rol A, B, C modificano il bilancio ormonale della pianta inducendo importanti modificazioni morfologiche e fisiologiche	Non sono presenti dati su possibili impatti nella letteratura scientifica
T-DNA di <i>Agrobacterium rhizogenes</i>	Modificazioni morfologiche e fisiologiche	Le 18 ORFs presenti nel T-DNA modificano il bilancio ormonale della pianta inducendo importanti modificazioni morfologiche e fisiologiche, e sintetizzano anche per le opine	Possibile impatto delle opine sulla biodiversità della microflora del suolo
gene iaaM	Partenocarpia	L'espressione del gene iaaM, coinvolto nella sintesi dell'auxina, a livello dell'ovulo e della placenta determina la maturazione del frutto anche in assenza di fecondazione.	Non sono presenti dati su possibili impatti nella letteratura scientifica

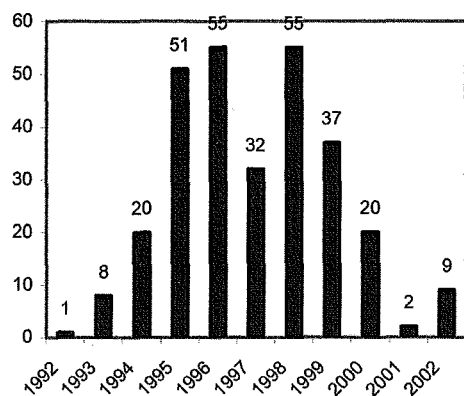


Figura 1. Andamento delle notifiche di richiesta di sperimentazione con OGM in Italia dal 1992 al 2002

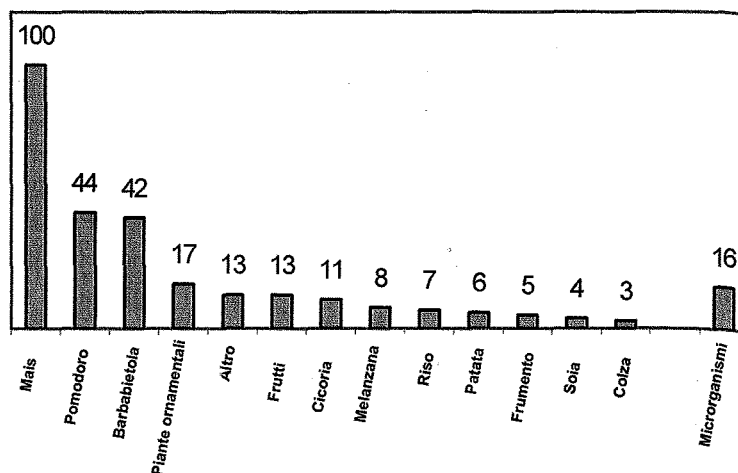


Figura 2. Tipologia di specie modificate.

I caratteri inseriti negli OGM sperimentati in Italia riguardano: la tolleranza ad erbicidi (68%) e antibiotici (36%), la resistenza a parassiti (29%) e virus (6%), altro (9%).

Ricerca e monitoraggio

Di seguito si riferirà brevemente su tre progetti di ricerca in corso di svolgimento inerenti la relazione che lega la qualità del suolo alla presenza di piante transgeniche.

Il primo progetto, propedeutico agli altri due, coordinato dall'ISPESL su finanziamento del Ministero della Salute, ha visto oltre alle competenze mediche ed igienico-sanitarie 5 UU.OO. impegnarsi sul suolo ed in particolare sull'individuazione di parametri diagnostici in grado di rilevare il possibile impatto delle PGM sulle comunità microbiche.

Il progetto ha riguardato le colture del frumento e del mais.

Piante di frumento duro della cultivar Ofanto geneticamente ingegnerizzate per resistere all'erbicida fosfinotricina e piante 'wild type' sono state oggetto della sperimentazione condotta presso l'azienda agricola dell'Istituto Sperimentale per la Cerealicoltura di Foggia, nell'area destinata all'emissione delle PGM.

Il campionamento del terreno è stato effettuato prima e dopo gli interventi con erbicida 'Basta' e in seguito all'interramento delle piante a fine ciclo colturale.

I parametri biochimici utilizzati sembrano rilevare soprattutto l'impatto dell'erbicida sulla biomassa microbica del suolo ed il suo metabolismo. Non si può escludere tuttavia che tale effetto nasconda quello possibile delle PGM.

Tuttavia, questi parametri descrivono il funzionamento complessivo della comunità microbica del suolo e non danno indicazioni sulla sua complessità. A questo proposito, lo studio di biodiversità microbica eseguito parallelamente dall'U.O. dell'Istituto Sperimentale per la Difesa del Suolo di Firenze (Responsabile Dott. Miclaus) è risultato complementare.

Per il mais è stato allestito un esperimento, in collaborazione con le altre Unità Operative, presso l'Università di Pisa, Dipartimento di Chimica e Biotecnologie Agrarie (Responsabile Prof. Nuti), su mais geneticamente modificato (Bt11 e Bt176) nel cui genoma è inserito il gene che codifica per una proteina (originariamente prodotta da 'Bacillus thuringiensis') con proprietà insetticide, e per controllo su mais 'wild type'. La prova si è articolata in più fasi: le piante sono state coltivate dapprima in graniglia sterile, poi trapiantate nel terreno, in vaso, ed infine sono stati sminuzzati ed interrati gli stocchi. L'U.O. dell'ISNP ha analizzato i campioni di terreno provenienti dalla seconda e terza fase della prova al fine di valutare l'efficienza metabolica delle comunità microbiche mediante misure della biomassa microbica totale e stima dell'attività respiratoria.

Per quanto riguarda la verifica dei parametri biochimici del suolo che ha ospitato mais Bt176 e Bt11 risulta che anche in questo caso la respirazione del terreno (Isermeyer, 1952) non si discosta da quella del controllo, mentre si rileva un valore maggiore della biomassa microbica (Vance et al., 1987) in corrispondenza di mais Bt, entrambe le linee transgeniche, rispetto al wild type, isogenico per il Bt11 (fig. 3). Questi dati potranno essere commentati solo congiuntamente a quelli delle altre UU.OO. che hanno rispettivamente analizzato evenness e richness mediante tecniche molecolari e l'infezione micorrizica.

Ancora una volta viene confermata l'esigenza di non limitarsi all'analisi di un solo parametro, bensì di basarsi su più parametri nella valutazione della qualità di un suolo o anche degli effetti che pressioni antropiche di varia natura possono esercitare su di essa.

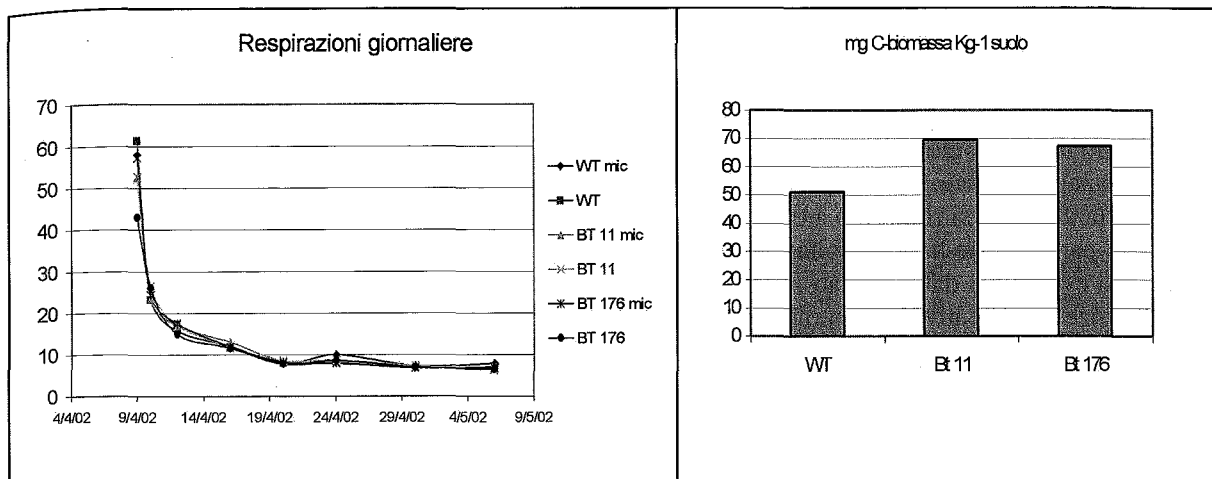


Figura 3. Respirazione del terreno e biomassa microbica del terreno che ha ospitato mais Bt

A partire dall'anno 2002 l'ISNP coordina un progetto finalizzato con durata triennale finanziato dal MiPAF su "Metodi innovativi per la tracciabilità di OGM per la tutela della biosicurezza e della sicurezza ambientale" (MISA).

Il progetto prende in considerazione il delicato aspetto della tracciabilità di organismi geneticamente modificati ed inquinanti genici sia negli alimenti che nel suolo per la sicurezza della salute umana, animale e dell'ambiente. In particolare verrà considerato il possibile inquinamento del suolo e conseguentemente degli alimenti a causa sia della coltivazione di piante transgeniche che dell'utilizzo di biomasse organiche di rifiuto e di scarto biostabilizzate o non per la fertilizzazione.

Il progetto è finalizzato alla messa a punto di metodi di analisi atti ad individuare transgeni nell'ambiente, nei fertilizzanti, negli alimenti. Persistenza dei transgeni nel suolo e potere inquinante sono valutati parallelamente. In particolare viene studiato il possibile trasferimento genico diretto. Viene inoltre valutato l'impatto della presenza di OGM sulla ecofisiologia della popolazione microbica del suolo e sulla biodiversità.

Parallelamente al MISA a partire da gennaio 2002 è stato intrapreso un programma triennale di monitoraggio dell'impatto diretto e differito di colture geneticamente modificate sull'ambiente suolo, finanziato e promosso dalla Regione Lazio (Servizio Fitosanitario e Tutela delle Risorse Genetiche).

Sul territorio della Regione Lazio (17.203 kmq) hanno insistito 23 campi sperimentali di piante geneticamente modificate autorizzati ai sensi della direttiva 90/220/CEE, 10 dei quali sono tuttora presenti.

UU.OO. partecipanti al progetto MISA:

ISNP - Roma (Responsabile U.O. e coordinatore del Progetto Dott.ssa Anna Benedetti)

Valutazione ecofisiologica dell'impatto di OGM sulla biodiversità microbica del suolo.

Univ. Firenze - Dip.to di Chimica (Responsabile U.O. Prof. Marco Mascini)

Sviluppo di biosensori e di procedimenti analitici per la valutazione di organismi geneticamente modificati (OGM) in matrici relative al settore agricolo e forestale.

Univ. Firenze - Dip.to di Biologia Animale e Genetica (Responsabile U.O. Prof. Enzo Gallori)

Valutazione degli effetti ecologico-sanitari legati all'impiego di organismi geneticamente ingegnerizzati in agricoltura.

Ist. Sperim. Studio e Difesa del Suolo - Firenze (Responsabile U.O. Dott. Nerino Miclaus)

Analisi della biodiversità eubatterica nella rizosfera di agroecosistemi trattati con residui biologici inquinanti.

Univ. Firenze - Dip.to di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta (Responsabile U.O. Prof. Paolo Nannipieri)

Uso di miceli fungini, provenienti dalla produzione industriale di antibiotici, come fertilizzanti: destino del DNA fungino nel suolo ed effetto sulla composizione della microflora del suolo.

Associazione "Verdi Ambiente e Società" (VAS) - Roma (Responsabile U.O. Prof. Claudio Malagoli)

Impatto socio-economico degli OGM per scopi alimentari.

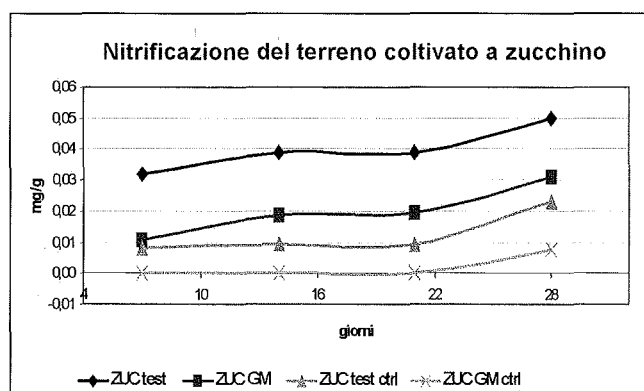
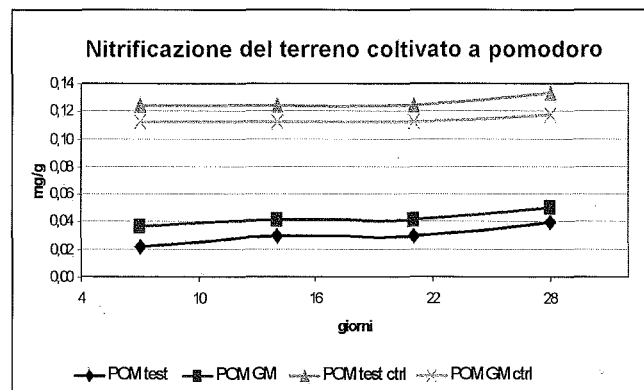
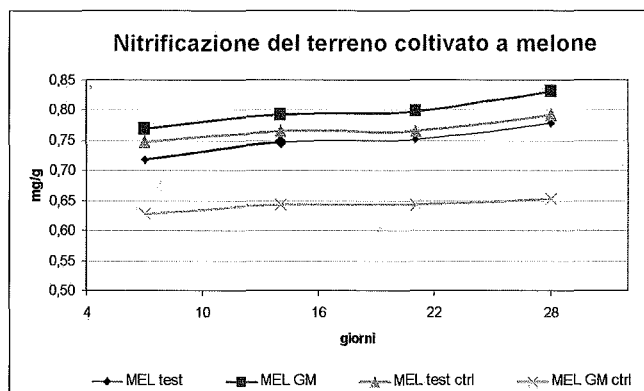
Le 27 sperimentazioni effettuate nella Regione Lazio possono costituire una buona rappresentazione della realtà italiana; in queste sperimentazioni, condotte per la maggior parte da enti di ricerca pubblici o con la loro partecipazione (22/27) sono presenti le piante trasformate con le modificazioni più ricorrenti in Italia: tolleranza al glufosinato, tolleranza al glifosato, tolleranza alla kanamicina, tossina Bt, geni per la resistenza a virus, a funghi, geni rol, geni omeotici, geni di vie metaboliche ecc..

Su tutti i siti nel corso del triennio verranno intrapresi per primi i controlli sul "riciclaggio dell'azoto e del carbonio" al fine di verificarne l'efficacia, poiché unici parametri richiesti della normativa 18/2001. Pertanto saranno effettuate misure respirometriche, dosaggio della biomassa microbica e parametri dell'umificazione della sostanza organica (riciclaggio del carbonio), nonché misure del potere nitrificante del terreno (riciclaggio dell'azoto). Inoltre verranno effettuate analisi ecofisiologiche mediante la tecnica Biolog ed analisi molecolari mediante PCR e DGGE.

Nella tabella 2 si riportano a titolo esemplificativo alcuni risultati derivanti dal confronto operato tra campioni di suolo di parcelle che hanno ospitato colture GM e parcelle di controllo relativamente ai parametri dell'umificazione. Come si evince dai dati riportati in tabella 2 e dalle curve di respirazione e nitrificazione (fig. 4) non si sono registrate differenze significative tra i suoli che hanno ospitato PGM e i suoli di controllo; solo nel caso dello zucchini il trend mostra un piccolo decremento nel processo di umificazione nelle parcelle GM rispetto al testimone. Le analisi molecolari ed ecofisiologiche sono attualmente in corso.

L'analisi del processo di nitrificazione (Benedetti, 1983), quale indicatore biochimico del riciclaggio dell'azoto, nel caso del terreno che ha ospitato nel 1999 la coltura di melone partenocarpico (fig. 4) mostra una percentuale elevatissima che si deve attribuire a fertilizzazioni azotate eccessive che l'analisi chimica ha confermato.

Potere nitrificante



Respirazione

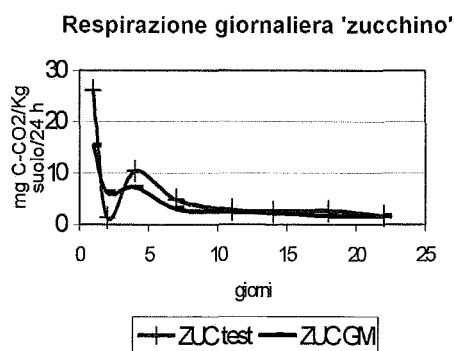
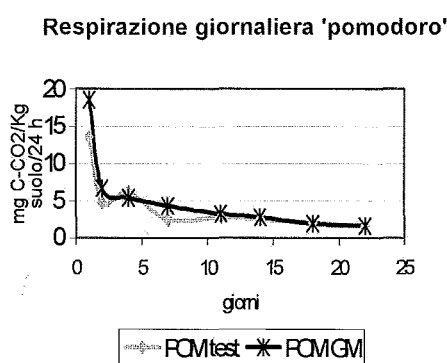
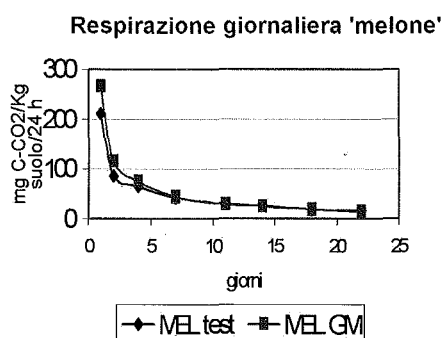


Figura 4. Alcuni risultati sul riciclaggio del carbonio e dell'azoto in suoli sottoposti a colture GM

Nel caso del terreno che ha ospitato (1997-98) la prova di pomodoro transgenico, in termini di potenzialità nitrificante si ha un risultato del tutto negativo, senza distinzione per il terreno di PGM o piante testimoni, poiché l'aggiunta di azoto sotto forma ammoniacale prevista dal test di nitrificazione ha svolto un'azione acidificante in questo terreno a reazione subacida inibendo la nitrificazione, eccetto che nei controlli dove l'aggiunta di substrato non è prevista. Nella prova relativa allo zucchini (anno di emissione: 1997) si è riscontrato lo stesso problema in misura ridotta. Tuttavia sembrerebbe che il potenziale nitrificante, sebbene ridotto, sia maggiore nel testimone rispetto al GM. Inoltre in questi ultimi due terreni l'analisi dell'attività respiratoria ha evidenziato una bassa intensità che, combinata ad una scarsa biomassa microbica, indica per essi una ridotta fertilità biologica.

Tabella 2. Parametri dell'umificazione di suoli sottoposti a colture GM

	TOC	TEC	HA+FA	NH	DH	HR	HI
	%	%	%	%	%	%	
MEL test	10,92	3,77	2,99	0,78	79,36	27,42	0,26
MEL GM	11,29	3,89	3,00	0,89	77,10	26,57	0,30
POM test	1,27	0,48	0,35	0,13	73,01	27,50	0,37
POM GM	1,33	0,43	0,34	0,09	78,75	25,29	0,27
ZUC test	1,05	0,33	0,30	0,03	90,92	28,62	0,10
ZUC GM	0,99	0,22	0,19	0,03	86,66	19,28	0,15

Conclusioni

A causa dell'esiguità dei dati disponibili sugli impatti delle colture geneticamente modificate sul suolo, risulta essenziale auspicare un'intensificazione delle ricerche e del monitoraggio nel tempo. Pur considerando che i possibili impatti degli OGM sul suolo vadano valutati caso per caso ed in particolare per quanto concerne gli effetti imputabili ai transgeni introdotti, è comunque necessario sviluppare anche degli indicatori generali di qualità del suolo utilizzabili a tal fine. Da quanto risulta dai dati riportati nella tabella 1 dove sono state riassunte le modificazioni relative alle 27 notifiche attuate nell'ultimo decennio nel Lazio, si è tentato di ipotizzare un possibile impatto sulla qualità del suolo e sulla sua biodiversità; per alcune non si hanno informazioni sull'impatto sul suolo nemmeno a livello bibliografico, pertanto ancora una volta si denota la mancanza di evidenze sperimentali.

Gli indicatori suggeriti dalla Dir.18/2001 sembrano in linea orientativa non essere sufficienti in quanto suscettibili alle fluttuazioni dovute alle variazioni climatiche e delle pratiche colturali. Per valutare l'impatto delle PGM sul suolo è necessario, ancora di più rispetto alle altre problematiche, affrontare la valutazione del rischio attraverso più parametri di tipo sia biochimico che molecolare ed ecofisiologico.

Bibliografia

- ASCHER J., CECCHERINI M.T., NANNIPIERI P., PIETRAMELLARA G., 2002. Adsorption and binding of dirty DNA on Ca²⁺ homoionic montmorillonite and kaolinite. Symposium on The impact of GMOs: Soil Microbiology and Nutrient Dynamics (Book of abstracts) 3-6 Nov. 2002. Vienna, Austria.
- BENEDETTI A., 1983. Fertilità biologica del terreno e concimi ad azoto lento. Annali dell'Istituto. Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Roma Vol. XII - Anno 1983-1984 Pubblicazione n.3, pp 1-14.
- BRUINSMA, M., KOWALCHUK, G.A., VAN VEEN G.A., 2002. Effects of genetically modified plants on soil ecosystems. Ponsen and Looyen BV, Wageningen.
- CECCHERINI M.T., VAN VAN TRAN, VOGEL TIMOTHY M., NANNIPIERI P., PIETRAMELLARA G., SIMONET P., 2002. Kinetics of degradation in transgenic plant leaves in the residuesphere. Symposium on The impact of GMOs: Soil Microbiology and Nutrient Dynamics (Book of abstracts) 3-6 Nov. 2002. Vienna, Austria.
- DONEGAN, K.K., PALM, C.J., FIELAND, V.J., PORTEOUS, L.A., GANIO, L.M., SCHALLER, D.L., BUCAO, L.Q., SEIDLER, R.J., 1995. Changes in levels species and DNA fingerprints of soil microorganisms associated with cotton expressing the Bacillus thuringiensis var. kurstaki endotoxin. Applied Soil Ecology 2: 11-124.
- ELSAS J.D. VAN, 2002. Horizontal gene transfer in the rhizosphere: ecological and evolutionary significance. Symposium on The impact of GMOs: Soil Microbiology and Nutrient Dynamics (Book of abstracts) 3-6 Nov. 2002. Vienna, Austria.
- FRANCHI M., BOGANI P., NARDI M., PILLI E., GALLORI E., 2002. Persistence of transgenic plant DNA in italian agricultural soils. Symposium on The impact of GMOs: Soil Microbiology and Nutrient Dynamics (Book of abstracts) 3-6 Nov. 2002. Vienna, Austria.
- GEBHARD F., SMALLA K., 1999. Monitoring field releases of genetically modified sugar beets for persistence of transgenic plant DNA and horizontal gene transfer. FEMS Microbiology Ecology 28: 261-272.
- HOPKINS D.W., WEBSTER E.A., CHUDEK J.A., HALPIN C., 2001. Decomposition in soil of tobacco plants with genetic modifications to lignin biosynthesis. Soil Biology and Biochemistry 33: 1455-1462.
- ISERMEYER H., 1952. Eine Einfache Methode sur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. Z Pflanzenaernah Bodenk 56, 6-38.
- LOTTMANN J., HEUER H., SMALLA K., BERG G., 1999. Influence of transgenic T4-lysozyme-producing potato plants on potentially beneficial plant-asso-

ciated bacteria. *FEMS Microbiology Ecology* 29: 365-377.

MiPAF - Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, 2000. *Metodi di analisi chimica del suolo*. Franco Angeli Ed, Milano.

SAXENA D., STOTZKY G., 2001. *Bacillus thuringiensis* (Bt) toxin released from root exudates and biomass of Bt corn has no apparent effect on earthworms, nematodes, protozoa, bacteria, and fungi in soil. *Soil. Biol. Biochem.* 33: 1225-1230.

SAXENA D., FLORES S. & STOTZKY G., 1999. Insecticidal toxin in root exudates from Bt corn. *Nature*, 402: 480.®

SICILIANO S.D., GERMIDA J.J., 1999. Taxonomic diversity of bacteria associated with the roots of field-grown transgenic *Brassica napus* cv Quest, compared to the non-transgenic *B. napus* cv. Excel and *B. rapa* cv. Parkland. *FEMS Microbiology Ecology* 29: 263-272.

SIMONET P., VOGEL TIMOTHY M., 2002. Sorption and movement of DNA in the subsurface. Symposium on The impact of GMOs: Soil Microbiology and Nutrient Dynamics (Book of abstracts) 3-6 Nov. 2002. Vienna, Austria.

SPRINGER U., KLEE J., 1954. Profung der leistungsfuhagkeit von einigen wichtgerenverfahren zur Bestimmung des Kohlemstoffs mittels Chromschwefelsaure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z.Pflanzenernahr. Dang. Bodenk*, 64, 1.

STOTZKY G., 2000. Persistence and biological activity in soil of insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis* and of bacterial DNA boind on clays and humic acids. *J. Environ. Qual.* 29: 691-705.

VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S., 1987. An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biol & Biochem* 19, 703-707.

WACKERNAGEL W., 2002. Horizontal gene transfer among microorganisms. Symposium on The impact of GMOs: Soil Microbiology and Nutrient Dynamics (Book of abstracts) 3-6 Nov. 2002. Vienna, Austria.

RISPOSTA DELLA COMUNITÀ MICROBICA AZOTOFISSATRICE A DIFFERENTI PRATICHE AGRICOLE UTILIZZATE IN UN MANDORLETO

M. Castaldini¹, D. De Giorgio², A. Fabiani¹, F. Santomassimo¹, S. Landi¹, D. Lami¹, N. Miclaus¹

¹ Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - P.za D'Azeglio 30, 50121 Firenze

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

Abstract

The objective of this research was to study long time effects of different cultural practices on the diversity of free-living nitrogen-fixing bacteria growing in soil cultivated with almond trees. The DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) analysis of total eubacterial population, performed on the 16S rDNA amplified from DNA directly extracted from soil, did not point out any difference between the plots, notwithstanding the different tillage practices and weed control; all the five plots showed quite the same electrophoretical pattern as indicated by the cluster analysis (Unweighted Pair Group Mathematical Average - UPGMA). Also the DGGE analysis of the free-living nitrogen fixing bacteria performed on the functional gene *nifH* evidenced very similar patterns for all the plots considered.

The same molecular analysis performed on DNA extracted from N_2 -fixing bacteria harvested on selective medium allowed to evidence differences among the tillage and no tillage plots both at 16S rDNA and at *nifH* gene level. In particular, the UPGMA analysis showed that there were different levels of similarity of the nitrogen fixing bacteria in terms of richness (different number of bands, i.e. different number of species); in fact the similarity between the three plots with no tillage [no-tillage with chemical control, pre-emergence weeding (A), no-tillage with chemical drying with mulching of weeds (B), no-tillage with weeds cutting and green mulching surface effects (C)], was always lower than that among the two conservation tillage [minimum tillage with green manure of broadbean (D) and conventional soil tillage (E)]. We also sequenced the most representative band for each DGGE pattern of 16S rDNA of cultured free-living nitrogen-fixing bacteria in order to identify the species present; we retrieved sequences that were phylogenetically close to *Rahnella* spp. (A), *Herbaspirillum* spp. or *Agrobacterium* spp. (B), *Enterobacter* spp. or *Pantoea* spp. (C), *Variovorax* spp. (D), *Pseudomonas* spp. (E). The sequences obtained from a band of pattern E and common to all treatments was phylogenetically close to the 16S rDNA sequence of some strains belonging to *Pseudomonas amygdali* subgroup, a species causing hyperplastic canker in almond trees. This fact could indicate a substantial presence of members of this subgroup in the composition of the microbial community, not dependent from the used cultural practices.

Moreover, the results suggest that the study of the effects of tillage practices on the soil microflora performed with molecular tools cannot avoid a polyphasic approach.

Key words: N_2 -fixing bacteria, 16S rDNA, DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis), *nifH* gene, soil tillage, weeds control, almond tree.

Riassunto

L'obiettivo della ricerca è quello di studiare gli effetti a lungo termine di differenti pratiche colturali sulla diversità dei batteri azotofissatori liberi presenti in un suolo sottoposto a coltura arborea di mandorlo. L'analisi DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) della popolazione eubatterica totale, svolta sul 16S rDNA amplificato dal DNA estratto direttamente dal suolo, non mostra nessuna differenza tra le parcelle, nonostante le diverse pratiche di aratura e di controllo degli infestanti; le cinque parcelle infatti mostrano lo stesso profilo elettroforetico come risulta dall'analisi dei cluster UPGMA (Unweighted Pair Group Mathematical Average). Anche l'analisi DGGE degli azotofissatori liberi, svolta sul gene funzionale *nifH*, evidenzia profili molto simili per tutte le parcelle considerate. Invece, la stessa analisi molecolare eseguita sul DNA estratto dai batteri azotofissatori isolati su mezzo selettivo consente di mettere in evidenza differenze tra le parcelle arate e non arate, sia a livello del 16S rDNA che del gene *nifH*. In particolare, l'analisi UPGMA indica che ci sono differenti livelli di similarità tra gli azotofissatori in termini di richness (differente numero di bande, i.e. differente numero di specie); infatti la similarità tra le tre parcelle senza aratura ['no tillage' con controllo chimico delle infestanti in pre-emergenza (A); 'no tillage' e utilizzo del dissecante chimico sulla flora infestante con pacciamatura vegetale (B); 'no tillage' e sfalcio della flora avventizia con pacciamatura vegetale (C)], è sempre minore di quella relativa alle due pratiche conservative ['minimum tillage' con sovescio di favino (D); 'tillage' convenzionale (E)]. La banda più rappresentativa di ciascun profilo del 16S rDNA degli azotofissatori coltivabili è stata sequenziata al fine di identificare le specie presenti; le sequenze identificate sono filogeneticamente vicine a *Rahnella* spp. per (A), *Herbaspirillum* spp. o *Agrobacterium* spp. per (B), *Enterobacter* spp. o *Pantoea* spp. per (C), *Variovorax* spp. per (D), *Pseudomonas* spp. per (E). Inoltre la sequenza ottenuta da una banda del pattern E e comune a tutti i trattamenti, si è dimostrata filogeneticamente vicina alla sequenza 16S rDNA di alcuni ceppi appartenenti al sottogruppo di *Pseudomonas amygdali*, una specie che causa un cancro iperplastico nel mandorlo. Questa circostanza potrebbe indicare una presenza sostanziale dei membri di questo gruppo nella composizione della comunità microbica indipendentemente dalle pratiche colturali applicate. Infine, i risultati suggeriscono che lo studio degli effetti delle pratiche agricole sulla microflora del suolo, svolte con metodi molecolari, non possono prescindere da un approccio polifasico.

Parole chiave: batteri azotofissatori, 16S rDNA, DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis), gene *nifH*, mandorlo.

Introduzione

Nell'agricoltura moderna le differenti pratiche agricole e l'uso dei pesticidi hanno un impatto sulle attività microbiche, sulla diversità genetica e possono essere causa di inquinamento ambientale e possibile deterioramento della struttura del suolo, come riscontrato da Pagliai et al. (1998). Per valutare l'effetto potenziale di differenti condizioni colturali applicate nella coltivazione del mandorlo, l'attenzione è stata indirizzata sui microrganismi diazotrofi liberi che sono utili indicatori degli effetti collaterali delle varie pratiche agricole sull'ambiente (Micaus et al., 1992). Gli effetti dei differenti trattamenti sulla comunità batterica del suolo e sui batteri azotofissatori liberi, sono stati determinati mediante alcune analisi molecolari, ampiamente applicate in studi ambientali (Muyzer et al., 1998): estrazione diretta del DNA dal suolo e da batteri azotofissatori liberi coltivabili, analisi DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) del 16S rDNA e del gene *nifH*, relativa analisi statistica, clonaggio e sequenziamento di bande del 16S rDNA derivanti dai profili elettroforetici DGGE.

Materiali e metodi

Campionamento del suolo. L'area sperimentale è situata nell'Italia del Sud vicino a Bari (41° 02' 30" lat. Nord e 4° 18' 20" long Est) a 126 m s.l.; il clima è classificato come meso-termo Mediterraneo accentuato con un indice xero-termico di 75-100 giorni; le medie mensili delle temperature dell'aria variano da 7-8° C durante l'inverno a 20-30°C (con picchi di 35-40°C) in estate. Il campo sperimentale si estende su una superficie sostanzialmente piana e con uno strato arabile di 25-30 cm di un suolo rosso principalmente limoso su roccia calcarea compatta del cretaceo ("Ruphyc-lithic" soil, denominato Rodoxeralf in accordo con la USDA Soil Taxonomy Classification). A partire dal 1967-68 l'area è stata utilizzata per la conservazione del germoplasma del mandorlo. Nel 1976 è stata impostata una sperimentazione a blocchi randomizzati con cinque ripetizioni (le singole parcelle contengono tre alberi di mandorlo varietà "Filippo Ceo" distanziati di 7x7 m) e sottoposti ai seguenti trattamenti:

- A) 'no-tillage' e diserbo premergenza
- B) 'no-tillage' e utilizzo del disseccante chimico sulla flora infestante con pacciamatura vegetale;
- C) 'no-tillage' e sfalcio della flora avventizia con pacciamatura vegetale;
- D) 'minimum tillage' con sovescio di favino;
- E) lavorazione convenzionale.

I campioni di suolo sono stati prelevati ad una profondità di 0-20 cm, vagliati a 2 mm e conservati a -20°C fino allo svolgimento delle analisi molecolari. Per l'isolamento dei batteri azotofissatori liberi il suolo vagliato è stato mantenuto a 4°C.

Isolamento di batteri azotofissatori coltivabili. Per ogni trattamento è stata piastrata su mezzo selettivo di Burk (1930) la diluizione 10^{-3} di una sospensione di suolo in acqua. Dopo cinque giorni di incubazione a 30°C tutte le colonie sono state raccolte e sospese in una soluzione fisiologica salina e centrifugate a 5000 rpm per 5 min.. Il pellet è stato congelato a -20°C.

Estrazione del DNA. Il DNA è stato estratto direttamente da 0,4 g di suolo usando il "Fast DNA Spin Kit for Soil" seguendo le istruzioni del produttore (Bio 101). Il DNA dei batteri azotofissatori coltivabili è stato estratto secondo il metodo di Ausbel et al., (1987).

Analisi DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) della comunità eubatterica. La regione V6-V8 del 16S rDNA è stata amplificata con i primer GC 986f e UNI 1401r, nelle condizioni descritte da Felske et al. (1998). L'elettroforesi è stata eseguita su un gel di poliaccrilammide al 6% (Acrylamide/Bis 37,5:1) in condizioni denaturanti (7M Urea, 40% Formammide) con un gradiente da 42 a 58%; la corsa del gel è avvenuta in tampone 1X TAE a 75V per 16 h ad una temperatura di 60°C utilizzando il D-code System (BioRad) ed il gel è stato colorato con SYBR® Green I.

Analisi DGGE della comunità batterica azotofissatrice. Un frammento del gene *nifH* è stato amplificato nelle condizioni descritte da Widmer et al. (1999) con le seguenti modifiche: per la seconda amplificazione è stato usato un primer reverse con un GC clamp per ottenere amplificati per l'analisi DGGE. I prodotti di amplificazione sono stati caricati su un gel al 6% di poliaccrilammide e con le stesse condizioni denaturanti usate nell'analisi della comunità eubatterica, ma con un gradiente denaturante dal 40 al 60%.

Costruzione del dendrogramma e determinazione della diversità batterica. I profili DGGE di ciascuna parcella sono stati utilizzati per determinare la similarità delle popolazioni nei differenti suoli con la comparazione della presenza-assenza di bande nei differenti campioni mediante il Diversity Database Software (BioRad). Una matrice contenente valori di similarità è stata fatta mediante il "Dice coefficient" questa matrice viene impiegata per costruire un dendrogramma secondo l'analisi cluster UPGMA (Unweighted Pair Group Mathematical Average).

Clonaggio e analisi delle sequenze. È stata prelevata una banda esclusiva per ciascun profilo del 16S DGGE dei batteri coltivabili azotofissatori, isolati dal mezzo selettivo Burk e clonati con il "Topo TA Cloning Kit for

Sequencing' (Invitrogen) avendo avuto cura di verificare l'unicità della banda con una seconda corsa DGGE. Per ciascuna banda clonata si sono raccolti 50 trasformanti e dopo l'estrazione del plasmide sono stati sequenziati da 4 a 6 inserti. Infine è stata utilizzato il programma 'Sequence Match' versione 2.7 del RDP II per controllare il livello di similarità con le sequenze presenti nel RDP database e il programma 'Phylip' per generare un albero filogenetico utilizzando il 'Neighbor Joining Method' (Cole et al., 2003).

Risultati e discussione

L'analisi DGGE del DNA direttamente estratto dal 'bulk soil' non mostra differenze tra i cinque diversi trattamenti sia in termini del 16S rDNA della microflora eubatterica totale (fig. 1A, lettere maiuscole) che in termini del gene *nifH* dei batteri azotofissatori (fig. 1B, lettere maiuscole).

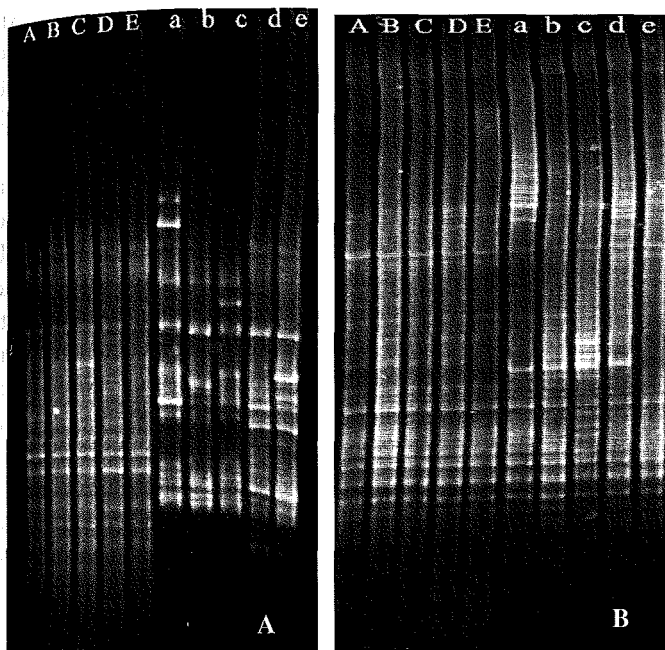


Figura 1A. Profili DGGE della regione V6-V8 del 16S rDNA eubatterico amplificato a partire da DNA estratto dal 'bulk soil' (lettere maiuscole) e del 16S rDNA degli azotofissatori liberi coltivabili (lettere minuscole) delle cinque parcelle;
Figura 1B. Profili DGGE di un frammento del gene *nifH* amplificato a partire dal 'bulk soil' (lettere maiuscole) e dai batteri azotofissatori liberi coltivabili (lettere minuscole) delle cinque parcelle

Invece la frazione coltivabile dei batteri raccolti da mezzo selettivo, mostra profili differenti sia per il 16S rDNA (fig. 1A, lettere minuscole) che per il frammento *nifH* (fig. 1B, lettere minuscole).

L'analisi UPGMA dei profili DGGE (fig. 2 A e B) riunisce nello stesso cluster le parcelle D ed E, soggette ad aratura, per entrambi i frammenti di DNA amplificati. Tra le parcelle A, B e C, non soggette ad aratura, la parcella A non si raggruppa con alcuna delle altre parcelle e questo potrebbe essere dovuto agli effetti degli erbicidi utilizzati nel controllo degli infestanti.

Dai profili DGGE del 16S rDNA è stata clonata una banda rappresentativa per ciascun profilo e, dopo la verifica dell'unicità della banda, sono stati sequenziati 4-6 inserti di ciascun evento. Le sequenze ricavate sono state confrontate con quelle del 'RDP II Database', per acquisire informazioni sull'identità delle sequenze clonate. L'albero filogenetico ottenuto (fig. 3) mostra la diversità delle sequenze ottenute, imputabili probabilmente alle differenti pratiche colturali, e l'omogeneità delle sequenze clonate, almeno per A, C, D, ed E che si raggruppano molto vicino. È interessante notare che la sequenza della banda E, l'unica presente in tutti gli altri profili, si raggruppa molto vicino al ceppo DhA-51 e al ceppo S2 che appartiene al sottogruppo *Pseudomonas amygdali*, una specie batterica che insieme con *Agrobacterium tumefaciens* (trattamento B) causa il cancro iperplastico e galle rispettivamente.

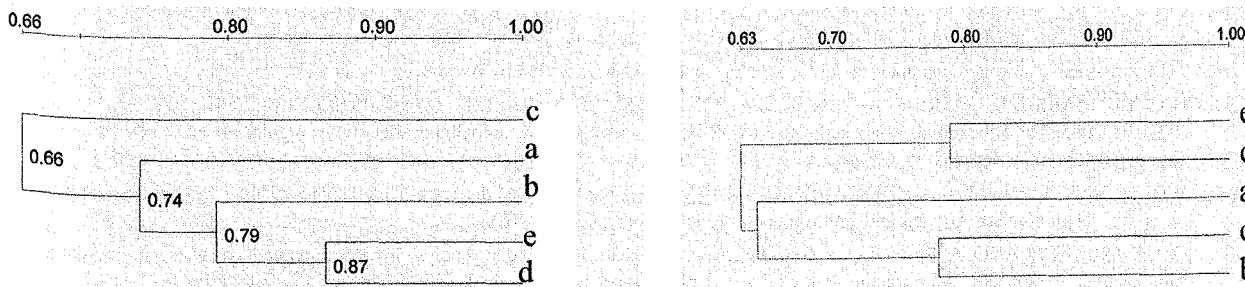


Figura 2. Dendrogrammi UPGMA dei profili DGGE del 16S rDNA (A) e del gene *nifH* (B) di batteri azotofissatori liberi isolati dalle parcelle soggette a differenti pratiche colturali

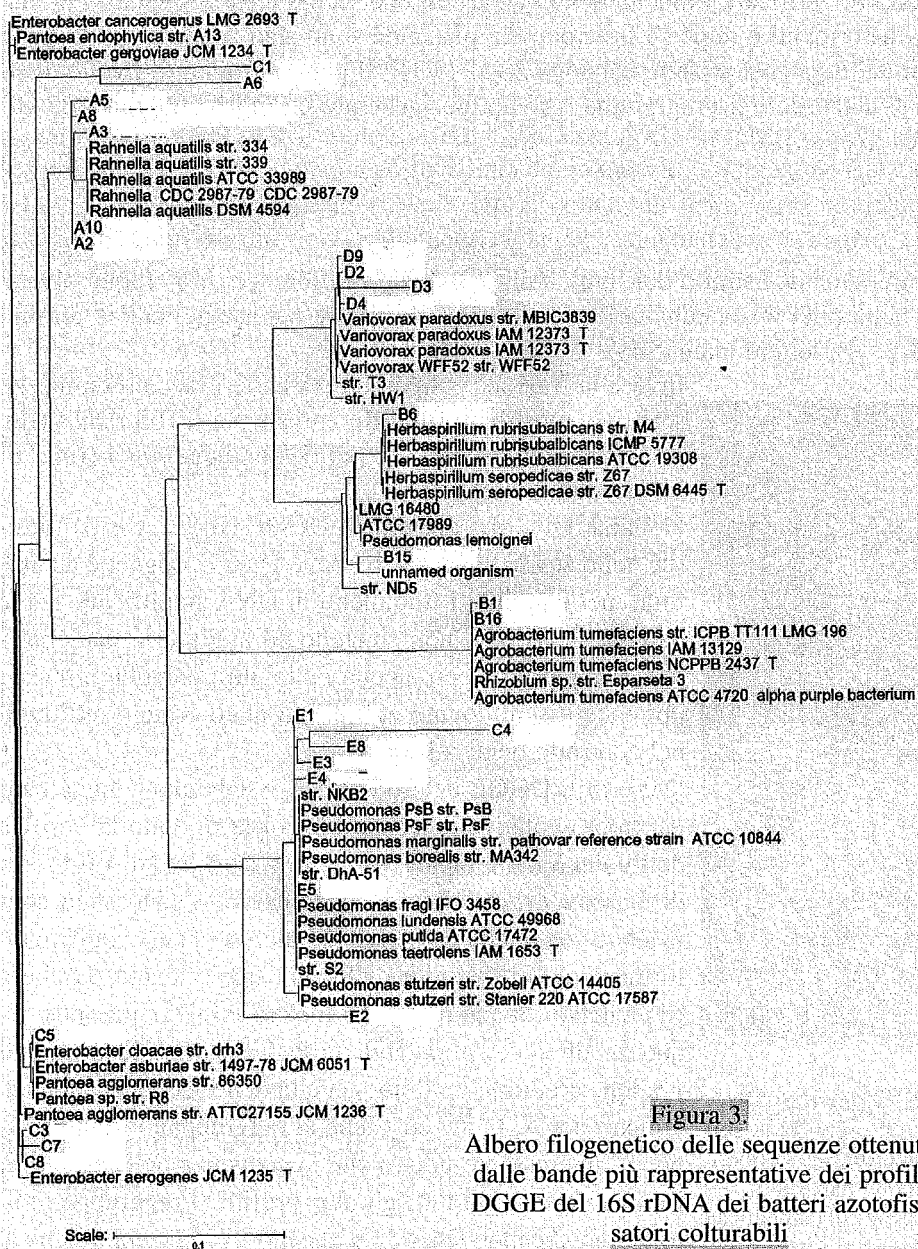


Figura 3.
 Albero filogenetico delle sequenze ottenute dalle bande più rappresentative dei profili DGGE del 16S rDNA dei batteri azotofissatori coltivabili

I differenti trattamenti utilizzati nella coltivazione del mandorlo non sembrano causare rilevanti effetti sulla microflora eubatterica almeno quando investigata con i descritti metodi molecolari. Questa valutazione è il risultato sia dell'analisi del 16S rDNA che del gene *nifH* derivanti dall'amplificazione del DNA direttamente estratto dal suolo. Comunque l'analisi della microflora azotofissatrice coltivabile, utilizzando gli stessi protocolli sperimentali, evidenzia differenze tra i trattamenti, particolarmente imputabili alle differenti pratiche di aratura e all'uso di pesticidi. Infatti il trattamento A non si raggruppa mai con gli altri trattamenti, mentre il trattamento D ed E, che prevedono arature, si raggruppano sempre insieme. Il risultato relativo alle sequenze ottenute dalla banda del profilo E, comune a tutti i trattamenti, e filogeneticamente vicina alla sequenza del 16S rDNA di alcuni ceppi riferibili al sottogruppo *Pseudomonas amygdali*, potrebbe indicare una presenza sostanziale dei membri di questo gruppo nella composizione della comunità microbica indipendentemente dalle pratiche colturali applicate. Inoltre, i risultati suggeriscono che lo studio degli effetti delle pratiche agricole sulla microflora del suolo, svolte con metodi molecolari, non possono prescindere da un approccio polifasico che includa metodi tradizionali, al fine di acquisire informazioni sulla diversità funzionale genetica della comunità batterica del suolo.

Bibliografia

- AUSBEL F.M., R. BRENT, R.E. KINGSTONE, D.D. MOORE, J.G. SEIDMAN, J.A. SMITH, K. STRUHL, 1987. Preparation of genomic DNA from bacteria. Current Protocols in Molecular Biology chapter 2.4, Greene Publishing Associates and Wiley-Interscience.
- BURK, D., 1930. The influence of nitrogen gas upon the organic catalysis of nitrogen fixation by Azotobacter, Journal of Physics and Chemistry, 34, 1174-1194.
- COLE J.R., B. CHAI, T.L. MARSH, R.J. FARRIS, KU WANG, S.A. KULAM, S. CHANDRA, D.M. MCGARRELL, T.M. SCHMIDT, G.M. GARRITY, G. M. TIEDJE, 2003. The Ribosomal Database Project (RDP-II): previewing a new autoaligner that allows regular updates and new prokaryotic taxonomy, Nucleic Acid Research, 31(1), 442-443.
- FELSKE, A., A. WOLTERINK, L. VAN LIS AND A.D.L. AKKERMANS, 1998. Phylogeny of the main bacterial 16S rRNA sequences in Drentse A grassland soils (The Netherlands), Applied and Environmental Microbiology, 64, 871-879.
- MICLAUS N., C. VANNINI, G. CELANO, A. PICCOLO, S. SIMONCINI, 1992. Evidence of reduced poly- β -hydroxybutyrate biosynthesis in free-living nitrogen-fixing bacteria, Azotobacter chroococcum, following acquired resistance to the fungicide captan, The Science of Total Environment, 123/124, 361-375.
- MUYZER G., T. BRINKHOFF, U. NÜBEL, C. SANTEGOEDS, H. SCHÄEFER AND C. WAWER, 1998. Denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified 16S rDNA - A new molecular approach to analyse the genetic diversity of mixed microbial communities, Molecular Microbial Ecology Manual, section 3.4.4, 1-27, Kluwer Academic Publishers.
- PAGLIAI M., S. ROUSSEVA, N. VIGNOZZI, C. PIOVANELLI, S. PELLEGRINI, N. MICLAUS, 1998. Tillage impact on soil quality. I. Soil porosity and related physical properties, Italian Journal of Agronomy, 2(1), 11-20.
- WIDMER F., B.T. SHAFFER, L.A. PROTEOUS, R.J. SEIDLER, 1999. Analysis of *nifH* gene pool complexity in soil and litter at a Douglas fire forest site in the Oregon cascade mountain range, Applied and Environmental Microbiology, 65, 374-380.

IL RUOLO DEI LOMBRICHI (*EISENIA FOETIDA*) NELLA BIOREMEDIATION DI UN SUOLO CONTAMINATO DA IDROCARBURI

B. Ceccanti ¹, C. Garcia ², G. Masciandaro ¹, C. Macci ¹, A. Carmignani ¹, A. Filareto ¹

¹ CNR-Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (ISE) – Sezione di Chimica del Suolo
Area della Ricerca, Via Moruzzi, 1 – 56124 Pisa

² CSIC-Centro de Edafologia y Biología Aplicada del Segura, Campus de Espinardo – Murcia (Spagna)

Abstract

A soil polluted by hydrocarbons has been subjected to experiments of bioremediation adding mineral nutrients, a mixture of microorganism-enzymes-nutrients, compost alone and with earthworms (*Eisenia fetida*) like bioremediation agents. This earthworm species has been selected due to their high efficiency in the organic matter rich soils. The roles of the earthworms are to assure the continuous mixing of the soil and the proliferation of the indigenous microorganisms; in addition, the earthworm casting increases the microbiological and biochemical activity of soil.

The study showed an intense microbiological activity in the first 20 days of incubation, with a tendency to stabilization at the end of the experiment. It was possible to evidence two phases: the first characterized by an intense metabolism and the second mainly characterised by degradation processes of organic substances included the hydrocarbons. Highest reduction of hydrocarbons has been found in the treatments with compost, in particular with earthworms that have also contributed to regulate the biochemical equilibriums of the soil.

Riassunto

Un suolo inquinato da idrocarburi è stato sottoposto ad esperimenti di bioremediation aggiungendo nutrienti minerali, una miscela microrganismi-enzimi-nutrienti, compost da solo e in presenza di lombrichi adulti (*Eisenia fetida*) come agenti di bioremediation. Questa specie animale è stata selezionata perché mostra la sua massima efficienza nel terreno, quando è in presenza di sostanza organica. Il compito dei lombrichi è quello di assicurare il rivoltamento continuo del terreno e la proliferazione microbica autoctona nel suolo, alla quale si unisce il potenziale microbiologico e biochimico del casting del lombrico.

Lo studio ha mostrato un'intensa attività microbiologica i primi 20 giorni di incubazione, con una tendenza alla stabilizzazione alla fine del processo. E' stato possibile, quindi, evidenziare una fase caratterizzata da un metabolismo più intenso che predispone il sistema biologico ad una fase successiva in cui si degrada maggiormente la sostanza organica compresi gli idrocarburi. L'abbattimento degli idrocarburi è risultato maggiore nei trattamenti con compost e soprattutto in presenza di lombrichi, i quali hanno anche contribuito a regolare gli equilibri biochimici del suolo.

Parole chiave: Bioremediation, lombrichi, qualità del suolo

Introduzione

La bioremediation di un suolo inquinato da idrocarburi prevede l'utilizzo di tecnologie specifiche ed eco-compatibili che assicurano la degradazione dell'inquinante e, allo stesso tempo, la conservazione delle proprietà biofisiche e funzionali dell'ecosistema. Alcune di queste tecnologie consistono nell'applicazione di microrganismi specifici (bioaugmentation), e/o nella stimolazione dei microrganismi autoctoni (biostimulation). In questo lavoro sono state utilizzate entrambe le tecniche di bioaugmentation e biostimulation. Quest'ultima ha riguardato una pratica non convenzionale basata sull'applicazione di compost insieme a lombrichi adulti (*Eisenia Foetida*) come agenti di bioremediation. Questa specie animale è stata selezionata perché mostra la sua massima efficienza nel terreno, quando è in presenza di sostanza organica.

I lombrichi sono invertebrati (phylum Anellidi, classe Oligocheti) in grado di ricoprire un ruolo essenziale nel terreno, sia dal punto di vista agronomico che da quello ecologico (Kirkham, 1981). Gli effetti dei lombrichi sul suolo sono in genere complessi e comprendono un vasto numero di processi di carattere fisico, chimico e biologico. Da un punto di vista fisico, i lombrichi assicurano il rivoltamento continuo del terreno mediante la formazione di macrocanali, creati dalla loro continua migrazione, che aumentano la permeabilità, favoriscono il drenaggio dell'acqua, migliorano lo sviluppo radicale. Da un punto di vista chimico e biologico, i lombrichi favoriscono il rilascio dei nutrienti minerali essenziali per le colture e stimolano le popolazioni microbiche autoctone nel suolo, alle quali si unisce il potenziale microbiologico e biochimico del casting del lombrico. E' stato infatti osservato un aumento delle attività enzimatiche di terreni agricoli inoculati con i lombrichi rispetto a quelle di terreni agricoli non inoculati (Satchell et al., 1984).

L'obiettivo di questo lavoro era quello di verificare l'efficienza di alcune pratiche di bioremediation nell'abbattimento degli idrocarburi e nella conservazione della qualità del suolo.

Materiali e metodi

Il terreno oggetto di studio è stato prelevato da un'area industriale di una raffineria di petrolio (Murcia-Spagna). A questo terreno sono stati aggiunti fanghi di raffineria ad alto contenuto idrocarburico.

In tabella 1 sono mostrate le caratteristiche iniziali del terreno e del compost utilizzato negli esperimenti di bioremediation.

Tabella 1. Caratteristiche chimico-fisiche del terreno e del compost

	Terreno	Compost
Conducibilità Elettrica (1/10) (dS m ⁻¹)	4.0	3.5
pH (1/10)	7.3	7.9
SO ₄ ²⁻ (mg Kg ⁻¹)	15891	
Cl ⁻ (mg Kg ⁻¹)	351	
NO ₃ ⁻ (mg Kg ⁻¹)	153	
Carbonio Organico Totale (%)	4.2	18.0
Carbonio Idrosolubile (mg Kg ⁻¹)	855	2229
Azoto Totale (mg Kg ⁻¹)	2009	8330
Azoto Ammoniacale (mg Kg ⁻¹)	19.2	40
Fosforo Totale (mg Kg ⁻¹)	394	1999
Fosforo assimilabile (mg Kg ⁻¹)	3.32	50.3
Sabbia (%)	14.2	-
Limo (%)	82.7	-
Argilla (%)	3.15	-

La sperimentazione è stata condotta in microcosmi da laboratorio della capacità di 8L, contenenti ciascuno 1000g di terreno, in condizioni aerobiche con controllo di temperatura e umidità (24°C, 60% della capacità idrica) (Garcia et al., 1994).

Per meglio stabilizzare il sistema, alla base di ogni microcosmo sono stati posti 300g di ghiaia e, tra questa e il terreno, una membrana inerte.

Il terreno contaminato da idrocarburi è stato sottoposto ad un processo di biorisanamento mediante quattro differenti trattamenti che hanno previsto rispettivamente l'aggiunta di nutrienti minerali (BN) (azoto e fosforo) sotto forma di (NH₄)₂HPO₄ e NH₄NO₃ nel rapporto 10:1:0.2 (carbonio, azoto, fosforo), di una miscela commerciale costituita da microrganismi, enzimi e nutrienti (MEN), di compost (C) miscelato prima dell'incubazione in quantità pari al 10% del peso del terreno e, di compost e lombrichi (CL). Per questo ultimo trattamento, dopo 15 giorni dall'inizio dell'incubazione sono stati aggiunti 10 lombrichi adulti e dotati di clitello, appartenenti alla specie *Eisenia fetida*.

L'incubazione si è protratta per 3 mesi con prelievi mensili. A giorni alterni, sono state seguite misure dell'emissione di anidride carbonica prodotta dalla massa microbica di ciascun reattore, secondo lo schema mostrato in figura 1.

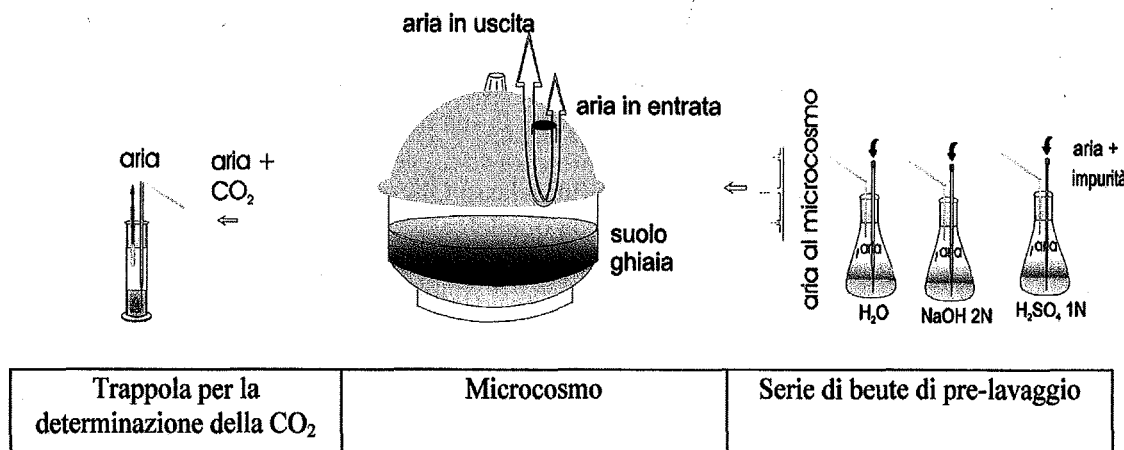


Figura 1. Schema rappresentativo misure dell'emissione di anidride carbonica prodotta dalla massa microbica di ciascun reattore

Analisi chimico-fisiche

Il carbonio ossidabile totale (TOC) e idrosolubile (WSC) (determinato in estratto acquoso 1:10 peso/volume) (Garcia et al., 1990) e azoto totale (N) sono stati determinati rispettivamente mediante il metodo dell'ossidazione del dicromato (Yeomans e Bremner, 1988) e di Kjeldhal (Jackson, 1960). L'ammoniaca è stata misurata su estratto acquoso 1:10 (peso/volume) con un elettrodo selettivo per l'ammoniaca (ORION 95-12). Il Fosforo totale e assimilabile sono stati determinati per spettrofotometria con il metodo dell'acido ascorbico. Gli anioni inorganici (NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) sono stati rilevati su estratti acquosi 1:10 mediante cromatografia ionica usando un cromatografo DIONEX 2000i. Il pH e la conducibilità elettrica (CE) sono stati misurati su estratto acquoso 1:10 (peso/volume). L'umidità è stata calcolata mediante il metodo termo-gravimetrico basato sulla riduzione di peso di un campione posto in stufa a 105°C per 24 ore. La granulometria del terreno (A%, L%, S%) è stata determinata mediante il metodo della pipetta con l'impiego del levigatore di Andreasen. Gli idrocarburi sono stati analizzati mediante tecnica gas-cromatografica con detector di massa, utilizzando uno strumento HP 5800 A. Il campione di suolo è stato estratto in pentano in bagno ultrasuoni. L'estratto è stato purificato su colonna di allumina, concentrato sotto flusso di azoto e successivamente analizzato per via gas-cromatografica. Gli idrocarburi totali pesanti (TPH) sono stati determinati per via gravimetrica seguendo il metodo EPA 1664.

Analisi biochimiche

Le attività α -glucosidasi (Masciandaro et al., 1993) e fosfatasi (Tabatabai e Bremner, 1969) sono state determinate rilevando spettrofotometricamente a 398 nm il para-nitrofenolo (PNF) prodotto da entrambe le reazioni dopo incubazione rispettivamente di para-nitrofenil-glucoside (PNG) e para-nitrofenil-fosfato-esaidrato (PNP). L'attività ureasica e proteasica sono state determinate rilevando per via potenziometrica l'ammoniaca quale prodotto dell'idrolisi enzimatica del substrato urea (Nannipieri et al., 1980) e N- α -benzoyl-L-argininamide (BAA) (Garcia et al., 1993) rispettivamente.

Analisi microbiologiche

L'attività respiratoria è stata determinata misurando la CO_2 prodotta dalla massa microbica per via titrimetrica. In ciascun microcosmo è stata introdotta aria purificata e umidificata mediante il passaggio da una serie di beute contenenti acido solforico 1N, idrossido di sodio 2N e acqua deionizzata, secondo lo schema mostrato in figura 1. La CO_2 prodotta dal terreno è stata asportata mediante flusso di aria e intrappolata da una soluzione di idrossido di sodio 2N, ove si trasforma in carbonato di sodio. Il carbonato formatosi è stato poi precipitato per aggiunta di cloruro di bario e la soda in eccesso è stata titolata con HCl 1N, utilizzando come indicatore la fenoltaleina. Il valore di CO_2 per ogni campione è ottenuta per differenza con il controllo privo di suolo. I risultati sono espressi come mg di carbonio emessi in forma di CO_2 dalla massa microbica del suolo al giorno, per Kg di suolo.

L'ATP è stato determinato sulla base della luce emessa dalla sistema luciferina-luciferasi, secondo il metodo di Ciardi e Nannipieri (1990).

Risultati e discussione

In tabella 2a,b sono riportati i risultati relativi ai parametri chimico-fisici dell'esperimento di bioremediation con:

- nutrienti minerali (BN) e nutrienti minerali + miscela commerciale microrganismi-enzimi (MEN), e con
- compost (C) e compost + lombrichi *Eisenia fetida* (CL).

I risultati mostrano una riduzione nel tempo della concentrazione di carbonio, azoto, fosforo totale e delle loro forme disponibili (carbonio idrosolubile, ammoniaca, fosforo assimilabile), che sono risultati correlati positivamente tra loro ($p < 0.05$) in tutti i trattamenti considerati. L'aggiunta di microrganismi e la stimolazione della biomassa autoctona del suolo da parte dei trattamenti organici effettuati, favorisce i processi di mineralizzazione della sostanza organica e immobilizzazione dei nutrienti minerali. In generale, si può notare una drastica riduzione dei parametri sopra riportati tra il primo ed il secondo campionamento, cioè entro due mesi dall'inizio della sperimentazione, ad eccezione del nitrato che aumenta significativamente e del carbonio che diminuisce prevalentemente nell'ultimo mese di incubazione.

La concentrazione di nitrato aumenta nel tempo, ma soprattutto da T1 a T2, in seguito all'aggiunta dei nutrienti minerali azotati, per i trattamenti BN e MEN, e per la degradazione della materia organica del compost e dell'attività dei lombrichi in C e CL. Notoriamente (Masciandaro et al., 2000), i lombrichi aumentano la disponibilità di nitrato

che fungendo da accettore di elettroni contribuisce a sostenere la degradazione della sostanza organica. Inoltre, il rapporto $\text{NO}_3^-/\text{NH}_3$ tende ad aumentare in maniera molto consistente nei trattamenti BN e MEN; mentre, i trattamenti con compost (C e CL) controllano questo aumento mantenendolo in un range accettabile dal punto di vista biochimico-funzionale.

Tabella 2a, b. Parametri chimico-fisici dei trattamenti di bioremediation a 30 (T_1), 60 (T_2), 90 (T_3) giorni dall'inizio della sperimentazione

a)	BN			MEN		
	T_1	T_2	T_3	T_1	T_2	T_3
pH	7.61	7.93	6.94	7.44	7.80	6.98
	± 0.15	± 0.05	± 0.09	± 0.18	± 0.03	± 0.06
C.E.	5.73	6.01	4.58	5.57	6.06	5.91
($dS m^{-1}$)	± 0.02	± 0.15	± 0.22	± 0.17	± 0.10	± 0.30
OC	4.27	4.03	3.18	4.33	4.20	2.83
(%)	± 0.11	± 0.02	± 0.02	± 0.19	± 0.08	± 0.01
WSC	330	304	297	340	293	266
($mg Kg^{-1}$)	± 32	44	± 22	± 16	± 36	± 38
N-tot	0.343	0.318	0.302	0.351	0.333	0.326
(%)	± 0.025	± 0.003	± 0.014	± 0.026	± 0.002	± 0.008
NH_3	56.4	15.0	5.5	41.3	24.5	4.0
($mg Kg^{-1}$)	± 0.8	± 0.8	± 1.0	± 1.0	± 0.7	± 0.7
P-tot	765	612	503	753	674	567
($mg Kg^{-1}$)	± 75	± 29	± 54	± 91	± 34	± 37
P-ass.	21.5	10.3	14.4	30.1	25.0	19.5
($mg Kg^{-1}$)	± 0.5	± 2.3	± 0.9	± 4.2	± 1.8	± 0.2
NO_3^-	5552	8378	7667	6044	8720	8149
($mg Kg^{-1}$)	± 89	± 230	± 71	± 75	± 528	± 610
Cl-	390	538	460	390	538	460
($mg Kg^{-1}$)	± 30	± 68	± 38	± 30	± 68	± 38
SO_4^{2-}	11885	11839	12053	13940	12897	11956
($mg Kg^{-1}$)	± 30	± 230	± 9	± 25	± 528	± 175
C/N	12.4	13.5	10.5	12.3	12.6	8.7
$\text{NO}_3^-/\text{NH}_3$	98.4	558	1394	146	356	2037

b)	Compost			Compost + lombrichi		
	T_1	T_2	T_3	T_1	T_2	T_3
pH	7.72	8.10	6.88	7.77	8.15	6.84
	± 0.08	± 0.01	± 0.10	± 0.06	± 0.13	± 0.08
C.E.	4.52	4.76	5.18	4.42	4.53	4.44
($dS m^{-1}$)	± 0.19	± 0.08	± 0.17	± 0.09	± 0.10	± 0.13
TOC	5.41	4.85	4.51	5.54	5.46	4.21
(%)	± 0.08	± 0.21	± 0.18	± 0.10	± 0.28	± 0.16
WSC	548	485	440	552	545	489
($mg Kg^{-1}$)	± 34	± 21	± 35	± 44	± 33	± 17
N-tot	0.285	0.260	0.254	0.299	0.254	0.249
(%)	± 0.027	± 0.006	± 0.010	± 0.063	± 0.013	± 0.017
NH_3	21.9	4.2	4.5	13.1	5.0	4.4
($mg Kg^{-1}$)	± 1.5	± 0.2	± 1.8	± 1.3	± 0.7	± 1.5
P-tot	599	534	520	584	557	533
($mg Kg^{-1}$)	± 166	± 526	± 41	± 101	± 22	± 70
P-ass.	12.0	9.1	4.9	13.2	5.8	5.0
($mg Kg^{-1}$)	± 0.7	± 3.2	± 0.1	± 1.4	± 0.2	± 0.2
NO_3^-	642	810	808	694	728	813
($mg Kg^{-1}$)	± 3	± 14	± 80	± 37	± 60	± 22
Cl-	738	785	589	708	510	570
($mg Kg^{-1}$)	± 59	± 85	± 44	± 6	± 21	122
SO_4^{2-}	15036	14788	14456	15588	14973	14560
($mg Kg^{-1}$)	± 656	± 14	± 317	± 153	± 60	± 612
C/N	19.0	18.7	17.8	18.5	21.4	16.9
$\text{NO}_3^-/\text{NH}_3$	29.3	193	180	53.0	146	185

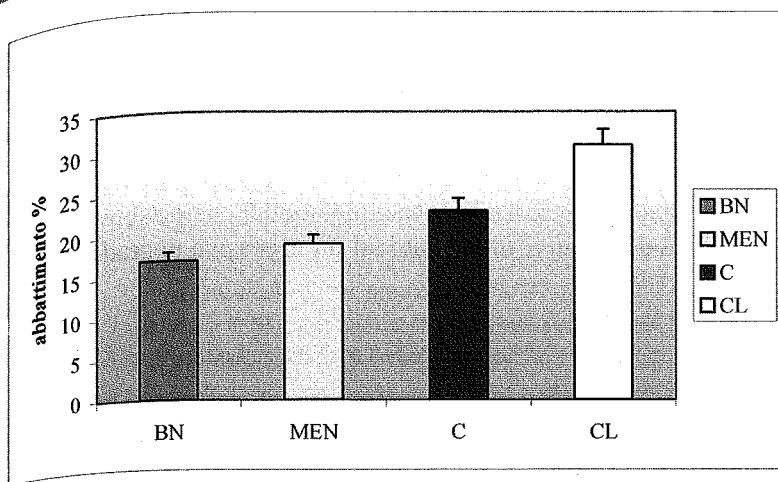


Figura 2. Abbattimento degli idrocarburi totali %

La degradazione del carbonio organico totale appare più consistente da T₂ a T₃ con un abbattimento totale del 23% nel trattamento con i lombrichi, seguito dal trattamento con compost (17%) e, successivamente dal trattamento con nutrienti minerali (13-14%). La sostanza organica del suolo comprende anche quella apportata con gli idrocarburi che hanno mostrato, come idrocarburi totali, una degradazione maggiore nei trattamenti con compost e soprattutto in presenza di lombrichi (figura 2). Valori analoghi di abbattimento si sono ottenuti per gli idrocarburi leggeri (C < 18), determinati per via gas-cromatografica con detector di massa, che sono risultati intorno al 30% per il trattamento con lombrichi e mediamente del 20% per gli altri trattamenti.

Quindi, l'aggiunta di compost, soprattutto in presenza di lombrichi, stimola la degradazione della sostanza organica, compresa quella apportata con gli idrocarburi, sia ad opera dei microrganismi del compost, che della stimolazione della biomassa microbica autoctona del suolo.

Infatti, il rilascio di CO₂ (dati cumulativi, figura 3) mostra valori più alti per i trattamenti con compost (C e CL) e valori intermedi, rispetto all'aggiunta di soli nutrienti minerali (BN), per il trattamento con nutrienti in miscela con microrganismi-enzimi (MEN). Un andamento analogo si può riscontrare per i valori dell'ATP, confermando la presenza di un maggior numero di microrganismi attivi, grazie all'applicazione di compost e compost + lombrichi. La tendenza alla diminuzione progressiva dell'ATP in BN e MEN dimostra che il sistema biologico contiene meno microrganismi e/o che l'attività metabolica è alterata probabilmente, in questi casi, da uno squilibrio dei nutrienti azotati (NO₃/NH₃).

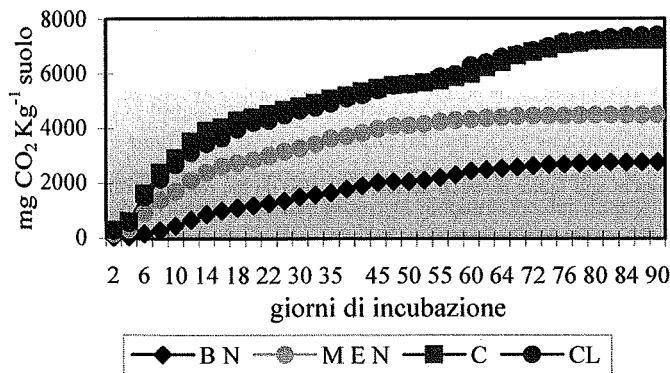


Figura 3. Andamento cumulativo della CO₂

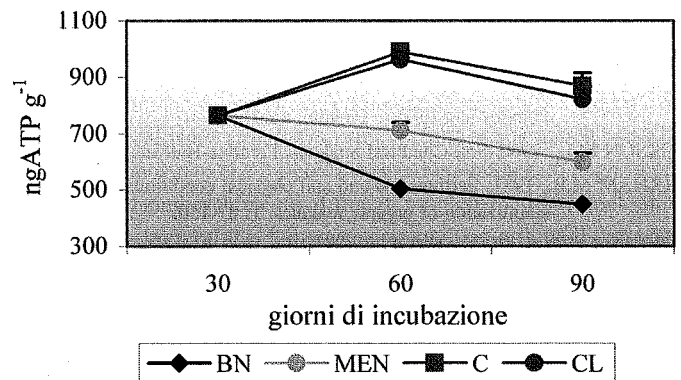


Figura 4. Andamento dell'ATP

Il pathway biochimico viene completato dalla determinazione di attività enzimatiche idrolitiche legate ai cicli dei principali nutrienti (C, N, P). Le attività enzimatiche rappresentanti il ciclo del C (b-glucosidasi) e N (proteasi) diminuiscono nel tempo, mentre l'andamento dell'ureasi dipende dal tipo di trattamento, e la fosfatasi mostra una tendenza all'aumento (figg 5, 6). L'aumento dell'attività fosfataseica dopo il primo mese di incubazione, e soprattutto nel trattamento con i lombrichi, conferma quanto trovato da Satchell e Martin (1984), e cioè che i lombrichi stimolano l'attività fosfataseica sia direttamente, in quanto alcune fosfatasi sono presenti a livello di popolazioni microbiche intestinali, che indirettamente, agendo sui microrganismi del terreno o di altri materiali organici. L'attività fosfataseica potrebbe essere quindi considerata, un indicatore dell'attività e dell'efficienza dei lombrichi in questo sistema studiato.

L'applicazione di compost determina un aumento di tutte le attività enzimatiche a causa di una maggiore disponibilità dei substrati organici; la presenza dei lombrichi tende ad attenuare l'attività di questi enzimi, non tanto per la riduzione del numero dei microrganismi, come mostrano i dati dell'ATP, ma probabilmente per una riduzione della sintesi enzimatica, o un'inibizione della loro attività dovuta, ad esempio, al rilascio di qualche metabolita intermedio derivante dalla degradazione degli idrocarburi.

Conclusioni

I trattamenti con nutrienti minerali da soli o in miscela con microrganismi ed enzimi, risultano meno efficaci nell'abbattimento degli idrocarburi e nel controllo degli equilibri biochimici del suolo, rispetto ai trattamenti con compost e soprattutto con compost e lombrichi.

Il vantaggio di tenere sotto controllo il metabolismo, fa sì che il processo di degradazione della sostanza organica e, quindi, degli idrocarburi, avvenga in modo graduale senza scompensi metabolici che porterebbero anche ad un attacco della sostanza organica nativa con gli effetti negativi di arrivare ad un'eccessiva degradazione fisica e biologica del suolo.

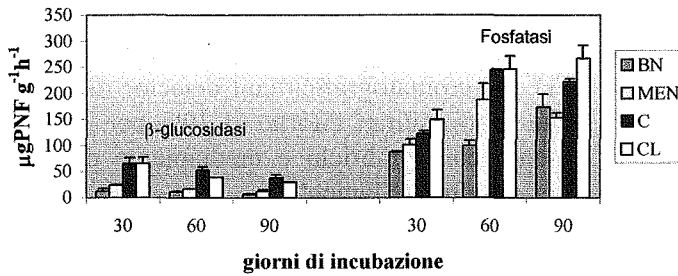


Figura 5. Andamento della α Glucosidasi e della Fosfatasi

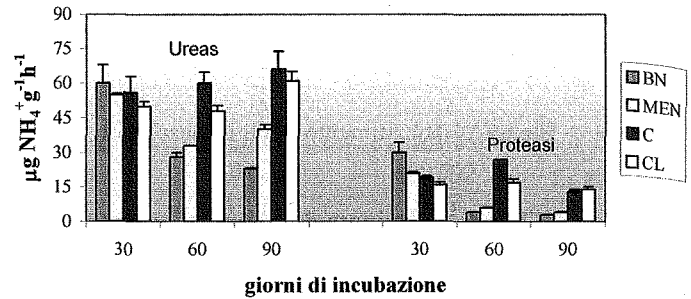


Figura 6. Andamento dell'Ureasi e della Proteasi-BAA

Bibliografia

- CIARDI C AND NANNIPIERI P., 1990. A comparison of methods for measuring ATP in soil. *Soil Biol. Biochem.* 22: 725-727
- GARCIA C., HEMANDEZ T., COSTA F., 1994. Microbial activity in soils under mediterranean environmental conditions. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1185-1191.
- GARCIA C., HERNANDEZ M.T., COSTA F., 1990. Study on water extract of sewage sludge compost. *Soil Sci Plant Nutr* 37, 399-408.
- GARCIA,C., T. HERNANDEZ, F. COSTA, C. CECCANTI, AND A. GIANNI, 1993. Hydrolases in the organic matter fractions of sewage sludge: Changes with compostine. *Biores. Technol.* 45:47-52.
- JACKSON M.L., 1960. *Soil Chemical analysis*. Prentice-Hall Inc, Englewood Cliffs.
- KIRKHAM M.B., 1981. Earthworms and soil physical conditions: Darwin to the present and future research needs. *Workshop on the role of earthworms in the stabilization of organic residues*. 1: 87-150.
- MASCIANDARO G, CECCANTI B., GARCIA C., 1993. Anaerobic digestion of straw and piggery wastewaters : optimization of the process. *Agrochimica*, 38, 195-203
- MASCIANDARO G, CECCANTI B., GARCIA C., 2000. "In situ" vermicomposting of biological sludges and impacts on soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 1015-1024.
- NANNIPIERI P., CECCANTI B., CERVELLI S., MATARRESE E., 1980. Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil. *Soil Sci Soc AM J* 44: 1011-1016
- SATCHELL J.E., MARTIN K., KRISHNAMOORFHY R.V., 1984. Stimulation of microbial phosphatase production by earthworm activity. *Soil Biol. Biochem.* 16: 191-194.
- TABATABAI, M.A., BREMNER, J.M., 1969. Use of *n*-nitrophenol phosphate in assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1,301-307.
- YEOMANS J.C., BREMNER J.M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun Soil Sci Plant Anal* 19, 1467-1476.

INDICATORI DI QUALITÀ DEL SUOLO DI AREE FORESTATE IN AMBIENTE MEDITERRANEO

Emanuela Di Bartolomeo ¹, Letizia Pompili ¹, Anna Benedetti ¹,

Pierluigi Paris ², Alessandro Musicanti ², Francesco Cannata ²

¹ Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante,
Via della Navicella 2-4, 00184 Roma

² Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale, Consiglio Nazionale delle Ricerche
Viale Marconi 2, 05010 Porano (TR).

Abstrat

In Italy, like in many other European countries, the emergencies of the 'planet warming' and of biodiversity loss, in combination with the problem of agriculture production surplus, lead to the afforestation of the marginal agriculture fields. Particularly useful for this type of cultivation are the species of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and of paulownia (*Paulownia* spp.) because they guarantee in the short time the production of woods with an economic return. Many authors have demonstrated that the vegetation type used in the artificial fields can affect some biochemical compositions of the soil. Therefore reforestation with the purpose of enhancing the carbon accumulation in the soil is strictly dependent on the activity of the microbiotic population present in the field. This work derives from these considerations with the purpose of evaluating the influence of two experimental fields on some biochemical indicators of soil quality and comparing them with a marginal agriculture field. The chosen indicators involve the microbial activity measured as the value of soil respiration (Rb), the carbon content of microbial biomass and the relation with the organic substance. In addition the metabolic ratio has been calculated, $q(\text{CO}_2)$, and the mineralization ratio qM both considered valid indicators for the study of turnover of carbon in the soil. Results indicate that Black Locust plantation after 10 years does not modify the parameters analysed in comparison with the adjacent field with pasture. The differences between paulownia and robinia plantations could be due to different soil characteristics.

Riassunto

In Italia, così come in numerosi altri Paesi europei, le emergenze globali dell'"effetto serra" e della perdita della biodiversità, unitamente al problema delle eccedenze agricole, spingono alla forestazione dei terreni agrari marginali. Particolarmente utili per questo tipo di applicazione sono le specie arboree della robinia (*Robinia pseudoacacia* L.) e della paulownia (*Paulownia* spp.) poiché assicurano in breve tempo la produzione di un legname di sicuro interesse economico. Molti autori hanno dimostrato che il tipo di vegetazione impiegato negli impianti artificiali può influenzare alcune proprietà biochimiche del suolo, e dunque l'uso del rimboschimento al fine di promuovere l'accumulo di carbonio nel terreno, è strettamente dipendente all'attività delle popolazioni microbiche presenti. Da tali considerazioni trae origine il presente lavoro, con lo scopo di valutare l'influenza di due impianti sperimentali su alcuni indicatori biochimici di qualità del suolo e di confrontarli con un sito agricolo marginale. Gli indicatori scelti coinvolgono l'attività microbica espressa come valore della respirazione basale (Rb), il contenuto di carbonio della biomassa microbica (C_{mic}) ed i relativi rapporti con il valore di sostanza organica. Inoltre sono stati calcolati il quoziente metabolico, $q(\text{CO}_2)$, ed il quoziente di mineralizzazione qM , considerati dei validi indicatori nello studio dei processi di turnover del carbonio del suolo. I risultati indicano che l'impianto di robinia dopo dieci anni non ha significativamente modificato i parametri analizzati rispetto all'adiacente terreno a prato-pascolo, questo nonostante gli intensi prelievi di biomassa lignocellulosica epigea ($5 \text{ t ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) dell'impianto di robinia. Le differenze tra l'impianto di paulownia e robinia potrebbero essere dovute alle diverse caratteristiche dei suoli.

Parole chiave: arboricoltura, indicatori di qualità del suolo, *Paulownia* spp, *Robinia pseudoacacia* L.

Introduzione

A partire dai primi anni '90, in Italia sono stati realizzati 104.000 ha di impianti arborei da legno con i finanziamenti del Reg CEE 2080/92, principalmente su superfici agricole marginali (Colletti, 2001). Nel nostro Paese, la superficie forestale è in continua crescita, soprattutto in conseguenza del riassetto del mondo agricolo, che porta alla riforestazione naturale od artificiale dei terreni agricoli dismessi. L'Unione Europea, prima con il suddetto Reg. 2080/92, attualmente con Agenda 2000, incoraggia la riforestazione dei terreni agricoli attraverso il finanziamento dei costi d'impianto e gestione. Questo sia per ragioni economiche, sia ambientali: perché è necessario ridurre le produzioni agricole eccedentarie attraverso la contrazione delle superfici coltivate; inoltre la conversione delle aree agricole dismesse a popolamenti arborei può determinare incremento di diversità microbica, regolazione del ciclo idrogeologico, protezione del suolo dall'erosione, riduzione dell'"effetto serra" attraverso il sequestro del carbonio atmosferico nella biomassa vegetale e nel terreno.

Le specie vegetali utilizzate nel rimboschimento influenzano non solo le caratteristiche fisico-chimiche dei suoli, ma anche l'attività delle comunità microbiche in essi presenti. (Priha et al., 1997; Pinzari et al., 2001). A tal riguardo si rende necessario in particolare il monitoraggio della fertilità biologica nelle aree sottoposte al rimboschimento al fine di creare un sistema che sia in grado, nel lungo periodo, di autosostenersi per raggiungere uno stato di equilibrio che favorisca il procedere dei processi di umificazione. L'attività delle popolazioni microbiche, in tale contesto, assume un ruolo fondamentale in quanto responsabile dei processi di mineralizzazione e di immobilizzazione della sostanza organica. In letteratura sono riportati molti lavori che dimostrano gli effetti delle differenti colture agrarie sulla microflora del suolo; al contrario, studi che confrontano le specie arboree, soprattutto quelle alloctone, sono scarsi (Muys e Lust, 1992).

Nel presente lavoro è stato individuato un set di parametri biochimici, utilizzati come indicatori di qualità del suolo (Pinzari et al., 2001), con lo scopo di definire la fertilità biologica di aree agricole dismesse sottoposte ad interventi sperimentali di riforestazione con due specie arboree a rapida crescita: la robinia (*Robinia pseudoacacia* L.) e la paulownia (*Paulownia* spp.). L'indagine di studio ha riguardato in modo particolare lo studio dell'attività microbica lungo le diverse profondità dei suoli in esame. La robinia è una specie leguminosa, arborea, azotofissatrice, originaria dal Nord America, ampiamente naturalizzata in Italia (Gras, Pividori, 2003) ed in Europa (Malvolti et al., 2003). Attualmente questa specie presenta interessanti potenzialità per la costituzione di piantagioni cedue a rotazione breve (Short Rotation Forestry: SRF) e per la produzione di biomassa ad uso energetico (Paris et al., 2003). Il genere *Paulownia* (Fam. *Scrophulariaceae*) proviene dall'Estremo Oriente Asiatico ed è ampiamente coltivato in Cina in sistemi agroforestali per usi multipli (circa 21 milioni di ha, Chinese Ministry of Forestry, 1988). In Italia, la paulownia è attualmente studiata per l'eventuale introduzione come specie d'arboricoltura da legno (Mezzalana e Brocchi Colonna, 2002; Mercurio e Minotta, 2000).

Materiali e metodi

Le aree di studio

Tale progetto si colloca all'interno di un più ampio lavoro coordinato dall'Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale del C.N.R. di Porano (TR).

L'impianto sperimentale di robinia a Short Rotation Forestry (0.6 ha) è stato costituito nel 1991 in località il Sasso (332 m s.l.m., comune di Orvieto, TR) su di un terreno ex-seminativo con esposizione sud-ovest e pendenza del 5-10%. Il sito sperimentale è ubicato sul versante occidentale del massiccio montuoso del Monte Peglia, con matrice geologica di origine sedimentaria (sabbie e sabbie argillose) del Pliocene superiore. Lo scopo dell'impianto sperimentale è quello di valutare l'effetto che diverse densità di impianto (3.333, 5.000 e 10.000 piante ad ettaro) e diverse durate del ciclo produttivo (2, 3 e 4 anni) determinano nei confronti della produzione di biomassa vegetale (Paris, 1999). A partire dal 1993 per il ciclo di 2 anni sono stati effettuati 5 tagli di utilizzazione asportando circa 5 t/ha anno di biomassa epigea (Paris et al., 2002).

Nel medesimo comune ma in località Biagio (500 m s.l.m.) è situato l'impianto sperimentale di paulownia (0.7 ha), costituito nel 2000. Il sito è ubicato sul versante orientale del comprensorio vulcanico dell'apparato quaternario vulsino (Lago di Bolsena), con matrice geologica di tufi stratificati e fitte alternanze di tufiti cementate, lapilli, pomici e tufi granulari. L'impianto è stato realizzato utilizzando diverse provenienze geografiche cinesi di paulownia appartenenti alle specie: *P. elongata* S.Y. Hu, *P. fortunei* Hemsl e *P. tomentosa* Hemsl. La finalità produttiva dell'impianto è la produzione di legname da opera e l'obiettivo della sperimentazione è di valutare la capacità di adattamento di questo genere alle condizioni climatiche caratteristiche dell'ambiente meso-mediterraneo (Musicanti, 2001).

Campionamento

Durante il mese di agosto del 2001 sono stati prelevati campioni di suolo in funzione della profondità del terreno.

Nell'impianto di robinia a Short Rotation Forestry il campionamento è stato eseguito in funzione dei diversi trattamenti gestionali a confronto: densità delle piante (3.333 e 10.000 piante ad ettaro) e durata del ciclo colturale (2 e 4 anni). Contestualmente, è stato effettuato un campionamento di suolo in aree immediatamente adiacenti all'impianto di robinia, su terreno gestito come prato-pascolo naturale (sito 1).

Nel caso della paulownia il campionamento è stato eseguito, durante la seconda stagione di crescita, in tre repliche di campo in funzione dello sviluppo raggiunto dalle piante: due siti risultano posizionati in settori in cui lo sviluppo è stato modesto (altezza media piante: 50 cm, diametro medio al colletto: 2.5 cm) mentre il terzo in un settore dell'impianto caratterizzato da piante di maggiori dimensioni (altezza media: 250 cm, diametro medio al colletto: 6 cm).

Metodi

Tutti i campioni di terreno sono stati essiccati all'aria e vagliati a 2 mm prima di procedere alle analisi fisiche, chimiche e biologiche.

La ritenzione idrica dei terreni è stata misurata per mezzo dell'apparato di Richards (pF=2,5) (Richards e Fireman, 1943). I valori sono espressi in percentuale.

Il contenuto percentuale di carbonio organico totale (Corg) è stato ottenuto secondo il metodo di Springer & Klee (1954), come riportato nei Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo del 1994.

Il carbonio della biomassa microbica (Cmic) è stato misurato con il metodo della fumigazione-estrazione secondo Vance et al. (1987), su campioni di terreno seccati all'aria e reincubati per 10 giorni in condizioni di umidità (ritenzione idrica -33KPa) e temperatura (30°C) costanti. I valori di Cmic sono riportati in mg-C/kg suolo.

La respirazione di ciascun campione di terreno è stata misurata in un sistema chiuso secondo la metodica descritta da Isermeyer (1952). Due repliche da 25 g di ciascun campione di suolo sono state incubate a 30°C in condizione di ritenzione idrica ottimale. L'evoluzione di CO₂ è stata misurata dopo 1, 2, 4, 7, 10 e 14 giorni. I valori medi ottenuti al 14° giorno per ciascun campione, sono stati considerati come valori di respirazione basale della biomassa. La mineralizzazione del carbonio organico è stata calcolata dai valori giornalieri di respirazione attraverso un modello cinetico di primo ordine [$C_t = C_0(1 - e^{-kt})$]. Nel modello C_t corrisponde al valore cumulativo del carbonio mineralizzato nel tempo t di osservazione (giorni), mentre il C₀ è il carbonio potenzialmente mineralizzabile e k è la costante cinetica (1/giorni) (Tittarelli, 1995; Riffaldi et al., 1996). I valori del carbonio mineralizzato sono espressi come C-CO₂ mg/Kg suolo.

Il quoziente metabolico q(CO₂), definito come respirazione specifica della biomassa microbica, è stato calcolato dalle misure di respirazione basale dei campioni con l'espressione $q(CO_2) = [(mg\ C-CO_2 / mg\ C_{mic} \times kg\ suolo) / ore]$ (Anderson et Domsch, 1985).

Il rapporto $[C_{mic} : C_{org}]$ (espresso in percentuale) rappresenta quantitativamente la frazione della biomassa microbica rispetto al carbonio organico totale.

Il quoziente di mineralizzazione (qM) $[(mg\ C-CO_2\ cumulativo) / mg\ C_{org} \times kg_{suolo}]$ rappresenta l'attività microbica rispetto al substrato organico e permette una analisi immediata sull'attività microbiologica.

Tutti i risultati sono riferiti a peso secco a 105°C e sono le medie per ciascun campione di 2 repliche per tutti i parametri, ad eccezione del Cmic per il quale le misure sono state effettuate in triplo.

Risultati e discussione

Risultati analitici

I campioni di suolo dei tre siti presentano tessitura franco sabbiosa (secondo USDA), pH neutro (suolo: H₂O, 1:2,5), calcare in tracce e C.S.C. media.

I risultati di attività della biomassa microbica sono riportati in tabella 1 e sono stati ottenuti come valori medi da un totale di 66 campioni, distinti nelle tre profondità in cui è stato effettuato il campionamento.

Tabella 1. Parametri di attività della biomassa microbica dei suoli. (N=2)

	Sito 1 <i>prato-pascolo</i>			Sito 2 <i>Paulownia</i>			Sito 3 <i>Robinia</i>		
	0-20	20-40	40-60	0-20	20-40	40-60	0-20	20-40	40-60
Profondità (cm)	0-20	20-40	40-60	0-20	20-40	40-60	0-20	20-40	40-60
C _{org} (%)	0,82	0,62	0,53	0,87	0,81	0,53	0,90	0,68	0,46
N _{tot} (%)	0,35	0,29	0,28	0,32	0,23	0,20	0,31	0,29	0,29
C _{org} /N _{tot}	2,34	2,14	1,89	2,72	3,52	2,65	2,90	2,34	1,59
C _{mic} (mg-C / Kg suolo)	167,6	116,8	56,1	147,1	75,4	38,9	131,6	99,6	88,2
C _{mic} /C _{org}	2,04	1,88	1,06	1,69	0,93	0,73	1,46	1,46	1,92
C-CO ₂ basale (mg-C/kg suolo)	8,66	5,94	4,30	5,62	4,80	3,03	7,65	5,43	4,48
C-CO ₂ cumulativo (mg-C/kg suolo)	263,7	179,5	125,7	222,7	179,0	127,0	225,1	170,9	132,5
Co (mg-C/kg suolo)	274,1	181,0	124,5	212,2	171,2	118,7	229,9	169,9	130,4
K (costante cinetica) (1/giorni)	0,20	0,23	0,26	0,33	0,31	0,43	0,22	0,26	0,26
q(CO ₂) (10 ⁻³) (mg-C/kg suolo)/ore	2,15	2,12	3,19	1,59	2,65	3,24	2,42	2,27	2,12
qM (mg-C/kg suolo)	3,22	2,90	2,37	2,56	2,21	2,40	2,50	2,51	2,88

Il contenuto di carbonio organico nei tre siti è simile. Come era da attendersi, i valori non sono elevati (0,8-0,9 %) rispetto a valori medi riportati in letteratura per i siti riforestati (Pinzari et al., 2002; Post e Kwon, 2000). Nei siti 1 e 3 i valori di carbonio organico diminuiscono gradualmente con la profondità, mentre nel sito 2 si osserva

una brusca diminuzione nello strato più profondo. In effetti il primo è un sito naturale non sottoposto a riforestazione, il terzo può essere considerato un impianto già maturo in quanto costituito nel 1991 ed il secondo sito è un impianto più giovane che risale all'anno 2000.

Il contenuto di azoto totale lungo i profili dei siti 1 e 3 rimane pressoché costante, mentre nel sito 2 si osserva una lieve diminuzione all'aumentare della profondità. Anche il rapporto C_{org}/N_{tot} diminuisce costantemente seguendo l'andamento dei valori di C_{org} per i siti 1 (prato-pascolo) e 3 (robinia), mentre assume un andamento non lineare per il sito 2 (paulownia). I valori della biomassa microbica mostrano un andamento decrescente lungo i profili dei siti 1 e 2; decremento che è invece attenuato nel sito 3 (robinia). Ciò si evidenzia anche dai valori del rapporto $C_{mic}:C_{org}$ il quale aumenta nello strato più profondo nel sito di Robinia, mentre decresce lungo i profili dei siti 1 e 2. Tale situazione potrebbe rivelare una alterazione dei rapporti tra il pool organico vivente (C_{mic}) e la quantità di sostanza organica complessiva. I dati relativi all'attività della biomassa microbica si accordano con il contenuto di sostanza organica (Pinzari et al., 1998). Infatti la produzione totale di CO_2 al 14° giorno ($C-CO_2$ cumulativo) diminuisce lungo i tre profili così come i valori di respirazione basale ($C-CO_2$ basale) (fig. 1).

I valori di C_0 indicano essenzialmente l'ammontare della frazione labile del carbonio organico del suolo. Per tutti e tre i siti si evidenzia un andamento decrescente all'aumentare della profondità. Le cinetiche di mineralizzazione k (1/giorni) del carbonio ottenute dalle curve cinetiche di respirazione [$C_t = C_0(1 - e^{-kt})$], negli strati superficiali sono più basse di quelle osservate negli strati profondi. Ciò è indice di un turnover del carbonio più veloce negli strati superficiali rispetto a quelli profondi. I quozienti di mineralizzazione (qM), offrono informazioni dirette sulla funzione di un suolo come carbon-sink, descrivendo l'attività microbica rispetto al substrato organico. Tali rapporti assumono un andamento non lineare con la profondità per i siti di paulownia e robinia. Ciò può essere attribuito ad una maggiore attività microbica negli strati profondi rispetto all'andamento decrescente del contenuto in sostanza organica.

I siti riforestati presentano valori di carbonio potenzialmente mineralizzabile e di quello mineralizzato nello strato più superficiale più bassi rispetto al sito prato pascolo. Tale dato è confermato anche dai dati dei quozienti di mineralizzazione inferiori nei siti 2 e 3 e più alti nel sito 1. Per i siti forestati questo, tendenzialmente, e secondo l'ipotesi di Odum, è indice di una maggiore stabilità e di un maggiore equilibrio, almeno a livello metabolico. Il quoziente metabolico [$q(CO_2)$], che rappresenta l'efficienza metabolica della comunità di microrganismi attivi, mostra valori decrescenti nel passare dagli strati superficiali a quelli profondi quando i valori di C_{mic} decrescono gradualmente (sito 3). Per il sito 1 lo strato profondo subisce una drastica riduzione di C_{mic} a fronte di una attività basale che si mantiene costante. Ciò comporta un rialzo del valore di qCO_2 nello strato profondo. Nel sito 2 (paulownia) all'aumentare della profondità il qCO_2 assume un andamento non lineare.

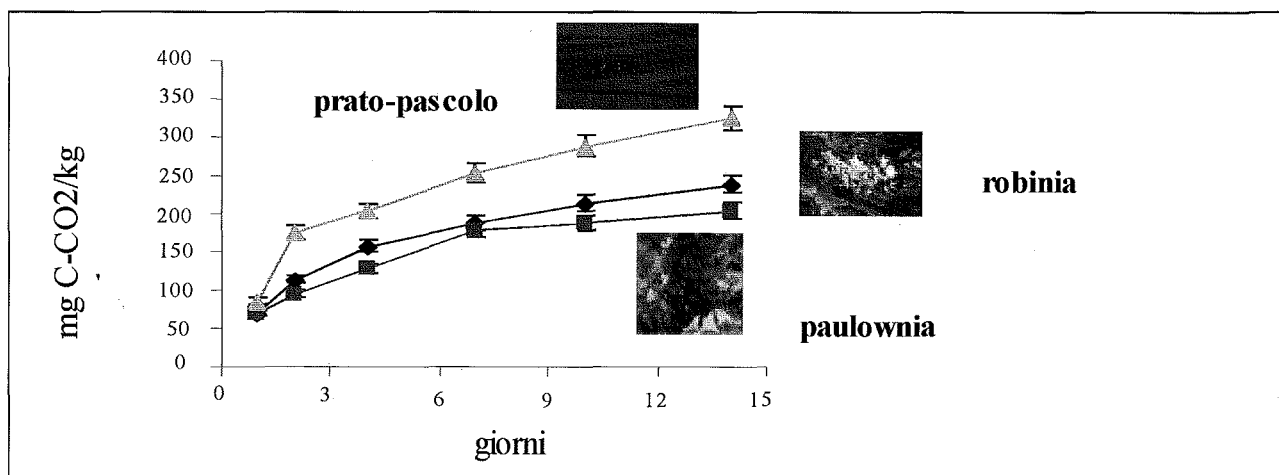


Figura 1. Confronto fra le curve cumulative di respirazione dei suoli nei tre siti studiati

Elaborazione statistica

I risultati sono stati oggetto di un'analisi statistica di correlazione lineare bivariata. Per ciascuno dei tre siti di studio è stata elaborata una matrice di correlazione. Le differenze emerse tra i coefficienti di correlazione di Pearson sono dovute alla differente copertura vegetale dei tre siti oggetto di studio (Walther et al., 2002). In tabella 2 sono segnalati solo i valori di correlazione di Pearson superiori a $p > 0,60$. Per il sito 1 (prato-pascolo) si osserva una forte cor-

relazione del C_{org} con i parametri relativi all'attività microbica ($C-CO_2$ basale, $C-CO_2$ cumulativo, C_0), ma non con quelli relativi all'attività mineralizzante (qCO_2 , qM). Il quoziente (qM) e la velocità di mineralizzazione (k) sono inversamente correlati, così come quest'ultima lo è con il valore di respirazione basale. L'analisi di correlazione dei dati descrive un sistema in equilibrio, in cui l'attività dei microrganismi è integrata all'interno del ciclo del C nel suolo.

Tabella 2. Valori di correlazione lineare bivariata ($p > 0.60$)

	Sito 1 prato-pascolo			Sito 2 paulownia			Sito 3 robinia					
	C_{org} %	$q(CO_2)$ (mg-C/kg suolo)/ore	K (1/giorni)	qM (l)	C_{org} %	$q(CO_2)$ (mg-C/kg suolo)/ore	K (1/giorni)	qM (l)	C_{org} %	$q(CO_2)$ (mg-C/kg suolo)/ore	K (1/giorni)	qM (l)
$C-CO_2$ basale (mg-C/kg suolo)	0.680**	n.s.	- 0.739**	0.656**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.532**	n.s.	n.s.	n.s.
$C-CO_2$ cumulativo (mg-C/kg suolo)	0.809**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.710**	n.s.	n.s.	n.s.
C_0 (mg-C/kg suolo)	0.801**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.706**	n.s.	n.s.	n.s.
qM (mg-C/kg suolo) (l)	n.s.	n.s.	- 0.658**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

* correlazione significativa a livello 0.05; ** correlazione significativa a livello 0.01

Nel sito 2 (paulownia) non sono state riscontrate correlazioni significative tra le coppie dei parametri analizzati. Ciò potrebbe indicare, in base all'ipotesi di Odum relativamente agli equilibri degli ecosistemi, una situazione in evoluzione.

Come per il sito 1, anche nel sito 3 (robinia) si osserva una correlazione positiva tra il C_{org} ed i parametri di attività microbica. Non sono state osservate correlazioni tra gli altri parametri. Ciò è caratteristico per un sistema in cui l'attività dei microrganismi è in via di stabilizzazione.

Il calcolo della differenza minima significativa (LSD) offre maggiori spunti di analisi. I risultati complessivi riportati in tabella 3 mostrano valori altamente significativi ($p < 0.01$) soprattutto riguardo i parametri dell'attività microbica nelle tre profondità. Le significatività riscontrate tra le specie sono prossime a $p = 0.05$ e riguardano soprattutto l'associazione prato-pascolo/impianto di paulownia per i parametri di respirazione basale e di carbonio potenzialmente mineralizzabile (C_0). Solo la velocità di mineralizzazione (k) è altamente significativa sia per l'associazione prato-pascolo/impianto di paulownia, sia per paulownia/robinia.

Tabella 3. Differenza Minima Significativa (LSD) (* la differenza media è significativa a livello 0.05)

	C_{org} %	N_{tot} %	C_{mic} (mg-C / Kg suolo)	$C-CO_2$ basale (mg-C/ kg suolo)	$C-$ CO_2 cumulativo (mg-C/kg suolo)	C_0 (mg-C/ kg suolo)	K (1/giorni)
Specie							
Prato- paulownia	n.s.	0.027 *	n.s.	0.047 *	n.s.	0.048 *	0.000 *
Prato- robinia	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Paulownia- robinia	n.s.	0.024 *	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.000 *
Profondità							
0-20/20-40	0.000 *	0.023 *	0.002 *	0.001 *	0.000 *	0.000 *	0.041 *
20-40/40-60	0.000 *	n.s.	n.s.	n.s.	0.000 *	0.000 *	n.s.
0-20/40-60	0.000 *	0.005 *	0.005 *	0.000 *	0.000 *	0.000 *	0.000 *

L'area forestata con la specie paulownia si distingue per i valori dei parametri considerati rispetto agli altri siti esaminati. Nel sito 2 infatti, il suolo presenta un brusca diminuzione del carbonio organico nello strato più profondo, un rapporto C/N alto, un aumento del quoziente metabolico all'aumentare della profondità ed un andamento non lineare del quoziente di mineralizzazione. L'insieme dei parametri sembrano riflettere la storia pregressa del sito: si tratta infatti di un impianto giovane di riforestazione (2000) costituito su un sito agricolo soggetto ad agricoltura intensiva.

Dal confronto dei valori crescenti lungo il profilo di k e dai valori decrescenti del quoziente metabolico si può osservare come ci sia nei tre siti una buona efficienza metabolica con elevate velocità di mineralizzazione. Il

carbonio della biomassa microbica diminuisce bruscamente a fronte di un aumento della respirazione basale indicando che i microrganismi del suolo risultano molto attivi nei confronti del substrato. Inoltre i siti forestati sembrano essere più efficienti nella conservazione energetica del sistema.

Nel complesso, sembrano esistere differenze piuttosto marcate nell'attività microbica e nella dinamica del carbonio organico fra i suoli oggetti di studio che presentano differenti coperture vegetali e ciò a dispetto di condizioni chimico-fisiche e climatiche paragonabili.

In ogni caso va tenuto presente che, essendo aree agricole dismesse, i bassi valori di carbonio organico potrebbero essere indicatori di terreni stressati, dove le comunità microbiche potrebbero non essere state in grado di ripristinare la propria attività metabolica. D'altra parte c'è da considerare che le pratiche agricole influiscono sulla biodiversità e dunque le "non" differenze osservate potrebbero essere dovute ad una omologazione delle specie microbiche presenti.

L'attività della biomassa microbica e gli indicatori di qualità della sostanza organica del suolo possono essere utilizzati con successo come descrittori di stato di suoli agricoli dismessi sottoposti ad interventi sperimentali di riforestazione con specie arboree a rapida crescita. Lo studio dell'attività metabolica della biomassa microbica nei confronti dell'accumulo della sostanza organica può contribuire positivamente nella comprensione e nella prevenzione dei meccanismi di declino dei suoli.

Bibliografia

- ANDERSON T. H., K.H. DOMSCH. 1985. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soil*, 1 :81-89.
- ANDERSON T. H., K.H. DOMSCH. 1990. Application of ecophysiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomass from soils of difference cropping histories. *Soil Biol. Biochem*, 10:251-255.
- CHINESE MINISTRY OF FORESTRY. 1988. Forestry development in the northern plains region. Afforestation Bureau work report, Beijing, China, 12pp
- COLLETTI L., 2001. Risultati dell'applicazione del regolamento CEE 2080/92 in Italia. *Sherwood*, 70: 23-31.
- GRAS M., M. PIVIDORI. 2003. La robinia. In: G. Minotta (ed.), *L'arboricoltura da legno: un'attività produttiva al servizio dell'ambiente*. Edizioni Avenue media, Bologna, pp. 38-42.
- ISERMAYER H., 1952. Eine einfache Methode sur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenernah Bodenk*, 56:26-38.
- MALVOLI M, P. POLLEGIONI, M. LAUTERI, P. PARIS, A. MUSICANTI, A. PISANELLI, S. MAPELLI, F. CANNATA. 2003. Robinia pseudoacacia L. è una specie da valorizzare o un'aliena da combattere? *Sherwood* (in stampa).
- MERCURIO R., G. MINOTTA. 2000. Paulonie. In: *Arboricoltura da Legno*, CLUEB, Bologna, pp. 155-157.
- METODI UFFICIALI DI ANALISI CHIMICA DEL SUOLO. 1994. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo Ed. Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali. - MiRAAF (Rome), Italy.
- MEZZALIRA G, M. BROCCHI COLONNA. 2002. Paulownia, un'arboricoltura da legno multifunzionale. *L'Informatore Agrario* 1: 65-73.
- MUSICANTI A., M.C. MONTEVERDI, S. MAPELLI, E. BRUGNOLI, F. CANNATA. 2001. Capacità adattativa all'ambiente meso-Mediterraneo di Paulownia spp. *Atti del convegno sifef, Ottobre Viterbo* (in stampa).
- MUYS B., N. LUST 1992. Inventory of the earthworm communities and the state of litter decomposition in the forests of Flanders, Belgium, and its implications for forest management. *Soil Biol. Biochem* 24: 1677-1681.
- ODUM E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:242-270.
- PARIS P., A. MUSICANTI, M.E. MALVOLI, A. PISANELLI, F. CANNATA, S. MAPELLI. 2002. Ricerche sulla Robinia pseudoacacia L. nell'arboricoltura a turno breve. In: Baldini S. (ed.), *Biomasse Agricole e Forestali a Uso Energetico*. Atti del Convegno D.I.M.A.F., Allerona (TR), Set. 2000, AGRAD editrice, Roma, pp. 52-65.
- PARIS P., A. PISANELLI, G. OLIMPIERI, M. CHERUBINI, F. CANNATA. 1999. La robinia (Robinia Pseudoacacia L.) nella Short Rotation Forestry: influenza della distanza d'impianto e del turno sulla produttività. *Atti del XXXIII Convegno Annuale Società Italiana di Agronomia, le colture "non alimentari"*, Università degli Studi di Padova, AGRIPOLIS -Legnaro (PD), 20-23 Settembre 1999.
- PINZARI F, A. TRINCHERA, A. BENEDETTI, P. SEQUI. 1998. Defining soil quality in mediterranean forest systems: microbial biomass activity. *Proc., 9th Int. Symp. Of MESAEP, Sorrento, Italy. Fresenius Envir. Bull.* 7:447-457.
- PINZARI F., M.T. DELL'ABATE, A. BENEDETTI, C. DAZZI. 2001. Effects of Cedrus atlantica and Pinus halepensis on the chemistry and fertility of a Mediterranean soil after 40 years. *Can. J. Soil Sci.* 81: 553-560.
- PINZARI F., M.T. DELL'ABATE, A. BENEDETTI, C. DAZZI. 2002. Energy use in the A and B horizons of the soil under a pine and a cedar stand. *Developments in Soil Science*, Vol. 28B:405-414.
- POST W. M., K.C. KWON. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-327.
- PRIHA O., A. SMOLANDER. 1997. Microbial biomass and activity in soil and litter under Pinus sylvestris, Picea abies and Betula pendula at originally similar field afforestation sites. *Biol Fertil Soils*, 24 :45-51.
- RICHARDS L.A., M. FIREMAN. 1943. Pressure plate apparatus for measuring moisture absorption and transmission by soils. *Soil Sci.*, 56: 395-404.
- RIFFALDI R., A. SAVIOZZI, R. LEVI-MINZI. 1996. Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biol. Fertil. Soils*, 22:293-298.
- SPRINGER U., J. KLEE. 1954. Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigeren Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernähr. Dang. Bodenk*, 64: 1.
- TITTARELLI F. 1995. Tecniche biochimiche e mineralizzazione della sostanza organica dei reflui zootecnici e delle biomasse di recupero in: *Atti del Convegno P.A.N.D.A. "Tecnologie chimiche avanzate per l'agricoltura"*. Roma, 10-11 Aprile 1995, pp. 137-144.
- VANCE E.D., P.C. BROOKES, D.S. JENKINSON. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, No 6: 703-707.
- WALTHER GR., E. POST, P. CONVEY, A. MENZEL, C. PARMESAN, T.J.C. BEEBEE, J.M. FROMENTIN, O. HOEGH-GULDBERG, F. BAIRLEIN. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-394.

VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DEL SUOLO MEDIANTE INDICI MICROBICI E CHIMICI IN UN CONFRONTO FRA PRATO STABILE E ROTAZIONE CON ARATURA PROFONDA

C. Gamba, C. Piovaneli, R. Papini, E. Batistoni, S. Simoncini, G. Valboa, G. Brandi¹

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze

Abstract

The paper reports the results of a comparison between stable meadow and a rotation with conventional tillage by using soil microbiological and chemical index. The experiment begun as early as 1982 in the Experimental Center of ISSDS (Fagna, Firenze, Italy) in a *Calcaric Stagnic Cambisols* soil. Total N, total organic and extractable C and humic components (CH+FA) were determined in each sample and the resulting humification index, degree and rate were also worked out. The microbial activity of soil was estimated by means of microbial respiration degree, biomass C, carbon mineralization index, metabolic quotient of C and denitrify enzymatic activity (DEA).

The tillage plots, in the 0-40 cm soil profile, show the same content of biomass C, nitrogen, total organic carbon and humic fraction. In the meadows there are more biomass and nutrients in the 0-10 layer than in the deep one. After 20 years from the beginning of the experimentation, a great increase in the humification can be observed in the upper layer along with a low carbon mineralization, in spite of the high biomass content. The N and C content is similar in the deep layers for both plots, while the degree and rate of humification are higher in the meadows soil than in the tillage one. In the deep layer the microbial activity decreases more in the meadow than in the tillage plots. The C mineralization increases in the deep layer especially in the tillage soil.

Key words: Microbic biomass (SIR), Bio-indicator, C Sequestration, O.M. Mineralization, Humic Index

Riassunto

Il lavoro riporta i risultati di uno studio impostato sul confronto di attività microbiologiche e chimiche del suolo in un prato stabile e in una rotazione medica - cereali autunno vernini, con lavorazioni tradizionali. Le parcelle, costituite nel 1982, sono localizzate presso l'azienda sperimentale di Fagna (FI) dell'ISSDS, su un suolo *Calcaric Stagnic Cambisols*. Sui campioni di suolo sono stati determinati: azoto totale, carbonio organico totale ed estraibile e le componenti umiche (CH+FA) da cui sono stati calcolati l'indice, il grado ed il tasso di umificazione. L'attività microbica del suolo è stata valutata mediante la misura della respirazione microbica, della biomassa C, dei relativi indici di mineralizzazione e quoziente metabolico del carbonio, e dell'attività enzimatica ammonio-ossidante (DEA).

Nel complesso il suolo lavorato si presenta molto omogeneo nello strato 0-40 cm, non solo per quanto concerne la microflora ma anche per quanto riguarda il contenuto di azoto, il carbonio organico totale, estraibile ed umificato.

Il suolo del prato stabile mostra invece una netta separazione fra lo strato 0-10 cm e quelli sottostanti, sia per quanto riguarda l'accumulo di sostanze nutritive che per l'elevato contenuto di biomassa microbica. In particolare, dopo 20 anni dall'impianto, si rileva un notevole aumento, nello strato superficiale, di sostanza organica umificata e, quindi, nonostante la presenza di una microflora abbondante, difficilmente mineralizzabile.

In profondità il contenuto totale di N e C del prato tende ad eguagliare quello del lavorato mentre il grado ed il tasso di umificazione della sostanza organica del prato si mantengono notevolmente più alti. L'attività microbica diminuisce progressivamente con la profondità con valori maggiori nel lavorato rispetto al prato. L'indice di mineralizzazione, nel prato, aumenta con la profondità pur non raggiungendo i valori del lavorato.

Parole chiave: Biomassa microbica (SIR), Bioindicatori, Sequestrazione di C, Mineralizzazione della S.O., Indice di umificazione della S.O.

Introduzione

L'intensificazione in campo agronomico delle lavorazioni del terreno ha determinato un progressivo impoverimento del contenuto di sostanza organica nel suolo con riflessi sui processi produttivi, sull'ecosistema e sull'incremento delle emissioni di carbonio in forma gassosa (CO₂), gas principale responsabile dell'effetto serra. Da questo punto di vista il suolo, se sottoposto ad una opportuna gestione, può svolgere la funzione di accumulatore di carbonio, nella forma organica, contribuendo così ad una diminuzione dell'emissione di CO₂ nell'atmosfera. E' ormai risaputo infatti che, sia l'intensità della mineralizzazione della sostanza organica del suolo che il suo accumulo, sono strettamente legati al tipo di gestione a cui il suolo è sottoposto.

¹ Lavoro effettuato nell'ambito del progetto SUOLO del MiPAF

Una gestione di tipo conservativo caratterizzata da assenza o ridotta lavorazione del terreno comporta, a lungo tempo, un aumento del contenuto di carbonio organico ed azoto totale rispetto ad un terreno sottoposto a periodica lavorazione. Secondo Campbell et al. (1996a) questo aumento diviene significativo dopo almeno 4 anni, mentre per Angers et al. (1997) possono occorrere, a seconda del tipo di suolo, da 5 a 10 anni. Come riscontrato da numerosi autori (Dalal, 1989; Woods, 1989; Eghball, 1994; Potter, 1998; Arshad et al., 1999) l'aumento è limitato ai primi centimetri di profondità, poiché i valori del carbonio organico tornano ad essere confrontabili con quelli del suolo lavorato già alla profondità di 10 cm. Il terreno lavorato presenta invece una maggiore uniformità sia di azoto che di carbonio organico lungo il profilo (Campbell et al., 1996b; Costantini et al., 1996).

La coltivazione intensiva non ha ripercussioni solo sul contenuto totale della sostanza organica ma anche sulla sua qualità e composizione (Wander et al., 1994), determinando una diversa distribuzione del contenuto di acidi umici e fulvici (Stevenson, 1994) ed influenzando di conseguenza le proprietà fisiche, chimiche e biologiche del suolo. Il grado di umificazione della sostanza organica è di fondamentale importanza per valutarne la stabilità e resistenza alla mineralizzazione, poiché generalmente è più facilmente attaccabile dai microrganismi quando ha alti contenuti di frazioni labili e scarsamente umificate (Cook e Allan, 1992; De Luca e Keeney, 1993).

Grazie alla sensibilità di questo parametro nei confronti delle diverse gestioni agronomiche le variazioni, sia quantitative che qualitative della sostanza organica, sono ritenute da molti autori (Sollins et al., 1996; Medeiros et al., 1996; Salinas-Garcia et al., 1997) il miglior indicatore della qualità del suolo, definita da Doran e Parkin (1994) come: *"capacità funzionale di un sistema per ottenere una produzione biologica sostenibile, garantendo la qualità dell'ambiente nel suo complesso, proteggendo le piante, gli animali e la salute umana"*.

Del resto, le variazioni di sostanza organica e nutrienti, si riflettono, nel tempo, sulla microflora e sulla sua attività, per cui anche la biomassa microbica risulta un importante e sensibile fattore per la determinazione della qualità del suolo (Ross et al., 1982; Powlson et al., 1987). La biomassa tende ad aumentare nello strato superficiale dei terreni sottoposti a minor disturbo rispetto a quelli lavorati profondamente (Alvarez, 1995; Salinas-Garcia et al., 2002; Papini et al., 2002a). Generalmente le differenze microbiologiche, fra suoli sottoposti a diversa gestione, non si manifestano prima di 10 anni dall'impianto (Campbell et al., 1996a; Doran et al., 1998). In una sperimentazione di monocoltura di mais (Papini et al., 2002b), invece, si sono riscontrate differenze significative tra diverse lavorazioni del suolo già dopo 6 anni dall'impianto, con maggior contenuto di biomassa e minor mineralizzazione nello strato superficiale delle parcelle sottoposte alla minima lavorazione.

Allo scopo di dare un contributo, anche quantitativo, alla tematica dell'impoverimento di sostanza organica dei suoli agrari, in questo lavoro sono stati presi in esame indicatori di tipo chimico (sostanza organica ed azoto totale) e biologico, su uno stesso suolo in cui sono state individuate due tipologie estreme di gestione: una intensiva e l'altra estremamente conservativa.

Materiali e metodi

La sperimentazione, è stata svolta presso il Centro Sperimentale di Fagna (Scarperia - Firenze) dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, su un suolo Calcari Stagnic Cambisol, secondo la classificazione FAO (1998). Sono stati messi a confronto due diversi usi del suolo: uno intensivo caratterizzato in passato da una rotazione cereale-medica e, da quattro anni, da una monocoltura di cereali autunno-vernini, in cui viene comunemente effettuata la lavorazione con aratura profonda a 40 cm (lavorato); l'altro conservativo, con gestione a prato stabile dal 1982 (prato).

I campionamenti sono stati effettuati il 22/03/02 a quattro profondità, ad intervalli di 10 cm, in tre blocchi per trattamento.

Analisi microbiologiche

L'attività respiratoria del suolo è stata determinata con l'impiego della calce sodata, secondo il metodo proposto da Edwards (1982), da noi adattato a condizioni sperimentali di laboratorio. La biomassa microbica è stata valutata col metodo SIR (Substrate Induced Respiration) di Anderson e Domsch (1978) modificato da West e Sparling (1986) per la determinazione gascromatografica della CO_2 , incubando 1 grammo di terreno con aggiunta di glucosio (30mg g^{-1}) e quantificando la CO_2 prodotta per via gascromatografica, con rivelatore TCD. L'indice di mineralizzazione è stato calcolato facendo il rapporto fra il C emesso con la respirazione in 7 giorni e il TOC (Dommergues, 1960). Il quoziente metabolico (qCO_2) è calcolato dal rapporto fra $C-CO_2$, emessa dal suolo in 24 ore, e C della biomassa (Anderson e Domsch, 1985). L'attività enzimatica denitrificante (DEA) è stata misurata su 20 g di terreno incubato per due ore in anaerobiosi, in presenza di acetilene (10% v/v) e con aggiunta di nitrato di potassio ($20\mu\text{g g}^{-1}$) (Smith e Tiedje, 1979) determinando il protossido di azoto emesso (N_2O) tramite gascromatografia capillare e rivelatore ECD (Arcara et al., 1995).

Analisi chimiche

Il carbonio organico (TOC) è stato determinato, su terreno seccato all'aria e macinato a 0,5 mm, per ossidazione a caldo con bicromato di potassio, in presenza di acido solforico e successiva titolazione con sale di Möhr (Yeomans e Bremner, 1988).

Il frazionamento della sostanza organica è stato eseguito seguendo il Metodo Ufficiale S.I.S.S. (Sequi e De Nobili, 2000); la quantità di carbonio totale estraibile (TEC) e il carbonio umico (CH) sono stati determinati con titolatore automatico. L'indice di umificazione (HI) è stato calcolato come rapporto fra sostanza non umificata (TEC-CH) ed umificata; il grado di umificazione ed il tasso di umificazione rappresentano rispettivamente la percentuale di sostanza umificata sul carbonio organico estraibile e sul carbonio organico totale. L'azoto totale (N) è stato determinato con il metodo Kjeldahl, con l'impiego di un titolatore automatico.

I risultati sono stati riportati tutti al peso secco del terreno e sono stati elaborati statisticamente con ANOVA a due vie, per valutare gli effetti complessivi del diverso uso del suolo e l'interazione con la profondità, e con ANOVA a una via per separare gli effetti nei vari strati lungo il profilo del terreno; le medie sono state comparate impiegando il Duncan's multiple range test: nelle figure e nelle tabelle lettere diverse indicano medie significativamente differenti per $P < 0,05$.

Risultati e discussione

Nella tabella 1 sono riportati i risultati dell'analisi ANOVA ed il Duncan's test per le variabili eseguite nel confronto fra le due gestioni del suolo nel profilo 0- 40 cm.

Per tutte le variabili, ad eccezione della respirazione del suolo, le differenze fra i due usi del suolo sono risultate significative. La gestione a prato stabile dopo 20 anni dall'impianto ha consentito un notevole incremento di carbonio ed azoto totale ed una più intensa umificazione della sostanza organica (CH elevato ed HI basso rispetto al lavorato). Anche il contenuto di biomassa, misurata nell'intero profilo, è più alto nel prato e migliore risulta il suo stato di efficienza, come dimostrato dal più basso valore del quoziente metabolico. La mineralizzazione del carbonio è notevolmente più alta del terreno lavorato, evidenziando per questa gestione del suolo un maggior consumo di sostanza organica, dispersa come CO_2 .

Tabella 1. Analisi ANOVA e Duncan's test per le variabili analizzate per i fattori gestione del suolo e profondità. Lettere diverse indicano differenze significative per $P < 0,05$

	TOC %	N tot %	TEC %	CH %	HI	Biomassa $mgC100g^{-1}$	Respirazione $mgCO_2$ $100g^{-1} 24h^{-1}$	Coef. min. C	qCO_2 $*10^{-3}$	DEA μgN_2Og^{-1}
Gestione (G)										
Prato	1.277 a	0.165 a	0.501 a	0.275 a	0.96 b	141 a	9.49 a	1.556 b	0.766 b	763 a
Lavorato	0.894 b	0.115 b	0.238 b	0.055 b	4.08 a	128 b	9.43 a	2.027 a	0.825 a	359 b
Profondità (P)										
0-10	1.694 a	0.202 a	0.653 a	0.341 a	2.17 a	174 a	11.74 a	1.517 b	0.771 a	1621 a
10-20	0.973 b	0.130 b	0.314 b	0.129 b	2.29 a	127 b	9.45 b	1.863 a	0.838 a	331 b
20-30	0.892 bc	0.120 bc	0.286 c	0.113bc	2.80 a	122 bc	8.52 bc	1.816 ab	0.787 a	174 bc
30-40	0.784 c	0.109 c	0.223 d	0.076 c	2.82 a	115 c	8.11 c	1.973 a	0.788 a	118 c
Interazione										
G*P	***	***	***	***	ns	***	***	ns	ns	***

*** $P < 0,001$

Risultati analoghi sono stati ottenuti da Franzluebbers et al. (1998) confrontando suoli sottoposti a lavorazioni tradizionali e senza lavorazione. Il contenuto di azoto, carbonio organico e sue frazioni, biomassa, respirazione ed attività enzimatica denitrificante, diminuiscono in modo significativo con la profondità. Minori differenze si verificano per gli indici di umificazione, mineralizzazione e quoziente metabolico.

Vista l'elevata interazione fra i due fattori, è stato affrontato, per i diversi parametri, il confronto fra le due gestioni del suolo nei singoli strati.

Se si prendono in esame il contenuto di carbonio organico ed azoto alle diverse profondità, riportato in figura 1, si può osservare come la gestione del suolo con lavorazione determini una loro omogenea distribuzione nel profilo 0 - 40 cm.

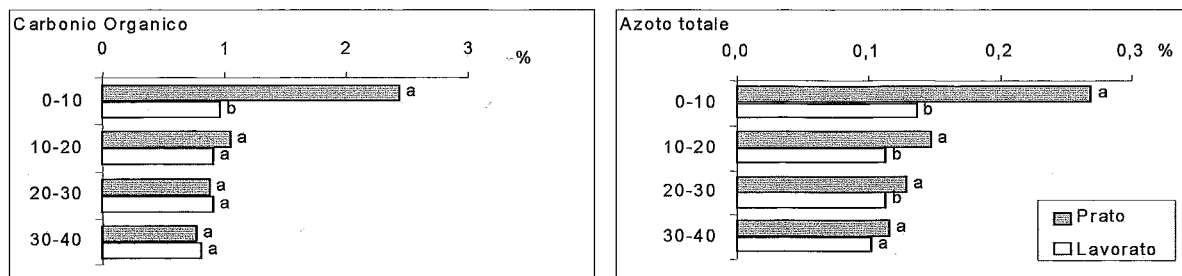


Figura 1. Contenuto di carbonio organico totale ed azoto totale alle diverse profondità nel suolo del prato e del lavorato. Lettere diverse indicano differenze significative fra i due tipi di gestione del suolo

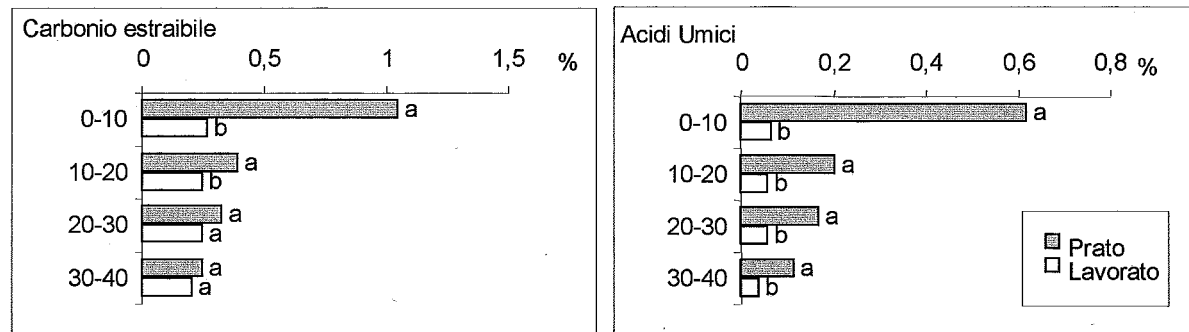


Figura 2. Contenuto di carbonio totale estraibile ed acidi umici alle diverse profondità nel suolo del prato e del lavorato. Lettere diverse indicano differenze significative fra i due tipi di gestione del suolo

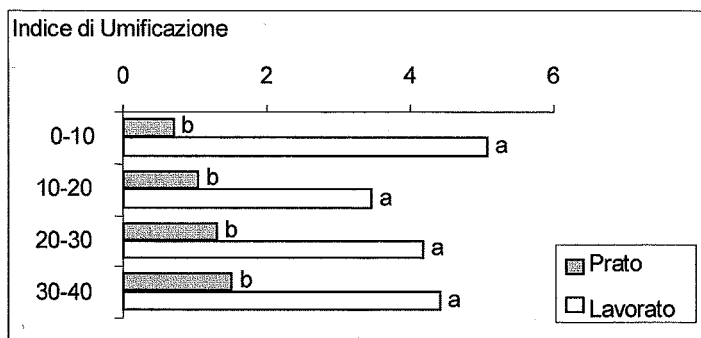
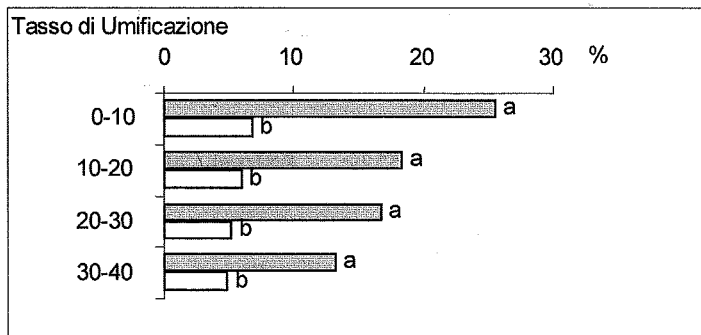
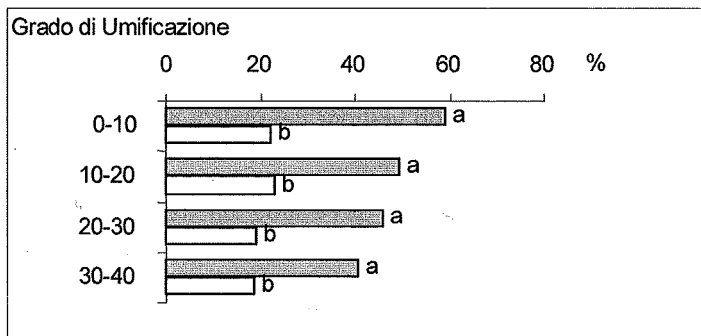


Figura 3. Grado, Tasso ed Indice di Umificazione nel suolo alle diverse profondità. Lettere diverse indicano differenze significative fra i due tipi di gestione del suolo

Nel suolo del prato stabile invece si osserva nello strato superficiale un fortissimo incremento sia di carbonio organico che di azoto. Come riscontrato da numerosi autori (Dalal, 1989; Woods, 1989; Eghball, 1994; Potter, 1998) tale aumento è limitato ai primi centimetri di profondità. I valori del carbonio organico tornano ad essere confrontabili con quelli del suolo lavorato già alla profondità di 10 cm, mentre il contenuto di azoto, seppur diminuendo, si mantiene maggiore nel suolo del prato fino a 30 cm di profondità. L'elevato grado di correlazione fra carbonio e azoto ($r=0.97$) evidenzia la natura prettamente organica di quest'ultimo.

I risultati del frazionamento della sostanza organica (fig. 2) mettono in evidenza nello strato superficiale del prato un elevato contenuto di carbonio estraibile e soprattutto un forte incremento degli acidi umici e fulvici, rispetto al lavorato. Il contenuto di carbonio estraibile, già alla profondità di 20-30 cm, ha valori omogenei nei due trattamenti mentre il contenuto di acidi umici, si mantiene superiore nel suolo del prato, anche in profondità. Questo evidenzia, a parità di contenuto di sostanza organica, per il prato una più intensa umificazione in tutto il profilo studiato, rispetto al suolo lavorato.

Nel suolo del prato, infatti, il grado di umificazione della sostanza organica, che esprime la percentuale di sostanza umificata sul carbonio estraibile, ha un valore mediamente triplo (60% in superficie) rispetto al suolo lavorato; questo valore diminuisce progressivamente con la profondità, presentando comunque una discreta umificazione fino a 40 cm (fig. 3). Nel suolo lavorato il valore è intorno al 20% in tutto il profilo. Il tasso di umificazione risulta simile al grado di umificazione: nel prato, in superficie, oltre il 25 % della sostanza organica risulta umificata mentre, nel lavorato, la percentuale scende ad 8%. L'indice di umificazione, espresso dal rapporto fra sostanza non umificata ed umificata è, in tutti gli strati, molto alto per il lavorato, evidenziando una scarsa umificazione. Per il suolo del prato i valori sono più bassi, particolarmente in superficie, anche se risultano comunque piuttosto elevati per un suolo agrario (Giandon et al., 1992; Sequi et al., 1996). Si può quindi osservare, dopo 20 anni di gestione con prato stabile, un significativo incremento di sostanze umiche, nel profilo 0-40 cm, rispetto al lavorato (tab. 1) con un abbassamento dell'indice di umificazione da 4,1 a 0,9, oltre ad un complessivo incremento di carbonio ed azoto totali.

Il contenuto di biomassa microbica è risultato nel complesso maggiore nel suolo del prato (tab. 1), ma l'aumento è limitato allo stato superficiale, come hanno anche rilevato Doran et al. (1998). Nello strato 10-20 cm di profondità, il contenuto di biomassa del prato non si discosta da quello del lavorato, ed oltre questa profondità si ha un'inversione di tendenza, con valori significativamente maggiori nel lavorato rispetto al prato (fig. 4).

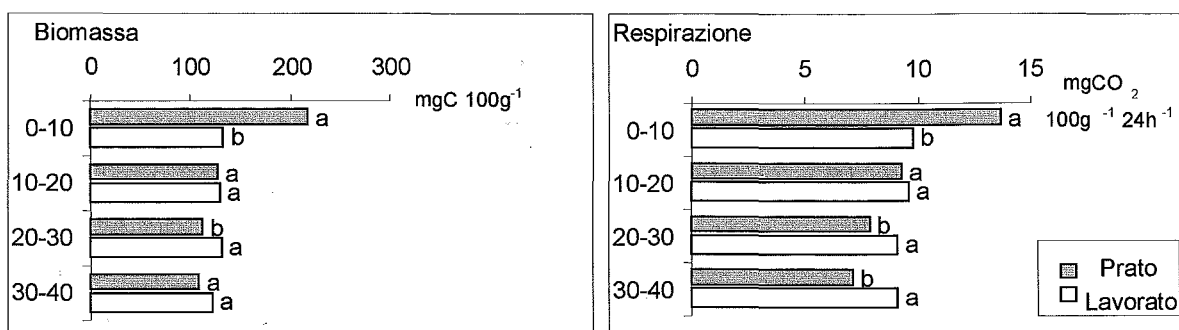


Figura 4. Contenuto di biomassa microbica e respirazione del suolo dei due trattamenti analizzati. Lettere diverse indicano differenze significative fra i due tipi di gestione del suolo

Andamento del tutto analogo si verifica per l'attività respiratoria che mostra, nel suolo del prato, una diminuzione complessiva della microflora e della sua attività al di sotto dei 10 cm, legata alla scarsa ossigenazione (come riscontrato da Franzluebbers e Arshad, 1996) e al mancato apporto di sostanza organica facilmente mineralizzabile. Il suolo del lavorato, grazie al rimescolamento che interessa l'intero profilo, risulta invece omogeneo sia per il contenuto di biomassa che per attività microbica (Papini et al., 2002). Anche la mineralizzazione del carbonio (fig. 5) del suolo lavorato ha un valore costante a tutte le profondità analizzate e sempre maggiore rispetto al prato, particolarmente nello strato superficiale, dove il coefficiente risulta addirittura doppio.

La minore attività di mineralizzazione nel prato, a parità di carbonio organico, è dovuta all'elevato grado di umificazione della sostanza organica, infatti la presenza di composti umificati rende la sostanza organica più difficilmente degradabile da parte della microflora rispetto a composti più labili (Cook e Allan, 1992; De Luca e Keeney, 1993).

Nel complesso per quanto riguarda l'attività metabolica, i due diversi trattamenti hanno riflessi principalmente nello strato superficiale. Al di sotto dei 10 cm, come evidenziato anche dall'omogeneità del quoziente metabolico, non si verificano significative differenze. I dati di qCO_2 sono comunque piuttosto bassi, sottolineando un buono stato di efficienza della biomassa microbica (Anderson e Domsh, 1985).

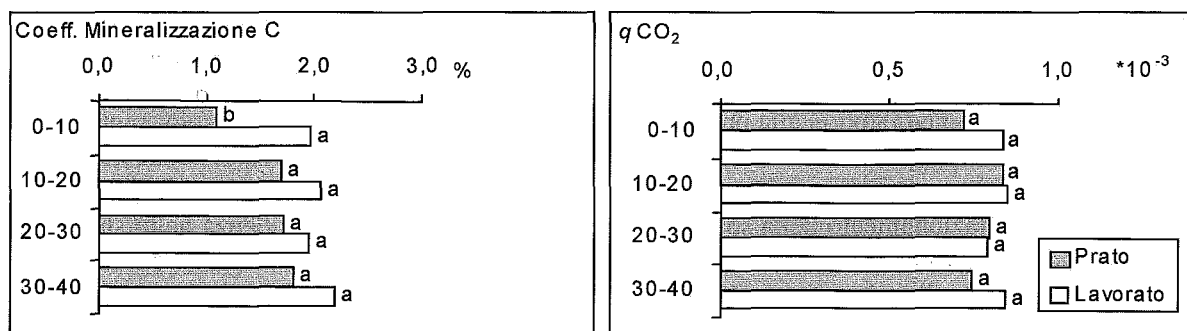


Figura 5. Coefficiente di mineralizzazione del carbonio e quoziente metabolico della biomassa microbica nel suolo dei due trattamenti analizzati. Lettere diverse indicano differenze significative

Notevole differenza è stata riscontrata nell'attività enzimatica denitrificante nel suolo dei due trattamenti. Tale attività è risultata ben correlata ($P < 0.01$) sia con il contenuto di carbonio organico e le sue frazioni estraibili ed umificate, che con la biomassa e la respirazione. Il suolo del prato presenta in superficie una attività enzimatica quattro volte superiore al lavorato (fig. 6), la situazione si inverte completamente oltre i 10 cm di profondità con valori significativamente maggiori nel lavorato. Questo evidenzia come la lavorazione determini, con variazioni di contenuto idrico, ossigenazione ed apporto dalla superficie di sostanze facilmente mineralizzabili e scarsamente umificate, una maggiore potenzialità degli enzimi denitrificanti (Burford e Bremner, 1975).

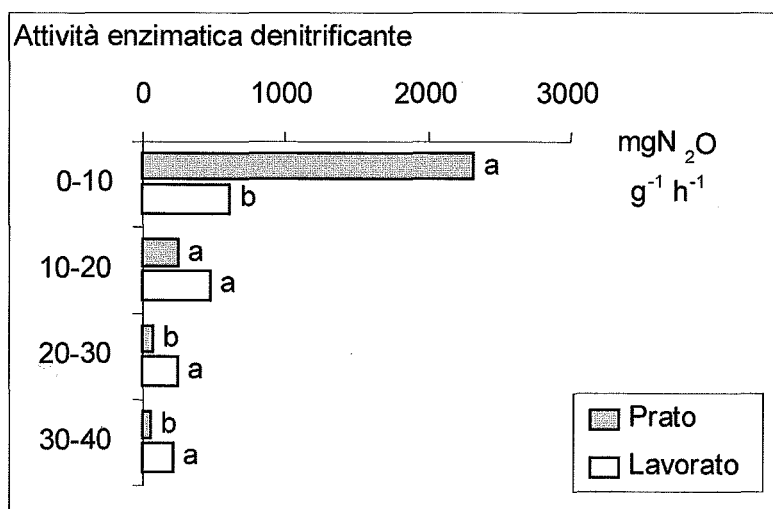


Figura 6. Attività enzimatica denitrificante del suolo sottoposto a diverso trattamento agronomico. Lettere diverse indicano differenze significative.

Conclusioni

Dai risultati della ricerca emerge l'importanza dell'uso del suolo agricolo sulla qualità del suolo nel suo complesso ed in particolare ai fini dell'accumulo di sostanza organica. Dopo 20 anni dall'impianto delle parcelle si sono verificate significative differenze nel profilo 0 - 40 cm del suolo sottoposto a prato stabile rispetto a quello della rotazione con lavorazione tradizionale. Le differenze riguardano sia il contenuto e la qualità della sostanza organica e dell'azoto, che quello di biomassa microbica e della sua attività. Prevalentemente si determina un significativo accumulo nello strato superficiale del prato di tutti gli elementi chimici e microbiologici considerati, che raggiungono valori più che doppi rispetto al suolo lavorato. Al di sotto di 10 cm i parametri sono confrontabili con quelli del suolo lavorato, se non più bassi, come si verifica per le misure di respirazione e biomassa. Dai risultati dell'analisi del grado di umificazione e mineralizzazione del carbonio, si evidenzia, però, nel suolo del prato stabile, una più intensa umificazione della sostanza organica ed una minore mineralizzazione del carbonio anche in profondità. Questo ci permette di sottolineare una migliore qualità del suolo, nel prato stabile, in tutto il profilo e non solo per gli strati superficiali. L'aumento di sostanza organica che si riscontra nel prato in superficie, unitamente alla sua maggiore umifica-

zione, anche negli strati più profondi, mette in luce la capacità di questa coltura di sequestrare carbonio organico in forma stabile nel corso degli anni. La lavorazione profonda si conferma invece un tipo di gestione dissipativa, non in grado di favorire accumulo di carbonio nel suolo, anche in presenza di rotazione colturale.

Bibliografia

- ALVAREZ R., SANTANATOGLIA O.J., GARCÍA R., 1995. Soil respiration and carbon inputs from crops in a wheat-soybean rotation under different tillage systems. *Soil Use Manag.* 11: 45-50.
- ANDERSON T.H., DOMSCH K.H., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil. Biol. Biochem.* 10, 207-213.
- ANDERSON T.H., DOMSCH K.H., 1985. Determination of ecophysiological maintenances requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biol. Fertil. Soils*, 1: 81-89.
- ANGERS D.A., BOLINDER M.A., CARTER M.R., GREGORICH E.G., DRURY C.F., LIAMG B.C., VORONEY R.P., SIMARD R.R., DONALD R.G., BEYAERT R.P., MARTEL J., 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of estern Canada. *Soil Till. Res.*, 41: 191-201.
- ARCARA P.G., BIDINI D., GAMBA C., 1995. La gascromatografia per la valutazione dell'attività denitrificante e degli acidi grassi volatili in suoli trattati con reflui zootecnici. *Atti Convegno P.A.N.D.A. Sottoprogetto III. Roma, Aprile 1995.*
- ARSHAD M.A., FRANZLUEBBERS A.J., AZOOZ R.H., 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern canada. *Soil till. res.* 53: 41-47.
- BURFORD J.R., BREMNER J.M., 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 7: 389-394.
- CAMPBELL C.A., MCCONKEY B.G., ZENTNER R.P., SELLES F., CURTIN D., 1996a. Long term effects of tillage and crop rotation on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 76:395-401.
- CAMPBELL C.A., MCCONKEY B.G., ZENTNER R.P., SELLES F., CURTIN D., 1996b. Tillage and crop rotation effects on soil organic C and N in a coarse-textured Typic Haploboroll in southwestern Saskatchewan. *Soil Till. Res.* 37: 3-14.
- COOK B.D., ALLAN D.L., 1992. Dissolved organic matter in old field soils: total amounts as a measure of available resources for soil mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 24: 585-594.
- COSTANTINI A., COSENTINO D., SEGAT A., 1996. Influence of tillage systems on biological properties of a Typic Argjudoll soil under continuous maize in central Argentina. *Soil Till. Res.* 38, 265-271.
- DALAL R.C., 1989. Long-term effects of no-tillage, crop residue, and nitrogen application on properties of a vertisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53 :1511-1515.
- DE LUCA T.H., KEBNEY D.R., 1993. Soluble anthrone-reactive carbon in soils: effect of carbon and nitrogen amendmets. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 1296-1300.
- DOMMERMUES Y., 1960. La notion de coefficient de mineralisation du carbone dans les sols. *L'Agronomie tropicale*, Vol 15, 1: 54-60.
- DORAN J.W., PARKIN T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In Doran J.W. (Ed). *Defining Soil Quality for Sustainable Environment*, SSSA Special Publication, 35SSSA and ASA, Madioson, WI, pp: 3-23.
- DORAN J.W., ELLIOT E.T., PAUSTIAN K., 1998. Soil microbial activity, nitrogen cycling and long-term changes in organic carbon pools as related to follow tillage management. *Soil Till. Res.* 49: 3-18.
- EDWARDS N.T., 1982. The use of soda lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. *Pedobiologia*, 23: 321-330.
- EGHBALL B., MIELKE L.N., MCCALLISTER D.L., DORAN J.W., 1994. Distribution of organic carbon and inorganic nitrogen in a soil under various tillage and crop sequences. *J. Soil Water Cons.* 49: 201-205.
- FAO - IUSS - ISRIC, 1998. *World Reference Base for Soil Survey*, FAO report n° 84.
- Franzluebbers A.J., Arshad M.A. (1996). Soil organic matter pools with conventional and zero tillage in a cold semiarid climate. *Soil Tillage Res.* 39: 1-11.
- FRANZLUEBBERS A.J., HONS F.M., ZUBERER D.A., 1998. In situ and potential CO₂ evolution from a Fluventic Ustocrypt in southcentral Texas as affected by tillage and cropping intensity. *Soil Till. Res.* 47: 303-308.
- GIANDON P., GIOVANARDI G., DE NOBILI M., GIARDINI L., 1992. Influenza della rotazione colturale e della concimazione sulle caratteristiche della sostanza organica del terreno. *Agrochimica*, 35:235-244.
- MEDEIROS J.C., SERRANO R.E., MARTOS J.L.H., GIRON V.S., 1996. Effect of various soil tillage systems on structure development in a Haploxeralf of central spain. *Soil Technol.* 11: 197-204.
- PAPINI R., GAMBA C., PIOVANELLI C., BRANDI G., 2002A. Impact of tillage practices on seasonal nitrate dynamics, leaching and microbial activity in a crop rotation. In: *Developments in Soil Science, Volume 28B* (A. Violante, P. M. Huang, J. L. Bollag and L. Gianfreda Ed.). Academic Press New York, pp. 275-287.
- PAPINI R., PIOVANELLI C., GAMBA C., BRANDI G., BATISTONI E., 2002b. Influenza del tipo di lavorazione sulle caratteristiche biologiche e sul contenuto di sostanza organica e di azoto nel profilo di suolo in una monocoltura di mais. *Atti convegno S.I.C.A. 2002.*
- POTTER K.N., TORBERT H.A., JONES O.R., MATOCHA J.E., MORRISON J.E., UNGER P.W., 1998. Distribution and amount of soil organic C in long-term management systems in Texas. *Soil Till. Res.* 47:309-321.
- POWLSON D.S., BROOKES P.C., CHRISTENSENS B.T., 1987. Measurement of soil microbial biomass provides and early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation
- ROSS D.J.K., TATE R., CAIRNS A., MEYRICK K.F., PANSIER E.A., 1982. Restoration of pasture after topsoil removal: effect of soil carbon and nitrogen mineralization, microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 14: 575-581.
- SALINAS-GARCIA J.R., HONS F.M., MATOCHA J.E., 1997. Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 152-159.
- SALINAS-GARCIA J.R., VELAZQUEZ-GARCIA J. DE J., GALLARDO-VALDEZ M., DIAZ-MEDEROS P., CABALLERO-HERNANDEZ F., TAPIA VARGAS L.M., ROSALES-ROBLES E., 2002. Tillage effects on microbial biomass and nutrient distribution in soils under rain-fed corn production in central-western Mexico. *Soil Till. Res.* 66: 143-152.

- SEQUI P., DE NOBILI M., LEITA L., CERCIGNANI G., 1996. A new index of humification. *Agrochimica*, 30: 175-179.
- SEQUI P., DE NOBILI M., 2001. Frazionamento del carbonio organico. *Metodi di analisi chimica del suolo*, VIII, 1-13.
- SMITH M. S., TIEDJE J. M., 1979. Phase of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 11, 261-267.
- SOLLINS P., HOMANN P., CALDWELL B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74: 65-105.
- STEVENSON F.J. (1994). *Humus chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. 2nd ed. John Wiley and sons, New York, 1994.
- WANDER M.M., TRAINA S.J., STINNER B.R., PETERS S.E., 1994. The effect of organic and conventional management on biologically-active soil organic matter pools. *soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1130-1139.
- WEST A.W., SPARLING G.P., 1986. Modification to the substrate-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of differing water contents. *J Microbiol Meth* 5: 117-189.
- WOODS L.E., 1989. Active organic matter distribution in the surface 15 cm of undisturbed and cultivated soil. *Biol. Fert. Soils* 8: 271-278.

PRESENZA DI GRUPPI MICROBICI FUNZIONALI IN UNA CONSTRUCTED WETLAND PER LA DEPURAZIONE DI REFLUI CASEARI

R. Gorra, C. Mattana, R. Ambrosoli, E. Zanini

Dipartimento di Valorizzazione e Protezione delle Risorse Agroforestali - Di. Va.P.R.A - via Leonardo da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco (TO).

Abstract

Constructed wetlands are low environmental impact systems for the depuration of liquid wastes from various origin. They are based on the synergic activity of the hydrophytes which grow in the liquid, and the aerobic and anaerobic microflora of their rhizosphere. In order to verify the contribution given to the depuration by microorganisms, the evolution of the functional microbial groups involved in the depuration process was studied in the first year of the starting phase of a plant for the treatment of cheesemaking wastes, located in alpine environment (Aosta Valley, Northwest Italy). Comparison between microbiological and chemical results allowed to obtain information about the evolution of microbial colonisation in the plant, showing that ammonia and nitrite oxidizers were numerous at the beginning of monitoring analyses, but subsequently underwent a severe reduction in late Spring 2002 due to the reduction of liquid waste in such period.

Riassunto

Le constructed wetlands per la depurazione di reflui di diversa origine sono sistemi a basso impatto ambientale basati sull'azione sinergica di specie vegetali idrofile e di microflora aerobica/anaerobica che si sviluppano nell'ambiente rizosferico. In una constructed wetland allestita per il trattamento delle acque di lavaggio provenienti da un caseificio valdostano (località Champagne, Aosta), è stata studiata l'evoluzione dei principali gruppi microbici funzionali coinvolti nel processo di depurazione, durante il primo anno della messa in funzione dell'impianto. Il confronto tra dati microbiologici e chimici ha permesso di acquisire informazioni sul progresso della colonizzazione microbica nel periodo iniziale del funzionamento della wetland e sull'entità del suo contributo alla depurazione.

Parole chiave: Gruppi funzionali microbici, azoto, nitrificanti, nitrosanti, denitrificanti, constructed wetlands.

Introduzione

Le aree umide naturali (wetlands), ecosistemi idromorfi colonizzati da specie vegetali adattate a condizioni di suolo saturo, sono sede di molteplici processi biologici derivanti dai complessi rapporti che s'instaurano soprattutto tra piante idrofile e comunità microbiche. La grande attività biologica propria di questi ecosistemi ne consente l'utilizzo per il trattamento di reflui di diversa origine, convertiti, grazie al riciclaggio nelle catene biologiche, in biomassa microbica, suolo e gas atmosferici, o elementi essenziali utilizzati dalle piante per produrre nuova fitomassa. Perciò, una delle tecniche più promettenti per il trattamento delle acque reflue è quella che sfrutta le cosiddette aree umide artificiali (constructed wetlands), impianti razionalmente progettati e costruiti al fine di ottimizzare le caratteristiche depurative dei sistemi naturali (DeBusk e Reed, 1992; Kowalik, 1995).

Uno dei processi fondamentali che si verificano durante la depurazione è quello di mineralizzazione della sostanza organica presente nel refluo. Nelle wetlands, i passaggi considerati decisivi a tal fine sono la nitrificazione e la denitrificazione. Questi due metabolismi respiratori, rispettivamente aerobio e anaerobio, sono compiuti da gruppi microbici il cui sviluppo è favorito dalla presenza di idrofite radicate (ad es. *Phragmites australis*) in grado di veicolare ossigeno attraverso il fusto fino alle radici, creando a livello di queste contemporaneamente siti aerobici e anaerobici che rendono possibili entrambi i metabolismi.

La nitrificazione (ossidazione di NH_4^+ a NO_3^- con produzione intermedia di NO_2^-) è condotta per la maggior parte da batteri autotrofi ammonio-ossidanti (gen. *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, ecc.) e nitrito-ossidanti (gen. *Nitrobacter*, *Nitrococcus* ecc.) appartenenti alla famiglia delle Nitrobacteriaceae, e in parte da microflora eterotrofe. La denitrificazione (riduzione del NO_3^- a forme volatili) avviene invece grazie all'azione di microrganismi appartenenti a generi più eterogenei e meno specializzati (*Clostridium*, *Bacillus*, *Enterobacter*, ecc.) (Wrage et al., 2001).

Nel presente lavoro è stata presa in considerazione l'evoluzione di questi gruppi microbici durante la fase di avviamento di una constructed wetland sperimentale per il trattamento di reflui caseari, in Valle d'Aosta.

Materiali e metodi

L'impianto sperimentale, situato presso il caseificio di Champagne (A_0), occupa una superficie di 200 m² ed è costituito da una trincea della profondità di circa 1 m impermeabilizzata con materiale plastico in modo da evitare span-

dimenti di liquido e percolazione di inquinanti nel suolo sottostante. Tale trincea ha una pendenza di circa il 3% in modo da garantire un regolare deflusso del refluo, ed è suddivisa in cinque settori riempiti con differenti materiali (nell'ordine ghiaia, inerti provenienti da una vicina discarica, materiale ferroso, zeolite, pietrisco e frantumato di roccia).

Il sistema è alimentato automaticamente tramite una pompa sommersa che preleva periodicamente i reflui dalla vasca di stoccaggio del caseificio. Giornalmente sono immessi nel sistema circa 6000 litri. Per evitare sversamenti sul terreno, il liquido in uscita dal trattamento è rimandato nella vasca di stoccaggio per mezzo di una seconda pompa in corrispondenza dello sbocco finale dell'impianto, che entra in funzione quando il liquido depurato raggiunge un determinato livello all'interno del serbatoio di raccolta. In entrata e uscita del sistema sono posti due contatori per il monitoraggio dei volumi di liquido.

Nell'agosto 2001, nella trincea sono state messe a dimora piante appartenenti alla specie *Phragmites australis*, interrando nei diversi settori frammenti di rizoma ricavati da piante prelevate da un'area umida naturale situata nei pressi, dopodiché l'impianto è entrato progressivamente in funzione, raggiungendo il regime idraulico definitivo tra l'autunno e l'inverno 2001.

A partire dall'inverno 2001, sull'impianto sono stati effettuati, con cadenza bimensile, campionamenti sia dei substrati di riempimento sia degli effluenti nelle diverse fasi del trattamento.

Sui substrati sono state effettuate le seguenti analisi: carica microbica totale, ATP microbico, batteri ammonio-ossidanti e nitrito-ossidanti autotrofi, batteri denitrificanti. Sugli effluenti: pH, azoto totale, organico, ammoniacale, nitrico.

La quantificazione delle microflora ammonio-ossidanti e nitrito-ossidanti e di quelle denitrificanti è stata effettuata con tecnica MPN su substrati selettivi contenenti rispettivamente, come fonte di azoto, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, KNO_2 e KNO_3 (Trollenier, 1996; Schmidt e Belser, 1982; Tiedje, 1982). La carica totale è stata determinata per diluizione e disseminazione su piastre pronte Petrifilm (3M, USA). L'ATP microbico è stato determinato secondo la tecnica di Arnebrandt e Baath (1991). Le diverse forme di azoto sono state determinate secondo i metodi di analisi chimica del suolo (Violante, 2000).

La conoscenza dei volumi in ingresso ed in uscita dal sistema ha permesso la quantificazione delle quantità assolute di azoto.

I dati presentati si riferiscono al periodo compreso tra l'inverno 2001 e l'estate 2002.

Risultati e discussione

pH. Il pH del refluo (fig. 1) si è presentato generalmente acido all'ingresso di questo nel sistema, andando incontro ad un progressivo aumento medio nel passaggio attraverso i diversi settori. Nonostante ciò, nell'inverno 2001 e nella primavera successiva il parametro è rimasto sensibilmente al di sotto della neutralità nei settori iniziali, arrivando a valori prossimi a questa solo nei settori 4 e 5, determinando quindi una situazione non propriamente favorevole per la maggior parte delle microflora batteriche. Tale situazione è in ogni modo migliorata dell'estate 2002, anche grazie a un pH superiore a 5 in ingresso.

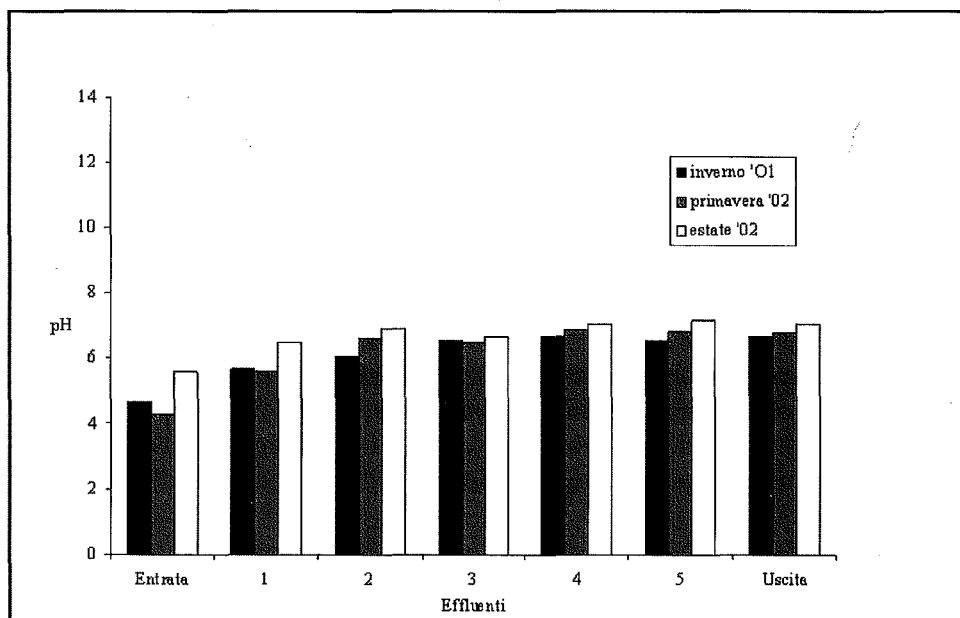


Figura 1.
Evoluzione media stagionale del pH negli effluenti dei diversi settori della Constructed Wetland sperimentale

Carica batterica totale e ATP microbico

Durante la fase di avviamento di una wetland, questi due parametri hanno la funzione di indice generale della colonizzazione batterica del sistema. Nel caso in esame, è osservabile una cospicua riduzione della carica batterica totale (figura 2) nel passaggio dal primo al secondo settore in tutte le stagioni considerate, cui ha fatto seguito una sostanziale stabilizzazione, con qualche occasionale oscillazione, negli altri settori. Dal punto di vista quantitativo non sono riscontrabili grandi differenze tra l'inverno 2001 e la primavera 2002, mentre nell'estate 2002 l'abbattimento della carica è stato superiore.

Un andamento mediamente simile nel corso dell'anno, ha avuto l'ATP microbico (figura 3), risultato strettamente correlato con la carica totale (figura 4). Ciò sembrerebbe indicare che le popolazioni microbiche hanno incontrato difficoltà a svilupparsi attivamente nelle condizioni presenti nell'impianto, nel periodo preso in considerazione. Tale dato è in accordo con quanto precedentemente osservato a proposito dell'evoluzione del pH.

Microflore funzionali rizosferiche

Da questi microrganismi, come si è detto, dipende in gran parte l'azione depurativa dell'impianto. La loro presenza è legata allo sviluppo delle piante e quindi è inizialmente limitata. Nella fase di avviamento di una wetland sarebbe auspicabile un loro aumento progressivo con il susseguirsi delle stagioni, man mano che la copertura vegetale prende consistenza.

Ammonio-ossidanti e nitrito-ossidanti autotrofi

Nell'inverno 2001 entrambi questi gruppi hanno presentato all'ingresso del sistema cariche intorno a 106 MPN/g di sostanza secca (figure 5 e 6), subendo una diminuzione considerevole in corrispondenza del settore 2 ma raggiungendo poi nei settori successivi valori di poco inferiori a quelli iniziali, praticamente costanti in tutto l'impianto. Al controllo primaverile del 2002 tale costanza si è sostanzialmente mantenuta, ma con un livello generalmente più basso di cariche, pari a 103-104 MPN/g di sostanza secca per i nitrito-ossidanti e leggermente inferiore per gli ammonio-ossidanti. Nell'estate 2002 questi sono andati incontro a un'ulteriore diminuzione nel settore iniziale (102 MPN/g di s.s.) mentre negli altri settori il loro numero è andato progressivamente aumentando, fino a

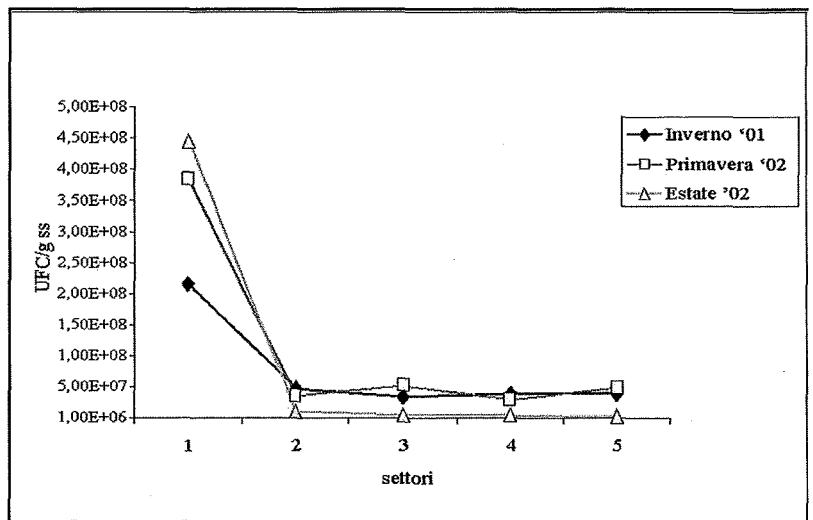


Figura 2. Evoluzione media stagionale della carica batterica totale nel substrato dei diversi settori della Constructed Wetland sperimentale

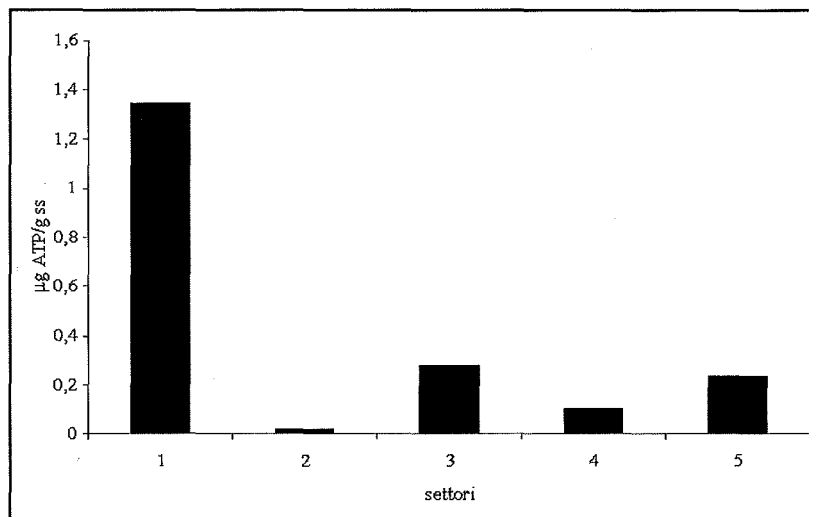


Figura 3. Evoluzione media annuale dell'ATP microbico nel substrato dei diversi settori della Constructed Wetland sperimentale

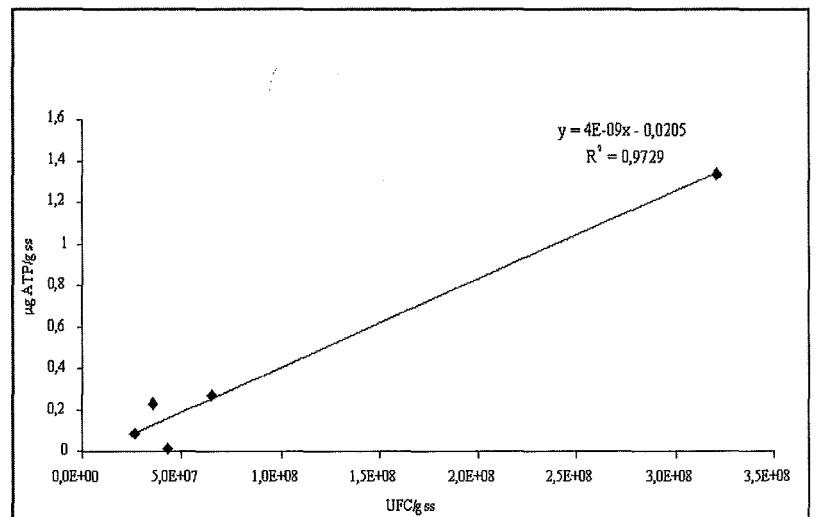


Figura 4. Correlazione tra carica batterica totale e ATP microbico (medie annuali dei valori) nella Constructed Wetland sperimentale.

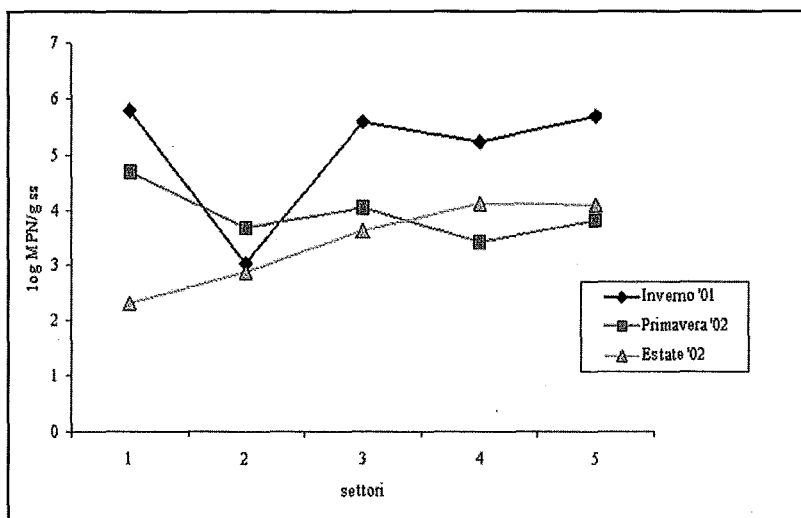


Figura 5. Evoluzione media stagionale delle cariche di batteri ammonio-ossidanti autotrofi nel substrato dei diversi settori della Constructed Wetland sperimentale

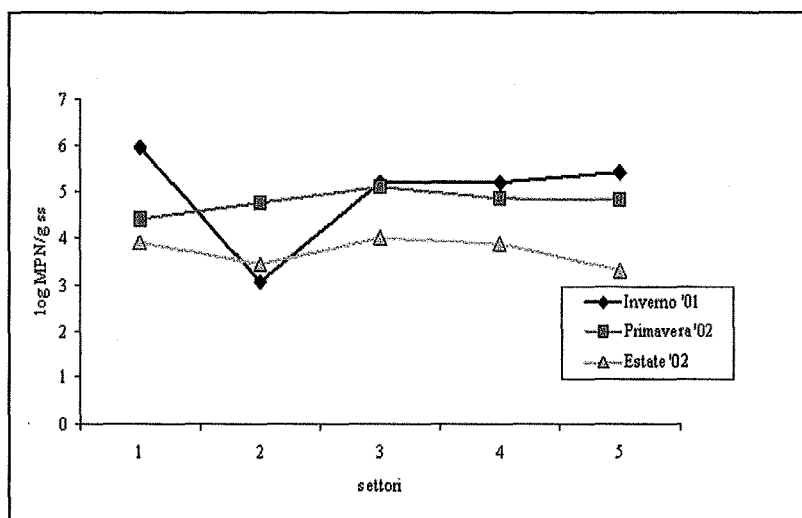


Figura 6. Evoluzione media stagionale delle cariche di batteri nitrito-ossidanti autotrofi nel substrato dei diversi settori della Constructed Wetland sperimentale

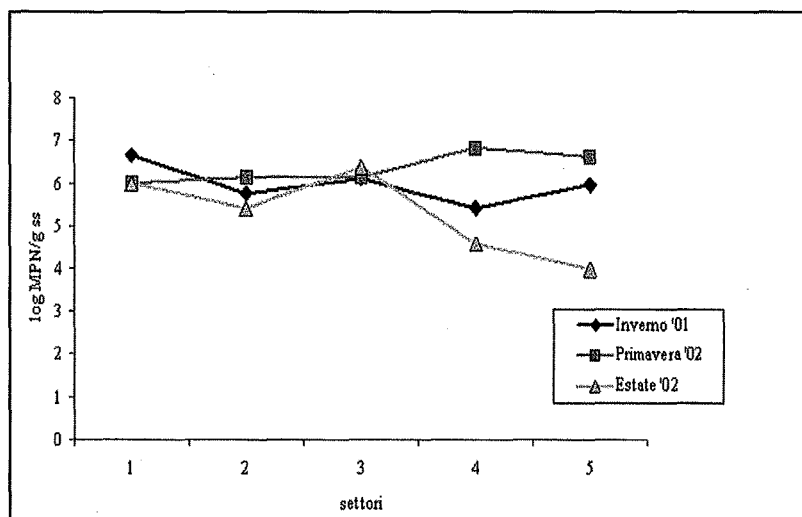


Figura 7. Evoluzione media delle cariche di batteri denitrificanti nel substrato dei diversi settori della Constructed Wetland sperimentale

ristabilire nel settore 5 quasi il livello della stagione precedente. Nel medesimo periodo, anche le microflora nitrito-ossidanti hanno subito un'ulteriore diminuzione (103-104 MPN/g di s.s.), che hanno mantenuto praticamente in tutti i settori dell'impianto.

Denitrificanti

Sia al controllo dell'inverno 2001 che a quello della primavera 2002 (figura 7), queste microflora si sono dimostrate relativamente stabili in tutto l'impianto, con cariche aggirantesi intorno a 106-107 MPN/g di s.s. Nell'estate 2002 questi valori si sono mantenuti nei settori 1, 2 e 3, ma sono sensibilmente calati (104 MPN/g s.s.) nei settori 4 e 5.

Forme di Azoto

In presenza di crescente attività della vegetazione e delle microflora rizosferiche, le forme di azoto dovrebbero tendere a diminuire nel percorso attraverso i settori della wetland e, soprattutto, l'entità di tale diminuzione dovrebbe migliorare con il trascorrere delle stagioni.

Le variazioni stagionali della concentrazione in azoto totale del refluo proveniente dai diversi settori, sono rappresentate nella figura 8. Come si può vedere, nell'autunno e nell'inverno 2001, e nella primavera 2002, tale concentrazione tende a diminuire man mano che il refluo si avvicina all'uscita dal sistema, anche se non è chiaramente visibile un effettivo miglioramento connesso con la successione stagionale. A tale proposito conviene ricordare che i dati espressi in concentrazione possono fornire un'indicazione imprecisa dell'effettiva rimozione dei soluti, poiché non tengono conto di possibili variazioni dei volumi di refluo, ad esempio in seguito ad un aumento dell'evapotraspirazione. Ciò, probabilmente, è da imputarsi all'occasionale incremento dell'azoto totale riscontrato nell'estate 2002 nei settori 2, 3 e 4, cui fa seguito comunque una netta diminuzione nel settore 5.

Un'informazione più sicura è ottenibile dalla considerazione dei quantitativi totali di azoto mediamente rimossi dal sistema in ogni stagione, espressi come efficienza percentuale (figura 9). Mentre la rimozione è stata assai modesta nell'inverno 2001 (intorno al 20%, con un incremento di azoto ammoniacale), successivamente è progressivamente aumentata, raggiungendo quasi l'80% nell'estate 2002.

Conclusioni

I dati microbiologici, nel loro complesso, indicano l'esistenza di difficoltà nell'insediamento delle microflora direttamente coinvolte nel processo di depurazione. Infatti, solo nell'estate 2002, e unicamente per i microrganismi nitrosanti, è stata rilevata una leggera tendenza all'aumento negli ultimi settori della wetland. Ciò farebbe supporre che la fase di avviamento del sistema, nel periodo preso in considerazione, fosse ancora ben lontana dalla sua conclusione. L'esame delle forme di azoto, viceversa, indica un progressivo miglioramento nell'efficienza di rimozione. Per l'azoto nitrico e ammoniacale, a tale miglioramento può aver contribuito l'azione delle idrofite (o più in generale della vegetazione spontanea presente). Nel caso dell'azoto organico, però, esso è certamente l'effetto dell'attività microbica, che evidentemente non è stata appieno rilevata dall'analisi microbiologica. In effetti, l'entità delle cariche microbiche, tradizionalmente determinata come cellule coltivabili nelle condizioni di laboratorio, non sempre corrisponde esattamente all'attività che tali cellule svolgono nell'ambiente naturale da cui provengono i campioni utilizzati per le analisi. Questo risulta dalla difficoltà di coltivazione in condizioni di laboratorio su mezzi selettivi soprattutto dei batteri ammonio-ossidanti e nitrito-ossidanti (Klemedtsson et al., 1999). E' noto inoltre (Ju et al., 2003) che il quantitativo di ATP prodotto autotroficamente nel processo di nitrificazione è in genere relativamente modesto. Il calo di ATP riscontrato all'interno del sistema, quindi, non indica necessariamente una diminuzione di questa attività. Il definitivo insediamento delle microflora per una resa ottimale della depurazione, comunque, può richiedere anche alcuni anni (Kowalik et al., 1995).

In conclusione, è possibile ipotizzare che nella wetland in esame la fase di avviamento sia più avanzata di quanto i risultati microbiologici farebbero ritenere. Si ritiene tuttavia necessario confermare questa indicazione con ulteriori analisi, che verranno condotte ricorrendo a metodiche, come quelle relative alla valutazione dell'attività enzimatica, atte a valutare con maggiore precisione l'azione svolta dai microrganismi.

Bibliografia

ARNEBRANT K., BAATH E., 1991. Measurements of ATP in forest humus. *Soil Biology & Biochemistry*, 23, 501-506.

DEBUSK W.F., REED S.C., 1992. Constructed wetland for waste quality improvements. *Agronomy Abstracts*. Am Soc Agron. Pp. 37. Madison Wisconsin (USA).

JU L., NALLAGATLA P.B., 2003. Monitoring and kinetic study of ammonia oxidation using dissolved oxygen electrode and NAD(P) H fluorometer. *Water Research*, 37, 188-196.

KLEMEDTSSON L., JIANG Q., KLEMEDTSSON A.K., BAKKEN L., 1999. Autotrophic ammonium-oxidizing bacteria in Swedish mor humus. *Soil biology & Biochemistry*, 31, 839-847.

KOWALIK P.J., MIERZEJEWSKI M., OBARSKA-PEMPKOWIAK H. E TOCZYLOWSKA I., 1995. Constructed wetlands for waste water treatment from small communities. *Politechnika Gdanska, Gdansk (Poland)*.

SCHMIDT E.L., BELSER L.W., 1982. Nitrifying bacteria. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (eds). *Methods of soil analysis, part 2*, pp 1027-1042. Madison, Wisconsin (USA).

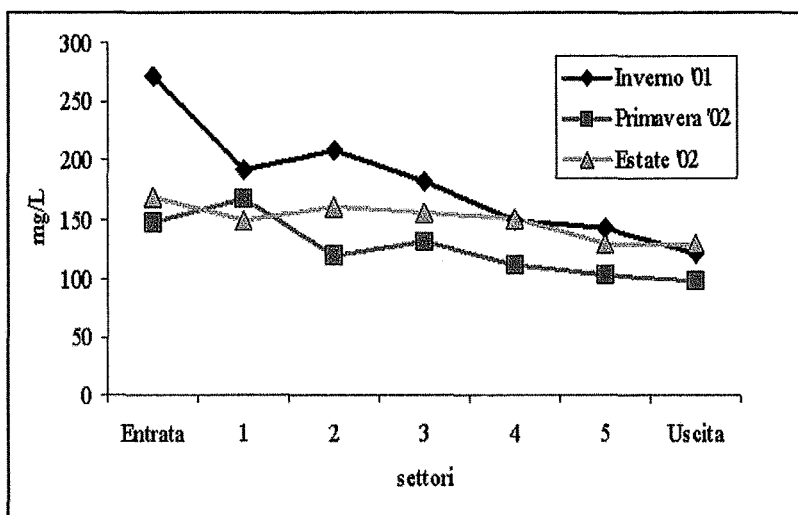


Figura 8. Evoluzione della concentrazione di azoto totale negli effluenti dei settori della Constructed Wetland sperimentale.

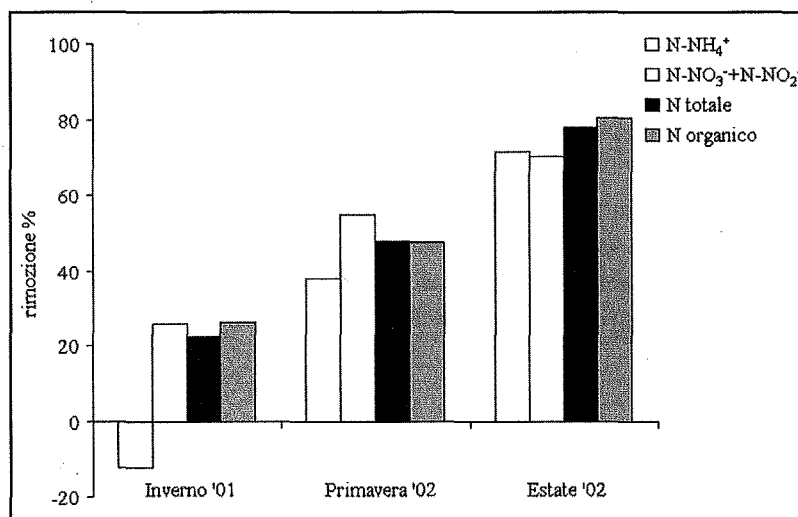


Figura 9. Efficienza percentuale della rimozione delle diverse forme di azoto negli effluenti della Constructed Wetland sperimentale (medie stagionali)

- TIEDJE J.M., 1982. Denitrification. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (eds). *Methods of soil analysis, part 2*. Am Soc Agron, pp 1011-1026. Madison, Wisconsin (USA).
- TROLLDENIER G., 1996. Nitrifiers by MPN method. In: Schinner F., Kandeler E., Öhlinger R., Margesin R. (eds). *Methods in Soil Biology*, pp. 32-46. Springer-Verlag, New York (USA).
- VIOLANTE P., 2000. *Metodi di analisi chimica del suolo*. 1a edizione. Franco Angeli.
- WRAGE N., VELTHOF G.L., VAN BEUSICHEM M.L., OENAMA O., 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil biology & Biochemistry*, 33, 1723-1732.

CARATTERIZZAZIONE MORFOLOGICA DI FUNGHI VESCICOLO-ARBUSCOLARI (VA) ASSOCIATI A DIVERSE CULTIVAR DI MELA ANNURCA IN AREALI TIPICI DI PRODUZIONE

Monica Tullio, Fernando Pierandrei, Elvira Rea

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

Abstract

Preliminary research has been carried out in order to characterise some typical areas for the production of "Annurca" apple in the province of Caserta (Campania). The research has concerned the community of the mycorrhizal Vesicular-Arbuscular fungi associated to three cultivars ("Annurca classica", "Bella del Sud" and "Rossa del Sud"), grown on soils placed in the municipal district of Vairano (Bella del Sud), Marzano (Rossa del Sud) and Riardo (Annurca classica). Some "ecological indexes" have been calculated, the obtained results show that the three areas have a similar endemic VA population. These preliminary results are propaedeutic for an in-depth study considering both more production areas of such species and other species having typicality characteristics.

Riassunto

E' stata condotta una ricerca preliminare allo scopo di caratterizzare alcune aree tipiche per la produzione di mela Annurca site nella provincia di Caserta (Campania). Lo studio ha riguardato la comunità di funghi micorrizici Vescicolo- Arbuscolari associati a tre diverse cultivar (Annurca classica, Bella del Sud e Rossa del Sud), allevate in suoli situati nei comuni di Vairano (Bella del Sud), Marzano (Rossa del Sud), Riardo (Annurca classica).

Nelle aree oggetto della ricerca sono stati calcolati alcuni "indici ecologici" quali l'Indice della Diversità di Shannon- Wiener, la Ricchezza in Specie, l'Abbondanza Percentuale di una Specie, la Densità delle Spore. I risultati ottenuti indicano che le tre aree considerate presentano una composizione della popolazione di funghi endemici VA molto simile tra loro. Questi risultati, di natura preliminare, forniscono la base per uno studio più approfondito che consideri l'eventuale influenza di alcune caratteristiche biologiche del suolo con i parametri di qualità dei prodotti.

Parole chiave: funghi Vescicolo- Arbuscolari, IGP, mela annurca, bio-diversità.

Introduzione

Negli ultimi dieci anni, la valorizzazione delle produzioni agroalimentari ha assunto un ruolo centrale nelle politiche di sviluppo del settore primario. C'è quindi l'esigenza, da parte delle istituzioni pubbliche, maturata in seguito al nuovo contesto competitivo del settore (internazionalizzazione dei mercati e progressiva liberalizzazione degli scambi), di fornire all'agricoltura strumenti funzionali alla qualificazione dei suoi prodotti. A ciò si aggiunge il mutato atteggiamento del consumatore, sempre più attento all'igiene, alla salubrità e alla provenienza dell'alimento, disposto anche a pagarla ad un costo maggiore purché questo sia in grado di soddisfare queste caratteristiche. E' importante notare che sono in continuo aumento le frodi e le truffe in quanto prodotti ortofrutticoli stranieri vengono immessi nel mercato come italiani (l'importazione annuale italiana di prodotti ortofrutticoli si attesta intorno a 35 kg/pro capite), con conseguenti danni alle aziende italiane. Per tali ragioni, si pone il problema della tutela dei prodotti caratteristici e peculiari, originari di determinate aree geografiche, sia all'interno che all'esterno della Comunità Europea. A questo scopo sono stati istituiti marchi di qualificazione e valorizzazione dei prodotti agroalimentari, introdotti dal Reg. CE 2081/92, quali la DOP (*Denominazione di Origine Protetta*) e l'IGP (*Identificazione geografica Protetta*).

La DOP consente di indicare con il nome di una regione o di un luogo determinato un prodotto agroalimentare originario di quel sito, la cui qualità è dovuta essenzialmente od esclusivamente all'ambiente geografico e la cui produzione, trasformazione ed elaborazione avvengano nell'area geografica delimitata. L'IGP permette di indicare con il nome di una regione o di un luogo determinato un prodotto agroalimentare originario di quel sito. A differenza della DOP, è sufficiente che almeno una delle tre fasi elencate precedentemente avvenga nell'area geografica delimitata. Il prodotto DOP o IGP è tutelato contro imitazioni ed evocazioni, consentendo solo ai produttori localizzati all'interno dell'area delimitata ed indicata nel disciplinare di produzione, la possibilità di utilizzare la denominazione registrata, previo loro assoggettamento ai controlli a garanzia del rispetto del disciplinare di produzione approvato dalla Commissione Europea per lo specifico prodotto (art. 10 del Reg. CE 2081/92) (Gardini e Lazzarin, 2000). Al fine di definire, in modo il più completo possibile, dei parametri che possano caratterizzare le produzioni tipiche italiane, è importante collegare la qualità del prodotto alla zona di produzione, considerando l'ambiente nel suo insieme, ivi compreso il suolo.

Tra i microrganismi associati alla rizosfera di molte piante e che contribuiscono alla biologia del suolo, i funghi Vescicolo- Arbuscolari (VA) rappresentano una tra le componenti più importanti in quanto costituiscono una vera e propria interfaccia tra le piante ed il suolo. Simbionti obbligati di circa l'80% delle specie vegetali terrestri (Gianinazzi e Gianinazzi-Pearson, 1986), svolgono un ruolo fondamentale nel trasferimento dei nutrienti, nell'aggregazione del suolo e nell'aumentata resistenza a stress biotici ed abiotici (Rea et al., 2001; Rea e Tullio, 2001; Tullio et al., 2002; Tullio et al., 2003). Tali funghi presentano un elevato grado di specificità sia al sito che alla pianta ospite. Ne consegue che l'identificazione, negli areali di produzione di DOP e IGP, della composizione delle popolazioni di funghi VA endemiche possa essere di aiuto per la caratterizzazione di tali zone alle quali correlare i parametri di qualità di un prodotto.

Scopo del presente lavoro è quello di caratterizzare, in base alla composizione delle popolazioni di VA endemiche, alcune aree tipiche per la produzione di mela annurca, per la quale è in corso di registrazione il marchio IGP, site nella provincia di Caserta (Campania).

Materiali e metodi

Lo studio ha riguardato la comunità di funghi micorrizici Vescicolo-Arbuscolari (VA) associati a tre diverse cultivar di mela annurca e precisamente Annurca classica, Bella del Sud e Rossa del Sud, allevate nella provincia di Caserta, areale con diffusa coltivazione di tale specie.

Lo studio del sito ha previsto il prelievo di campioni di suolo per la caratterizzazione delle spore VA endemiche. Essi sono stati raccolti da tre campi situati nei comuni di Vairano (Bella del Sud), Marzano (Rossa del Sud), Riardo (Annurca classica), i quali presentano analoga modalità di allevamento della specie (palmetta) ed hanno subito un uguale trattamento di concimazione (organico- 10 q/ha) mentre il solo campo sito in località Marzano è stato sottoposto ad inerbimento.

I punti di prelievo sono stati 5 per ogni campo, effettuati seguendo uno schema a quinconce ed arrivando ad una profondità di circa 50 cm.

E' stata effettuata la separazione delle spore di funghi Vescicolo- Arbuscolari endemiche dalle porzioni di terreno prelevate attraverso la sospensione in acqua, decantazione (circa 5 min) e setacciamento (luce netta dei setacci 2 mm, 177 µm, 125 µm e 63 µm) di quantità fisse di terreno (100 g). Le spore, raccolte da ogni setaccio e versate in una capsula Petri (diametro 8.5 cm), nella quale era stata disegnata una griglia con quadrati di 1 cm di lato, sono state osservate allo stereoscopio ed in base alla loro morfologia (grandezza, colore, forma e parete della spora, attacco dell'ifa portante) sono state identificate.

Sono state effettuate due repliche per ogni campione.

In base alle informazioni ottenute sul numero e sulle specie di VA rinvenute nei campioni di suolo, sono stati determinati i seguenti indici ecologici:

- Indice di Shannon-Wiener, che combina la ricchezza di specie con l'uniformità di distribuzione degli individui tra le specie ($H' = -\sum p_i \ln p_i$ con $p_i = N^\circ \text{spore di una specie} / N^\circ \text{tot di spore}$);
- Ricchezza in specie ($R = N^\circ$ di specie presenti in 100 g di terreno)
- Abbondanza percentuale di una specie ($A = p_i * 100$)
- Densità di Spore nel terreno ($D = n^\circ$ di spore in 100 g di terreno) (Franke- Snyder et al., 2000).

Tutti i risultati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica mediante metodo ANOVA ($p < 0,05$).

Risultati e discussione

Il sito scelto per condurre la ricerca, che deve essere considerata di natura preliminare, è stato quello della provincia di Caserta (Campania) in quanto tale zona coincide con l'areale di produzione della mela annurca per la quale è in corso di registrazione il marchio di Identità Geografica Protetta.

In particolare la ricerca è stata condotta in tre aziende agricole (loc. Riardo, Vairano e Marzano), le quali allevano tre diverse cultivar di mela annurca, rispettivamente Annurca Classica, Bella del Sud e Rossa del Sud.

I risultati ottenuti dall'analisi dei terreni vengono riportati in tabella 1 [Rossi et al, 2003]. Tutti i suoli presi in considerazione presentano valori simili di pH e P assimilabile, ma si differenziano per quanto riguarda il contenuto di C organico, della sostanza organica e dell'azoto totale. Il campo sito in località Marzano (Rossa del Sud) inoltre, presenta una diversa tessitura. Complessivamente sui tre siti sono state identificate nove specie di *Glomus*: *claviformis*, *constrictum*, *geosporum*, *luteum*, *macrocarpum*, *magnicaule*, *mosseae*, *occultum* e *versiforme*.

Tabella 1 Valori di pH, P assimilabile, C organico, Sostanza Organica, N totale e tessitura dei tre meleti

	Meleto loc. Riardo 7.1	Meleto loc. Vairano 6.7	Meleto loc. Marzano 6.1
pH			
P assim. (mg P/Kg)	71.8 (a)	63.4 (a)	53.3 (a)
C org. (%) [Springer e Klee]	3.77 (a)	3.18 (ab)	1.92 (b)
S.O. (%)	6.49 (a)	5.49 (ab)	3.31 (b)
N tot. (%)	0.29 (b)	0.23 (c)	0.36 (a)
Tessitura (ISSS)	A-L	A-L	L-S

Per quanto riguarda l'Indice di Ricchezza in Specie (R), che quantifica le specie presenti in 100g di terreno, poiché tutte le specie identificate sono presenti su tutti e tre i siti considerati, assume valori uguali per tutti e tre i campi (fig. 1).

L'Indice di Abbondanza Percentuale di una Specie (A) mostra che solo quattro specie tra quelle identificate: *I. constrictum*, *I. luteum*, *I. macrocarpum*, *I. vermiforme*, sono presenti nei tre campi in uguale misura; le altre specie hanno una distribuzione diversa. Il *I. magnicaule* risulta essere presente essenzialmente nel campo sito in località Riardo, nel quale viene allevata la cultivar Annurca. Il *I. geosporum* ed il *I. mosseae* hanno una maggiore diffusione nel campo ubicato presso il comune di Vairano, nel quale viene allevata la cultivar Bella del Sud. Infine il *I. claroides* risulta essere più abbondante nel campo in località Marzano, nel quale viene allevata la cultivar Rossa del Sud (fig.2).

Tuttavia tale variabilità non è in grado di influenzare la composizione delle tre popolazioni, diversificandole nei vari siti poiché l'indice di Shannon- Wiener (H') assume valori uguali per le tre tesi (fig. 3).

I valori dei diversi indici ecologici utilizzati in questo studio (Indice di Ricchezza in Specie, Indice di Abbondanza Percentuale di una Specie ed Indice di Shannon-Wiener) indicano che suoli con determinati valori di pH, P assimilabile, C organico, Sostanza Organica e N totale selezionano popolazioni di funghi VA simili tra loro. Tale capacità di selezione potrebbe essere dovuta alla inter-relazione, specifica, che si viene ad instaurare tra il fungo simbiote, la pianta ospite ed il sito di allevamento. Mediando i valori ottenuti su tutte le cultivar si ottiene la composizione della popolazione fungina associata a "mela annurca" in quel tipico areale di produzione, in quanto la prevalenza di alcune specie di VA sulle specifiche cultivar considerate in questo studio non risulta essere statisticamente diversa. I tre campi si differenziano in modo statisticamente significativo solo per quanto riguarda il valore della densità di spore (D), in quanto il campo ubicato in località Marzano (Rossa del Sud) presenta un numero di spore per 100g di terreno nettamente inferiore rispetto

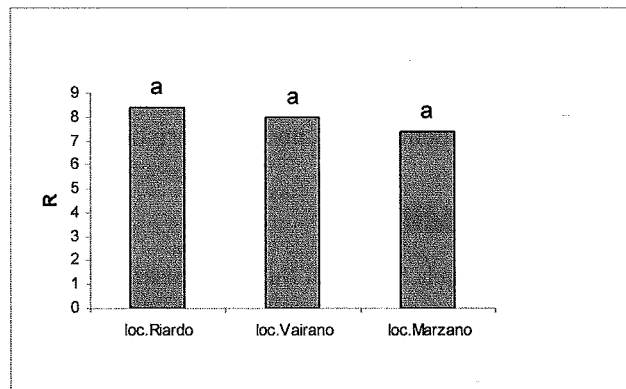


Figura 1. Indice di Ricchezza in Specie (R) nei tre campi

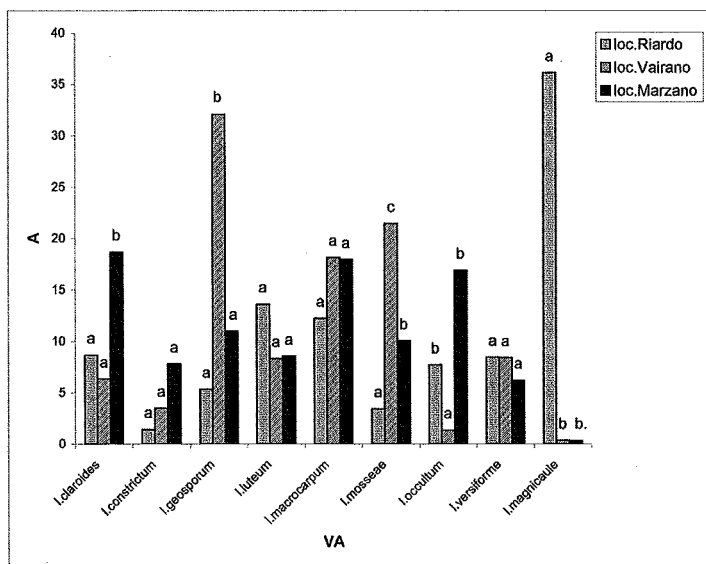


Figura 2. Indice di Abbondanza Percentuale di una Specie (A) nei tre campi

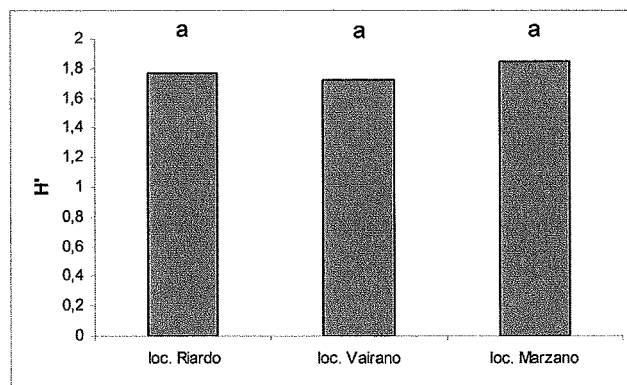


Figura 3. Indice di Shannon- Wiener (H') nei tre campi

Tabella 2
Valori di Densità di Spore (D)
nei tre meleto

	D
Meleto loc. Riardo	40.25 ±a
Meleto loc. Vairano	37.5 ±a
Meleto loc. Marzano	9.65 ±b

ai terreni siti in località Riardo (Annurca classica) e Vairano (bella del Sud) uguali fra loro (tab. 2). Questo risultato può essere messo in relazione ai contenuti di carbonio organico e di sostanza organica, nettamente inferiori sul campo di Marzano e conferma i dati presenti in letteratura che indicano una correlazione positiva tra Carbonio Organico, Sostanza Organica e micorrize (Vestberg et al., 1999; Saif, 1986; Sieverding, 1991; Toro e Sieverding, 1986)

Conclusioni

I risultati ottenuti in questa ricerca si riferiscono alla composizione di funghi vescicolo-arbuscolari dell'areale tipico di produzione di mela annurca e costituiscono il punto di partenza di uno studio più ampio che prenderà in considerazione altri siti localizzati nello stesso areale e altre specie con caratteristiche di tipicità allo scopo di verificare l'eventuale influenza di alcune caratteristiche biologiche del suolo con i parametri di qualità del prodotto.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Sezione di Nutrizione Azotata dell'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante per aver fornito i dati sul N totale, C organico e Sostanza Organica dei suoli oggetto di studio.

Lavoro svolto nell'ambito del Progetto: Valorizzazione di prodotti tipici: definizione di parametri e tecniche a garanzia dell'origine e qualità (VATIPICI). Pubblicazione n° 9.

Bibliografia

- FRANKE-SNYDER M., DOUDS JR D.D., GALVEZ L., PHILLIPS J.G., WAGONER P., DRINKWATER L., MORTON J.B., 2000. Diversity of communities of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi present in conventional versus low-input agricultural sites in eastern Pennsylvania, USA. *Applied Soil Ecology*, 16:35-48
- GARDINI C., LAZZARIN C., 2000. I marchi DOP e IGP. Agri s.c.r.l.- Bologna.
- GIANINAZZI S., GIANINAZZI-PEARSON V., 1986. Progress and headaches in endomycorrhiza biotechnology. *Symbiosis*, 2: 139-149.
- REA E., TULLIO M., 2001. Arbuscular Mycorrhizae: A natural answer to fertilisation need. *Recent Research Developments in Plant Biology*, 1: 1-15.
- REA E., TULLIO M., SALERNO A., PIERANDREI F., 2001. Effetto della colonizzazione di micorrize V.A. resistenti al cadmio sullo sviluppo di piante di orzo (*hordeum vulgare* cv extra). *Bollettino del Convegno SISS*, in press.
- ROSSI G., FIGLIOLIA A., SOCCIARELLI S., PENNELLI B., MARCUCCI A., 2003. Indagine sulla qualità chimico-fisica di suoli investiti a meleto nel Sud Italia. Presentato al Convegno Annuale SISS, in press.
- SAIF S.R., 1986. Vesicular-Arbuscular mycorrhizae in tropical forage species as influenced by season, soil texture, fertilizers, host species and ecotypes. *Angewandte Botanik*, 60: 125- 139.
- SIEVERDING E., 1991. Vesicular- Arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems. *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)*, Eschborn GmbH, 372 pp.
- TORO T.S., SIEVERDING E., 1986. Evaluacion cuantitativa y cualitativa de hongos formadores micorriza vesiculo arbuscular en la region de Monomo, Colombia. *Suelos Ecuatoriales*, 16: 122- 129
- TOSCO D., 2002. La protezione dei marchi collettivi è cosa seria. *Campania Agricoltura*, Giugno- Luglio: 3.
- TULLIO M., DI BARTOLOMEO E., REA E., 2002. Il possibile contributo dei funghi Vescicolo Arbuscolari per lo sviluppo di una agricoltura sostenibile. *Phytomagazine*, 2: 1-7.
- TULLIO M., PIERANDREI F., SALERNO A., REA E., 2003. Tolerance to cadmium of vesicular-arbuscular mycorrhizae spores isolated from a cadmium-polluted and unpolluted soil. *Biol. Fertil. Soils*, 37: 211-214
- VESTBERG M., CARDOSO M., MARTENSSON A., 1999. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in different cropping systems at Cochabamba, Bolivia. *Agricultural and Food Science in Finland*, 8: 309- 318.

ud)
nte.
npo
zio.
g et

dell'
derà
veri-

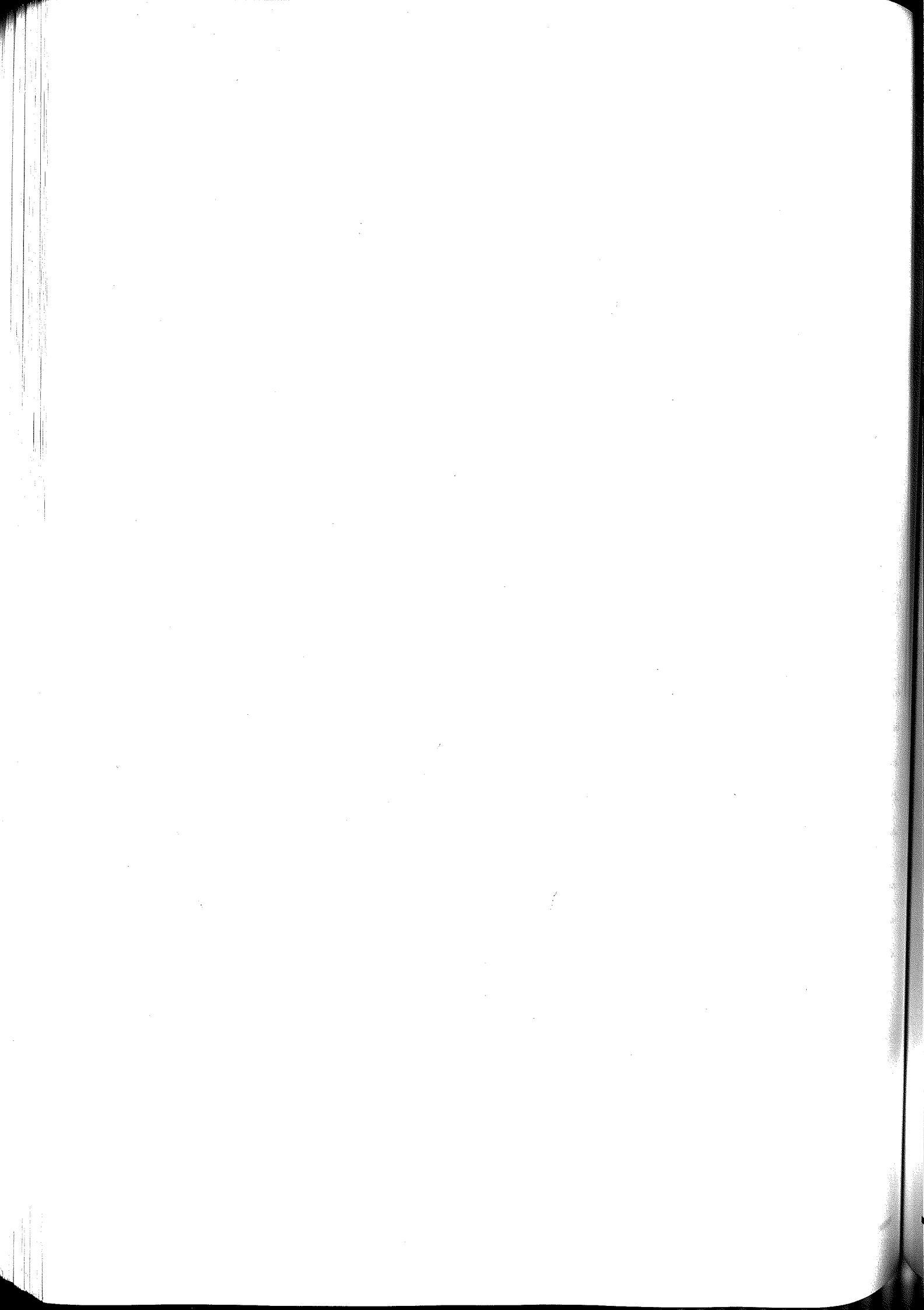
ti sul
l'ori-

ities of
ed Soil

di orzo
nel Sud
otypes
(GTZ)
lombia
tenibile.
n-pollu-
Bolivia



Commissione IV
Fertilità del suolo
e
nutrizione delle piante



STUDIO DEL COMPORTAMENTO ECOTOSSICOLOGICO DI BIOMASSE DA RESIDUI VITIVINICOLI SU SUOLI DIFFERENTI

R. Angelucci, S. Selvi, M.F. Errichetti, S. Marconi, M. Rossi, C. De Simone

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo. Sezione di Conservazione del Suolo
Via Casette, 1 - 02100 Rieti

Abstract

Wine distillery wastewater (vinasses) are important as fertilizer in the agricultural practices, but they could be the cause of mutagen substances in the soil. For this reason, the aim of this work was to study the ecotoxicological effects induced in *Vicia faba* seedlings by four different doses of anaerobic vinasses stabilized. The genotoxicity was studied by increasing in micronucleated cells frequency, while the fitotoxicity by reduction of primary roots length.

The results obtained showed no fito-genotoxic activities of biomass studied. Moreover, some samples presented a significativity increase in length of primary roots.

Riassunto

Nella presente ricerca si è valutato, nell'ambito del riutilizzo di biomasse di varia origine, la possibilità di impiegare nella concimazione di suoli agrari, residui della filiera vitivinicola, noti come borlanda. Se da un lato la borlanda ha la peculiarità di fertilizzare i suoli, in particolare quelli in basso contenuto di sostanza organica, dall'altro il suo spandimento potrebbe apportare sostanze mutagene in grado di interagire con lo sviluppo di specie vegetali messe a dimora su tali suoli. A tal fine, è stato studiato il comportamento ecotossicologico di tale biomassa, lasciando crescere piantine di *Vicia faba* su suoli con differenti caratteristiche chimico-fisiche, trattati con diverse dosi di borlanda stabilizzata tramite processo anaerobico. Sono riportati i dati relativi alla fitotossicità, prendendo come parametro la riduzione della lunghezza degli apici della radice primaria di *Vicia faba*, e alla genotossicità, osservando nelle cellule degli apici radicali la frequenza di cellule micronucleate.

I risultati ottenuti indicano come l'utilizzo della borlanda in campo agrario non sembra essere condizionata dalla presenza di potenziali caratteristiche di fito e genotossicità.

Parole chiave: Borlanda, fitotossicità, *Vicia faba*, caratteristiche pedologiche, genotossicità.

Introduzione

La possibilità di impiego delle biomasse agroindustriali come fertilizzanti organici azotati rappresenta, in riferimento al D.M. 07/12/2001 della legge n° 748/1984, una delle tematiche di maggior rilievo in ambito agricolo, per l'opportunità di convertire i rifiuti di origine organica in risorse. In particolare, le borlande ottenute dal trattamento di residui del ciclo vitivinicolo, sono tra i concimi organici più utilizzati in agricoltura sia per la loro versatilità di impiego, sia per il loro contenuto ottimale in azoto, fosforo e carbonio. Le sue caratteristiche la rendono idonea ad essere impiegata anche come base per la preparazione di altri fertilizzanti, purché la sostanza organica in essa contenuta abbia subito un'adeguata stabilizzazione.

Lo spandimento delle borlande vitivinicole su differenti suoli, in particolare quelli carenti in sostanze umiche, può essere un modo per migliorare la fertilità del suolo, stimolando l'attivazione della flora microbica, aumentando l'utilizzazione dei nutrienti minerali ed apportando una considerevole quantità di elementi utili alla crescita dei vegetali.

Tale biomassa ha la peculiarità di avere una conformazione multistrato delle strutture lignocellulosiche presenti, la quale agendo da filtro, permette una cessione ed un adsorbimento graduale e controllato degli elementi nutritivi da parte dell'apparato radicale delle piante (Sequi, 2002). Tuttavia per una corretta applicazione di questi residui a scopi agricoli, si deve tener conto della gestione del suolo e della risposta dei differenti suoli al trattamento, al fine di minimizzare l'impatto ambientale e massimizzare la produzione colturale (Boluda et al., 2000).

Inoltre, scarsi sono in letteratura i dati inerenti al comportamento ecotossicologico delle borlande vitivinicole su un sistema complesso quale il suolo.

La presente ricerca ha lo scopo di valutare eventuali effetti fitotossici e/o genotossici di differenti dosi di borlanda sottoposta a trattamento di stabilizzazione anaerobica, somministrati a differenti suoli.

Materiali e metodi

Le caratteristiche analitiche della borlanda vitivinicola stabilizzata anaerobicamente, sono riportate nelle tabelle 1 e 2.

I campioni di borlanda sono stati, inoltre, analizzati in relazione alla presenza di alcuni inquinanti di natura organica, quali composti alogenati, fosforati, piretroidi, triazolici e pirimidine, diserbanti, acilalanine, acaricidi, dicarbosimmidici. I risultati ottenuti indicano che per nessuno di essi vengono raggiunti livelli pari a 0,05 mg/kg. Per tale motivo, i dati inerenti a tali determinazioni analitiche non vengono qui riportati.

Le prove tese a valutare gli eventuali effetti fito e genotossici in piantine di *Vicia faba* (var. minor) durante la prima fase di crescita su campioni di suolo addizionati con la biomassa in studio, sono state condotte in accordo con il seguente protocollo sperimentale.

Differenti dosi (4, 10, 25, 50g) di borlanda sono state somministrate a 500g di quattro suoli (S1, S2, S3, S4), le cui caratteristiche chimico-fisiche sono riportate in Tabella 3. Viene, inoltre, riportata la loro classificazione in accordo con la Soil Survey Staff (1975).

I suoli, posti in vaschette di alluminio, sono stati lasciati interagire con la borlanda per 48 ore. Trascorso tale periodo, si è proceduto alla semina dell'organismo test *Vicia faba* sui suoli così trattati (50 semi per ogni vaschetta). Contemporaneamente ad ogni campione è stata aggiunta una quantità di acqua deionizzata calcolata in rapporto alle capacità di ritenuta idrica di ciascun suolo: 120 ml per il suolo S4, 170 ml per gli altri suoli. I campioni ai quali è stata aggiunta la sola acqua distillata sono stati utilizzati come controlli negativi. Sono stati, altresì, predisposti idonei controlli positivi aggiungendo ai campioni una soluzione di idrazide maleica (MH), noto agente mutageno in sistemi vegetali (Kihlman. e Sturelid, 1978), fino ad ottenere una concentrazione finale nel suolo pari a 1 mg kg⁻¹. Le vaschette sono state conservate a 20 ± 1 °C in camera climatica. Dopo 96 ore, le piantine sono state prelevate ed è stata misurata la lunghezza della radice primaria, al fine di evidenziare eventuali effetti sull'allungamento radicale.

Tabella 1. Principali parametri chimici della borlanda utilizzata in questo studio

Parametro	Borlanda
Umidità totale (%)	38
Conducibilità (ms/cm)	0,83
pH (Unità di pH)	8,45
Litio solubile (mg/kg s.s.)	7,7
Sodio solubile (mg/kg s.s.)	581
Potassio solubile (mg/kg s.s.)	3470
Magnesio solubile (mg/kg s.s.)	204
Calcio solubile (mg/kg s.s.)	605
Ammonio solubile (mg/kg s.s.)	579
Fosforo totale (mg/kg P t.q.)	4200
Carbonio totale (% S.S.)	26,1
Azoto totale (% S.S.)	3,6

Tabella 2. Concentrazione dei principali microelementi (mg/kg t.q.) nel campione di borlanda saggio

Analita	Borlanda
Be	< 0,5
V	< 2
Cr	< 2
Co	< 0,5
Ni	7,8
As	< 2
Se	< 2
Cd	< 0,5
Sb	< 2
Tl	< 0,5
Pb	< 0,6
Bi	< 0,5
Mo	< 0,5
U	< 0,5

Il test di genotossicità (test dei micronuclei) è stato condotto prelevando gli apici delle radici primarie di *Vicia faba* e fissandoli in una soluzione di acido acetico glaciale e alcool etilico 3:1 (v/v). Trascorse 24 ore, gli apici sono stati trattati con HCl 1N a 60°C per 8 minuti e colorati con il reattivo di Shiff. Dopo altre 24 ore, si è proceduto al trasferimento degli apici radicali su vetrini portaoggetti ed alla loro definitiva messa a punto per schiacciamento. Infine i vetrini coprioggetto sono stati rimossi attraverso il contatto con il ghiaccio secco e dopo ripetuti passaggi in histolemon e alcool etilico al 95%, fissati definitivamente con balsamo del Canada per l'osservazione microscopica (De Marco et al., 1990; De Simone et al., 1992). Gli effetti genotossici sono stati determinati osservando la frequenza nelle cellule degli apici radicali, di micronuclei (corpuscoli Feulgen positivi, extranucleari, di dimensioni non maggiori di 1/3 di quelle del nucleo, derivanti da cromosomi interi o da parti di essi non regolarmente segregati durante la divisione mitotica). Per ogni punto sperimentale sono state osservate non meno di 20000 cellule (10 apici radicali, 2000 cellule per ogni apice).

I dati ottenuti sono stati analizzati mediante analisi della varianza e le medie sono state confrontate, applicando il test LSD per p<0.05. Si è utilizzato, a tal fine, il pacchetto statistico SPSS 6.1 (SPSS Inc.).

Tabella 3. Classificazione e principali caratteristiche chimico-fisiche dei suoli utilizzati

Suolo	Classif. USDA	Orizz	pH	S.O. (%)	S.U. a (%)	CSC (cmol kg ⁻¹)	N (%)	C/N	AR b (%)	LM c (%)	SB d (%)	CaCO ₃ (%)
S-1	Vertic	Ap	7,7	2,28	1,32	35,7	0,21	8	50,1	41,6	8,3	7,8
S-2	Fluventic eutrochrept	Ap	8,1	2,02	1,17	17,9	0,15	8	15,6	55,3	29,1	6,8
S-3	Typic udifluent	Ap	8,5	2,02	0,81	1,2	0,07	16	7,1	33,7	59,2	49,5
S-4	Typic udifluent	Ap	7,6	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,4	5,3	90,3	8,7

n.d. non determinato; a sostanze uniche; b argilla; c limo; d sabbia.

Risultati e discussione

I dati inerenti all'attività genotossica sono riportati in tabella 4, la quale mostra le percentuali di micronuclei nelle cellule degli apici radicali delle piantine di *Vicia faba* in relazione al trattamento con le varie dosi di borlanda sui suoli presi in esame. Dall'analisi dei risultati non emergono complessivamente, per tutti e quattro i suoli considerati, effetti genotossici statisticamente significativi ascrivibili all'applicazione delle differenti dosi di borlanda. L'incremento di cellule micronucleate osservato in alcuni campioni, con un massimo intorno allo 0,30% riscontrato nel suolo S3, non indica la presenza di attività genotossica, rientrando nella normale variabilità di tale parametro.

I dati inerenti all'attività fitotossica della borlanda utilizzata nella presente ricerca sono mostrati in tabella V, ove sono riportati i valori medi delle lunghezze delle radici primarie di *Vicia faba* in relazione alle dosi saggiate. Dall'analisi dei dati riportati, non si evidenziano riduzioni significative nella lunghezza della radice primaria delle piantine trattate con dosi crescenti di borlanda rispetto ai controlli, ad indicare un'assenza di effetti tossici. Al contrario, un effetto positivo sull'allungamento della radice primaria statisticamente significativo viene raggiunto nei suoli S-2 e S-4.

Tabella 4. Induzione di cellule micronucleate (%) in cellule di apici radicali di piantine di *Vicia faba*, trattate con differenti dosi di Borlanda sui quattro suoli studiati. Sono riportate le Medie e, in parentesi, le Deviazioni Standard.

Le medie seguite da lettere diverse sono risultate statisticamente differenti quando saggiate con il test LSD protetto per $p < 0.05$

Dosi (g kg ⁻¹)	S-1	S-2	S-3	S-4
4	0.21 (0.18) a	0.12 (0.11) a	0.30 (0.23) a	0.21 (0.18) a
10	0.10 (0.13) a	0.09 (0.08) a	0.07 (0.05) a	0.17 (0.13) a
25	0.16 (0.10) a	0.14 (0.11) a	0.14 (0.13) a	0.23 (0.10) a
50	0.09 (0.07) a	0.09 (0.12) a	0.08 (0.05) a	0.10 (0.07) a
Acqua	0.08 (0.07) a	0.14 (0.10) a	0.06 (0.04) a	0.11 (0.13) a
Idrazide Maleica	3.45 (1.25) b	7.59 (1.54) b	7.29 (2.06) b	7.10 (1.95) b

Tabella 5. Influenza del trattamento con differenti dosi di Borlanda sui quattro suoli studiati sull'allungamento della radice primaria (mm) di piantine di *Vicia faba*. Sono riportate le Medie e, in parentesi, le Deviazioni Standard.

Le medie seguite da lettere diverse sono risultate statisticamente differenti quando saggiate con il test LSD protetto per $p < 0.05$

Dosi (g kg ⁻¹)	S-1	S-2	S-3	S-4
4	38.1 (9.0) a	41.3 (7.3) a	38.9 (3.8) a	41.2 (9.6) b
10	37.3 (8.1) a	41.1 (9.7) a	38.0 (6.7) a	42.0 (8.3) b
25	37.7 (8.3) a	46.9 (10.9) b	38.9 (5.3) a	35.0 (6.4) a
50	41.1 (11.6) a	45.4 (10.0) b	37.9 (7.0) a	40.1 (11.6) a
Acqua	37.8 (9.3) a	39.4 (6.1) a	36.4 (5.6) a	35.5 (7.6) a
Idrazide Maleica	37.2 (9.1) a	33.8 (8.7) a	34.9 (6.3) a	32.0 (8.1) a

Quanto emerge da questi primi studi inerenti agli aspetti ecotossicologici connessi allo spandimento di borlande sottoposte a trattamento di stabilizzazione anaerobica, sembra indicare, nelle condizioni sperimentali ed alle dosi (fino a 100 g di borlanda/ kg di suolo) adottate in questo lavoro, l'assenza di fenomeni di genotossicità, mentre si sono avuti, in alcune situazioni, effetti favorevoli alla crescita della radice primaria delle piantine di *Vicia faba*. Questi andamenti, inoltre, appaiono indipendenti dalle tipologie pedologiche, sulle quali tale spandimento ha luogo, sia pure limitatamente a quelle considerate in questa ricerca.

Conclusioni

La valutazione degli aspetti ecotossicologici, legati al riutilizzo in campo agricolo dei residui delle industrie agro-alimentari, costituisce una problematica di notevole importanza proprio in relazione alla sempre crescente importanza che tale alternativa va assumendo nello smaltimento di tali residui.

Recenti evidenze sperimentali, condotte su compost derivanti da residui di diverse filiere agro-alimentari, hanno fornito, in tal senso, risultati certamente positivi (De Simone *et al.*, 1999; De Simone *et al.*, 2002.). In linea con quanto appena ricordato, i risultati di questa ricerca incoraggiano, senza dubbio, la prospettiva dell'utilizzo delle borlande vitivinicole stabilizzate in agricoltura. Naturalmente, questi dati preliminari andranno completati sia allargando lo spettro delle tipologie podologiche saggiate, e studiando il comportamento delle borlande in relazione alla presenza o meno di processi di stabilizzazione, sia valutando la risposta di tali biomasse in prove agronomiche.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del Progetto Procedure Avanzate di Recupero Sostenibile per l'Impiego Fertilizzante e di Analisi di Laboratorio (PARSIFAL), Serie Generale, Pubblicazione N. 5.

Bibliografia

- BOLUDA R., MOLINA M. J., LLINARES J. V., SAÈZ E., ALOISI R., 2000. Using red Mediterranean soil for recycling wine distillery wastewater (vinasses): soil water and solute movement. Atti Terzo Congresso Internazionale: Uomo e terreno al terzo millennio. Valencia (Spagna), Aprile 2000.
- DE MARCO A., BOCCARDI P., DE SIMONE C., PICCOLO A., RAGLIONE M., TESTA A., TRINCA S., 1990. Induction of micronuclei in *Vicia faba* root tips treated in different soils with herbicides alachlor. *Mutat. Res.*, 241, 1-6.
- DE SIMONE C., PICCOLO A., DE MARCO A., 1992. Genotoxic effect induced by herbicides atrazine, glyphosate in plants of *Vicia faba* grown in different soils. *The Sci. of the Total Environ.*, 123/124, 233-240.
- DE SIMONE C., TOMATI U., GALLI E., OWCZAREK M., DE MARCO A., D'AMBROSIO C., ALIANELLO F., CORTELLINI L., 1999. Evaluation of genotoxic activity of eleven compost from different origin. *Fresenius Environ. Bull.*, 9, 683-690.
- DE SIMONE C., TITTARELLI F., D'AMBROSIO C., BERETTA F., INTRIGLIOLO F., 2002. Influenza del processo di compostaggio sulla fito e genotossicità dei residui dell'industria agrumaria. Atti XIX Convegno della Società Italiana di Chimica Agraria, 429-434.
- SOIL SURVEY STAFF, 1975. Soil Taxonomy, USDA. Agricultural Handbook 436, Washington, D.C.
- KIHLMAN B.A., STURELID S., 1978. Effects of caffeine on frequency of chromosomal aberrations and sister chromatid exchange induced by chemical mutagens in root tips of *Vicia faba*. *Hereditas*, 88, 35-41.
- SEQUI P., 2002. Borlande da residui vitivinicoli, ottimo concime organico azotato. *L'informatore agrario*, 19, 26.

EFFETTI DI CONCIMAZIONE PLURIENNALE DI TIPO ORGANICO E MINERALE SU ALFISUOLI CALCICI

Rita Aromolo, Claudio Beni, Adele Figliolia, Francesco Antonio Biondi

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Roma

Abstract

The intensive farming produces the Soil Organic Matter decreases and a nutrient concentration unbalance in relation to the nutrients dynamic in the soils.

For this purpose two alfisols of two farms of the Mantova plain under intensive agriculture with two different fertilization plans mineral and organic have been studied.

In these soils, the organic matter content, the clay percentage, the total CEC and the exchangeable cations in the epipedon and in the argillic horizon have been compared.

Correlation between the physical-chemical properties of the soils and the nutrients availability and between the nutrient concentration in the soil and their potential mobility by runoff and leaching has been also evaluated.

Riassunto

L'agricoltura intensiva determina alterazioni della qualità del suolo, portando spesso uno squilibrio nella dotazione di elementi nutritivi. Ai fini della conservazione dello stato di fertilità dei suoli, è necessario valutare l'entità delle problematiche legate alla dinamica dei nutrienti in relazione alla gestione agricola con particolare riferimento alla concimazione e alla natura dei suoli.

A tale scopo sono stati studiati i suoli di due aziende della pianura mantovana centrale, ad agricoltura intensiva, che utilizzano due differenti pratiche di fertilizzazione: organica e minerale.

Su questi alfisoli sono stati presi come parametri di confronto il contenuto in sostanza organica, la quantità di argilla, la C.S.C. ed i rapporti tra i cationi di scambio sia sull'epipedon che sull'orizzonte argillico.

Infine sono state valutate le correlazioni tra proprietà chimico-fisiche e disponibilità di nutrienti e tra il livello di elementi disponibili del suolo e la mobilità degli stessi per scorrimento superficiale (runoff) e per lisciviazione lungo il profilo (leaching).

Parole chiave: letamazione, macronutrienti

Introduzione

L'agricoltura intensiva determina alterazioni della qualità del suolo, con diminuzione del tenore di sostanza organica e squilibri nella dotazione di elementi nutritivi.

Ai fini della conservazione dello stato di fertilità dei suoli, è necessario valutare l'entità delle problematiche legate alla dinamica dei nutrienti, al rischio di contaminazioni delle falde acquifere e all'accumulo di metalli pesanti in relazione al tipo di gestione agricola, con particolare riferimento alla concimazione (C. Beni, F.A. Biondi, et al., 2002) e alla diversa natura dei suoli.

Molti Autori ritengono che un terreno con una buona fertilità dovrebbe avere una frazione organica intorno al 3%. Questo valore però non è fisso, in quanto si ritiene che il tenore della sostanza organica deve essere correlato alla superficie specifica dei granuli del suolo e quindi alla tessitura (P. Sequi, 1983).

E' stato evidenziato da diversi studi (A. Farini et al., 1982) che l'apporto ripetuto per diversi anni di letame aumenta in maniera significativa, nello strato arabile, il tenore di sostanza organica, del fosforo assimilabile, della capacità di scambio cationico e del potassio.

A tale scopo, nel presente lavoro sono stati studiati alcuni aspetti delle modificazioni chimico-pedologiche che si sono verificate lungo tutto il profilo di due alfisoli calcici soggetti ad agricoltura intensiva con rotazione, uno concimato per numerosi anni con letame l'atro con fertilizzanti minerali, per verificare gli effetti della differente concimazione sia sullo strato arabile sia negli orizzonti profondi.

Ulteriori studi verranno condotti successivamente per approfondire gli effetti della diversa fertilizzazione sulla sostanza organica e sull'argilla.

Materiali e metodi

Per effettuare questo studio sono stati esaminati due terreni della pianura del Fiume Mincio nelle vicinanze di Mantova. La morfologia della zona è quella tipica fluviale, costituita da una pianura a leggerissima pendenza lievemente ondulata (ERSAL,1997), formata da terrazzi di primo e secondo ordine. Il sito è situato a quota di 28 m s.l.m. su un terrazzo fluviale antico, l'alveo attuale del fiume è a quota di 19 m s.l.m.

Le alluvioni sono costituite prevalentemente da sabbia calcarea e si presentano stratificate con spessori variabili. L'epoca di deposizione si colloca nel periodo compreso tra il Pleistocene superiore e l'Olocene.

Il clima è caratterizzato da una piovosità di circa 680 mm con una Etp di 780 mm ed un deficit idrico di 170 mm. La temperatura media è di 13,3 °C con un valore massimo in Luglio di 24,3 e minima in Gennaio di 1,8 °C (ERSAL,1992).

I suoli presi in esame sono mediamente profondi, limitati da un orizzonte petrocalcico a media profondità su cui poggia un orizzonte argilloso. Stagionalmente, su detti orizzonti si forma una falda d'acqua effimera che determina condizioni del suolo a pseudogley. Questi terreni sono da moderatamente calcarei a calcarei, presentano un drenaggio superficiale buono, permeabilità moderatamente bassa, reazione alcalina e la CSC si attesta su valori medi (tab. 1 e tab. 2).

Tabella 1. Descrizione del profilo eseguito nell'Azienda Agricola Le Cerchie; suolo ammendato con letame bovino e suino

Morfologia: terrazzo fluviale antico	Substrato: sabbia calcarea fluvio-glaciale	Rocciosità: assente
Pietrosità: assente	Uso del suolo: agricolo	Quota: 28 m slm
Pendenza: 1,5 %	Esposizione: Nord-Ovest	Falda permanente: -9 m dal p.c.
Drenaggio superficiale: buono	Erosione: molto debole	

Orizzonte	Profondità	Descrizione
I Ap	0-45	Colore umido: 7,5YR 4/4. Tessitura: franco-argillosa. Scheletro: assente. Struttura: poliedrica subangolare, moderata, media. Consistenza umida: friabile. Pori: comuni. Radici: poche. Limite: ondulato. Effervescenza: notevole.
II A	45-60	Colore umido: 10YR 4/4. Tessitura: franco-sabbiosa. Scheletro: assente. Struttura: poliedrica subangolare, debole, fina. Consistenza umida: molto friabile. Pori: abbondanti. Radici: poche. Limite: netto. Effervescenza: debole.
II Btc	60-92	Colore umido: 10YR 6/6. Tessitura: franco-argillosa. Scheletro: assente. Struttura: poliedrica angolare, moderata, media. Consistenza umida: consistente. Pori: comuni. Radici: assenti. Screziature: comuni, evidenti, colore: 7,5YR 6/6. Presenza di pellicole di argilla e piccole concrezioni di carbonato di calcio. Limite: chiaro. Effervescenza: notevole persistente.
II Bt	92-120	Colore umido: 10YR 6/4. Tessitura: franco-argillosa. Scheletro: assente. Struttura: poliedrica angolare, moderata, media. Consistenza umida: consistente. Pori: pochi. Radici: assenti. Screziature: comuni, evidenti, colore: 7,5YR 6/6. Presenza di pellicole di argilla e piccole concrezioni di carbonato di calcio. Limite: graduale. Effervescenza: notevole breve.
II C1	120-137	Orizzonte petrocalcico. Colore umido: 10YR 6/4. Struttura: massiva. Effervescenza: notevole.
II C2	137-160	Colore umido: 10YR 6/4. Tessitura: franca. Scheletro: assente. Struttura: sciolta. Consistenza umida: friabile. Pori: comuni. Radici: assenti. Screziature: assenti. Effervescenza: notevole.
III C1	160-175	Colore umido: 10YR 6/4. Tessitura: franco-sabbioso. Scheletro: assente. Struttura: sciolta. Consistenza umida: molto friabile. Pori: comuni. Radici: assenti. Screziature: poche, molto piccole, poco evidenti, colore: 7,5YR 6/6. Effervescenza: notevole.
III C2	175-188	Colore umido: 10YR 6/4. Tessitura: franco-sabbioso. Scheletro: assente. Struttura: sciolta. Consistenza umida: molto friabile. Pori: abbondanti. Radici: assenti. Screziature: poche, piccole, poco evidenti, colore: 7,5YR 6/6. Effervescenza: notevole.

orizzonte	Profondità	pH	CaCO ₃	K	CSC	P	SO	Sabbia	Limo	Argilla
	cm		%	meq/100g	meq/100g	mg/kg	%	%	%	%
I Ap	0-45	7,9	28,4	0,49	16,18	18,00	1,64	46,8	37,2	16,0
II A	45-60	8,3	32,9	0,20	2,25	4,32	0,20	93,4	3,6	3,0
II Btc	60-92	8,2	55,5	0,31	27,94	5,76	0,57	19,0	55,0	26,0
II Bt	92-120	8,3	29,7	0,15	6,64	8,64	0,24	13,3	80,7	6,0
II C1	120-137	8,3	53,5	0,26	16,24	5,76	0,20	21,8	63,2	15,0
II C2	137-160	8,2	36,8	0,23	15,57	6,48	0,33	10,5	77,5	12,0
II C1	160-175	8,2	24,5	0,15	3,20	2,16	0,21	17,0	79,0	4,0
III C2	175-188	8,3	28,4	0,15	5,60	3,60	0,24	40,9	53,1	6,0

La prima azienda esaminata, Le Cerchie (superficie a coltura 25,3 ha), situata a circa 10 Km ad ovest di Mantova, ad indirizzo cerealicolo-zootecnico, pratica avvicendamento sessennale di mais ammendato con letame bovino o suino ed erbamedica non ammendata.

La seconda azienda presa in esame, Carpaneta (120 ha) posta in Provincia di Cremona, a circa 15 Km ad Est di Mantova, ha un indirizzo cerealicolo e piantinaio di pioppeto. L'azienda effettua rotazione sessennale di orzo, mais, grano, pioppo, con fertilizzazione di tipo esclusivamente minerale, in quanto dal 1993 è stata dismessa la stalla.

Su questi suoli sono stati presi come parametri di confronto la sostanza organica, la capacità di scambio cationico, il potassio e il fosforo (AA.VV.1994. Metodi Ufficiali di Analisi).

Tabella 2. Descrizione del profilo dell'azienda agricola Carpaneta. Suolo fertilizzato con concime minerale

Morfologia: terrazzo fluviale antico	Substrato: sabbia calcarea fluvio-glaciale	Rocciosità: assente
Pietrosità: assente	Uso del suolo: agricolo	Quota: 28 m slm
Pendenza: 1,5 %	Esposizione: Sud-Est	Falda permanente: -1,9 m dal p.c.
Drenaggio superficiale: buono	Erosione: molto debole	

Orizzonte	Profondità	Descrizione
Ap	0-50	Umido, colore: 10YR 4/3; tessitura franco-limo-argillosa; scheletro assente; struttura evidente, poliedrica subangolare, fina/(media); consistenza umida: friabile/resistente, bagnata: plastico; radici scarse, medie e grosse; pori: comuni/abbondanti, piccoli e medi; screziature assenti; effervescenza: notevole, rapida; drenaggio interno normale. Limite inferiore: chiaro, lineare.
B1	50-70	Umido, colore: 2,5Y 4/4; tessitura argillo-limosa; scheletro assente; struttura evidente, poliedrica subangolare, fina; consistenza umida: friabile/resistente, bagnata: plastico; radici scarse, fine; pori: pochi, piccoli; screziature scarse piccole, poco evidenti, colore 2,5Y 5/6; effervescenza: notevole, rapida; drenaggio interno scarso. Limite inferiore: graduale.
B2	70-120	Umido, colore: 2,5Y 6/4; tessitura franco-limo-argillosa; scheletro assente; struttura evidente, poliedrica subangolare, fina/media; presenza di pellicole di argilla; consistenza umida: friabile/resistente, bagnata: plastico; radici assenti; pori: pochi, piccoli; screziature comuni piccole, poco evidenti, colore 2,5Y 6/8; effervescenza: violenta, rapida; drenaggio interno scarso. Limite inferiore: diffuso.
B3	120-170	Umido, colore: 2,5Y 7/4; tessitura argillo-limosa; scheletro assente; struttura evidente, poliedrica subangolare, media; presenza di pellicole di argilla; consistenza umida: friabile/resistente, bagnata: plastico; radici assenti; pori: pochi, piccoli; screziature scarse comuni piccole, evidenti, colore 2,5Y 6/8; effervescenza: violenta, prolungata; drenaggio interno scarso. Limite inferiore: diffuso.
B4	> 170	Umido, colore: 2,5Y 7/2; tessitura argillo-limosa; scheletro assente; struttura: massivo; presenza di pellicole di argilla; consistenza umida: resistente, bagnata: plastico; radici assenti; pori: pochi, piccoli; screziature abbondanti medie, molto evidenti, colore 10YR 6/8; effervescenza: violenta, prolungata; drenaggio interno scarso. Limite inferiore: sconosciuto. Limitato per presenza di acqua (falda freatica !!)

orizzonte	Profondità cm	pH	CaCO ₃ %	K meq/100g	CSC meq/100g	P mg/kg	SO %	Sabbia %	Limo %	Argilla %
Ap	0-50	8,0	12,6	0,72	28,4	2,60	37,4	9,4	56,6	34,0
B1t	50-70	8,1	6,0	0,49	26,33	0,95	9,4	6,3	53,7	41,0
B2	70-120	8,3	56,1	0,18	10,87	0,54	5,8	4,5	57,5	38,0
B3	120-170	8,3	60,0	0,15	9,31	0,12	5,0	1,1	58,0	40,9
B4	>170	8,3	67,1	0,15	10,77	0,30	3,6	1,5	55,5	43,0

Risultati e discussione

Dalle analisi di laboratorio, i due suoli presi in esame, pur essendosi sviluppati su terrazzi fluviali antichi con una storia pedologica simile e classificati come "alfisuoli", presentano caratteristiche granulometriche leggermente differenti dovute alla dinamica fluviale. L'epipedon della azienda agricola Le Cerchie ha una tessitura prevalentemente franco-limosa, mentre quello dell'azienda Carpaneta è essenzialmente franco-argilloso, quindi con un contenuto di argilla mediamente superiore al primo. Per poter confrontare i dati ottenuti, alcuni parametri sono stati rapportati allo stesso contenuto di argilla.

Per quanto riguarda la capacità di scambio cationico (CSC), valutata come meq per 100g di argilla, nel suolo di Le Cerchie si osserva un lieve aumento con la profondità, in particolare in corrispondenza dell'orizzonte ar-

gillico, ed un brusco calo in corrispondenza di quello IIA mentre nel suolo di Carpaneta si osserva una rapida diminuzione dopo l'orizzonte lavorato Ap (figura 1).

L'analisi dei contenuti di potassio, in relazione a 100g di argilla (fig.2), mostra, per le Cerchie, valori relativamente elevati, con un massimo in corrispondenza dell'orizzonte IIA, che si sovrappone direttamente all'orizzonte argillico. Negli orizzonti sottostanti si osserva un andamento crescente che va da 1 a circa 4 meq.

Nel suolo di Carpaneta si evidenzia una diminuzione regolare man mano che ci si sposta dall'orizzonte superficiale a quelli profondi. In entrambi i siti la maggiore concentrazione di K negli orizzonti superficiali è dovuta alla concimazione effettuata.

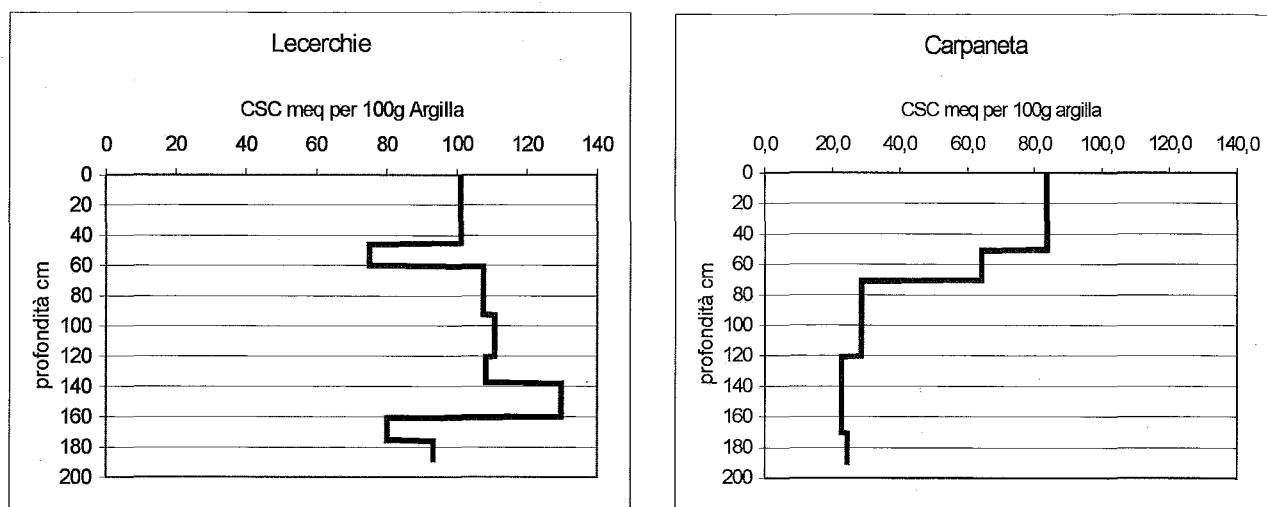


Figura 1. Andamento della CSC lungo il profilo, espresso come meq per 100g di argilla

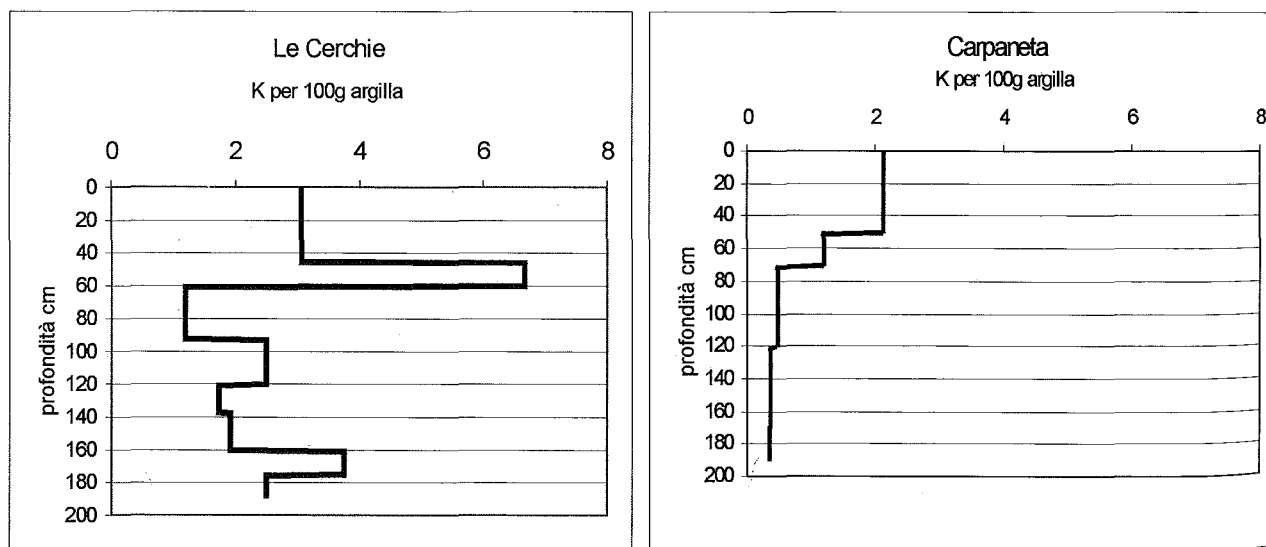


Figura 2. Andamento del K scambiabile lungo il profilo, espresso come meq per 100g di argilla

Nell'andamento della sostanza organica nei profili dei suoli (fig.3), si nota, per quanto riguarda Le Cerchie, un valore relativamente elevato nell'orizzonte superficiale, di circa il 12%, che diminuisce negli orizzonti profondi, pur mantenendosi su valori compresi tra il 2 e il 4%.

Nel profilo di Carpaneta si osserva un valore di sostanza organica, nell'epipedon, di circa l'8%, per diminuire progressivamente negli orizzonti profondi con valori che oscillano tra 2 e 0.5%.

Per quanto riguarda i valori del fosforo, il suolo delle Cerchie presenta un contenuto medio-basso nell'epipedon e decisamente basso negli orizzonti profondi, con un andamento irregolare legato alla presenza di carbonato di calcio. Nel suolo di Carpaneta è stato riscontrato un valore di fosforo medio-alto nell'epipedon mentre presenta valori molto bassi negli orizzonti sottostanti e decresce regolarmente con la profondità, senza alcun rapporto con il carbonato di calcio.

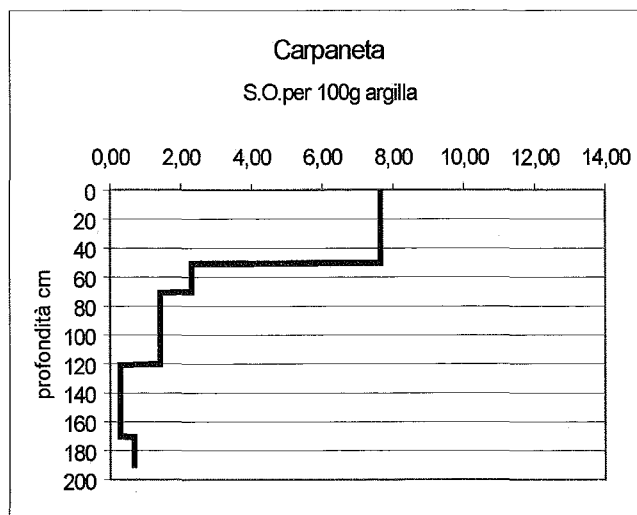
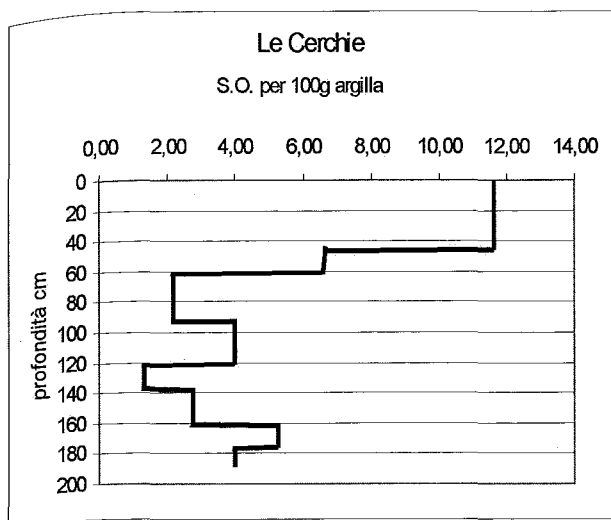


Figura 3. Andamento della sostanza organica, espressa in % rispetto a 100g di argilla

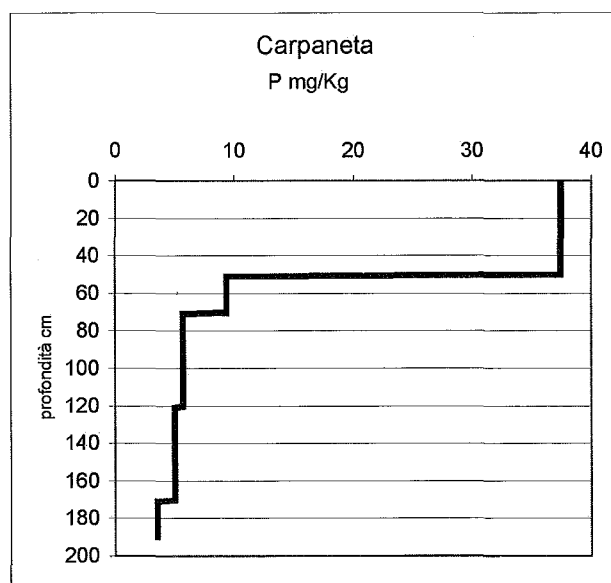
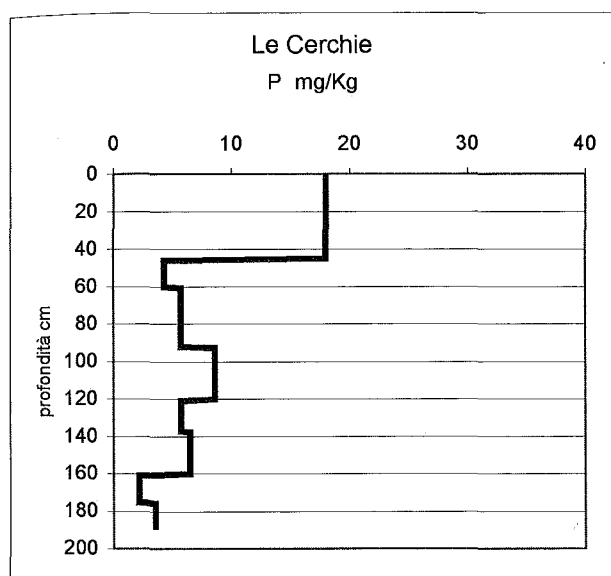


Figura 4. Andamento del P espresso in mg/Kg di terreno

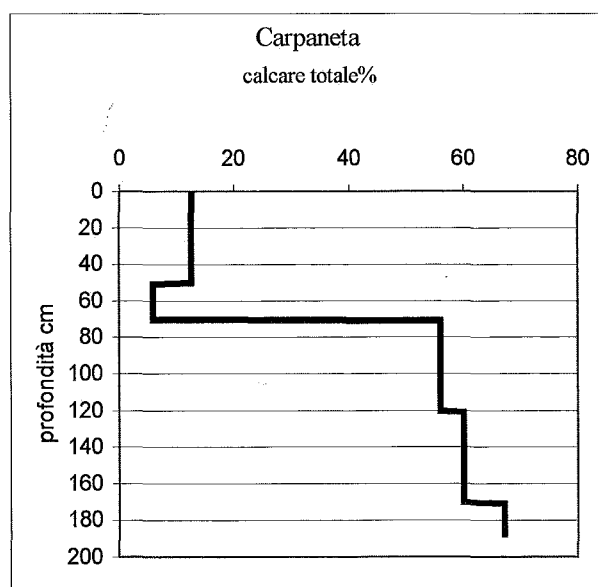
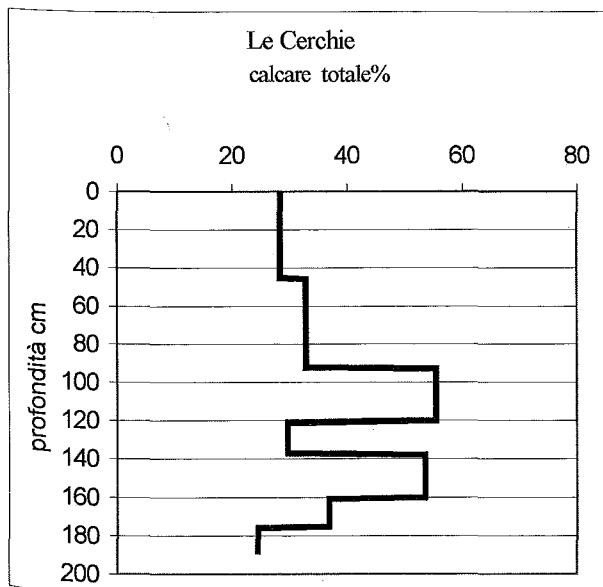


Figura 5. Andamento dei carbonati per 100g di terreno

Conclusioni

Confrontando i dati relativi ai suoli delle due aziende, si deduce che:

- la CSC, a parità di argilla, nel terreno delle Cerchie presenta valori nettamente più alti lungo tutto il profilo rispetto a quello di Carpaneta; infatti in questo ultimo suolo è stato rilevato un valore medio solamente sull'epipedon e decisamente basso negli orizzonti più profondi;
- il potassio scambiabile, riferito a 100 g di argilla, è superiore nelle Cerchie e si mantiene elevato anche negli orizzonti profondi. Inoltre si nota che, per quanto riguarda il suolo delle Cerchie il valore notevolmente alto nell'orizzonte "IIA" fa presumere che sia stata effettuata, su questo appezzamento di terreno, una pratica di livellamento con apporto di terra;
- la sostanza organica, riferita a 100 g di argilla, presenta un differente andamento tra i suoli delle due aziende, in particolare nelle Cerchie, si osserva rispetto a Carpaneta, un quantitativo leggermente superiore lungo tutto il profilo, specialmente negli orizzonti profondi, anche se con un andamento irregolare;
- nel suolo di Carpaneta, essendo praticata la concimazione minerale, il valore di fosforo (riferito a 100 g di terreno) è nettamente più alto limitatamente all'epipedon.

Nel suolo dell'azienda Le Cerchie, concimato solamente con letame, si può presumere, dall'andamento della sostanza organica e della CSC, che si sia formato un maggior quantitativo di composti umo-argillici e/o argilla a più alta capacità di scambio (Beni et al. 2002). Questi colloidali, minerali e organici, per effetto della lisciviazione (Aromolo et al. 2002) sono migrati lungo il profilo, trasportando anche macronutrienti quali fosforo e potassio.

Nel suolo di Carpaneta, dove viene effettuata esclusivamente la concimazione con fertilizzanti minerali, è stata riscontrata una più alta concentrazione di P e K limitatamente all'epipedon antropico (Ap) e valori deficitari nei sottostanti orizzonti, pur riscontrando valori più elevati di argilla.

Di conseguenza, nel suolo fertilizzato con concime minerale, lo strato sfruttabile per gli apparati radicali risulta prevalentemente quello superficiale, limitando la produttività delle colture con apparato radicale fittonante o a sviluppo profondo.

Bibliografia

- FARINI A., VANDONI M.V., ALLIEVI L., 1982 - Effetti della somministrazione di materiali organici sulle caratteristiche chimiche e biologiche del suolo. Nota 2°, Rivista di Agronomia n.16, anno 1982
- SEQUI P., 1983 - Enciclopedia Agraria Italiana, Vol. 11 Ediz. Reda, Roma
- AA.VV., 2000. Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo. Ministero delle Risorse Agricole e Forestali. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Franco Angeli Editore
- ERSAL., AA.VV., 1997. I suoli della Pianura Mantovana Centrale. Progetto Carta Pedologica, Milano.
- ERSAL., 1992. Guida agrometeorologica della Lombardia. Servizio agrometeorologico Regionale. Milano
- BENI C., FIGLIOLIA A., 2002. Utilizzo di biomasse e di colture a destinazione industriale per la conservazione della fertilità dei suoli. Atti del Convegno "Sviluppo Sostenibile del Sistema Agricolo, Agroambientale ed Agroindustriale della Regione Lazio. Sabaudia, 11 Dicembre.
- BENI C., BIONDI F.A., FIGLIOLIA A., SOCCIARELLI S., AROMOLO R., MATURILLI R., 2002. Utilizzo di fanghi di depurazione su mais da insilato per la conservazione della fertilità del suolo. Atti del Convegno "Sviluppo Sostenibile del Sistema Agricolo, Agroambientale ed Agroindustriale della Regione Lazio. Sabaudia, 11 Dicembre.
- AROMOLO R., BENI C., MARCUCCI A., FELICI B., CEDROLA C., FIGLIOLIA A., 2002. Lisciviazione degli elementi nutritivi in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche delle precipitazioni atmosferiche di un suolo diversamente fertilizzato. Convegno Annuale SISS. 8-10 giugno, Piacenza.

EFFETTI DELL'AMMENDAMENTO CON COMPOST SULLE CARATTERISTICHE DEGLI ACIDI UMICI DEL SUOLO

G. Brunetti, V. La Ghezza, D. Mondelli, N. Senesi

Dipartimento di Biologia e Chimica Agroforestale ed Ambientale, Università di Bari

Abstract

It is well known as various kind of organic wastes can be successfully recycled as soil amendment but at the same time the harmful effects of immature organic matter need to be avoided. This research has been carried out to evaluate the chemical and agronomical quality of two commercial composts. The experimental set up included field experiments: two control plots and four plots amended with two different rates (20 and 45 q/ha) of the studied composts. The humic acids (HAs) were isolated from samples of the two composts collected after sixty days and at the end of the composting process and from the amended and control soils. The HAs were characterized by UV/visible, FT-IR and fluorescence spectroscopy, elemental analysis and measurement of ash and acid functional groups content.

Riassunto

Le varie tipologie di rifiuti organici prodotti in ambito urbano, agricolo ed industriale, se opportunamente selezionate e compostate, costituiscono un'importante risorsa per l'agricoltura, con notevoli vantaggi in termini economici, energetici ed ambientali.

In questo lavoro è stata valutata la qualità chimica ed agronomica di due tipologie di compost commerciali, attraverso lo studio evolutivo dei materiali durante il processo di compostaggio. Inoltre, sono stati studiati gli effetti dell'applicazione dei due compost sulle principali proprietà chimico-fisiche di un suolo e sulle caratteristiche chimiche, strutturali e funzionali degli acidi umici (AU) isolati dai suoli ammendati in confronto all'AU del controllo.

I dati relativi agli indici di qualità della sostanza organica, grado, tasso ed indice di umificazione, in accordo con i risultati ottenuti tramite l'indagine spettroscopica, evidenziano il maggior livello di umificazione raggiunto dai due compost a fine processo, rispetto ai materiali prelevati nelle fasi intermedie del processo.

Gli spettri FT IR mostrano un più spiccato carattere alifatico degli AU isolati dai due compost prelevati a metà del processo di compostaggio rispetto agli AU dei compost finali, come si evince dalla maggiore intensità relativa degli assorbimenti a circa 2920 e 2850 cm^{-1} .

Il livello di maturazione raggiunto dalla sostanza organica può considerarsi adeguato, già negli stadi intermedi del processo. Infatti, gli AU isolati dai materiali ai due diversi stadi di maturazione presentano spettri di fluorescenza tridimensionali molto simili agli AU dei compost finali, con analoghi valori di intensità relativa di fluorescenza del fluoroforo principale.

Le proprietà chimiche e fisiche di base dei suoli, tra cui il contenuto in sostanza organica e in elementi macronutritivi, variano favorevolmente in seguito all'applicazione della dose maggiore dei due compost. Non si riscontrano, invece, variazioni nel contenuto di metalli pesanti totali.

Gli AU isolati dai suoli ammendati mostrano, rispetto all'AU del suolo controllo, lievi incrementi del carattere alifatico ed una diminuzione del carattere aromatico, che risultano più marcati nei suoli ammendati alle dosi maggiori.

Dall'analisi degli spettri di fluorescenza in scansione sincronica degli AU isolati dai suoli si evince che l'ammendamento causa un generale incremento dell'intensità relativa di fluorescenza, più accentuata nell'AU estratto dal suolo ammendato con la dose maggiore, a conferma della graduale incorporazione di molecole di AU del compost nell'AU del suolo.

Parole chiave: suolo, ammendamento, compost, acidi umici, fluorescenza

Introduzione

L'ingente e sempre crescente massa di materiali organici di rifiuto e di scarto che le comunità urbane, le attività agricole, e l'industria agro-alimentare producono pone numerosi problemi di ordine energetico, ambientale ed economico collegati al loro smaltimento. La gestione dei rifiuti rappresenta un problema che in questi ultimi anni si è notevolmente aggravato portando a situazioni di emergenza in diverse zone del territorio nazionale. La gestione di tali biomasse consiste, principalmente, in:

- incenerimento;
- collocamento in discarica;
- recupero di prodotti pregiati per l'alimentazione animale ed umana;
- riciclo naturale in agricoltura.

Ognuna di tali strategie presenta vantaggi e svantaggi tali da doverle considerare alternative o complementari, ma non sostitutive.

L'incenerimento permette una sostanziale riduzione del volume dei rifiuti, tuttavia comporta l'emissione nell'atmosfera di composti ed elementi nocivi tra cui ricordiamo la diossina, il cadmio ed il mercurio. A ciò vanno aggiunti gli elevati costi tecnologici ed energetici.

Il collocamento in discarica permette l'eliminazione dei residui e degli scarti tramite l'accumulo in aree opportunamente individuate, come cave e miniere. Le difficoltà sorgono nell'individuazione di tali aree e nello sviluppo di sostanze potenzialmente nocive prodotte durante la continua evoluzione della massa organica.

Il recupero di prodotti pregiati per l'alimentazione animale ed umana, quali estratti vitaminici, farmaceutici, cosmetici, richiede costi elevati e l'utilizzo di tecnologie sperimentali sulla cui sicurezza ambientale esistono, tuttora, molti dubbi.

Sicuramente una forma di smaltimento alternativa e/o complementare alla discarica o all'incenerimento, soluzioni che comportano, come già detto, diversi problemi di natura economica ed ambientale, è il riciclo dei materiali di scarto prodotti. In tale ottica, il comparto agricolo è direttamente interessato agli sviluppi degli studi scientifici ed applicativi che mirano alla valorizzazione ed al recupero di sottoprodotti di natura organica. L'esperienza maturata in questi ultimi anni ha fatto sentire maggiormente l'esigenza di produrre materiali organici di qualità partendo da rifiuti selezionati. Il processo di "compostaggio" persegue da anni questo obiettivo e la qualità dei compost e, quindi il loro valore commerciale ed agronomico, dipende principalmente dalla quantità e qualità della sostanza organica in essi contenuta. Poiché i compost sono considerati anche a livello legislativo degli ammendanti organici, cioè dei materiali che esplicano la loro azione fertilizzante a livello chimico-fisico soprattutto in base al loro contenuto in sostanza organica, risulta di prioritaria importanza la valutazione quali-quantitativa di quest'ultima nel prodotto finale, nonché lo studio dei meccanismi attraverso i quali si forma e si evolve nel corso del processo di compostaggio (Senesi N., 1989; Senesi N., Miano T.M. 1991; Senesi N., Brunetti G., 1996; La Ghezza, et al., 2000).

L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di valutare la qualità chimica ed agronomica di due tipologie di compost commerciali, attraverso lo studio evolutivo dei materiali durante il processo di compostaggio. Inoltre, sono stati studiati gli effetti dell'applicazione dei due compost sulle principali proprietà chimico-fisiche di un suolo e sulle caratteristiche chimiche, strutturali e funzionali degli AU isolati dai suoli ammendati in confronto all'AU del suolo controllo, non ammendato.

Materiali e metodi

Sono stati studiati due compost commerciali, il Biovegetal N2 ed il Biovegetal N2 Plus, che per le loro caratteristiche chimiche vengono classificati dalla vigente normativa, come "ammendanti compostati misti". Il Biovegetal N2 Plus è registrato come prodotto ammesso in agricoltura biologica. L'evoluzione del processo di compostaggio è stata seguita mediante la caratterizzazione chimica e chimico-fisica dei due compost finiti denominati "N2" ed "N2 P" e dei corrispondenti campioni prelevati dopo 30 giorni (N230 ed N2 P30) e, dopo 60 giorni, a metà circa del processo (N260 ed N2 P60).

I materiali di partenza utilizzati per il compost N2 sono residui di patata, vinacce, sansa esausta e fanghi provenienti da impianti di depurazione civili mentre per il compost N2 P i fanghi provenienti da impianti di depurazione civili sono sostituiti da residui mercatali.

I campioni di compost sono stati prelevati raccogliendo di volta in volta sette sottocampioni del peso di 1000-1500 g ciascuno, ad una profondità media dalla superficie del cumulo compresa tra i 10 ed i 30 cm, in punti diversi secondo uno schema casuale (ARPA - Piemonte, DIVAPRA - Torino 2002). I sottocampioni sono stati quindi riuniti e rimescolati per ottenere il campione per il laboratorio. Il campione complessivo è stato lasciato asciugare a temperatura ambiente e, successivamente, sminuzzato normalmente in un mortaio di porcellana, vagliato e selezionato eliminando residui di plastica, gomma e altro materiale di scarto, presente, in verità in quantità molto bassa. In seguito è stato ridotto in polvere tramite un mulino a palle.

Sia sui campioni intermedi che sui compost finali sono stati determinati i seguenti parametri: pH, umidità, sali solubili, carbonio organico, azoto totale ed ammoniacale, rapporto C/N, fosforo totale, potassio totale, microrganismi e contenuto in metalli pesanti, secondo le metodiche previste dalla normativa vigente (Legge n. 748 del 19 ottobre 1984; D.M. 27 marzo 1998).

Il livello di umificazione dei materiali, durante ed alla fine del processo di compostaggio, è stato valutato tramite i parametri indice, grado e tasso di umificazione. Le sperimentazioni in parcelle sono state condotte in agro di Brindisi su un appezzamento allestito a pomodoro da industria tipo "San Marzano", con un investimento di 24.000 piantine per ettaro. Sono state sperimentate le seguenti tesi, tutte abbinate a concimazione aziendale:

- a. Parcella di controllo di suolo nudo
- b. Parcella di controllo con piantine;
- c. Parcella con applicazione di compost N2 alla dose di 20 q/ha (con piantine);
- d. Parcella con applicazione di compost N2 alla dose di 45 q/ha (con piantine);
- e. Parcella con applicazione di compost N2 P alla dose di 20 q/ha (con piantine);
- f. Parcella con applicazione di compost N2 P alla dose di 45 q/ha (con piantine).

I trattamenti eseguiti sono riassunti nella tabella 1.

Ciascuna tesi, compresa la tesi di controllo, è stata replicata per tre volte. Inoltre, per l'analisi del suolo, è stato anche considerato un testimone di suolo non coltivato (senza piantine) ed ammendato con ciascuno dei due prodotti.

La caratterizzazione chimico-fisica dei suoli è stata effettuata secondo i Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo (1999)

Gli AU isolati sia dai compost che dai suoli (ad esclusione del suolo controllo senza piantine) secondo le metodiche standard dell'International Humic Substances Society (IHSS) (Senesi N., Loffredo E., 1999), sono stati caratterizzati mediante le seguenti tecniche analitiche e spettroscopiche: composizione elementare (contenuto di C, H, N, S ed O) e rapporti atomici; gruppi funzionali acidi (acidità totale, gruppi carbossilici ed ossidrili fenolici); spettroscopia infrarossa in trasformata di Fourier (FTIR); spettroscopia di fluorescenza bidimensionale.

Tabella 1. Trattamenti aziendali e sperimentali eseguiti

*Trattamenti aziendali	Trattamenti della sperimentazione
Concime 10-10-15: 7 q/ha	Concime 10-10-15: 7 q/ha
In fertirrigazione:	Sperimentazione:
- Kg 3/ha Bio Pool**	- Bio-Vegetal N2 20 q/ha
- Kg 30/ha di 10-30-15 (idrosolubile)	- Bio-Vegetal N2 45 q/ha
- Kg 70/ha di nitrato di calcio	- Bio-Vegetal N2 Plus 20 q/ha
	- Bio-Vegetal N2 Plus 45 q/ha

*Indicazioni sui trattamenti fornite dal responsabile aziendale. **Bio Pool. Concime organico azotato (Epitelio animale idrolizzato al fine di ottenere una miscela di amminoacidi, peptidi e peptoni + AU) avente la seguente composizione: Azoto organico 13.5%, Azoto organico solubile 13.5%, Carbonio organico 44.0% (indicazioni etichettate sulla confezione).

Risultati e discussione

I dati delle analisi dei due substrati prelevati all'inizio, a metà ed alla fine del processo di maturazione sono riportati nelle tabelle 2 e 3. In entrambi i substrati in esame il pH tende ad aumentare durante il processo di compostaggio, attestandosi alla fine su valori debolmente alcalini. La conducibilità elettrica dell'estratto 1:5 per i due compost tende a diminuire sia pur lievemente. Tale andamento non deve stupire se consideriamo eventuali effetti di dilavamento sui cumuli esercitato dalle precipitazioni meteoriche. Il contenuto in ceneri è leggermente più alto nei campioni di compost N2 P rispetto agli N2, ed in entrambi i casi vi sono lievi incrementi nei campioni prelevati nelle fasi successive del processo di compostaggio. Il contenuto di carbonio organico totale, e di conseguenza il valore della SO, è lievemente inferiore nei campioni di compost maturi rispetto ai campioni prelevati durante le fasi intermedie del compostaggio, per effetto dei fenomeni di mineralizzazione. Il contenuto in azoto totale per l'N2 rimane invariato durante il processo di compostaggio mentre per l'N2 P si riscontra un lieve aumento. Contrastante risulta il comportamento dell'azoto ammoniacale per i due materiali, infatti, mentre per l'N2 si registra una diminuzione di tale valore, nell'N2 P si ha un sensibile aumento. L'azoto nitrico-nitroso tende a diminuire in entrambi i compost. Il rapporto C/N è sempre inferiore a 20 e tende a diminuire gradualmente con la maturazione dei compost.

Il contenuto di fosforo e di potassio nei due materiali tende ad aumentare lievemente, probabilmente a causa della concentrazione del materiale durante il processo.

Sia il grado che il tasso di umificazione dei campioni tendono ad aumentare nel corso del processo di compostaggio, mentre l'indice di umificazione diminuisce, confermando che la qualità della SO dei materiali esaminati migliora progressivamente (La Ghezza et al., 1999). In tutti i campioni in esame i contenuti dei metalli pesanti analizzati risultano essere molto al di sotto dei limiti previsti dalle attuali disposizioni di legge relative alla qualità dei compost. Le proprietà fisiche e chimiche di base (non riportate) dei suoli ammendati con la dose minore dei due compost mostrano lievi variazioni rispetto al suolo controllo, mentre i suoli ammendati con la dose maggiore evidenziano variazioni significative ed in particolare incrementi nel contenuto di sostanza organica, azoto e fosforo.

Tabella 2. Caratteristiche chimiche dei campione prelevati dopo 30 giorni (N₂₃₀ ed N₂ P₃₀), 60 giorni (N₂₆₀ ed N₂ P₆₀) ed alla fine del processo di compostaggio (N 2 ed N2 P).

Tutti i valori, ad eccezione dell'umidità, sono espressi sulla sostanza secca

		N ₂ ₃₀	N ₂ ₆₀	N 2	N ₂ P ₃₀	N ₂ P ₆₀	N 2 P
Umidità all'arrivo	%	48.6	44.4	36.6	40.3	38.7	33.3
pH (estr. 1:5)		7.5	7.6	7.7	7.4	7.5	7.8
EC 25°C estr. 1:5	dSm-1	10.7	10.4	8.2	10.9	8.9	8.5
Ceneri	%	45.1	45.8	47.9	45.6	47.7	49.5
Carbonati totali	g/kg	304	277	166	231	206	168
Carbonio organico	g/kg	377	359	343	370	350	336
Sostanza organica (come perdita in peso a 550°C)	g/kg	549	542	521	544	523	505
Azoto totale	g/kg	23.1	23.3	23.1	22.2	25.1	26.6
Azoto ammoniacale	g/kg	3.7	1.5	1.8	0.9	4.7	4.4
Azoto nitrico-nitroso	g/kg	2.7	2.5	0.9	2.8	2.5	0.8
C/N		16.3	14.9	14.8	13.5	13.9	12.6
Fosforo totale (come P ₂ O ₅)	g/kg	9.8	9.4	12.1	10.3	9.6	12.8
Potassio totale	g/kg	6.6	8.1	9.8	7.5	7.6	9.1
Magnesio totale	g/kg	4.5	3.8	3.3	4.0	3.8	2.8
Ferro totale	g/kg	23.7	25.4	16.7	26.5	24.5	14.4
Zolfo totale	%	1.8	1.6	1.2	1.5	1.1	0.6
Grado di umificazione	%	n.d.*	13.5	32.8	n.d.*	13.2	39.9
Tasso di umificazione	%	n.d.*	5.6	8.3	n.d.*	4.8	10.2
Indice di umificazione		n.d.*	6.2	2.0	n.d.*	6.6	1.5

*n.d. non determinato

Tabella 3. Contenuto totale in metalli pesanti nei campioni prelevati dopo 30 giorni (N₂₃₀ ed N₂ P₃₀), 60 giorni (N₂₆₀ ed N₂ P₆₀) ed alla fine del processo di compostaggio (N 2 ed N2 P).

I valori sono espressi sulla sostanza secca

		N ₂ ₃₀	N ₂ ₆₀	N 2	N ₂ P ₃₀	N ₂ P ₆₀	N 2 P	Limiti D.M. 27.3/98
Cadmio	mg/kg	0.8	0.9	0.6	0.6	0.6	0.2	1.5
Rame	mg/kg	93	140	101	98	105	100	150
Nichel	mg/kg	32	45	36	36	35	40	50
Piombo	mg/kg	220	123	104	227	196	107	140
Zinco	mg/kg	537	693	361	595	520	320	500
Mercurio	mg/kg	<d.l.	<d.l.	<d.l.	<d.l.	<d.l.	<d.l.	1.5
Cromo (VI)	mg/kg	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.5

Tabella 4. Contenuto di ceneri e gruppi funzionali acidi, resa di estrazione in AU e rapporto E₄/E₆ degli AU isolati dal suolo testimone coltivato (C), dai due compost N2 ed N2 P e dai suoli ammendati con 20 e 45 q.li/ha dei due compost

Acidi umici	Resa %	Ceneri	Acidità tot.	COOH me/g	OH Fen.	E ₄ /E ₆
C	0,4	6,9	4,9	2,7	2,2	7,4
N2	10,9	4,1	7,6	3,3	4,3	6,2
C + N2 - 20	0,7	2,6	6,4	3,1	3,3	7,4
C + N2 - 45	0,9	5,7	7,4	2,8	4,6	8,0
N2 P	11,5	3,9	8,1	4,1	4,0	5,4
C + N2 P - 20	0,7	3,2	5,9	3,2	2,7	8,0
C + N2 P - 45	0,9	4,8	6,7	3,4	3,3	7,7

Tabella 5. Analisi elementare degli AU isolati dal suolo controllo (C), dai due compost N2 ed N2 Plus e dai suoli ammendati con 20 e 45 q/ha dei due compost

AU	C	H	N	S	O	C/N	C/H	O/C
	(gKg ⁻¹) ^a							
C	523 ± 4	58	54	7	357 ± 4	11,33	0,76	0,51
N2	558 ± 4	58	77	10	297 ± 5	8,46	0,80	0,40
C + N2 - 20	523 ± 5	57	61	7	352 ± 9	10,02	0,76	0,50
C + N2 - 45	529 ± 1	55	63	7	346 ± 1	9,87	0,80	0,49
N2 P	549 ± 5	49	67	8	327 ± 7	9,52	0,93	0,45
C + N2 P - 20	533 ± 4	52	49	5	361 ± 6	12,68	0,85	0,51
C + N2 P - 45	517 ± 4	58	52	5	367 ± 5	11,60	0,74	0,53

a. valori espressi sul peso secco e libero di ceneri

I contenuti di C, N e S sono più elevati negli AU dei compost rispetto all'AU del suolo testimone, mentre la concentrazione di O risulta inferiore (tab. 5). Il valore del rapporto C/N è minore negli AU dei compost rispetto agli AU dei suoli. Negli AU da suoli ammendati con N2 i valori di tale rapporto sono intermedi tra quello dell'AU del suolo controllo e quello dell'AU N2. I contenuti in C ed H negli AU isolati dai suoli ammendati con N2 sono simili a quelli dell'AU del suolo testimone, mentre si riscontra un incremento nel contenuto di N ed una diminuzione di O.

Gli spettri FT IR degli AU isolati dai due compost campionati a metà ed alla fine del processo di compostaggio e dell'AU isolato dal suolo controllo sono presentati in figura 1. La maggiore intensità relativa delle bande di assorbimento a circa 2925 e 2855cm⁻¹ evidenzia un più spiccato carattere alifatico degli AU isolati dai campioni prelevati a metà del processo di compostaggio rispetto agli AU dei compost finali, ed ovviamente anche rispetto all'AU del suolo controllo. Gli andamenti degli spettri degli AU isolati dai due compost finali sono invece più simili a quello dell'AU del suolo controllo, a conferma che il processo di compostaggio produce modificazioni strutturali favorevoli (Senesi et al., 1996; Senesi, Brunetti, 1996; La Ghezza et al., 1999).

L'assorbimento a circa 1650 cm⁻¹ risulta leggermente più intenso nello spettro dell'AU del suolo controllo rispetto a quello degli AU dei compost, suggerendo una minore presenza in questi ultimi di componenti aromatiche e carboniliche. L'intensità relativa del picco a circa 1380 cm⁻¹, ascrivibile allo stiramento antisimmetrico dei gruppi COO⁻, risulta maggiore nell'AU da suolo rispetto agli AU da compost. Gli AU isolati dai suoli ammendati (non mostrati) evidenziano, rispetto all'AU del suolo controllo, significativi aumenti delle bande di assorbimento attribuite alle componenti alifatiche ed una diminuzione di quelle relative al carattere aromatico (Senesi, Loffredo, 1999; Chen, 2003). Tale variazione risulta più marcata per i suoli ammendati con le dosi maggiori.

Gli spettri di fluorescenza bidimensionale (fig. 2) degli AU, isolati dai materiali in esame, evidenziano lievi ma indicative differenze nella posizione e nell'intensità relativa di fluorescenza del fluoroforo principale. Nella mappa contour degli AU N260 ed N2 il fluoroforo principale presenta una coppia eccitazione/emissione con valori molto simili (295,350 e 295,355 rispettivamente), a conferma del maggior grado di umificazione raggiunto dal compost N2 (Senesi et al., 1991; Mobed et al., 1996). Gli AU isolati dal compost N2 P e dal materiale prelevato a metà del processo di compostaggio (N2 P60) presentano spettri di fluorescenza 2D e valori di intensità relativa di fluorescenza

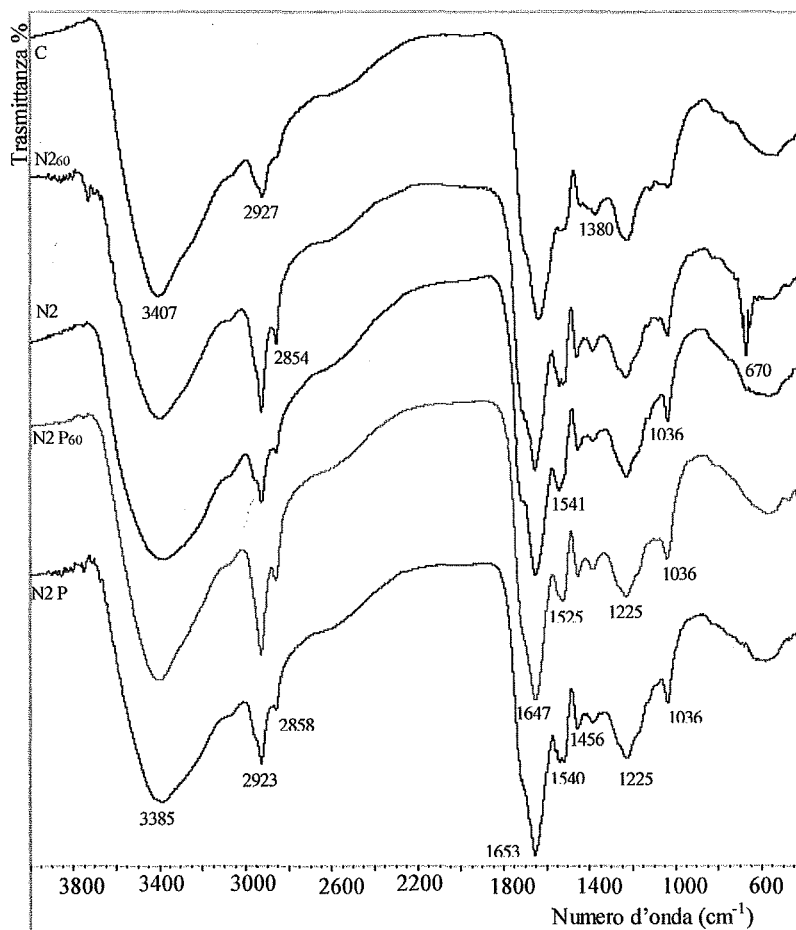


Figura 1. Spettri FTIR degli AU isolati dai campioni di materiali prelevati a metà (N260, N2 P60) ed alla fine (N2, N2 P) del processo di compostaggio, in confronto con l'AU del suolo controllo (C)

del fluoroforo principale molto simili. Ciò suggerisce il raggiungimento in tale materiale di un discreto livello di maturazione della sostanza organica già a metà del processo di compostaggio.

Gli spettri di fluorescenza 2D degli AU isolati dal suolo controllo e dai suoli ammendati con le due diverse dosi di compost N2 (fig. 2) indicano la presenza negli AU dei primi di un numero maggiore di centri fluorofori, più o meno delineati e di intensità variabile, ed una maggiore intensità relativa del fluoroforo principale, a conferma della loro maggiore complessità molecolare (Mobed et al., 1996). Anche gli spettri 2D degli AU isolati dai suoli ammendati con N2 P (non mostrati) presentano un maggior numero di gruppi fluorofori. L'intensità relativa di fluorescenza del fluoroforo principale è, in questo caso, decisamente più alta sia rispetto all'AU controllo che agli AU estratti dai suoli ammendati con N2. Ciò conferma i dati ottenuti dagli spettri di fluorescenza in scansione sincronica. Nella mappa contour dell'AU N2 P si registra anche uno spostamento verso lunghezze d'onda di eccitazione e di emissione più basse del centro fluoroforo principale (450,530) rispetto ai valori riscontrati nell'AU controllo (455,535).

Tali risultati suggeriscono una graduale e non traumatica incorporazione delle molecole di AU del compost nell'AU nativo del suolo (Senesi et al., 1991; Senesi et al., 1996; La Ghezza et al., 1999).

Conclusioni

L'esame complessivo dei dati ottenuti evidenzia che i due compost studiati rientrano nei limiti di accettabilità previsti per un ammendante compostato misto. Il processo di compostaggio stabilizza parzialmente la sostanza organica "fresca" contenuta nei residui organici di partenza, inducendo processi di maturazione ed umificazione della SO che portano alla formazione di AU relativamente omogenei nella loro composizione, struttura e proprietà chimiche. I dati chimici e spettroscopici discussi evidenziano una marcata differenza tra l'AU del suolo testimone e gli AU dei due compost, che sono invece molto simili tra loro. Gli AU isolati dai compost esaminati sono, infatti, generalmente caratterizzati da una elevata eterogeneità molecolare, un basso grado policondensazione aromatica ed un prevalente carattere alifatico. Gli AU isolati dai suoli ammendati con compost presentano solo lievi variazioni rispetto all'AU isolato dal suolo testimone, probabilmente a causa del buon livello di umificazione raggiunto dalla SO del compost. Infine, è evidente come l'applicazione di compost a dosi più elevate produca effetti più evidenti sulle proprietà del chimico-fisiche del suolo e sui corrispondenti AU.

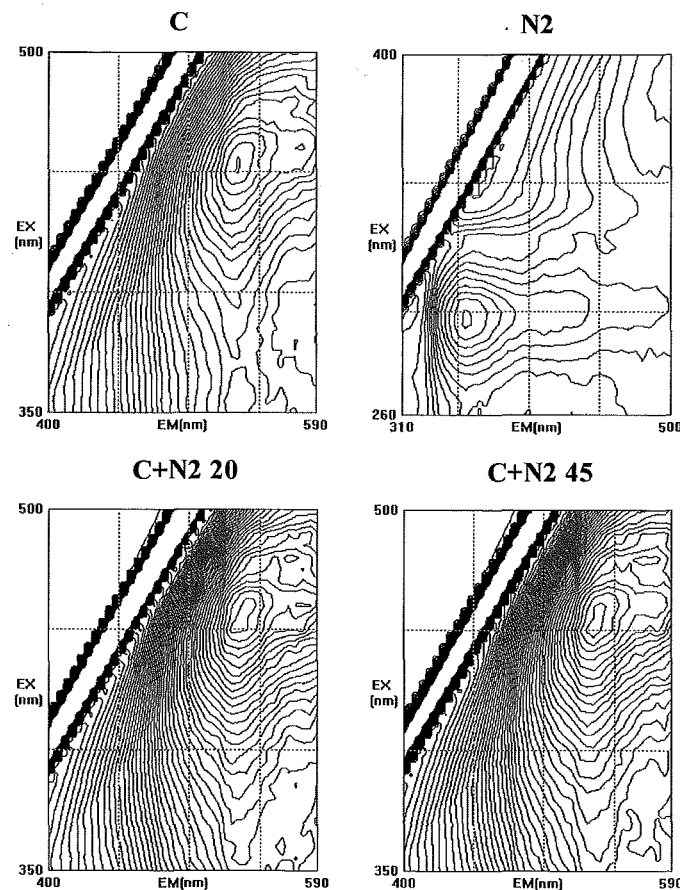


Figura 2. Spettri di fluorescenza 2D degli AU isolati dal suolo controllo (C), dal compost (N2) e dai suoli ammendati con 20 e 45 q/ha di compost

Bibliografia

- A.R.P.A. (Agenzia Regionale Per l'Ambiente) Piemonte e D.I.V.A.P.R.A. (Dipartimento di Valorizzazione e Protezione delle Risorse Agro-forestali) Università degli Studi di Torino. 2002. Il Compostaggio - Processo, Tecniche e Applicazioni. Gennaio 2002.
- CHEN Y., 2003. Nuclear Magnetic Resonance, Infra-Red and Pyrolysis: Application of Spectroscopic Methodologies to Maturity Determination of Composts. *Compost Science & Utilization* 11, 152-168.
- MiPAF. Decreto 27 marzo 1998, del Ministro per le politiche agricole, Modificazione all'allegato 1C della legge 19 ottobre 1984, n. 748. G.U. n. 146 del 25 giugno 1998.
- LA GHEZZA V., BRUNETTI G., CLAPP C.E., SENESI N., 1999. Confronto tra indicatori chimici e parametri strutturali e funzionali nella valutazione del livello di umificazione della sostanza organica. Atti del IV convegno della Sezione Italiana dell'I.H.S.S. (International Humic Substances Society), pp. 27-31.
- LA GHEZZA V., LEE G.S.H., BRUNETTI G., SENESI N., WILSON M.A., 2000. Spectroscopic characterization of humic acids-like extracted from different kinds of organic amendments. *Proceedings IHSS10 Toulouse*, pp.126-129.
- LEGGE 19 ottobre 1984, n. 748, Nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti. G.U. n. 305 del 6 novembre 1984, Suppl. n. 64.
- Metodi ufficiali di analisi per i fertilizzanti - Suppl. n. 2. G. U. n. 29 del 4 febbraio 1991.
- Metodi ufficiali di Analisi Chimica del Suolo, G.U., suppl. ord. n° 248 del 21/10/1999.
- MOBED J.J., HEMMINGSEN S.L., AUTRY J.L., MCGOWN L.B., 1996. Fluorescence characterization of IHSS humic substances: total luminescence spectra with absorbance correction. *Environ. Sci. Technol.* 30, 3061-3065.

- SENESE N., 1989. Composted materials as organic fertilizers. *Sci. Total Environ.* 81/82, 521-542.
- SENESE N., MIANO T.M., 1991. Criteri chimici, chimico-fisici e spettroscopici per la valutazione comparativa del grado di umificazione di materiali organici usati come ammendanti per il terreno. In: *Riciclo di biomasse di rifiuto e di scarto e fertilizzazione organica del suolo* (a cura di N. Senesi e T.M. Miano). Pàtron Ed., Bologna, pp. 19-29.
- SENESE N., MIANO T.M., PROVENZANO M.R., BRUNETTI G., 1991. Characterization, differentiation, and classification of humic substances by fluorescence spectroscopy. *Soil Sci.* 152, 259-271.
- SENESE N., BRUNETTI G., 1996. Chemical and physico-chemical parameters for quality evaluation of humic substances produced during composting. *The Science of Composting.* 196-212.
- SENESE N., MIANO T.M., BRUNETTI G., 1996. Humic-like substances in organic amendments and effects on native soil humic substances. In: *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems* (A. Piccolo ed.). Elsevier, Amsterdam, pp. 531-593.
- SENESE N., LOFFREDO E., 1999. The chemistry of soil organic matter. In: *Soil Physical Chemistry*, 2nd edn (D.L. Sparks ed.). CRC Press, Boca Raton, pp. 239-370.

QUALITÀ DEI SUOLI: IL "BOSCO DELLA FRATTONA" (COMUNE DI IMOLA)

Alessandro Buscaroli, Nicola Di Virgilio, Gilmo Vianello, Livia Vittori Antisari

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali

Viale Fanin, 40 - 40127 Bologna.

Alma Mater Studiorum, Università di Bologna.

Abstract

The main target of the study has been to characterize the soils of the forest from both chemical and pedological view. The study area is located in the first hillside near Imola. It is important because it represents an area with typical and not changed characteristics, depending from slope and northern aspect.

First of all, land units have been defined in order to individuate representative locations where to proceed with soil investigation. Four transects have been identified and along these, 12 soil profiles have been described. Soils have been classified as Inceptisols and Entisols according with Soil Taxonomy, ninth edition.

With the aim to evaluate soil quality, some chemical indicators related with organic matter, have been considered. The amount of organic matter in soils represents in fact a potential soil indicator, being organic matter a parameter which is closely related with different aspects of crops productivity, environmental conservation and agro-ecosystems sustainability.

Total (TOC) and extractable (TEC) organic carbon values, within organic carbon present in humic and fulvic fraction (HA + FA), have permitted to calculate humification indexes. The results shows differences between soils analysed. It is possible to observe, in fact, some situation with well humified organic matter and some showing soil degradation.

Pedological differences are also confirmed by the ratio between microbial biomass carbon (MCB) and total organic carbon. This represents a confirmation of the biodiversity present also in a relative little area.

In order to study organic matter dynamics in soil, stable isotope carbon (^{13}C) has been used. Determination has been made on organic horizons and epipedons and the results are in accord with other study relative to forest soils.

The whole study has been realized using G.I.S. technology in managing all information and in creating a complete database.

Key word: Soil quality, organic matter, GIS.

Riassunto

Obiettivo prioritario del lavoro è stato quello di caratterizzare dal punto di vista chimico e pedologico i suoli del "Bosco della Frattona", istituito Riserva Naturale Orientata nel 1984 con Decreto Regionale, situato nelle immediate pendici collinari di Imola ed inserito in un contesto territoriale fortemente antropizzato.

Lo studio è stato supportato, lungo tutto il suo percorso, da un idoneo sistema informativo per la raccolta e la gestione dei caratteri pedogenetici interni ed esterni ai suoli, nonché dei relativi indicatori fisici e chimici. La definizione delle unità di paesaggio all'interno della Riserva ha portato all'individuazione di quattro transetti lungo i quali eseguire il rilievo pedologico e la raccolta dei campioni di suolo da sottoporre ad analisi. L'insieme dei dati raccolti ed elaborati ha consentito la classificazione dei suoli che, secondo la Soil Taxonomy, rientrano negli ordini degli Entisols e Inceptisols.

Al fine di valutare la qualità dei suoli, focalizzando l'attenzione sugli epipedon, sono stati scelti alcuni indicatori chimici legati alla sostanza organica. Il suo contenuto nel terreno, infatti, risulta essere un potenziale indicatore ambientale correlandosi con numerosi aspetti della resa produttiva, della sostenibilità degli agro-ecosistemi e della conservazione ambientale.

I valori di carbonio organico totale (TOC), estraibile (TEC) e presente nella frazione umica e fulvica (HA+FA), hanno permesso di calcolare gli indici di umificazione evidenziando una situazione diversificata tra i suoli. Si rilevano infatti, in alcuni profili, condizioni di buona dotazione in sostanza organica, altri siti meno dotati, sino a giungere in taluni casi a situazioni di forte compromissione. La diversificazione pedologica è stata anche posta in evidenza dai valori del rapporto tra carbonio della biomassa microbica (MBC) e quello organico totale, sottolineando ulteriormente la significativa diversità riscontrabile all'interno di un'area di limitata superficie.

Per lo studio della dinamica della sostanza organica è stato inoltre utilizzato l'isotopo stabile del carbonio ^{13}C , la cui determinazione è stata eseguita sia sugli orizzonti organici che sugli orizzonti minerali A, fornendo valori in accordo con quanto riportato da indagini eseguite su suoli a copertura forestale di diverse parti del mondo.

Parole chiave: Qualità del suolo, sostanza organica, GIS.

Introduzione

Aree di interesse naturalistico sono state sottoposte nel passato ad azioni antropiche degradanti, quali il taglio raso del bosco o percorse da incendi, e possono pertanto manifestare, anche dopo lunghi periodi di abbandono

di tali pratiche, segni di depauperamento della fertilità chimica del suolo. Molto spesso tali alterazioni sull'ecosistema si traducono in una perdita di efficienza nei processi di accumulo di sostanza organica nel suolo. Infatti tra le diverse proprietà fisiche, chimiche e biologiche che caratterizzano la qualità del suolo, la sostanza organica è quella che ha ricevuto e riceve grande attenzione, in quanto riveste un ruolo trasversale data la sua influenza sulle altre proprietà. Il contenuto in sostanza organica dipende dalle modalità di formazione ed evoluzione del suolo ed è fortemente influenzata dal suo uso, comprese le pratiche agricole. In tal senso informazioni sul tipo di evoluzione della sostanza organica e quindi sulla sua qualità, si possono ottenere caratterizzandone le diverse frazioni. Infatti, la quantità di sostanza organica ed umica presente nel suolo dipende dagli apporti dei residui organici e dai processi di degradazione, di mineralizzazione e di umificazione a cui sono sottoposti tali residui, senza dimenticare l'influenza del clima e delle caratteristiche fisiche e chimiche del suolo, che condizionano la composizione della microflora, della micro e mesofauna e l'attività microbica (Stevenson, 1982).

L'obiettivo di tale studio è stato quello di caratterizzare dal punto di vista pedologico i suoli del "Bosco della Frattona". Inoltre, poiché la qualità ambientale di un'area o di un territorio può essere stimata e rappresentata scegliendo opportuni indicatori, sugli epipedon di tali profili sono stati applicati indicatori legati al ciclo del carbonio.

Inquadramento dell'area

Il Bosco della Frattona è costituito da un lembo di territorio, dell'estensione di poco superiore ai 19ha, posto sulle prime pendici collinari della città di Imola, in Provincia di Bologna. Si sviluppa sul versante di una stretta valletta, tra le quote di circa 140 m e poco più di 80 m s.l.m., per una lunghezza di circa 1km ed una larghezza di circa 250 m, con prevalente esposizione a nord.

Rappresenta un'area protetta di particolare valenza naturalistica sia per la presenza di specie animali di interesse comunitario, quali chiroteri e anfibi, sia per la conservazione di uno degli ultimi boschi misti che occupavano nel passato la fascia collinare.

La Riserva è inserita in un S.I.C. (sito di interesse comunitario) ed è stata istituita come tale con Decreto Regionale n. 299 del 27/03/1984 con il fine di tutelare e conservare il territorio e renderlo fruibile a fini scientifici, didattici e culturali.

L'area faceva parte di una proprietà più vasta a conduzione agricola ma per la morfologia accidentata e l'esposizione sfavorevole è sempre stata mantenuta a bosco e sfruttata per la produzione di paleria e legna da ardere.

Nel corso degli anni si è verificato un utilizzo, a pascolo e a seminativo, delle aree boschive presso il rio e venne favorita l'intrusione di specie estranee alla vegetazione originaria come ad esempio l'impianto e la coltivazione di castagneti da frutto (*Castanea sativa*).

Dal punto di vista climatologico alla zona risulta attribuibile un regime di tipo "sublitoraneo appenninico" (Lombini, 2002) con precipitazioni medie annue di circa 760 mm e temperatura media annua di 13°C. L'analisi dei dati termopluviometrici della stazione sita presso l'ITAS Scartabelli di Imola, eseguita impiegando il Newhall Simulation Method (Van Wambeke et al., 1991), ha fornito come risultato un regime di temperatura mesico ed un regime di umidità ustico.

Sotto l'aspetto geolitologico l'area in esame si è originata in età recente, nel pleistocene, e presenta tre unità litostratigrafiche. La più rappresentata è quella delle Sabbie Gialle di Imola che risultano essere ben stratificate e scarsamente cementate. Poggiano su argille (argille turchine) del Pleistocene inferiore. Sono presenti, sparse e a diversi livelli, delle intercalazioni di ciottoli calcarei, marnosi e silicei da pochi millimetri a qualche centimetro di diametro e tra questi si possono trovare livelli conchigliari ricchi di macrofossili. La seconda unità litostratigrafica individuabile è costituita dai Depositi Ghiaiosi di ambiente fluviale dei terrazzi intravallivi. Essi rappresentano il prodotto della deposizione di alluvioni fluviali e della loro rapida erosione a seguito del sollevamento continuo della catena appenninica.

I Depositi Alluvionali Recenti, che costituiscono la terza unità litostratigrafica, sono localizzati nelle immediate vicinanze del rio Correcchio e affiorano nelle zone in cui è più consistente l'erosione di sponda. Si tratta di ghiaie e sabbie che sono legate al trasporto di sedimento direttamente dal corso d'acqua.

Sotto l'aspetto morfologico l'area occupata dalla Riserva presenta una suddivisione evidente. La parte sommitale si presenta debolmente inclinata verso valle, legata all'affioramento delle alluvioni terrazzate più antiche. In buona parte della Riserva si osserva una fascia intermedia del versante che presenta le inclinazioni maggiori e che corrisponde alla porzione di territorio occupata dalla formazione delle Sabbie Gialle. In tale ambito si riscontra la presenza di incisioni fluviali e scarpate in cui è attiva l'erosione, creando pendii acclivi, con andamento trasversale al rio Correcchio. Infine, nella porzione prossima al rio, si trova una zona pianeggiante, impostata sulle alluvioni recenti e solo parzialmente incise dal corso d'acqua (Lombini, 2002).

Dal punto di vista vegetazionale, l'area ricade nella fascia fitoclimatica a Quercetum e Castanetum e presenta alcune differenziazioni legate al variare dei microambienti e del diverso intervento antropico subito. Si possono

individuare fondamentalmente tre tipologie di bosco che emergono per importanza: a ceduo, maturo senza presenza di specie di sottobosco e maturo con presenza di specie di sottobosco.

Materiali e metodi

Rilievo pedologico. Al fine di impostare in maniera corretta il rilevamento pedologico si è ritenuto opportuno procedere alla individuazione delle unità di paesaggio e quindi di caratterizzare la zona secondo ambiti omogenei in cui i fattori pedogenetici abbiano agito in maniera caratteristica e distintiva. Per tale motivo sono stati considerati tre livelli conoscitivi ritenuti più significativi: il substrato geolitologico, l'acclività dei versanti e la copertura vegetale.

In prima istanza sono stati inseriti, mediante digitalizzazione, i tre livelli tematici all'interno del sistema informativo geografico. Per tale operazione si è utilizzato il software *gis ArcView* mentre il sistema di riferimento metrico piano, adottato in fase di georeferenziazione delle informazioni, è stato il Gauss-Boaga, fuso ovest. Una volta implementato in maniera opportuna il database associato alle tre coperture, si è proceduto a realizzare un overlay topologico seguito da riclassificazione. La mappa finale individua all'interno della riserva ambiti omogenei per ognuno dei quali ricorrono in maniera distintiva i fattori pedogenetici (fig. 1).

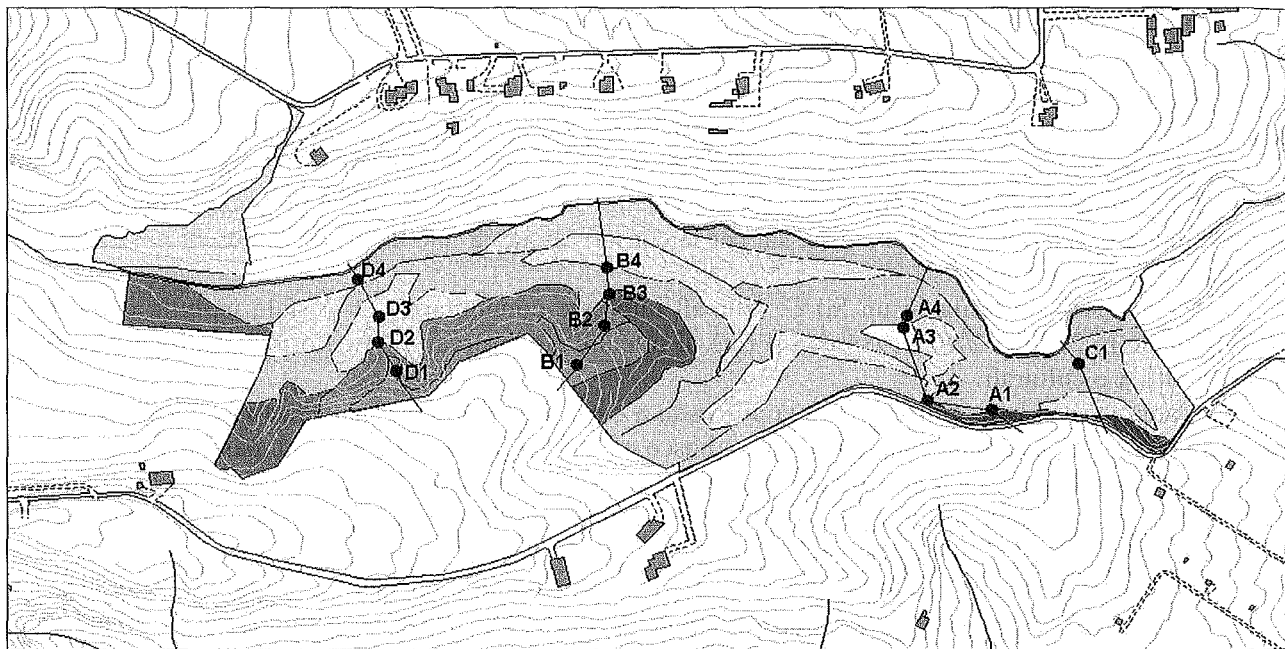


Figura 1. Carta delle unità di paesaggio della Riserva con localizzazione dei punti di campionamento

Tale cartografia ha rappresentato il supporto di base tramite il quale impostare il rilievo di campagna. Il criterio seguito è stato quello d'individuare un numero adeguato di transetti con andamento circa perpendicolare al corso del rio Correcchio permettendo di indagare la zona di studio trasversalmente, da monte a valle. Lungo tali transetti quindi sono state individuate le stazioni di rilievo pedologico, cercando di localizzarle in maniera tale da indagare suoli con le combinazioni di fattori pedogenetici più significative e rappresentative presenti nella zona di studio. Sono state perciò individuate 13 stazioni nelle quali si è proceduto all'apertura e descrizione del profilo pedologico.

Il rilievo pedologico ha portato all'individuazione di quattro pedotipi caratteristici. Nella zona sud orientale, prossima alla venuta a giorno dei conglomerati con cemento calcareo, si sono rinvenuti 3 suoli (profili A1, A2 e A3) ascrivibili al sottogruppo dei Typic Calcustepts (USDA-NRCS, 2003).

Nella zona orientale è stato descritto un suolo attribuibile al sottogruppo dei Typic Haplustepts (profilo C1). In questo caso la reazione subalcalina del mezzo era limitata ai soli orizzonti profondi e non a tutto il profilo come accade nei suoli citati in precedenza. La fascia trasversale intermedia della riserva, con substrato rappresentato dalle Sabbie Gialle, è interessata da suoli acidi desaturati, ascrivibili al sottogruppo dei Typic Dystrustepts (profili B1, B2, B3, B4 e D4). In ultimo, nella zona centrale più rilevata, in corrispondenza dei terrazzi antichi, sono stati descritti suoli poco evoluti, molto acidi, riconducibili al sottogruppo dei Typic Ustorthents (profili B1, B2, D1, D2 e D3).

Analisi di laboratorio. I campioni di suolo sono stati prelevati da ciascun orizzonte, essiccati all'aria e vagliati a 2 mm; le analisi di laboratorio richieste per la classificazione sono state condotte in accordo con i Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo (AA.VV., 2000). Per tutti i profili si è provveduto ad una specifico prelievo di campioni dagli orizzonti organici (O) e minerali (A), che sono stati sottoposti ad immediata congelazione.

Il carbonio organico totale (TOC) è stato determinato per ossidazione con dicromato a 160°C, secondo Springer Klee (1954). Dalla sostanza organica del suolo, estratta con una soluzione di NaOH 0.1 N e Na₄P₂O₇ 0.1 N, sono state separate le frazioni umica e fulvica (HA+FA) dal materiale organico non umificato (NH) su colonna di resina di polivinil pirrolidone (PVP) secondo Ciavatta et al., 1990. Dopo la determinazione del carbonio estraibile totale (TEC) e del carbonio della frazione umificata, sono stati calcolati alcuni parametri di umificazione:

Indice di umificazione (Sequi et al., 1986):

$$HI = [\text{TEC} - (\text{HA} + \text{FA})] / (\text{HA} + \text{FA})$$

Grado di umificazione (Ciavatta et al., 1990):

$$DH = (\text{HA} + \text{FA}) * 100 / \text{TEC}$$

Indice di umificazione totale (Dell'Abate et al., 2002):

$$HU = [(\text{TOC} - \text{TEC}) + (\text{HA} + \text{FA})] * 100 / \text{TOC}$$

Il carbonio della biomassa microbica (MBC) è stato misurato con il metodo della fumigazione-estrazione secondo Vance et al. (1987) sui campioni di suolo congelati e condizionati attraverso un'incubazione di una settimana in contenitori di vetro aperti a umidità e temperatura costante. I valori di biomassa microbica sono stati rapportati al TOC per ottenere il rapporto MBC/TOC %.

La determinazione degli isotopi stabili del C è stata effettuata con un analizzatore elementare (EA 1100 Carlo Erba) interfacciato ad un rivelatore di massa (Delta Plus, Termoquest Finnigan), con il metodo Dumas. Il metodo analitico originale è fondato sulla completa ed istantanea ossidazione del campione per "flash combustion" con conseguente conversione di tutte le sostanze organiche in prodotti gassosi. La miscela gassosa viene separata per gascromatografia e CO₂, N₂, H₂O e SO₂ vengono rilevati da un detector a conducibilità termica.

L'arricchimento naturale in ¹³C della sostanza organica è stato calcolato dalla seguente relazione:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = [(R_c - R_{st}) / R_{st}] * 1000$$

dove: R_c è il rapporto ¹³C/¹²C del campione e R_{st} è il rapporto ¹³C/¹²C dello standard.

Risultati e discussione

I valori di carbonio organico totale (TOC) degli orizzonti A dei profili classificati (tabella 1), mettono in evidenza situazioni diversificate. In relazione alla diversa tessitura si nota una tendenza ad una buona dotazione di sostanza organica; solamente gli epipedon dei profili D2 e B3 si presentano nella classe di scarsa dotazione.

I parametri di umificazione sono stati utilizzati quali indicatori di qualità per verificare la presenza di uno stato di alterazione in suoli forestali studiando l'influenza della copertura vegetale sul turnover della sostanza organica (Dell'Abate, 2002).

In tabella 1 sono mostrati i dati relativi all'indice di umificazione (HI), il grado di umificazione (DH) e l'indice di umificazione totale (HU).

Tabella 1. Diversi indici di umificazione, TOC e $\delta^{13}\text{C}$, calcolati negli orizzonti A dei profili

Suolo	Indice di umificazione (HI)	Grado di umificazione (DH%)	Indice di umificazione totale (HU%)	TOC (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
A1	0.32	76	84.4	3.46	-28.05
A2	0.23	81	89.3	4.41	-28.03
A3	0.23	81	88.0	4.02	-28.01
A4	0.78	56	73.5	1.85	-27.84
B1	0.37	73	84.8	1.77	-27.86
B2	0.49	72	86.4	2.80	-28.34
B3	0.76	57	73.0	0.82	-27.40
B4	0.59	63	76.3	1.98	-27.73
C1	0.00	100	100	1.32	-27.85
D1	0.69	59	73.6	1.63	-27.33
D2	0.98	41	65.3	0.75	-27.37
D3	0.48	67	79.1	3.02	-28.68
D4	0,61	62	76.7	1.20	-27.73

L'indice HI risulta tanto minore quanto più i processi di umificazione hanno prevalso su quelli di mineralizzazione, oscilla di norma intorno a 0,4 nei suoli sotto prato permanente o bosco (Sequi et al., 1986). Esso può essere considerato, quindi, un indice dell'attività umificante, nonché della disponibilità di frazioni organiche labili non umificate. Solamente i campioni A1, A2, A3, B1 e C1 si presentano con valori al di sotto di tale soglia, gli epipedon degli altri profili si collocano verso situazioni di maggiore mineralizzazione ed in particolare, D2 e B3 presentano le situazioni più compromesse.

Il grado di umificazione (DH%) esprime la percentuale della frazione umificata estraibile (acidi umici e fulvici) sul TEC. Come si può facilmente dedurre, la percentuale maggiore di frazione umificata si riscontra nei profi-

li A1, A2 e A3. Gli orizzonti minerali di superficie dei profili D2, B3 e A4 presentano minore percentuale di acidi umici e fulvici rispetto al carbonio estratto; si può quindi affermare che in questi ultimi casi il sistema sia poco "conservativo", in quanto le attività dei microrganismi è volta principalmente ad un rapido recupero di energia per mineralizzazione della sostanza organica, a scapito della formazione di composti organici stabili. La bassa attività umificante di questi suoli potrebbe essere dovuta ad elevato turnover del carbonio ed a stress metabolico della biomassa microbica del suolo; dati specifici non sono tuttavia disponibili non essendo stati determinati parametri relativi all'attività della microflora. I valori dell'indice di umificazione (HU), inteso come livello totale di umificazione, in quanto prende in considerazione oltre alle frazioni umiche estraibili anche il quantitativo di umina, mette in evidenza le situazioni già mostrate in precedenza tra i diversi epipedon. Infatti HU segue l'andamento degli altri indici di umificazione, come è stato valutato anche da Dell'Abate et al., (2002). Nei suoli forestali l'adeguato apporto di sostanza organica è principalmente garantito dalla presenza di lettiera. La tipologia di copertura vegetale gioca un ruolo chiave in questi suoli, è ben nota l'influenza che le specie arboree hanno nei processi di mineralizzazione/umificazione, soprattutto su scala limitata. Trincherà et al., (1998) hanno evidenziato un diverso comportamento degli indici di umificazione in relazione alla diversa copertura vegetale. I risultati della presente ricerca mettono in luce l'importanza del fattore micromorfologico in una situazione di relativa omogeneità della copertura vegetale e del substrato pedogenetico.

La correlazione tra TOC e TEC è, come atteso, altamente significativa (fig. 2) ma può permettere di fare alcune considerazioni sui diversi profili del Bosco.

Gli epipedon dei profili A1, A2 e A3, oltre ad avere una percentuale maggiore di materiale umificato, mostrano un quantitativo maggiore di C organico totale. Questo è dovuto probabilmente alla situazione litologica su cui si sono evoluti i suoli, infatti sono gli unici che presentano un pH subalcalino (Typic Calciustepts). La vegetazione non sembra influenzare l'accumulo di sostanza organica in quanto A1 e A2 si trovano sotto bosco maturo di roverella con presenza di sottobosco di edera, pungitopo ed asparago, mentre A3, pur presentando un profilo più sottile, ha una vegetazione arborea di quercia ed acero in assenza di sottobosco. L'epipedon di C1, pur presentando anch'esso una reazione neutra (Typic Haplustepts), non presenta quantità rilevanti di sostanza organica, anche se è presente in forma del tutto umificata in quanto si trova in una situazione di forte acclività. Una situazione diversificata si trova negli epipedon dei suoli D2, B3 e D3, B2. Questi ultimi pur essendo evoluti rispettivamente sulle Sabbie Gialle di Imola e sul terrazzo antico, pur presentando situazioni di vegetazione differente, bosco maturo (D3) e ceduo (B2), presentano una situazione di stabilità e di accumulo di sostanza organica. Gli altri due suoli, invece, si trovano in situazioni di passaggio litologico tra terrazzo antico e Sabbie Gialle in zone di forte acclività e, pur avendo anch'essi una situazione vegetazionale diversificata, vengono accomunati da una scarsità di sostanza organica e presentano anche una scarsa attitudine ad umificare i materiali organici disponibili.

Il contenuto totale di carbonio organico del suolo è un indicatore di qualità poco sensibile ai cambiamenti che avvengono in breve tempo rispetto ad esempio ai parametri relativi alla biomassa microbica (Dell'Abate, 2000).

La determinazione del carbonio della biomassa (MBC) è molto usata come indice sensibile del cambiamento della sostanza organica dovuto alle variazioni di uso del suolo (Insam et al., 1989), infatti la biomassa microbica rappresenta circa 1-4% del totale del carbonio.

Come già mostrato in letteratura (per esempio: Jenkinson e Ladd, 1981) esiste una relazione lineare tra MBC e TOC ed è quanto è possibile riscontrare negli epipedon dei diversi profili analizzati nella Riserva (fig. 3). Si

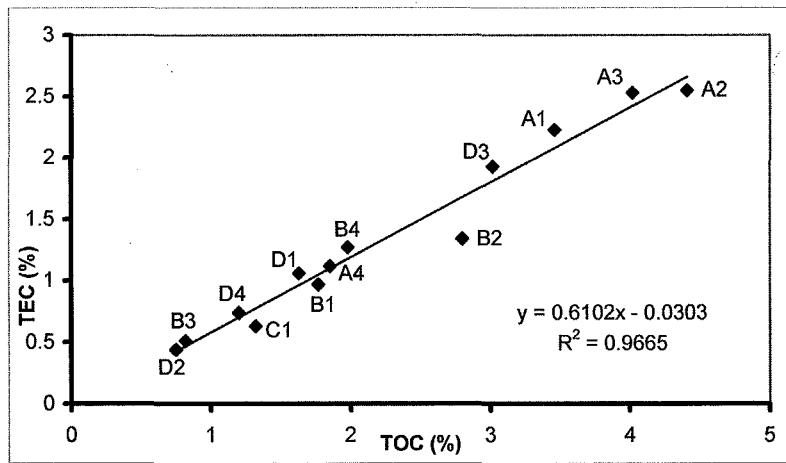


Figura 2. Retta di correlazione tra il carbonio organico totale (TOC) e il carbonio estraibile totale (TEC) analizzato sugli orizzonti A dei diversi profili

possono notare alcune situazioni particolari: gli orizzonti dei profili A1 e A3 pur presentando diversa copertura hanno un alto rapporto, mentre A2, pur non avendo problemi per il contenuto totale di sostanza organica presenta un basso rapporto. Gli epipedon di B3 e D2, pur presentando le situazioni più compromesse, sono caratterizzate da un alto rapporto. Resta ancora da stabilire se tale effetto sia transitorio o permanente.

Il rapporto tra MBC e TOC può essere un facile ed efficiente indice di impoverimento della qualità biologica del suolo. L'intervallo dei valori del rapporto MBC/TOC negli orizzonti analizzati varia tra 4.5 e 1.3 e quindi si può notare una diversificazione tra i diversi profili. In letteratura si riscontrano valori del rapporto tra 1.4 e 2.0 in suoli che non ricevono addizione di biomasse organiche fresche; infatti generalmente

l'applicazione di sostanza organica al suolo causa un incremento nel rapporto (Powlson e coll., 1987). In suoli coltivati e ammendati con sostanze organiche fresche il rapporto può aumentare fino a 3.7 - 4 (Domsh, 1980).

La tecnica isotopica, per l'utilizzo dell'isotopo stabile del carbonio (^{13}C) come tracciante, viene utilizzata per lo studio della dinamica del carbonio nel suolo.

L'isotopo stabile ^{13}C rappresenta approssimativamente 1.11% di atomi di carbonio anche se alcuni materiali biologici si discostano da questo valore medio poiché avviene una discriminazione tra i diversi isotopi del carbonio durante i processi chimici, fisici e biologici (Blair et al., 1985).

Tutte le piante durante la fotosintesi discriminano il ^{13}C anche se in maniera differente poiché dipende dal loro ciclo fotosintetico. Infatti le piante con il ciclo fotosintetico C3 (Ciclo di Calvin) presentano un valore di $\delta^{13}\text{C}$ in un intervallo compreso tra -35 e -20‰; le piante con un metabolismo C4 hanno valori più alti di $\delta^{13}\text{C}$ da -19 al -9‰. La composizione isotopica della sostanza organica del suolo ricorda quella della vegetazione dalla quale è derivata, poiché il frazionamento isotopico durante la decomposizione del materiale organico fresco è trascurabile se paragonato a quello che avviene nelle piante durante la fissazione del carbonio.

Poiché la maggior parte della sostanza organica del suolo si origina dai residui delle piante, la presenza di ^{13}C deriva principalmente dalla vegetazione. Cambiamenti di vegetazione nel corso del tempo possono essere riflessi quindi sulla formazione della sostanza organica. Rightmire e Hanshaw (1973) mettono in mostra come i valori di $\delta^{13}\text{C}$ riscontrati nella sostanza organica del suolo della Florida riflettessero il metabolismo di piante C3 della vegetazione originale esistente 100 anni prima, anche se negli ultimi tempi era stata rimpiazzata con piante a metabolismo C4.

La determinazione del $\delta^{13}\text{C}$ eseguita sia sugli orizzonti organici che sugli epipedoni dei profili dei diversi transekti (tabella 1), fornisce valori in accordo con quanto riportato da indagini eseguite su suoli a copertura forestale di diverse parti del mondo, ad esempio delle foreste brasiliane (Desjardins et al., 1991), africane (Schwartz et al., 1996) e indiane (Mariotti e Peterschmitt, 1994). Rispetto a questi ed ad altri ecosistemi viene proposto un valore medio per la lettiera di -29.8‰. Questo valore risulta in accordo con quanto determinato sugli orizzonti organici dei profili della Riserva Naturale Orientata del Bosco della Frattona che vanno da un minimo di -29.4‰ ad un massimo di -28.02‰. In suoli forestali in "climax", ricchi di lettiera, mediamente non si verificano oscillazioni di valori $\delta^{13}\text{C}$ tra orizzonte ed orizzonte. In generale gli orizzonti più vecchi del suolo presentano una deviazione, che si può stimare intorno al 1‰ del valore di $\delta^{13}\text{C}$, rispetto agli orizzonti superficiali. Anche questo dato è in accordo con i valori trovati. Le anomalie che si possono sottolineare sono date sempre dal profilo B3. Infatti nei suoli in cui prevale il processo di mineralizzazione si verifica un incremento dei valori del $\delta^{13}\text{C}$, questo dato confermerebbe i risultati ottenuti anche dagli altri indici. Così come sono da segnalare i valori più alti riscontrati negli orizzonti organici dei profili A3 e B1, ora sotto bosco ceduo, che possono denotare un altro utilizzo del suolo in passato.

Gli indici saggiati hanno da una parte confermato la caratterizzazione pedologica dei suoli studiati nel Bosco della Frattona, mentre in situazioni di passaggio litologico, di acclività diversa e probabilmente di una gestione diversa della vegetazione rispetto all'attuale, hanno messo in evidenza differenze tra situazioni pedologicamente simili.

Bibliografia

- AA.VV., 2000. "Metodi di analisi chimica del suolo", MiPAF, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del suolo, Franco Angeli.
- BLAIR N., LEV A., MUNOZ E., OLSON J., KWONG E., DES MARAIS D., 1985. Carbon isotopic fractionation in heterotrophic microbial metabolism. *Applied Environmental Microbiology* 50: 996 - 1001.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P., 1990. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinyl pyrrolidone. *Journal of chromatography*, 509: 141-146.
- DELL'ABATE M. T., 2000. La sostanza organica del suolo quale indicatore di qualità. Convegno su: "Indicatori della qualità del suolo, prospettive ed applicabilità", Roma 29 marzo 2000.
- DELL'ABATE M. T., BENEDETTI A., TRINCLERA A., DAZZI C., 2002. Humic substances along the profile of two Typic Haploxerent. *Geoderma* 107: 281 - 296.

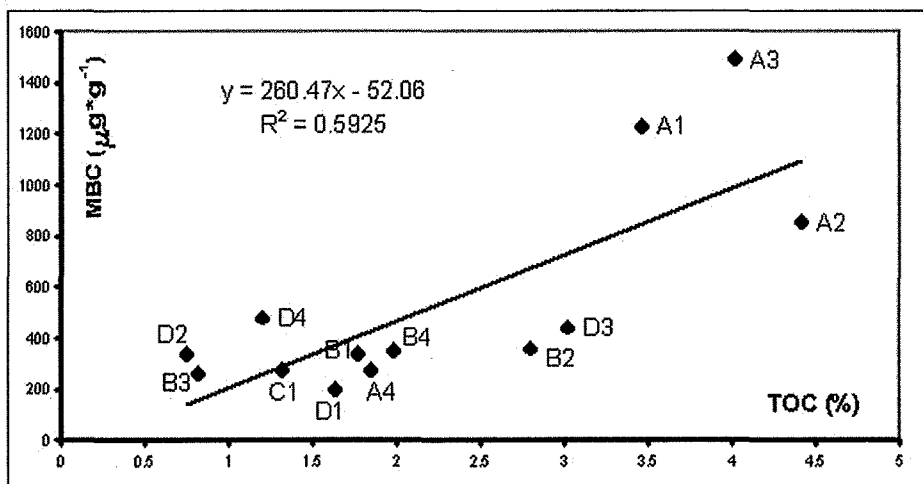


Figura 3. Correlazione tra il carbonio della biomassa microbica (MBC) e il carbonio organico totale (TOC) riscontrato nei suoli della Riserva

- DESJARDINS T., VOLKOFF B., ANDREUX F., CERRI C., 1991. Distribution du carbone total et de l'isotope ^{13}C dans le sols ferralitiques du Brésil. *Science du Sol* 29: 175 - 187.
- DOMSH K. H., 1980. Interpretation and evolution of data in recommended tests for assessing the side-effects of pesticides on the soil microflora. *Weed Research Organization Tech Rep. n°59*, Oxford.3
- INSAM H., PARKINSON D., DOMSH K. H., 1989. Influence of macroclimate on soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 21: 211 - 221.
- JENKINSON D. S., LADD J. N., 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: Paul E.A., Ladd J.N. (Eds). *Soil biochemistry*, Vol.5, Marcel Dekker, New York.
- LOMBINI A., 2002. Programma di gestione della Riserva Naturale Orientata Bosco della Frattona, Comune di Imola.
- MARIOTTI A., PETERSCHMITT E., 1994. Forest savana ecotone dynamics in India as revealed by carbon isotope ratios of soil organic matter. *Oecologia* 97: 475 - 480.
- POWLSON D. S., BROOKES P. C., CHRISTENSEN B. T., 1987. Measurement of soil microbial biomass provides on early indicatio of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 159 - 164.
- REGIONE EMILIA ROMAGNA, "Decreto Regionale n. 299" del 27/03/84.
- RIGHTMIRE C. J., HANSHAW B. B., 1973. Relation between the carbon isotope composition of soil carbon dioxide and dissolved carbonate species in ground water. *Water Resources* 9: 958 - 967.
- SCHWARTZ D., DE FORESTA H., MARIOTTI A., BALESSENT J., MASSIMBA J., GIRADIN C., 1996. Present dynamics of the savanne-forest boundary in the Congolese Mayombe: a pedological, botanical and isotopic (^{13}C and ^{14}C) study. *Oecologia* 106: 516 - 524.
- SEQUI P., DE NOBILI M., LEITA L., CERCIGNANI G., 1986. A new index of humification. *Agrochimica* 30: 175 - 179.
- SPRINGER U., KLEE J., 1954. Prufung der Leistungsfahigkeit vom einigen wichtigen verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffe mittels Chromschwefelsaure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernahr. Dung. Bodenk.* 64: 1-26.
- STEVENSON F. S., 1982. *Humus chemistry*. Wiley J. And Sons (Eds), USA, 443 pp.
- TRINCHERA A., PINZARI F., BENEDETTI A., SEQUI P., 1998. Defining soil quality in mediterranean forest system. Note 1: organic matter turnover. *Fresenius Environmental Bulletin* 7:437-446.
- USDA-NRCS, 2003. *Keys to Soil Taxonomy*, ninth edition, Soil Survey Staff, Washington D.C.
- VANCE E. D., BROOKES P.C., JENKINSON D. S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 703 - 707.
- VAN WAMBEKE A., HASTINGS P., TOLOMEO M., 1991. Newhall simulation model: a Basic Program for the PC, (2nd version flexible NSM), Dep. of Agronomy, Cornell Univ., Ithaca, NY.

FRAMMENTI ROCCIOSI DI ARENARIA E ALBERESE COME SUBSTRATI DI CRESCITA PER OLIVI FRANTOIO E GRIGNAN

L. Condello ¹, J. Dufey ¹, G. Corti ², A. Cimato ³, P. Populaire ¹, R. Cuniglio ⁴, A. Agnelli ²

¹ Université Catholique de Louvain La Neuve (Belgio)

² Università Politecnica delle Marche (Italia)

³ Istituto CNR per la Valorizzazione del Legno e delle Specie Legnose, Firenze (Italia)

⁴ Università degli Studi di Firenze (Italia)

Abstract

Soil rock fragments may contain, depending on their origin and degree of alteration, organic matter and exchangeable cations. Because of these properties, such material was tested to establish if it could be used in place of sphagnum peat in the olive tree nurseries. With the aim to make experiments harsher, we used sandstone and calcareous marl rock fragments derived from quarry refuses. The tested olive tree varieties were frantoio, mostly diffused in central Italy (Tuscany), and grignan, cultivated at north (Venetia). Semi-ligneous scions were treated to obtain roots and, thus, put in plastic pots with a substrate of sphagnum peat and quartz sand so as to allow roots development. After 90 days, plants were transferred into pots containing the following substrates: rock fragments of 2-10 mm or 10-25 mm in diameter obtained sieving under deionised water flow the fragmented rocks, quartz sand (as a control) and fine earth coming from soils developed on the two parent rocks considered (as a control). During growth period, the plants were irrigated with a complete nutritive solution devised ad hoc and maintained under standard conditions into a phytotrone. After six months, plants were harvested to measure length of lateral sprouts, count the number of leaves, and determine the dry weight of stems, leaves and roots. Results indicated that, in nursery, the use of rock fragments to obtain plants of frantoio and grignan does not drop growth rate and repartition between hypogean and epigeous biomass.

Key words: soil skeleton, nursery, frantoio, grignan.

Riassunto

Il lavoro riporta di esperimenti condotti allo scopo di identificare materiali alternativi alla torba di sfagno nel vivaismo olivicolo. Dal momento che è stato dimostrato che la frazione scheletrica del suolo (particelle con diametro maggiore di 2 mm) contiene sostanza organica e cationi scambiabili, sono stati testati come alternativi all'uso della torba dei frammenti rocciosi di arenaria e alberese derivanti dallo scarto di attività estrattive di cava. Sono state utilizzate due varietà di olivo, frantoio e grignan, tra le più diffuse nel centro (Toscana) e nord (Veneto) Italia. Talee semilegnose sono state fatte radicare e, successivamente, poste in vasi di polietilene riempiti con una miscela di torba di sfagno e sabbia quarzosa per lo sviluppo di giovani radici. Dopo 90 giorni le piante sono state trasferite in vasi di polietilene riempiti con i seguenti substrati di crescita: clasti di dimensioni 2-10 mm o 10-25 mm ottenuti mediante frantumazione e setacciamento delle rocce sotto flusso di acqua deionizzata, sabbia quarzosa (controllo) e terra fine proveniente da suoli sviluppati sulle stesse rocce madri (controllo). Durante il periodo di crescita, le piante sono state irrigate con una soluzione nutritiva completa ad hoc e mantenute in condizioni standard all'interno di una camera di crescita. Dopo sei mesi di permanenza sui substrati, è stata misurata la lunghezza dei germogli laterali e valutato il numero totale di foglie. E' stato determinato il peso secco di fusti, foglie e radici.

I risultati indicano che l'uso di frammenti rocciosi di arenaria e alberese non mortifica la crescita e la ripartizione della biomassa tra radici e parte aerea di olivi frantoio e grignan.

Parole chiave: scheletro del suolo, vivaismo, frantoio, grignan.

Introduzione

Nel settore vivaistico la torba, e in particolare quella di sfagno (torba bionda a basso grado di decomposizione), rappresenta il principale substrato per la crescita degli olivi commercializzati in contenitore. Il successo di tale materiale organico è da ricercarsi in una serie di vantaggi tecnici e commerciali quali: 1) appropriate caratteristiche fisiche e di mantenimento dell'acqua; 2) assenza di fitotossicità; 3) bassissima densità apparente, che facilita le operazioni di trasporto manuale; 4) facilità di controllo degli elementi nutritivi, dato che è un substrato povero e quindi facilmente integrabile con elementi nutritivi; 5) relativa omogeneità ed uniformità del prodotto. Quest'ultima caratteristica ha indotto una rapida diffusione tra i vivai di tale materiale, il quale si presenta relativamente omogeneo dal punto di vista chimico, fisico e microbiologico; ciò ha consentito la standardizzazione delle tecniche colturali e delle pratiche agronomiche. Tuttavia, l'approvvigionamento della torba è oggi alquanto difficoltoso per la crescente

attenzione ai problemi ambientali di tutela delle torbiere (Histosols) da un loro eccessivo sfruttamento. Inoltre, non trascurabili sono i costi dovuti alle spese d'importazione dai paesi del Nord Europa (Germania, Polonia, Irlanda, ecc.) dove le torbiere sono maggiormente concentrate. A fronte di questa situazione, un interesse crescente si è focalizzato sull'identificazione di materiali alternativi alla torba che, in vivaio garantiscano le stesse performances.

Nell'ambito di studi di scienza del suolo, è stato dimostrato che lo scheletro (particelle con diametro maggiore di 2 mm, dette anche frammenti rocciosi o clasti) di suoli derivanti da alcune litologie è ricco di sostanza organica e cationi scambiabili (Hanson e Blevins, 1979; Rivard e De Kimpe, 1980; Poesen e Bunte, 1996; Gras, 1994; Ugolini et al., 1996; Corti et al., 1997, 1998, 2002; Agnelli et al., 2001). Ad esempio, lo scheletro di suoli derivati da arenarie è ricco di sostanza organica, elementi nutritivi e microflora in quanto, nonostante la superficie esterna dei clasti sia minima, a seguito dell'alterazione acquistano una porosità tale che permette l'accesso alle soluzioni del suolo. Tale processo rende disponibili gli elementi nutritivi contenuti nei clasti. Al contrario, lo scheletro di suoli originatisi da alberese (marna calcarea) è molto compatto e più povero di elementi nutritivi e sostanza organica.

Allo scopo di rimpiazzare o ridurre l'uso della torba, è stata testata la possibilità di impiegare tali materiali nel vivaismo olivicolo. Dal momento che è improponibile l'estrazione di scheletro dal suolo per destinarlo ad un qualunque uso, mentre sono sempre più crescenti i problemi derivanti dallo stoccaggio di scarti provenienti dalle attività estrattive delle miniere, sono stati utilizzati frammenti di roccia arenaria e alberese di varia pezzatura.

Materiali e metodi

Sono state utilizzate due varietà di olivo: frantoio e grignan; entrambi i genotipi sono tra quelli più diffusi nelle zone di coltivazione del centro (Toscana) e nord (Veneto) Italia. Le piante sono state poste su frammenti rocciosi di arenaria e alberese, le litologie più diffuse nelle zone di coltivazione dell'olivo. Le rocce provengono da due cave e sono state frantumate in modo da ottenere frammenti di dimensioni fra 2 e 10 mm e fra 10 e 25 mm. I residui di polvere aderente alla superficie, sono stati eliminati mediante lavaggi in acqua deionizzata. I frammenti rocciosi sono stati successivamente asciugati a 40° C per 48 ore.

Talee prelevate dai rami di un anno di piante madri frantoio e grignan sono state poste a radicare in bancali di nebulizzazione. Dopo 90 giorni di radicazione, il materiale vegetale è stato selezionato per ottenere una popolazione di barbatelle omogenee. Le barbatelle sono state poste in vasi di polietilene nero della capacità di 0.9 L riempiti con torba di sfagno e sabbia quarzosa (15% e 85%, rispettivamente); il pH del substrato è stato corretto mediante aggiunta di carbonato di calcio finemente macinato fino a pH 7.5. La permanenza delle barbatelle su tale substrato ha consentito lo sviluppo di giovani radici. Dopo 90 giorni, piantine omogenee per peso, diametro del fusto, numero

Tabella 1. Composizione della soluzione nutritiva somministrata alle piantine frantoio e grignan durante 6 mesi di crescita sui differenti substrati

Macronutrienti	Concentrazione
	Meq
NH ₄ ⁺	0.90
K ⁺	1.50
Na ⁺	0.05
Ca ⁺⁺	4.30
Mg ⁺⁺	1.00
NO ₃ ⁻	3.60
Cl ⁻	2.30
H ₂ PO ₄ ⁻	0.05
SO ₄ ⁻	1.80
Totale	15.50
Micronutrienti	Concentrazione
	µmoli
Fe EDTA Na	80
H ₃ BO ₃	156
MnCl ₂ · 4H ₂ O	16
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	0.16
CuSO ₄ · 5H ₂ O	0.80
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ · 4H ₂ O	0.80

di foglie e sviluppo dell'apparato radicale sono state trapiantate in vasi di polietilene nero della capacità di 1.4 L riempiti, per ciascuna litologia, con: 1) terra fine (frazione < a 2 mm) derivante da suoli originatisi dalle due rocce madri; 2) frammenti rocciosi di diametro fra 2 e 10 mm; 3) frammenti rocciosi di diametro fra 10 e 25 mm; 4) sabbia quarzosa. Particolare attenzione è stata rivolta al lavaggio delle radici delle piantine in modo da rimuovere tutta la torba aderente senza danneggiarle. I vasi di polietilene sono stati riempiti con 0.60 kg di terra fine o frammenti rocciosi miscelati con differenti quantità di sabbia quarzosa: 0.60 kg per terra fine, 0.70 kg per i clasti 2-10 mm e 0.98 kg per i clasti 10-25 mm. Un set di vasi è stato riempito con 1.30 kg di sabbia quarzosa (testimone). Ciascun substrato è stato replicato 4 volte. Durante il periodo di crescita, le piantine sono state mantenute in condizioni standard all'interno di un fitotrone, applicando le seguenti condizioni: temperatura 25/20° C (giorno/notte); umidità relativa 80%; luminosità 16 ore per giorno. Le piante sono state rifornite con una soluzione nutritiva appositamente messa a punto, la cui composizione è riportata in tabella 1. Tutti i vasi hanno ricevuto lo stesso volume di soluzione. Dopo 6 mesi di permanenza sui differenti substrati, è stata valutata la crescita delle piantine misurandone lunghezza dei germogli laterali e numero totale di foglie. Le piante sono state quindi essiccate a 70° C per 72 ore ed è stato determinato il peso secco. Fusti e foglie sono stati mantenuti separati dalle radici allo scopo di valutare lo sviluppo delle radici e, attraverso il rapporto radici/chioma, la suddivisione della biomassa.

Risultati e discussione

L'utilizzo di frammenti rocciosi di arenaria e alberese ha indotto interessanti effetti sulla crescita e sulla ripartizione della biomassa in giovani piante di olivo allevate in contenitore.

I valori dei parametri di crescita riportati in tabella 2 evidenziano la differente influenza dei substrati testati sulla crescita delle piantine. Dopo 6 mesi la terra fine ha determinato, in entrambe le varietà, il maggiore allungamento dei germogli e numero di foglie rispetto ai valori misurati sulla sabbia quarzosa.

Tabella 2. Lunghezza dei germogli laterali e numero di foglie di piantine frantoio e grignan dopo 6 mesi di crescita sui differenti substrati. I numeri fra parentesi rappresentano l'errore standard

	Substrati	Lunghezza dei germogli laterali	Numero totale di foglie
frantoio	Sabbia quarzosa	39 (6)	52 (11)
	Arenaria 2-10 mm	45 (8)	61 (13)
	Arenaria 10-25 mm	35 (6)	44 (8)
	Terra fine arenaria	50 (3)	68 (3)
	Alberese 2-10 mm	32 (4)	46 (5)
	Alberese 10-25 mm	33 (5)	49 (5)
grignan	Terra fine alberese	52 (3)	71 (6)
	Sabbia quarzosa	17 (3)	35 (8)
	Arenaria 2-10 mm	14 (2)	35 (7)
	Arenaria 10-25 mm	19 (2)	35 (9)
	Terra fine arenaria	27 (1)	54 (3)
	Alberese 2-10 mm	8 (3)	18 (2)
	Alberese 10-25 mm	11 (2)	29 (3)
	Terra fine alberese	17 (3)	58 (7)

Analizzando i risultati relativi alle frazioni rocciose, si è osservato che:

- i clasti di arenaria 2-10 mm si sono dimostrati più efficienti della sabbia nel favorire lo sviluppo vegetativo di piante frantoio; la frazione 10-25 mm ha prodotto solo un piccolo aumento della lunghezza dei germogli laterali nella grignan. I clasti di arenaria hanno indotto una certa crescita vegetativa, anche se leggermente inferiore rispetto alla sabbia quarzosa;
- i clasti di alberese di entrambe le classi dimensionali sono risultati meno efficienti nel favorire l'accrescimento di germogli e foglie rispetto alla sabbia quarzosa; ciò è stato osservato sia su frantoio sia su grignan. Tuttavia, per la frantoio, le differenze di crescita fra frammenti rocciosi e sabbia sono risultate meno importanti di quelle misurate per la grignan.

Tali osservazioni sono in parte avvalorate dai dati relativi alla produzione di biomassa secca (fig. 1) ed il rapporto radici/chioma (fig. 2). Per entrambe le varietà, la crescita su terra fine d'arenaria ha indotto un'elevata produzione di biomassa; con la terra fine di alberese solo la frantoio ha avuto buone performances mentre la grignan ha aumentato solo minimamente la biomassa rispetto all'inizio.

Analizzando la figura 1 si nota che i frammenti rocciosi di arenaria di entrambe le classi dimensionali sono stati più abili nel favorire la produzione di biomassa per la varietà frantoio.

In alcune circostanze, tuttavia, emerge una discordanza fra crescita vegetativa e produzione di sostanza secca; ciò si verifica soprattutto per le piantine frantoio. Infatti, su clasti di arenaria di 10-25 mm e alberese 2-10 mm, tale varietà ha prodotto una maggiore biomassa pur presentando un minore allungamento dei germogli e numero di foglie. Tali differenze fra crescita vegetativa e produzione di biomassa possono essere imputate alla diversa superficie fogliare e consistenza del materiale vegetale prodotto. Evidentemente, rispetto alle piantine su sabbia quarzosa, quelle su frammenti rocciosi sono state in grado di estrarre nutrienti da tali substrati. Inoltre, nei vasi riempiti con sabbia quarzosa, le radici sono state maggiormente a contatto con la soluzione nutritiva rispetto a quanto si sia verificato con i clasti dove, pur essendoci della sabbia di riempimento, la capacità di ritenzione idrica era minore anche a causa della maggiore quantità di vie di deflusso preferenziali. Per tale motivo, nelle condizioni sperimentali adottate, le piante allevate su frammenti rocciosi hanno avuto una relativamente minore disponibilità di soluzione nutritiva. Dalla figura 1 è evidente, altresì, che l'origine genetica del materiale vegetale ha condizionato l'adattamento delle piantine ai substrati rocciosi proposti, risultando nettamente a favore per la varietà frantoio.

Nella tabella 3 è riportato il peso secco delle radici di entrambe le varietà allevate sui vari substrati. Dalla tabella risulta che l'utilizzo della terra fine di entrambe le litologie ha favorito notevolmente la produzione di radici in entrambe le varietà. Tuttavia, la produzione di radici è risultata elevata anche su alcune frazioni rocciose, soprattutto su clasti di arenaria. I substrati di alberese hanno indotto uno scarso accrescimento di radici in piante grignan.

Il rapporto radici/chioma, rispetto alle piante allevate su sabbia quarzosa, è aumentato per la varietà frantoio su tutti i substrati proposti (fig. 2); al contrario, nella grignan il rapporto non è sensibilmente cresciuto se alleva-

ta su clasti di alberese. Il migliore rapporto radici/chiuma è stato ottenuto con la terra fine di arenaria attestandosi su un valore di 0.45 in piante frantoio. Per contro, entrambe le varietà hanno fornito il più basso valore quando allevate su clasti di alberese delle dimensioni di 10-25 mm; in presenza di tali substrati, infatti, il rapporto sulla ripartizione della biomassa è stato rispettivamente di 0.26 per la frantoio e di 0.15 per la grignan.

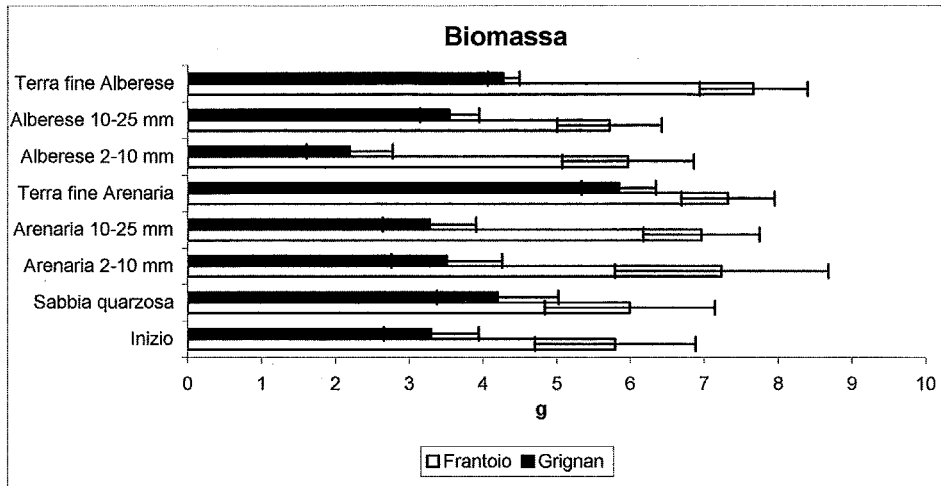


Figura 1. Produzione di sostanza secca in olivi frantoio e grignan, dopo 6 mesi di crescita in contenitore su frammenti rocciosi e terra fine di due origini litologiche (arenaria e alberese) e su sabbia quarzosa. Le barre rappresentano l'errore standard

Figura 2. Rapporto radici/chiuma (peso secco) in olivi frantoio e grignan, dopo 6 mesi di crescita in contenitore su frammenti rocciosi e terra fine di due origini litologiche (arenaria e alberese) e su sabbia quarzosa. Le barre rappresentano l'errore standard

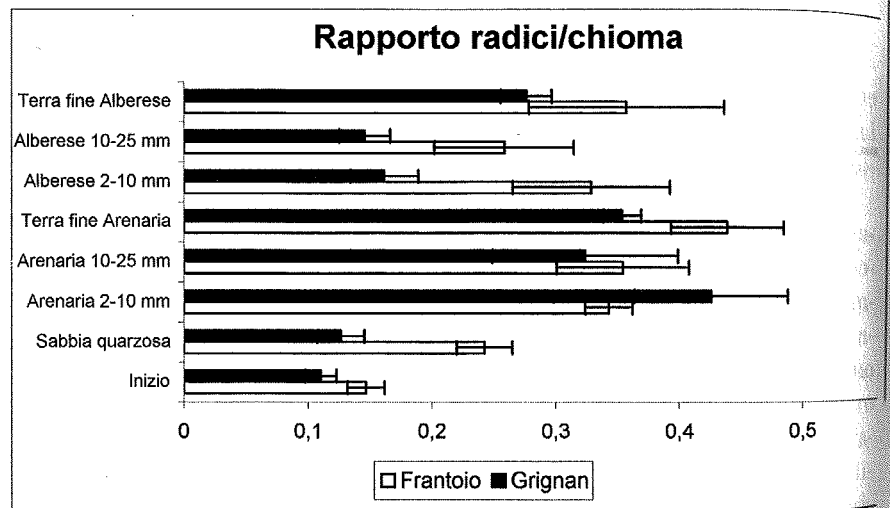


Tabella 3. Peso secco delle radici in olivi frantoio e grignan, dopo 6 mesi di crescita in contenitore su frammenti rocciosi e terra fine di due origini litologiche (arenaria e alberese) e su sabbia quarzosa. I numeri fra parentesi rappresentano l'errore standard

Substrati	Frantoio g	Grignan g
Sabbia quarzosa	1.52 (0.40)	0.55 (0.16)
Arenaria 2-10 mm	2.46 (0.46)	1.43 (0.41)
Arenaria 10-25 mm	2.54 (0.51)	1.14 (0.40)
Terra fine arenaria	3.22 (0.43)	2.06 (0.17)
Alberese 2-10 mm	2.08 (0.52)	0.31 (0.02)
Alberese 10-25 mm	1.43 (0.30)	0.53 (0.12)
Terra fine alberese	2.89 (0.74)	1.18 (0.09)

Conclusioni

L'utilizzo di frammenti rocciosi di arenaria e alberese ha indotto effetti positivi sulla crescita e sulla ripartizione della biomassa in giovani piante di olivo frantoio e grignan allevate in contenitore. Ciononostante, gli scarti minerali di arenaria si sono rivelati idonei nel favorire un buono sviluppo vegetativo di piante frantoio, mentre quelli di alberese si sono dimostrati meno adatti per l'accrescimento, ma soprattutto per la grignan. Infine, la crescita vegetativa registrata su tutti i substrati testati ha messo in luce la validità per entrambe le varietà di una soluzione nutritiva dalla composizione differente rispetto a quella generalmente impiegata nei vivai per la crescita di olivi in contenitore.

Bibliografia

AGNELLI A., UGOLINI F.C., CORTI G., PIETRAMELLARA G., 2001. Microbial biomass-C and basal respiration of fine earth and highly altered rock fragments of two forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 613-620.
 CORTI G., AGNELLI A., UGOLINI F.C., 1997. Release of Al by hydroxy-interlayered vermiculite and hydroxy-interlayered smectite during determination of

cation exchange capacity in fine earth and rock fragments fractions. *European Journal of Soil Science* 48: 249-262.

- CORTI G., UGOLINI F.C., AGNELLI A., 1998. Classing the soil skeleton (greater than two millimeters): proposed approach and procedure. *Soil Science Society of America Journal* 62: 1620-1629.
- CORTI G., UGOLINI F.C., AGNELLI A., CERTINI G., CUNIGLIO R., BERNA F., FERNÁNDEZ SANJURJO M.J., 2002. The soil skeleton, a forgotten pool of organic carbon and total nitrogen in soil. *European Journal of Soil Science* 53: 283-298.
- GRAS R., 1994. Sols caillouteux et production végétale. Institut National de la Recherche Agronomique. Paris.
- HANSON C.T., BLEVINS R.L., 1979. Soil water in coarse fragments. *Soil Science Society of America Journal*, 43: 819-820.
- POESEN J., BUNTE K., 1996. The effect of rock fragments on desertification processes in Mediterranean environments. In: *Mediterranean desertification and land use*. C.J. Brandt and J.B. Thomas (eds.). John Wilkins & Sons, Chichester, West Surrey, England.
- RIVARD R., DE KIMPE C.R., 1980. Propriétés de quelques sols riches en graviers dans la région du Québec. *Canadian Journal of Soil Science*, 60: 263-273.
- UGOLINI F.C., CORTI G., AGNELLI A., PICCARDI F., 1996. Mineralogical, physical, and chemical properties of rock fragments in soil. *Soil Science*, 161: 521-542.

ATTIVITÀ MICROBIOLOGICA E QUALITÀ DEL SUOLO IN UNA SEQUENZA DI SUOLI DI PIANURA DELL'AMBIENTE XERICO SICILIANO

Maria Teresa Dell'Abate ¹, Giuseppe Lo Papa ², Letizia Pompili ¹, Carmelo Dazzi ², Anna Benedetti ¹

¹ Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Roma

² Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia, Università di Palermo

Abstract

The present study deals with a Sicily's agricultural area including three pedons in a floodplain, located in "contrada Sparacia" (SG). The objective was to study microbial component of soil quality. The research area has been utilised to verify the influences of agronomics technoques on quali-quantitative characteristics of hard wheat production.

The experiment, started in 1999-2000, compares three different managements (conventional, *minimum tillage* and *no-tillage*), and the profiles has been opened in the summer 2000. after the harvest. Organic matter dynamics was studied by using a set of both chemical and microbiological soil quality indicators.

Differences referable to the adopted management practices weren't found between the three pedons because of the short period elapsed after the management change. On the contrary, differences of humification level were showed in the deeper horizons probably because of soil tipology. Soil microbial activity was found also in the deeper soil horizons, corresponding to microbial C / organic C ratio decrease.

Key words: organic matter, humification, microbial biomass, soil quality

Riassunto

In questo lavoro vengono presentati i risultati dello studio di alcuni aspetti riguardanti la componente microbiologica della qualità del suolo lungo il profilo di tre pedon localizzati presso una pianura alluvionale sita in contrada Sparacia (AG), su cui è stato impiantato un campo sperimentale per una ricerca finalizzata alla verifica dell'influenza delle tecniche agronomiche sulle caratteristiche quali-quantitative della produzione di grano duro.

La sperimentazione, che pone a confronto tre tecniche di lavorazione (convenzionale, *minimum tillage* e *no tillage*), è partita nell'annata agraria 1999-2000, mentre l'apertura dei profili è stata fatta nell'estate 2000 dopo il raccolto. La dinamica della sostanza organica lungo il profilo e' stata studiata utilizzando un set di indicatori di qualità del suolo, sia di tipo chimico che microbiologico, precedentemente identificati.

I risultati non hanno evidenziato tra i tre pedon differenze sostanziali che possano essere direttamente riconducibili alle diverse prove agronomiche impostate, probabilmente a causa del breve periodo intercorso dal cambio di gestione, mentre sono state rilevate differenze nel livello di umificazione negli orizzonti di profondità che possono invece essere poste in relazione con il tipo di suolo. Per quanto riguarda la presenza ed attività della biomassa microbica del suolo, a fronte di una diminuzione del rapporto Cmicrobico/Corganico negli orizzonti più profondi, è stata riscontrata l'esistenza di attività microbica anche in profondità.

Parole chiave: sostanza organica, umificazione, biomassa microbica, qualità del suolo

Introduzione

La conservazione della sostanza organica del suolo insieme alla minimizzazione dell'erosione, al bilanciamento degli aspetti produttivi con quelli ambientali ed il migliore uso delle risorse, rinnovabili e non, rappresentano strategie per la gestione agraria sostenibile (Doran e Zeiss, 2000). Tra queste, le tecniche di lavorazione conservativa, che comportano una riduzione dell'aratura, sembrano di particolare interesse sotto molteplici aspetti. Tuttavia, sia la loro efficacia nel raggiungere gli obiettivi (mantenimento di livelli costanti di C e N nel suolo, ecc.) che l'impatto sull'attività microbiologica del suolo vanno verificati caso per caso in funzione delle specifiche caratteristiche pedoclimatiche, anche in considerazione del fatto che non sono del tutto definite le relazioni tra attività microbica del suolo e pedotipo. La componente microbiologica della qualità del suolo ha un ruolo notevole nella funzionalità del suolo, in quanto la biomassa microbica ne è una parte attiva, responsabile della circolazione degli elementi nutritivi e della degradazione dei substrati organici, anche inquinanti, oltre che della capacità di accumulo di sostanza organica nel suolo.

L'obiettivo del presente lavoro è lo studio del metabolismo microbico in rapporto con lo status del carbonio organico nel suolo in una sequenza di tre pedon localizzati presso una pianura alluvionale dell'ambiente xerico siciliano, su cui è stato impiantato un campo sperimentale per una ricerca finalizzata alla verifica dell'influenza delle tecniche agronomiche sulle caratteristiche quali-quantitative della produzione di grano duro. La sperimentazione, che

pone a confronto tre tecniche di lavorazione (convenzionale, minimum tillage e no tillage), è partita nell'annata agraria 1999-2000, mentre l'apertura dei profili è stata fatta nell'estate 2000 dopo il raccolto.

L'area di studio

L'area di sperimentazione, (37°37'N, 13°42'E - 450 m s.l.m.) ricade nel territorio comunale di Cammarata (AG), contrada Sparacia, nella parte Centro-Occidentale della Sicilia, su una pianura alluvionale modellata dal Rio "Tumarrano".

Dai dati desunti dalla stazione climatica sperimentale più vicina all'area, risulta che la precipitazione media annua è di 510 mm e la temperatura media annua di 15°C con un'escursione media annua pari a 12°C. La temperatura media delle massime del mese più caldo e la temperatura media delle minime del mese più freddo risultano rispettivamente pari a 26°C e 7°C. Secondo la classificazione climatica di Walter e Lieth (1960) il clima dell'area è "tipicamente mediterraneo", infatti sulla base dei dati climatici disponibili il regime udometrico dei suoli 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'area, nell'annata agraria 1999-2000, è stata interessata dalla coltura del grano duro var. "Ciccio", gestita su tre diverse parcelle sperimentali per la valutazione della risposta bio-agronomica della cultivar in relazione a diverse tecniche colturali.

Sulle parcelle, equidimensionali e a forma rettangolare (50 x 89 m), sono state adottate tre tesi di sperimentazione che hanno preso in considerazione tre diverse tecniche agronomiche.

Sulla prima è stata utilizzata la tecnica colturale di tipo "convenzionale" che ha previsto un'aratura a 40 cm nel mese di agosto, due erpicature a settembre e a novembre, una concimazione alla semina con 200 kg di fosfato biammonico (N-P - 18-46), la semina con 180 kg di seme germinabile di II classe, un diserbo per piante a foglia larga e con avenicida in inverno e una concimazione di copertura con 100 kg ha⁻¹ di urea al 46%; sulla seconda tesi è stata adottata la tecnica del "minimum tillage" che differisce dalla precedente solo per la sostituzione dell'aratura con un'erpicatura a 40 cm. L'ultima tesi, che ha previsto invece l'adozione della tecnica del "no tillage", detta anche "semina su sodo", si differenzia dalle precedenti solo per la mancanza di lavori preparatori del terreno, sostituite da un diserbo sistemico con prodotti a base di glifosate, ed in inoltre per la semina che è stata realizzata utilizzando una quantità maggiore di seme germinabile (il 10% in più delle altre due tesi).

Negli anni precedenti lo schema colturale ha compreso una rotazione bi- o triennale di leguminose e grano duro con uno o due ringrani.

Materiali e metodi

La ricerca, che ha avuto inizio nel luglio 2000, dopo il raccolto, ha riguardato lo studio del suolo attraverso l'apertura di tre profili, uno su ogni parcella sperimentale, numerati secondo le rispettive tesi descritte precedentemente (fig. 1).

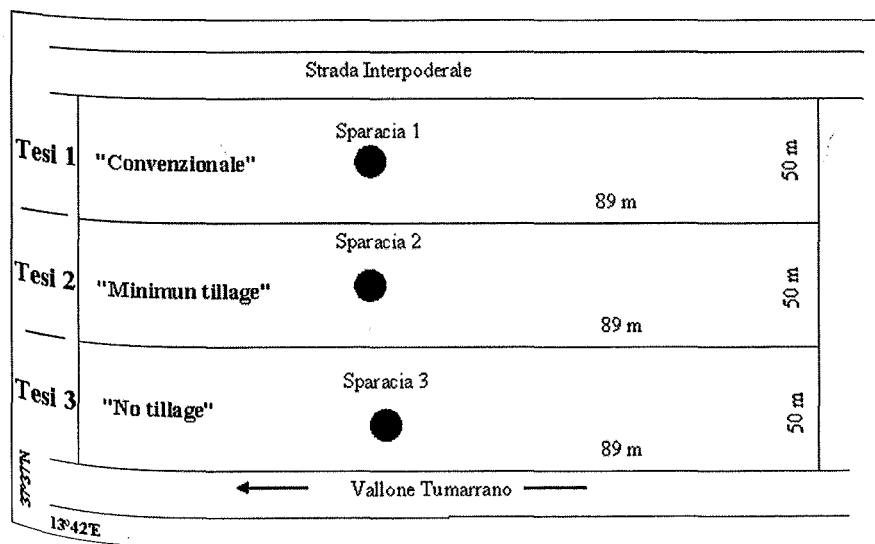


Figura 1. Rappresentazione schematica dell'area di studio con lo schema della sperimentazione agronomica e l'ubicazione dei profili

I pedon sono stati descritti in campo e campionati per orizzonti pedogenetici. Sui campioni di suolo, seccati all'aria e setacciati a 2 mm, sono state effettuate le seguenti determinazioni analitiche di laboratorio per la caratterizzazione chimico-fisica e la successiva classificazione tassonomica: tessitura (per sedimentazione), pH in acqua

(rapporto suolo:acqua 1:2,5), conducibilità elettrica (sull'estratto suolo:acqua 1:5), carbonati totali (metodo gas-volumetrico 1:1), carbonato di calcio attivo (metodo con ammonio ossalato e potassio permanganato), capacità di scambio cationico (metodo con bario cloruro e trietanolammina), cationi di scambio (dall'estratto con bario cloruro a pH 8,2 e successiva lettura con AAS). Sono stati inoltre determinati l'azoto totale (analizzatore elementare) ed assimilabile (estrazione con KCl 1N, rapporto 1:10, e successiva lettura con Autoanalyzer Technicon II), il carbonio organico totale C_{org} secondo il metodo di Springer-Klee, il carbonio estraibile C_{estr} (estrazione con NaOH 0.1N e $Na_4P_2O_7$ 0.1N) ed umificato C_{HA+FA} (acidificazione a pH<1.5 e purificazione su colonnina di polivinilpirrolidone). Le analisi sono state condotte secondo i Metodi di Analisi Chimica del Suolo (MiPAF, 2000).

I parametri dell'umificazione, grado di umificazione (DH) e tasso di umificazione (HR) sono stati calcolati secondo Ciavatta et al., (1990), l'umificazione totale (HU) secondo Dell'Abate et al., (2002). Sono state utilizzate le seguenti formule:

$$DH (\%) = 100 \times C_{HA+FA}/C_{estr}$$

$$HR (\%) = 100 \times C_{HA+FA}/C_{org}$$

$$HU (\%) = 100 \times [C_{HA+FA} + (C_{org} - C_{estr})]/C_{org}$$

dove C_{HA+FA} è il carbonio della frazione umica (HA) e fulvica (FA).

Il carbonio della biomassa microbica, C_{mic} , è stato determinato con il metodo della fumigazione-estrazione di Vance et al. (1987). Le misure sono state condotte su suolo secco all'aria, pre-incubato in recipienti aperti per 10 giorni, in condizioni di laboratorio standard (ritenzione d'acqua corrispondente a -33kPa e temperatura pari a 30°C), al fine di ripristinare entro certi limiti l'attività microbica (Stotzky et al., 1962). Per ogni suolo sono state effettuate tre repliche, su ciascuna delle quali la stima della quantità di CO_2 svolta dalla biomassa microbica è stata condotta secondo il metodo di Isermayer (1952). I valori di respirazione al 28° giorno sono stati considerati valori di respirazione basale.

La cinetica di mineralizzazione del carbonio organico è stata determinata mediante un modello esponenziale di accumulazione del C- CO_2 (Riffaldi et al., 1996): $C_m = C_0(1 - e^{-kt})$, dove C_m è il valore cumulativo di carbonio mineralizzato in t giorni, k la costante di velocità e C_0 il carbonio potenzialmente mineralizzabile. Il quoziente metabolico qCO_2 , definito come respirazione specifica della biomassa microbica del suolo, è stato calcolato dai valori di respirazione basale secondo la formula $qCO_2 = (mg \text{ C-}CO_2) / (mg \text{ C}_{mic} \text{ kg}^{-1} \text{ ora}^{-1})$ (Anderson e Domsch, 1990).

Risultati e discussione

I dati delle tabelle 1 e 2, che riportano rispettivamente gli elementi descrittivi di campo e quelli analitici, evidenziano una notevole similarità dei suoli dal punto di vista dell'orizzontazione pedologica. Tutti e tre i pedon mostrano infatti due orizzonti Ap interessati dalle lavorazioni fatte a diverse profondità, e due orizzonti di profondità (2C e 3C) originatisi per deposizione di sedimenti fluviali. Mentre per i pedon Sparacia 1 e Sparacia 2 è stato riscontrato un orizzonte B di alterazione, in Sparacia 3 tale orizzonte è assente e nel complesso il pedon presenta una profondità minore, mostrando già a 45 cm l'orizzonte 2C.

Tabella 1. Principali elementi descrittivi dei pedon

n°	Pedon		1CM	2S	3C	4D	5Sch	6CaCO ₃	7L
	*oriz	cm							
Spa 1	Ap1	0-25	5Y 5/3	gr/ps, f, m, 3	pd	1	sc, mi, a	2/3	c, 1
	Ap2	25-50	5Y 4/3	pa, m, g, 3	pd	2	-	2/3	c, 1
	Bw	50-90	5Y 5/4	pr, m, 3	ed	2	-	2	g, 1
	2C	90-125	2,5Y 5/6	pr, m, g, 3	pd	1	-	2	d, 1
	3C	125-180	2,5Y 5/4	pa/gr, m, 1	fr	1	-	1	-
Spa 2	Ap1	0-25	5Y 5/3	gr/ps, f, m, 3	du	1	sc, mi, a	2/3	c, 1
	Ap2	25-50	5Y 4/3	pa, m, g, 3	pd	2	-	3	c, 1
	Bw	50-90	5Y 5/4	pr, m, 3	ed	2	-	2	g, 1
	2C	90-125	2,5Y 5/6	pr, m, g, 3	pd	1	-	2	d, 1
	3C	125-180	2,5Y 6/4	pa/gr, m, 1	fr	1	-	2/3	-
Spa 3	Ap1	0-20	5Y 5/4	gr/ps, f, m, 3	pd	1	sc, mi, a	2/3	c, 1
	Ap2	20-45	5Y 5/4	pa, m, g, 3	pd	2	-	3	c, 1
	2C	45-90	2,5Y 6/4	pa, ma, f, 2	fr	1	-	2/3	d, 1
	3C	90-120+	2,5Y 6/4	pa/gr, m, 1	fr	1	-	2	-

Abbreviazioni: la simbologia descrittiva degli orizzonti si rifà ai caratteri osservati durante la descrizione in campo (Soil Survey Manual, 1993).
 1. Colore Munsell (asciutto); 2. Struttura: 1=debole; 2=moderata; 3=forte; f=fine; m=media; g=grossolana; gr=grumosa; ps=poliedrica subangolare; pa=poliedrica angolare; pr=prismatica; ma=massiva.; 3. Consistenza: (secco) pd=poco duro; md=moderatamente duro; du=duro ed=estremamente duro (umido) fr=friabile; 4. Drenaggio: 1=lento; 2= molto lento; 5. Scheletro: sc=scasso; mi=minuto; a=arrotondato; 6. Effervescenza: 1=molto debole; 2= debole; 3=notevole; 7. Limite: a=abrupto; c=chiaro; g=graduale; d=diffuso; l=lineare i=irregolare.

Tabella 2. Principali caratteristiche chimico-fisiche dei pedon indagati

Profilo	Orizz.	Profondità (cm)	CSC	K ⁺	Na ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺	pH (H ₂ O)	EC _{1:5} (dS m ⁻¹)	CaCO ₃		Sabbia	Limo	Argilla
										totale	attivo			
													g kg ⁻¹	
Spa 1	Ap1	0-25	29	0,57	0,39	27,79	7,8	0,17	57	23	443	196	371	
	Ap2	25-50	30	0,53	0,38	29,10	8,0	0,18	43	18	477	177	366	
	Bw	50-90	24	0,31	0,41	23,03	8,2	0,16	51	26	407	211	392	
	2C	90-125	25	0,24	0,93	23,83	7,9	0,20	78	33	421	235	354	
	3C	125-180	18	0,13	1,15	16,22	8,2	0,22	24	1	626	95	299	
Spa 2	Ap1	0-25	26	0,47	0,28	25,51	8,1	0,19	57	18	507	187	326	
	Ap2	25-50	25	0,38	0,42	24,20	8,3	0,18	61	16	533	165	312	
	Bw	50-90	26	0,37	1,77	24,10	8,3	0,18	65	33	437	220	353	
	2C	90-125	19	0,17	0,31	18,27	8,4	0,17	73	20	664	110	236	
	3C	125-180	25	0,18	0,48	24,34	8,2	0,22	104	35	325	301	384	
Spa 3	Ap1	0-20	21	0,52	0,42	20,31	8,1	0,17	35	16	601	121	288	
	Ap2	20-45	21	0,34	0,25	20,66	8,2	0,18	33	15	608	140	262	
	2C	45-90	16	0,22	0,21	15,82	8,5	0,19	86	21	535	265	210	
	3C	90-120+	19	0,01	0,52	18,22	8,4	0,26	90	15	556	196	268	

I dati analitici sulla granulometria ed in particolare il contenuto in argilla confermano la maggiore affinità riscontrata in campagna tra i primi due pedon rispetto a Sparacia 3. Considerando solo i due orizzonti di superficie, i dati granulometrici relativi alla frazione sabbiosa mostrano un trend decrescente passando da Sparacia 3 a Sparacia 1 ovvero con l'aumentare della distanza dal corso d'acqua.

Durante la fase di descrizione in campo in tutte e tre i pedon è stata rilevata la presenza di facce di pressione e facce di scivolamento di piccole dimensioni a partire dai 20-25 cm fino al limite superiore dell'orizzonte 2C. L'ampiezza e la profondità delle fessurazioni riscontrate diminuiscono progressivamente passando da Sparacia 1 a Sparacia 3.

Secondo il WRB (FAO/ISRIC/ISSS, 1998) i pedon Sparacia 1 e 2 sono da classificare come Vertic Cambisol, mentre Sparacia 3 come Calcaric Fluvisol.

In tabella 3 sono riportati i dati relativi al contenuto di sostanza organica nel suolo, con riferimento all'azoto ed al carbonio.

Tabella 3. Contenuto di azoto assimilabile (N_{assim}) e totale (N_{tot}), di carbonio organico totale (C_{org}), estraibile (C_{estr}) ed umificato (C_{HA+FA}). Parametri dell'umificazione: grado (DH%) e tasso (HR%) ed umificazione totale (HU%)

	N _{assim} (mg kg ⁻¹)	N _{tot} (g kg ⁻¹)	C _{org} (g kg ⁻¹)	C _{org} /N	C _{estr} (g kg ⁻¹)	C _{estr} /C _{org}	C _{HA+FA} (g kg ⁻¹)	DH %	HR %	HU %
<i>Sparacia 1</i>										
Ap 1	28	1,3	11,0	8,5	8,6	0,78	6,1	70,9	55,5	77,3
Ap 2	26	1,3	11,0	8,5	7,8	0,71	5,0	64,1	45,5	74,5
Bw	26	1,1	9,0	8,2	5,3	0,59	3,9	73,6	43,3	84,4
2 C	24	0,7	5,0	7,1	3,7	0,74	2,3	62,2	46,0	72,0
3 C	24	0,6	4,0	6,7	2,3	0,58	1,8	78,3	45,0	87,5
<i>Sparacia 2</i>										
Ap 1	30	1,0	10,0	10,0	7,5	0,75	4,6	61,3	46,0	71,0
Ap 2	21	1,0	9,0	9,0	5,9	0,66	3,7	62,7	41,1	75,6
Bw	26	0,9	7,0	7,8	4,3	0,61	2,6	60,5	37,1	75,7
2 C	19	0,5	3,0	6,0	1,9	0,63	1	52,6	33,3	70,0
3 C	24	0,5	4,0	8	1,4	0,35	0,9	64,3	22,5	87,5
<i>Sparacia 3</i>										
Ap 1	31	0,9	9,0	10,0	6,5	0,72	4,8	74,1	53,6	81,3
Ap 2	25	1,0	8,0	8,0	6,1	0,76	4,4	71,5	54,5	78,3
2 C	37	0,6	4,0	6,7	2,7	0,68	2,8	100	69,5	100
3 C	33	0,5	4,0	8,0	2,2	0,55	2,4	100	60,0	100

Il contenuto di carbonio organico totale decresce lentamente lungo il profilo, facendo rilevare una sensibile diminuzione solo negli orizzonti di profondità. In Sparacia 1 la dotazione è leggermente superiore a quella degli al-

tri due profili: anche se le differenze sono di lieve entità, un decremento è osservabile come tendenza passando da Sparacia 1 a Sparacia 3, ovvero al diminuire della distanza dal fiume, in accordo con l'aumento della quantità di sabbia nella distribuzione granulometrica. La resa di estrazione del carbonio organico con le soluzioni utilizzate, espressa dal rapporto C_{estr}/C_{org} , è superiore al 60% eccetto che nei rispettivi orizzonti più profondi dove la sostanza organica risulta meno estraibile (valori inferiori del rapporto C_{estr}/C_{org}) e quindi maggiormente legata alla frazione minerale. Il grado di umificazione della sostanza organica estratta è mediamente più elevato in Sparacia 1 che in Sparacia 2, ed in entrambi piuttosto costante lungo il profilo con un aumento nell'orizzonte di profondità. In particolare negli orizzonti più profondi a fronte di una diminuzione del contenuto di carbonio organico totale, si osserva che il grado di umificazione è in linea con i valori degli orizzonti sovrastanti, indicando con ciò che la "qualità" della sostanza organica in termini di frazioni umificate è omogenea lungo il profilo. In Sparacia 3 la sostanza organica si presenta più umificata che negli altri due pedon, fino a raggiungere il valore del 100% negli orizzonti profondi. Ciò significa che in tali orizzonti la sostanza organica labile è praticamente assente, diversamente da quanto accade in Sparacia 1 e 2. Tenendo conto anche della frazione di sostanza organica non estraibile, l'umina, il livello di umificazione totale (HU) nei tre profili mediamente è oltre il 75% (Sparacia 3 presenta i valori più elevati), con alcune differenze tra gli orizzonti Ap1. In particolare, il livello di stabilizzazione della sostanza organica in forme umificate è maggiore nell'Ap1 di Sparacia 1 che in quello di Sparacia 2 (77% vs 71%) ed è superiore in Sparacia 3 (81%). Queste differenze non sembrano in relazione con le diverse tecniche colturali, vista la recente impostazione delle prove sperimentali, quanto con il tipo di suolo.

La dotazione di azoto totale è buona e si mantiene piuttosto costante negli orizzonti A e B, per poi quasi dimezzarsi negli orizzonti C, mentre la dotazione di azoto assimilabile (forme nitrica e ammoniacale) è più costante lungo il profilo. Per quanto riguarda il rapporto C/N, nell'orizzonte Ap1 di Sparacia 1 è più basso che negli Ap1 degli altri due pedon, indicando un grado di trasformazione maggiore della sostanza organica.

In tabella 4 sono riportati i dati relativi alla quantità ed attività della biomassa microbica nel suolo. I dati di C_{mic} lungo i profili indicano la presenza di carbonio microbico in profondità, che costituisce tra il 2 ed il 4% del carbonio organico totale, come indicato dal rapporto C_{mic}/C_{org} , eccetto che negli orizzonti di profondità di Sparacia 3 dove la sostanza organica vivente rappresenta l'1% circa. Sparacia 3, tuttavia, sembra sostenere una quantità inferiore di biomassa microbica, sia in valore assoluto che in proporzione al contenuto di carbonio organico totale. I dati di respirazione cumulativa mostrano un andamento decrescente con la profondità, più accentuato in Sparacia 2 dove si riduce del 61% passando dall'orizzonte Bw a quello 2C, mentre la riduzione è del 33% in Sparacia 1 e del 47% da Ap2 a 2C in Sparacia 3.

Tabella 4. Valori medi dei parametri di biomassa microbica

	C_m (1)	R_{1g} (2)	R_b (3)	Co (4)	qCO_2 (5)	K (6)	C_{mic} (7)	C_{mic}/C_{org} (8)
<i>Sparacia 1</i>								
Ap 1	346	44	4	357	0,0005	0,076	361	0,033
Ap 2	280	50	4	265	0,0006	0,075	298	0,027
Bw	218	35	2	212	0,0003	0,098	250	0,028
2 C	147	26	2	136	0,0004	0,078	201	0,040
3 C	114	24	1	101	0,0005	0,129	88	0,022
<i>Sparacia 2</i>								
Ap 1	504	70	5	488	0,0006	0,073	329	0,033
Ap 2	207	40	3	188	0,0006	0,094	227	0,025
Bw	223	35	3	212	0,0005	0,075	228	0,033
2 C	86	28	1	77	0,0005	0,217	77	0,026
3 C	87	24	0,5	77	0,0003	0,16	64	0,016
<i>Sparacia 3</i>								
Ap 1	403	59	5	393	0,0009	0,073	236	0,026
Ap 2	284	26	4	288	0,0009	0,063	183	0,023
2 C	150	20	2	146	0,0016	0,071	54	0,013
3 C	121	13	2	123	0,0027	0,064	31	0,008

(1) Respirazione cumulativa, mg C-CO₂ kg⁻¹ suolo; (2) produzione di CO₂ al 1° giorno, mg C-CO₂ kg⁻¹ suolo; (3) respirazione basale, mg C-CO₂ kg⁻¹ suolo; (4) carbonio potenzialmente mineralizzabile, mg C-CO₂ kg⁻¹ suolo; (5) quoziente metabolico, mg C-CO₂ mg C_{mic} kg⁻¹ suolo⁻¹ ora⁻¹; (6) costante velocità, giorni⁻¹; (7) Carbonio microbico, mg C kg⁻¹ suolo; (8) rapporto tra carbonio organico microbico e carbonio organico totale.

Il quoziente metabolico, ovvero la respirazione specifica della biomassa microbica, presenta valori confrontabili in Sparacia 1 e 2 e si mantiene piuttosto costante lungo il profilo; in Sparacia 3, invece, i valori di qCO_2 sono leggermente maggiori negli orizzonti Ap, rispetto agli omologhi di Sparacia 1 e 2, e mostrano un ulteriore e netto incremento in quelli C, dove sembra evidenziarsi una situazione di stress metabolico. La costante di velocità k , ottenuta dall'elaborazione cinetica dei dati respirometrici, conferma la presenza di attività microbica anche in profondità, in accordo con precedenti evidenze (Dell'Abate et al., 2001; Rovira e Vallejo, 1997). Mentre è stato riscontrato un aumento del valore di k negli orizzonti più profondi dei profili Sparacia 1 e 2 (più rapido turnover della sostanza organica), in Sparacia 3 esso è piuttosto costante con la profondità, in contrasto con il qCO_2 . Il quoziente metabolico elevato congiunto ad una relativamente bassa costante di velocità indicano una scarsa efficienza metabolica negli orizzonti C di Sparacia 3, in accordo con i parametri relativi al carbonio organico che evidenziano un livello di umificazione pari al 100% (tab.3) e quindi assenza di substrati organici labili, facilmente metabolizzabili. Nell'orizzonte 2C di Sparacia 2, invece, l'elevato valore della costante di velocità k congiunto ad un quoziente metabolico basso indicano un elevato turnover della sostanza organica, che può essere messo in relazione con la presenza di maggiori quantità di sostanza organica labile (basso valore di DH, tab. 3).

Conclusioni

In conclusione, i risultati ottenuti non hanno evidenziato tra i tre pedon differenze nei parametri biochimici tali da essere direttamente riconducibili alle diverse prove agronomiche impostate, ciò probabilmente a causa del breve periodo intercorso dal cambio di gestione al momento del campionamento.

Lo studio pedologico ha messo in evidenza la diversa classificazione dei siti di Sparacia 1 e 2 con il sito di Sparacia 3. Infatti, nei pedon Sparacia 1 e Sparacia 2 è stato riscontrato un orizzonte B di alterazione, assente in Sparacia 3 dove già a 45 cm di profondità si riscontra l'orizzonte 2C. Anche i dati analitici sulla granulometria confermano la maggiore affinità riscontrata in campagna tra i primi due pedon rispetto a Sparacia 3, ed indicano anche negli orizzonti di superficie un trend decrescente del contenuto in sabbia con l'aumentare della distanza dal corso d'acqua. Con la natura pedologica del suolo possono probabilmente essere poste in relazione le differenze rilevate nel livello di umificazione negli orizzonti di profondità: Sparacia 3 ha grado di umificazione pari al 100% negli orizzonti più profondi, a differenza di Sparacia 1 e 2 che hanno valori quasi costanti, 60-70%, lungo il profilo. In accordo con lo status del carbonio organico nei tre pedon appaiono i parametri dell'attività fisiologica della biomassa microbica, che evidenziano situazioni di stress metabolico in Sparacia 3 dove viene a mancare la presenza di sostanza organica labile.

Bibliografia

- ANDERSON T. H., DOMSCH K. H., 1990 Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories, *Soil Biol. Biochem.* 10:251-255.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P., 1990. Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone. *J. Chromatogr.* 509: 141-146.
- DELL'ABATE M. T., POMPILI L., BENEDETTI A., DAZZI C., 2001. Soil microbial activity in a toposequence under Mediterranean climate. Selected papers of 7th International Meeting on soil with Mediterranean type of climate (in stampa).
- DELL'ABATE M. T., BENEDETTI A., TRINCHERA A., DAZZI C., 2002. Humic substances along the profile of two Typic Haploxerert. *Geoderma* 107(3-4): 131-146.
- DORAN J. W., ZEISS M. R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* 15: 3-11.
- FAO/ISRIC/ISS, 1998. World Reference base for Soil Resources. *World Soil Resources Rep.* 84, Roma.
- ISERMEYER H., 1952 Eine einfache Methode sur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenanah Bodenk.* 56: 26-38.
- Mi.P.A.F. Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, 2000. Metodi di analisi chimica dei suoli. Ed. Franco Angeli, Milano.
- RIFFALDI R., SAVIOZZI A., LEVI-MINZI R., 1996. Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biol. Fert. Soils.* 22:293-298.
- ROVIRA P., VALLEJO V.R., 1997. Organic Carbon and Nitrogen mineralization under mediterranean climatic conditions: the effects of incubation depth. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1509-1520.
- SOIL SURVEY DIVISION STAFF, 1993. *Soil Survey Manual.* U.S. Govt. Print. Office, Washington, D.C.
- STOTZKY G., GOOS R.D., TIMONIN M.I., 1962 Microbial changes occurring in soil as a result of storage. *Plant and Soil*, 16: 1-18.
- VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S., 1987. An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- 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.
- WALTER H., LIETH H., 1960. *Klimadiagram-Weltatlas*, Jena.

FERTILITÀ INTEGRALE E UTILIZZO DI BIOMASSE IN UN TERRENO DEGRADATO DA COLTURA INTENSIVA IN MONOSUCCESSIONE

Silvia Dell'Orco ¹, M. Immacolata Barbagiovanni ¹, Stefano Mocali ¹,

Claudio Beni ¹, Adele Figliolia ¹, Anna Benedetti ¹, Renato Fani ²

¹ Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante

² Dipartimento di Biologia Animale e Genetica "Leo Pardi" di Firenze

Abstract

The research had focalized about valuation of fertility soil degree and productive response of growing after the biomasses administration. The trial had carried out in a representative uncertainty site due to an intensive management. For ten years is practised a carrot monorotation and excessive pesticides and chemical fertilizer utilization, with a strongly environmental impact.

Riassunto

La ricerca è stata focalizzata sulla valutazione del grado di fertilità integrale e sulla risposta produttiva della coltura dopo la somministrazione di biomasse ed è stata effettuata su un sito rappresentativo di problematiche che scaturiscono da una gestione intensiva, dove per mantenere elevata la produttività, si è sempre attuata una forzatura della tecnica colturale. Da decenni si pratica una monosuccessione a carota con doppio ciclo annuo, con conseguente depauperamento delle risorse non integrate da letamazioni, un'intensa somministrazione di prodotti fitosanitari a forte impatto ambientale ed una periodica geodisinfestazione con 1,3-dicloropropene che, come è noto, esercita un'azione tossica sulle popolazioni microbiche utili provocando un abbassamento della biodiversità.

Parole chiave: suolo degradato, fertilità integrale, biomasse.

Introduzione

In un terreno naturale, il concetto di fertilità integrale nasce dall'equilibrio nel suolo di tutti i fattori chimici, fisici e biologici. La fertilità chimico-fisica dipende dalla composizione dei materiali originari e dai processi subiti nel corso della formazione del suolo mentre la fertilità biologica, la cui importanza è andata affermandosi solo negli ultimi venti anni, è espressione del metabolismo e del turnover microbico; la funzione dei microrganismi del suolo è di molteplice natura intervenendo sia sui processi pedogenetici sia sulla nutrizione delle piante. Gli interventi agronomici poco razionali, ponendosi obiettivi produttivi superiori alle potenzialità del terreno, possono alterare tali equilibri danneggiando le caratteristiche di un suolo. Lo studio dei problemi inerenti l'agricoltura compatibile con l'ambiente deve fondarsi sulla completa conoscenza del territorio agricolo, al fine di verificarne la potenzialità produttiva e la gravità delle modificazioni apportate dagli interventi antropici, in quanto la perdita di funzionalità degli agroecosistemi ha immediate conseguenze negative sulle risorse economiche ed energetiche del Paese. Il termine "stanchezza del terreno" è impiegato per indicare una condizione di progressiva inospitalità del suolo che determina un progressivo declino delle produzioni. Nell'accezione originale del termine, la stanchezza definisce una condizione transitoria del suolo, innescata dall'insediamento di una coltura monospecifica, ma, attualmente, può essere estesa anche a suoli degradati sottoposti a ripetuti trattamenti fitosanitari o a fertilizzazioni irrazionali (Zucconi, 1996). La qualità di un suolo può essere stimata e rappresentata con l'uso di opportuni indicatori, definiti come strumenti in grado di rappresentare con diversi gradi di approssimazione, particolari condizioni. La definizione che meglio riassume il concetto di "qualità del suolo", proposta da Doran e Parkin nel 1994, è "La capacità di un suolo di interagire con l'ecosistema per mantenere la produttività biologica, la qualità ambientale e promuovere la salute animale e vegetale".

Un terreno agrario, oltre alla funzione di sostenere e nutrire le piante, deve rendere possibile la loro coltivazione con un utile economico e pertanto la fertilità deve essere definita come la capacità del terreno di rendere produttive le colture.

Nelle realtà aziendali, se la caratterizzazione chimico-fisica sta diventando sempre più di prassi, quella biologica non ha ancora una diffusione seriale. La determinazione dei soli parametri chimico-fisici, non sempre è in grado di evidenziare situazioni di vulnerabilità o degrado ambientale dovuto ad impatto antropico mentre il parallelo riferimento agli indicatori biochimici e microbiologici le rende evidenti.

La fertilità biologica di un terreno è definita come una espressione della vita microbica dei suoli e dipende soprattutto dalla sostanza organica e dall'ambiente pedoclimatico. Inoltre l'attività microbica nel suolo rispecchia la somma di tutti i fattori che regolano la degradazione e la trasformazione dei nutrienti (Brookes, 1995).

L'uso di indicatori microbiologici è piuttosto difficile poiché i microrganismi del suolo reagiscono molto rapidamente anche a variazioni stagionali e si adattano alle diverse situazioni ambientali. Perciò diventa problematico distinguere fluttuazioni naturali da alterazioni causate da attività antropiche, specialmente quando il dato viene determinato tardivamente e senza riferimento ad un controllo. Brookes (1995) raccomanda, infatti, che nessun parametro debba essere utilizzato da solo, e di identificare altri parametri correlati da utilizzare insieme come "controllo interno", es. C della biomassa e C organico totale del suolo. Quando i suoli presentano marcate variazioni rispetto a ciò che è considerato il valore normale (C biomassa/ C organico totale del suolo) in un particolare sistema di gestione del suolo, clima e tipo di suolo, tale valore diventa un indicatore del deterioramento e del cambiamento nelle funzioni dell'ecosistema suolo. Infatti c'è una relazione quasi lineare tra queste due variabili, anche se ci possono essere rilevanti discrepanze tra suoli con diverse caratteristiche fisiche o suoli gestiti in modo diverso. Uno degli indicatori più utilizzati nello studio dei processi di disturbo del suolo è il quoziente metabolico che rappresenta la respirazione specifica della biomassa microbica che si è dimostrato un indicatore di stress ambientale molto preciso (Brookes, 1995).

Scopo del presente lavoro è stato quello di porre a confronto più parametri (fisici, chimici e microbiologici) utili alla caratterizzazione di un suolo agrario intensamente coltivato, al fine di eseguirne una valutazione qualitativa.

L'obiettivo della ricerca è stato, dunque, focalizzato sulla determinazione del grado di fertilità integrale di un terreno sottoposto ad una gestione intensiva, dove da decenni si pratica una monosuccessione di carota con doppio ciclo annuo e viene effettuata periodicamente la geodisinfestazione con 1,3-dicloropropene.

Materiali e metodi

La prova sperimentale, inserita nell'ambito del progetto PRAL "Sviluppo Sostenibile del Sistema Agricolo e dei Territori Rurali della Regione Lazio", è stata allestita nell'areale di Maccarese, (Comune di Fiumicino coordinate geografiche 41°49'845 Nord e 12°13'751 Est) che rappresenta la più significativa zona di produzione della carota nel Lazio (Neri et al., 2002). Si tratta di un interessante sito perché si estende a ridosso del litorale romano, presentando suoli sabbiosi fortemente dilavabili che impongono un'attenta gestione delle pratiche colturali con particolare riferimento alla fertilizzazione. Inoltre, data la notevole potenzialità produttiva della coltura associata all'elevata redditività, si attua generalmente una forzatura di tutta la tecnica colturale con uso intensivo dei mezzi tecnici a disposizione. Infatti, contro i principali parassiti (oidio, alternaria, afidi e mosca), vengono utilizzati, intensamente, prodotti fitosanitari a forte impatto ambientale e fumiganti che esercitano un'azione tossica non solo sui parassiti ma anche sulle popolazioni microbiche utili, selezionando alcune specie a discapito di altre, alterando, pertanto, la composizione della comunità microbica e determinando un abbassamento complessivo della biodiversità. Inoltre è stata valutata, dopo la somministrazione di biomasse, la risposta produttiva della coltura ed un eventuale effetto, limitatamente al ciclo colturale preso in considerazione, sul contenuto in sostanza organica.

Le caratteristiche del sito sono le seguenti: è un terreno di natura sabbiosa (92,3 g Kg⁻¹), povero in sostanza organica (9 g Kg⁻¹) ed azoto (1g Kg⁻¹). Per la prova è stato utilizzato un ammendante compostato misto con contenuto in azoto organico del 2%, prodotto attraverso un processo di stabilizzazione aerobica di matrici complesse quali borlande residuali della distillazione di vinacce, residui di potatura della vite. La varietà utilizzata per la sperimentazione è la Napoli F1, derivata dalla Nantese, adatta, per l'areale in questione, ad una semina tra fine inverno e inizio primavera. Il disegno sperimentale consta di cinque tesi e tre ripetizioni completamente randomizzate con dimensione parcelle 5 m x 5 m e larghezza corridoi 3 m:

- T= tesi coltivata non concimata;
- F= tesi fertilizzata con concimi minerali secondo il metodo del bilancio semplificato (200 kg ha⁻¹N), 100 kg di nitrato ammonico somministrato in presemina a fine febbraio, 50 kg di nitrato ammonico a fine maggio e 50 kg di nitrato potassico a fine giugno in copertura.
- F+C= tesi ammendata con metà dose agronomica (4 t ha⁻¹) in presemina a fine febbraio e fertilizzata (100 kg ha⁻¹N) in due interventi di copertura con nitrato ammonico e nitrato potassico a fine maggio.
- C₂= tesi ammendata con doppia dose agronomica (16 t ha⁻¹) somministrata interamente in presemina a fine febbraio.
- C₄= tesi ammendata con quadrupla dose agronomica (32 t ha⁻¹) somministrata interamente in presemina a fine febbraio

La semina è stata effettuata a metà marzo con densità di 1.3 mil. di semi ha⁻¹ posti in cinque file binate con distanza di 30 cm tra le bine e 10 cm tra le file.

Per la caratterizzazione del suolo in esame sono stati effettuati tre campionamenti rappresentativi eseguiti, secondo i metodi ufficiali, nei seguenti momenti:

- fine gennaio, prima della fertilizzazione, sull'intero appezzamento;
- fine maggio, 40 gg dalla semina, su ogni singola parcella;
- fine luglio, dopo la raccolta, su ogni singola parcella.

Sui campioni di terreno sono stati valutati i seguenti parametri utilizzando i metodi ufficiali riportati in tabella 1 (Sequi, 2000).

Tabella 1. caratteristiche chimico-fisiche del suolo nella fase iniziale della sperimentazione

Parametro	Metodo	Valore	Giudizio
pH	Potenziometrico in acqua 1: 2,5	8,3	alcalino
Sabbia (g Kg ⁻¹)	Densimetrico	923	Tessitura
Limo (g Kg ⁻¹)		37	ISSS sabbiosa
Argilla (g Kg ⁻¹)		40	
S.O. (g Kg ⁻¹)	Springer and Klee (TOC) SO= TOC * 1.724	9	molto basso
N (g Kg ⁻¹)	Kjeldahl	1	basso
P (mg Kg ⁻¹)	Olsen	58,8	elevato
K ₂ O (mg Kg ⁻¹)	Ammonio acetato	138,08	normale
Na (cmol Kg ⁻¹)	Ammonio acetato	0,12	normale
K (cmol Kg ⁻¹)	Ammonio acetato	0,29	basso
Ca (cmol Kg ⁻¹)	Ammonio acetato	3,23	molto basso
Mg (cmol Kg ⁻¹)	Ammonio acetato	1,6	basso
CSC (cmol Kg ⁻¹)	Ammonio acetato	5,24	basso

La fertilità biologica del suolo è stata determinata mediante la respirazione (Isermeyer, 1952) e la biomassa microbica (C_{micr}) secondo il metodo della fumigazione-estrazione (Vance et al. 1987). Inoltre è stato determinato il carbonio organico totale (TOC) (Springer e Klee, 1954). La combinazione dei risultati delle analisi sopracitate ha permesso di valutare il quoziente metabolico ($q-CO_2$), il rapporto ($C_{micr}/$ carbonio organico totale %) ed il coefficiente di mineralizzazione (qm) (tab. 2). Questi sono determinati nel seguente modo:

- $q-CO_2$ esprime la respirazione specifica della biomassa ed è dato dal rapporto tra la respirazione basale (CO_2-C 24h⁻¹) e la biomassa microbica;
- C_{micr}/C_{org} esprime la percentuale della sostanza organica del suolo rappresentata dalla biomassa, che definisce lo stato di equilibrio della comunità microbica nei confronti della sostanza organica presente; calcolato come rapporto;
- q_m esprime la capacità del terreno di degradare la sostanza organica labile ed è dato dal rapporto tra il valore di respirazione cumulativo ed il carbonio organico totale ($ugC-CO_2/ug C_{org} \times g$). I risultati sono riferiti a peso secco (105°C).

Inoltre, poiché questo terreno è soggetto da diversi anni a pratiche di fumigazione, su campioni di suolo è stato determinato il livello di biodiversità microbica esistente. Sono stati quindi prelevati cinque campioni di terreno

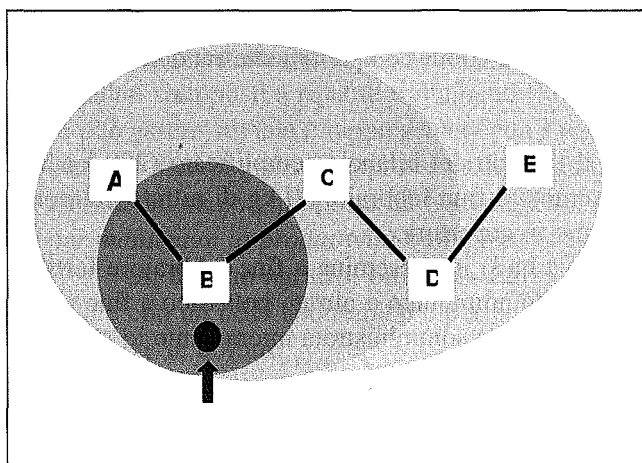


Figura 1. Punto di iniezione del fumigante

no dallo strato superficiale (0-30 cm) da cinque siti disposti ai vertici di una "W" e distanti tra loro 20 m., dopo una somministrazione di 1,3-dicloropropene, ciclicamente prevista dal calendario degli interventi operati sul campo. Questi campioni sono diversamente interessati dall'azione del fumigante, che diffonde dal punto d'applicazione (palo iniettore) formando un gradiente di concentrazione maggiore per i campioni A, B e C mentre interessa le aree D ed E in modo ridotto e possono quindi essere utilizzati come un controllo (figura 1).

I campioni sono stati analizzati mediante una combinazione di tecniche classiche e tecniche molecolari. Le prime, con la determinazione della CFU, forniscono indicazioni sulla carica microbica aerobica coltivabile totale presente nei campioni. I metodi molecolari consentono invece di caratterizzare i microrganismi del suolo che at-

tualmente non si possono coltivare in vitro; tali metodi si basano sull'analisi dei geni ribosomali microbici che possono essere individuati direttamente da campioni di suolo e sequenziati. Tali sequenze possono fornire informazioni sull'identità dei microrganismi analizzati o possono essere utilizzate come sonde specifiche rendendo possibile la visualizzazione dei microrganismi direttamente nel loro habitat. Le tecniche adottate sono state la PCR (polymerase chain reaction) e l'ARDRA (amplified ribosomal DNA restriction analysis) (Fani, 1998).

Tabella 2. Caratteristiche chimico-fisiche delle diverse tesi espresse come valori medi delle parcelle a fine coltura

Tesi	pH	S.O. g Kg ⁻¹	N g Kg ⁻¹	P ₂ O ₅ mg Kg ⁻¹	CSC cmol Kg ⁻¹
T	8.17	0.50 c	0.08 b	131.90	5.21 b
F	8.20	0.60 bc	0.10 ab	152.80	5.27 b
F + C	8.27	0.80 ab	0.10 ab	134.40	5.32 b
C ₂	8.12	0.95 a	0.11 a	136.30	5.41 ab
C ₄	8.10	1.07 a	0.12 a	140.70	5.56 a

Risultati e conclusioni

Dalle analisi di caratterizzazione chimico-fisica del suolo effettuate a fine coltura, si deduce che T ed F presentano valori simili tra loro per il contenuto di sostanza organica e la capacità di scambio cationico (tab. 2), ma inferiori alle tesi C₂, C₄ ed F+C.

Legenda: la lettera a indica il valore più elevato. Le tesi contrassegnate con la stessa lettera non sono statisticamente differenti.

L'elaborazione statistica ha evidenziato differenze significative tra tutte le tesi solo riguardo azoto, CSC e contenuto in sostanza organica. Quest'ultima infatti, nelle tesi ammendate, come del resto atteso, subisce un forte innalzamento iniziale per poi decrescere, causa mineralizzazione, fino ad un livello che, a fine coltura, rimane comunque superiore a quello del momento iniziale (fig. 2). Nella tesi F+C l'andamento rimane pressoché costante mentre, nelle tesi non ammendate si ha un deciso decremento a fine coltura. L'evoluzione dell'azoto totale nelle tesi C₂ e C₄ mostra un iniziale incremento dovuto all'apporto di biomassa (fig. 3); successivamente, la quota non utilizzata dalla coltura viene mineralizzata fino a nitrato e, a causa della natura sabbiosa del terreno, delle irrigazioni elevate, può essere lisciviata in falda con rischi di accumulo. Le tesi F ed F+C mostrano un andamento pressoché costante, in considerazione anche delle successive integrazioni di azoto minerale apportate. Analogo comportamento si riscontra per i valori di capacità di scambio cationico con iniziale innalzamento nelle tesi ammendate e successivo decremento dovuto alla mineralizzazione della sostanza organica mentre, nelle tesi F e T l'andamento si mantiene costante (fig. 4).

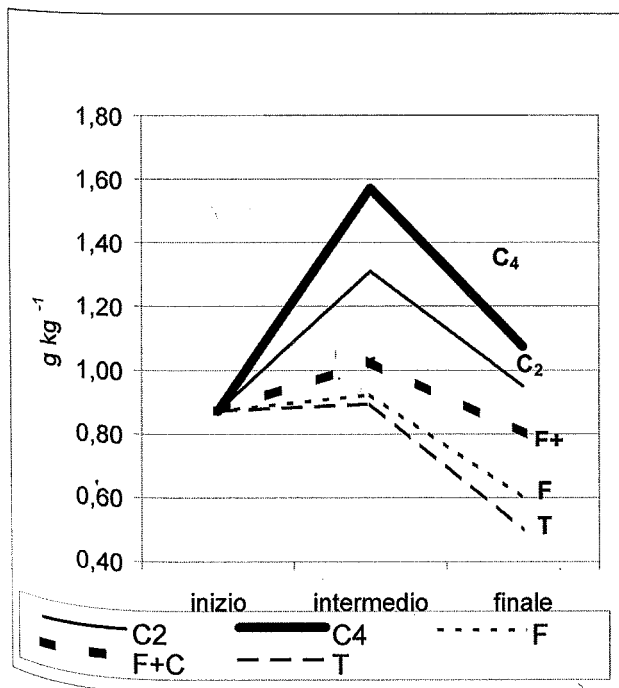


Figura 2. Evoluzione della sostanza organica (g Kg⁻¹)

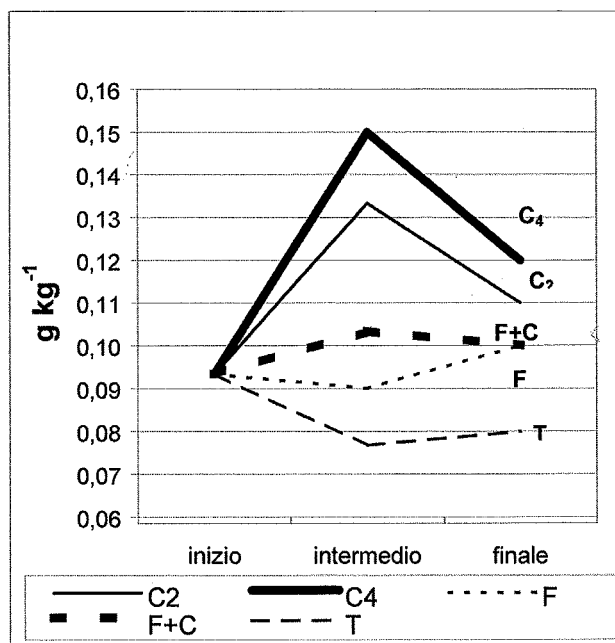


Figura 3. Evoluzione di N (g Kg⁻¹)

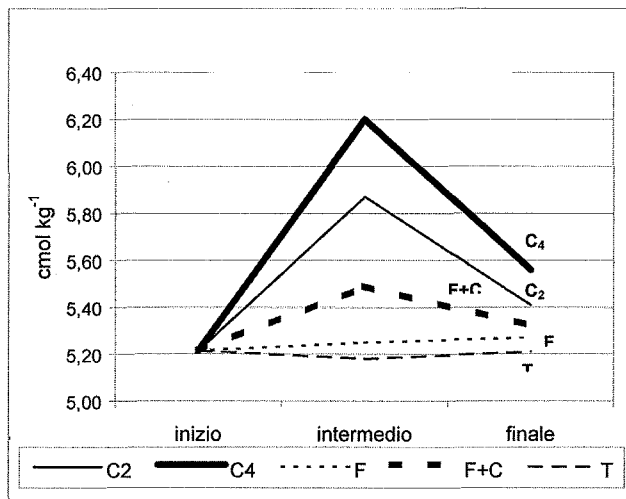


Figura 4. Evoluzione della CSC (cmol/Kg)

La determinazione dei parametri biochimici dei campioni di suolo relativi a metà ciclo colturale ha evidenziato una marcata situazione di stress, visto i bassi valori di biomassa e di respirazione e gli andamenti dei quozienti ottenuti (figg. 5a e 5 b), indicando una bassa efficienza metabolica. Stesso trend anche per le tesi ammendate, dove i valori non si discostano di molto da quelli delle altre tesi e denunciano, ancora, una situazione di difficoltà dell'attività microbica. Da notare come nella tesi F+C risulti un valore di biomassa e di respirazione maggiore del testimone e della tesi minerale, dovuto al maggiore apporto di sostanza prontamente utilizzabile dai microrganismi.

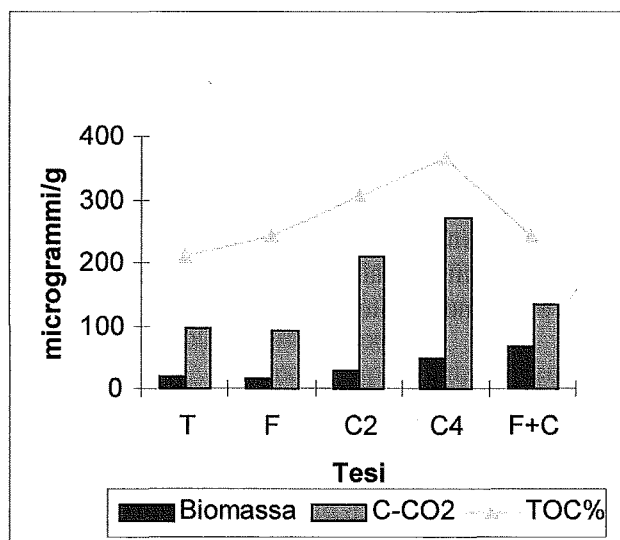


Figura 5a.

Indicatori biochimici (Metà ciclo colturale)

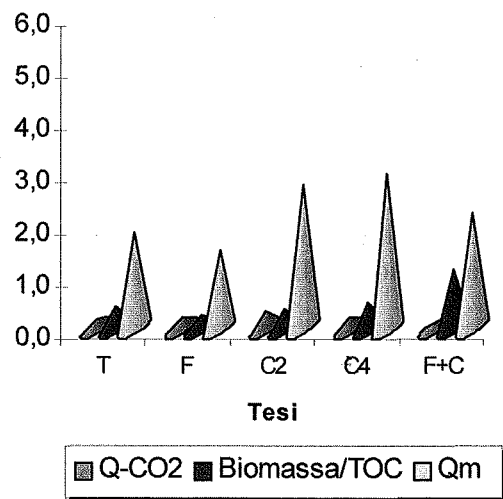


Figura 5b.

q-CO₂, Biomassa/TOC, qm (Metà ciclo colturale)

A fine coltura, per le tesi C4 e C2, è stato riscontrato un trend simile poiché sono stati ottenuti i valori più elevati; mentre la F+C si attesta su valori simili alle altre tesi (figg. 6a e 6b). Pertanto, globalmente lo stato del suolo non tende a migliorare, anzi sembra evidente un effetto coltura che riporta i valori di fertilità ai valori iniziali del testimone.

Questi dati sono confermati dai risultati ottenuti dalla determinazione del livello di biodiversità microbica. Infatti è emersa una forte diminuzione del grado di biodiversità microbica e, nonostante il titolo vitale dei batteri aerobici naturali abbia mostrato una sostanziale uniformità dei dati tra i diversi campioni, tutti livellati intorno a valori che oscillano tra i 104 e 105 cfu (unità formanti colonia)/gr di suolo, non sono state evidenziate differenze dovute al punto di iniezione del fumigante, ma una bassa carica microbica globale dovuta plausibilmente allo stress indotto dal fumigante (tab. 4).

I risultati ottenuti dall'analisi dei profili ARDRA hanno evidenziato il maggior sviluppo di batteri Gram+, in particolare del genere Bacillus, soprattutto nei campioni di suolo maggiormente interessati dall'agente fumigante. Questi dati sono in accordo con quelli presenti in letteratura che riportano una maggior resistenza dei batteri Gram+ nei confronti dell'azione tossica di sostanze fumiganti rispetto a quella dei batteri Gram-; tale resistenza è dovuta sia

alla diversa struttura della loro parete cellulare che alla capacità dei Gram+ di formare spore che consentono al batterio di resistere a condizioni ambientali sfavorevoli (Ibekwe et al., 2001). Risulta evidente la fortissima riduzione della biodiversità interspecifica del suolo oggetto di studio (Meglio et al., 2002)

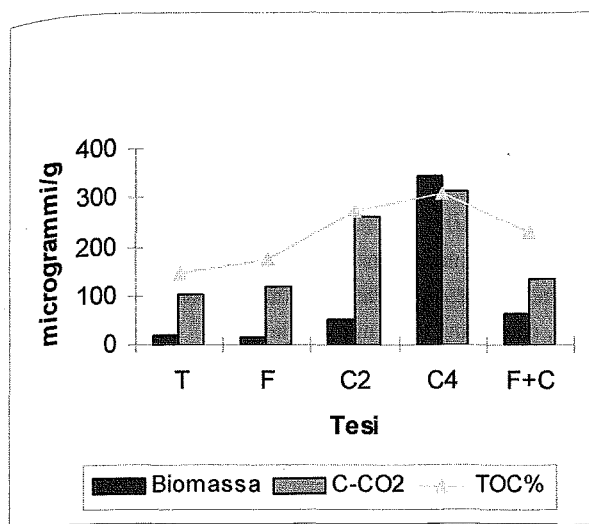


Figura 6a. Indicatori biochimici (Fine coltura)

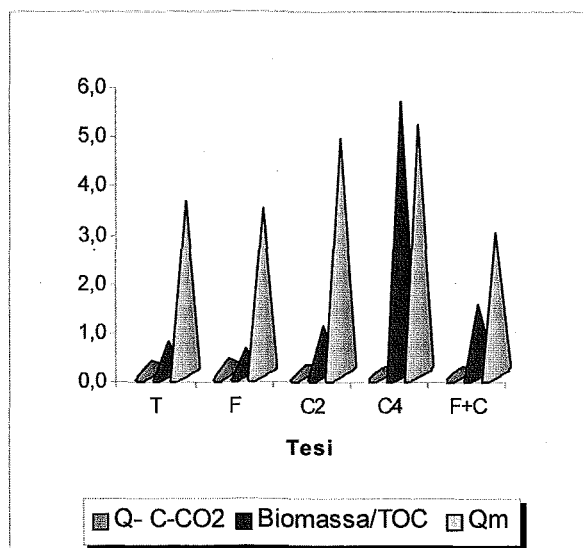


Figura 6b. q-CO₂, Biomassa/TOC, q_m (Fine coltura)

Tabella 4. Titolo vitale (espresso come numero di batteri per gr di suolo) dei batteri aerobici coltivabili isolati dal suolo prelevato nei cinque siti di campionamento.

Sito di campionamento				
A	B	C	D	E
2,5X10 ⁴	6X10 ⁴	1,3X10 ⁵	2,2X10 ⁴	9,4X10 ⁴

La valutazione della fertilità integrale di un suolo, sottoposto ad una gestione di così forte impatto, ha evidenziato una profonda alterazione dovuta alla perdita praticamente totale della biodiversità. Inoltre ha sottolineato l'importanza di avvalersi anche dei parametri biochimici. Infatti nel presente studio dalla sola analisi di quelli chimico-fisici si sarebbe potuto ipotizzare che la somministrazione di un ammendante, solo relativamente al ciclo colturale, potesse fornire una temporanea e limitata soluzione. La valutazione della fertilità biologica ha denunciato, invece, lo stato di degrado del suolo e la necessità di strategie di recupero nel lungo periodo. Pertanto, si rende necessaria una programmazione degli interventi che, mantenendo costante il livello produttivo negli anni, consenta di preservare la fertilità integrale.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Ditta Bonollo per aver fornito l'ammendante compostato misto impiegato.

Bibliografia

- SEQUI P., 2000. Metodi di Analisi Chimica del Suolo. Ed. Franco Angeli, Milano.
- BROOKES P.C., 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soil* 19, 269-279.
- DORAN J.W., PARKIN T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F. & Stewart B.A. (eds) *Defining soil quality for a Sustainable Environment*, 35. American Soc. of agronomy special publication, Madison, WI, pp. 3-21.
- FANI R., 1998. "PCR fingerprinting: metodi e strategie per l'analisi delle comunità microbiche naturali". *BioTec* 6: 35-43.
- IBEKWE A.M., PAPIERNIK S.K., GAN J., YATES S.R., YANG C.H., CROWLEY D.E., 2001 "Impact of fumigants on soil microbial communities". *Applied and Environmental Microbiology*, July p: 3245-3257.
- ISERMAYER H., 1952. Eine Einfache Methode sur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z Pflanzenernah Bodenk* 56, 6-38.
- MEGLIO A., BURGALASSI F., CIONI L., BENEDETTI A., MOCALI S., MARCHIONNI M., FANI R., 2002. Studi di comunità microbiche isolate da campioni di terreno agricolo soggetto ad agenti fumiganti mediante metodi molecolari. *Convegno Nazionale PANDA. Roma 7-9 maggio*.
- NERI U., AROMOLO R., MIRAGLIA R., MENESATTI P., 2002. Metodologie per la valutazione della fertilità dei suoli e della qualità dei prodotti tipici: la carota di Maccarese. *VI Giornate Scientifiche SOI. Spoleto 23-25 aprile*
- SPRINGER U., KLEE J., 1954. Profung der leistungsfuhagkeit von einigen wichtigerenverfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsaure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z.Pflanzenernahr. Dang. Bodenk*, 64, 1.
- ZUCCONI F., 1996. Declino del suolo e stanchezza del terreno. Edito da: Spazio Verde.
- VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.

APPLICAZIONE DI SANSE COMPOSTATE E REFLUI OLEARI SU SPECIE FORAGGERE: INFLUENZA SULLE PIANTE E SUL SUOLO

D. Ferri, F. Montemurro, G. Convertini, M. Maiorana

Istituto Sperimentale Agronomico (MiPAF)

via C. Ulpiani 5 - 70125 Bari; e-mail: convertini.isaba@tuttopmi.it

Abstract

In a confined environment (lisimeters) and in field they have been valued the effects of olive water wastes and olive pomace compost application on the yield of fodder crops, graminaceous (perennial rye-grass and cocksfoot) and legumes (alfalfa) and on the soil characteristics.

The research was carried out in lisimeters (perennial rye-grass), comparing three nitrogen levels: 0 - 80 kg N ha⁻¹, as water olive mill wastes, and 120 kg N ha⁻¹, as olive pomace compost.

The second trial was conducted in field, by studying three nitrogen treatments; on cocksfoot: 0 - 50 kg N ha⁻¹, as traditional N fertiliser, and 50 kg N ha⁻¹, as olive pomace compost; on alfalfa: 0, 75 kg P₂O₅ ha⁻¹, as superphosphate fertiliser, and 75 kg P₂O₅ ha⁻¹, as olive pomace compost.

The agronomic results of rye-grass showed interesting trends, without limitations of plants growth due to biomass applied.

A light decrease of dry matter has been found produced by the perennial rye-grass in the thesis with compost, while the thesis with olive water wastes (50 m³ ha⁻¹) has not shows growth decrease. In field the olive pomace compost has gotten a similar production to the thesis enriched with mineral fertilizers in the cultivation of the legumes (alfalfa), while on the graminaceous (cocksfoot) the organic enrichment has not increased the yield.

The findings observed in the soil pointed out the great importance of amendments obtained with the composting processes of olive pomace, because in semiarid conditions of Southern Italy the improvement of soil physical properties is more important than the increase of nutrients for the plants.

Key words: olive water wastes; olive pomace compost; cereal and fodder crops; mediterranean environment.

Riassunto

In un ambiente confinato (lisimetri) ed in pieno campo sono stati valutati gli effetti esercitati dall'applicazione di reflui oleari (quali e di sanse compostate) sulla produzione di colture foraggere, graminacee (loietto, erba mazzolina) e leguminose (erba medica), e sulle caratteristiche del suolo.

Per il loietto, coltivato nei lisimetri, sono stati posti a confronto: un testimone non concimato, 50 m³ ha⁻¹ di refluo tal quale e 120 kg N ha⁻¹ sotto forma organica di compost da sansa. In pieno campo, sull'erba medica sono stati confrontati un testimone non concimato, sansa compostata e concime minerale (75 kg P₂O₅ ha⁻¹), sulla graminacea la sansa compostata e la concimazione minerale in quantità corrispondente a 50 kg N ha⁻¹, oltre il testimone.

Nel loietto è stata riscontrata una leggera diminuzione di sostanza secca prodotta dal loietto nella tesi con compost, mentre la tesi con refluo oleario tal quale (50 mc ha⁻¹) non ha fatto registrare diminuzioni di accrescimento. In pieno campo il refluo oleario compostato ha ottenuto una produzione simile alla tesi fertilizzata con concimi minerali nella coltivazione della leguminosa (erba medica), mentre sulla graminacea (erba mazzolina) la fertilizzazione organica non ha incrementato la resa.

I risultati rilevati sul terreno mostrano l'importanza della funzione ammendante dei reflui oleari (quali e delle sanse compostate), in quanto nelle condizioni semiaride meridionali detta funzione ammendante può essere più importante di quella nutrizionale diretta.

Parole chiave: reflui oleari; sanse compostate; colture cerealicole e foraggere; ambiente mediterraneo.

Introduzione

La scarsa dotazione di sostanza organica nei suoli dei paesi mediterranei potrebbe essere attenuata dall'impiego in agricoltura delle sanse ottenute dalla lavorazione delle olive (sottoposte ad un processo di biostabilizzazione e compostaggio) e delle acque di vegetazione, per la sostenibilità dei processi produttivi.

La sansa vergine, trattata con solventi per ottenere la residua quantità di olio, produce come sottoprodotto la sansa esausta; questa, a sua volta, può essere riutilizzata in agricoltura previo compostaggio, al fine di riciclare nel suolo sostanze organiche utili.

L'acqua di vegetazione spesso viene smaltita nelle reti fognanti dopo essere stata depurata mentre potrebbe essere utilizzata come ammendante del suolo, anche se la sua composizione è estremamente variabile a causa

in relazione alla tipologia di estrazione dell'olio, alle caratteristiche delle olive, alla tipologia di raccolta e alla conservazione (Saviozzi et al., 1991)

I reflui oleari e le sanse compostate presentano contenuti elevati di sostanza organica e di altri composti importanti per la fertilità del suolo che potrebbero migliorare le caratteristiche chimico-fisiche dei terreni. Diversi studi, infatti, hanno dimostrato un incremento di sostanza organica, di potassio e fosforo nel suolo (Saviozzi et al., 1993; Papini et al., 2000), confermando la possibilità di applicazione di queste biomasse in agricoltura. Questi sottoprodotti agro-industriali però possono contenere elevate quantità di sostanze fenoliche, che perdono la carica fitotossica dopo la somministrazione al terreno (Andrich et al., 1992), soprattutto se i reflui si distribuiscono nelle giuste dosi e uniformemente.

Obiettivo della ricerca è stato quello di studiare l'influenza di acque di vegetazione e di sanse compostate sulla produzione del loietto e sulle caratteristiche del suolo in ambiente controllato (lisimetri), e di confrontare, in pieno campo, la fertilizzazione azotata tradizionale con quella "alternativa" a base di sanse compostate in pieno campo, valutando la produzione di due colture foraggere, una leguminosa e una graminacea, e le caratteristiche del suolo.

Materiali e metodi

La ricerca è stata effettuata nell'Azienda Sperimentale "Agostinelli" sita a Rutigliano (41°01' di latitudine, 4°39' longitudine, 112 m sul livello del mare), in un ambiente confinato (lisimetri) per il loietto (*Lolium perenne* L.) ed in pieno campo per l'erba medica (*Medicago sativa* L.) e l'erba mazzolina (*Dactylis glomerata* L.). Le principali caratteristiche del terreno sono le seguenti: N totale = 0,136 %; fosforo assimilabile = 21,5 mg kg⁻¹; potassio assimilabile = 248 mg kg⁻¹; pH = 7,54.

Su loietto, in un disegno sperimentale completamente randomizzato con tre repliche sono stati posti a confronto i seguenti trattamenti: controllo non fertilizzato (CONTR), 50 m³ ha⁻¹ di refluo tal quale (dose massima ammessa per legge) pari a 80 kg N ha⁻¹ (50 ref) e 120 kg N ha⁻¹ sotto forma organica di compost da reflui oleari (120com).

Il compost usato (82% sansa vergine; 10% pollina e 8% paglia) aveva le seguenti caratteristiche: umidità = 47,2%; pH = 5,97; EC = 1,19 dsm⁻¹; N totale = 1,4%; C totale = 50,5%; C/N=36.

In pieno campo, in un disegno sperimentale a parcelle suddivise con tre repliche, assegnando la "parcella" alla specie e la "subparcella" alla differente tipologia di fertilizzazione, sono state poste a confronto le seguenti tesi nell'erba medica: controllo non fertilizzato (CONTR); sansa compostata in quantità tali da distribuire 75 kg ha⁻¹ di P₂O₅ (75 com); concimazione minerale pari a 75 kg ha⁻¹ di P₂O₅ (75 min); per l'erba mazzolina: controllo non fertilizzato (CONTR); refluo oleario compostato pari a 50 kg ha⁻¹ di N (50 com); concimazione minerale pari a 50 kg ha⁻¹ di N (50 min).

Durante il ciclo delle colture sono stati effettuati degli sfalci quando l'altezza delle piante superava i 20 cm nel loietto e circa 30-40 cm per la graminacea e la leguminosa. Per ogni sfalcio sono stati determinati il peso fresco, il peso secco e la superficie fogliare (LAI) per il loietto e la biomassa, sostanza secca ed altezza per leguminosa e graminacea. All'inizio del ciclo (T0) ed alla fine (TF) sono stati determinati il carbonio organico (loietto), i nitrati e l'ammonio scambiabile (tutte le colture), NaHCO₃-P e NH₄Ac-K (loietto), (MiRAAF, 1994)..

L'analisi statistica è stata effettuata usando le procedure del pacchetto statistico SAS (SAS Institute, 1990). L'effetto dei trattamenti è stato valutato attraverso la procedura dell'analisi della varianza, considerando le variabili come fattori fissi, mentre per i confronti fra le medie è stato utilizzato il Duncan Multiple Range Test (DMRT).

Risultati e discussione

Nella tabella 1 sono riportati i parametri di accrescimento del loietto coltivato nei lisimetri. Il suo esame pone in evidenza come sia stata riscontrata una riduzione di sostanza secca del loietto (409, 395 e 340 g lisimetro⁻¹, rispettivamente per CONTR, 50 ref e 120 com), probabilmente da attribuirsi alla temporanea immobilizzazione dell'N (alto C/N) ed all'elevato N somministrato (120 kg ha⁻¹), in accordo con Bonari e Ceccarini (1994). La tesi 50 ref ha fatto registrare valori molto simili al controllo non concimato per i parametri di accrescimento (peso fresco, peso secco e LAI), a dimostrazione che i polifenoli presenti nel refluo, pur riducendo l'attività biologica dei batteri del suolo non hanno influenzato le performance produttive (Andrich et al., 1992; Picci e Pera, 1993).

Tabella 1. Parametri di accrescimento del loietto (lisimetri)

Tesi	Peso fresco (g lisim ⁻¹)	Peso secco	LAI
CONTR	3029 a	409 a	8,19 a
50 ref	2776 ab	395 a	7,65 ab
120 com	2330 b	340 b	6,38 b

Nota: nell'ambito di ciascuna colonna i valori non aventi lettera in comune sono significativamente diversi per P<0,05 secondo il DMRT.

Le variazioni riscontrate sul terreno dei lisimetri (tabella 2) dopo lo spandimento del refluo tal quale e del compost hanno mostrato che il C organico presenta un lieve incremento nei terreni trattati con il compost (11,97 e 12,34 g kg⁻¹ rispettivamente a T0 e TF). Il contenuto in nitrati è risultato più elevato a TF, soprattutto nel CONTR e in 120 com, probabilmente perché il refluo oleario tal quale determina un rallentamento del processo di mineralizzazione della s.o. del suolo, (Saviozzi et. al., 1990), a differenza del trattamento con il compost che, pur apportando N organico alla coltura ed al suolo, non determina una perturbazione significativa alla cinetica di mineralizzazione della s.o. che risulta simile all'andamento del controllo.

Tabella 2. Caratteristiche dei campioni di terreno prelevati nei lisimetri prima e dopo lo spandimento del refluo oleario e della sansa compostata (profondità di campionamento: 50 cm)

Tesi/Date o preliev	C organico		NNO ₃		NNH ₄ scamb.		NaHCO ₃ -P		NH ₄ Ac-K	
	g/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg	
	T0	TF	T0	TF	T0	TF	T0	TF	T0	TF
CONTR	12,15	11,85	8,65	30,7	0,93	1,59	19,59	14,17	2292	968
50 ref	12,66	12,42	8,99	19,48	0,94	2,69	18,96	19,49	1780	1240
120 com	11,97	12,34	9,26	27,57	1,94	1,85	17,89	17,79	2168	1578

Questo risultato trova conferma nelle variazioni rilevate per N-NH₄ scambiabile. Il trattamento con refluo t.q. (50 kg ha⁻¹) causa un accumulo di ammonio scambiabile proprio perché viene inibita l'attività dei batteri nitrificanti (Bremner e Mccarty, 1993).

Il P assimilabile del terreno presenta una diminuzione significativa nel trattamento CONTR, mentre nessuna variazione è stata riscontrata nelle altre due tesi. Infine, la sostanziale diminuzione del contenuto in K scambiabile rilevato nel controllo è largamente attenuata quando viene applicato il refluo (50 m³ ha⁻¹) ed il compost (968, 1240 e 1578 mg kg⁻¹, rispettivamente per CONTR, 50 ref e 120 com). Pertanto, considerato che nessuna somministrazione di fertilizzanti chimici è avvenuta nella coltivazione del loietto,

l'applicazione di reflui oleari e sansa compostate al terreno rappresenta un metodo valido per distribuire elementi minerali utili alle piante quali potassio e fosforo (Papini et al., 2000).

Nelle tabelle 3 e 4 sono riportati, rispettivamente, gli effetti dell'applicazione del compost su erba medica ed erba mazzolina. I risultati ottenuti in pieno campo sull'erba medica (Tabella 3) indicano che l'applicazione di compost di sansa non deprime la produzione di biomassa, con valori simili a quelli conseguiti dalla tesi "75 min" e sensibilmente più alti di quelli del controllo non concimato (CONTR), (30,39, 30,07 e 27,33 t ha⁻¹ rispettivamente per "75 com", "75 min" e "CONTR"); un andamento analogo è stato rilevato per la resa in sostanza secca.

Nella graminacea (tab. 4), al contrario, la fertilizzazione organica (50 com) non ha incrementato la produzione totale di biomassa verde e di s.s. che sono stati più elevati per la tesi "50 min" probabilmente perché questa specie è più esigente in azoto e l'N minerale contenuto nel compost si rende disponibile per le piante gradualmente nel corso del tempo.

Tabella 3. Effetti del compost di sansa su erba medica (somma di 5 sfalci)

Tesi	Biomassa	Sostanza Secca	h pianta
	(t ha ⁻¹)		(cm)
CONTR	27,33	7,19	40,17
75 com	30,39	7,99	41,01
75 min	30,07	7,72	40,77

Tabella 4. Effetti del compost di sansa su erba mazzolina (somma dei 5 sfalci)

Tesi	Biomassa	Sostanza Secca	h pianta
	(t ha ⁻¹)		(cm)
CONTR	15,56	4,36	32,41
50 com	14,95	4,17	30,51
50 min	20,19	5,49	35,49

I risultati rilevati sul terreno (tab. 5) mostrano un incremento di nitrati a fine ciclo per i trattamenti con fertilizzanti minerali in entrambe le colture. Non è da escludere quindi l'insorgere di fenomeni di lisciviazione, a seguito di eventi piovosi intensi, qualora l'N presente nel suolo non venga prontamente assorbito dalle piante.

Tabella 5. Caratteristiche dei campioni di terreno prelevati nelle parcelle coltivate con erba mazzolina ed erba medica prima e dopo lo spandimento del compost e degli altri fertilizzanti

Tesi/Date prelievo	Erba medica				Erba mazzolina			
	NNO ₃		NNH ₄ scamb.		NNO ₃		NNH ₄ scamb.	
	mg/kg				mg/kg			
	T0	TF	T0	TF	T0	TF	T0	TF
CONTR	16,8	18,5	3,4	4,1	19,8	18,3	4,3	3,8
75/50 com	15,3	21,4	3,7	3,2	20,3	22,4	4,2	4,5
75/50 min	17,0	22,6	4,0	3,1	27,0	31,2	4,5	4,1

Anche nelle parcelle trattate con il compost (75/50) si è avuto un incremento di nitrati a fine ciclo (15,3 e 21,4 mg kg⁻¹, rispettivamente per T0 e TF) per la leguminosa, mentre variazioni più contenute sono state registrate per la graminacea (22,4 vs. 20,3 mg/kg). Nessuna differenza sostanziale è stata, invece, riscontrata per il contenuto di ammonio scambiabile fra inizio e fine ciclo colturale per tutte le tesi e per entrambe le colture studiate.

Conclusioni

I risultati ottenuti mostrano l'importanza degli ammendanti da reflui oleari o da compost, in quanto la loro funzione ammendante può essere più importante di quella nutrizionale in condizioni di elevata mineralizzazione, tipiche nell'agricoltura meridionale.

L'applicazione di questi residui agro-industriali non sembra indicare un rischio potenziale per l'agroecosistema, anzi, si è riscontrato che le sanse compostate applicate sui terreni ne migliorano la fertilità chimica.

Sarebbe opportuno continuare l'attività svolta con questa ricerca, al fine di valorizzare gli elementi innovativi rilevati, soprattutto in vista di un adeguamento della normativa sulle modalità di impiego dei reflui oleari compostati alle esigenze agronomiche, ambientali e socio-economiche, specialmente dei territori a prevalente vocazione olivicola.

Bibliografia

- ANDRICH G., BALZINI S., ZINNAI A., SILVESTRI S., FIORENTINI R., 1992. Effect of olive oil waste water irrigation on plant production. *Agr. Med.*, 122: 97-100.
- BONARI E., CECCARINI L., 1994. Aspetti agronomici dello smaltimento dei sottoprodotti dell'industria olearia. Atti della Tavola Rotonda: "Le centrifughe a due fasi nell'estrazione dell'olio di oliva: prospettive qualitative e implicazioni della utilizzazione dei sottoprodotti". Spoleto, 28 Ottobre.
- BREMNER J.M., MCCARTY G.W., 1993. Inhibition of nitrification in soils by allelochemicals derived from plants and plant residues. *Soil biochemistry*, Vol. 8, Bollag and Stotzky Eds., 181-218.
- MIRAAF, 1994. *Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo*.
- PAPINI R., PELLEGRINI S., VIGNOZZI N., PEZZAROSSA N., PINI R., CECCARINI L., PAGLIAI M., BONARI E., 2000. Impatto dello spandimento di reflui oleari su alcune caratteristiche chimiche e fisiche del suolo. Atti del XVII Convegno Nazionale SICA, 203-211.
- PICCI G., PERA A., 1993. Relazione su un triennio di ricerche microbiologiche sullo spargimento delle acque di vegetazione (AA.VV.) dei frantoi oleari su terreno agrario. *Genio rurale*, 5: 49-55.
- SAS Institute, 1990. SAS/STAT Software. SAS Institute Inc. Cary, NC.
- SAVIOZZI A., LEVI-MINZI R., RIFFALDI R., 1990. Cinetica della decomposizione nel terreno del carbonio organico delle acque di vegetazione. *Agrochimica*, 34, 157-164.
- SAVIOZZI A., LEVI-MINZI R., RIFFALDI R., LUPETTI A. 1991. Effetti dello spandimento di acque di vegetazione sul terreno agrario. *Agrochimica*, 35 (1-2-3): 135-145.
- SAVIOZZI A., LEVI-MINZI R., RIFFALDI R., 1993. Effetto dello spandimento di acque di vegetazione su alcune proprietà del terreno agrario. *Genio Rurale*, 56 (5): 68-71.

FORME DI RAME IN SUOLI ACIDI EX-VITATI

M. Martin ¹, S. Menardo ¹, M. Brugiafreddo ², G. Bourlot ³, E. Barberis ¹

¹ Università degli Studi di Torino, DIVAPRA, Via L. da Vinci 44, Grugliasco, (TO)

² Gruppi Coltivatori Sviluppo Torino, Via Pio VII, 97- 10135 Torino

³ Laboratorio Agrochimico Regionale (LAR), C.so Grosseto 71/6 - Torino

Abstract

The prolonged use of cupric pesticides in vineyard soils may cause an accumulation of copper until toxic levels. Symptoms due to copper toxicity are observed mainly on crops and grass cultivation after vineyard extirpation, especially in acidic sandy soils, with low organic matter content. Samples from ex-vineyard soils were collected to determine: i) the total amount of Cu and its speciation; ii) the Cu forms related to copper toxicity; iii) the soil characteristics that may lead to the manifestation of the symptoms. All the soils had high contents of total copper and bioavailable form was 42% of total Cu, due to its anthropogenetic origin and its high mobility in acidic sandy soils. Bioavailable Cu was not able to discriminate soils with toxicity risk. Better indications were given by easily exchangeable copper. A high content of humified soil organic matter seemed to hamper the appearance of toxicity symptoms lowering copper mobility. Further studies are required on the role of dissolved organic matter.

Riassunto

L'impiego prolungato di fitofarmaci cuprici nei suoli coltivati a vigneto ha spesso determinato l'insorgere di sintomi di fitotossicità in seguito alla variazione d'uso del suolo, a carico soprattutto delle colture erbacee. Ciò è più probabile in suoli acidi, sabbiosi, poveri di sostanza organica. In seguito alla recente riduzione dell'areale di diffusione della vite, in Piemonte si sono talvolta verificati problemi nella sostituzione colturale attribuiti all'elevata mobilità del rame accumulatosi.

Al fine di verificare gli effettivi contenuti di rame in suoli ex-vitati, individuare le forme di rame collegabili alla manifestazione dei sintomi di tossicità sulle colture e identificare le caratteristiche chimico-fisiche dei suoli che tendono a favorirne la presenza, sono stati individuati nel Pinerolese appezzamenti coltivati per almeno 30 anni a vite, successivamente sostituita da colture erbacee o arboree che presentano o meno sintomi attribuibili a tossicità da rame. Tutti i suoli contengono elevate quantità di Cu totale, di cui il Cu biodisponibile rappresenta un'elevata percentuale (42%) ciò a causa dell'origine antropica dell'elemento e della sua elevata mobilità legata all'acidità e alla natura sciolta dei suoli. Questo dato non è tuttavia in grado di discriminare le situazioni a rischio di fitotossicità. Migliore indicazione è fornita dal Cu facilmente scambiabile, la forma potenzialmente più accessibile alle piante, che nei campioni con colture che manifestavano sintomi di tossicità è ben tre volte superiore rispetto agli altri casi. La presenza nel suolo di sostanza organica umificata svolge un'azione detossificante, dovuta alla formazione di complessi organo-rameici meno mobili e biodisponibili, mentre l'effetto della formazione di complessi solubili organo-rameici, in relazione alla presenza di ioni liberi Cu²⁺, richiederebbe ulteriori approfondimenti.

Parole chiave: Rame, fitotossicità, suoli acidi, ex vigneti.

Introduzione

L'utilizzo prolungato di fitofarmaci a base di rame può indurre un accumulo di questo elemento nei suoli fino a livelli tossici. Ciò si verifica soprattutto nel caso della viticoltura, ma anche suoli interessati per anni da colture frutticole biologiche, quali quella del pesco, possono ricevere ingenti quantità di Cu, in quanto esso rimane uno dei più efficaci principi attivi ammessi dal disciplinare per la lotta contro alcuni patogeni.

La tossicità non interessa generalmente la coltura della vite, ma insorge in seguito alla variazione d'uso dei suoli a carico delle colture che seguono, soprattutto se si tratta di colture erbacee, cerealicole o foraggere. L'insorgere di fenomeni di fitotossicità sembra più probabile in suoli acidi, sabbiosi e poveri di sostanza organica, dove il rame non è soggetto a reazioni di precipitazione o di immobilizzazione. La manifestazione dei sintomi è evidente anche in appezzamenti dove l'estirpazione è avvenuta da molti anni e in alcuni casi il livello di fitotossicità è così alto da limitare significativamente la produttività della coltura.

Negli ultimi decenni si è avuta una significativa riduzione dell'areale coltivato a vite in Italia: il censimento del 2000 mostrava, rispetto a quello del 1990, una riduzione media del 35.2% delle aziende viticole a livello nazionale. In Piemonte la riduzione della superficie coltivata a vite è stata rilevante, interessando in genere dal 30 al 40% della superficie vitata, per un totale di 21530 ha negli ultimi 20 anni. Una parte rilevante di tale superficie è rappresentata da suoli acidi e sciolti, dove la riconversione colturale può presentare le maggiori difficoltà. Le soluzioni agronomiche attuate per limitare il problema hanno spesso dimostrato scarsa efficacia ed è emersa l'esigenza di una

miglior conoscenza del comportamento del Cu in questi suoli per l'individuazione delle forme potenzialmente più fitotossiche, al fine di ottimizzare gli interventi volti ad evitare o almeno ridurre la manifestazione dei sintomi.

Scopo di questo lavoro è pertanto quello di verificare gli effettivi contenuti di rame in suoli ex-vitati, individuare le forme di rame collegabili alla manifestazione dei sintomi di tossicità sulle colture ed identificare le caratteristiche chimico-fisiche dei suoli che tendono a favorire l'insorgere di problemi di fitotossicità.

Materiali e metodi

I suoli

Sono stati selezionati 9 appezzamenti in 7 aziende agricole situate nella zona del Pinerolese-Cavourese. Tutti gli appezzamenti sono stati coltivati a vite per almeno 30 anni e, successivamente, la coltura è stata sostituita con una specie erbacea o arborea (tabella 1). Per la maggior parte dei suoli, gli apporti di Cu sono cessati con l'estirpazione della vite. Fanno eccezione il campione 4, in cui la vite è ancora coltivata e i sintomi di tossicità si osservano a carico dell'inerbimento dell'interfilare, e il 7, in cui gli apporti recenti sono stati piuttosto elevati a seguito della coltura biologica del pesco. Le profondità di campionamento sono state definite tenendo conto della coltura attuale e/o delle lavorazioni a cui l'appezzamento era stato sottoposto nel corso degli anni successivi all'estirpazione della vite. Su circa la metà degli appezzamenti campionati sono evidenti sintomi di sofferenza sulle colture (ingiallimenti, necrosi, ridotto o mancato accrescimento), mentre negli altri casi tali problemi non sono rilevabili.

I danni si manifestano prevalentemente a carico di colture erbacee, ma alcuni sintomi sono stati rilevati anche su pesco.

Tabella 1. Tempo di permanenza della coltura della vite, data di estirpazione e colture successive alla vite

Campioni	Uso del suolo a vite (anni)	Data di estirpazione	Colture successive alla vite
1*	>100	1993	orzo
2*	30-50	1983	trifoglio
3*	50-100	1991	pesco-albicocco
4*	>100	-	vite
5*	30-50	1983	Mais-prato
6	30-50	1983	trifoglio
7	>100	1986	pesco
8	30-50	1983	Mais-prato
9	>100	1984	mais-frumento-prato

* Suoli in cui le colture manifestano sintomi attribuibili a fitotossicità da Cu

Determinazioni analitiche

Sono state determinate le caratteristiche chimico-fisiche dei suoli, il contenuto di Cu totale (Metodi SISS, 2000), nonché il Cu assimilabile (Lakanen e Ervio, 1971). La tessitura è stata determinata secondo il metodo USDA (Soil Survey Staff, 1999).

È stato quindi eseguito il frazionamento del Cu secondo la procedura di Alva et al. (2000), che prevede estrazioni sequenziali con un rapporto suolo:soluzione di 1:12.5.

- KNO_3 0.5 M per 16 ore (facilmente scambiabile) (Cu_{KNO_3})
- H_2O deionizzata per 2 ore (solubile) ($\text{Cu}_{\text{H}_2\text{O}}$)
- NaOH 0.5 M per 16 ore (complesso dalla sostanza organica) (Cu_{NaOH})
- $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ 0.05 M per 6 ore (precipitato) ($\text{Cu}_{\text{Na}_2\text{EDTA}}$).

Il Cu residuo è stato calcolato per differenza tra il totale e la somma delle frazioni.

Negli estratti in KNO_3 e in NaOH è stato determinato anche il contenuto di C organico tramite un'ossidazione a caldo con dicromato di potassio.

Analisi statistiche

Tutte le determinazioni sono state eseguite almeno in doppio. Le medie dei dati analitici relativi alle forme di rame, suddividendo i campioni a seconda della presenza o assenza di fenomeni di fitotossicità, sono state comparate con il test t ad un livello di significatività $\alpha = 0.01$. Tutte le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il programma SPSS.

Risultati e discussione

Quasi tutti i suoli analizzati risultano essere franco-sabbiosi o sabbiosi. Solo due dei campioni hanno tessitura franco-argilloso-sabbiosa. Le principali caratteristiche chimiche, i contenuti in Cu totale e assimilabile e in carbonio organico solubile e umificato sono riassunti in tabella 2.

I suoli sono acidi e sub-acidi, con un pH variabile da 4.6 a 6.9 (in quest'ultimo caso era stata appena effettuata una calcitazione). La capacità di scambio cationica presenta valori piuttosto bassi, tra 3.3 e 13.3 cmol·kg⁻¹ di suolo, coerenti con la tessitura franco-sabbiosa. La dotazione in sostanza organica è del 2-3% con un massimo di 5.5% mentre un contenuto inferiore all'1.5% è presente solo in pochi campioni e in profondità.

Il contenuto di carbonio organico solubile è stato misurato nell'estratto in KNO₃ (C_{org}KNO₃), mentre il C organico determinato nell'estratto in NaOH (C_{org}NaOH) rappresenta la frazione del C organico del suolo costituita da acidi fulvici e acidi umici (tab. 1). Il C_{org}KNO₃, come atteso, costituisce una frazione esigua del C organico totale presente nei suoli, in media circa l'1%. Maggiore è, invece, il C_{org}NaOH che rappresenta, mediamente, circa il 39% del C organico totale.

Le caratteristiche chimico-fisiche degli appezzamenti le cui colture mostrano sintomi di tossicità da rame non presentano differenze significative (dati non mostrati) rispetto agli appezzamenti le cui colture non manifestano tali sintomi.

Tabella 2. Principali caratteristiche chimiche dei suoli, contenuto di Cu totale ed assimilabile e forme di carbonio organico

Suoli	Profondità cm	C.S.C. cmol/Kg	PH	Cu _{tot} mg/Kg	Cu _{ass} mg/Kg	C org %	C _{org} KNO ₃ % C org	C _{org} NaOH % C org
1*	0-30	8.0	5.7	208	71	1.1	0.9	46
	30-60	11.7	5.6	80	25	0.5	1.3	46
2*	0-20	9.8	5.0	485	222	2.0	-	41
	20-60	9.3	5.7	200	101	1.3	0.6	35
3*	0-30	8.5	5.6	515	196	2.2	0.9	39
	30-40	6.2	5.5	337	133	1.4	0.7	38
4*	0-5	10.2	6.9	370	211	2.5	1.0	38
	5-20	4.3	6.5	236	98	0.8	0.2	34
	20-60	3.3	5.8	128	51	0.4	-	42
5*	0-30	7.9	4.6	232	125	0.9	1.8	38
	30-60	9.3	5.2	118	50	0.4	0.3	34
6	0-20	11.6	6.0	233	103	1.9	0.1	40
	20-60	11.2	6.0	154	75	1.5	0.9	39
7	0-5	13.3	6.7	222	122	2.7	0.6	35
	5-20	10.5	6.1	232	113	1.5	0.8	40
	20-50	8.9	6.2	142	67	1.4	0.4	37
8	0-30	7.6	5.2	146	51	1.2	1.3	37
	30-60	9.0	5.1	117	51	1.1	1.7	38
9	0-30	8.9	6.0	106	35	1.4	1.3	39
	30-60	8.7	5.7	70	19	0.8	1.2	41

* Suoli in cui le colture manifestano sintomi attribuibili a fitotossicità da Cu

Il tenore in Cu totale è decisamente elevato, compreso tra 70 mg·kg⁻¹ e 515 mg·kg⁻¹; il 90% dei campioni ha valori superiori a 100 mg·kg⁻¹, valore soglia secondo Delas (1963). La concentrazione di Cu totale è sempre maggiore nei campioni superficiali rispetto a quelli profondi. Il rapporto d'incremento tra il contenuto totale di rame in superficie e quello in profondità, calcolato tenendo conto della percentuale di scheletro presente nei campioni (Cu_{tot} [terra fine] superficiale/Cu_{tot} [terra fine] profondo), è risultato essere sempre >1, confermando l'origine antropica e non litogenetica del Cu presente. Il Cu, infatti, ha scarsa mobilità nei suoli e tende ad accumularsi in superficie, dove viene complessato principalmente dalla sostanza organica (Alva et al., 2000).

Il contenuto di Cu assimilabile (Cu_{ass}) è compreso tra 19 e 222 mg·kg⁻¹ di suolo ed è ben correlato con il contenuto totale (R²=0.906, n=20, p<0.01), come osservato da Deluisa et al. (1996) per campioni provenienti da vigneti italiani. Il Cu_{ass} rappresenta un'elevata percentuale (42%) del contenuto totale: Yli-Halla (1994), analizzando suoli agrari finlandesi con caratteristiche chimico-fisiche simili ai presenti, ha trovato che il Cu_{ass} rappresentava appena il 16%. Anche il Cu_{ass} è sempre più abbondante in superficie: il rapporto d'incremento, anche in questo caso, è sempre maggiore di 1 e talvolta addirittura superiore a 2. L'elevata frazione di Cu presente in forma assimilabile,

sua buona correlazione con il totale, ed il suo accumulo in superficie sono attribuibili sia all'origine antropica del Cu, sia all'acidità dei suoli (Kabata-Pendias e Adriano, 1995).

Il frazionamento sequenziale ha permesso di individuare la distribuzione del Cu nelle diverse forme presenti nel suolo (tab. 3).

Tabella 3. Distribuzione delle forme di rame in base al frazionamento sequenziale

Campioni	Profondità cm	Cu _{KNO₃} mg/kg	Cu _{H₂O} mg/kg	Cu _{NaOH} mg/kg	Cu _{Na₂-EDTA} mg/kg	Cu residuo mg/kg
1*	0-30	4.3	0.0	105	37	62
	30-60	2.1	0.0	26	10	42
2*	0-20	34.9	0.0	258	77	108
	20-60	3.1	0.6	117	35	44
3*	0-30	13.3	2.4	236	76	187
	30-40	17.2	1.5	146	48	125
4*	0-5	4.9	2.9	163	131	68
	5-20	3.2	2.1	78	55	97
5*	20-60	7.7	0.6	37	18	65
	0-30	43.9	0.0	87	41	61
6	30-60	13.9	0.1	29	18	57
	0-20	1.3	1.0	118	38	66
7	20-60	1.3	0.4	83	26	44
	0-5	1.5	1.9	117	65	36
8	5-20	1.7	1.7	120	51	58
	20-50	0.5	0.8	68	28	45
	0-30	6.4	0.2	48	17	74
9	30-60	5.8	0.2	45	16	50
	0-30	0.3	0.6	43	12	51
	30-60	0.1	0.4	24	8	37

La frazione solubile in acqua è molto scarsa, sempre inferiore a 2.9 mg·kg⁻¹ di suolo e rappresenta in tutti i campioni meno dell'1% del Cu totale.

Il contenuto di Cu_{KNO₃} nei suoli analizzati è piuttosto basso e molto variabile nei diversi appezzamenti andando da un minimo di 0.1 a un massimo di 43.9 mg·kg⁻¹. Questa frazione rappresenta, in media, meno del 4% del contenuto totale, ma i valori di Cu_{KNO₃} maggiori, nonché le maggiori percentuali di Cu_{KNO₃} rispetto al Cu totale, si riscontrano nei campioni in cui le colture manifestano sintomi di tossicità.

Il Cu_{NaOH} rappresenta la frazione più consistente, circa il 46% del totale, con valori compresi tra 24 e 258 mg·kg⁻¹ di suolo, e cresce all'aumentare del Cu totale e del contenuto in sostanza organica. La percentuale di Cu_{NaOH} rispetto al Cu totale è maggiore negli orizzonti superficiali dei suoli le cui colture non mostrano sintomi di tossicità.

Il Cu_{Na₂-EDTA} costituisce, in media, il 18% del contenuto totale di Cu, con distribuzione analoga rispetto a quello estratto in NaOH: benché questa frazione sia ritenuta scarsamente fitotossica (Alva et al., 2000), anch'essa è percentualmente maggiore nei campioni superficiali dove si manifestano sintomi di tossicità.

Un'importante frazione del Cu totale, in media il 35%, è rappresentata dal rame residuo, variabile da 36 mg·kg⁻¹ a 124 mg·kg⁻¹ di suolo. A differenza delle altre frazioni, la sua incidenza aumenta, come atteso, con la profondità.

Le forme di rame più diffuse nei suoli analizzati sono quella estraibile in NaOH e quella residua. La frazione residua è considerata primaria, e dunque di origine litogenetica, e non disponibile per le piante, mentre tutte le altre forme presenti nel suolo costituiscono la frazione secondaria, di origine pedogenetica o antropica, e sono potenzialmente bio-disponibili.

La frazione di Cu_{KNO₃}, che costituisce il pool di Cu rapidamente disponibile per le piante, in genere, presenta valori molto bassi, spesso non sufficienti a soddisfare i fabbisogni nutritivi delle piante (McLaren e Crawford, 1973; Saha et al., 1991). Essa è continuamente rifornita dalle altre frazioni di Cu secondario, principalmente da quella legata alla sostanza organica (Cu_{NaOH}) del suolo (Liang et al., 1991). Questa frazione risulta essere la più fitotossica proprio a causa della sua immediata disponibilità, con concentrazioni critiche, riportate per suoli sabbiosi con un vasto range di pH, variabili da 1.7 a 2.5 mg·kg⁻¹ di suolo, utilizzando Swingle citrumelo come pianta test (Alva et al. 2000). Tali valori sono qui ampiamente superati in molti dei campioni con colture che manifestano sintomi di tossicità da Cu. All'aumentare del pH si ha un sensibile decremento della percentuale di Cu_{KNO₃} fino a valori di pH intorno a 6.0, mentre per valori di pH superiori a 6.0 questa frazione è praticamente assente (fig. 1). Questa relazione è atte-

sa, poiché nei suoli acidi aumenta la solubilità del Cu (Shuman, 1986) e contemporaneamente viene depresso il suo adsorbimento sul complesso di scambio cationico (Kuo e Baker, 1980).

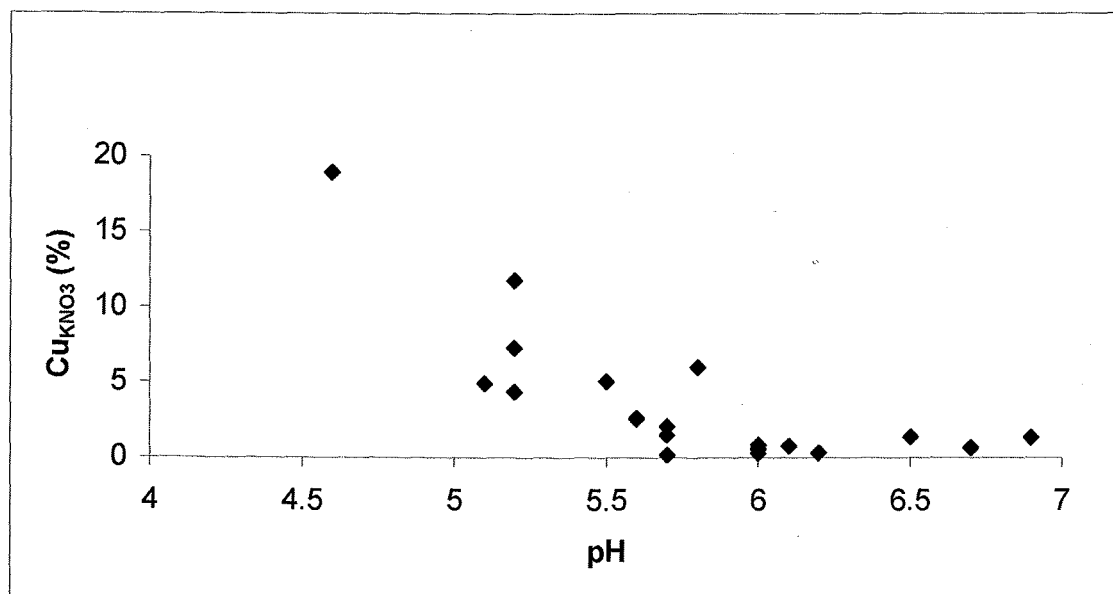


Figura 1. Variazione della percentuale di Cu_{KNO_3} in funzione del pH nei suoli analizzati

Quasi tutti i suoli le cui colture presentano sintomi di tossicità da rame sono caratterizzati da un pH in H_2O inferiore a 6.0, sia nell'orizzonte superficiale che profondo, e mostrano una percentuale media di Cu_{KNO_3} quasi cinque volte superiore a quelli con colture che non presentano sintomi. Questa forma di rame, essendo quella meno fortemente trattenuta dal complesso di scambio, può facilmente passare alla soluzione circolante e giungere all'apparato radicale delle colture.

Il Cu legato alla sostanza organica (Cu_{NaOH}) è la frazione quantitativamente prevalente sia in superficie, sia in profondità, ed è percentualmente più elevata nei campioni con colture che non mostrano sintomi di tossicità da rame. Questi campioni presentano anche contenuti maggiori di sostanza organica, in particolare ben umificata ($\text{Corg}_{\text{NaOH}}$) che, rispetto alla sostanza organica solubile, trattiene il Cu nella fase solida del suolo in forma non rapidamente disponibile per le colture.

Il contenuto di Cu_{NaOH} risulta infatti positivamente correlato con il C organico totale ($r^2 = 0.530$ $n=20$ $p<0.01$) ed anche con il $\text{Corg}_{\text{NaOH}}$ ($r^2 = 0.591$ $n=20$ $p<0.01$) e quest'ultima correlazione migliora ($r^2 = 0.870$ $n=20$ $p<0.01$) se si escludono i campioni con pH maggiore di 6.0, in cui il Cu_2^+ può trasformarsi in $\text{Cu}(\text{OH})^+$, in grado di dare complessi meno stabili con la sostanza organica. Il contenuto di Cu_{NaOH} tende a diminuire con l'aumentare della profondità, parallelamente all'andamento del contenuto di sostanza organica.

L'elevata quantità di Cu legato alla sostanza organica è attribuibile all'alta affinità di questo metallo per la sostanza organica del suolo (Kabata-Pendias e Pendias, 1992). Il $\text{Corg}_{\text{KNO}_3}$, pur rappresentando in media appena l'1% del C totale, può contribuire alla detossificazione del Cu in soluzione, in quanto la frazione più tossica per i vegetali è riportata essere la forma ionica Cu_2^+ (McBride, 2001), ma anche ad un aumento della mobilità (Kabata-Pendias e Pendias, 1992). Il $\text{Corg}_{\text{NaOH}}$, invece, essendo costituito per lo più da composti organici maggiormente umificati e meno mobili, può contribuire notevolmente a limitare la mobilità e quindi la fitotossicità del rame di origine antropica, considerando che lega la frazione più abbondante del totale.

Allo scopo di individuare una metodologia atta ad individuare i suoli in grado di provocare fenomeni di fitotossicità, sono stati confrontati con un test t il gruppo dei campioni in cui si presentavano sintomi da fitotossicità con quello in cui le colture non mostravano sintomi (tabella 4). Sia il Cu totale sia il Cu assimilabile non erano significativamente differenti nei due gruppi di campioni mentre il Cu_{KNO_3} è risultato statisticamente differente per $\alpha = 0.01$.

La determinazione del Cu assimilabile sembra quindi non adatta a stimare la quantità di Cu realmente accessibile all'apparato radicale delle piante: probabilmente molto del Cu fornito come fitofarmaco è presente in forma estraibile da un reagente acido come quello usato per la stima della forma assimilabile ma non realmente utilizzabile dall'apparato radicale.

Tabella 4. Capacità dei diversi metodi di estrazione di discriminare i campioni in base alla manifestazione di fitotossicità da rame

Forme di Cu	t ($\alpha=0.01$)
Cu totale	NS
Cu assimilabile	NS
Cu_{KNO_3}	S

Conclusioni

I contenuti decisamente elevati di Cu totale dimostrano come l'uso prolungato di fitofarmaci cuprici per la difesa della coltura della vite abbia causato un accumulo considerevole di questo elemento nei suoli analizzati. Anche a distanza di molti anni dall'estirpazione della vite, la concentrazione di Cu è rimasta elevata; ciò può essere imputato sia alla scarsa mobilità di questo elemento, che ne rallenta la lisciviazione, sia alle basse asportazioni delle colture successive alla vite. L'uso di prodotti cuprici ha arricchito in Cu essenzialmente l'orizzonte lavorato e, in tale zona, le forme di Cu più rappresentate sono di origine secondaria, potenzialmente più bio-disponibili. Il contenuto di Cu totale è tendenzialmente maggiore nei campioni in cui questo elemento risulta essere fitotossico per le colture, ma questo valore non è in grado di discriminare le situazioni a rischio o meno di fitotossicità. Il Cu assimilabile segue lo stesso andamento del totale e, allo stesso modo, non permette di discriminare le due situazioni.

La frazione di Cu legata in modo più labile (Cu_{KNO_3}) risulta essere, nel presente caso, il parametro più indicativo della tossicità da Cu. Tale frazione è fortemente influenzata dal pH e diminuisce considerevolmente all'aumentare di questo fattore, fino a risultare praticamente assente per valori di pH superiori a 6.0.

La presenza di sostanza organica ben umificata sembra in grado di alleviare i sintomi da fitotossicità, come dimostra la maggior incidenza del Cu legato alle sostanze umiche nei campioni dove si ha minor evidenza dei sintomi sulle colture, mentre meno definito rimane l'effetto della sostanza organica solubile.

Le indicazioni generali che emergono da questo studio suggerirebbero, da un lato, una riconsiderazione dei metodi analitici per la valutazione della potenziale fitotossicità da rame, almeno per quanto riguarda suoli acidi e sub-acidi ad elevato grado di contaminazione, dall'altro, la necessità di affinare la speciazione del Cu in soluzione, con particolare attenzione alla determinazione del catione Cu^{2+} non complessato che sembra essere la specie più fitotossica.

Ringraziamenti

Si ringraziano la Regione Piemonte e il MIUR (COFIN 40%-2002) per i contributi alla presente ricerca.

Bibliografia

- ALVA A.K., HUANG B., PARAMASIVAM S., 2000. Soil pH Affects Copper Fractionation and Phytotoxicity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 955-962.
- DELAS J., 1963. La toxicité du cuivre accumulé dans les sols. *Agrochimica*, 7, 258-288.
- DELUISA A., GIANDON P., AICHNER M., BORTOLAMI P., BRUNA L., LUPETTI A., NARDELLI F., STRINGARI G., 1996. Copper pollution in italian vineyard soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 27 (5-8), 1537-1548.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1992. Trace elements in soils and plants. II edizione. CRC Press. Boca Raton Ann Arbor London. pp: 95-108.
- KABATA-PENDIAS A., ADRIANO D.C., 1995. Trace Metals. pp: 139-167. In: *Soil amendments and environmental quality*. Rehcigl, J.E. (ed). Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- KUO S., BAKER A.S., 1980. Sorption of copper, zinc and cadmium by some acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 969-974.
- LAKANEN E., ERVIO R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fehn*. 123: 223-232.
- LIANG J., STEWART J.W.B., KARAMANOS R.E., 1991. Distribution and plant availability of soil copper fractions in Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.*, 71, 89-99.
- MCBRIDE M.B., 2001. Cupric ion activity in peat soil as a toxicity indicator for maize. *J. Environ. Qual.*, 30:78-84.
- MCLAREN R.G., CRAWFORD D.V., 1973. Studies on soil copper: I. The fractionation of copper in soils. *J. Soil Sci.*, 24, 172-181.
- MiPAF-Ministero delle politiche agricole e forestali. 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Coord. P. Violante. F. Angeli Ed. Milano.
- SAHA J.K., MONDAL A.K., HAZRA G.C., MANDAL B., 1991. Depthwise distribution of copper fractions in some ultisols. *Soil Science*, 151 (6), 452-458.
- SHUMAN L.M., 1986. Effect of liming on the distribution of manganese, copper, iron and zinc among soil fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 1236-1240.
- SOIL SURVEY STAFF. 1999. *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. USDA-SCS. Agric. Handb. 436. US Gov. Print Office, Washington DC.
- YLI-HALLA M., 1994. Copper in cultivated soils of Finland. *Agricultural Science in Finland*, 3, 487-495.

DINAMICA DELL'ATTIVITÀ ENZIMATICA COME PARAMETRO PER LA CARATTERIZZAZIONE DEL PROCESSO DI COMPOSTAGGIO

Claudio Mondini, Flavio Fornasier, Tania Sinicco, Liviana Leita

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Sop di Gorizia

Via Trieste 23, 34170 Gorizia. Telefono: 0481 522041, Fax: 0481 520208 E-mail: claudio.mondini@isnp.it

Abstract

Microorganisms are directly involved in the decomposition and transformation of organic residues during composting. Therefore, content and activity of microorganisms could represent a reliable parameter to follow the evolution of the process. In particular, the characterization and quantification of enzymatic activity can reflect the potential of compost to degrade or transform substrates and give useful indications to evaluate both process dynamics and degree of stability of end products. The aim of this work was to study the enzymatic activity on compost samples as a parameter for characterizing composting process.

Three compost (C - cotton wastes, V - yard wastes, M - mixture of the two previous wastes) were sampled on different phases of the process and divided in two aliquots. The first was immediately analyzed for microbial biomass C content (BC) and enzymatic activities (b-glucosidase, arylsulphatase, acid and alkaline phosphatase). The second aliquot was air dried and analyzed for the same enzymatic activities and for organic C (CORG), total N (NTOT) and dissolved organic C (DOC).

Enzymatic activities (EA) have shown a tendency to stabilize after about 50-90 days from the beginning of the process, depending on the enzyme considered. Conversely, BC decreased throughout the composting period, although at different rates, as a function of the starting material. As a consequence, enzymatic activity and microbial biomass content were not correlated. Air drying caused a decrease in the enzymatic activity, but the decline was less pronounced after about 50 days from the starting of the process, in correspondence with a decline of microbial activity. Enzymatic activity on air dried samples was significantly correlated with activity on moist samples. These data suggest the progressive formation of humo-enzymatic complexes in the compost. Therefore, the achievement of a stable enzymatic activity could represent an useful index of stabilization in the compost. Moreover, our results indicate the possibility to perform enzymatic activities on air dried samples, suggesting their application to routinely analysis for characterization of composting process.

Riassunto

I microrganismi sono direttamente coinvolti nei processi di decomposizione e trasformazione dei residui organici durante il compostaggio. La determinazione del loro contenuto ed attività può pertanto rappresentare un valido parametro per seguire l'evoluzione del processo. In particolare l'attività enzimatica riflette la capacità del processo di compostaggio di degradare substrati organici e perciò può fornire utili indicazioni per valutare sia l'andamento del processo che il livello di stabilità raggiunto dai prodotti finali. Pertanto lo scopo di questo lavoro era lo studio dell'attività enzimatica in campioni di compost come parametro per la caratterizzazione del processo di compostaggio.

Tre compost (C - residui di cotone, V - sfalci di erba e residui di potatura, M - residui di cotone mescolati con sfalci di erba e residui di potatura) sono stati campionati in diversi momenti del processo e divisi in due aliquote. La prima è stata immediatamente analizzata per il suo contenuto di C della biomassa microbica (BC) e per le seguenti attività enzimatiche: b-glucosidasi, arilsulfatasi, fosfatasi acida ed alcalina. La seconda aliquota del campione è stata essiccata all'aria e sottoposta alle stesse analisi enzimatiche eseguite sul campione umido, nonché alla determinazione del contenuto di C organico (CORG), N totale (NTOT) e C organico disciolto (DOC).

Le attività enzimatiche hanno mostrato una tendenza alla stabilità dopo circa 50-90 giorni dall'inizio del processo a seconda dell'enzima considerato. Viceversa, il contenuto di BC è diminuito durante tutto il processo seppure con velocità diversa in funzione della composizione del materiale di partenza. Di conseguenza attività enzimatica e contenuto di biomassa microbica non sono risultate correlate. L'essiccamento del compost ha causato un decremento dell'attività enzimatica, ma questa diminuzione è risultata meno marcata dopo 50 giorni dall'inizio del processo, in coincidenza con un decremento dell'attività microbica nel compost. Le attività enzimatiche nei campioni essiccati all'aria sono risultate significativamente correlate con quelle nei campioni umidi. Questi dati suggeriscono la progressiva formazione di complessi umo-enzimatici all'interno del compost. Il raggiungimento di un'attività enzimatica costante potrebbe pertanto rappresentare un utile indice di stabilizzazione nei compost. Inoltre, i risultati indicano la possibilità di misurare le attività enzimatiche su campioni di compost essiccati all'aria, suggerendone un utilizzo routinario per la caratterizzazione del processo di compostaggio.

Parole chiave: attività enzimatica, biomassa microbica, compost, stabilità

Introduzione

Il successo del compostaggio come valida strategia per il riciclo sostenibile delle biomasse organiche di scarto dipende in gran parte dalla qualità del prodotto ottenuto. La definizione di valide metodiche analitiche atte alla caratterizzazione del processo di compostaggio, ma che risultino allo stesso tempo di semplice determinazione,

importante per un miglior controllo della qualità del compost e per un suo utilizzo più efficiente. La maggior parte dei parametri utilizzati fino ad ora per la determinazione del livello qualitativo del compost sono basati su proprietà chimico-fisiche del substrato (densità, temperatura, pH, CSC, C_{ORG} , N_{TOT} , NO_3^- , NH_4^+ , sostanze umiche, DOC). Molto più scarse sono invece le informazioni sulle proprietà biologiche ed in particolare sulle attività enzimatiche. Tuttavia, i microrganismi sono direttamente coinvolti nella decomposizione e trasformazione dei residui organici durante il compostaggio e la determinazione del loro contenuto ed attività rappresenta un valido parametro per seguire l'evoluzione della sostanza organica. Infatti, essendo il compostaggio mediato dai microrganismi, le reazioni che avvengono durante la degradazione e trasformazione dei materiali organici sono biochimiche e catalizzate da enzimi (Garcia et al., 1992; Godden et al., 1983; Vuorinen, 2000). Esempi di enzimi importanti coinvolti nel processo sono: la cellulasi che scompone la cellulosa in piccoli polimeri, la β -glucosidasi che idrolizza i glucosidi, l'amidoidrolasi, le proteasi e l'ureasi coinvolti nel processo di mineralizzazione dell'N, le fosfatasi e l'arisulfatasi che rimuovono gruppi fosfatici e solfatici dai composti organici. L'attività enzimatica del compost riflette quindi la sua capacità di degradare determinati substrati organici ed inoltre, sulla base della ben dimostrata relazione esistente nel suolo tra attività enzimatica e quantità e qualità della sostanza organica (Tate, 1987), potrebbe fornire valide indicazioni sul livello di stabilizzazione della sostanza organica. Di conseguenza la determinazione di specifici enzimi può essere utile per una più fine caratterizzazione del processo di compostaggio in termini di livello di degradabilità delle matrici organiche utilizzate e di stabilità del prodotto finale.

Infine, la determinazione delle attività enzimatiche, a differenza delle principali tecniche analitiche utilizzate per la valutazione del livello di stabilità dei compost, è semplice, rapida e relativamente poco costosa e pertanto particolarmente adatta ad applicazioni su larga scala.

Lo scopo di questo lavoro era pertanto lo studio dell'attività enzimatica in campioni di compost come parametro per la caratterizzazione del processo di compostaggio. A tale fine sono state indagate anche le relazioni esistenti tra attività enzimatiche determinate su campioni umidi e su campioni essiccati all'aria.

Materiali e metodi

Il processo di compostaggio è stato condotto con le seguenti matrici organiche:

Compost C: Residui della cardatura del cotone (C_{ORG} 42%, N_{TOT} 1.25%, C_{ORG}/N_{TOT} 33.5)

Compost V: Residui della manutenzione del verde (rami, foglie ed erba) (C_{ORG} 41.7%, N_{TOT} 1.86%, C_{ORG}/N_{TOT} 22.4)

Compost M: una miscela dei residui della cardatura del cotone e della manutenzione del verde (1.1:3 v/v; 1:1.5 p/p; C_{ORG} 41.6%, N_{TOT} 1.6%, C_{ORG}/N_{TOT} 25.7).

I materiali organici sono stati portati ad un contenuto d'umidità di circa il 65% e sistemati in bioreattori (lunghezza 106 cm, altezza 90 cm, profondità 42 cm, volume 0.4 m³). La temperatura è stata misurata durante tutto il processo mediante una termocoppia inserita nel cumulo. Cinque sotto campioni di compost (circa 1 kg totale) sono stati prelevati da ogni bioreattore 0, 7, 22, 49, 86, 112 e 149 giorni dopo l'inizio del processo ed accuratamente miscelati. Il contenuto di C organico (C_{ORG}), dell'N totale (N_{TOT}) e del C organico disciolto (DOC) sono stati determinati su campioni essiccati all'aria dell'intero set di campioni. Il contenuto di C della biomassa microbica (BC) e le attività enzimatiche β -glucosidasi (Glu), arilsulfatasi (AriS), fosfatasi acida (Fac) e fosfatasi alcalina (Falc) sono stati misurati sui campioni umidi prelevati dopo 22, 49, 86, 122 e 149 giorni. Le attività enzimatiche sono state determinate anche sui corrispondenti campioni essiccati all'aria.

Il contenuto di BC è stato misurato utilizzando il metodo della fumigazione-estrazione (Vance et al., 1987; Wu et al., 1990). Le attività enzimatiche AriS, Glu e Fac e Falc, sono state misurate in accordo rispettivamente ad Alef e Nannipieri (1995a), Alef e Nannipieri (1995b), Alef et al. (1995) mediante determinazione colorimetrica del prodotto (p-nitrofenolo) rilasciato dalla reazione enzimatica. Il contenuto di C_{ORG} e N_{TOT} è stato determinato mediante combustione a secco utilizzando un analizzatore elementare NA 1500 (Fisons, CE Instruments, Milano) su aliquote di campioni macinati a <0.05 mm. Il DOC è stato estratto mediante agitazione per 2 ore del campione di compost macinato a <2 mm con acqua distillata in rapporto 1:10. Il contenuto di DOC negli estratti è stato determinato mediante spettrometria d'emissione al plasma (Optima 3000, Perkin Elmer).

Tutti i risultati sono riferiti al contenuto di sostanza secca (105°C, 24h) e rappresentano la media di tre repliche.

Risultati e discussione

La dinamica delle attività enzimatiche ha mostrato in generale una tendenza alla stabilità dopo 50-90 giorni dall'inizio del processo a seconda dell'enzima considerato (Figura 1). Risultati simili evidenziando una stabilizzazione dell'attività enzimatica durante la fase di maturazione sono stati registrati da Garcia et al. (1992), Godden et al. (1983) e Tiquia et al. (2002) per quanto riguarda l'attività fosfatasi acida e basica e β -glucosidasi.

Il livello di Glu, ArilS e Falc è stato influenzato dalle diverse matrici organiche utilizzate nel processo di compostaggio nel seguente ordine: V>M>C (fig. 1). Il livello delle attività sembra pertanto riflettere quelle che sono le caratteristiche di degradabilità delle matrici organiche di partenza. Il cotone infatti è caratterizzato da un elevato contenuto di cellulosa, composto relativamente più difficile da decomporre rispetto a quelli presenti nei residui della manutenzione del verde (Silvestri, 1997). Il compost M, caratterizzato dalla miscela delle due precedenti matrici, ha mostrato valori delle attività enzimatiche, in genere, intermedi.

L'esistenza di una relazione tra disponibilità di substrato nutritivo ed attività enzimatica è supportata dalle correlazioni significative esistenti tra Glu, Falc e ArilS e DOC ($r = 0.80, 0.89, 0.68$; $P < 0.01$ rispettivamente). Il DOC, il cui contenuto dipende dai processi di degradazione e sintesi a carico della sostanza organica, rappresenta un indicatore della quantità di substrato facilmente disponibile in ogni momento del processo. Poiché le attività enzimatiche considerate sono inducibili dal substrato, esse potrebbero rappresentare un indice del livello di substrato facilmente degradabile presente nella matrice.

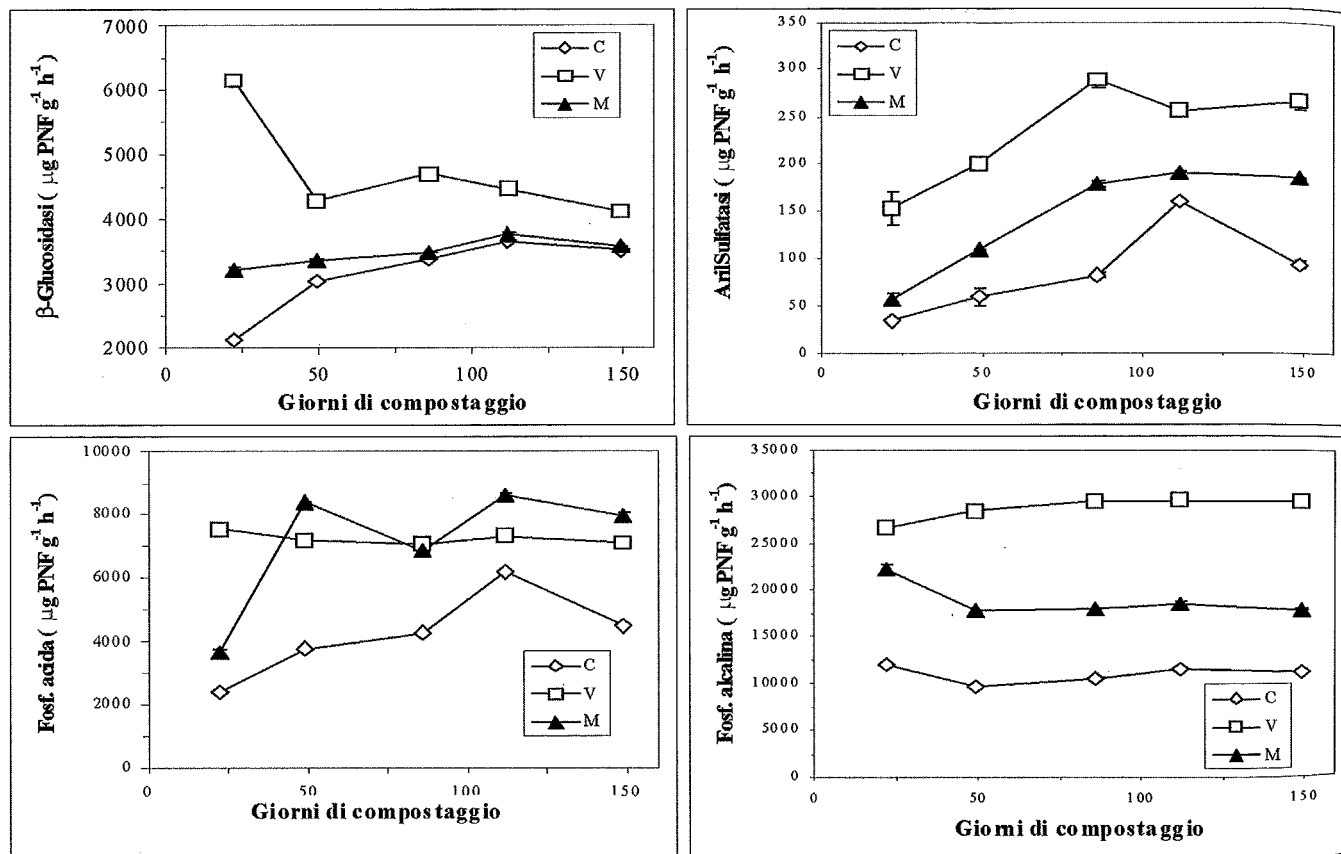


Figura 1. Andamento dell'attività enzimatica nei compost. Le barre rappresentano la deviazione standard ($n=3$)

Tuttavia, è da tenere presente che l'attività biologica, ed enzimatica in particolare, è legata non solo alla quantità di DOC ma anche alla sua qualità. Il DOC è caratterizzato infatti da una composizione molto complessa e variabile anche in funzione delle matrici organiche da cui trae origine e dalla fase del processo (tab. 1) (Sanchez Monedero et al., 2001; Wu et al., 2000).

Tabella 1. Valori di DOC e rapporto $C_{\text{ORG}}/N_{\text{TOT}}$ nei tre compost analizzati

Parametro	Compost	Giorni di compostaggio						
		0	7	22	49	86	112	149
DOC (mg/g)	C	39.5 a	15.4 b	11.3 c	12.1 c	12.2 c	10.1 d	10.4 d
	V	45.6 a	24.5 b	24.0 b	21.2 c	21.8 c	22.2 c	21.5 c
	M	23.4 a	12.6 bc	12.9 b	11.2 cd	13.3 b	10.8 d	12.7 bc
C _{ORG} /N _{TOT}	C	33.5 a	27.2 b	21.4 c	16.9 d	15.3 e	14.3 f	14.0 f
	V	22.4 a	14.1 b	14.1 b	11.7 d	12.9 c	12.0 d	11.8 d
	M	25.7 a	21.3 b	15.9 c	13.3 d	12.6 d	11.9 d	11.9 d

Valori all'interno della medesima riga seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi per $P < 0.05$ utilizzando il test SNK.

Wu et al. (2002) hanno trovato una correlazione significativa tra evoluzione di CO_2 ed il contenuto di acidi fulvici del DOC, ma la stessa relazione non sussisteva con gli acidi umici. Nel presente lavoro, l'importanza della qualità del DOC nel determinare il livello di attività enzimatica è suggerita dal fatto che il compost M, caratterizzato da contenuti di DOC simili a quelli del compost C (tab. 1), presentava valori di ArilS e Falc sempre significativamente maggiori rispetto a quelli del compost C (fig. 1).

L'essiccamento del compost ha causato una significativa diminuzione dell'attività enzimatica la cui intensità dipendeva dall'enzima considerato (Glu: 40-80%; ArilS: 10-50%; Fac: 10-70%; Falc: 50-90%). Le attività enzimatiche nei campioni umidi e essiccati risultavano in ogni modo correlate significativamente ($r = 0.87, 0.96, 0.88, 0.77$; $P < 0.01$ rispettivamente per ArilS, Glu, Fac e Falc)(fig. 2).

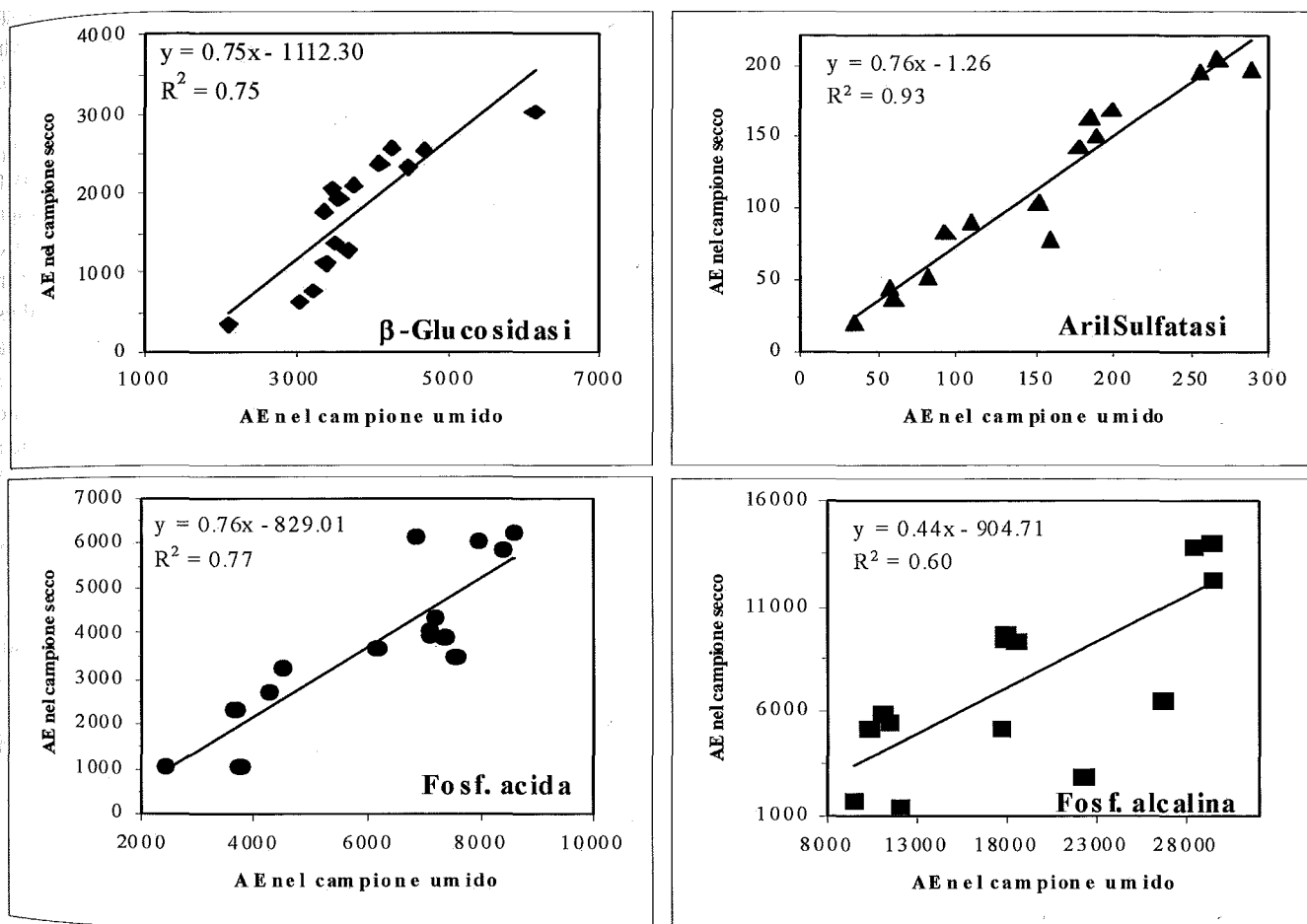


Figura 2. Correlazione tra attività enzimatiche nei campioni di compost umidi ed essiccati all'aria

Risultati simili sono stati ottenuti in un'indagine condotta su diversi enzimi del suolo dove è stato dimostrato che, sebbene l'essiccamento provochi una riduzione delle attività enzimatiche comprese tra il 40 ed il 60%, il livello relativo di attività tra campioni di suolo dello stesso tipo sottoposti a differenti gestioni colturali rimaneva lo stesso (Dick et al., 1996). Questo fatto suggerisce che, nell'ambito delle condizioni del presente lavoro, è possibile effettuare l'analisi delle attività enzimatiche su campioni essiccati quando lo scopo è il monitoraggio del processo o il confronto tra campioni di compost da matrici diverse.

Il contenuto di biomassa microbica è diminuito lungo tutto il processo nei compost C e V, seppure con velocità diversa in funzione della composizione del materiale di partenza (fig. 3).

Infatti, il compost C ha mostrato un decremento di BC molto limitato, mentre nel compost V la diminuzione di biomassa microbica è risultata molto marcata durante tutto il periodo di compostaggio. Il compost ottenuto dalla miscela del cotone con i residui verdi ha mostrato una dinamica differente, con un incremento iniziale fino ad un punto di massimo relativo raggiunto dopo 86 giorni, seguito da una marcata diminuzione fino a valori significativamente più bassi di quelli registrati dopo 22 giorni dall'inizio del processo.

Come conseguenza delle relative dinamiche, le attività enzimatiche ed il contenuto di BC non sono ri-

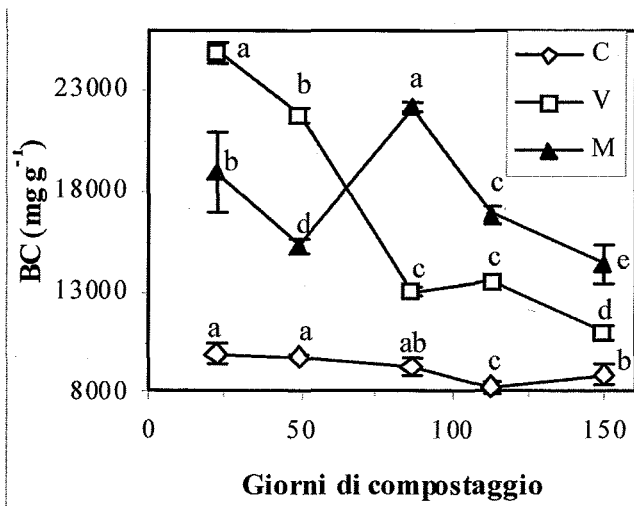


Figura 3. Andamento del carbonio della biomassa microbica (BC) nei compost. Le barre rappresentano la deviazione standard ($n=3$). Per ogni compost, le lettere indicano differenze significative per $P < 0.05$ utilizzando il test SNK

siccati all'aria durante il processo. E' noto come l'essiccamento provochi la morte dei microrganismi non adatti a valori elevati di tensione dell'acqua (Rosacker e Kieft, 1990) e questo porta ad una diminuzione dell'attività enzimatica intracellulare. Gli enzimi extracellulari hanno in genere una persistenza molto limitata in quanto soggetti a processi di denaturazione, inattivazione e proteolisi. E' stato dimostrato che la formazione di complessi con le sostanze umiche stabilizza gli enzimi del suolo e fornisce loro una persistenza altrimenti impossibile nelle avverse condizioni ambientali extracellulari (Burns, 1982; Sequi, 1989). Il minore decremento dell'attività enzimatica in seguito all'essiccamento registrato nei prodotti finali del processo potrebbe essere spiegato sulla base della stabilizzazione degli enzimi extracellulari da parte delle molecole umiche.

La mancanza di relazione tra biomassa microbica e attività enzimatica trova conferma anche nell'assenza di correlazione tra attività microbica espressa come livello di temperatura del compost ed attività enzimatica. Infatti, la stabilizzazione delle attività enzimatiche avviene a partire dai 50 giorni dall'inizio del processo in concomitanza di un marcato decremento della temperatura (fig. 5).

La progressiva formazione di complessi umo-enzimatici stabili porterebbe alla costituzione di un pool en-

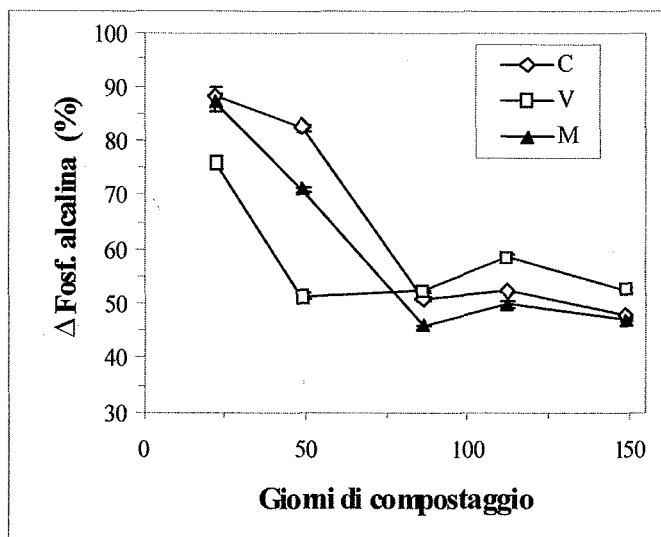


Figura 4. Differenza percentuale dell'attività della fosfatasi alcalina in campioni umidi ed essiccati all'aria. Le barre rappresentano la deviazione standard ($n=3$)

sultati correlati: infatti il rapporto tra attività enzimatica e BC ha mostrato un andamento crescente durante il processo. Questo, unito al fatto che il contenuto di BC decresce nel tempo, suggerisce la progressiva formazione di complessi umo-enzimatici abiotici stabili.

La formazione di complessi stabili tra sostanze umiche ed enzimi nel suolo è ben documentata (Burns, 1982). Nel caso del compost, Garcia et al. (1992) hanno trovato una significativa correlazione tra C umico ed attività fosfatasi, mentre non risultavano correlate alcune attività enzimatiche idrolitiche ed il contenuto di biomassa microbica misurata come ATP. Garcia et al. (1993) hanno anche dimostrato che enzimi idrolitici extracellulari associati con le sostanze umiche giocano un ruolo importante nel compostaggio quando il contenuto di biomassa microbica è basso.

La formazione di complessi umici è inoltre supportata dal fatto che la diminuzione percentuale dell'attività enzimatica, in seguito all'essiccamento, è risultata sempre meno marcata con l'avanzamento del processo. A titolo di esempio, in figura 4 è riportata la differenza percentuale tra attività fosfatasi basica misurata su campioni umidi ed es-

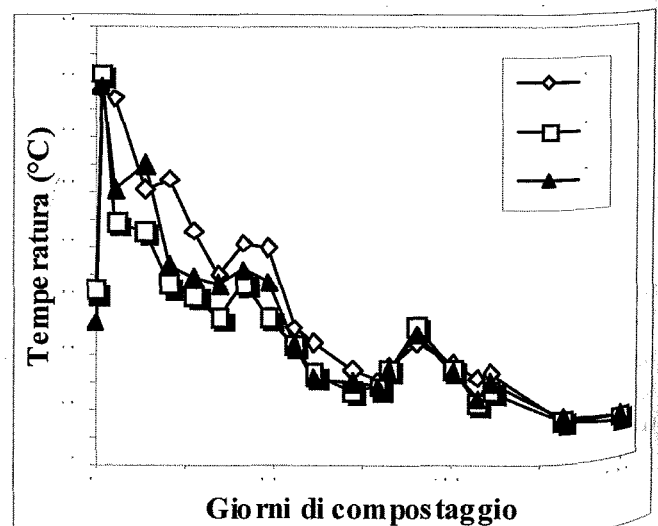


Figura 5. Andamento della temperatura nei compost

zimatico che è indipendente dal contenuto e dall'attività della biomassa microbica ed è in grado di sostenere un livello costante di attività enzimatica. Pertanto, dai risultati ottenuti, il raggiungimento di un'attività enzimatica stabile potrebbe rappresentare un utile indice di stabilizzazione nei compost. Nel presente studio l'effettiva stabilizzazione dei compost è suggerita dalla dinamica del rapporto CORG/NTOT (tab. 1).

Un altro importante risultato ottenuto con il presente studio è la significativa correlazione esistente tra attività enzimatiche determinate su campioni umidi e su campioni essiccati all'aria. Questa evidenza e la facilità e velocità di applicazione delle metodiche richieste per la misura degli enzimi, suggeriscono l'utilizzo delle attività enzimatiche per applicazioni di tipo routinario ai fini della caratterizzazione del processo di compostaggio e per la definizione del livello di stabilità della matrice.

Una interessante prospettiva di lavoro riguardante le attività enzimatiche è rappresentata dalla possibilità di discriminazione tra attività intracellulare ed extracellulare. L'incapacità di distinguere questi due tipi di attività rappresenta infatti una delle principali limitazioni dei metodi analitici attualmente utilizzati (Tiquia, 2002). Tuttavia, è stata recentemente proposta una semplice e valida metodica per la distinzione tra le attività enzimatiche intracellulare ed extracellulare del suolo (Fornasier, 2002; Fornasier et al., 2003). L'applicazione di questa metodica al compost permetterebbe di definire con maggiore precisione le relazioni esistenti tra attività enzimatica, contenuto ed attività della biomassa microbica e livello di stabilità della sostanza organica.

Ringraziamenti

Gli autori vogliono ringraziare E. Vida e P. Cantone per la valida assistenza tecnica.

Bibliografia

- ALEF K., NANNIPIERI P., 1995a. Arylsulphatase activity. In (Alef K. and Nannipieri P., eds.) *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London pp. 364-365.
- ALEF K., NANNIPIERI P., 1995b. b-glucosidase activity. In (Alef K. and Nannipieri P., eds.) *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London pp. 350-352.
- ALEF K., NANNIPIERI P., TRAZAR-CEPEDA C., 1995. Phosphatase activity. In (Alef K. and Nannipieri P., eds.) *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London pp. 335-344.
- BURNS R.G., 1982. Enzyme activity in soils: location and possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* 14:423-427.
- DICK R.P., BREAKWELL P.D., URCO R.F., 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: *Methods for assessing soil quality*, SSSA Special Publication 49, Madison, WI, pp. 247-271.
- FORNASIER F., 2002. Indirect approaches for assessing intracellular arylsulfatase activity in soil. In (Violante A., Huang P.M., Bollag J.-M. and Gianfreda L., eds.) *Developments in Soil Science*, Vol. 28B, Elsevier Science, Amsterdam, pp. 345-351.
- FORNASIER F., A. PERCO, L. LEITA. 2003. Un metodo semplice per la valutazione dell'attività enzimatica intracellulare. *Atti Convegno Annuale SISS*, Siena, 9-12 giugno.
- GARCIA C., T. HERNANDEZ, F. COSTA, B. CECCANTI, C. CIARDI. 1992. Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes. *Can. J. Soil Sci.* 72:243-253.
- GARCIA C., T. HERNANDEZ, F. COSTA. 1993. Hydrolases in the organic matter fractions of sewage sludge: changes with composting. *Biores. Technol.* 45:47-52.
- GODDEN B., A.P. PENNINGCKX, A. PERARD, R. LANNOYE. 1983. Evolution of enzymes activities during composting of cattle manure. *Euro. J. Appl. Microbiol. Technol.* 17:306-310.
- ROSACKER L.L., T.L. KIEFT. 1990. Biomass and adenylate energy charge of a grassland soil during drying. *Soil Biol. Biochem.* 22:1121-1127.
- SANCHEZ MONEDERO M.A., A. ROIG, M.P. BERNAL. 2001. The water-soluble fraction and its relationship to the degree of maturity of organic matter during composting. *Bioprocessing of solid waste and sludge*. Vol. 1, n° 1. On line. <http://www.orbit-online.net/journal/archiv/index.html>. Visitato il 26/05/2003.
- SEQUI P., 1989. Il suolo come sistema biologico. In: *Chimica del suolo*. Patron editore, Bologna, pp. 223-245.
- SILVESTRI S., 1997. La qualità delle matrici compostabili. *Atti 2° Corso nazionale di base "Produzione ed impiego del compost di qualità"*, CIC, San Michele All'adige (TN), Febbraio, pp. 26-35.
- TATE III R.L., 1987. Soil enzymes and organic matter transformations. In (R.L. Tate III, ed.) *Soil organic matter. Biological and ecological effects*. John Wiley & Sons, New York, NY, pp. 69-93.
- TIQUIA S.M., 2002. Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. *J. Appl. Microb.* 92:764-775.
- TIQUIA S.M., J.H.C. JUDY, N.F.Y. TAM. 2002. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. *Compost CiScience and Utilization* 2:150-161.
- VANCE E.D., P.C. BROOKES, D.S. JENKINSON. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19:703-707.
- VUORINEN A.H., 2000. Effect of bulking agent on acid and alkaline phosphomonoesterase and b-glucosidase activities during manure composting. *Biores. Technol.*, 55:201-206.
- WU L., L.Q. MA. 2002. Relationship between compost stability and extractable organic carbon. *J. Environ. Qual.* 31:132-1328.
- WU L., L.Q. MA, G.A. MARTINEZ. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.* 29:424-429.
- WU J., R.G. JOERGENSEN, B. POMMERING, R. CHAUSSOD, P.C. BROOKES. 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction - An automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22:1167-1169.

LA BIOMASSA MICROBICA ED IL CARBONIO ORGANICO SOLUBILE COME PARAMETRI PER LA VALUTAZIONE DEL LIVELLO DI STABILITÀ DEL COMPOST

Claudio Mondini, Tania Sinicco, Liviana Leita

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, S.o.p. di Gorizia

Via Trieste 23, 34170 Gorizia. Telefono: 0481 522041, Fax: 0481 520208 E-mail:claudio.mondini@isnp.it

Abstract

Compost quality is mainly defined by the degree of organic matter (OM) stability. In the composting process microorganisms are directly involved in the decomposition of organic residues and in the synthesis of humic-like substances. Therefore, content and activity of microbial biomass could provide useful indication on the OM stability degree. Dissolved organic C (DOC) represents the most dynamic organic fraction of compost and as such can directly reflect the OM transformation process. The aim of the present work was the evaluation of microbial biomass and DOC as indicators of the degree of compost stability.

Three compost (C - cotton wastes, V - yard wastes, M - mixture of the two previous wastes) were sampled on different phases of the process and analyzed for organic C (C_{ORG}), total N (N_{TOT}), DOC, microbial biomass C (B_C) and ninhydrin-reactive N (B_{NIN}) content.

Microbial biomass content decreased during the process with different dynamics depending on compost. The ratio B_{NIN}/N_{TOT} showed a decreasing trend, with significant variations among samples with different age. Final values of the ratio varied in the range 0.6-1.3%, indicating a good OM stability in agreement with previous works suggesting 1% as threshold value for compost with good degree of stabilization.

Dissolved organic C has not shown to be a reliable parameter for the evaluation of the degree of transformation of OM, since its content depended on the starting materials and reached constant values before the effective OM stabilization. The ratio between DOC and N_{TOT} proposed to overcome this limitation, has shown a decreasing trend and final values in the range 0.30-0.63, with the threshold value for stable compost in the range 0.55-0.70. The ratios B_{NIN}/N_{TOT} and DOC/N_{TOT} were significantly correlated for each compost. Results showed that analysis of microbial biomass and DOC could give useful information on the stability degree achieved by the compost.

Riassunto

Uno dei requisiti essenziali che caratterizzano la qualità del compost è il livello di stabilizzazione della sostanza organica. Nel processo di compostaggio i microrganismi sono direttamente coinvolti nella decomposizione dei residui organici e nella sintesi delle sostanze umiche e pertanto la determinazione del loro contenuto ed attività è in grado di fornire utili indicazioni sul grado di stabilità raggiunto dal compost. Il carbonio organico disciolto è la frazione organica del compost più soggetta a cambiamenti e come tale riflette le trasformazioni a carico della sostanza organica. Lo scopo del presente lavoro era la valutazione del contenuto di biomassa microbica e del carbonio solubile in acqua come indicatori del livello di stabilità raggiunto dal compost. Tre compost (C - residui di cotone, V - sfalci di erba e residui di potature, M - residui di cotone, sfalci di erba e residui di potature) campionati in 7 diversi momenti del processo sono stati analizzati per il loro contenuto di C organico (C_{ORG}), N totale (N_{TOT}), C solubile in H_2O (DOC), C (B_C) ed N reattivo alla ninidrina (B_{NIN}) della biomassa microbica.

Il contenuto di biomassa microbica è diminuito durante il processo, anche se con velocità e dinamica diverse a seconda del compost. Il rapporto tra B_{NIN} e N_{TOT} ha mostrato un andamento decrescente in tutti e tre i compost con differenze statisticamente significative tra campioni con diversa età. I valori del rapporto nei prodotti finali erano compresi tra 0.6 e 1.3%, indici di un buon livello di stabilità in accordo con precedenti lavori che indicavano un valore soglia di circa 1%.

Il contenuto di C solubile in acqua non si è dimostrato valido come parametro per la valutazione del grado di trasformazione della sostanza organica in quanto è risultato dipendente dalla composizione dei materiali di partenza e raggiungeva valori costanti prima dell'effettiva stabilizzazione della sostanza organica. Il rapporto tra DOC e N_{TOT} , proposto da diversi autori, permette di superare questa limitazione. Nel presente lavoro questo rapporto ha mostrato un andamento decrescente e valori finali compresi tra 0.36 e 0.63. La letteratura specifica indica nell'intervallo tra 0.55 e 0.70 il valore limite per compost con un adeguato livello di stabilizzazione.

I due rapporti (B_{NIN}/N_{TOT} e DOC/N_{TOT}) sono risultati significativamente correlati per ognuno dei tre compost.

I risultati ottenuti dimostrano che il contenuto di biomassa microbica e di carbonio organico solubile sono parametri che possono fornire utili indicazioni sul livello di stabilità raggiunto dal compost.

Parole chiave: stabilità, carbonio organico disciolto, biomassa microbica, compost, B_{NIN}/N_{TOT}

Introduzione

Il successo del compostaggio come strategia efficace per il riciclo sostenibile delle biomasse organiche di scarto dipende, in gran parte, dalla qualità del prodotto finale del processo. Uno dei requisiti essenziali che caratterizzano la qualità del compost è il livello di stabilizzazione della sostanza organica, in quanto l'applicazione al suolo di compost non perfettamente stabilizzato comporta degli effetti negativi per la vegetazione e l'ambiente (Wu et al.

2000). La definizione di metodiche analitiche per la valutazione della stabilità del compost valide, ma allo stesso tempo di semplice determinazione, è pertanto importante per un miglior controllo della qualità del compost e per un suo utilizzo più efficiente. I principali metodi che vengono attualmente utilizzati a tale scopo sono la misura del consumo di ossigeno (Adani et al., 2001) e la determinazione dell'indice di umificazione della sostanza organica (Dell'Abate et al., 1998; Hsu e Lo, 1999; Tittarelli et al., 2002). Questi parametri, a fronte di una comprovata validità, presentano lo svantaggio di non essere adatti per un utilizzo routinario, data la lunghezza e complessità della metodica o la strumentazione sofisticata che richiedono.

La valutazione del grado di stabilizzazione della sostanza organica può essere effettuata mediante parametri legati alla componente microbica del compost (Tiquia, 2002; Tiquia et al., 2002). Infatti, nel processo di compostaggio i microrganismi sono direttamente coinvolti nella decomposizione dei residui organici e nella sintesi delle sostanze umiche ed il loro contenuto ed attività sono legati alla quantità di sostanze facilmente degradabili presenti (Joergensen et al., 1990; Belete et al., 2001). Inoltre l'introduzione del concetto di biomassa microbica intesa come unica entità funzionale (Powlson, 1987), ha reso possibile la quantificazione del contenuto e dell'attività dei microrganismi presenti in un substrato mediante parametri di facile determinazione.

La frazione solubile in acqua rappresenta la frazione più dinamica della sostanza organica in quanto è nella fase acquosa che avvengono le principali trasformazioni biochimiche a suo carico. Il C organico solubile in acqua (DOC) comprende composti quali zuccheri, carboidrati, aminoacidi, peptidi a catena corta, fenoli, acidi carbossilici. Questi composti sono soggetti a continui cambiamenti dovuti ai processi di degradazione e sintesi e come tali riflettono le trasformazioni a carico della sostanza organica.

Lo scopo del presente lavoro era pertanto la valutazione del contenuto di biomassa microbica e di C organico solubile in acqua come semplici, ma affidabili indicatori del livello di stabilità raggiunto dal compost.

Materiali e metodi

Il processo di compostaggio è stato condotto sulle seguenti matrici organiche:

Compost C: Residui della cardatura del cotone (C_{ORG} 42%, N_{TOT} 1.25%, C_{ORG}/N_{TOT} 33.5)

Compost V: Residui della manutenzione del verde (rami, foglie ed erba) (C_{ORG} 41.7%, N_{TOT} 1.86%, C_{ORG}/N_{TOT} 22.4)

Compost M: Miscela dei residui della cardatura del cotone e della manutenzione del verde (1.1:3 v/v; 1:1.5 p/p; C_{ORG} 41.6%, N_{TOT} 1.6%, C_{ORG}/N_{TOT} 25.7).

I materiali organici sono stati portati ad un contenuto d'umidità di circa il 65% e sistemati in bioreattori (lunghezza 106 cm, altezza 90 cm, profondità 42 cm, volume 0.4 m³) collocati sotto una tettoia. La temperatura (giornalmente) ed il contenuto di umidità (settimanalmente) dei compost sono stati misurati durante tutto il processo. La temperatura è stata misurata mediante una termocoppia inserita nel materiale. Durante il processo un'adeguata aerazione e contenuto di umidità delle matrici organiche sono stati assicurati mediante rivoltamento e bagnatura. Il rivoltamento manuale è stato effettuato due volte alla settimana nelle prime quattro settimane e settimanalmente per il restante periodo. Il contenuto di umidità del compost di cotone non è mai stato aggiustato durante tutto il processo, mentre la bagnatura per riportare il contenuto di umidità del materiale a circa il 65% è stata effettuata dopo 17, 29, 41 e 52 giorni per il compost V e dopo 19 e 41 giorni per il compost M. Cinque sotto campioni di compost (circa 1 kg totale) sono stati prelevati da ogni bioreattore 0, 7, 22, 49, 86, 112 e 149 giorni dopo l'inizio del processo (C_0 , C_7 , C_{22} , C_{49} , C_{86} , C_{112} e C_{149}), attentamente miscelati ed essiccati all'aria per la determinazione del C organico (C_{ORG}), dell'N totale (N_{TOT}) e del C organico disciolto (DOC). Un'aliquota dei campioni C_{22} , C_{49} , C_{86} , C_{112} e C_{149} è stata inoltre analizzata per il contenuto di C (B_C) ed N reattivo alla ninidrina (B_{NIN}) della biomassa microbica.

Il contenuto di C_{ORG} e N_{TOT} è stato determinato mediante combustione a secco utilizzando un analizzatore elementare NA 1500 (Fisons, CE Instruments, Milano, Italia) su aliquote di campioni macinati a <0.05 mm.

Il DOC è stato estratto mediante agitazione per 2 ore del campione di compost macinato a <2 mm con acqua distillata in rapporto 1:10. Il contenuto di DOC negli estratti è stato determinato mediante spettrometria di emissione al plasma (Optima 3000, Perkin Elmer).

Il contenuto di B_C e B_{NIN} è stato determinato utilizzando il metodo della fumigazione-estrazione (Vance et al., 1987). In sintesi, campioni umidi corrispondenti a circa 25 gr di compost secco sono stati fumigati con $CHCl_3$ privo di etanolo per 24 h a 25 °C in un essiccatore. Dopo la rimozione del fumigante, i campioni sono stati estratti per 30 min con 400 mL di una soluzione di K_2SO_4 0.5 M e poi filtrati attraverso una carta da filtro Whatman N° 42. Campioni non fumigati sono stati estratti come sopra al momento dell'inizio della fumigazione.

Il C organico estraibile in K_2SO_4 è stato determinato mediante ossidazione con persolfato in presenza di raggi UV (Wu et al., 1990) con strumento Dohrmann DC 80. Il contenuto di C della biomassa microbica (B_C) è stato calcolato come:

$$B_C = 2.22 \times E_C$$

dove $E_C = [(C \text{ nei campioni fumigati}) - (C \text{ nei campioni non-fumigati})]$.

L'azoto estraibile in K_2SO_4 reattivo alla ninidrina (N_{NIN}) è stato determinato come descritto da Joergensen e Brookes (1990). Il contenuto di N reattivo alla ninidrina della biomassa microbica (B_{NIN}) è stato calcolato come:

$$BNIN = [(N_{NIN} \text{ nei campioni fumigati}) - (N_{NIN} \text{ nei campioni non fumigati})]$$

Tutti i risultati sono riferiti al contenuto di sostanza secca (105 °C, 24h) e rappresentano la media di tre repliche. I dati sono stati sottoposti ad analisi della varianza univariata e le medie dei campioni sono state comparate utilizzando il test di Student-Newman-Keuls. Le relazioni tra le variabili sono state analizzate mediante il coefficiente di correlazione di Pearson. Tutte le analisi statistiche sono state realizzate utilizzando il programma di statistica SPSS versione 9.0.

Risultati e discussione

Il contenuto di biomassa microbica ha mostrato in generale un andamento decrescente durante il processo, seppure con dinamiche estremamente diverse nei 3 compost in esame (tab. 1).

Tabella 1. Contenuto di B_C e B_{NIN} nei tre compost analizzati

Parametro	Compost	Giorni di compostaggio				
		22	49	86	112	149
B_C ($\mu\text{g/g}$)	C	9857 a	9799 a	9272 ab	8221 c	8928 b
	V	24903 a	21774 b	12979 c	13452 c	10976 d
	M	18930 b	15241 d	22172 a	16814 c	14388 e
B_{NIN} ($\mu\text{g/g}$)	C	384 a	367 a	310 a	285 a	310 a
	V	1076 a	769 b	560 c	382 d	222 e
	M	550 bc	603 ab	669 a	478 c	459 c

Valori all'interno della medesima riga seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi per $P < 0.05$ utilizzando il test SNK.

Infatti il compost C ha mostrato un decremento di B_C e B_{NIN} molto limitato e nel caso di B_{NIN} non statisticamente significativo. Viceversa il compost V ha mostrato un decremento marcato del contenuto di biomassa microbica durante tutto il periodo di compostaggio. Il compost M ha mostrato una dinamica differente, con incremento iniziale fino ad un punto di massimo relativo raggiunto dopo 86 giorni, seguito da una diminuzione marcata della biomassa microbica fino a valori significativamente più bassi di quelli registrati dopo 22 giorni dall'inizio del processo.

La dinamica della biomassa microbica può essere spiegata in termini di disponibilità di substrati nutritivi per i microrganismi. In genere i microrganismi quando sono in presenza di materiale facilmente degradabile si moltiplicano rapidamente. Successivamente, con l'esaurirsi delle sostanze facilmente degradabili, dovuto all'intensa attività microbica e al processo di umificazione, il numero di microrganismi tende a decrescere (Garcia et al., 1992b; Joergensen et al., 1990, Klammer e Baath, 1998). Il diverso contenuto e dinamica della biomassa dei compost C e V possono essere spiegati dal fatto che il cotone è caratterizzato da un elevato contenuto di cellulosa, composto relativamente più difficile da decomporre rispetto a quelli contenuti nelle foglie e nell'erba caratterizzati da un elevato grado di degradabilità (Silvestri, 1997). Il compost M, formato a partire dalla miscelazione delle due matrici con diverso livello di fermentescibilità, ha presentato una dinamica della biomassa microbica del tutto differente rispetto a quella delle due matrici separate.

La proposizione del rapporto B_{NIN}/N_{TOT} come indice di maturità si basa sul presupposto che la quantità di N presente nella biomassa microbica rispetto all' N_{TOT} sia funzione della quantità di sostanze facilmente degradabili presenti nel substrato. Nel terreno è stato dimostrato che valori più elevati di questo rapporto sono presenti in situazioni nelle quali il contenuto di sostanze facilmente degradabili è stato aumentato mediante aggiunta al terreno di sostanza organica (Powlson et al., 1987). Inoltre la standardizzazione del valore di biomassa microbica rispetto al contenuto di N_{TOT} permette un più corretto confronto di materiali provenienti da diverse matrici e caratterizzati da diverso contenuto di sostanza organica e quindi di N_{TOT} .

Il rapporto tra B_{NIN} e N_{TOT} ha mostrato un andamento decrescente in tutti e tre i compost con differenze statisticamente significative tra campioni con diversa età (fig. 1).

I valori del rapporto nei prodotti finali erano compresi tra 0.6 e 1.3%, in accordo con i valori riscontrati in prodotti finali di compost con buon livello di stabilità (De Nobili et al., 1996; Mondini et al., 1997; Mondini et al., 2002).

I valori di DOC nelle matrici organiche di partenza erano 40, 46 e 23 mg/g rispettivamente per i compost C, V e M. (tab. 2).

Dopo 7 giorni si assisteva ad una marcata diminuzione (di circa il 50%) del contenuto di DOC, dopodiché il contenuto di C negli estratti acquosi rimaneva praticamente costante (compost M) o diminuiva leggermente (compost C e V). Nonostante la marcata differenza iniziale, a partire dal settimo giorno del processo i compost C e M hanno mostrato valori del DOC molto simili. I valori di DOC alla fine del processo sono risultati 10, 21 e 13 mg/g rispettivamente per i compost C, V e M. Diversi autori hanno proposto il contenuto di DOC come parametro per la valutazione della qualità del compost (Chefetz et al., 1998; Garcia et al., 1992a; Hue e Liu, 1995; Inbar et al., 1990; Wu et al., 2000) e hanno proposto valori soglia attestanti il raggiungimento di un livello di stabilità adeguato. Questi valori limite sono però molto diversi e variano da 5 a 17 mg/g (Bernal et al., 1998; Garcia et al., 1992a; Sanchez Monedero et al., 2001). I risultati di questo lavoro suggeriscono che il DOC deve essere considerato con cautela ai fini della valutazione della stabilità del compost perché il suo contenuto risulta essere dipendente dalla composizione dei materiali di partenza. Ad esempio il valore di DOC nel compost V alla fine del processo è risultato il doppio di quello del compost C. Inoltre il DOC raggiunge un valore costante prima dell'effettiva decomposizione del materiale organico: nel compost M il valore di DOC dopo 7 giorni era uguale a quello registrato alla fine del processo.

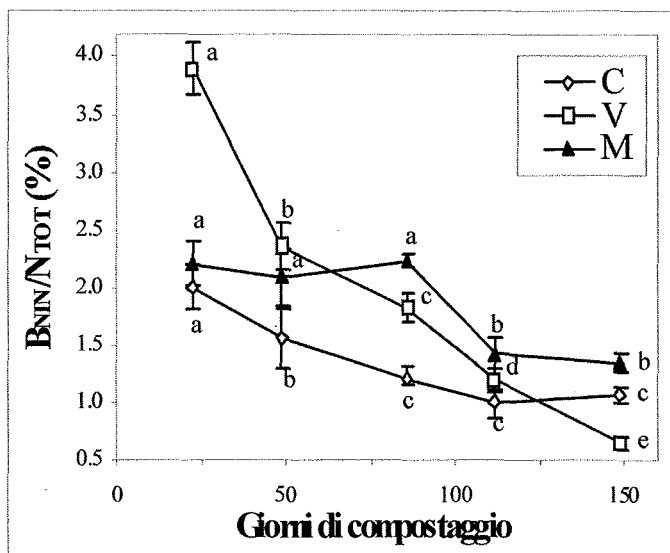


Figura 1. Dinamica del rapporto tra B_{NIN} e N_{TOT} nei tre compost analizzati. Le barre rappresentano la deviazione standard (n=3). Per ogni compost, le lettere indicano differenze significative per P < 0.05 utilizzando il test SNK

Tabella 2. Valori di DOC nei tre compost analizzati

Parametro	Compost	Giorni di compostaggio						
		0	7	22	49	86	112	149
DOC (mg/g)	C	39.5 a	15.4 b	11.3 c	12.1 c	12.2 c	10.1 d	10.4 d
	V	45.6 a	24.5 b	24.0 b	21.2 c	21.8 c	22.2 c	21.5 c
	M	23.4 a	12.6 bc	12.9 b	11.2 cd	13.3 b	10.8 d	12.7 bc
C _{ORG} /N _{TOT}	C	33.5 a	27.2 b	21.4 c	16.9 d	15.3 e	14.3 f	14.0 f
	V	22.4 a	14.1 b	14.1 b	11.7 d	12.9 c	12.0 d	11.8 d
	M	25.7 a	21.3 b	15.9 c	13.3 d	12.6 d	11.9 d	11.9 d

Valori all'interno della medesima riga seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi per P < 0.05 utilizzando il test SNK.

Hue e Liu (1995) hanno proposto di utilizzare il rapporto tra DOC ed N_{TOT} come parametro per la valutazione della stabilità del compost. Nel presente lavoro questo rapporto ha mostrato un andamento decrescente in tutti e tre i compost considerati con differenze statisticamente significative tra campioni con diversa età (fig. 2).

I valori finali del rapporto erano compresi tra 0.36 e 0.63. La letteratura specifica indica nell'intervallo 0.55-0.70 il valore limite per compost con un adeguato livello qualitativo della sostanza organica (Hue e Liu, 1995; Sanchez Monedero et al., 2001).

I rapporti considerati (B_{NIN}/N_{TOT}, DOC/N_{TOT}) inoltre sono risultati significativamente correlati fra di loro per ognuno dei compost considerati (r = 0.94, 0.85, 0.79; P < 0.01 rispettivamente per il compost C, V e M) (fig. 3).

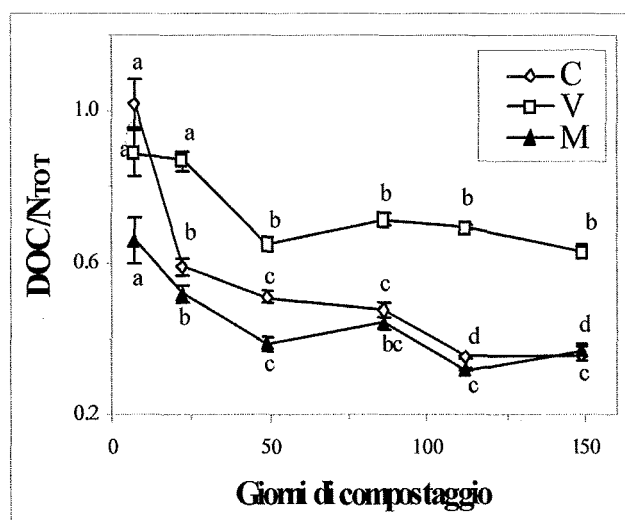


Figura 2. Dinamica del rapporto tra DOC ed N_{TOT} nei tre compost analizzati. Le barre rappresentano la deviazione standard (n=3). Per ogni compost, le lettere indicano differenze significative per P < 0.05 utilizzando il test SNK

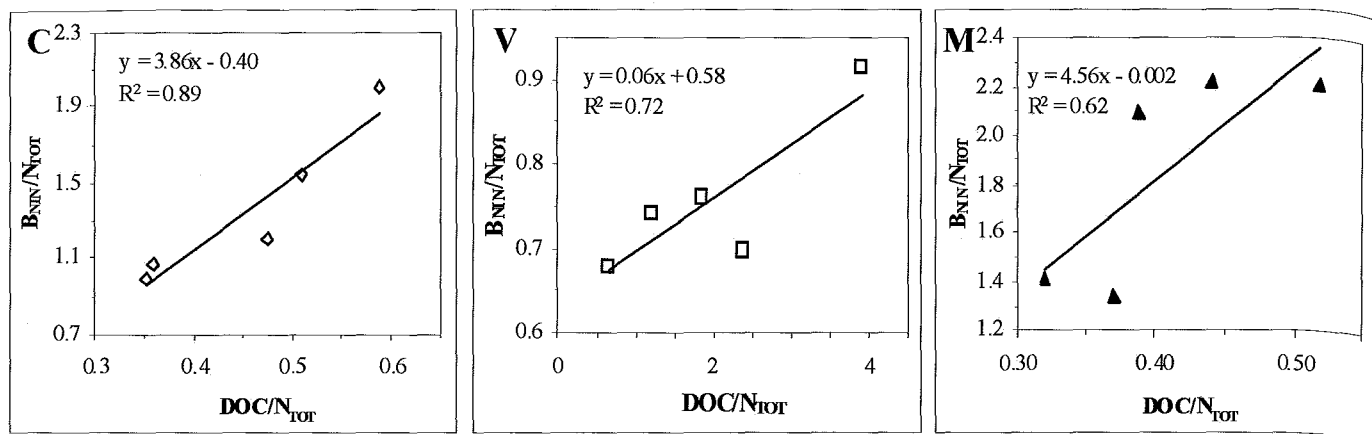


Figura 3. Correlazioni tra B_{NIN}/N_{TOT} e DOC/N_{TOT} nei tre compost analizzati

L'effettiva stabilizzazione della sostanza organica dei compost considerati trova conferma nei dati relativi alla dinamica del rapporto C_{ORG}/N_{TOT} (tab. 2). In tutti e tre i compost questo rapporto mostrava un andamento decrescente e valori finali caratteristici di una matrice con un buon livello di stabilizzazione, tale da non causare immobilizzazione microbica dell'N quando questa matrice è applicata al suolo.

I risultati del presente lavoro hanno mostrato la validità dei parametri utilizzati per la caratterizzazione del processo di compostaggio e per la definizione del livello di stabilità dei prodotti finali del processo. Tuttavia dai risultati ottenuti e dall'esame di quelli presenti nella letteratura specifica risulta difficile individuare dei valori soglia dei rapporti proposti che abbiano validità generale per tutti i materiali compostabili e per tutti i processi. La tendenza sempre più marcata al compostaggio di matrici selezionate può rendere possibile l'individuazione di valori limiti dei parametri di stabilità per tipologia di compost prodotto. Allo stato attuale delle conoscenze rimane in ogni caso auspicabile l'utilizzo contemporaneo di più parametri sia fisico-chimici che microbiologici che, analizzando diverse caratteristiche del materiale organico, consentono una più corretta e sicura definizione del livello qualitativo del compost.

Ringraziamenti

Gli autori vogliono ringraziare Emanuela Vida e Pierpaolo Cantone per la valida assistenza tecnica.

Bibliografia

- ADANI F., P. LOZZI, P.L. GENEVINI. 2001. Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Sci. Util.* 9:163-178
- BELETE L., W. EGGER, C. NEUNHÄUSERER, B. CABALLERO, H. INSAM. 2001. Can community level physiological profiles be used for compost maturity testing? *Compost Sci. Util.* 9:6-18.
- BERNAL M.P., C. PAREDES, M.A. SANCHEZ MONEDERO, J. CEGARRA. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide-range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63:91-99.
- CHEFETZ B., Y. HADAR, Y. CHEN. 1998. Dissolved organic carbon fractions formed during composting of municipal solid waste: properties and significance. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 26:172-179.
- DELL'ABATE M.T., S. CANALI, A. TRINCHERA, A. BENEDETTI, P. SEQUI. 1998. Thermal analysis in the evaluation of compost stability: a comparison with humification parameters. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 51:217-224.
- DE NOBILI M., M.T. BACA, F. FORNASIER, C. MONDINI. 1996. Ninhydrin-reactive nitrogen of $CHCl_3$ fumigated and non fumigated compost extracts as a parameter to evaluate compost stability. p. 255-261. In M. de Bertoldi et al. (ed.) *The Science of Composting*. Blackie Academic and Professional, Glasgow, Scotland.
- GARCIA C., T. HERNANDEZ, F. COSTA, B. CECCANTI, AYUSO M., 1992a. Evaluation of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 23:1501-1512.
- GARCIA C., T. HERNANDEZ, F. COSTA, B. CECCANTI, C. CIARDI. 1992b. Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes. *Can. J. Soil Sci.* 72:243-253.
- HSU J.H., S.L. LO. 1999. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of pig manure. *Environ. Pollut.* 104:189-196.
- HUE N.V., J. LIU, 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization.* 3: 8-15.
- INBAR Y., Y. CHEN, Y. HADAR. 1990. Humic substances formed during the composting of organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1316-1323.
- JOERGENSEN R.G., P.C. BROOKES. 1990. Ninhydrin reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K_2SO_4 soil extracts. *Soil Biol. Biochem.* 22:1023-1027.

- JOERGENSEN R.G., P.C. BROOKES, D.S. JENKINSON. 1990. Survival of soil biomass at elevated temperatures. *Soil Biol. Biochem.* 22:1129-1136.
- KLAMER M., E. BAATH. 1998. Microbial community dynamics during composting of straw material studied using phospholipid fatty acid analysis. *FEMS Microbiol. Ecol.* 27:9-20.
- MONDINI C., M. CONTIN, L. LEITA, DE NOBILI M., 2002. Response of microbial biomass to air-drying and rewetting in soils and composting. *Geoderma*, 105:111-124.
- MONDINI C., M.A. SANCHEZ MONEDERO, L. LEITA, G. BRAGATO, M. DE NOBILI. 1997. Carbon and ninhydrin reactive nitrogen of the microbial biomass in rewetted compost samples. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28:113-122.
- POWLSON D.S., P.C. BROOKES, B.T. CHRISTENSEN. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19:159-164.
- SANCHEZ MONEDERO M.A., A. ROIG, M.P. BERNAL. 2001. The water-soluble fraction and its relationship to the degree of maturity of organic matter during composting. *Bioprocessing of solid waste and sludge*. Vol. 1, n° 1. On line. <http://www.orbit-online.net/journal/archiv/index.html>. Visitato il 26/05/2003.
- SILVESTRI S., 1997. La qualità delle matrici compostabili. Atti 2° Corso nazionale di base "Produzione ed impiego del compost di qualità", CIC, San Michele all'Adige (TN), Febbraio, pp. 26-35.
- TIQUIA S.M., 2002. Evolution of extra cellular enzyme activities during manure composting. *J. Appl. Microbiol.* 92:764-775.
- TIQUIA S.M., J.H.C. JUDY, N.F.Y. TAM. 2002. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. *Compost Sci. Util.* 2:150-161.
- TITTARELLI F., A. TRINCHERA, F. INTRIGLIOLO, A. BENEDETTI. 2002. Evaluation of organic matter stability during the composting process of agroindustrial wastes. p. 397-406. In H. Insam et al. (ed.) *Microbiology of Composting*. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.
- VANCE E.D., P.C. BROOKES, D.S. JENKINSON. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19:703-707.
- WU L., L.Q. MA, G.A. MARTINEZ. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.* 29:424-429.
- WU J., R.G. JOERGENSEN, B. POMMERING, R. CHAUSSOD, P.C. BROOKES. 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction - An automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22:1167-1169.

EFFETTO DEL CONTENUTO DI SOSTANZA ORGANICA SULLA DISPONIBILITÀ DEL RAME NEL VIGNETO E IMPLICAZIONI SULLA QUALITÀ DEL SUOLO

R. Papini, G. Valboa, C. Piovanelli, C. Gamba, G. Brandi, G. Montagna, E. A. C. Costantini, R. Barbetti

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze

Abstract

A study on soil copper availability as related to organic matter content in some representative soils of the hill environments of Siena province (Tuscany, Italy) was carried out. The investigated areas fall within two farms, located in the towns of Murlo and Poggibonsi respectively. For each of them two different soil types were identified: Calcari Stagnic Cambisol and Calcari Stagnic Regosol (soil 1 and soil 2, Murlo); Skeleti Calcaric Regosol and Endoskeleti Calcaric Cambisol (soil 3 and soil 4, Poggibonsi). The two soils are homogeneous as for management system, with cultivation of vineyard, soil layout along the maximum gradient and conventional agronomic techniques. Each experimental area was sampled in three points, at the depths of 0-10 cm, 10-20 cm and 20-40 cm. The samples were analysed for: pH-H₂O; total carbonates; cation exchange capacity and exchange bases in BaCl₂-TEA; total organic carbon (TOC), total extractable carbon (TEC) and humified carbon (HC); available phosphorus (Olsen); available Cu by DTPA-TEA and totale Cu by acqua regia. The experimental data were evaluated on the basis of variance and regression analysis.

Our results show a strong relation between soil Cu and organic matter amounts. Such relation particularly concerns the humified organic fraction and is confirmed with high reproducibility in both the considered environments.

Riassunto

È stato condotto uno studio finalizzato alla valutazione della disponibilità del rame in relazione al contenuto di sostanza organica in alcuni suoli rappresentativi degli ambienti collinari della provincia di Siena. Le aree indagate ricadono in due aziende, localizzate rispettivamente nei comuni di Murlo e Poggibonsi, per ciascuna delle quali sono state individuate due diverse tipologie pedologiche: Calcari Stagnic Cambisol e Calcari Stagnic Regosol (suoli 1 e 2, Murlo); Skeleti Calcaric Regosol ed Endoskeleti Calcaric Cambisol (suoli 3 e 4, Poggibonsi). I suoli, omogenei per sistema di gestione, sono utilizzati a vigneto, con sistemazione a rittochino e agrotecnica di tipo tradizionale. Ciascuna unità è stata campionata in tre punti, alle profondità di 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. Sui campioni sono stati determinati: pH in H₂O; carbonati totali; capacità di scambio cationico e basi di scambio in BaCl₂; contenuti di carbonio organico totale (TOC), carbonio totale estraibile (TEC) e carbonio umificato (HC); contenuto di fosforo assimilabile (Olsen); contenuto di Cu disponibile in DTPA-TEA e contenuto di Cu totale in acqua regia. I dati sono stati interpretati sulla base di analisi della varianza ed analisi di regressione.

I risultati indicano una stretta relazione tra contenuto di Cu e contenuto di sostanza organica nel suolo. Tale relazione interessa soprattutto la frazione organica umificata.

Parole chiave: rame, sostanza organica, vigneto.

Introduzione

La viticoltura nelle aree collinari della Toscana evidenzia problematiche di diversa natura, legate principalmente a fenomeni di erosione, compattamento e inquinamento da metalli.

I nuovi modelli di utilizzazione del suolo di tipo intensivo sono stati applicati in maniera generalizzata, spesso non tenendo conto delle condizioni pedologiche e causando in molti casi uno scadimento delle qualità del suolo (Costantini, 1992). Tale scadimento è sovente la diretta conseguenza del declino del contenuto di sostanza organica. Dalla sostanza organica, infatti, dipendono molte caratteristiche del suolo quali, in particolare, la disponibilità di N e di altri macro e microelementi, l'attività di scambio ionico, la capacità di adsorbimento e/o inattivazione di sostanze inquinanti, la stabilità degli aggregati strutturali, gli equilibri tra le fasi solida, liquida e gassosa, la capacità di ritenzione idrica, la conducibilità idraulica, la porosità, la densità apparente, ecc. (Hayes et al., 1989). Numerose ricerche, in particolare, dimostrano l'elevata capacità complessante della sostanza organica nei confronti del Cu; alcuni Autori riportano, sulla base di comuni procedure di frazionamento, aliquote di Cu legate alla sostanza organica comprese tra il 20% e il 50% del contenuto totale (Adriano, 1986). McLaren et al. (1981) indicano, per i diversi costituenti del suolo, valori di adsorbimento massimo del Cu decrescenti nell'ordine: Mn-ossidi > sostanza organica > Fe-ossidi > argilla.

L'accumulo di rame è un fenomeno che si riscontra spesso nello strato superficiale dei vigneti, essendo i prodotti rameici largamente utilizzati dalla totalità dei viticoltori per la loro efficacia nei trattamenti antiperonosporici (Mori, 1989; Rossi et al., 2001).

Scopo del presente lavoro è stato quello di valutare l'influenza del contenuto di sostanza organica sull'accumulo e sulla disponibilità del Cu in alcuni vigneti delle aree collinari nella provincia di Siena.

Metodi

La ricerca, condotta nell'ambito del progetto speciale MiPAF SUOLO, coordinato dall'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del suolo di Firenze, ha interessato due aziende, situate in due diversi comuni (Murlo e Poggibonsi). In ciascuna azienda sono state individuate due tipologie di suolo (World Reference Base for Soil Resources, 1999): Calcari Stagnic Cambisol e Calcari Stagnic Regosol (suoli 1 e 2, Murlo); Skeleti Calcaric Regosol ed Endoskeleti Calcaric Cambisol (suoli 3 e 4, Poggibonsi). La gestione dei vigneti è basata su sistemazioni a rittochino e agrotecnica di tipo tradizionale, con inerbimento spontaneo durante la stagione estiva a Poggibonsi, e lavorazioni superficiali ogni 15 giorni a Murlo.

Nell'ambito della stessa tipologia di suolo, in prossimità del punto in cui è stato scavato il profilo pedologico, sono stati scelti tre interfilari, in ciascuno dei quali il suolo è stato campionato alle profondità di 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. I campioni, essiccati all'aria e setacciati a 2 mm, sono stati analizzati secondo le metodologie ufficiali (Mi.P.A.F., 2000). In particolare, sono stati determinati: pH-H₂O (1:2,5); carbonati totali (CaCO₃-t); carbonio organico totale (TOC) (Yeomans e Bremner, 1988); carbonio totale estraibile (TEC), carbonio umificato (HC) e grado di umificazione (DH = C-umificato/TEC*100); capacità di scambio cationico (CSC) e contenuti di Na, K, Ca e Mg (scambiabili + solubili) in BaCl₂-TEA; fosforo assimilabile (P-ass) secondo il metodo Olsen; contenuto totale di Cu mediante estrazione in acqua regia (HCl/HNO₃ 3:1) e contenuto di Cu assimilabile mediante estrazione in DTPA-TEA (Lindsay e Norwell, 1978). Sulla base del rapporto percentuale Cu-disponibile/Cu-totale è stato calcolato l'indice di disponibilità del Cu (Cu-AI). Per la tessitura dei suoli (analisi secondo il metodo della pipetta e classificazione USDA) si è fatto riferimento ai dati relativi agli orizzonti di superficie dei rispettivi profili pedologici. Le differenze tra i suoli nell'ambito di ciascun ambiente sono state valutate sulla base di analisi della varianza, distinte per le diverse profondità. Si è proceduto inoltre allo studio delle relazioni tra le proprietà del suolo attraverso analisi di regressione semplice e multipla (Camussi et al., 1995).

Risultati

Proprietà dei suoli

Murlo (suoli 1 e 2)

Come si evince dai dati riportati nelle tabelle 1 e 2, i due suoli a confronto nella località Murlo presentano marcate differenze per molte delle proprietà considerate. La pendenza è del 2% per il suolo 1 e del 20% per il suolo 2. Entrambi sono caratterizzati da reazione alcalina, con valori di pH superiori a 8,4, tendenzialmente crescenti in profondità. Il contenuto di carbonati è tuttavia considerevolmente maggiore nel suolo 2, dove già nei primi cm del profilo supera i 50 g·100g⁻¹.

La tessitura degli orizzonti di superficie varia da argilloso-limoso nel suolo 1 (contenuto di argilla = 40÷42 g·100g⁻¹), a franco-limoso nel suolo 2 (contenuto di argilla = 18÷22 g·100g⁻¹).

Quest'ultimo, in relazione con il più basso contenuto di argilla, presenta minore CSC (7÷10 meq·100g⁻¹ contro i 19÷21 meq·100g⁻¹ del suolo 1) e contenuti più bassi dei cationi di scambio. La disponibilità fosfatica risulta anch'essa più bassa nel suolo 2, presentando i valori massimi in superficie ed i valori minimi in profondità.

Differenze altrettanto rilevanti si accertano per la sostanza organica (fig. 1), sia sotto l'aspetto quantitativo che qualitativo. In particolare, il contenuto totale di carbonio organico (TOC) varia mediamente da 1,0 g·100g⁻¹ (nello strato 0-10 cm) a 0,7 g·100g⁻¹ (nello strato 20-40 cm) per il suolo 1, mentre è inferiore a 0,5 g·100g⁻¹ e non mostra significative variazioni con la profondità nel suolo 2. Andamento analogo seguono il carbonio totale estraibile (TEC) e il carbonio umificato (HC). Quest'ultimo, nel suolo 2, è presente in quantità trascurabili già alla profondità di 0-10 cm, dove in media non supera l'11% del TEC. L'influenza della sostanza organica sulle proprietà dei suoli viene confermata dalla sua correlazione con la capacità di scambio cationico (CSC vs TOC: R²=0,646***), e dalle relazioni dirette con i contenuti di P assimilabile (P-ass vs HC: R²=0,615***) e di K scambiabile (K-scamb vs HC: R²=0,687***).

Poggibonsi (suoli 3 e 4)

I suoli del secondo ambiente presentano pendenza omogenea (20%). La reazione è alcalina, con pH mediamente compreso tra 8,1 e 8,6 per il suolo 3, e tra 8,4 e 8,7 per il suolo 4, ad andamento crescente con la profondità (tabella 2). La presenza di carbonati è significativamente più alta nel suolo 3 e segue un andamento analogo al pH nello spessore considerato. Il contenuto di argilla negli orizzonti A è di 21÷23 g·100g⁻¹ per il suolo 3 (tessitura franco-limoso) e di 24÷36 g·100g⁻¹ per il suolo 4 (tessitura da franca a franco-argillosa) (tabella 1). Il complesso di scambio evi-

evidenzia proprietà correlate, in parte, alla tessitura. La maggiore presenza di argilla nel suolo 4, infatti, è associata a valori più alti della CSC e dei contenuti di Ca e Mg, mentre non mostra relazioni con la disponibilità di Na e K.

Per il K, in particolare, si osservano valori tendenzialmente più elevati nel suolo 3, soprattutto nello strato più superficiale, e forti decrementi in profondità per entrambi i suoli.

Tale andamento, peraltro, presenta strette analogie con quello osservato per il P assimilabile, i cui contenuti variano in media da 16,1 mg·kg⁻¹ (0-10 cm) a 2,3 mg·kg⁻¹ (20-40 cm) nel suolo 3, e da 7,5 mg·kg⁻¹ (0-10 cm) a 1,3 mg·kg⁻¹ (20-40 cm) nel suolo 4.

Le differenze tra i due suoli relative al contenuto di sostanza organica risultano molto meno evidenti di quelle rilevate tra i suoli 1 e 2, tranne che nello strato più superficiale dove, per il suolo 3, si accertano, oltre ad una maggiore variabilità, un maggior accumulo di carbonio organico e valori più alti del grado di umificazione (figura 2).

L'influenza del contenuto di sostanza organica sulla capacità di scambio cationico è meno evidente in questi suoli, mentre si confermano altamente significative le relazioni tra contenuto di carbonio organico, ed in particolare di HC, e forme disponibili di P (P-ass vs HC: R²=0,916***) e di K (K-scamb. vs HC: R²=0,866***).

Tabella 1. Granulometria degli orizzonti di superficie dei suoli studiati

Suolo	Pendenz a	Orizzont e	Profondità (cm)	Granulometria (g·100g ⁻¹)		
				Sabbia	Limo	Argilla
Suolo 1 (S01 P6)* (<i>Calcari Stagnic Cambisol</i>)	2%	Ap1	0-30	15,4	42,3	42,3
		Ap2	30-55	14,2	45,1	40,7
Suolo 2 (S01 P7) (<i>Calcari Stagnic Regosol</i>)	20%	Ap1	0-30	24,3	53,1	22,6
		Ap2	30-60	24,5	56,8	18,7
Suolo 3 (S02 P4) (<i>Skeleti Calcaric Regosol</i>)	2%	Ap1	0-18	18,3	58,4	23,3
		Ap2	18-75	22,4	57,0	21,1
Suolo 4 (S02 P3) (<i>Endoskeleti Calcaric Cambisol</i>)	2%	Ap1	0-18	22,8	41,1	36,1
		Ap2	18-45	27,1	49,3	23,6

*codice in banca dati

Tabella 2. Proprietà dei suoli studiati

Località	Profondità	Murlo						Poggibonsi						
		0-10 cm		10-20 cm		20-40 cm		0-10 cm		10-20 cm		20-40 cm		
		Suolo 1	Suolo 2	Suolo 1	Suolo 2	Suolo 1	Suolo 2	Suolo 3	Suolo 4	Suolo 3	Suolo 4	Suolo 3	Suolo 4	
pH	min	8,4	8,5	8,5	8,7	8,7	8,7	7,8	8,4	8,4	8,6	8,5	8,6	
	max	8,6	8,6	8,6	8,9	8,7	8,9	8,3	8,5	8,6	8,7	8,7	8,7	
	media	8,5a	8,6a	8,6a	8,7a	8,7a	8,8a	8,1a	8,4a	8,5a	8,6a	8,6a	8,7a	
	dev.st.	0,121	0,075	0,071	0,124	0,000	0,112	0,309	0,060	0,087	0,057	0,114	0,087	
CaCO ₃ -t g·100g ⁻¹	min	3,2	50,4	3,2	51,6	3,2	56,4	8,0	3,9	6,5	4,0	8,7	6,2	
	max	14,7	54,3	15,8	55,8	16,2	60,4	8,7	6,1	9,6	6,5	10,4	8,0	
	media	10,1a	52,1b	11,1a	53,4b	11,4a	58,4b	8,3a	4,7b	8,2a	5,3b	9,7a	7,0b	
	dev.st.	1,71	2,00	1,14	2,15	0,86	1,98	0,35	1,21	1,55	1,23	0,90	0,89	
CSC meq·100g ⁻¹	min	19,2	7,3	18,4	7,9	15,8	6,9	13,7	15,9	12,8	14,9	11,6	15,4	
	max	21,2	10,1	19,1	8,4	20,0	8,1	14,9	17,4	14,2	16,1	12,8	15,7	
	media	20,2a	8,7b	18,8a	8,1b	18,2a	7,5b	14,5a	16,5b	13,7a	15,6b	12,1a	15,5b	
	dev.st.	1,04	1,36	0,39	0,27	2,17	0,61	0,68	0,80	0,77	0,60	0,64	0,14	
Basi mg·kg ⁻¹	K	min	261	93	231	63	120	54	242	234	147	143	83	83
		max	331	134	255	92	186	83	421	285	212	149	120	90
		media	306a	119b	242a	79b	151a	65b	305a	261a	172a	146a	97a	87a
		dev.st.	39,4	22,2	12,3	15,1	33,1	15,8	100,5	25,7	34,8	3,1	20,1	3,5
		Na	min	19	4	30	11	23	6	15	9	10	12	11
max	31	10	37	15	94	26	23	22	25	26	21	23		
media	23a	7b	33a	13b	55a	15b	19a	16a	16a	18a	17a	19a		
dev.st.	6,9	3,1	3,2	2,3	36,2	9,7	4,1	6,7	7,9	7,2	5,1	3,2		

SEQUE

SEGUE TABELLA 2

Località	Profondità	Murlo						Poggibonsi					
		0-10 cm		10-20 cm		20-40 cm		0-10 cm		10-20 cm		20-40 cm	
		Suolo 1	Suolo 2	Suolo 1	Suolo 2	Suolo 1	Suolo 2	Suolo 3	Suolo 4	Suolo 3	Suolo 4	Suolo 3	Suolo 4
Ca	min	5696	3036	5329	3009	5097	2729	5162	6322	5127	6835	5376	6971
	max	6278	3478	6066	3278	5791	3486	5640	7450	5461	7583	5651	7514
	media	5939a	3225b	5746a	3157b	5456a	3129b	5471a	7007b	5297a	7215b	5472a	7265b
	dev.st.	302,4	227,6	378,0	136,3	347,8	380,2	268,0	601,1	167,0	374,4	155,1	274,2
Mg	min	295	173	368	181	515	209	58	117	52	106	51	106
	max	513	370	582	384	869	465	103	168	61	181	57	200
	media	381a	259a	441a	280a	720a	320b	75a	149b	58a	155b	53a	162b
	dev.st.	115,7	100,7	122,0	101,6	183,2	131,6	24,0	28,1	4,7	42,2	3,6	49,6
P-ass mg·kg ⁻¹	min	5,1	3,0	2,6	1,0	0,8	0,9	9,6	5,8	4,0	2,6	1,7	0,7
	max	9,9	5,7	5,2	2,9	1,1	3,5	28,4	9,9	8,0	4,7	3,6	2,0
	media	7,2a	4,3a	4,3a	1,9a	0,9a	1,8a	16,1a	7,5a	5,7a	3,4a	2,3a	1,3a
	dev.st.	2,45	1,36	1,50	0,99	0,16	1,42	10,65	2,12	2,06	1,13	1,08	0,67

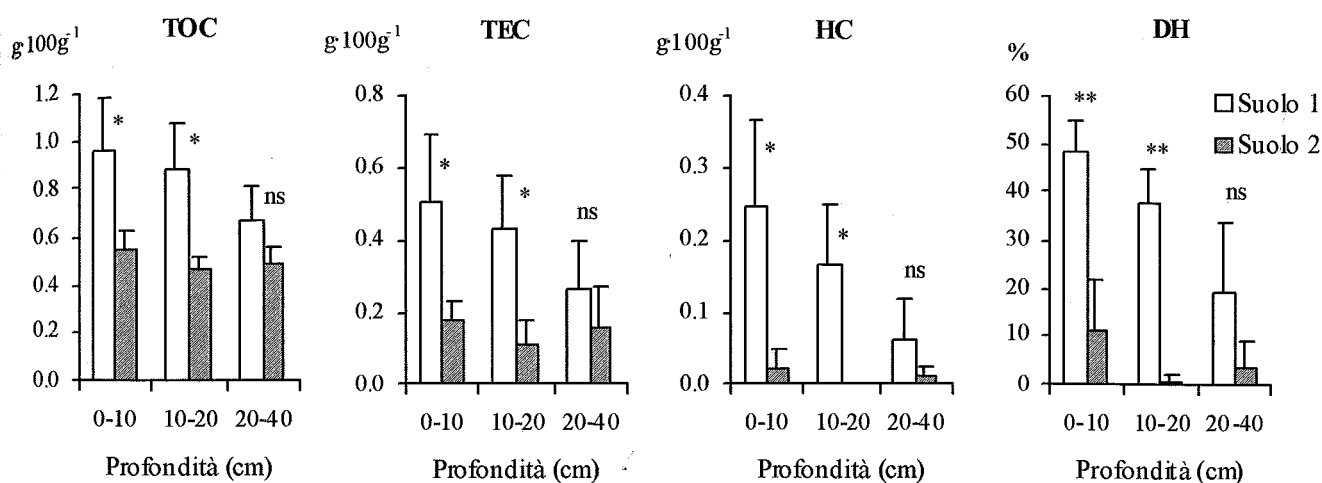


Figura 1. Carbonio organico e grado di umificazione nei suoli 1 e 2 (Murlo)

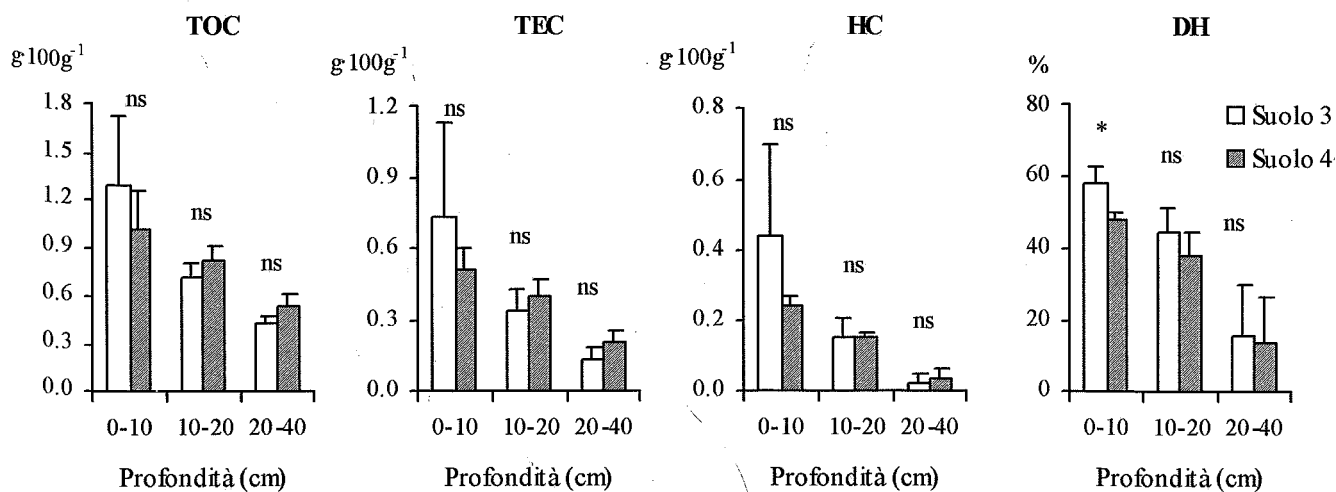


Figura 2. Carbonio organico e grado di umificazione nei suoli 3 e 4 (Poggibonsi)

Cu totale e Cu disponibile

Le figure 3 e 4 mostrano i contenuti di Cu totale e Cu disponibile, ed i relativi indici di disponibilità nei suoli dei due ambienti considerati.

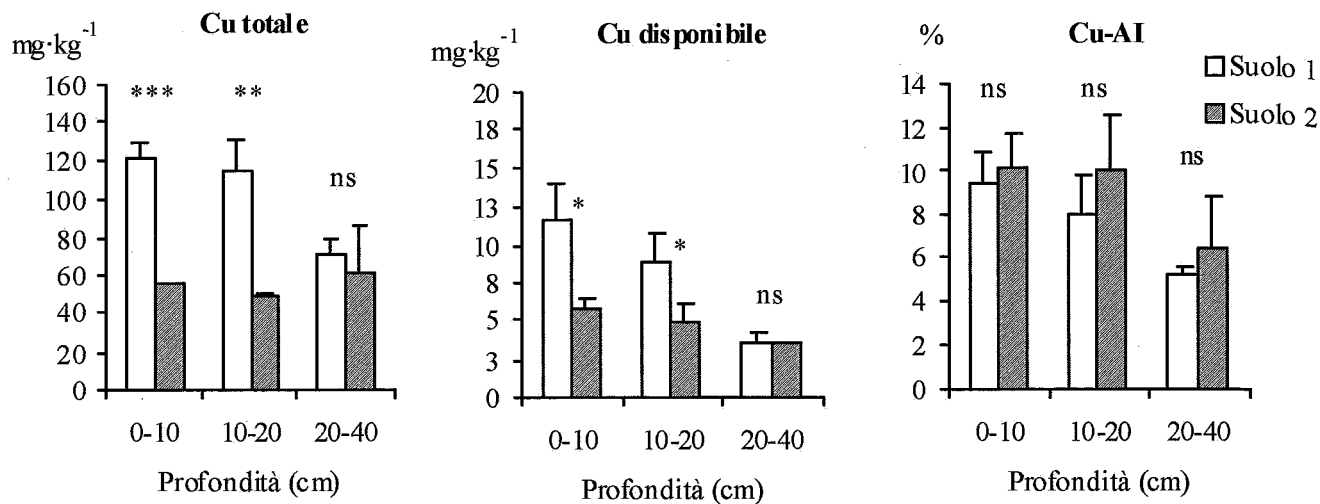


Figura 3. Contenuto di Cu e indice di disponibilità (Cu-AI) nei suoli 1 e 2 (Murlo)

I valori più elevati si osservano per i suoli di Poggibonsi (suoli 3 e 4), caratterizzati entrambi da accumulo di Cu prevalentemente nello strato più superficiale, e decrementi in profondità compresi tra il 54% (suolo 3) e il 48% (suolo 4) per il Cu totale, e tra l'80% (suolo 3) e il 61% (suolo 4) per il Cu disponibile. Le differenze più significative tra i due suoli si osservano nei primi 20 cm di profondità, dove il suolo 4 mostra contenuti totali tendenzialmente più elevati, associati tuttavia a livelli di disponibilità significativamente più bassi.

Molto più marcate sono le differenze tra i suoli di Murlo, sebbene anche in tal caso limitate allo strato 0-20 cm. Il contenuto di Cu nel suolo 2 è il più basso tra quelli osservati e, a differenza di quanto visto per gli altri suoli, non presenta apprezzabili variazioni tra i livelli di profondità considerati. Tra i suoli 1 e 2, tuttavia, non si rilevano significative differenze nell'indice di disponibilità del Cu, ad eccezione di una lieve tendenza verso valori più bassi nel suolo 1.

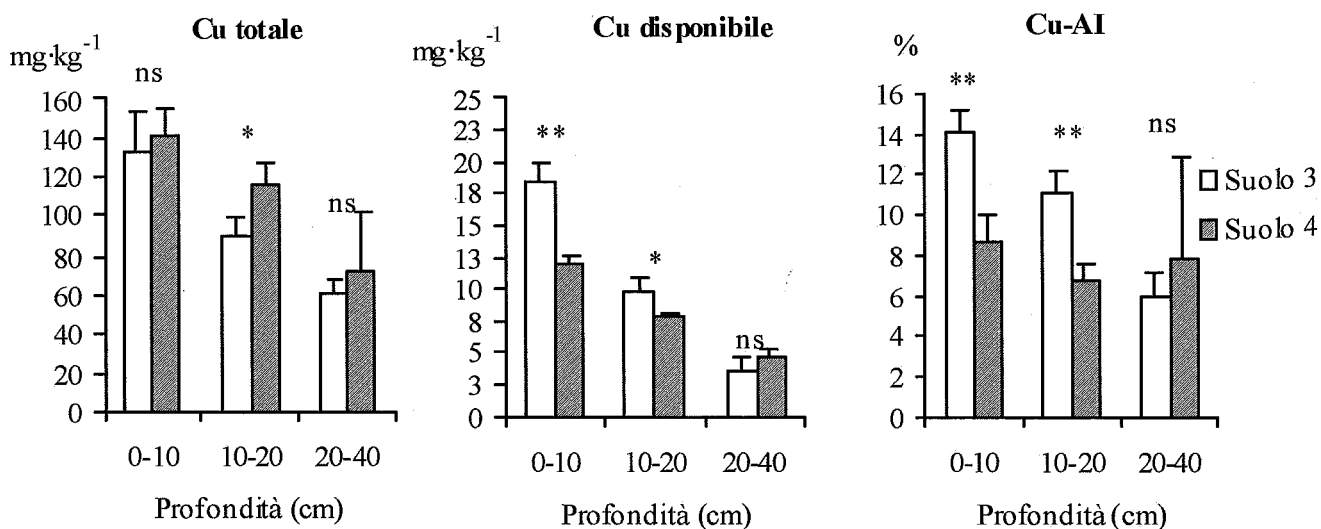


Figura 4. Contenuto di Cu e indice di disponibilità (Cu-AI) nei suoli 3 e 4 (Poggibonsi)

In accordo con i risultati dell'analisi di correlazione tra le diverse proprietà del suolo, i contenuti di Cu totale e Cu disponibile risultano correlati, in primo luogo, con il contenuto di C-organico (tabella 3). La significatività del contributo del C-organico non mostra ulteriori incrementi con l'aggiunta di variabili accessorie, scelte tra le proprietà del suolo considerate, in analisi di regressione multipla. Ciò conferma l'importanza primaria della sostanza or-

ganica nei meccanismi di immobilizzazione e nel controllo della disponibilità del Cu per i suoli studiati. Si osservano inoltre relazioni dirette con la CSC e relazioni inverse con il pH.

Tabella 3. Correlazioni tra contenuto di Cu ed alcune proprietà dei suoli studiati (R)

		pH	CSC	TOC	TEC	HC	DH
Murlo (suoli 1 e 2)	Cu tot.	-0.652	0.778	0,822	0,811	0,832	0,859
	Cu disp.	-0.735	0.607	0,846	0,819	0,892	0,820
	Cu-AI	-0.221	-0.199	0,139	0,114	0,184	0,075
Poggibonsi (suoli 3 e 4)	Cu tot.	-0.600	0.640	0,803	0,786	0,767	0,831
	Cu disp.	-0.862	0.282	0,875	0,848	0,888	0,863
	Cu-AI	-0.643	0.008	0,495	0,462	0,518	0,485

La relazione Cu-CSC mette in evidenza una possibile implicazione della frazione minerale più fine nei fenomeni di adsorbimento/rilascio del Cu. Va comunque considerato che la presenza elevata di cationi bivalenti come Ca_2^+ e Mg_2^+ , che nel presente contesto, data la natura dei suoli, dominano sul complesso di scambio, riduce fortemente l'efficienza di adsorbimento dei metalli pesanti da parte delle cariche permanenti delle argille (Cavallaro e McBride, 1978). L'influenza del pH sul grado di disponibilità del Cu (Cu-AI) risulta maggiormente espressa nei suoli 3 e 4 ($R=-0,643^{**}$), dove valori di pH più elevati sono associati a rapporti C-disp./Cu-tot. più bassi (suolo 4).

La mobilità e la disponibilità del Cu associato a forme organiche dipendono principalmente dal pH e dalle caratteristiche della sostanza organica (Adriano, 1986). La quantità di Cu complessato in forme organiche solubili generalmente aumenta a pH elevati, a causa di una maggiore solubilità della sostanza organica (McBride e Blasiak, 1979). E' stato osservato che, in alcuni casi, i complessi organo-metallici solubili rappresentano la quasi totalità del contenuto di Cu nel suolo (McLaren et al., 1981). Nell'ambito della frazione organica umificata, gli acidi fulvici presentano maggiore efficienza nel complessare i metalli e possono formare complessi caratterizzati da maggiore mobilità e biodisponibilità (Adriano, 1986). Nel caso specifico, il C-umificato (HC) rappresenta la componente organica meglio correlata con il contenuto di Cu disponibile (fig. 5).

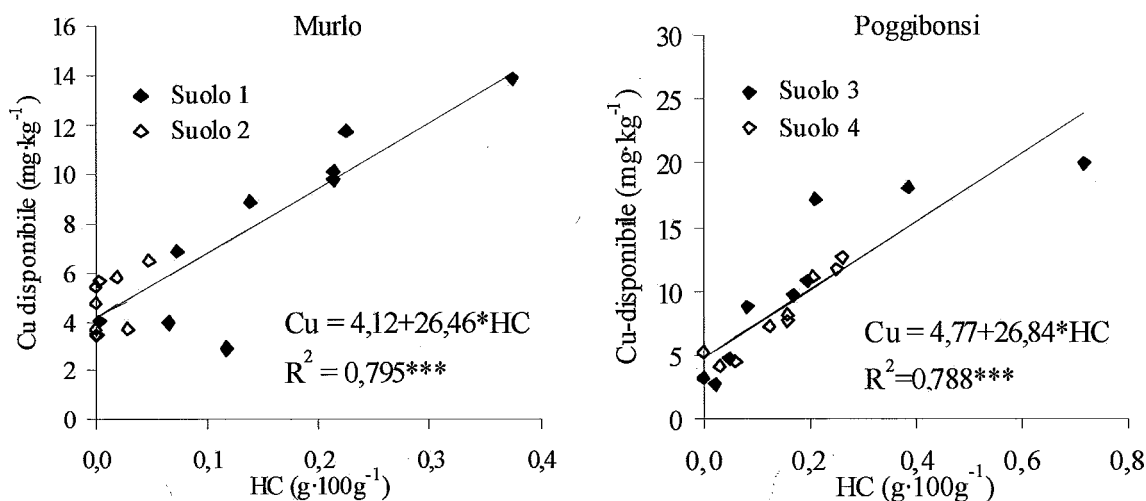


Figura 5. Cu disponibile vs C-umificato (HC)

E' interessante peraltro osservare come le equazioni di regressione $Cu_{disp} = a + b \cdot HC$, relative ai due ambienti studiati, siano definite dagli stessi coefficienti, a conferma della elevata riproducibilità della relazione Cu-sostanza organica.

Conclusioni

I risultati acquisiti confermano l'importanza della sostanza organica nel suolo, quale fattore in grado di caratterizzarne la qualità sia da un punto di vista agronomico che ambientale. L'analisi delle relazioni tra le proprietà dei suoli studiati evidenzia il suo significativo contributo alle reazioni chimico-fisiche di scambio cationico ed il suo stretto legame con il pool labile di P e K. L'elevata capacità della sostanza organica di interagire con i metalli, e di controllarne la mobilità e la disponibilità, viene ampiamente confermata, con elevata riproducibilità nei due diversi ambienti considerati, da relazioni significative con i contenuti di Cu totale e disponibile. Peraltro, il frazionamento del-

la sostanza organica mette in evidenza l'importanza della componente umificata nelle suddette relazioni.

L'indagine, infine, pone in risalto gli effetti negativi di una errata gestione del suolo sulla sua qualità, proprio come conseguenza del progressivo declino del contenuto di sostanza organica. Tali effetti sono particolarmente evidenti nel suolo 2, dove la maggiore suscettività ai fenomeni erosivi, legata ad aspetti morfologici (pendenza = 20%), combinata con il tipo di sistemazione del vigneto (rittochino), è alla base di un'accentuata tendenza del suolo ad evolvere verso condizioni di scarsa fertilità, caratterizzate dall'assenza quasi totale di carbonio organico umificato, da bassa capacità di scambio cationico, da ridotta disponibilità fosfatica e potassica, e da limitata capacità di trattenere il rame e di attenuarne la dispersione nell'ambiente.

Bibliografia

- ADRIANO D. C., 1986. Trace Elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag New York Inc. pp. 533.
- CAMUSSI A., MOLLER F., OTTAVIANO E., SARI GORLA M., 1995. Metodi statistici per la sperimentazione biologica. Zanichelli Ed., Bologna, Italia, pp. 479.
- CAVALLARO N., MCBRIDE M. B., 1978. Copper and cadmium adsorption characteristics of selected acid and calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 550-556.
- COSTANTINI E. A. C., 1992. Study of the relationships between soil suitability for vine cultivation, wine quality and soil erosion through a territorial approach. *Geoökoplus*, III, 1-14.
- HAYES M. H. B., MACCARTHY P., MALCOLM R. L., SWIFT R. S., 1989. Humic Substances II: In Search of Structure. Wiley-Interscience, New York.
- LINDSAY W. L., NORVELL W. A., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 42: 421-428.
- MCBRIDE M. B., BLASIAK J. J., 1979. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 866-870.
- MCBRIDE M. B., BOULDIN D. R., 1984. Long-term reactions of copper(II) in a contaminated calcareous soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 56-59.
- MCLAREN R. G., SWIFT R. S., WILLIAMS J. G., 1981. The adsorption of copper by soil materials at low equilibrium solution concentrations. *J. of Soil Sci.*, 32: 247-256.
- Mi.P.A.F., 2000. Ministero per le Politiche Agricole e Forestali. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Metodi di Analisi Chimica del Suolo.
- MORI P., 1989 - Il rame nella difesa della vite - *L'Informatore Agrario*, 18: 145-147.
- ROSSI G., FELICI B., SOCCIARELLI S., EGGER E., D'ARCANGELO M. E. M., FIGLIOLIA A., 2001. Il rame nel vigneto: accumulo nel suolo, nel vegetale e nel prodotto finale. *Bollettino della Società Italiana di Scienza del Suolo. Supplemento al volume 50.*
- WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES, 1999. Base di riferimento mondiale per le risorse pedologiche. Versione italiana a cura di A. C. Costantini e Carmelo Dazzi. Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze.
- YEOMANS J. C., BREMNER J. M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 19 (13): 1467-1476.

RISPOSTA PRODUTTIVA DEL FRUMENTO DURO (TRITICUM DURUM DESF.) COLTIVATO SU UN SUOLO SALINO NELLA PIANA DI GELA (CL)*

S. Raimondi ¹, G. Gallo ², A. Indorante ¹

¹ Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia (ACEP) - Università di Palermo
V.le delle Scienze 90128 Palermo. Tel. 091.6650.228; Fax 091.6650.229; e-mail sraimond@unipa.it

² Stazione Consorziale Sperimentale di Granicoltura per la Sicilia
Via Rossini, 1. 95041 Caltagirone (CT), Tel.0933 25543, Fax 0933 24802, e-mail direttore@granicoltura.it.

Abstract

Biometrics data, yield and qualitative characteristics of a durum wheat variety, Arcangelo, grown in the years 2000-2001 on a soil with high soluble salts content in Gela plain are reported. The trial had the aim to evaluate the different physiological and agronomic performance of the same cultivar on soils with different depth of plant root zone.

The data relevant to the pedological characterisation of the soils in the three studied sites are shown. These data were correlated with the relieves on the whole plant and with the recorded grain productions. Even if the obtained results can be considered preliminary because relevant to only a valuation year, they are interesting for a better management of the area. As expected, the wheat plants suffer the negative influence (reduction in size and length, spike fertility) due to the presence of high concentration of soluble salts in the circulating solutions of the soil layer explored by roots, effect stressed by the particular drought conditions of Gela climate. But it is evident that we can obtain quality and quantitatively satisfactory yields in particular areas deteriorated by primary and/or secondary salinity in the presence of salt free plant root zone of about 50 cm using particular soil and crop management.

Key words: Soil salinity; Vertisoils; Land evaluation.

Riassunto

Si riportano i dati biometrici, i risultati produttivi, merceologici e qualitativi di una varietà di frumento duro, Arcangelo, coltivata nell'annata 2000-2001 nella piana di Gela su suolo ad elevato contenuto in sali solubili. La prova si è proposta di valutare il differente comportamento fisiologico ed agronomico della stessa cultivar su suoli a franco di coltivazione differente.

Si presentano i dati relativi alla caratterizzazione pedologica dei suoli nei tre siti studiati e si mettono in correlazione tali dati, con i rilievi effettuati sull'intera pianta e con le produzioni granellari registrate. Sebbene i risultati ottenuti siano da considerare preliminari perché relativi ad un solo anno di valutazione, essi sono interessanti per una migliore gestione del territorio. Come previsto, le piante di frumento subiscono l'influenza negativa (riduzione di taglia, di lunghezza e fertilità della spiga) dovuta alla presenza di elevate concentrazioni di sali solubili nelle soluzioni circolanti dello strato di terreno esplorato dalle radici, effetto accentuato dalle particolari condizioni di aridità del clima gelese. Si evidenzia che è possibile, tuttavia, ottenere rese quali-quantitativamente soddisfacenti in particolari aree degradate da salinità primaria e/o secondaria in presenza di franco di coltivazione di almeno 50 cm adottando particolari tecniche di lavorazione del terreno e di management culturale.

Parole chiave: Salinità dei suoli; Vertisuoli; Land evaluation.

Introduzione

La salinità del suolo ha influenzato la storia dell'umanità e dei sistemi agricoli adottati su cui essa si è basata. Intere civiltà sono state distrutte dall'incremento della salinità dei terreni. Se le precipitazioni sono limitate, il sale non viene dilavato dal volume di terreno in cui le colture hanno le radici e le produzioni diminuiscono man mano che la salinità aumenta. Vaste regioni della superficie terrestre non sono adatte all'agricoltura a causa dell'attuale scarsa tolleranza della maggior parte delle colture alla salinità.

*I primi due hanno ideato e scritto il lavoro curando rispettivamente l'aspetto pedologico e vegetazionale, mentre il terzo ha eseguito le analisi di laboratorio sui campioni di terra e le trivellate in campagna. Ricerca svolta nell'ambito del progetto "Valutazione di germoplasma ed identificazione di genotipi resistenti allo stress abiotico per la valorizzazione di aree marginali della Sicilia" finanziata nell'ambito del POP 1994-99 (Programma Operativo Plurifondo della Regione Sicilia).

La piana di Gela (CL), una delle aree più fertili della Sicilia, è da considerarsi attualmente soggetta ad un grave rischio di crescente salinizzazione e conseguente degrado. Il fenomeno è derivante dalla bassa piovosità, dalla presenza di orizzonti pedologici ricchi in sali solubili (cloruri e solfati), dall'abbassamento delle falde acquifere utilizzate per l'irrigazione con conseguente infiltrazione dell'acqua del mare e dalle elevate temperature annuali, in particolare della stagione primaverile. E' proprio durante questo periodo dell'anno che, nei suoli agricoli gestiti in asciutto, le colture sono soggette a stress di natura abiotico con notevole influenza negativa sulla loro risposta produttiva. In Sicilia i suoli argillosi generalmente sono adatti alla coltura del grano duro (esempio la serie di suoli Guzzo; Raimondi, 1996). Però, man mano che aumenta la salinità nel suolo la risposta produttiva del frumento diventa sempre più dipendente dall'andamento climatico primaverile (esempio la serie Scorusa); in questi casi l'effetto negativo può essere mitigato dalla presenza di una falda sottosuperficiale non troppo salata (Raimondi *et al.*, 2000). In alcuni casi la presenza del gesso influenza negativamente la sintesi proteica e il suo effetto sull'incremento dell'accumulo di amido (Raimondi *et al.*, 2000). Questi dati costituiscono delle preziose informazioni per una migliore gestione del territorio. Infatti consentono l'applicazione di diversi sistemi di Land evaluation che permettono di zonizzare il territorio e di poter applicare politiche agricole in armonia con le caratteristiche ambientali.

La piana di Gela rappresenta un'area con un buon potenziale agricolo, ed è fondamentale intraprendere studi e proporre agrotecniche intese a ripristinare e valorizzare le qualità del suolo. Nell'area sono stati aperti diversi profili con l'obiettivo di studiare il processo di salinizzazione e la sua influenza sulla potenzialità agronomica e sul grano duro, coltura molto diffusa.

Materiali e metodi

Caratteristiche dell'area

Il profilo pedologico Signore 3 a cui si fa riferimento in questa nota ricade nella piana di Gela ed è localizzato nella contrada omonima a circa 6 Km dal relativo centro abitato, in direzione est. La formazione litologica è costituita da un deposito alluvionale del fiume Gela e dei suoi affluenti. La granulometria è prevalentemente fine. Le argille presenti sono a reticolo espandibile e contraibile. In passato la zona era acquitrinosa ed è stata bonificata circa 40-50 anni fa. Attualmente, in alcune aree, l'acqua non defluisce liberamente ed oasisticamente sono presenti delle aree di ristagno; la quota è mediamente di 6 m s.l.m. ed il processo pedogenetico attualmente in atto è dominato dalla salinizzazione, dalla sodicizzazione e dalla gleizzazione (Raimondi, 1999). Sotto l'azione del clima caldo arido, durante il periodo primaverile l'acqua evapora e lascia sulla superficie una crosta salina. A quota maggiore (7-8 m s.l.m.), a drenaggio leggermente migliore, sotto l'azione dei fattori della pedogenesi, il deposito argilloso è stato pedogeneizzato. Il processo dominante attualmente in atto è il rimescolamento, condizionato dall'arrivo di una grande quantità di acqua che sommerge una parte della superficie durante il periodo piovoso. L'acqua apporta dei sali in quanto nella parte alta del bacino sono presenti vaste superfici in cui affiorano substrati della serie gessoso-solfifera. Pertanto in relazione all'andamento climatico le condizioni pedologiche possono cambiare notevolmente da un anno all'altro e nello stesso anno con il succedersi delle stagioni.

Il clima

Il clima ed il pedoclima dell'area (Raimondi, 1993; Raimondi *et al.*, 1997; Raimondi, 2000) sono definiti come segue: temperatura media dell'area di poco superiore ai 18,0 °C; piovosità media annua <500 mm; clima secondo Thornthwaite semiarido ($-66,6 \leq Im < -33,3$), terzo mesotermico ($885 \leq PE < 997$; Thornthwaite e Mather, 1957); regime di temperatura termico marittimo ($19 \leq T^{\circ}C < 22$); regime di umidità intermedio xerico torrido. Nell'ambito dell'area i suoli sottili, con una A.W.C. (Available Water Capacity) di circa 25 mm, manifestano una condizione di forte aridità al limite con il tipo climatico arido (Indice di umidità globale inferiore a -62,10). La concentrazione estiva dell'efficienza termica è < 48% (a').

Elaborando i dati della stazione termopluviometrica di Gela secondo i concetti del bilancio idrico del suolo, il surplus o eccedenza idrica è pari a 58 mm se si ipotizza una ricarica completa della capacità in acqua utile del suolo durante il primo mese di (P-PE) positivo dopo il lungo periodo asciutto estivo (è il caso in cui si verificano intensi acquazzoni estivo-autunnali); mentre è assente considerando la ricarica in funzione dei valori di (P-PE). Il periodo dell'anno in cui si verifica tale processo è l'inverno (dicembre, gennaio e febbraio). Dall'elaborazione probabilistica dei 6 anni su dieci si evince che al 60% i suoli sottili (25 mm di A.W.C.) manifestano un surplus di 46 mm, che scende a 15 mm per i suoli superficiali con 50 mm di A.W.C., mentre è assente per i suoli profondi (≥ 100 mm di A.W.C.). Considerando una probabilità del 30% i valori passano rispettivamente a 86 mm, 64 mm e 11 mm. Tali valori diventano più alti con una probabilità del 10% e cioè >200 mm per i primi e >150 mm per i suoli profondi. Considerando l'elevata solubilità dei cloruri, in presenza di valori elevati di surplus essi tendono ad uscire completamente dal sistema suolo (Raimondi, 2000).

L'indagine pedologica e le analisi fisico-chimiche

Ai fini della presente ricerca è stata aperta una buca nell'area in cui, durante l'inverno, la falda affiora, è stato descritto il profilo e campionati gli orizzonti. Sui campioni di terra sono state effettuate le analisi fisico chimiche, seguendo le metodologie ufficiali (Osservatorio Nazionale Pedologico, 1997 e 2000). Infine, il suolo è stato classificato, utilizzando la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999). Inoltre per mettere in evidenza la variabilità spaziale, importante ai fini agronomici, sono state effettuate 3 trivellate: una per ogni area sperimentale e precisamente: la prima in cui domina il ristagno durante il periodo invernale, la seconda sul versante di un piccolo ripiano ad una quota più alta di 30 cm rispetto alla precedente e la terza sul ripiano sopraelevato di 50 cm circa rispetto sempre alla superficie con ristagno. Si riportano nella tabella 1 i risultati analitici delle tre trivellate. L'appezzamento presentava quindi aree a franco di coltivazione differente durante il periodo piovoso.

La sperimentazione ed il materiale vegetale

La sperimentazione si trova al terzo anno. E' partita con l'annata agraria 2000-01 con il frumento; nel 2001-02 l'appezzamento di terreno è stato destinato a maggese, mentre nel 2002-03 è ritornato nuovamente il frumento.

Nel 2001-2002 è stata utilizzata la varietà di frumento duro "Arcangelo" estesamente coltivata nella zona. La prova è stata seminata il 16 Dicembre 2000 su tre parcelloni di terreno adiacenti di circa 1000 m² ciascuno e caratterizzati da salinità crescente. Il primo con falda superficiale (assente durante la semina), il secondo con falda a 30 cm circa, il terzo a 50 cm.

Tabella 1. Analisi chimiche, fisiche ed idrologiche dei campioni analizzati

Orizzonte (cm)	Argilla	Limo g kg ⁻¹	Sabbia	pF		A.W.C. cum. mm	pH 1:2.5		CaCO ₃	
				2.5	4.2		H ₂ O	KCl	totale g kg ⁻¹	attivo g kg ⁻¹
Suolo A (falda superf.)										
0-25	444	440	116	34,69	21,44	36	7,6	7,3	186	120
25-50	458	438	104	34,09	20,89	73	7,6	7,4	208	131
50-75	460	430	110	32,81	19,79	109	7,5	7,2	217	136
75-100	450	436	114	33,35	20,30	144	7,4	7,3	217	136
Suolo B (falda 30 cm)										
0-25	434	438	128	33,50	20,44	36	7,6	7,3	217	120
25-50	450	435	115	34,69	21,44	72	7,6	7,4	208	130
50-75	451	438	111	35,36	22,04	109	7,5	7,2	217	136
75-100	455	440	105	33,70	20,58	145	7,4	7,3	208	144
Suolo C (falda 50 cm)										
0-25	440	438	122	34,20	21,05	36	7,6	7,3	208	106
25-50	445	437	118	33,67	20,56	72	7,5	7,3	208	110
50-75	448	438	114	33,14	20,07	108	7,6	7,4	204	98
75-100	450	437	113	33,94	20,78	144	7,6	7,4	222	135

Orizzonte (cm)	C g kg ⁻¹	N g kg ⁻¹	C/N	Sostan. Organ g kg ⁻¹	P ₂ O ₅ assim mg kg ⁻¹	C.S.C. cmol (+)kg ⁻¹	ECe mS cm ⁻¹	Sali sol. totali g kg ⁻¹	CaSO ₄ *2H ₂ O g %
0-25	9	1,1	15	16	25	32	12,66	5.49	5
25-50	8	1,0	14	14	20	30	14,24	6.65	4
50-75	5	0,6	14	9	18	28	20,70	10.39	5
75-100	5	0,6	15	9	15	30	20,00	9.58	9
Suolo B (falda 30 cm)									
0-25	7	1,0	12	12	21	30	12,17	4.85	5
25-50	9	1,2	13	16	20	32	12,48	6.11	4
50-75	9	1,1	14	16	17	34	15,13	7.20	7
75-100	6	0,7	15	10	14	30	19,19	9.51	6
Suolo C (falda 50 cm)									
0-25	7	1,2	10	12	24	32	9,27	3.29	6
25-50	7	1,1	11	12	22	30	14,20	5.05	5
50-75	7	0,9	13	12	17	28	19,86	8.26	12
75-100	8	1,0	14	14	13	30	22,10	10.44	11

SEGUE

Orizzonte (cm)	Cationi solubili meq L ⁻¹				Somma cationi meq L ⁻¹	Anioni solubili meq L ⁻¹				Somma anioni meq L ⁻¹	NaCl g kg ⁻¹	SAR	ESP
	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺		Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻				
Suolo A (falda superf.)													
0-25	71.48	1.03	35.07	24.51	132.09	140.02	25.19	10.00	1.16	180.54	5.47	15	17
25-50	81.00	0.94	44.64	32.12	158.69	148.79	51.96	11.00	0.58	212.34	6.26	16	18
50-75	112.34	0.21	12.59	10.95	136.08	227.78	58.65	8.00	0.67	295.10	10.31	28	29
75-100	115.97	0.99	54.49	48.45	219.90	217.58	58.21	8.00	0.42	284.21	9.40	20	22
Suolo B (falda 30 cm)													
0-25	59.80	1.38	46.92	26.64	134.74	118.52	10.51	13.00	0.35	142.38	4.26	13	15
25-50	56.48	0.79	32.87	22.68	112.83	87.17	20.87	12.00	0.15	120.18	3.85	12	14
50-75	89.55	0.94	42.41	32.63	165.52	159.24	51.30	12.00	0.16	222.70	6.83	17	20
75-100	111.16	0.85	54.28	46.42	212.70	211.86	52.28	13.00	0.52	277.66	9.46	19	21
Suolo C (falda 50 cm)													
0-25	36.86	0.89	31.46	17.82	87.03	52.80	20.05	11.00	0.16	84.01	1.69	11	13
25-50	74.86	1.49	49.46	31.74	157.55	144.81	53.93	7.00	0.29	206.03	4.64	15	17
50-75	45.50	0.55	25.76	18.15	89.96	86.51	17.83	10.00	0.34	114.68	3.24	13	16
75-100	122.37	1.19	62.76	47.93	234.26	222.70	44.30	9.00	0.31	276.31	9.48	23	25

Tabella 2.

Caratteristiche bio-agronomiche della cv. di frumento "Arcangelo" coltivata nella piana di Gela (CL) su un franco di coltivazione differente

Caratteristiche	Falda	
	a 30 cm	a 50 cm
n.ro spighe/mq	102	144
altezza pianta (cm)	49	62
n.ro internodi culmo principale	4	4
lung. ultimo internodo culmo princ. (cm)	31	37
n.ro culmi fertili/pianta	1,44	1,46
n.ro culmi sterili/pianta	0,67	0,62
peso unitario pianta (s.s.; g)	4,31	6,78
produzione/pianta (g)	0,55	1,68
harvest index (%)	13	25
Spiga principale		
lung. rachide (cm)	4	7
n.ro totale spighe	14	20
densità spiga (spighe/cm)	3	3
n.ro spighe sterili	0	1
n.ro spighe fertili	14	20
n.ro cariossidi	14	44
Granella		
Peso 1000 semi (g)	29,11	31,07
peso ettolitrico (kg/hl)	72,1	79,4
% striminzimento	13	15
% bianconatura	85	35
% ceneri s.s.	1,43	1,65
Indice di giallo (b*)	18,3	17,9
% proteine s.s.	15,1	16,5
% glutine secco s.s.	11,1	11,9
Gluten index	80	83
Indice di sedimentazione in SDS	27	30

Le tecniche colturali adottate sono quelle ordinarie dell'azienda in cui è stata ubicata la prova e comuni a tutti i granicoltori della piana di Gela. Immediatamente prima della semina sono stati distribuiti circa 2 q.li ha⁻¹ di fosfato biammonico (18:46). La semina è stata effettuata con una seminatrice a righe, utilizzando 180 kg/ha di seme. Non è stato adottato alcun trattamento diserbante, né è stata effettuata concimazione di copertura. Alla maturazione fisiologica della coltura, all'interno di ogni parcella sono state ricavate tre aree di saggio di circa 1 m², da ciascuna delle quali, dopo aver proceduto alla conta del numero di spighe, sono stati prelevati campioni di circa 30 piante integre con le radici.

Su tale materiale sono stati rilevati: altezza della pianta, numero di culmi fertili e sterili, numero di internodi del culmo principale e lunghezza del suo ultimo internodo. Per essiccazione in stufa a circolazione d'aria a 105 °C è stata determinata la sostanza secca in g/pianta. E' stata misurata la lunghezza del rachide della spiga principale e contato il numero di spighe fertili e sterili, determinato il numero di cariossidi ed il loro peso unitario. Sulla granella sono state rilevate le percentuali di striminzimento e bianconatura. Sono state effettuate le analisi per la determinazione dell'indice di giallo, il contenuto in ceneri e proteine, la percentuale di glutine umido e secco, l'indice di sedimentazione in SDS. Le analisi sono state effettuate adottando metodiche ufficiali. In particolare il contenuto percentuale in ceneri è stato determinato per incenerimento in muffola; il contenuto proteico per via chimica secondo Kjeldhal AACC 47-12; il contenuto percentuale in glutine secco con Glutomat 2200, metodo ICC 137; l'indice di sedimentazione in SDS (sodio dodecilsolfato) con metodo AACC 56-70; l'indice di giallo con colorimetro Minolta Chroma-meter CR 2000, il valore di b* è stato utilizzato quale indice di giallo. I risultati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi della varianza, considerando ogni area di saggio quale replica dello stesso trattamento determinato dalla differente altezza della falda superficiale.

Risultati e discussione

Nelle tre aree è presente, tassonomicamente, lo stesso tipo di suolo, ma in modo diverso sono espresse alcune caratteristiche, molto importanti ai fini agronomici.

Il suolo ha il profilo del tipo Apz-Bssz-C, molto profondo (> 90 cm); di colore oliva (5Y 5/3) asciutto e umido (5YR 4/3); la tessitura è argillosa con un tasso di argilla del 45% circa. Lo scheletro è assente. I carbonati risultano eccessivi (20% circa) con un'alta frazione attiva (10-13%). La reazione è debolmente alcalina in quanto il pH oscilla da 7.4 a 7.6. In superficie presenta una granulazione spessa mediamente 2 cm (self mulching). La struttura è poliedrica subangolare ed angolare nell'orizzonte superficiale e passa a poliedrica angolare grossolana in profondità. In estate sviluppa una rete di fessure che separa la massa terrosa in grossi prismi. Soltanto in profondità la massa terrosa diventa massiva (oltre i 110 cm). Le facce di scivolamento, da comuni ad abbondanti, sono ampie ed interessano tutti gli orizzonti entro i primi 110 cm circa. La sostanza organica è insufficiente in tutto il profilo. Il rapporto C/N è normale ed è scarsa la dotazione di azoto. La salinità è molto forte in tutto il suolo, però passando dalla zona con ristagno alla zona del versante ed infine all'area sopraelevata la salinità in superficie scende ed arriva quasi a dimezzarsi, da 5.49 g kg⁻¹, si passa a 4.85 g kg⁻¹ e quindi a 3.29 g kg⁻¹. La salinità è costituita prevalentemente da cloruri. Il SAR dell'estratto pasta satura nello strato superficiale andando dal suolo con drenaggio difficile a quello del ripiano scende raggiungendo il valore di 11 (15, 13 e 11). I sali solubili totali lungo il profilo aumentano man mano che dalla superficie si passa in profondità, oscillando da alti (intervallo 3.5-6.5 g kg⁻¹) a molto alti (> 6.5 g kg⁻¹) il cui valore più alto è di 10,44 g kg⁻¹. Soltanto in un orizzonte, precisamente in quello superficiale del ripiano, scende a 3.29 g kg⁻¹ diventando leggera (< 3.5 g kg⁻¹). Il gesso varia da 5 a 12 % ed i valori più alti si presentano in profondità. La capacità di scambio cationico è alta ed è determinata dalla notevole frazione argillosa a reticolo espandibile e contraibile. Il tasso di saturazione è elevato (100%) e l'incidenza del sodio sul complesso di scambio è alta nel suolo in cui si ha ristagno superficiale, mentre scende passando al versante ed ancor più nell'area del ripiano. Infatti, il valore dell'ESP nell'orizzonte superficiale da 17, scende rispettivamente a 15 ed a 13. La dotazione in elementi della fertilità è la seguente: scarsa in azoto, ben dotata in fosforo assimilabile ed in potassio scambiabile.

Secondo la Soil Taxonomy, è stato riconosciuto un orizzonte ocrico con spiccate caratteristiche vertiche che poggia su un orizzonte cambico che ha sviluppato anche le caratteristiche vertice, espresse da fessure ampie più di 1 cm a 50 cm di profondità, facce di scivolamento che si intersecano e presenza di elementi strutturali prismatici e cuneiformi con l'asse inclinato. Quindi è stato inserito fra i Vertisuoli. A livello di sottordine afferisce ai Torrerts, per il regime idrico Torrico. In quest'area i Vertisuoli non chiudono generalmente le crepacciature durante l'inverno (Raimondi, 1995). Nell'ambito del grande gruppo rientra tra i Salitorrerts perché la presenza di un orizzonte salico (ECe di 15 dS/cm o più). A livello di sottogruppo afferisce fra gli Aquic natric per la presenza, entro un metro dalla superficie del suolo, di una falda idrica in qualche periodo dell'anno e per l'ESP maggiore del 15%.

Secondo il WRB afferisce ai Salic Natric Vertisol.

Altra caratteristica importante per l'uso è il regime di temperatura termico marittimo ($19 \leq T_{ma}$ del suolo < 22) che non limita l'attività vegetativa delle piante erbacee annuali (frumento) in inverno. La piovosità complessiva da Settembre 2000 a Giugno 2001 ha superato 500 mm (542,6 mm). Tale abbondanza di precipitazioni, inusuale per l'area in studio, non è stata favorevole alla coltura del frumento duro a motivo della sua irregolare distribuzione. Alle copiose piogge dei mesi autunno-vernini ha seguito la quasi totale siccità dei mesi primaverili estivi. Ciò unitamente alle particolari condizioni di salinità del suolo ha influenzato negativamente l'intero ciclo vegeto-riproduttivo della coltura. Nella parcella con falda affiorante nei mesi invernali si sono avuti forti ristagni d'acqua che hanno impedito la germinazione e ostacolato lo sviluppo delle plantule che sono emerse a chiazze nelle zone con un minimo di drenaggio. Su tale parcella sperimentale non si è, quindi, proceduto ad alcun rilievo in quanto la produzione granellare è stata assente. Nelle altre due parcelle, quella con falda e franco di coltivazione a 30 cm e quella a 50 cm, lo sviluppo vegeto-riproduttivo delle piante di frumento è stato negativamente condizionato dalla salinità del suolo (tabella 2). I valori registrati per la taglia, la lunghezza dell'ultimo internodo, la lunghezza e densità della spiga sono inferiori agli standard varietali della cultivar. Tutti i dati morfo-biometrici relativi alle piante prelevate nelle due parcelle sperimentali mostrano una diretta connessione tra severità dello stress imposto e i caratteri fenotipici. Il ciclo vegeto-riproduttivo è risultato raccorciato in risposta sia alla salinità che alla siccità dell'ambiente. La spigatura si è verificata già nell'ultima decade di Marzo 2001 con una minima differenza tra le due parcelle. Nello stesso periodo le piante coltivate su suolo con falda a 30 cm mostravano vistosi sintomi di sofferenza, disidratate, con l'80% della superficie fotosintetizzante disseccata e le rimanenti foglie accartocciate. Le spighe si presentavano piccole, secche e pressoché vuote. La parcella con franco di coltivazione a 50 cm in confronto, sebbene, stressata mostrava una certa tolleranza agli stress subiti. Le produzioni ottenute per le due parcelle sono di 0,56 t/ha e 1,92 t/ha, rispettivamente per quella con franco di coltivazione a 30 cm e a 50 cm. Il numero di spighe per m² è stato complessivamente molto basso (102 spighe m⁻² e 144 spighe m⁻²) per entrambe le parcelle, ma le poche spighe in più della parcella con suolo meno sali-

no sostenute da una struttura vegetativa meno indebolita dagli stress, hanno portato a maturazione un maggior numero di cariossidi. I parametri merceologici registrati per entrambe le parcelle evidenziano la scadente qualità del prodotto ottenuto. L'elevato contenuto percentuale in proteine riscontrato è conseguenza delle difficili condizioni a cui è stata sottoposta la coltura durante l'intero ciclo, e non rappresenta affatto una caratteristica di pregio della granella ottenuta. E' dovuto principalmente alla presenza di un elevato numero di cariossidi striminzite ed alle limitate rese.

Conclusioni

La valutazione della potenzialità agronomica del suolo descritto ed oggetto di studio ha evidenziato un indice di Potenzialità del 13%, che lo classifica nella quinta classe. La sua potenzialità è quindi molto bassa, condizionata dalla granulometria fine e dalla presenza di sali, dall'ESP elevato che rende non molto stabile l'aggregazione, dal drenaggio profondo e superficiale lento, dalla dotazione in sostanza organica scarsa, dalle riserve minerali discrete. Soltanto nelle aree altimetricamente più elevate (con falda a 50 cm) si passa ad una potenzialità del 35% (discreta). Quasi tutte le limitazioni possono essere superate facilmente con una normale gestione agronomica. Soltanto alcune caratteristiche costituiranno sempre delle forti limitazioni e cioè la granulometria fine, il contenuto salino elevato e l'ESP, almeno nel breve periodo. Considerando l'uso attuale prevalente e cioè il seminativo, quest'ultimo aspetto può non costituire una forte limitazione per la discreta resistenza del frumento alla salinità. Ipotizzando la correzione di tutti i parametri modificabili si passa ad un indice 30% (Potenzialità bassa) nelle aree a drenaggio limitato e dove la falda è a 30 cm, mentre nella restante parte si raggiunge il 60% (Potenzialità buona). I dati riportati relativamente allo sviluppo vegetativo del frumento, alla resa e sue componenti sottolineano sì la severità del problema salinizzazione e le difficoltà ambientali che affliggono la durogranicoltura siciliana, ma pongono una sfida ad indicare le possibili soluzioni. Lo sviluppo di buona parte dei territori degradati e salinizzati in particolare dipende sia dalla possibilità di avere a disposizione colture tolleranti tali stress, sia dalla messa a punto di razionali metodi di gestione del suolo. Considerando infatti, opportune sistemazioni degli appezzamenti oggetto di questa prova, ipotizzando opportuni drenaggi, arature e lavorazioni, l'indice di potenzialità può passare facilmente ad una classe di potenzialità accettabile. Considerando inoltre, il surplus del bilancio idrologico della zona (Raimondi, 2000), capace a determinare una certa lisciviazione dei sali nel lungo periodo, la potenzialità agronomica può salire all'80% (abbassando la salinità e l'ESP) facendo inserire questo suolo nella prima classe di potenzialità restituendo alla fertilità originaria un territorio in degrado e rendendo dignità alla durogranicoltura, praticata oggi nelle condizioni descritte da questo lavoro, solo in funzione degli aiuti comunitari.

Questi risultati sono in armonia con quelli ottenuti in prossimità della foce del fiume Belice (Raimondi et al., in corso di stampa; Raimondi et al., 2001) e sottolineano che quando le limitazioni per la produzione agricola sono simili e le condizioni pedoclimatiche assimilabili i dati sperimentali sono paragonabili.

Bibliografia

- Mi.R.A.a.F., 1997. Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali. Osservatorio Pedologico Nazionale e per la Qualità Del Suolo. Metodi ufficiali di analisi fisica del suolo. Roma.
- Mi.P.a.f., 2000. Ministero per le Politiche Agricole. Osservatorio Pedologico Nazionale e per la Qualità Del Suolo. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. Roma.
- RAIMONDI S., 1993. Il clima ed il pedoclima dei suoli siciliani durante il trentaduenno 1951-1982. Quaderni di Agronomia 13. Istituto di Agronomia Generale e Coltivazioni Erbacee di Palermo, Italia, pp. 24-51.
- RAIMONDI S., 1995. I Torrerts siciliani: caratteristiche morfologiche e distribuzione geografica. Atti del XII convegno SICA: Patron editore, Bologna. pp. 127-136.
- RAIMONDI S., 1996. I suoli sulle argille del miocene medio nel versante sud-occidentale di cozzo Scorsusa in agro di Caccamo (PA). Atti del XIV Convegno Nazionale della Società di Chimica Agraria (S.I.C.A.). Rimini, 25-27 settembre 1996.
- RAIMONDI S., 1999. Gli Aridisuoli siciliani: caratteristiche morfologiche e distribuzione geografica. Atti del XVI convegno nazionale della Società Italiana di Chimica Agraria (SICA). Ravello, 30 settembre - 2 ottobre 1998. SBR. Portici. pp. 131-138.
- RAIMONDI S., LUPO M., SARNO M., 1997. Clima e pedoclima dei monti Erei meridionali. Sicilia Foreste anno IV N. 15/16. Palermo, 1997. pp. 39-45.
- RAIMONDI S., 2000. La valutazione del surplus come qualità dei suoli negli ambienti aridi e semiaridi: esempio nell'agro di Gela (CL). Lavoro presentato al Convegno organizzato da: Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, Società Italiana della Scienza del Suolo ed Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Roma; pp 381 - 388.
- RAIMONDI S., NOTO F., POMA I., INDORANTE A., GRISAFI F., BONAFEDE E., 2000. La risposta produttiva del grano duro (*Triticum durum* Desf.) su due serie di suoli della collina argillosa di Caccamo (PA). Rivista di Agronomia, anno XXXIV n. 4. Bologna, ottobre-dicembre.
- RAIMONDI S., INDORANTE A., TUSA D., 2001. I suoli del tratto terminale della valle del fiume Belice (TP-Sicilia). Atti "Incontro di progetto: Attività svolta nel 2000". Organizzato da: Università degli Studi di Palermo, Assessorato Agricoltura e Foreste Regione Sicilia, Palermo. Nell'ambito del Programma Operativo Multiregionale "Attività di sostegno ai Servizi di Sviluppo per l'Agricoltura", Misura 2 "Innovazioni tecnologiche e trasferimento dei risultati della ricerca", Progetto "OTRIS". pp. 195-213.
- RAIMONDI S., POMA I., NOTO F., INDORANTE I., SALADINO S., (in corso di stampa). Grano duro: risposta bioagronomica e qualitativa su suoli affetti da salinità in prossimità della foce del fiume Belice (TP-Sicilia). Consorzio per la ricerca su specifici settori della filiera cerealicola "Gian Pietro Ballatore". In corso di stampa negli atti del convegno "La trasformazione del Grano duro nel Meridione d'Italia; analisi tecnica ed economica del comparto e proposte per innovazione di prodotto", Acireale (CT), 18-19 ottobre 2001. Palermo, ottobre 2001.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy. Second Edition. U.S. D.A. Agriculture Handbook, 436, Washington, pp. 869.
- THORNTON W. C., MATHER J. R., 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Climatology*, X, 3. Centerton N.Y. USA, pp. 85.

RISPOSTA PRODUTTIVA DEL POMODORO IN COLTURA PROTETTA, IRRIGAZIONE CON ACQUE SALINE E IMPATTO AMBIENTALE NELLA PIANA DI LICATA (AG)*

S. Raimondi, A. Indorante, E. Palazzolo ¹, M. Panno ¹, C. Manno ², A. Marcellino ²

Dipartimento di ACEP - Università di Palermo

V.le delle Scienze 90128 PALERMO. Tel. 091.6650.228; Fax 091.6650.229; e-mail sraimond@unipa.it

¹ Dipartimento Ingegneria e Tecnologie Agro-Forestali (ITAF) - Sezione Chimica, Università di Palermo

Viale delle Scienze, 90128 Palermo

² Collaboratori esterni

Abstract

In the alluvial plane of Licata (southern Sicily), under a semi-arid climate, soils are irrigated with salty aquifers and waters from Salso river (C5-S1) for the production of protected horticultural and field cultivation. The analytical data evidence processes of salinization and sodicization of the soil. The agricultural productions are of quality, but the agronomic potentiality of not irrigated soils has decreased from the first class to the second one with the tunnel and to the third one with the greenhouse. Such management is not normally sustainable for the soil. A methodology for the evaluation of environmental impact has been applied with the use of cultures tolerant to salinity (tomato), rational agronomic techniques and local social and economic conditions. The result has been a positive impact: higher for the tunnel and lower for the greenhouse. The agronomic potentiality of such soils can be recovered through the improvement of water-drainage, the "washing" of the soil at the beginning of the cultivation cycle and the fertilization with prompt-effect fertilizers. Also, the winter floods of the Salso river could be used in order to create controlled floods which could contribute to lower the salinity of soils.

Key words: salinity, desertification, certification of the products, environmental impact.

Riassunto

Nella piana alluvionale di Licata (Sicilia meridionale), sotto un clima semi-arido vengono irrigati suoli con acque saline di falda e del fiume Salso (C5-S1) per la produzione di colture orticole protette e di pieno campo. I dati analitici evidenziano processi di salinizzazione e di sodicizzazione del suolo. Le produzioni agricole sono di qualità, ma la potenzialità agronomica dei suoli non irrigati dalla prima classe è scesa alla seconda con il tunnel ed alla terza con la serra. Tale gestione non è normalmente sostenibile per il suolo. È stata applicata una metodologia di valutazione d'impatto ambientale che ha considerato colture tolleranti la salinità (pomodoro), tecnica agronomica razionale e condizioni socio-economiche locali. Il risultato è stato un impatto positivo: più alto per il tunnel e più basso per la serra. La potenzialità agronomica di tali suoli si può recuperare attraverso il miglioramento del drenaggio, il "lavaggio" del suolo all'inizio del ciclo colturale e la fertilizzazione con concimi a pronto effetto. Anche le piene invernali del fiume Salso si potrebbero utilizzare per creare delle esondazioni controllate che potrebbero contribuire ad abbassare la salinità dei suoli.

Parole chiave: salinità, desertificazione, certificazione dei prodotti, impatto ambientale.

Introduzione

Nell'agro di Licata non si dispongono di acque di buona qualità per uso irriguo e per tale fine si utilizzano acque saline di falda o del fiume Salso. Tale gestione ha determinato salinizzazione e sodicizzazione di suoli naturali ed antropici (Raimondi et al., 2002a). Da un monitoraggio della salinità e della sodicizzazione di alcuni suoli, dopo aver caratterizzato le acque irrigue, è emerso che queste variano da un anno all'altro e nello stesso anno col variare della stagione (Indorante et al., 2002).

Negli ambienti aridi e semi-aridi l'utilizzazione agricola dei suoli dipende dalla qualità ambientale "acqua disponibile per le piante durante il ciclo vegetativo" e tale aspetto assume un'importanza strategica ai fini produttivi; mentre in altri ambienti terrestri ha un ruolo secondario od irrisorio (zone a clima umido).

*Il primo ha ideato il lavoro ed ha impostato la valutazione d'impatto ambientale, il secondo ha eseguito la descrizione dei siti e la prova di campo, il terzo ed il quarto hanno analizzato i campioni di pomodoro, il quinto ha sviluppato l'aspetto climatico e pedoclimatico ed il sesto ha collaborato alla valutazione d'impatto ambientale. Ricerca svolta con finanziamento ex 60% responsabile S. Raimondi.

Attraverso l'irrigazione, sempre negli ambienti aridi e semiaridi siciliani e mediterranei (Raimondi, 2001a; 2001b) si possono realizzare due cicli colturali l'anno di piante ortive, quindi con due raccolti che innalzano la capacità remunerativa dei suoli e pongono l'attività agricola allo stesso livello di quella industriale (oro verde). Però, l'eccessivo emungimento delle falde idriche costiere siciliane (Raimondi et al., 2002b), negli ultimi anni, ha provocato un incremento della salinizzazione delle falde per infiltrazione dell'acqua del mare (cuneo salino). Tale processo è stato favorito dal prolungamento della stagione irrigua che può durare anche 12 mesi, per la variazione delle temperature, specie dei minimi, che tendono ad aumentare e delle piogge che diminuiscono o fanno registrare una diversa distribuzione durante l'anno. Altra causa di degradazione della qualità delle acque in Sicilia è la presenza di substrati della serie gessoso - solfifera ricchi in sali solubili (cloruri e solfati) che provocano la salinizzazione delle acque di deflusso superficiale e profondo, come quelle del fiume Salso. Quando le acque utilizzate per l'irrigazione sono saline i rischi diventano notevoli sia per il suolo, salinizzazione del suolo indotta o secondaria e sodicizzazione del suo complesso di scambio (Chhabra, 1996) che per le colture, stress osmotico, tossicità, diminuzione della quantità e della qualità dei prodotti, limitazioni nella possibilità di scelta delle colture per il suolo (Flagella et al., 1999). Ma, è anche vero che una leggera salinità può migliorare la qualità delle produzioni agricole (finocchio più profumato, pomodoro più zuccherino) o alcuni prodotti di trasformazione, per esempio il vino ottenuto da uve provenienti da vigneti coltivati su suoli con una leggera salinità (Raimondi et al., in corso di stampa). Oggi, per garantire il consumatore e la collettività in generale, si parla di rintracciabilità del prodotto che da un lato deve essere sano e dall'altro deve provenire da una gestione dell'ambiente ecocompatibile: certificazione ISO 14001 e registrazione EMAS (Regolamento CEE 1836/1993 di Ecomanagement and Audit Scheme) ed EMAS II (Regolamento 761 del 2001, Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee serie L del 24 aprile 2001 n. 114). Tali norme, rispettivamente, stabiliscono da un lato i requisiti necessari ad un'impresa per ottenere la Certificazione ambientale attraverso delle prescrizioni inserite in un Sistema di Gestione Ambientale (SGA), mentre le altre due si riferiscono ad una partecipazione aperta di tutte le organizzazioni produttive e gestionali che vogliono migliorare le prestazioni ambientali attraverso un'adesione volontaria che si può avere tramite l'esame di un Ente terzo indipendente (Ente di Certificazione) che effettua una serie di verifiche periodiche. In questo nuovo quadro normativo la gestione dell'irrigazione con acque salmastre, come quella realizzata in agro di Licata, come deve essere valutata? Il concetto classico di fertilità o di potenzialità agronomica dei suoli come deve essere applicato? Questo lavoro si pone l'obiettivo di adottare una metodologia di impatto ambientale per valutare la gestione dell'irrigazione con acque saline nella piana di Licata ove la salinizzazione dei suoli è molto sentita ed i rischi di desertificazione sono alti (Carnemolla et al., 2002; Sciortino et al., 2002).

Materiali e metodi

Caratteristiche dell'area

La piana di Licata ricade lungo la costa meridionale dell'isola, in prossimità della foce del fiume Salso. E' di origine alluvionale con una granulometria più grossolana in prossimità del fiume, mentre diventa fine e molto fine all'aumentare della distanza. In passato, alcune zone erano acquitrinose e sono state realizzate opere di bonifica idraulica. Attualmente però, in alcune aree, l'acqua non defluisce liberamente ed oasisticamente sono presenti delle aree di ristagno, per il drenaggio molto lento. L'azienda agricola presa in considerazione si trova ad una quota di 17 m s.l.m.. L'indirizzo agricolo è orticolo con colture protette sotto tunnel e sotto serra (pomodoro, melone cantalupo, peperone, zucchino). Il tunnel viene alternato con il carciofo ed il frumento. Per l'irrigazione si utilizzano le acque del fiume Salso che vengono controllate e sollevate quando la conducibilità scende al di sotto dei 6 - 7 dS m⁻¹ (C5-S1). Il fabbisogno idrico si stima di m³ ha⁻¹ 4.500 per il pomodoro e peperone, 5.000 per il melone e 2.000 per il carciofo. I siti presi in considerazione sono due, entrambi irrigati con le acque del fiume Salso. Essi sono stati caratterizzati pedologicamente (Raimondi et al., 2002a).

Sito sotto serra (profilo Licata 1). Suolo a granulometria franca ammendato con sabbia. Reazione: pH 7.7 - 8.4; CEe 30 - 10 dS m⁻¹ (salinità prevalentemente clorurata sopra e prevalentemente solfatica in profondità); ESP 9 - 4.

Sito sotto tunnel (profilo Licata 2). Suolo a granulometria franca utilizzato alternativamente con tunnel e senza. Reazione: pH 8.5 - 8.7; CEe 6 - 8 dS m⁻¹ (salinità prevalentemente solfatica); ESP 15 - 10.

I suoli "naturali" mai irrigati (ad oliveto) hanno salinità bassa (CE1:5 0.2-0.3 dS m⁻¹).

Il clima

Il clima ed il pedoclima dell'area, sono stati descritti utilizzando i dati termopluviometrici di Licata 1950-2002, i concetti dei 6 anni su 10 e dell'anno normale rispettivamente della Soil Taxonomy precedente ed attuale (Soil

Survey Staff, 1999). Secondo il primo criterio è emerso quanto segue: Temperatura media dell'aria 18,4 °C; piovosità media annua 425 mm; clima secondo Thornthwaite (Thornthwaite e Mather, 1957) semiarido ($-66,6 \leq Im (-54,50) < -33,3$), terzo mesotermico ($885 \leq PE (944 \text{ mm}) < 997$); regime di temperatura termico marittimo ($19 \leq T \text{ °C} (20,4 \text{ °C}) < 22$); regime di umidità intermedio xerico torrico (Raimondi, 1993) per A.W.C. di 25, 50 e 100 mm, mentre risultano xerici con 200 e 300 mm. Nell'ambito dell'area i suoli sottili, con una A.W.C. (Available Water Capacity) di circa 25 mm, manifestano una condizione di forte aridità al limite con il tipo climatico arido. La concentrazione estiva dell'efficienza termica è $< 48\%$ (a'). Elaborando i dati termopluviometrici secondo l'anno normale per temperatura e per precipitazioni scaturiscono le stesse classi climatiche e pedoclimatiche anche se con valori diversi. Dal bilancio idrico del suolo tramite l'anno normale emerge un surplus o eccedenza idrica di 192, 167 e 117 mm rispettivamente per 25, 50 e 100 mm di storage che si verifica nei 3 mesi invernali. Scende a 26 (mese di febbraio) ed a 0 mm per 200 e 300 mm. Dall'elaborazione probabilistica dei 6 anni su dieci si evince che al 60% l'orizzonte superficiale esplorato dalle piante orticole (30 cm circa) manifesta un surplus > 110 mm, che passa a 166 mm per 3 anni/10 (probabilità del 30%), 245 mm per 1 anno/10 e per 5 anni/100 si superano i 300 mm. Considerando l'elevata solubilità dei cloruri, in presenza di tali valori di surplus, anche se non in tutti gli anni, essi tendono ad uscire dal sistema suolo (Raimondi, 2000), se il drenaggio del suolo non è ostacolato.

La coltura del pomodoro

Durante l'annata agraria 2002-2003 è stata condotta una prova sperimentale di coltivazione del pomodoro (varietà Buttiglieddu, ibrido Faino a maturazione scalare) sotto serra e sotto tunnel in collaborazione con i tecnici dell'Assessorato Agricoltura e Foreste della sede periferica di Licata. Il ciclo colturale si è sviluppato durante il periodo ottobre 2002-febbraio 2003. La tecnica colturale adottata è stata quella ordinaria della zona. Durante la raccolta sono stati prelevati tre campioni da ogni parcella sperimentale ed il prodotto è stato sottoposto alle determinazioni analitiche (tab. 1).

Tabella 1. Dati analitici del pomodoro raccolto durante la prova sperimentale

Caratteristiche	Sito				Significatività
	tunnel	serra	media		
Composizione chimica della polpa					(1)
Acqua	g 100 ⁻¹	93,29	91,03	92,16	*
Proteina grezza	g 100 ⁻¹	0,73	0,93	0,83	*
°Brix	g 100 ⁻¹		7,3	8,7	8,0 *
Zuccheri solubili totali	g 100 ⁻¹	3,75	5,66	4,71	**
Ceneri	g 100 ⁻¹	0,73	0,94	0,83	**
Acidità (acido Citrico)	g 100 ⁻¹	0,87	0,75	0,81	*
Licopene	g 100 ⁻¹	8,06	8,93	8,49	n.s.
peso medio	g	23,86	13,92	18,89	*
Contenuto in acidi organici					
Acido Ossalico	mg% di polpa	15,60	11,86	13,73	*
Acido Succinico	mg% di polpa	93,70	87,63	90,66	**
Acido Malico	mg% di polpa	39,69	32,93	36,31	*
Acido Citrico	mg% di polpa	373,01	306,86	339,94	**
Acido Ascorbico	mg% di polpa	28,79	23,29	26,04	*
Composizione minerale della polpa					
K	mg 100 ⁻¹ g	g	55	75	65 **
Na	mg 100 ⁻¹ g		35	32	n.s
Ca	mg 100 ⁻¹ g	10	15	13	n.s
Mg	mg 100 ⁻¹ g	4	4	4	n.s
P	mg 100 ⁻¹ g	9	9	9	n.s

(1) * per P=0,05; ** per P=0,01

La potenzialità agronomica dei suoli

La valutazione della fertilità dei suoli è stata effettuata tramite i dati fisico-chimici (Raimondi et al., 2002a) ed i concetti della Potenzialità Agronomica dei suoli (Ronchetti, 1966).

Tabella 2. Valutazione della Potenzialità Agronomica dei suoli considerati

Parametro	Suolo "naturale"	Suolo a tunnel	Suolo a serra
Profondità	100%	100%	100%
Granulometria	100%	100%	100%
Aggregazione	100%	90%	90%
Drenaggio	100%	100%	75%
Sostanza Organica	100%	85%	85%
Riserve minerali	95%	100%	100%
Capacità di scambio	95%	95%	90%
Saturazione in basi	95%	75%	75%
Indice di potenzialità	86%	55%	39%
Classe di Potenzialità	1a	2a	3a

La valutazione d'impatto ambientale

La valutazione d'impatto è stata eseguita per via qualitativa. La risorsa bersaglio, che per prima risente dell'irrigazione effettuata con acque saline è il suolo, che è la vera grande risorsa strategica da salvaguardare nella piana di Licata. La risorsa acqua di falda può registrare un impatto. A tal fine è stata tarata una lista di controllo qualitativa che mostrasse il danno che i sali delle acque irrigue provocano sulle singole caratteristiche e qualità del suolo.

Tabella 3. Lista di controllo di tipo qualitativa

Risorsa interessata SUOLO	Qualificazione e gerarchizzazione degli impatti					
	Effetti temporanei			Effetti permanenti		
	positivi	negativi	nulli	positivi	negativi	nulli
pH		***			*	
ECe		***				
ESP		***			*	
Struttura		***			*	
CSC			*			*
Elementi fertilità		*				*
Tessitura			*			*
Profondità			*			*
Acqua disponibile per le piante		***				*
Gestione con tunnel		**			*	
Gestione con serra		***			**	

Legenda: ***impatto elevato; **impatto medio; *impatto trascurabile.

Si ipotizza che l'acqua salina ha un impatto negativo, nel breve periodo, molto elevato sul suolo "naturale" e precisamente su: pH, ECe, ESP, struttura, acqua disponibile per le piante; trascurabile sugli elementi della fertilità. Invece, nel lungo periodo, applicando i principi di una tecnica agronomica razionale gli impatti permanenti sono trascurabili per pH, ESP e struttura; assenti per la salinità, per gli elementi nutritivi e per l'acqua disponibile attraverso la scelta di colture adatte, una razionale gestione della fertilizzazione (acido fosforico e nitrato di potassio) ed interventi irrigui a microportata. Inoltre, l'impatto è differente a seconda che sul terreno insiste una serra oppure un tunnel (Raimondi et al., 2002a). Precisamente, l'impatto sotto tunnel è sempre negativo però nel breve periodo si registra un impatto moderato, mentre nel lungo periodo, applicando i principi di una razionale tecnica agronomica, è trascurabile. L'impatto sul suolo sotto serra è sempre negativo e più pesante rispetto al tunnel: elevato nel breve periodo e medio nel lungo periodo. Anche la tessitura e lo spessore del suolo esplorato dall'apparato radicale possono essere influenzati nel lungo periodo, ma in questo momento non si dispongono di dati per la zona.

Quantificazione dell'impatto globale

Lo studio di impatto ambientale oltre all'impatto sulla risorsa bersaglio, comprende anche la valutazione di altri fattori che stanno al di fuori della sfera d'azione dell'impatto, ma sono pur sempre collegati con la problematica in studio. A tal proposito è stata stilata una lista di controllo quantitativa (tab. 4) che comprende diverse componenti ambientali da quella biotica a quella economica. Una fase molto delicata infine è stata quella di mettere a punto i valori da assegnare alle singole risorse e l'impatto che l'acqua salina ha sulle risorse

prese in esame. La lista di controllo ha messo in evidenza aspetti ben diversi da quelli che si potessero immaginare, questo perché molti fattori sono collegati fra essi, ed inoltre il valore delle risorse è diverso, ad esempio non è possibile paragonare la risorsa salute con l'estetica a corto campo. Nello studio di impatto globale si è tenuto conto non solo del peso dell'impatto sull'ambiente, ma anche delle possibilità di sviluppo dell'attività umana che sono connaturate con l'impatto. Quindi, è stato utile conoscere le caratteristiche della società e dell'ambiente dove opera l'uomo, ad esempio se la comunità ha problemi occupazionali, se è priva di materie prime ecc.. Questo perché, altrimenti, si rischierebbe di sottovalutare dei fattori e di sopravvalutarne altri.

Tabella 4. Valutazione globale dell'impatto dell'irrigazione con acque saline (serra e tunnel)

Risorse bersaglio	Valore risorse	Gestione sotto serra		Gestione sotto tunnel	
		Peso impatti +	Peso impatti -	Peso impatti +	Peso impatti -
COMPONENTE ABIOTICA					
Suolo	3		48		30
Acqua	4		96		72
COMPONENTE BIOTICA					
Uomo	5	75		75	
Colture	2	4		4	
COMPONENTE SOCIO-CULTURALE					
Turismo	3		9		3
Estetica a lungo campo	2		8		4
Estetica a corto campo	2		8		4
Viabilità	2		4		4
Rumore	2		4		4
Salute pubblica	4	32		32	
Rifiuti	2		12		8
COMPONENTE ECONOMICA					
Occupazione	5	75		75	
Valore fondiario	4	32		32	
TOTALE		+226	-189	+226	-129
IMPATTO		+37	+97		

I pesi strategici degli impatti sono stati assegnati tramite lo schema proposto da Vismara R. adattato al tipo di impatto (riportato di seguito) e moltiplicati per il valore delle risorse. Le risorse suolo e acqua sono state scomposte e valutate singolarmente.

Schema Vismara (richiamato sopra)

Risorse	Impatti								
		Breve termine/ Reversibile/ locale Regionale	Breve termine/ Reversibile/ naz. Sovra naz.	Breve termine/ Non rev./ Locale regionale	Lungo termine/ Reversibile/ Locale regionale	Lungo termine/ Non rev/ Locale regionale	Lungo termine/ Reversibile/ naz. Sovra naz.	Breve termine/ Non rev./ naz. Sovra naz.	Lungo termine/ Non rev./ naz. Sovra naz.
		PESI	1	2	3	4			
Comuni/Rinnovabili/non strategiche		1	1	2	3	4			
Com./non rinn./non strat.		2	2	4	6	8			
Com./rinn./strat.									
Rare/rinn./ non strat.									
Rare/rinn./strat.		3	3	6	9	12			
Rare/non rinn./non strat.									
Comuni/non rinn./strat.									
Rare/non rinn./strat.		4	4	8	12	16			
Unico/non rinn./determinante		5	5	10	15	20			

Risultati e discussione

I risultati delle analisi chimiche effettuate sui frutti sono stati sottoposti ad analisi della varianza secondo lo schema sperimentale adottato (Gomez e Gomez, 1984). Per quanto riguarda la composizione chimica della polpa l'analisi statistica non ha mostrato differenze statisticamente significative riguardo il contenuto medio in licopene che oscilla intorno ad un valore medio di 8,49 g/100g. Altamente significative sono invece risultate le differenze tra le due tesi riguardo al contenuto in zuccheri totali ed al contenuto in ceneri, con valori maggiori nelle tesi coltivate sotto serra nei confronti di quelle coltivate sotto tunnel (rispettivamente 5,66 vs 3,75 g/100g e 0,94 vs 0,73 g/100g). Tutti gli altri parametri hanno espresso differenze significative mostrando i valori maggiori nel tunnel per il contenuto in acqua, il peso medio della polpa e l'acidità, mentre per il contenuto in proteina grezza e i gradi Brix i valori più elevati sono risultati quelli delle tesi sotto serra. L'analisi del contenuto in acidi organici ha evidenziato valori più elevati nel tunnel con differenze altamente significative ($P=0,01$) per l'acido succinico ed il citrico (rispettivamente 93,70 vs 87,63 e 373,01 vs 306,86 mg % di polpa), mentre per gli altri acidi organici le differenze sono risultate significative ad un valore di P inferiore ($=0,05$). Infine riguardo la composizione minerale della polpa l'analisi statistica ha espresso una differenza statisticamente significativa ($P=0,01$) soltanto per il contenuto in potassio con i valori maggiori nelle tesi coltivate sotto serra (75 vs 55 mg/100g), mentre per gli altri non si sono riscontrate differenze significative. Per ogni 1000 m² di superficie protetta (tunnel o serra) si hanno 500 piante, una produzione di 8 kg/pianta pari a 40 ql/1000 m².

Attraverso la scelta delle colture (pomodoro, melone cantalupo) il risultato produttivo dell'irrigazione con acque saline può essere soddisfacente, ma è anche vero che la potenzialità agronomica subisce un brusco abbassamento passando dalla 1^a alla 2^a ed alla 3^a classe di potenzialità rispettivamente sotto tunnel e sotto serra. La gestione agronomica dei suoli salinizzati e più o meno sodicizzati è più difficile e più costosa. Un giudizio sintetico si può dare attraverso la valutazione d'impatto delle due gestioni sull'intero sistema licatese. Dalla tabella 4 scaturisce che l'impatto totale è sempre positivo però è enormemente più conveniente con il tunnel (+97), mentre, tale valore è basso per la serra (+37). Per la comunità licatese che non ha altre risorse se non una piccola flotta peschereccia, poco organizzata, in questo momento l'attività agricola rappresentata per la maggior parte della popolazione l'unica fonte di reddito. In questo contesto l'irrigazione con acque saline è giustificata e sostenibile per la popolazione.

Conclusioni

L'uso di acque saline può migliorare e caratterizzare le produzioni agricole di un'area, ma è indispensabile il controllo dei processi di salinizzazione e di sodicizzazione del complesso di scambio che abbassano la potenzialità agronomica dei suoli. Tale pratica può essere giustificata soltanto in aree povere di risorse, per dare alla popolazione possibilità occupazionale ed una fonte di reddito. Nell'area di Licata il fiume Salso, il secondo in Sicilia per estensione del bacino, ha una portata notevole e può garantire l'acqua per una gestione razionale dell'irrigazione con acque saline, che richiede volumi maggiori. Un compito notevole ha il Consorzio di Bonifica che dovrebbe garantire il drenaggio profondo dei suoli attraverso un'efficiente rete drenante sviluppata nel territorio. In questo momento, è indispensabile un monitoraggio della salinità dei suoli e degli elementi climatici per controllare se il surplus ambientale è capace di allontanare i sali solubili e scongiurare il processo di desertificazione. A tal fine, si potrebbero ipotizzare delle esondazioni controllate del fiume Salso durante le piene per la lisciviazione dei sali. Quest'ultima pratica potrebbe avere un ruolo notevole in questa fase di variazione climatica. La politica agricola per queste aree dovrebbe prevedere la conservazione di aree campione di suoli "naturali" a testimonianza, per le generazioni future, della loro esistenza e da utilizzare per la messa a punto di modelli gestionali del territorio sostenibili ed ecocompatibili.

Ringraziamenti

Un vivo ringraziamento va ai Tecnici dell'Assessorato Agricoltura e Foreste della Regione Sicilia, sezione di Licata e in particolare ai dott.ri Vincenzo Carlino e Salvatore Morinello ed al responsabile della struttura locale dott. Ignazio Vassallo.

Bibliografia

- CARNEMOLLA S., DRAGO A., PERCIABOSCO M., SPINNATO F., 2002. Metodologia per la redazione di una carta in scala 1:250.000 delle aree vulnerabili al rischio di desertificazione in Sicilia. Programma INTERREG IIC. Palermo, pp. 15.
- CHHABRA R., 1996. Soil salinity and water quality. A.A. Balkema, Rotterdam.
- FLAGELLA Z., CANTORE V., BOARI F., VOLPE D., DE CARO A., 1999. Tolleranza allo stress salino delle specie coltivate in relazione agli aspetti fisiologici, produttivi e qualitativi. Convegno "Le acque salmastre come risorsa idrica: limiti e prospettive". Foggia, pp. 47-67.
- GOMEZ K. A., GOMEZ, A. A., 1984. Statistical procedures for Agricultural research. Wiley, New York, pp. 679.
- INDORANTE A., LAUDICINA V.A., RAIMONDI S., TUSA D., 2002. Evoluzione della salinità del suolo durante un biennio di osservazioni in due ambienti ir-

- rigui siciliani. Convegno "Ottimizzazione dell'uso delle risorse idriche, convenzionali e non, in sistemi colturali sostenibili", progetto POM-OTRIS". Bari 28-29 novembre 2001. Foggia, pp. 249-262.
- RAIMONDI S., 1993. Il clima ed il pedoclima dei suoli siciliani durante il trentaduenno 1951-1982. Quaderni di Agronomia 13. Istituto di Agronomia Generale di Palermo, pp. 24-51.
- RAIMONDI S., 2000. La valutazione del surplus come qualità dei suoli negli ambienti aridi e semiaridi: esempio nell'agro di Gela (CL). Convegno organizzato da: Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL. Roma; pp 381 - 388.
- RAIMONDI S., 2001a. L'influenza del clima sulle relazioni acqua-suolo in ambiente mediterraneo. Dipartimento ACEP. Progetto POM OTRIS 1994-1999, Palermo, pp. 45.
- RAIMONDI S., 2001b. L'influenza del clima nelle aree irrigue siciliane. Dipartimento ACEP. Progetto POM OTRIS 1994-1999. Palermo, pp. 18.
- RAIMONDI S., INDORANTE A., LO PAPA G., PALADINO V., TUSA D., 2002a. Effetti dell'irrigazione con acque salmastre su suoli antropici e "naturali" nella piana di Licata (AG). Convegno "Ottimizzazione dell'uso delle risorse idriche, convenzionali e non, in sistemi colturali sostenibili", progetto POM-OTRIS". Bari 28-29 novembre 2001, pp. 227-248.
- RAIMONDI S., INDORANTE A., TUSA D., 2002b. 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 AIAM 2002 (Associazione Italiana di AgroMeteorologia): "L'agrometeorologia nel mediterraneo". Acireale (CT), pp. 96-107.
- RAIMONDI S., INDORANTE A., IGNOTI C., TUSA D. (in corso di stampa). Salinità, qualità e conservazione del suolo nell'ambiente vitivinicolo e collinare di Sambuca di Sicilia (AG). Convegno SISS dal titolo "La conservazione della risorsa suolo" Piacenza 8-10 giugno.
- RONCHETTI G., 1966. Sui criteri per determinare la potenzialità dei suoli. L'Italia Forestale e Montana n. 5, pp. 224-234.
- SCIORTINO M., BEONE F., BORRELLI G., IANNETTA M., GIORDANO L., GRAUSO S., ROSSI L., 2002. Valutazione e mitigazione della desertificazione nella regione Sicilia: un caso di studio. ENEA, Ministero dell'Ambiente, Licata (AG), pp. 110.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy. Second Edition. U.S.D.A. Agriculture Handbook, 436, Washington, pp. 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, pp. 85.

STUDIO DELLE CARATTERISTICHE PEDOLOGICHE, CHIMICHE E BIOCHIMICHE DEL SUOLO (BULK E RIZOSFERA) SULLA DIFFUSIONE DEL MAL DELL'ESCA DELLA VITE

Federico Ricci ¹, Giuseppe Corti ², Rosanna Cuniglio ¹, Alberto Agnelli ²,

Giacomo Pietramellara ¹, Judith Ascher ¹, Maria Teresa Ceccherini ¹

¹ Dipartimento di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università degli Studi di Firenze;

² Dipartimento di Scienze Ambientali e delle Produzioni Vegetali, Università Politecnica delle Marche

Abstract

Two soils developed on Pliocene deposits, have been characterized for their pedological, chemical and biochemical properties. The study was conducted on bulk and rhizospheric soil collected under vines showing or not symptoms of esca disease. The soil on Pliocene clays showed redoximorphic horizons, low availability of Fe and P and a low Ca/Mg ratio. The soil on Pliocene sands had better pedological and chemical characteristics than those of the soil on Pliocene clays. For both soils, rhizospheric samples of "symptomatic profile" showed low values of available P. Moreover, the rhizospheric microbial community has shown a higher condition of suffering than that of bulk soil. The genetic fingerprinting analyses made on eubacterial and fungal community have shown the presence of bands in the rhizosphere of the "symptomatic profile" which are absent in the profile under the vines with no symptoms. These results indicate a relation among *esca* disease, water-nutritional stresses and the composition of microbial community of the soil.

Riassunto

Sono state studiate le caratteristiche pedologiche, chimiche e biochimiche di due suoli derivati da argille e sabbie plioceniche. I profili sono stati aperti sotto viti prive di sintomi di *mal dell'esca* (profilo sano) e viti con sintomi della malattia (profilo malato). Lo studio è stato condotto su campioni di suolo bulk e rizosferici. Il suolo su argille plioceniche presenta orizzonti redoximorfici, ridotta disponibilità di Fe e P e rapporti squilibrati Ca/Mg disponibili. Il suolo su sabbie plioceniche ha caratteristiche pedologiche e chimiche migliori rispetto a quelle del suolo su argille plioceniche. In entrambi i suoli, nei campioni rizosferici del "profilo malato" si ha un basso contenuto di P disponibile. È stato riscontrato anche un maggior stato di sofferenza della microflora rizosferica rispetto a quella del suolo bulk. Le analisi condotte sulla comunità eubatterica e fungina tramite *fingerprinting* genetico hanno mostrato la presenza di bande nel profilo malato assenti nel profilo sano. I risultati ottenuti indicano l'esistenza di una relazione fra presenza della malattia, stress idrico-nutrizionali e composizione della comunità microbica del suolo.

Parole chiave: suolo, *mal dell'esca*, rizosfera, comunità microbica, DGGE

Introduzione

Il suolo è il maggior responsabile della nutrizione delle piante ed in alcuni casi, può anche essere responsabile del loro stato di salute. Ciò può essere dovuto alle caratteristiche del suolo, ma anche a particolari relazioni con altri fattori ambientali. In effetti, è stata dimostrata la responsabilità del suolo nel favorire l'infezione o la morte di piante quali l'abete bianco e il castagno. L'abete bianco viene attaccato da un fungo [*Heterobasidium annosum* (Fries.) Bref.] che provoca la carie interna del fusto ed il marciume delle radici. L'infezione da parte del fungo può essere favorita dalla presenza nel suolo di un orizzonte particolarmente compatto (fragipan), che favorisce il crollo delle piante o ne aumenta la probabilità di infezione a causa dell'aggravarsi di condizioni di stress idrico (Certini et al., 2000). Il castagno è colpito da una malattia, il mal dell'inchiestro, indotta da due specie fungine [*Phytophthora cambivora* (Petri) Buisman e *Phytophthora cinnamomi* Rands] la cui infezione è favorita dall'interazione fra le proprietà biologiche, chimiche e fisiche del suolo (Portela et al., 1999). Per quanto riguarda la vite, una delle malattie più insidiose che si sono diffuse negli ultimi due decenni è il *mal dell'esca*, che è considerato una sindrome ad eziologia multipla riconducibile all'azione di più fattori e microrganismi, fra cui diversi funghi (Mugnai et al., 1996). Un ruolo importante sull'insorgenza e diffusione della malattia sembrerebbe svolto dalle condizioni climatiche, dalla gestione del vigneto e dai tagli di potatura. Fino ad oggi gli studi si sono concentrati sulla comprensione dell'eziologia della malattia e sul ruolo ligninolitico di alcuni funghi ad essa associati; solo in pochi casi (Minervini, 1998; Corti e Cuniglio, 1999), è stato preso in considerazione il ruolo del suolo nella diffusione della malattia. Corti e Cuniglio (1999) riportano che l'incidenza della malattia è maggiore nei suoli dove si hanno condizioni di ristagno idrico. Ciò ha indotto a ritenere che l'asfissia radicale potrebbe indurre una sofferenza cronica della vite, abbassandone il livello immunitario.

così da diventare più facilmente preda di patogeni. In questo senso il *mal dell'esca* sarebbe favorito dal deterioramento di certe relazioni suolo-pianta. Allo scopo di chiarire il ruolo del suolo nell'insorgenza del *mal dell'esca*, si è pertanto indagato le caratteristiche pedologiche, chimiche, biochimiche e molecolari del suolo bulk e rizosferico, sotto viti apparentemente sane e sotto viti che mostravano sintomi della malattia.

Materiali e metodi

Le aree oggetto di studio sono situate nel comune di Montespertoli (Firenze), in località Montaione e Trecento. I campionamenti sono stati effettuati nel periodo di Luglio 2001 e 2002. A Montaione, il suolo originato da argille plioceniche, è stato classificato come Aric Gleyic Regosol (FAO, 1999). L'impianto del vigneto risale a 23 anni fa. Il suolo posto in località Trecento si è originato da sabbie plioceniche ed è stato classificato come Aric Gleyic Regosol (FAO, 1999). L'impianto del vigneto risale a 16 anni fa. In entrambe le località sono stati aperti e descritti profili sotto piante sane (profilo sano) e sotto piante affette da *mal dell'esca* (profilo malato). I campionamenti sono stati effettuati in doppio. In laboratorio, da un campione è stato separato il suolo rizosferico (Fernández Sanjurjo et al., 2000), mentre l'altro è andato a costituire il suolo bulk. Sia bulk che rizosfera sono stati vagliati a 2 mm. La terra fine ottenuta è stata essiccata all'aria e conservata a temperatura ambiente. Per le analisi biochimiche e molecolari aliquote sono state conservate rispettivamente a 2-4°C ed a -20°C.

La tessitura reale è stata determinata secondo la procedura indicata da Lavkulich e Wiens (1970) e Mehra e Jackson (1960). L'analisi mineralogica è stata eseguita impiegando un diffrattometro Philips PW 1730 ed utilizzando la $K\alpha_1$ del Co, con filtro di Fe. Il pH è stato misurato con un elettrodo sure flow in agitazione su una sospensione con un rapporto solido:liquido di 1:2.5. Il C organico è stato determinato con il metodo Walkely-Black (1934), mentre C e N totali sono stati determinati tramite analizzatore elementare Carlo Erba NA 1500. Il calcare attivo è stato misurato per via titrimetrica (Gehu-Frank, 1959). Il Ca, Mg, Na e K disponibili sono stati ottenuti secondo la procedura descritta da Corti et al., 1997. I singoli cationi sono stati analizzati con uno spettrofotometro per assorbimento atomico Perkin Elmer 1100B. Il P assimilabile è stato determinato con il metodo Olsen (1954). Il Cu totale è stato ottenuto tramite dissoluzione selettiva sequenziale (Berna et al., 2000) e determinato tramite spettrofotometria per assorbimento atomico. Sono stati determinati la respirazione basale (Anderson, 1982) ed il C biomassa microbica (Vance et al., 1987); il DNA totale è stato estratto con il Fast DNA SPIN kit (Bio 101 Inc., USA) e caratterizzato mediante 16S r-DNA-PCR-DGGE (Felske et al., 1997), 18S r-DNA-PCR-DGGE (Kowalchuk, 1999).

Risultati e discussione

A Montaione, entrambi i profili hanno subito uno scasso al momento dell'impianto di circa 1.2 m di profondità, ma i segni dello scasso sono stati del tutto rimossi dalla pedogenesi. Infatti si ritrovano orizzonti B già a partire da 40 cm nel profilo sano e a 75 cm in quello malato (tab. 1). Questi orizzonti presentano caratteristiche figure di asfissia per cui sono stati denominati Bg. In superficie sono invece presenti orizzonti Ap che rappresentano lo spessore di suolo maggiormente aerato. L'iniziale macroporosità del suolo favorita dalle lavorazioni meccaniche favorisce il deflusso delle soluzioni; queste trasportano in sospensione del materiale fine che va a depositarsi sugli aggregati e lungo le fessurazioni. Col tempo, questo provoca un rallentamento del deflusso laterale delle soluzioni e degli scambi gassosi negli strati più profondi. In entrambi i profili, le radici di vite sono assenti nella parte superficiale dell'orizzonte Ap a causa delle frequenti lavorazioni, ma si distribuiscono maggiormente nella parte bassa dell'orizzonte. Anche se in minor quantità, queste raggiungono anche gli orizzonti Bg dove sono avvolte da materiale terrigeno di colore grigio-azzurro, segno di una situazione asfittica molto spinta. La tessitura apparente di entrambi i profili è franco-limosa; dopo la dissoluzione dei cementi organici, l'argilla ed il limo aumentano considerevolmente a discapito della sabbia fine mentre dopo la dissoluzione dei cementi ferrici non si hanno notevoli cambiamenti, indicando che il cemento degli aggregati è la sostanza organica. La composizione mineralogica è dovuta essenzialmente ai minerali argillosi, al quarzo e alla calcite. Il pH è alcalino con valori che variano da 8.3 a 8.75. Ciò ha sicuramente favorito la sospensione dei minerali argillosi nella soluzione circolante con una conseguente riduzione della porosità e del drenaggio. Il contenuto di C totale aumenta con la profondità. Nel profilo sano l'aumento è meno evidente rispetto al profilo malato e il contenuto si mantiene intorno a 43 g kg⁻¹. Il profilo malato, oltre ad avere un maggior contenuto di carbonio totale rispetto a quello sano, mostra anche un aumento più deciso di tale contenuto con la profondità (tab. 1). Il contenuto di N totale, diminuisce con la profondità. Nel profilo sano il contenuto di N totale della rizosfera è tendenzialmente più basso del suolo bulk; nell'orizzonte Ap del profilo malato, bulk e rizosfera hanno valori simili, mentre nel Bg la rizosfera ha un contenuto di N totale maggiore (tab. 1).

Tabella 1. Caratteristiche fisiche, chimiche e biochimiche dei campioni bulk e rizosfera dei profili sano e malato, Montañone, Comune di Montespertoli (FI)

	Profilo sano				Profilo malato			
	Bulk		Rizosfera		Bulk		Rizosfera	
	Ap	Bg	Ap	Bg	Ap	Bg	Ap	Bg
Tessitura reale	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.
pH	8.5	8.4	8.3	8.4	8.4	8.7	8.4	8.5
C totale (g kg ⁻¹)	39.1	43.0	43.1	43.4	54.6	62.8	52.3	60.6
N totale (g kg ⁻¹)	1.2	0.8	0.9	0.5	0.8	0.3	0.9	0.7
Calcare att. (g kg ⁻¹)	116	112	113	111	127	131	125	116
Cu totale (mg kg ⁻¹)	37.6	41.6	22.8	23.2	52.4	30.4	30.4	18.4
Ca/Mg	2.2	1.2	3.3	2.5	2.6	1.1	4.4	3.2
K disp. (mg kg ⁻¹)	16	4	12	20	12	0	59	0
P disp. (mg kg ⁻¹)	24	1	12	1	3	1	11	1
C organico (g kg ⁻¹)	5.1	3.7	3.2	1.2	5.8	1.8	1.6	1.4
C biomassa microbica (µg g ⁻¹)	110	30	67	114	77	20	172	62
ΣC-CO ₂ (µg g ⁻¹)	83.2	46.6	240.2	332.4	46.8	37.3	349.7	287.5
qCO ₂ (µg C-CO ₂ mg ⁻¹ C _{mic} h ⁻¹)	2.25	4.62	10.67	8.68	1.81	5.56	6.05	13.80

f.l.a.: franco-limoso-argilloso

Tabella 2. Caratteristiche fisiche, chimiche e biochimiche dei campioni bulk e rizosfera dei profili sano e malato, Trecento, Comune di Montespertoli (FI)

	Profilo sano									
	Bulk					Rizosfera				
	Ap	Bw1	Bw2	Bw3	2Cg1	Bw1	Bw2	Bw3	2Cg1	
Tessitura reale	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	
pH	8.4	8.6	8	8.2	8.4	8.3	8.5	8.5	8.4	
C totale (g kg ⁻¹)	52.7	51.4	49.0	50.4	45.8	60.6	69.0	58.8	41.9	
N totale (g kg ⁻¹)	1.2	1.0	0.7	1.1	3.9	1.3	0.4	0.7	0.2	
Calcare att. (g kg ⁻¹)	150	153	158	147	139	127	123	128	119	
Cu totale (mg kg ⁻¹)	nd	77.6	31.6	78.4	22.8	69.6	1.2	53.2	9.2	
Ca/Mg	20.8	20.4	22.4	18.9	18.1	14.9	16.6	16.7	7.3	
K disp. (mg kg ⁻¹)	117	129	63	168	101	31	8	67	35	
P disp. (mg kg ⁻¹)	10	4	2	1	0	11	4	1	0	
C organico (g kg ⁻¹)	10.6	7.9	5.5	8.6	1.4	4.7	1.2	5.4	2.2	
C biomassa microbica (µg g ⁻¹)	nd	195	127	133	2	210	75	175	9	
ΣC-CO ₂ (µg g ⁻¹)	nd	90.3	38.2	74.5	44.7	376.8	418.3	333.5	430.7	
qCO ₂ (µg C-CO ₂ mg ⁻¹ C _{mic} h ⁻¹)	nd	1.30	0.89	1.67	66.46	5.34	16.59	5.66	142.5	

	Profilo malato									
	Bulk					Rizosfera				
	Ap	Bw1	Bw2	2Cg	3C1	3C2	Bw1	Bw2	2Cg	
Tessitura reale	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	f.a.	f.s.	f.l.a.	f.l.a.	f.l.a.	
pH	7.8	7.8	7.9	8	8	8	8.4	8.1	8.5	
C totale (g kg ⁻¹)	40.4	40.9	45.1	52.2	61.9	69.0	43.6	40.6	38.4	
N totale (g kg ⁻¹)	1.4	1.1	0.5	0.3	0.3	0.2	0.9	0.5	.01	
Calcare att. (g kg ⁻¹)	93	94	126	105	99	110	86	58	49	
Cu totale (mg kg ⁻¹)	nd	50.8	30.8	14.4	nd	nd	31.6	18.4	2.8	
Ca/Mg	15.7	23.5	24.8	27.7	26.5	32.3	18.9	13.5	10.5	
K disp. (mg kg ⁻¹)	160	145	82	117	74	27	47	23	51	
P disp. (mg kg ⁻¹)	12	2	1	0	3	3	1	1	0	
C organico (g kg ⁻¹)	15.4	9.8	4.0	2.1	3.2	2.2	5.1	5.8	2.8	
C biomassa microbica (µg g ⁻¹)	nd	157	140	147	nd	nd	71	74	26	
ΣC-CO ₂ (µg g ⁻¹)	nd	45.1	40.5	53.2	nd	nd	508.3	640.7	388.2	
qCO ₂ (µg C-CO ₂ mg ⁻¹ C _{mic} h ⁻¹)	nd	0.86	0.86	1.08	nd	nd	21.31	25.77	44.44	

Il contenuto di calcare attivo è elevato ed è circa costante in entrambi i profili, con una minima prevalenza del malato sul sano. Ciò, oltre determinare un innalzamento del pH, favorisce l'insolubilizzazione di Fe e P provocando squilibri nutrizionali. Il contenuto totale di Cu tende ad aumentare con la profondità nel profilo sano, mentre in quello malato ha un andamento inverso. Il contenuto di Cu è risultato tale da non potersi ritenere causa di stress per piante e microrganismi. In entrambi i profili, il rapporto Ca/Mg è molto basso e diminuisce con la profondità sia nel bulk che nella rizosfera, raggiungendo un valore minimo di 1.1. Valori dell'ordine di 0.03 - 0.4 sono ritenuti non compatibili con la vita delle maggiori piante coltivate (Proctor e Woodell, 1975). I valori riscontrati non si attestano su tali livelli ma sicuramente sono tali da creare condizioni di stress nutrizionale. La quantità di K disponibile è molto bassa in entrambi i profili variando da 0 a 59 mg kg⁻¹ (Tabella 1). Il contenuto di P disponibile diminuisce con la profondità in entrambi i profili, sia nel bulk che nella rizosfera (tab. 1). Nell'orizzonte Ap vi è una marcata differenza nel contenuto di P disponibile fra i campioni bulk dei due profili (24 mg kg⁻¹ nel profilo sano e 3 mg kg⁻¹ in quello malato), mentre la rizosfera degli stessi orizzonti presenta valori simili. In entrambi i profili gli orizzonti Bg presentano valori molto bassi (1 mg kg⁻¹).

Il contenuto di C organico diminuisce con la profondità (tab. 1). La rizosfera mostra sempre valori più bassi rispetto al bulk. Nell'orizzonte Ap del profilo sano, la rizosfera ha un contenuto di C organico doppio rispetto al profilo malato. Negli orizzonti Bg di entrambi i profili, la rizosfera presenta i minori contenuti di C organico. La scarsa presenza di sostanza organica può essere imputata ad un'accelerazione del metabolismo microbico (Brookes, 1995). Il verificarsi di tale situazione è indicato dal fatto che i campioni rizosferici hanno respirato un'elevata quantità di C-CO₂ (tab. 1), che non può essere spiegata solo con un più alto contenuto di biomassa microbica, ma che è da attribuire proprio ad una maggiore attività della microflora. Il quoziente metabolico (qCO_2), quantità di C-CO₂ respirata per mole di C microbico e per ora di incubazione (Anderson e Domsch, 1990; Anderson, 1994) è un indice delle condizioni di stress per i microrganismi del suolo. In particolare, il qCO_2 può essere applicato come misura dell'efficienza della biomassa microbica nell'utilizzare le risorse di C, ma anche come indice del grado di limitazione al suo sviluppo causato dal substrato (Wardle e Ghani, 1995). La rizosfera mostra valori di qCO_2 più alti rispetto ai campioni bulk, sia nel profilo malato che in quello sano (tab. 1). Nell'orizzonte Bg del profilo malato, bulk e rizosfera, hanno un qCO_2 maggiore dei rispettivi campioni dell'orizzonte sano, mentre nell'orizzonte Ap si verifica la situazione opposta. I campioni di suolo prelevati nel 2001 (bulk e rizosfera), sono stati sottoposti ad una caratterizzazione mediante DGGE delle popolazioni eubatteriche. L'analisi dei profili elettroforetici degli orizzonti Ap e Bg bulk del profilo malato ha evidenziato la comparsa di una banda che non ha corrispondenti nei rispettivi patterns delle piante sane (fig. 1A, a). Per i campioni rizosferici, il confronto tra i profili elettroforetici dell'orizzonte Ap, sano e malato, ha mostrato bande caratteristiche nella pianta malata che sembrano assenti nello stesso orizzonte del profilo sano (fig. 1A, b, f). Analogamente, nell'orizzonte Bg del profilo malato, si possono distinguere quattro bande assenti nello stesso orizzonte del profilo sano (fig. 1A, c, d, e). Queste ultime bande non corrispondono a quelle trovate nell'orizzonte Ap. Per i campioni di suolo prelevati nel periodo di Luglio 2002, l'analisi molecolare sulla comunità eubatterica ha mostrato risultati simili. Sui campioni rizosferici è stata condotta anche un'analisi delle comunità fungine che ha permesso l'individuazione di bande che sono presenti solo negli orizzonti sotto piante malate e con primi sintomi (fig. 2A, a, b).

A Trecento entrambi i profili hanno subito uno scasso al momento dell'impianto, 16 anni fa, a circa 1 metro di profondità. Anche in questo caso i segni dello scasso sono stati oblitterati dalla pedogenesi, come si nota dalla presenza di orizzonti B intorno a 65-70 cm. Al di sotto di questi sono presenti orizzonti C inalterati, indicando che i fenomeni erosivi hanno rimosso circa 30 cm di suolo in circa 16 anni. Ciò, oltre a provocare una notevole riduzione dello spessore di suolo fertile, ha determinato anche una notevole riduzione di nutrienti, come il P che è contenuto in minime quantità sia nel bulk che nella rizosfera. Inoltre, la rizosfera del profilo malato presenta contenuti di P disponibile più bassi di quella del profilo sano. La tessitura apparente di tutti gli orizzonti è franco sabbiosa e le due frazioni maggiormente rappresentate sono la sabbia fine ed il limo. Dopo la dissoluzione dei cementi organici si ha un considerevole aumento del limo e dell'argilla in tutti i campioni. I cementi ferrici, come nel suolo di Montatone, sembrano assenti. Negli orizzonti B e C del profilo sano e nell'orizzonte B di quello malato si ha la presenza di una struttura lamellare verticale che, col tempo, può dar luogo a fratture verticali. L'origine di questo fenomeno, frequente nei suoli su sabbie plioceniche e già osservato da Corti e Cuniglio (2000) è da imputare ai minerali argillosi a reticolo espandibile, vermiculite e smectite, che contraendosi durante il periodo estivo e rigonfiandosi, nel periodo invernale, in presenza di acqua, creano l'apertura di queste fratture. Quest'ultime diventano linee di deflusso preferenziale dell'acqua che trasporta in sospensione materiale fine, costituito essenzialmente da particelle di argilla e di carbonati, che si va a depositare negli orizzonti più profondi. Questo fenomeno, favorito anche dal pH alcalino, dà luogo ad una riduzione del drenaggio dovuto alla diminuzione della porosità con conseguente formazione di orizzonti asfittici. In entrambi i profili, le radici sono assenti nell'orizzonte Ap e si distribuiscono maggiormente negli orizzonti B e, in minor quantità, negli orizzonti C. Le linee di frattura sono sfruttate anche dalle radici della vite, all'interno delle quali si approfondiscono facilmente. Dal momento che le radici e le soluzioni usano le linee di discontinuità presenti nel suo-

lo come vie preferenziali, la rizosfera è in parte costituita da materiale fine (argilla e particelle di carbonati) che si deposita dalle sospensioni. Il calcare attivo è più alto nel profilo sano che in quello malato ma in entrambi è minore nella rizosfera rispetto al bulk. Questo può essere spiegato con il fatto che la rizosfera è quella porzione di suolo in cui si ha un'abbondante produzione di protoni in seguito all'attività radicale ed una conseguente parziale dissoluzione del carbonato più fine, definito attivo. La dissoluzione dei carbonati può inoltre essere la spiegazione dell'arricchimento indiretto di quarzo nella rizosfera rispetto al bulk. Nella rizosfera del profilo malato si nota che la presenza di quarzo è quasi doppia rispetto a quella dei campioni interi. Nel profilo sano, invece, la quantità di quarzo si mantiene pressoché costante sia nel bulk che nella rizosfera. Il contenuto di C totale tende a diminuire con la profondità nei campioni bulk del profilo sano, mentre nei campioni rizosferici si nota invece un aumento nell'orizzonte Bw2 per poi diminuire più in profondità. Per quanto riguarda il profilo malato, nel bulk vi è un sensibile aumento del C totale con la profondità, mentre nella rizosfera diminuisce di poco. Il contenuto di N totale nel bulk del profilo sano, mostra una diminuzione fino all'orizzonte Bw2 per poi aumentare nell'orizzonte Bw3 e quadruplicare nell'orizzonte 2Cg1. La rizosfera mostra lo stesso andamento con valori simili tranne che nell'orizzonte 2Cg1. Nel profilo malato, la quantità di N totale diminuisce con la profondità sia nell'intero che nella rizosfera con valori simili a quelli del profilo sano. Il contenuto di C organico tende a diminuire con la profondità sia nel bulk che nella rizosfera del profilo sano, con un'inversione di tendenza a livello dell'orizzonte Bw3. Nel profilo malato, la quantità di C organico diminuisce con la profondità. La rizosfera del profilo malato mostra comunque valori più elevati di quella del profilo sano. Il contenuto totale di Cu tende ad essere più basso nel profilo malato che in quello sano, e nei campioni rizosferici rispetto a quelli bulk. Come a Montañone, anche a Trecento, le difficili condizioni a cui sono sottoposti i microrganismi e le radici si manifesta con un'elevata quantità di C-CO₂ respirata dai campioni rizosferici, molto più alta di quella dei campioni bulk. Questo non dipende dalla quantità della biomassa microbica che, in particolar modo nel profilo malato, è maggiore nel bulk che nella rizosfera, ma è da attribuire ad una maggiore condizioni di stress a cui sono sottoposti i microrganismi. Anche i valori di qCO₂ sono più elevati nei campioni rizosferici rispetto a quelli bulk, e questa differenza è ancora più evidente nel profilo malato. Come per i campioni di Montañone, anche quelli prelevati a Trecento nel 2001 sono stati sottoposti ad una caratterizzazione mediante DGGE delle popolazioni eubatteriche. Nei campioni bulk si nota la presenza di 4 gruppi di bande ben evidenti nei vari orizzonti sotto piante malate (fig. 1B, gruppi 1, 2, 3, 4).

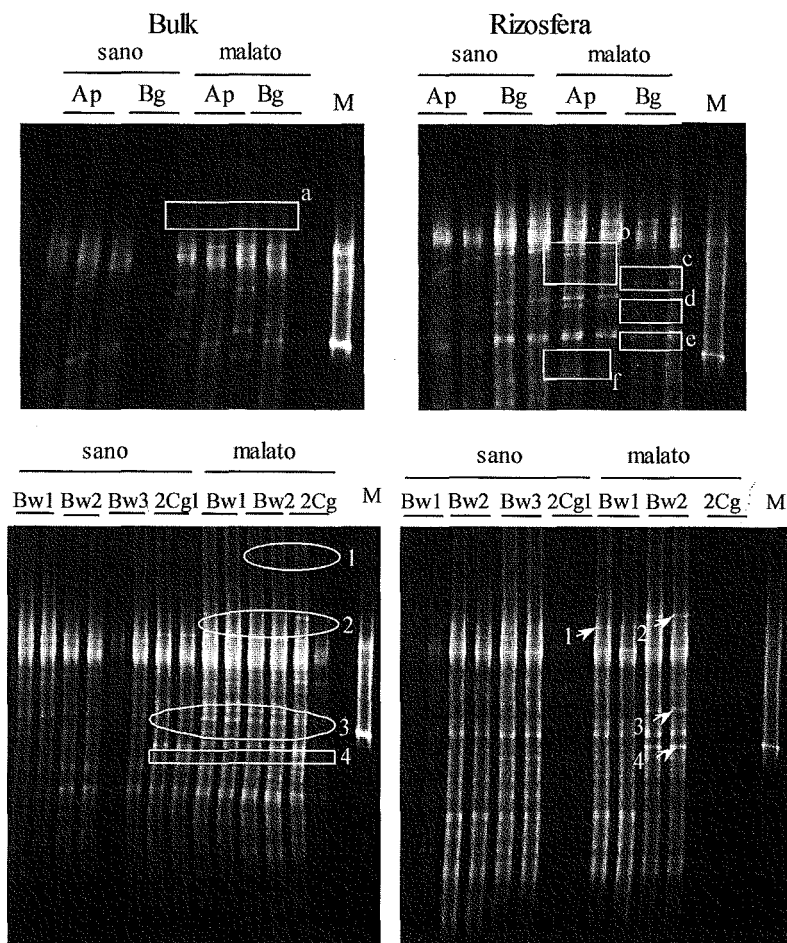


Figura 1. DGGE delle popolazioni eubatteriche nei suoli A) Montañone, B) Trecento. (Montespertoli, FI). M: *Bacillus subtilis*

s: "sano", ps: "primi sintomi", m: "malato", ex: ex-malato, M: *Saccharomyces cerevisiae*

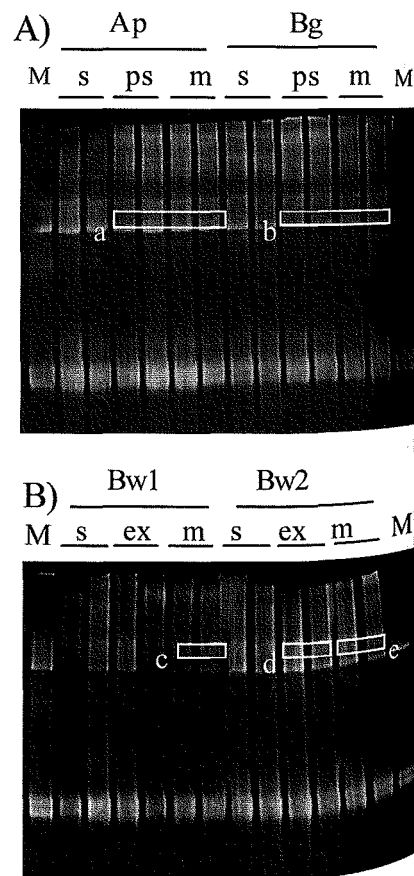


Figura 2. DGGE delle popolazioni fungine nei suoli rizosferici A) Montañone, B) Trecento. (Montespertoli, FI)

Il fatto che i quattro gruppi si ritrovino nei differenti orizzonti del profilo malato e anche nel 2Cg1 di quello sano, suggerisce che l'origine di tali sequenze geniche possa essere dovuta più ad un effetto "profondità". Nel pattern corrispondente alla rizosfera della pianta malata (fig. 1B, campioni Bw1 m, freccia 1), si ha una banda, non presente nel corrispondente campione sano (Bw1 s). Più in profondità (orizzonte Bw2) si osserva analogamente la presenza di tre bande caratteristiche nel campione malato, ma con una mobilità elettroforetica, cioè con sequenza nucleotidica, diversa dal campione Bw1 del profilo malato (fig. 1B, Bw2 m, frecce 2, 3, 4). Per i campioni di suolo prelevati nel 2002, l'analisi molecolare sulla comunità eubatterica ha mostrato risultati simili. Nei campioni rizosferici prelevati in questo periodo è stata effettuata una caratterizzazione delle comunità fungine mediante DGGE. L'analisi ha mostrato alcune bande presenti solo negli orizzonti sotto piante malate ed "ex malate" (fig. 2B, c, d, e), cioè piante che nel periodo di Luglio 2001 presentavano evidenti segni della malattia, mentre nello stesso periodo dell'anno successivo apparivano sane (l'alternanza nella manifestazione della malattia è una caratteristica del mal dell'esca).

Conclusioni

Lo studio delle caratteristiche dei suoli dei due vigneti a Montaione ed a Trecento ha mostrato che sia le viti che i microrganismi che vivono in prossimità delle radici sono sottoposti ad intense condizioni di stress. In particolare, le analisi biochimiche hanno indicato un più intenso stato di sofferenza dei microrganismi della rizosfera di piante malate rispetto a quelli della rizosfera di piante sane. L'analisi delle comunità eubatteriche e fungine hanno mostrato la presenza e/o l'aumento di alcune popolazioni solo negli orizzonti sotto piante malate o con primi sintomi. Le condizioni di stress potrebbero essere una risposta fisiologica della vite all'attacco dei patogeni responsabili del mal dell'esca o ad alcune caratteristiche pedologiche, come la presenza di orizzonti asfittici associati a squilibri nutrizionali (basso rapporto Ca/Mg, carenza di Fe e P disponibile). Le condizioni fisico-chimiche del suolo e le modificazioni della comunità microbica ridurrebbero, quindi, il livello delle difese immunitarie delle viti che così sarebbero più esposte all'attacco dei patogeni e delle specie fungine responsabili del mal dell'esca. Da questo punto di vista, il controllo del mal dell'esca dovrebbe quindi essere preventivo, basato su un'accurata scelta dei suoli per l'impianto, un'adeguata gestione delle lavorazioni e delle opere di drenaggio e fornire condizioni idriche e nutrizionali adeguate alle necessità delle piante.

Bibliografia

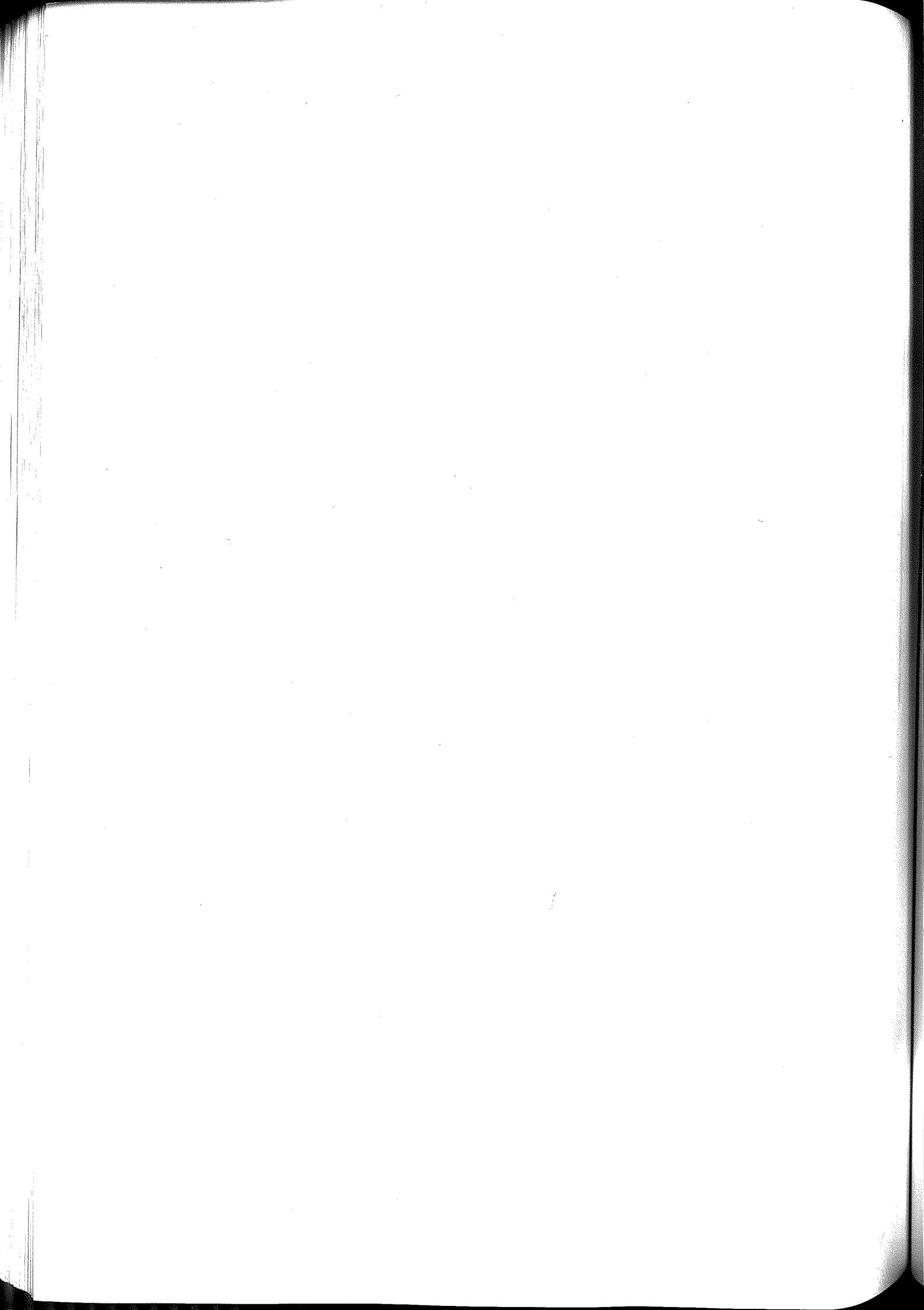
- ANDERSON J.P.E., 1982. Soil respiration. In: A.L. Page and R.H. Miller (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2-Chemical and microbiological properties*. Am. Soc. of Agr., Madison, WI, USA, pp. 831-871.
- BERNA F., CORTI G., UGOLINI F.C., AGNELLI A., 2000. Assessment of the role of rock fragments in the retention of cadmium and lead in irrigated arid stony soils. *Annali di Chimica* 90, 209-217.
- CERTINI G., CORTI G., UGOLINI F.C., 2000. Influence of soil properties on the mortality of silver fir in Tuscany, Italy. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 119, 323-331.
- CORTI G., AGNELLI A., UGOLINI F.C., 1997. Release of Al by hydroxy-interlayered vermiculite and hydroxy-interlayered smectite during determination of cation exchange capacity in fine earth and rock fragments fractions. *Europ. J. of Soil Sci.* 48, 249-262.
- CORTI G., CUNIGLIO R., 1999. Vite: caratteristiche del suolo e incidenza del mal dell'esca. *Informatore Agrario* 40, 64-66.
- CORTI G., CUNIGLIO R., 2000. Studio pedologico dei suoli coltivati a vite e olivo nel comune di Montespertoli. *It.Comm.*, Firenze. 103 pp.
- FAO-IRSISS-ISS. (1999). *World Reference Base for Soil Resources*. FAO, Rome. 98 pp.
- FELSKE A., RHEIMS H., WOLTERINK A., STACKEBRANDT E., AKKERMANS A.D.L., 1997. Ribosome analysis reveals prominent activity of an uncultured member of the class Actinobacteria in grassland soils. *Microbiology* 143, 2983-2989.
- FERNÁNDEZ SANJURJO M.J., CORTI G., UGOLINI F.C., 2000. Cambios químicos y mineralógicos en la fracción fina y gruesa de un suelo volcánico en función de la distancia a la raíz. *Agrochimica* 44, 69-78.
- GEHU-FRANK J., 1959. *Bulletin de la Société Botanique de France* 106, 219-212.
- KOWALCHUK G., 1999. Fungal community analysis using denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE). In: Akkermans A.D.L., Van Elsas J.D., De Bruijn F.J. (Eds.). *Molecular microbial ecology manual*. Kluwer, Dordrecht, 3.4.6, pp. 1-16.
- Lavkulich L.M., Wiens J.H., 1970. Comparison of organic matter destruction by hydrogen peroxide and sodium hypochlorite and its effect on selected mineral constituents. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34, 755-758.
- Mehra O.P., Jackson M.L., 1960. Iron oxide removal from soils and clay by dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays Clay Miner.* 7, 713-727.
- Minervini G. 1998. Diffusione del mal dell'esca della vite. *Atti del Convegno Il mal dell'esca nella viticoltura toscana*. Montalcino, 14.11.1997. pp. 21-24. ARSIA Regione Toscana.
- Mugnai L., Surico G., Esposito A., 1996. Microflora associata al mal dell'esca della vite in Toscana. *Informatore Fitopatologico* 46, 49-55.
- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circ.* 939. USDA, Washington, DC.

- Portela E., Aranha J., Martins A., Pires A.L., 1999. Soil factors, farmer's practices and chestnut ink disease: some interactions. *Acta Hort.* 494, 433-441.
- Proctor J., Woodell S.R.J., 1975. The ecology of serpentine soils. *Advances in Ecological Research*, 9: 255-366.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.
- Wardle D.A., Ghani A., 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol. Biochem.*, 27: 1601-1612.
- 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 Sc.* 37, 29-38.



Commissione V

**Genesi, classificazione
e
cartografia del suolo**



EVOLUZIONE GEOMORFOPEDOLOGICA DELL'AREA DELTIZIA RODIGINA NELLO SCENARIO DEI MUTAMENTI CLIMATICI

Claudio Bini, Serena Gemignani, Massimo Spiandorello, Lucia Zilocchi

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia. Dorsoduro, 2137 - Venezia.

Abstract

The deltaic area of the river Po is one of the most wide wetlands in Europe, and represents a unique territory, interested by interactions among fluvial processes, marine morphogenesis and anthropic intervention.

In this paper we present the results of a geomorpho-pedological study carried out over a territory of approximately 2500 ha; most of them are arable land, and present site characteristics (high water table, microtopography) which may limit their agricultural use. The study concerned the dune-interdune-alluvium system and its catenary contact with vegetation series, both evolutive and regressive, and the relationships between morphological evolution, soils and vegetation.

After a review of literature and the existing cartography on the delta evolution, a soil survey was carried out in the whole area. Twenty-two soil typological units have been identified and mapped. Entisols are the most represented soils, followed by inceptisols and histosols. Successively, on the basis of soil geography, pedosequences related to different microtopographic, hydrological and vegetational environments have been recorded, and a tentative scheme of soil evolution with time is proposed herein.

Moreover, the particular location of the area determines environmental problems related to salinization and submersion of the agricultural land. The integrated soil-vegetation study enabled to evidence the serial spatial variability and to pose it in relation to the environmental hazards connected to the present climatic changes. Approximately 2/3 of the land could be submerged by sea level rise, changes in soil properties and hydrological regime could occur. In conclusion, land management should take into account the previous observations in order to preserve the pedo- and biodiversity conservation, as well as the environmental quality of this area.

Riassunto

Si riferiscono i risultati di uno studio geomorfopedologico volto ad approfondire le conoscenze geoambientali dell'area deltizia rodigina, evidenziando in particolare le relazioni tra evoluzione geomorfologica, suoli e copertura vegetale, ed indicando un trend di sviluppo dei suoli e del territorio che potrebbe essere applicato ad aree soggette a variazioni di oscillazione della falda o del livello del mare, in conseguenza di ipotetici cambiamenti climatici ed in relazione alla loro futura gestione.

Lo studio ha riguardato i complessi di dune stabilizzate e le relative depressioni interdunali e retrodunali, cioè quelle aree che ospitano tipologie di suoli e di vegetazione in contatto seriale o catenale con le cenosi a *Quercus ilex*.

Sono state individuate e cartografate 10 unità di paesaggio, ed all'interno di queste 22 consociazioni di suoli, ciascuna rappresentata da una unità tassonomica pura (famiglia).

Sulla base della distribuzione geografica dei suoli sono state successivamente identificate pedosequenze riferite ai differenti ambienti microtopografici e vegetazionali.

Lo studio integrato suolo-vegetazione ha permesso di evidenziare i rapporti spaziali e le serie evolutive e regressive, ponendoli in relazione con il rischio di salinizzazione e di sommersione connesso con i mutamenti climatici in atto, e conseguentemente di formulare ipotesi per una oculata gestione del territorio in un'ottica di conservazione della pedo- e biodiversità, e della qualità ambientale.

Parole chiave: evoluzione geomorfopedologica; pedosequenze; rapporti suolo-vegetazione; salinità; rischio geomorfologico.

Introduzione

I suoli delle aree costiere presentano generalmente scarsa evoluzione, poiché sono affetti da eventi erosivi o deposizionali, falda oscillante più o meno vicina alla superficie, elevata variabilità spaziale di proprietà intrinseche, come tessitura, pH, contenuto di carbonati e sostanza organica (Rabenhorst, 1997; Stolte et al., 2001). Anche l'intervento antropico contribuisce a modificare lo sviluppo dei suoli: estrazioni di sabbia ed acqua, livellazioni del terreno per scopi agricoli o edificatori, incremento del turismo, cambiamenti nell'utilizzazione del suolo contribuiscono a nuove condizioni ambientali che possono influenzare la pedogenesi. Corrispondentemente, la vegetazione naturale dell'area può essere soggetta a cambiamenti con il cambiare delle condizioni ambientali. Simili modificazioni sono state riscontrate di recente in aree costiere ed umide del nord-est, dove da alcuni anni il Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Venezia sta conducendo ricerche sulla geografia dei suoli e sui rapporti suolo-vegetazione (Marchiori e Sburlino, 1996; Barbieri, 1997; Jaconig, 1998; Bini, 2002; Bini et al., 2001; 2002; Gamper, 2002).

Questo lavoro si inserisce nel filone di ricerca sopra accennato, avendo come obiettivi:

- l'acquisizione delle conoscenze geoambientali del territorio deltizio rodigino;
- l'identificazione delle relazioni tra morfologia e pedologia;
- la verifica del modello di sviluppo dei suoli dell'area ed il possibile scenario futuro, conseguente ai mutamenti climatici in atto.

Il Delta del Po, una delle più grandi zone umide d'Europa, rappresenta un territorio unico nella sua complessità, area d'interazione tra i processi fluviali, l'azione morfogenetica del mare e l'intervento antropico. La scelta dell'area e la definizione degli obiettivi del lavoro nascono sia dalla considerazione dell'importanza del territorio dal punto di vista paesaggistico-ambientale (anche alla luce della recente Convenzione di Ramsar sulla tutela delle aree umide), sia dalla consapevolezza del delicato equilibrio instauratosi tra le varie componenti. Notevole impulso all'approfondimento di questo tipo di analisi è venuto dalla limitata conoscenza dell'area in esame.

Materiali e metodi

Il territorio in studio si inquadra dal punto di vista geografico nel Veneto meridionale, nella zona compresa tra la foce dell'Adige ed il ramo più settentrionale del Po, in provincia di Rovigo. L'estensione totale copre circa 7500 ha, il 65% dei quali costituito da aree urbanizzate e specchi d'acqua. La superficie agricola utile, oggetto dell'indagine, risulta pertanto di circa 2500 ha.

Il clima dell'area secondo la definizione di Rivas-Martinez e Penas (1999), è temperato umido - sub-mediterraneo, con temperature medie annue di 14°C e precipitazioni medie annue di 770 mm (stazione meteorologica di Rosolina), con soli 83 giorni piovosi e precipitazioni che nel mese più arido non superano i 50 mm, con un marcato deficit estivo. Il regime di temperatura del suolo, secondo la Soil Taxonomy (S.S.S., 1999), risulta perciò mesico, mentre il regime di umidità può essere aquico, udico o xerico, a seconda delle condizioni microtopografiche locali, che determinano la profondità e la persistenza della falda.

Il paesaggio vegetale dell'area si può inserire nel quadro generale della vegetazione litoranea dell'alto Adriatico, come risultato delle variazioni climatiche e morfologiche, dell'evoluzione della rete idrica e dell'azione dell'uomo. Considerando il macrobioclima, la flora e la vegetazione, si osserva che, nel complesso, sussistono legami più stretti con la Regione Eurosiberiana che non con la Regione Mediterranea (Rivas-Martinez e Penas, 1999), anche se il contingente di specie a gravitazione mediterranea è notevole, soprattutto negli ambienti più aridi (Gamper, 2002). Lo spettro corologico mette inoltre in evidenza un legame floristico non trascurabile con l'area balcanica. L'intera area di studio può quindi essere inquadrata nella Regione Eurosiberiana, la Provincia Appennino-Balcanica e la Subprovincia Padana (Sburlino e Ghirelli, 1994). Ne risultano varie serie o successioni vegetali (sigmeta e geosigmeta), che caratterizzano i differenti ambienti microtopografici e microclimatici. Schematicamente, le successioni più significative sono riconducibili a tre ambienti, caratterizzati da associazioni vegetali peculiari:

- Vegetazione degli ambienti salmastri (zostereto-spartinetto-salicornieto)
- Vegetazione degli ambienti di acqua dolce (fragmiteto-cariceto-alneto)
- Vegetazione degli ambienti psammofili, sia aridi che umidi (cakileto-agropireto-ammofileto-tortulo/scabioseto-erianto/scheneto-junipero/ippofeto-lecceta).

Geologicamente, tutta l'area è composta da materiali alluvionali olocenici, prevalentemente sabbiosi, depositati dall'Adige e dal Po (Zunica, 1971; Dal Cin, 1983; Bondesan, 1989, 1990; Bondesan et al., 1995). Il territorio indagato è posto a quote comprese fra -3 e 14 m s.l.m. Depositi sabbiosi di cordone litorale e dune eoliche formano le porzioni più rilevate; limi e sabbie fini, talora con intercalazioni torbose, derivate da deposizione palustre, costituiscono le aree meno rilevate, mentre nelle zone più interne si trovano depositi sabbiosi fini alternati ad argille limose, di origine più francamente fluviale o di piana deltizia (Bondesan et al. 1995). La particolare conformazione dell'area determina lo sviluppo di un sistema idrologico rigido, con difficoltà di smaltimento delle acque e perciò presenza di falda in prossimità della superficie topografica, e drenaggio prevalentemente artificiale dei terreni agrari.

Un'analisi bibliografica e cartografica del materiale disponibile presso l'Ente Parco Delta Po (proveniente dall'archivio del Consorzio di bonifica Delta Po-Adige, per gli anni 1851-1960, e dall'Istituto Geografico Militare per il periodo 1892-1973) e accompagnata da aerofotointerpretazione (volo Compagnia Riprese Aeree Parma, 1999, disponibile in formato digitale presso l'Ente Parco) e rilievi di campagna, ha consentito di ricostruire l'evoluzione dell'idrografia e della geomorfologia del territorio, dall'età del bronzo fino ai giorni nostri (Veggiani, 1972, 1974; Castiglioni, 1978), in particolare per quanto riguarda la foce dell'Adige ed il corso del Po (fig. 1).

In estrema sintesi, variazioni del trasporto solido dei due fiumi principali, subsidenza, eustatismo hanno determinato nel tempo una microtopografia peculiare, con aree umide ed idromorfe alternate con zone più elevate, e perciò più asciutte.

Dopo l'acquisizione delle conoscenze geoambientali di base, che hanno condotto all'elaborazione di specifiche cartografie (vedi paragrafo successivo), nell'area in esame è stato condotto un rilevamento sistematico dei suo-

li, tramite l'esecuzione di oltre 200 osservazioni (180 trivellate e 22 profili). I profili sono stati analizzati in laboratorio seguendo i metodi ufficiali (MIRAAF, 1994) e classificati secondo la Soil Taxonomy (S.S.S., 1999).

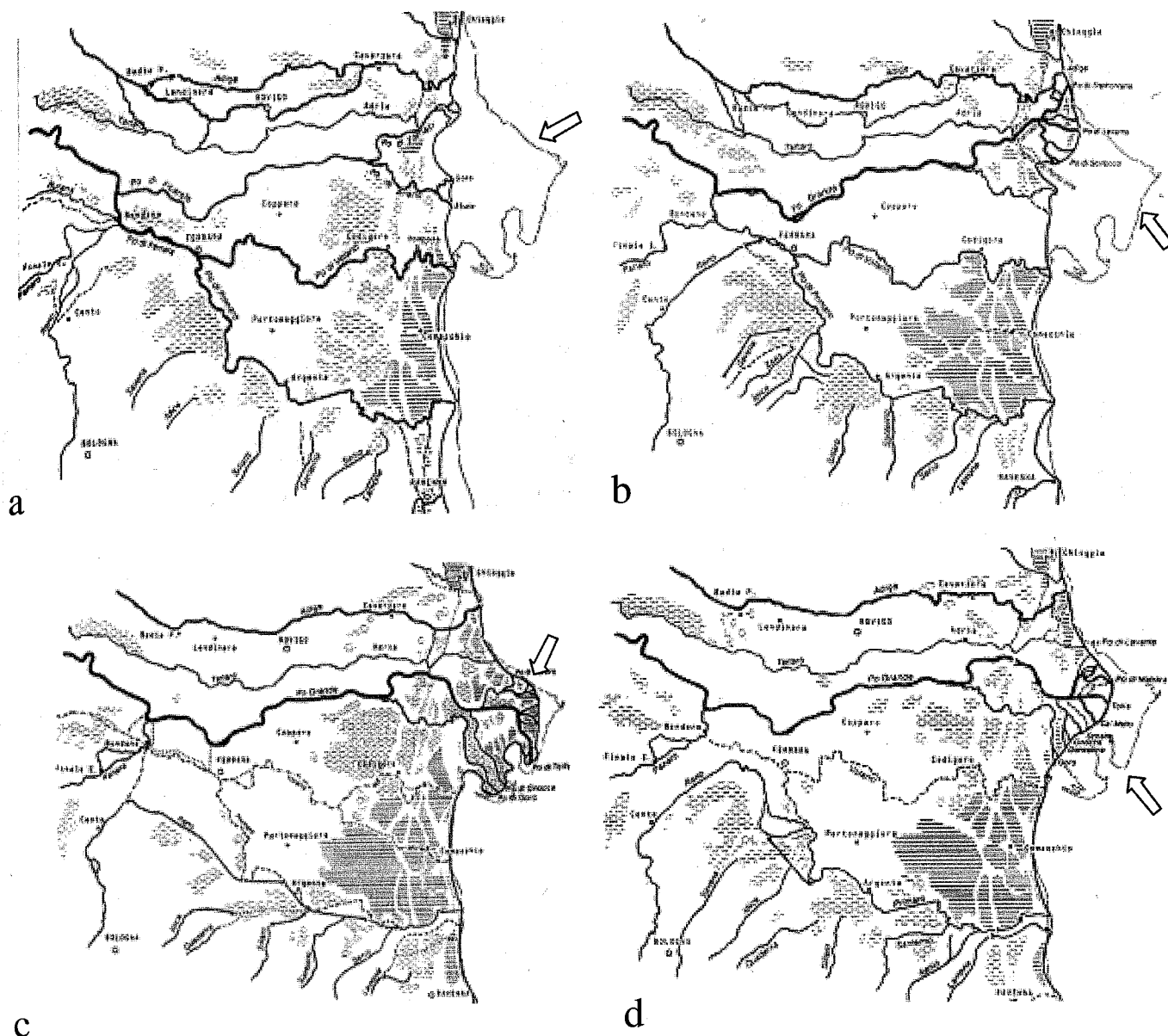


Figura 1. Evoluzione geomorfologica dell'area deltizia rodigina (da Bondesan, 1990, ridisegnato):
 a - il territorio all'inizio del XIV secolo; b - il territorio alla fine del XVI secolo;
 c - il territorio nel 1740; d - il territorio nel 1860. Le frecce indicano la linea di costa attuale

Risultati e discussione

Lo studio geoambientale e pedologico ha condotto all'elaborazione di una serie di carte tematiche, in scala 1:25.000; di seguito si accennano i contenuti dei vari tematismi.

La carta del microrilievo (desunta da fotointerpretazione, morfologia e rilievi a terra), comprende delimitazioni di aree che si differenziano per un gradiente di 100 cm di quota s.l.m. Nel territorio le quote sono comprese fra -3 m e +14 m s.l.m., con un dislivello massimo di 17 metri; i dislivelli più accentuati si trovano tra le depressioni interdunali e le dune interne, più rilevate. E' da rilevare, tuttavia, che l'intervento antropico ha spesso determinato alterazioni delle quote originarie. La carta consta di sette classi di altitudine (da quota -3 s.l.m. a oltre +3 s.l.m.).

La carta geomorfologica (desunta da fonti bibliografiche, fotointerpretazione e rilievi a terra) consta di 5 forme principali (forme e depositi di origine fluviale, eolica, litorale, lagunare; forme legate ad interventi antropici), con 16 voci specifiche. Il paesaggio ha subito, nel tempo, un'evoluzione legata agli interventi antropici, in particolare nelle aree interessate dalla bonifica idraulica. Lo studio ha messo in evidenza numerose forme di idrografia sepolta (paleoalvei, dossi, canali lagunari, margini della laguna), e la dinamica attuale della linea di costa.

La carta delle unità di paesaggio (desunta dalle informazioni bibliografiche, dalle cartografie sopra citate e da rilievi a terra) distingue aree omogenee per caratteri geoambientali, ed è stata il punto di partenza per lo studio dei suoli. Sono state distinte 4 unità territoriali (aree alluvionali interne, lagunari, palustri, costiere), per complessive 10 sottounità, più un'unità che raccoglie le aree antropizzate.

Alle unità di paesaggio sopra citate fanno riferimento le 22 consociazioni di suoli distribuite fra tre ordini della Soil Taxonomy, ciascuna rappresentata da un'unità pura (famiglia) e riportate nella carta pedologica, appositamente redatta. I suoli più rappresentati sono gli Entisols (fig.2), seguiti dagli Inceptisols e dagli Histosols (fig.3).

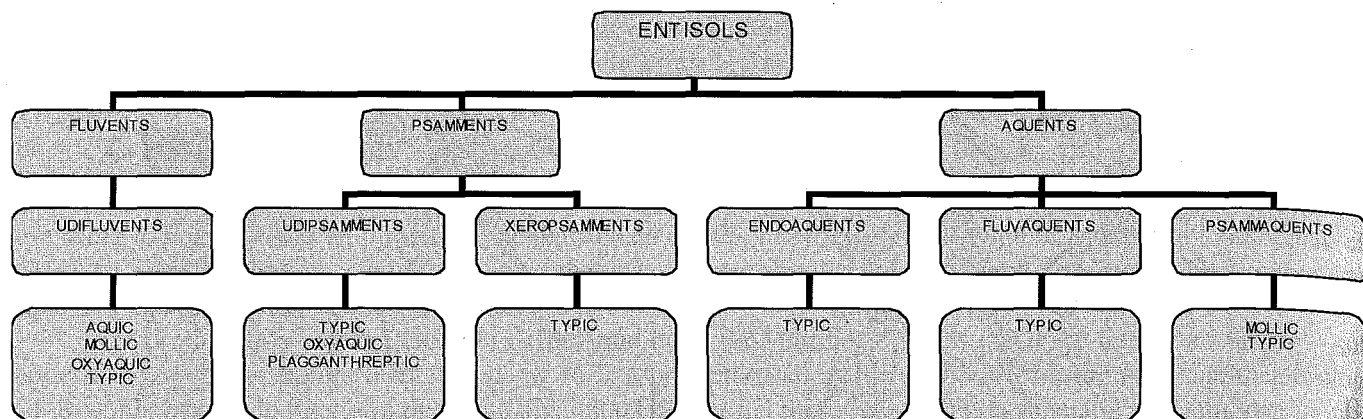


Figura 2. Schema tassonomico degli Entisols nell'area deltizia rodigina

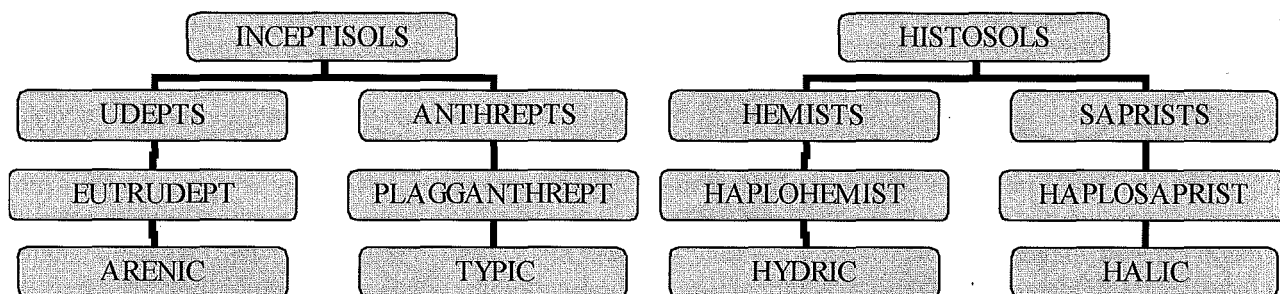


Figura 3. Schema tassonomico degli Inceptisols e degli Histosols nell'area deltizia rodigina

Spiccano, fra i tipi di suolo rinvenuti, quelli a marcata influenza antropica (sia Entisols che Inceptisols), in conseguenza di un prolungato uso agricolo, con ingenti concimazioni che hanno profondamente modificato la morfologia del profilo e del sito stesso, e che per tale motivo abbiamo ritenuto di classificare come *Plagganthreptic Udipsammments* e *Typic Plagganthrepts*, in attesa di una più precisa collocazione tassonomica fra gli Anthrosols.

I suoli del territorio esaminato sono il risultato di una evoluzione che a tutt'oggi continua, secondo un trend già osservato in analoghe aree costiere e perilagunari (Moody e Graham, 1995; Stolt et al., 2001; Amatucci et al., 2001; Buscaroli et al., 2002; Bini et al., 2001; Bini, 2002), nettamente influenzato dalle condizioni microtopografiche ed idrologiche, ed illustrato nella tabella 1.

Tabella 1. Tendenza evolutiva dei suoli dell'area deltizia rodigina

- suoli sabbiosi situati presso le porzioni elevate delle dune
Sedimenti costieri → *Typic Xeropsamment* → *Arenic Eutrudept*
- suoli delle bassure infradunali più profonde ed umide
Hydric Haplohemist → *Typic Psammaquent* → *Typic Endoaquent*
- suoli delle bassure infradunali meno umide
Typic Psammaquent → *Oxyaquic Udipsamment* → *Typic Udipsamment*
- zone di bonifica
Halic Haplosaprist → *Mollic Udifluent* → *Aquic Udifluent* → *Typic Udifluent*
- zone alluvionali
Typic Fluvaquent → *Oxyaquic Udifluent* → *Mollic Udifluent*
- zone dunali spianate e coltivate
Arenic Eutrudept → *Typic Udipsamment* → *Plagganthreptic Udipsamment* → *Typic Plagganthrept*

La particolare collocazione geografica dell'area, stretta fra due grandi fiumi ed il mare, pone importanti problematiche ambientali.

Rischio di salinizzazione. La risalita del cuneo salino determina il miscelamento di acque salmastre con acque di falda, incrementando la quantità di sali in soluzione e quindi la conducibilità elettrica del suolo (Bakker, 1990; Barbieri, 1997). Una serie di misure di conducibilità elettrica lungo tre transetti perpendicolari alla costa (topsoil, 0-30 cm e subsoil, 30-60 cm) ha evidenziato differenti andamenti della salinità:

- alla foce dell'Adige (porzione settentrionale dell'area rilevata) la conducibilità elettrica presenta valori al di sotto della soglia di tossicità per le colture (range 0.14-1,3 mS/cm), ma con un aumento dalla costa verso l'interno, e con valori leggermente superiori nel topsoil che nel subsoil;
- a Porto Caleri (porzione meridionale) la conducibilità è decisamente più elevata (range 3.65 - 12.52 mS/cm), con valori crescenti dalla laguna verso il mare e superiori di circa 2,5 volte nel topsoil rispetto al subsoil (fig. 4);
- a Valle Moceniga (porzione centrale) la conducibilità presenta un forte decremento andando dalla valle verso la laguna, per risalita in valle di una falda salmastra, con valori nel topsoil di poco inferiori al subsoil (range 50.3 - 0.1 mS/cm).

Il rischio di salinizzazione di gran parte dell'area è quindi elevato, anche in connessione con l'evoluzione geomorfologica.

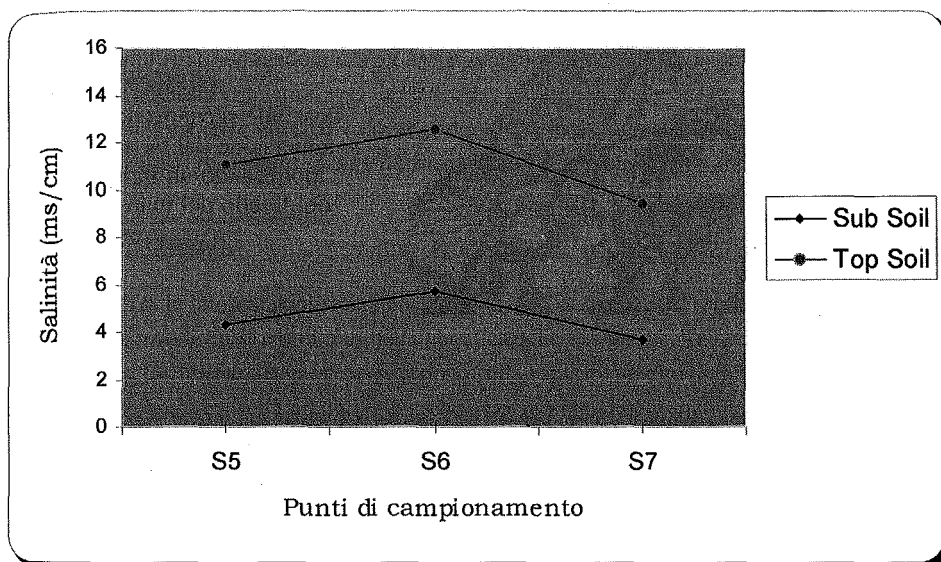


Figura 4.
Salinità del suolo lungo un transetto mare-laguna a Porto Caleri

Rischio geomorfologico. La seconda, grossa problematica, in parte responsabile anche della precedente, è il rischio di sommersione determinato da fenomeni di subsidenza naturale ed artificiale dell'area, misurati e/o stimati rispettivamente pari a 1-3 mm/anno, e dall'innalzamento eustatico del livello del mare, stimato pari a 1.5 mm/anno. Se tali ritmi saranno confermati per questo secolo, è probabile che oltre 1500 dei circa 2000 ha di SAU attualmente al di sopra del livello del mare o protetti da arginature, possano essere sommersi e quindi inutilizzabili per scopi agricoli. Per quanto riguarda inoltre la vulnerabilità delle coste, questa è strettamente dipendente da due componenti: la rigidità della rete idrografica, conseguente alle arginature realizzate per mettere in sicurezza il territorio, e che hanno determinato la formazione di alvei pensili, e la diminuzione dell'apporto di sedimenti al mare, che ha richiesto la realizzazione di barriere per impedire l'erosione e l'ingresso di acque marine nei tratti più critici della zona costiera.

Conclusioni

Alla luce di quanto osservato, lo scenario che si potrebbe configurare alla fine del secolo, se l'evoluzione del territorio e del clima saranno confermate, è il seguente (fig.5):

- circa 2/3 del territorio rischiano di essere sommersi, a meno di arginature e costose opere di difesa;
- molte proprietà e qualità del suolo potrebbero cambiare (pH, S.O., salinità, lavorabilità...);
- si potrebbe verificare una regressione nella pedogenesi, conseguente a variazioni del regime idrologico ed in particolare del regime di umidità del suolo (Xerico → Udico → Aquico)

In termini tassonomici, i fluvents potrebbero passare ad aquents, gli udipsamments a psammaquents ed i sottogruppi tipici ad oxyaquici ed aquici, cambiando il paesaggio pedologico ma anche quello vegetale, la biodiversità e l'attitudine per le diverse utilizzazioni, con evidente danno economico ed ambientale.

Un'attenta politica del territorio non può prescindere dal considerare questi scenari come assai preoccupanti per l'intera area, e per altre aree in simili condizioni in tutto l'arco del litorale alto-adriatico.

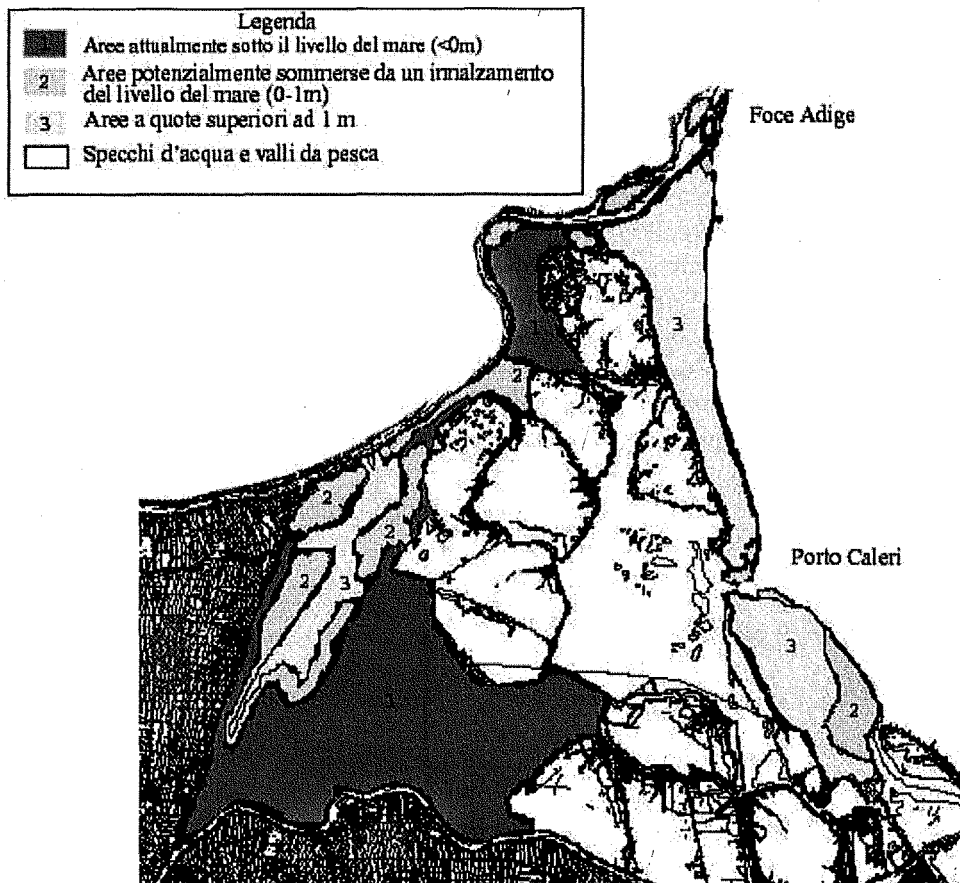


Figura 5.
Possibile scenario del rischio di
sommersione del territorio studiato
ipotizzando un innalzamento
del livello del mare di 100cm

Bibliografia

- Amatucci M., Buscaroli A., Rosetti P., 2001. Evoluzione degli ambienti vallivo, deltizio e costiero ferraresi nel corso del XX secolo. *Atti V Conf. Naz. ASITA*, 1: 87-92.
- Bakker T. W. M., 1990. The geohydrology of coastal dunes. *Catena Suppl.*, 18: 109-119.
- Barbieri S., 1997. Studio pedologico-ambientale della fascia perilagunare della provincia di Gorizia. Tesi di laurea in Scienze Ambientali, Università di Venezia.
- Bini C., 2002. Suoli e paesaggi della fascia perilagunare dell'alto Adriatico. In "Suoli, Ambiente, Uomo" (a cura di C. Bini), Edifir, Firenze, 53-64.
- Bini C., Buffa G., Gamper U., Sburlino G., Zilocchi L., 2001. Soils and vegetation of coastal and wetland areas in Northern Adriatic (NE Italy). *Options Méditerranéennes*, ser. A, 50: 31-36.
- Bini C., Buffa G., Gamper U., Sburlino G., Zuccarello V., 2002. Alcune considerazioni sui rapporti fra Fitosociologia e Geopedologia. *Fitosociologia* 39(1): 71-80.
- Bondesan M., 1989. Geomorphological hazard in the Po delta and adjacent areas. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.*, suppl. II: 25-33.
- Bondesan M., 1990. L'area deltizia padana: caratteri geografici e geomorfologici. In "Il Parco del delta del Po - Studi e immagini", I: 9-48. Spazio Libri, Ferrara.
- Bondesan M., Favero V., Vignals M.J., 1995. New evidence on the evolution of the Po-delta coastal plain during the Holocene. *Quaternary International*, 29/30: 105-110.
- Buscaroli A., Gherardi M., Vianello G., 2002. Indagine preliminare sull'evoluzione dei suoli in ambienti di recente bonifica (delta del Po-Valli Ferraresi) *Boll. Soc. It. Sci. Suolo*, 51, 1-2: 637-650.
- Castiglioni G.B., 1978. Il ramo più settentrionale del Po nell'antichità. *Mem. Acc. Patav. Sci. Lett. Arti*, 90, 3: 157-164.
- Dal Cin R., 1983. I litorali del delta del Po e alle foci dell'Adige e del Brenta: caratteri tessiturati e dispersione dei sedimenti, cause dell'arretramento e previsioni sull'evoluzione futura - *Boll.Soc.Geol.It.*, 102: 9-56.
- Gamper U., 2002. Caratteristiche ecologiche della vegetazione a carattere mediterraneo presente sul litorale nord-adriatico, con particolare riguardo alle problematiche di conservazione della biodiversità fitocenotica. Tesi di Dottorato in "Biologia ed ecologia vegetale in ambiente mediterraneo" Università di Catania.
- Iaconcig M., 1998. Caratteristiche fitoecologiche della Valle Grande (Bibione, Venezia). Tesi di Laurea in Scienze ambientali, Università di Venezia.
- Marchiori S., Sburlino G., 1996. Present vegetation of the Venetian plain. *Allionia*, 34: 117-132.
- MIRAAF, 1994. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. Roma, pp 204.
- Moody L. C., Graham R. C., 1995. Geomorphic and pedogenic evolution in coastal sediments, Central California. *Geoderma* 67: 181-201.
- Rabenhorst M.C., 1997. The chrono-continuum: an approach to modelling pedogenesis in marsh soils along transgressive coast lines. *Soil Science*, 162,1:2-9.
- Rivas-Martínez S., Penas A., 1999. Biogeographic map of Europe. *Itinera Geobotanica* 13.
- Sburlino G., Ghirelli L., 1994. Le cenosi a *Schoenus nigricans* del Caricion *davallianae* Klika 1934 nella Pianura padana orientale (Veneto-Friuli). *Studia Geobotanica* 14: 63-68.
- Soil Survey Staff - USDA, 1999. Soil Taxonomy, II ediz. Soil Conservation Service, Washington D.C.
- Stolt M. H., Genthner M. H., Daniels W. L., Groover V.A., 2001. Spatial variability in palustrine wetlands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 527-535.
- Veggiani A., 1972. Il ramo del Po di Adria nella tarda età del bronzo - *Padusa*, VIII (3-4): 123-136.
- Veggiani A., 1974. Le variazioni idrografiche del basso corso del fiume Po negli ultimi 3000 anni - *Padusa*, X (1-2): 39-60.
- Zunica M., 1971. Le spiagge del Veneto - CNR - Centro Studi Geografici Fisici, Antoniana, Padova.

USO DELLE VALUTAZIONI TESSITURALI DI CAMPO PER MIGLIORARE LA CAPACITÀ PREDITTIVA DEL RILEVAMENTO PEDOLOGICO DI DETTAGLIO

Gilberto Bragato

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Sop di Gorizia
Via Trieste 23, 34137 - Gorizia

Abstract

Even if a huge number of data is collected in detailed and semi-detailed soil surveys, only those from reference profiles are reported in final accounts and used in landuse planning. The limited number of profiles and their uneven spatial distribution however affects survey predictions and, in the same time, reduces the precision of kriging interpolation. Prediction can be improved using data recorded in the preceding augering campaign preceding profile selection. The present investigation is based on texture data that were measured in the Ap horizon of 131 profiles and estimated in 1228 augerings. The different number and spatial distribution of observations affected both the models fitted to experimental variograms and the interpolation with kriging. In comparison with auger borings, profile data produced very smoothed maps. The precision of field estimates was then determined comparing estimates with laboratory measurements made in a subsample of 50 augerings that were selected with stratified random design and re-sampled. The estimation error was large enough to decrease the precision of kriging predictions, but its effect on interpolation was limited when co-kriging analysis was carried out. Co-kriging improves prediction by simultaneously taking into account the error-affected variable and a less densely observed but more precise one. The investigation showed the usefulness of co-kriging in the analysis of underused data from conventional soil surveys to improve the quality of thematic maps for landuse planning.

Riassunto

Tra le informazioni raccolte nei rilevamenti di dettaglio e semi-dettaglio dei suoli, solo i dati dei profili di riferimento vengono riportati nelle relazioni finali e utilizzati nella pianificazione territoriale. Tuttavia, il numero relativamente limitato dei profili e la loro distribuzione territoriale facilmente disomogenea incidono sulla capacità predittiva dei rilevamenti e limitano la precisione delle interpolazioni geostatistiche. Una maggiore capacità predittiva potrebbe essere raggiunta usando dati, stimati ma pur sempre quantitativi, registrati nella campagna delle trivellate precedente la localizzazione dei profili. Nell'indagine sono stati utilizzati i dati tessiturali dell'orizzonte Ap misurati in 131 profili e stimati in campagna per 1228 trivellate. La diversa numerosità e distribuzione delle osservazioni ha inciso sia sui parametri dei modelli adattati ai variogrammi sperimentali, sia sull'interpolazione con kriging: rispetto alle trivellate, i profili hanno prodotto variogrammi più semplici ma con microvariabilità relativamente alta e mappe d'interpolazione poco differenziate. La precisione delle stime tessiturali di campo è stata quindi determinata su un sottocampione di 50 trivellate. Le trivellate sono state selezionate secondo un disegno casuale stratificato e ricampionate nell'orizzonte Ap per determinarne la tessitura in laboratorio. I valori misurati sono stati confrontati con le stime di campagna per valutare l'errore di stima totale e sistematico. L'errore di stima limitava la precisione della mappa ottenuta con le trivellate, ma il suo effetto sull'interpolazione è stato limitato adottando la tecnica del co-kriging, che può aumentare la precisione dell'interpolazione tenendo simultaneamente in considerazione la variabile più capillare e meno precisa e quella più precisa, ma meno diffusa. I risultati ottenuti illustrano le potenzialità del co-kriging nell'analizzare i dati prodotti in rilevamenti routinari di dettaglio e semi-dettaglio e nell'impiegare in modo ottimale informazioni di campo altrimenti sottoutilizzate per produrre le cartografie tematiche da destinare alla pianificazione territoriale.

Parole chiave: co-kriging, errore di stima, rilevamento di dettaglio, stime tessiturali di campo

Introduzione

La gran massa d'informazioni quantitative sui suoli che si stanno raccogliendo in questi anni potrebbero trovare impiego come input di modelli previsionali per la pianificazione territoriale. Queste informazioni riguardano però profili di riferimento che non vengono localizzati secondo disegni di campionamento casuali - rendendo distorta la stima delle medie e delle statistiche di dispersione nelle singole unità di mappa - e che spesso tendono ad essere disomogeneamente distribuiti sul territorio - limitando l'accuratezza delle interpolazioni geostatistiche. Questa indagine si è incentrata sul secondo dei due aspetti, cui potrebbe essere data parziale soluzione utilizzando le valutazioni empiriche di campo realizzate nel rilevamento con trivella che precede la localizzazione dei profili. Le trivellate sono molto più capillari e meno preferenzialmente addensate dei profili. Attributi stimati in campo potrebbero allora essere vantaggiosamente impiegati come informazione ausiliaria per migliorare la precisione della stima di attributi del suolo, come la tessitura, usualmente impiegati nella pianificazione territoriale. Nel caso specifico, l'indagine si è posta l'obiettivo di misurare l'errore che accompagna la stima della tessitura di campagna e di valutare l'effetto del di-

verso numero e della diversa distribuzione territoriale delle osservazioni sull'interpolazione con kriging per proporre un approccio che consenta di ottimizzarne l'uso.

Materiali e metodi

Sono stati utilizzati i dati tessiturali relativi al primo orizzonte Ap, misurati in laboratorio su 131 campioni di altrettanti profili e valutati in campagna con stima manuale in 1228 trivellate (fig. 1) di un rilevamento a scala 1:25.000 del basso corso del Piave. Le informazioni sono state ottenute da ESAV-Veneto Agricoltura nell'ambito di un progetto di zonazione viticola finanziato con Iniziativa CEE 5b (Ente di Sviluppo Agricolo del Veneto, 1996) e messe a nostra disposizione dall'Amministrazione Provinciale di Venezia nel quadro degli accordi con Veneto Agricoltura.

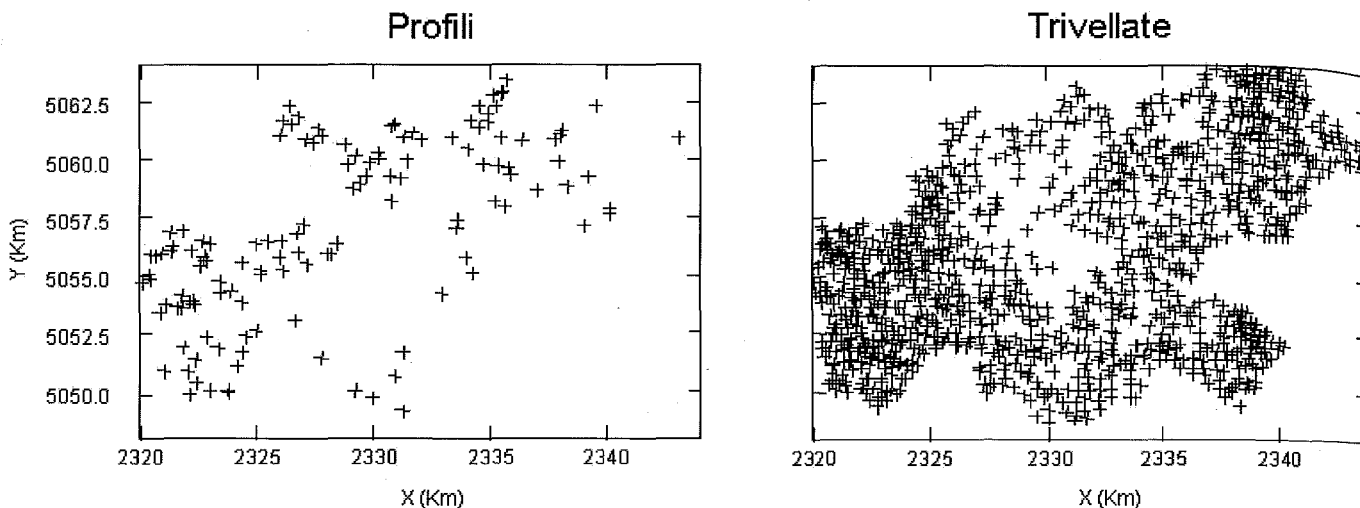


Figura 1. Distribuzione areale dei profili e delle trivellate

Nel valutare la tessitura del suolo in campagna, il rilevatore introduce un errore di stima che può essere definito confrontando la valutazione soggettiva di campo con la misura di laboratorio. Nel set di dati di questo studio tuttavia mancavano le tessiture di campagna dei profili ed è stato necessario effettuare un nuovo campionamento nel marzo del 2002, stratificando le trivellate in base ai principali rilevatori dell'area e selezionando 50 trivellate con un generatore di numeri casuali. Le località selezionate sono state localizzate in campo con GPS palmare e campionate nello strato 0-30 cm. In laboratorio i campioni sono stati seccati all'aria e sottoposti ad analisi granulometrica secondo il metodo della pipetta.

Le stime e misure tessiturali di campagna sono state comparate utilizzando come parametri di confronto l'errore medio (ME) e l'errore quadratico medio (RMSE) per misurare rispettivamente l'errore sistematico e l'errore totale, sistematico e casuale, che accompagna le stime tessiturali di campagna. I dati del rilevamento pedologico sono stati successivamente sottoposti ad analisi geostatistica utilizzando il pacchetto software ISATIS (Geovariances, 2000).

Risultati e discussione

La diversa numerosità, distribuzione e tipologia delle osservazioni incide sull'aspetto del variogramma sperimentale e sul modello che ad esso viene adattato. I variogrammi relativi al contenuto in argilla (fig. 2) appaiono differenti già ad un esame superficiale.

La tabella 1 fornisce maggiori informazioni sui modelli utilizzati. Il modello adattato al variogramma dei profili è più semplice che quello riguardante le trivellate, ma il suo nugget effect, che misura la variabilità a distanze inferiori alla distanza minima di campionamento, è più alto, sia in termini assoluti sia in rapporto alla variabilità totale, a causa della maggiore distanza che intercorre tra i profili.

Tabella 1. Parametri dei modelli adattati ai variogrammi del contenuto in argilla

Origine dei dati	Modello 1, sferico		Modello 2, sferico	
	nugget effect	range, km	range, km	sill
Profili	55,75	9	-	-
Trivellate	26,04	1	9	70,78

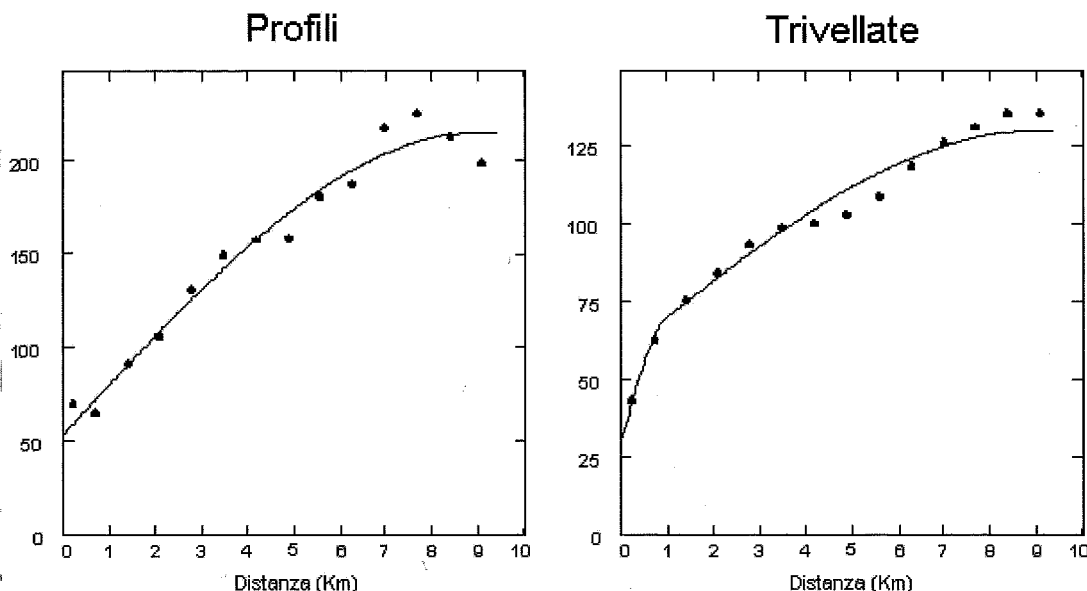


Figura 2. Variogrammi sperimentali del contenuto in argilla (punti) e relativi modelli (linee)

Numerosità e distribuzione spaziale dei punti di osservazione determinano anche la qualità dell'interpolazione effettuata con il kriging ordinario. In figura 3 appare chiaramente quale diverso risultato si ottenga interpolando i dati dei profili e quelli delle trivellate. La mappa d'interpolazione ricavata dai profili mostra una distribuzione del contenuto in argilla meno differenziata rispetto a quella che ci si dovrebbe attendere in una pianura alluvionale, mentre la mappa ottenuta dalle trivellate mostra chiare analogie con il reticolo idrografico dell'area indagata.

Il migliore aspetto visivo tuttavia non rende attendibile la mappa ottenuta dalle stime tessiturali di campagna se non si conosce il grado di affidabilità delle osservazioni. Misure utili allo scopo sono quelle riportate in tabella 2, dalla quale si ricava un errore di stima complessivo, misurato da RMSE, pari a 10 punti percentuali del valore vero per entrambe le classi tessiturali e una tendenza dei rilevatori a sottostimare la sabbia (ME con segno negativo) e sovrastimare l'argilla (ME con segno positivo).

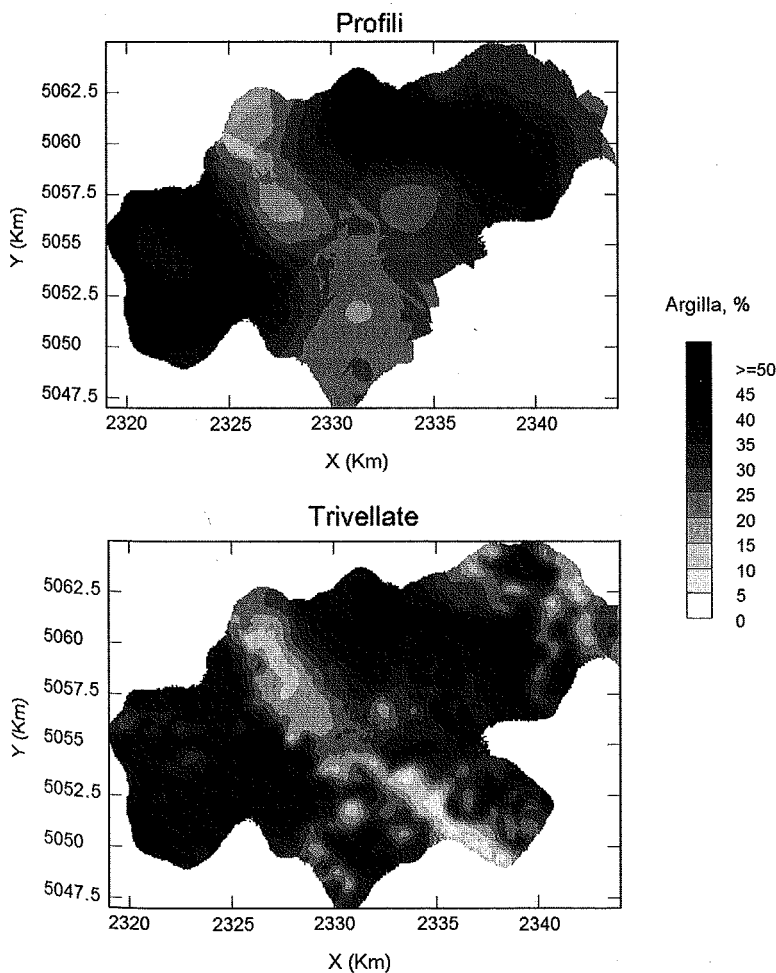


Figura 3.

Distribuzione spaziale dei valori di argilla interpolati con kriging ordinario

Tabella 2. Errore quadratico medio (RMSE) ed errore medio (ME) della stima in campagna rispetto alle corrispondenti misure tessiturali di laboratorio.

Attributo	RMSE	ME
Sabbia	10	-3
Argilla	10	4

L'errore che accompagna la stima tessiturale di campagna rende meno precisa anche l'interpolazione. Una maggiore precisione può essere però raggiunta con il co-kriging, tecnica che permette di interpolare una variabile obiettivo primaria con l'ausilio di una variabile secondaria più diffusamente osservata qualora si registri una correlazione spaziale tra le due variabili (Goovaerts, 1997). A fondamento del co-kriging sta la modellizzazione della variabilità spaziale incrociata delle variabili. Essa dovrebbe essere effettuata uti-

lizzando i punti di osservazione in cui siano state registrate entrambe le variabili. Nel caso di studio, i punti di osservazione erano costituiti dalle 50 trivellate ricampionate. In assenza di coincidenza dei punti di osservazione, un approccio alternativo è quello di far "migrare" i dati della variabile primaria sui più vicini punti di osservazione della variabile secondaria. Questo è stato fatto con i dati tessiturati dei profili, limitando l'operazione di "migrazione" ai 91 profili, su 131 che distavano meno di 300 m dalla più vicina trivellata. I due variogrammi incrociati sono illustrati in figura 4.

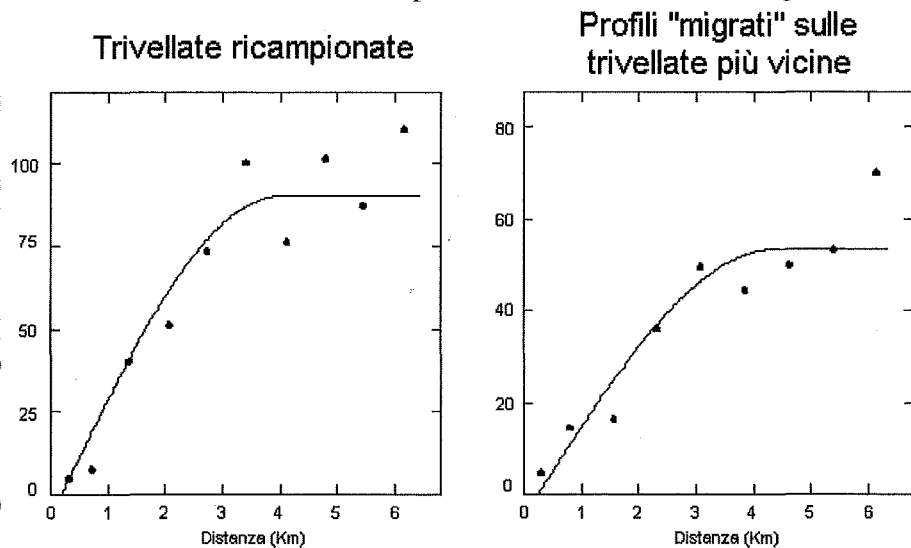


Figura 4.
Variogrammi incrociati delle trivellate ricampionate e dei profili originali migrati sulle più vicine trivellate

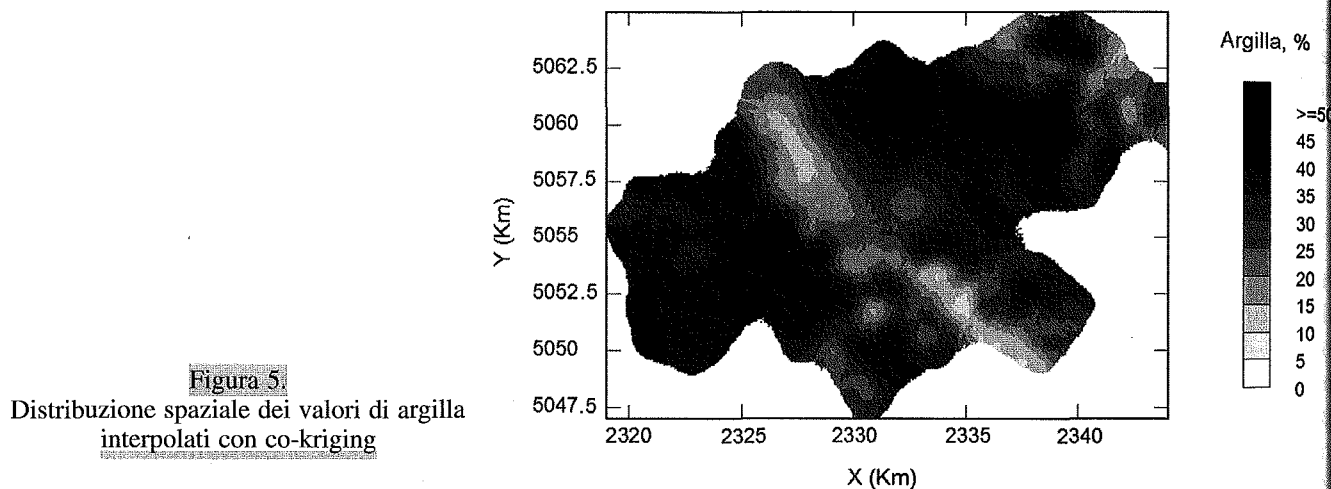


Figura 5.
Distribuzione spaziale dei valori di argilla interpolati con co-kriging

I due variogrammi sono comparabili e relativamente ben strutturati per avere una efficace interpolazione con il co-kriging. Il secondo, avendo un sill più basso, è stato impiegato per produrre la mappa di figura 5 che, confrontata con la seconda mappa di figura 3, mostra una minore presenza di valori estremi e, soprattutto, valori di argilla mediamente più bassi grazie all'uso di una variabile primaria capace di correggere la distorsione (nel caso indagato, la sovrastima) presente nella stima tessiturale di campagna.

Questi risultati mostrano le potenzialità del co-kriging quando si vogliono utilizzare informazioni ausiliarie raccolte in campagna. Nei rilevamenti routinari di dettaglio e semi-dettaglio, le osservazioni di campo sono spesso sottoutilizzate, mentre potrebbero svolgere un ruolo importante nella cartografia tematica per la pianificazione territoriale grazie alla loro capillare diffusione. Nel caso delle mappe tessiturate, l'obiettivo può essere raggiunto con il modesto accorgimento di effettuare la stima tessiturale di campagna anche sui profili, così da misurare non solo l'errore medio della stima, ma anche quello relativo ai singoli rilevatori.

Ringraziamenti

L'autore ringrazia Veneto Agricoltura e l'Amministrazione della Provincia di Venezia, il Dott. A. Vitturi e le Dott.sse V. Bassanin e B. Basso in particolare, per aver messo a disposizione i dati utilizzati in questa ricerca.

Bibliografia

- Ente di Sviluppo Agricolo del Veneto, 1996. I suoli dell'area a DOC del Piave. Provincia di Venezia. Centro Servizi Editoriali ESAV, Padova.
Geovariances, 2000. ISATIS Software Manual. Eds. Geovariances, Avon, pp. 591.
Goovaerts P., 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. Oxford University Press, Oxford.

RUOLO PEDOGENETICO DEI POLIFENOLI NELLA FORMAZIONE DEGLI ORIZZONTI SPODICI.

ANALISI DI UN CASO STUDIO IN VAL CHIAVENNA (SONDRIO)

A. Buondonno ¹, S. Chersich ², R. Comolli ², F. Previtali ², E. Coppola ¹, M. Rubino ¹, S. Solaro ²

¹ Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli, via Vivaldi 43, 81100 Caserta

² Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano-Bicocca, piazza della Scienza 1, 20126 Milano

Abstract

This work is part of a study on the pedogenetic role of soil polyphenols. The main aim of the present investigation was the analysis of the polyphenols dynamics in soil and their relationships with the podzolization processes, with special reference to the "cheluviation" phenomena. Forty-two horizons of 7 Podzol and 1 Phaeozem were collected from Val Chiavenna (SO); soils were characterized by a wide variability of altitude and geological substrate but a similar vegetal cover. Water-soluble polyphenols (PPs) were found to decrease with soil depth, whereas the polyphenols bound to humic matter (humic polyphenols, PPh, i.e. the polyphenol fraction extracted by NaOH 0.5 M), tend to accumulate in depth horizons with more or less expressed spodic characters (Bs, Bhs, Bws). It has been observed that the variability of the PPh/PPs ratio represents a special connotation of horizons with spodic characters, thus suggesting that the humic fraction of polyphenols could be involved in the genesis of such horizons, in particular through cheluviation processes. In particular, when in a given profile PPh/PPs (B) > PPh/PPs (A) occurs, then in the considered B horizon the spodic properties are expressed. Therefore, the PPh/PPs ratio can be regarded as an additional diagnostic character of spodic horizons.

Key words: Soil; Polyphenols; Podzols; Spodic Horizon; Val Chiavenna.

Riassunto

Questo lavoro fa parte di una ricerca finalizzata a definire il ruolo pedogenetico dei polifenoli nel suolo. Finalità principale della presente indagine è stata l'analisi della dinamica dei polifenoli e delle loro connessioni con i processi di podzolizzazione, ed in particolare con i fenomeni di cheluviazione in alcuni suoli della Val Chiavenna (SO), caratterizzati da ampia variabilità di quota e substrato geologico, ma con sostanziale omogeneità di copertura vegetale. Sono stati presi in considerazione complessivamente 42 orizzonti prelevati da 7 Podzols e 1 Phaeozem. Nei suoli, è stata riscontrata una generale tendenza alla diminuzione con la profondità della componente polifenolica solubile (PPs). Al contrario, i polifenoli legati alle sostanze umiche (polifenoli umici, PPh, estraibili in NaOH 0.5 M) si accumulano preferenzialmente negli orizzonti con caratteri spodici più o meno espressi (Bs, Bhs, Bws). È stato osservato che la variazione del rapporto polifenoli umici/polifenoli solubili (PPh/PPs) rappresenta una connotazione caratteristica degli orizzonti con caratteri spodici, suggerendo che la frazione dei polifenoli legata alle sostanze umiche può essere direttamente coinvolta nella genesi di tali orizzonti, in particolare tramite processi di cheluviazione. Nello specifico, quando in un determinato profilo si verifica che PPh/PPs (B) > PPh/PPs (A), allora nell'orizzonte B considerato si esprimono caratteri spodici. Pertanto, il rapporto PPh/PPs si configura come carattere diagnostico accessorio per la definizione degli orizzonti spodici.

Parole chiave: Suolo; Polifenoli; Podzols; Orizzonte spodico; Val Chiavenna.

Introduzione

I polifenoli, componenti ubiquitari della sostanza organica del suolo, sono caratterizzati da elevata mobilità, reattività chimica e potere complessante nei confronti di polielettroliti colloidali e minerali argillosi (Stevenson e Fitch, 1986; McKeague et al., 1986; Stevenson, 1982), e si ritiene che svolgano un ruolo fondamentale nei processi di formazione e strutturazione dei peds (Baldock e Nelson, 2000; 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, sostenendo ad esempio i processi di "cheluviazione", ovvero di traslocazione dei metalli negli spodosuoli (Vance et al., 1986). Il presente lavoro fa parte di una ricerca finalizzata a definire il ruolo pedogenetico dei polifenoli nel suolo. In precedenti indagini è stata studiata la distribuzione dei polifenoli legati alle sostanze umiche (polifenoli umici, PPh) e dei polifenoli solubili (PPs) in suoli rappresentativi di differenti ambienti pedoclimatici del territorio nazionale (Buondonno et al., 2001; Vacca et al., 2003). Finalità principale della presente indagine è stata l'analisi della dinami-

ca dei polifenoli e delle loro connessioni con i processi di podzolizzazione, con particolare riferimento ai fenomeni di cheluviazione, in alcuni suoli della Val Chiavenna (Sondrio), caratterizzati da ampia variabilità di quota (da 1500 m a 2615 m) e substrato geologico, ma sostanziale omogeneità di copertura vegetale.

Materiali e metodi

I suoli sono stati campionati e classificati in accordo con i criteri del World Reference Base for Soil Resources (FAO, ISRIC & ISSS, 1998). Le analisi dei suoli sono state condotte secondo i Metodi Ufficiali di Analisi del Suolo (MIPAF, 2000). Il contenuto di carbonio organico è stato determinato sia con il metodo ufficiale VII.3, secondo Walkley e Black (C-WB), sia con il metodo modificato da Buondonno *et al.* (1989) (C-m). Le frazioni polifenoliche solubili (PPs) sono state estratte in H₂O secondo la metodologia descritta da Lowe (1993). Le frazioni polifenoliche totali (PPT) sono state estratte in NaOH 0.5 M, secondo la stessa procedura descritta per i PPs. La determinazione spettrofotometrica è stata effettuata utilizzando 20 mL di estratto per i PPs e 10 mL di estratto per i PPT. Le quantità di polifenoli legati alle sostanze umiche, PPh, sono state calcolate come differenza PPh = PPT-PPs.

Risultati e discussione

Area di studio

L'area oggetto del presente studio riguarda alcuni transetti della Valchiavenna, situata in provincia di Sondrio, con orientamento Nord-Sud dal Passo dello Spluga fino al lago di Novate Mezzola. Il paesaggio vegetale originario dell'area è stato profondamente modificato dagli insediamenti umani e dalle attività agricole e silvo-pastorali. La coltura dei cereali, soprattutto mais, i prati stabili, gli insediamenti, gli orti e i giardini hanno fortemente ridotto la vegetazione naturale (E.R.S.A.L., 1994). Sono stati presi in considerazione complessivamente 42 orizzonti prelevati da 7 Podzols e 1 Phaeozem. Gli 8 profili studiati sono sviluppati sotto differente copertura vegetale, ed in particolare: prato a driade, vegetazione erbacea passante a vaccinio-rodoreto, nardeto, curvuleto, vegetazione erbacea passante ad alneto-vacciniato, erbacea mesofita. Le caratteristiche fisico-morfologiche dei profili indicano chiaramente la prevalenza di substrati decisamente acidi e poco facilmente alterabili (detrito di rocce metamorfiche acide). La combinazione tra substrati a clasti metamorfici acidi e condizioni climatiche di forte umidità complessiva non favorisce neppure la formazione di minerali argillosi. I profili assumono di conseguenza una tessitura che va da franco a franco-sabbiosa, con una permeabilità interna molto elevata che facilita il movimento di discesa idrica gravitativa. Le pendenze sono generalmente comprese tra i 15° e i 45° con un minimo di 2° per il profilo VC42 (Madesimo); le quote hanno una media di 2000 m s.l.m., variabili da 1770 (profilo VC16, Val d'Avero) a 2615 m s.l.m. (profilo VC40, Val Loga).

Si riportano di seguito le tabelle di descrizione di 2 profili più significativi (profili VC 5 e VC 45) e le relative caratteristiche chimico-pedologiche degli orizzonti campionati.

Tabella 1. Caratteri ambientali delle stazioni

Profilo	Substrato	Vegetazione	Classificazione WRB	Profondità solum (cm)
VC 5	Detrito di gneiss e anfiboliti	Prato a driade	Skeletal Podzol	42
VC 16	Morenico ad elementi scistoso-cristallini	Erbacea passante a vaccinio-rodoreto	Skeletal-Entic Podzol	43
VC 31	Detrito colluviale misto a morenico ad elementi scistoso-cristallini	Nardeto	Skeletal-Entic Podzol	42
VC 40	Deposito morenico	Curvuleto	Skeletal-Entic Podzol	75
VC 42	Detrito colluviale misto a morenico ad elementi scistoso-cristallini	Curvuleto	Skeletal-Entic Podzol	45
VC 43	Detrito colluviale misto a morenico ad elementi scistoso-cristallini	Erbacea passante ad alneto-vacciniato	Skeletal-Umbric Podzol	50
VC 44	Marmi fratturati a giacitura obliqua	Erbacea mesofila	Skeletal-Epileptic Phaeozem	34
VC 45	Deposito morenico	Erbacea mesofila	Skeletal-Entic Podzol	60

Tabella 2. Descrizione del profilo VC5

Stazione VC 5	
Transetto: Val S. Giacomo	Data: 15 luglio 1988
Quota: 1840 m	Coordinate: 1525970 - 5145200
Esposizione: N	Pendenza: 40°
Drenaggio: regolare	Località: Palude
Forma geomorfica e posizione: versante	
Dinamica geomorfica locale: erosione idrica	
Intensità dell'erosione: moderata	
Pietrosità superficiale: moderata (Ø medio 10 cm)	
Rocciosità superficiale: scarsa	
Substrato pedogenetico: detrito di gneiss e anfiboliti	
Vegetazione: prato a driade	Uso del suolo: pascolo
Osservazioni: pochi metri a E del profilo affioramento di calcare; tra le specie erbacee presenza della <i>Dryas octopetala</i>	

Profilo VC 5

A 0 - 10 cm	umido; colore umido nero (10YR 2/1); tessitura franca; granulometria franco-grossolana; struttura poliedrica subangolare, fine, debolmente sviluppata; scheletro assente; radici fini e molto fini, comuni; limite inferiore abrupto ondulato;
E 10 - 20 cm	poco umido; colore umido grigio (10YR 5/1); tessitura franco-sabbiosa; granulometria franco-grossolana; struttura poliedrica subangolare, medio-fine, debolmente sviluppata; scheletro molto piccolo, frequente, molto alterato; radici fini e molto fini, comuni; limite inferiore chiaro lineare;
EB 20 - 25 cm	poco umido; colore umido bruno giallastro scuro (10YR 4/5); tessitura franco-sabbiosa; granulometria franco-grossolana; struttura poliedrica subangolare, fine, debolmente sviluppata; scheletro piccolo e molto piccolo, abbondante, molto alterato; radici fini e molto fini, poche; limite inferiore chiaro irregolare;
Bs 25 - 40 cm	poco umido; colore umido bruno forte (7,5YR 4/5); tessitura franco-sabbiosa; granulometria franco-grossolana; struttura granulare medio-fine, debolmente sviluppata; scheletro piccolo e molto piccolo, abbondante, molto alterato; radici fini e molto fini, poche; limite inferiore graduale irregolare;
C > 40 cm	limite inferiore sconosciuto.

Tabella 3. Analisi chimico-pedologiche del profilo VC5

	pH H ₂ O	C-m (g/kg)	C-WB (g/kg)	CSC (cmol[+]/kg)	Acidità (cmol/kg)	TSB %	Fe oxa. (g/kg)	Al oxa (g/kg)	Indice oxa %
A	5.6	87.65	68.00	36.0	19.43	92.10	-	-	-
E	5.6	34.16	31.90	11.2	7.97	65.70	0.7	0.2	0.1
EB	5.9	10.21	9.00	11.9	9.06	82.60	1.7	0.5	0.1
Bs	5.9	17.26	20.60	26.0	24.98	47.60	14.3	5.0	1.2

Tabella 4. Descrizione del profilo VC 45

Stazione VC 45	
Transetto: Medesimo	Data: 16 settembre 1998
Quota: 1505 m	Coordinate: 1527170 - 5141880
Esposizione: N	Pendenza: 30°
Drenaggio: regolare	Località: Casa Scalcoggia
Forma geomorfica: dosso morenico	
Dinamica geomorfica locale: erosione da calpestio animale ed erosione idrica	
Intensità dell'erosione: moderata	
Pietrosità superficiale: moderata (Ø medio 15 cm)	
Rocciosità superficiale: assente	
Substrato pedogenetico: diamicton	
Vegetazione: erbacea mesofita	Uso del suolo: pascolo

SEGUE

Profilo VC 45

A 0 - 12 cm	umido; colore umido nero (2,5Y 2,5/1); tessitura franco-sabbiosa; granulometria franco-grossolana; struttura poliedrica subangolare, fine, debolmente sviluppata; scheletro da molto piccolo a piccolo, frequente, poco alterato; radici da molto fini a medie, abbondanti; limite inferiore abrupto ondulato; alla base è leggermente più chiaro (bruno grigio molto scuro, 10YR 3/2);
Bs 12 - 40 cm	umido; colore umido bruno scuro (7,5YR 3/3); tessitura franco-sabbiosa; granulometria scheletrico-franca; struttura granulare, media, debolmente sviluppata; scheletro medio-piccolo, abbondante; radici da molto fini a fini, comuni; limite inferiore abrupto ondulato; alla sommità c'è una tasca più rossastra;
CB 40 - 60 cm	umido; colore umido bruno giallastro scuro (10YR 3/6); tessitura sabbiosa; granulometria scheletrico-sabbiosa; struttura granulare, media, debolmente sviluppata; scheletro medio-piccolo, molto abbondante; radici molto fini, poche; limite inferiore sconosciuto.

Tabella 5. Analisi chimico-pedologiche profilo VC 45

	pH H ₂ O	C-m (g/kg)	C-WB (g/kg)	CSC (cmol[+]/kg)	Acidità (cmol/kg)	TSB %	Fe oxa. (g/kg)	Al oxa (g/kg)	Indice oxa %
A	5.7	47.45	30.20	25.5	13.30	64.90	4.3	1.4	0.4
Bs	5.5	25.45	16.20	29.4	25.00	25.50	14.2	5.8	1.3
CB	5.5	12.55	8.30	15.2	14.74	-	-	-	-

Congruentemente con la sostanziale uniformità delle caratteristiche climatiche e litologiche, i suoli sono in generale moderatamente evoluti e relativamente profondi. Si è in presenza di suoli con reazione di norma acida, con acidità complessiva elevata e un tasso di saturazione in basi mediamente del 40%. Il contenuto di carbonio è alto (valore medio di 70 g/kg), con particolare riferimento agli orizzonti superficiali. Contenuti elevati di Al e Fe estraibili in ossalato (Al-oxa, Fe-oxa), si ritrovano negli orizzonti con spodicità più o meno espressa (valore medio di 14.5 g/kg nei Bws, di 13.1 g/kg nei Bhs e di 12 g/kg nei Bs).

Distribuzione dei polifenoli e del rapporto PPh/C-m e PPh/PPs

Nella tabella 6 vengono riportati i valori medi dei contenuti di C-WB e C-m, dei parametri legati all'espressione dei caratteri spodici (Fe-oxa, Al-oxa e Indice in ossalato) e i valori di PPs e di PPh, raggruppati per tipologia di orizzonte al fine di rendere più agevole il confronto, nonché i rispettivi valori minimi, medi e massimi assoluti osservati singolarmente per ciascun parametro. Il contenuto di C-WB varia da 7.5 g/kg per gli orizzonti di profondità a 69.5 g/kg per gli orizzonti superficiali, mentre il contenuto di C-m varia da 7.8 g/kg per gli orizzonti di profondità a 116.9 g/kg per gli orizzonti di superficie. I valori medi di C-m sono di norma superiori ai rispettivi valori di C-WB, indizio di presenza di aggregati ben strutturati (Buondonno *et al.*, 1989). Il contenuto di PPs varia da 0.02 g/kg per gli orizzonti di profondità a 0.18 g/kg per gli orizzonti di superficie, mentre il contenuto di PPh è compreso tra 0.3 g/kg e 7.8 g/kg con valori più elevati sia negli orizzonti di superficie che in quelli spodici. E' da rilevare che i contenuti di PPs e di PPh determinati nei suoli analizzati rientrano nei campi di variabilità osservati in precedenti indagini (Buondonno *et al.*, 2001; Vacca *et al.*, 2002), pur se con valore medio più elevato. E' interessante osservare (tab. 6) che i più elevati valori dei rapporti di PPh/C-m e di PPh/PPs si ritrovano negli orizzonti con caratteri spodici più o meno espressi, associati a valori di I-oxa = 1, Al-oxa = 2.9 g/kg e Fe-oxa = 12 g/kg.

In particolare, il rapporto PPh/PPs è pari a 40.72 nel Bs del VC 5, a 40.43 nel Bhs del VC 43, a 66.57 nel Bws del VC 44, a 85.40 nel Bs del VC 45, a 40.32 nel Bs del VC 16 e a 67.66 e 33.03 negli orizzonti sepolti Bhsb e Bsb dello stesso profilo, a 49.71 nel Bhs del VC 42, a 78.92 nel Bhs del VC 40 e infine è pari a 88.01 e 61.82 rispettivamente nel Bhs e nel Bs del VC 31. E' interessante osservare come per ciascun profilo, il valore del rapporto PPh/PPs sia sempre massimo negli orizzonti spodici, indipendentemente dal valore assoluto. Più precisamente per ciascun profilo il valore del rapporto PPh/PPs negli orizzonti spodici è sempre maggiore del rispettivo valore determinato nell'orizzonte A dello stesso profilo.

Nel complesso, è stato osservato un comportamento differenziato tra le due classi, solubile e umica, delle componenti polifenoliche. La componente polifenolica solubile generalmente tende a diminuire con la profondità, anche se in misura discontinua; per contro la componente polifenolica umica tende ad accumularsi in alcuni orizzonti (soprattutto in quelli con caratteristiche spodiche). Tale osservazione confermerebbe il coinvolgimento dei polifenoli nei processi di cheluviazione che caratterizzano gli spodosuoli (Vance *et al.*, 1986).

Tabella 6

Contenuti di C-m, C-WB, PPs, PPh, Fe-oxa, Al-oxa, Indice ossalato (I-oxa), PPh/C-m e PPh/PPs (per ciascun parametro, valori medi per orizzonte e valore minimo, medio e massimo accertati sul totale dei 42 orizzonti analizzati)

	n	C-m (g/kg)	C-WB (g/kg)	PPs (g/kg)	PPh (g/kg)	Fe-oxa (g/kg)	Al-oxa (g/kg)	I-oxa %	PPh/C-m	PPh/PPs
A	8	97.49	69.51	0.13	4.79	3.60	1.78	0.36	0.053	35.86
AE	2	59.45	34.05	0.08	3.46	3.00	0.90	0.20	0.064	41.49
E	2	26.79	20.00	0.04	0.83	1.50	0.65	0.15	0.035	23.46
EB	1	10.21	9.00	0.04	0.89	1.70	0.50	0.10	0.091	20.48
BA	1	116.87	26.30	0.18	5.41	5.40	1.70	0.40	0.048	30.23
Bws	2	55.51	31.45	0.05	2.61	14.50	2.90	1.00	0.045	48.40
Bhs	4	35.29	34.60	0.05	3.22	13.13	4.47	1.10	0.104	70.05
Bs	4	22.14	22.18	0.04	2.21	11.98	4.73	1.08	0.103	53.26
Beb	1	11.01	11.00	0.04	1.00	2.50	1.10	0.20	0.094	27.00
Bhsb	1	15.58	17.30	0.04	2.39	7.50	2.80	0.70	0.156	67.66
Bsb	1	10.57	11.70	0.03	1.01	9.90	2.20	0.70	0.098	33.03
Bw	1	64.72	41.30	0.06	1.86	-	-	-	0.030	32.42
BC	2	9.30	9.90	0.03	0.55	-	-	-	0.059	21.50
CB	3	13.78	12.47	0.03	1.35	-	-	-	0.100	41.09
C	3	7.78	7.47	0.02	0.64	-	-	-	0.085	27.71
Min	42	4.75	4.20	0.01	0.29	0.7	0.2	0.1	0.024	9.69
Media	42	44.59	30.75	0.07	2.60	7.3	2.6	0.6	0.076	41.03
MAX	42	153.91	90.60	0.22	7.81	26.7	6.7	2.0	0.156	88.01

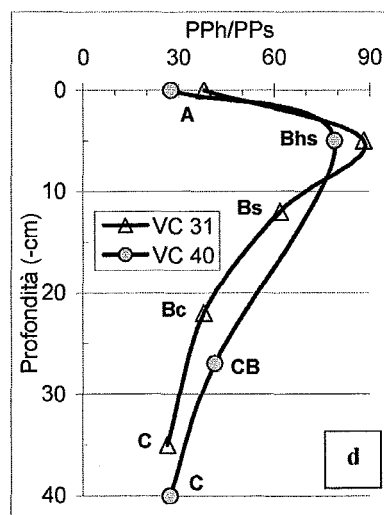
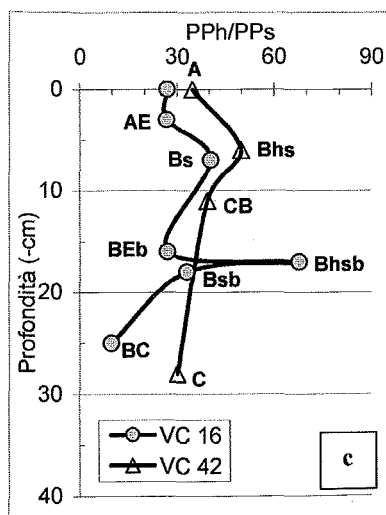
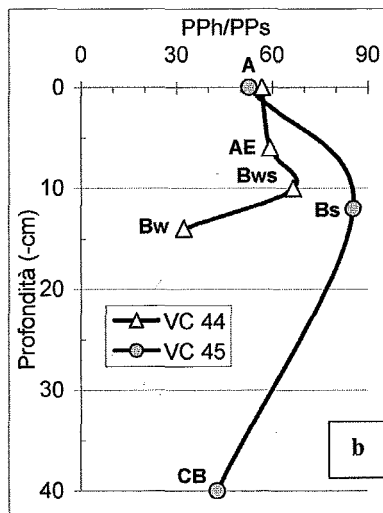
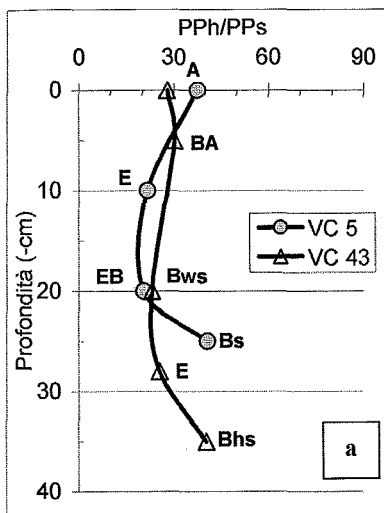


Figura 1.

Distribuzione di rapporto PPh/PPs lungo i profili VC5, VC43 (a), VC44, VC45 (b), VC16, VC42 (c), e VC31, VC40 (d)

Lo studio condotto ha permesso quindi di porre in risalto il ruolo delle componenti fenoliche nel processo di podzolizzazione in ambiente alpino. Inoltre, in ciascun profilo, sia il rapporto tra polifenoli totali e carbonio, sia il rapporto tra polifenoli umici e solubili, tendono ad essere più elevati negli orizzonti spodici; in particolare il valore del rapporto PPh/PPs degli orizzonti spodici è sempre più elevato del valore determinato nel rispettivo orizzonte A (figura 1). Tale rapporto si configura quindi come un "Indice Polifenolico" (IP) diagnostico dei caratteri di spodicità degli orizzonti B; nello specifico, quando in un determinato profilo si verifica che $IP(B) > IP(A)$, allora nell'orizzonte B considerato si esprimono caratteri spodici.

Bibliografia

- BUONDONNO A., COPPOLA E., 2001. Modeling soil ped formation: properties of aggregates formed by montmorillonitic clay, Al or Fe poorly-ordered oxides and polyphenol in acidic milieu. In: *Studies in Surface Science and Catalysis*, 140, pp. 87-101.
- BUONDONNO A., FELLECA D., VIOLANTE A., 1989. Properties of organo-mineral complexes formed by different addition sequence of hydroxy-Al, montmorillonite, and tannic acid. In: *Clays and Clay Minerals* 37/3, pp. 235-242.
- 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-gallotannin interaction products. In: *Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health*. (Ed. N. Senesi e T.M. Miano), pp. 1101-1106. Elsevier, Amsterdam.
- BUONDONNO A., ALIANIELLO F., BENEDETTI A., COPPOLA E., DELL'ABATE M.T., ODIERNA P., 2001. Indagine sul significato pedogenetico dei polifenoli nel suolo. Primo Contributo. In: *Riassunti, Conv. Naz. S.I.S.S. L'emergenza suolo*, pp. 54-55. 16-22 Maggio 2001, Erice.
- FLAIG W., BEUTEISPACHER H., RIETZ E., 1975. Chemical composition and physical properties of humic substances. In: *Soil components Vol.1 Organic components* (Ed. J. E. Gieseking), pp. 211. Springer-Verlag, New York.
- FRIMMEL F.H., CHRISTMAN R.F., 1988. *Humic Substances and Their Role in the Environment*. (Eds Wiley J. and Sons), pp.270. USA.
- FAO-ISRIC-ISSS. 1998. *World Reference Base for Soil Resources, World Soil Resources Report 84*. FAO, Rome.
- E.R.S.A.L. - Ente Regionale di Sviluppo Agricolo della Lombardia, 1994. *I suoli del fondovalle della Valchiavenna. Progetto Carta Pedologica*. Milano.
- GRIFFITHS E., BURNS R.G., 1972 Interaction Between Phenolic Substances and Microbial Polysaccharides in Soil Aggregation. In: *Plant and Soil*, 36, pp. 599-612.
- LOWE L.E., 1993. Water-soluble phenolic Materials. In: *Soil sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, (Lewis Publishers), pp. 409-412. Boca Raton, FL, USA.
- 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* (Ed. Franco Angeli). Milano, Italy.
- MCKEAGUE J.A., CHESHIRE M.V., ANDREUX F., BERTHELIN J., 1986. Organo-Mineral Complexes in Relation to Pedogenesis. In: *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*, (Eds. P.M. Huang and M. Schnitzer), SSSA sp. publ. n°17, pp. 549-592. Madison, WI, USA.
- STEVENSON F. J., 1982. *Humus chemistry*. (Eds. Wiley J. and Sons), pp. 443. USA.
- STEVENSON F.J., FITCH A., 1986. Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. In: *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*, SSSA sp. publ. n°17, Soil Sci. Soc. Am. Ed., (Eds. P.M. Huang and M. Schnitzer), pp. 29-58. Madison, WI, USA.
- VACCA S., A. BUONDONNO, E. COPPOLA, E. FARRIS, S. MADRAU, M. BIAGIOLI, 2003. Primi accertamenti sulla distribuzione dei polifenoli in suoli sotto differenti coperture vegetali in un'area della Sardegna centro-occidentale. *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*, 52/1-2: 523-533.
- VAN BREEMEN N., BUURMAN P., 1998. *Soil Formation*, (Kluwer Academic Pub.), pp. 377 Dordrecht, The Netherlands.
- VANCE G.F., MOKMA D.L., BOYD S.A., 1986. Phenolic compounds in soils of hydrosequences and developmental sequences of spodosols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, pp. 992-996.

ANALISI DEI PEDOCARATTERI COME INDICE DI VARIABILITÀ SPAZIALE DEI SUOLI DELLA PIANA DI SANTA EUFEMIA (CALABRIA)

A. Buondonno¹, E. Coppola¹, D. Di Serafino², C. Glorioso¹, P. Odierna¹, V. Scialò¹,

C. Colloca³, G. Aramini³, A. Corea³, R. Paone³

¹ Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli,
via Vivaldi 43, Caserta

² Dipartimento di Matematica, Seconda Università degli Studi di Napoli,
via Vivaldi 43, Caserta

³ ARSSA Calabria, Servizio Agropedologico, via Cagliari 16, Catanzaro Lido (CZ)

Abstract

This paper is a part of a study 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 17000 hectares of the Santa Eufemia Plain (Lamezia Terme, Calabria). Both quantitative and qualitative soil characteristics (continuous variables and taxonomic/estimative attributes) were processed by the Principal Component Analysis (PCA), which allowed us to extract the main significant factors explaining the observed variance. To represent the soil spatial variability on a digital GIS-based cartography, we developed the function referred to as "Land Relevance of the Factor". Such a function identifies the "pedocharacter", summarizing different variables with different weights, thus providing a suitable tool to synthesize and simplify the complex spatial variability of the investigated area. The dominant *pedocharacter* was interpreted as the "Alcalinity of the Soil Exchange Complex", mainly expressed by the surface horizons of Vertisols. This also revealed some soil management and conservation problems, such as the potential salinization risk, which were not immediately evidenced by the classical soil map.

Key words: Soil Principal Components Analysis, Spatial pedovariability, Pedocharacters, Vertisols, Santa Eufemia Plain.

Riassunto

È stato avviato uno studio finalizzato all'elaborazione di un modello integrato di interpretazione e descrizione dei caratteri chimico-fisici e tassonomici dei suoli e di successiva rappresentazione su base cartografica GIS. Il caso studio ha riguardato la Piana di Santa Eufemia (Lamezia Terme - Calabria) per una estensione complessiva di circa 17000 ha. L'insieme delle caratteristiche del territorio, rappresentate da variabili continue e da variabili tassonomico-descrittive, sono state analizzate secondo la tecnica dell'Analisi delle Componenti Principali (ACP), che ha permesso di estrarre i fattori significativi di esplicativi della varianza osservata. Per la rappresentazione cartografica digitalizzata GIS è stata elaborata la funzione di *Rilevanza Territoriale del Fattore*, che ha consentito di estrarre il "pedocarattere" dominante nel pedosistema di studio, espresso da diverse variabili con peso differente e capace di fornire una sintesi descrittiva ed interpretativa della variabilità spaziale complessa associata al territorio in oggetto. L'ACP ha evidenziato che il *pedocarattere* dominante nell'area è rappresentato dalla "Alcalinità del Complesso di Scambio", particolarmente espresso negli orizzonti di superficie dei Vertisuoli, ponendo in luce alcune problematiche di uso e conservazione del suolo, quali il potenziale rischio di salinizzazione, non immediatamente percepibili alla lettura della cartografia pedologica classica.

Parole chiave: Analisi Componenti Principali del Suolo, Pedovariabilità spaziale, Pedocaratteri, Vertisuoli, Piana di Santa Eufemia.

Introduzione

Il suolo è un sistema estremamente complesso, prodotto dall'interazione di diversi fattori naturali ed antropici che governano numerosi processi fisici, chimici e biologici attivi nello spazio e nel tempo (van Breemen e Buurman, 1998; Hoosbeek et al., 2000). E' la stessa complessità del suolo quindi che ne determina non solo l'evoluzione pedogenetica in quanto sistema tetradimensionale, ma anche la resilienza agli impatti esterni e la vulnerabilità alla degradazione (Blum, 1998). L'analisi della complessità del suolo si configura quindi come campo d'indagine di primario interesse negli studi pedologici. Strumenti elettivi di studio dei sistemi complessi, per farne emergere le cosiddette "componenti latenti", sono i metodi di fattorializzazione (Brambilla, 1968). Le strutture latenti caratterizzano fenomeni altamente complessi nel tempo e nello spazio, la cui espressione è generata dall'interazione di numerose variabili sia continue che discrete. I "fattori latenti" determinano i legami di causalità ed interdipendenza che legano le variabili tra di loro, e definiscono quindi l'estrinsecazione complessiva del fenomeno stesso. In altri termini, i "fattori latenti" esprimono la "ratio" che governa l'interazione tra le variabili di un sistema, e costituiscono pertanto la chiave analitica fondamentale per l'interpretazione del fenomeno stesso. Tale aspetto è di particolare utilità allorquando, in un de-

terminato sistema, non è possibile definire univocamente un nesso di causalità tra due o più variabili, come frequentemente accade nell'interpretare le proprietà dei suoli; in altri termini, quando non sia possibile identificare una ed una sola variabile dipendente prevalente determinata da altre variabili esplicative. L'analisi fattoriale multivariata, ed in particolare l'Analisi delle Componenti Principali (ACP), si inquadra nel contesto delle teorie delle strutture latenti.

Scopo principale dell'ACP è quello di attivare tutte le potenzialità informative che la massa dei dati originali possiede implicitamente (Brambilla, 1968), e quindi di esplicitare e soppesare, in termini statistici, i "fattori latenti" che caratterizzano un fenomeno complesso in un determinato ambito spazio-temporale. Si possono così realizzare sostanziali economie descrittive in quanto l'analisi si restringe dalle n variabili originarie alle p componenti principali, valutate significative, con $p < n$. (Brambilla, 1968; D'Angelo, 1995; Morrison, 1978; Wackernagel, 1998). Poiché 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, all'economia descrittiva si associa anche l'affidabilità informativa e la significatività interpretativa. Diventa quindi particolarmente interessante valutare l'opportunità di utilizzare l'ACP sia per individuare le variabili di maggior peso che concorrono alla complessità del pedosistema considerato, sia per esplicitare contributi di conoscenza che le informazioni raccolte posseggono implicitamente ma che soltanto una penetrazione all'interno della complessità della struttura di esse riesce a fare emergere.

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 e Sparling, 2000; Theocharopoulos et al. 1997; Wander e Bollero, 1999). Sulla base di tali considerazioni si è dato avvio (Buondonno et al., 2003) ad una ricerca finalizzata a elaborare una funzione analitica che consentisse di: analizzare ed interpretare la variabilità spazio-temporale dei sistemi pedologici; sintetizzare la loro complessità in un numero discreto di caratteri prevalenti; identificare e discriminare i parametri rilevanti ai fini della formulazione di strategie di conservazione ed uso sostenibile del suolo.

In particolare, si intende pervenire alla elaborazione di un modello integrato di interpretazione e descrizione del territorio, basato su di una funzione di sintesi che sia espressione significativa delle caratteristiche dei pedosistemi considerati in uno specifico areale. Tale funzione, da noi definita "pedocarattere", sviluppata sulla base di un procedimento di Analisi delle Componenti Principali, è stata applicata in una precedente indagine alle caratteristiche degli orizzonti di superficie dei suoli di un areale dell'Oltrepo Mantovano (Buondonno et al., 2003). Il presente lavoro è finalizzato a valutare l'applicabilità della funzione "pedocarattere" ad un ambiente pedoclimatico diverso, rappresentato dalla Piana di S. Eufemia.

Materiali e metodi

Il materiale bibliografico e cartografico, insieme con il data-base di partenza, sono stati prodotti dal Servizio Agropedologico dell'ARSSA Calabria (1996). I suoli sono stati classificati secondo le "Keys to Soil Taxonomy 5th edition" (Soil Survey Staff, 1992); la classificazione è stata quindi aggiornata secondo le "Keys to Soil Taxonomy 8th edition" (Soil Survey Staff, 1999). Le carte su supporto cartaceo sono state trasferite in formato digitale, georeferenziate e rasterizzate tramite il software ILWIS 3.0 (2001). L'Analisi delle Componenti Principali (ACP) è stata condotta tramite STATVIEW (1997).

Areale di studio

Lo studio riguarda la Piana di Santa Eufemia, delimitata a nord dal fiume Oliva, a sud dall'abitato di Pizzo Calabro, in prossimità del fiume Angitola, ad est dalla catena costiera meridionale e ad ovest dal mar Tirreno e comprendente i territori comunali di Amantea, Nocera Torinese, Falerna, Gizzeria, Lamezia Terme, S. Pietro a Maida, Curinga (CZ). Filadelfia, Francavilla, Angitola e Pizzo (VV), per una estensione complessiva di circa 17000 ha, senza significative variazioni di altitudine. La Piana di Santa Eufemia rappresenta una delle realtà agricole regionali più importanti con una prevalenza di colture di pregio ortive (fragola e cipolla) ed arboree (agrumeti, viti DOC, olivi). I pedotipi prevalenti sono rappresentati da Entisuoli (38%), Alfisuoli (20%), Inceptisuoli (20%), Mollisuoli (15%), Vertisuoli (7%). Ai fini dello studio in oggetto sono state considerate le principali caratteristiche chimiche e chimico-fisiche degli orizzonti di superficie A e Ap (tab. 1).

Elaborazione delle Carte digitalizzate ed Analisi delle Componenti Principali

Come primo passo, si è provveduto a restituire, tramite il software GIS ILWIS 3.0, la Carta dei Suoli convenzionale come Carta di Poligoni, in cui ciascuna poligonale chiusa rappresenta una determinata "Partizione Territoriale" (PT) o delineazione cartografica relativa ad una specifica Unità Cartografica (UC) definita a livello di

Ordine. Tale Carta è servita come carta base per la creazione delle Carte GIS dei Suoli. 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 34 UC distribuite in 40 PT. 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 $P \times C$, le cui righe identificano P partizioni territoriali e le cui colonne identificano C caratteristiche dei suoli. Il generico elemento della matrice, $t_{p,c}$, indica quindi il valore del soggetto/predicato corrispondente alla caratteristica c nella partizione p.

Tabella 1. Principali caratteristiche delle variabili chimiche e chimico-fisiche degli orizzonti di superficie A e Ap

Parametro	unità di misura	Media	Min	Max	Std. Dev.	CV %
Sabbia (2 mm-50 μ m)	g kg ⁻¹	473.2	7.0	943.0	266.6	56
Limo (50 - 2 μ m)	g kg ⁻¹	378.2	50.0	684.0	184.3	49
Argilla (< 2 μ m)	g kg ⁻¹	147.0	1.0	465.0	141.2	96
pH		6,95	5,80	8,70	0,63	9
CaCO ₃	g kg ⁻¹	25.5	0.0	260.0	51.0	200
Sostanza organica	g kg ⁻¹	17.1	2.0	45.0	8.9	52
Azoto Kjeldahl	g kg ⁻¹	3.1	0.0	9.0	2.3	74
P assimilabile	mg kg ⁻¹	3.88	0.80	22.90	4.51	116
CSC	cmol[+] kg ⁻¹	13.95	3.14	42.60	7.11	51
Ca-sc	cmol[+] kg ⁻¹	9.99	2.45	30.46	5.90	59
Mg-sc	cmol[+] kg ⁻¹	1.99	0.24	7.39	1.51	76
Na-sc	cmol[+] kg ⁻¹	0.52	0.09	3.78	0.65	124
K-sc	cmol[+] kg ⁻¹	0.92	0.05	3.52	0.97	106

Nel presente caso-studio i caratteri del territorio sono stati decomposti ed ordinati in una matrice T(p,c) costituita da 40 partizioni territoriali p e 22 caratteristiche dei suoli c (definite anche connotazioni territoriali) di cui 17 rappresentate da variabili continue (tessitura, grado di reazione, carbonati, contenuto di sostanza organica, contenuto di azoto, contenuto di fosforo disponibile, CSC, Conducibilità Elettrica (C.E.), cationi di scambio, ESP) e 5 rappresentate da variabili tassonomico-descrittive (classificazione tassonomica USDA a livello di Ordini), riferite agli orizzonti di superficie. Sono state ottenute, quindi, 22 mappe digitali monotematiche m, ciascuna relativa ad una specifica connotazione territoriale (variabile continua/proprietà tassonomica).

L'insieme delle informazioni contenute nelle mappe è stato analizzato secondo la tecnica dell'Analisi delle Componenti Principali (ACP) che ha permesso l'estrazione dei fattori significativi esplicativi della varianza totale associata alle variabili considerate secondo tre livelli successivi di approssimazione. In prima approssimazione sono state prese in considerazione le fondamentali caratteristiche chimiche dei suoli definite da variabili continue (componenti tessiturali, pH, carbonati, sostanza organica, azoto totale, fosforo assimilabile, CSC). Nella seconda approssimazione sono state introdotte le variabili che determinano le caratteristiche qualitative del complesso di scambio (Ca-sc, Mg-sc, Na-sc, K-sc, ESP). Infine, nella terza ed ultima approssimazione sono state introdotte le variabili di tipo tassonomico-descrittive riferite alla classificazione pedologica (classificazione USDA semplificata a livello di Ordini).

Risultati e discussione

I risultati relativi alla prima approssimazione (tab. 2) indicano che al fattore di I grado contribuiscono in termini positivi la componente granulometrica fine (limo e argilla) insieme con la capacità di scambio, e in termini negativi la componente grossolana (sabbia). Tale fattore rappresenta pertanto l'espressione dell'attività di scambio dal momento che in esso confluiscono in misura rilevante le variabili che determinano tale fenomeno. Nella stessa prima approssimazione il fattore di II grado è rappresentato dal contenuto di sostanza organica, di azoto e in una certa misura anche dal contenuto di fosforo disponibile. Tale fattore può quindi essere interpretato come espressione della fertilità organica, frequentemente sostenuta da interventi di ammendamento e letamazione.

Nella seconda approssimazione (tab. 2) il fattore di I grado si esprime con il contributo del grado di reazione, della C.E. e del Ca di scambio. Emerge uno dei caratteri dominanti dell'area, rappresentato dalla alcalinità diffusa. Il fattore di II grado estratto nella seconda approssimazione esprime l'attività del complesso di scambio, esaltata dalla tessitura fine e dal contributo del Mg al complesso di scambio.

La terza approssimazione (tab. 2), in cui sono stati inclusi i caratteri tassonomici a livello di Ordine, evidenzia chiaramente che il carattere di alcalinità, impresso soprattutto dalla presenza dei carbonati, dal Na-sc e da va-

lori elevati di ESP, si esprime come fattore di I grado soprattutto nei Vertisuoli. Infatti, il *pedocarattere* "alcalinità del complesso di scambio" risulta essere maggiormente evidente: a) nell'UC 13 (Sodic Haploxererts), in cui i suoli sono moderatamente profondi, con drenaggio molto lento, con una riserva idrica elevata e con fessurazioni molto evidenti soprattutto nella stagione asciutta b) nell'UC 3 (Typic Xerochrepts), a ridosso del fiume Amato e a sud della Piana di S. Eufemia, costituita da suoli profondi a tessitura media e moderatamente calcarei c) nell'UC 6 (Chromic Haploxererts), nella zona sud di S. Eufemia, d) nell'UC 29 (Chromic Haploxererts), area di limitata estensione con pendenza elevata. Il fattore di II grado è, invece, espressione della componente tessiturale limo-argillosa e del contenuto di Ca-sc e Mg-sc, in particolare: a) nell'UC 17 (Typic Haploxeralfs), in cui i suoli sono molto profondi, non calcarei e con drenaggio buono; b) nell'UC 15 (Typic Rhodoxeralfs), una zona costituita da rilievi collinari, in cui i suoli hanno una tessitura medio-fine, con una riserva idrica che va da elevata a molto elevata; c) nell'UC 4 (Typic Xerofluvents), in prossimità della costa con suoli a drenaggio mediocre e con riserva idrica elevata.

Tabella 2. Soluzioni Ortogonali dell'ACP condotta sugli orizzonti di superficie

	I approssimazione		II approssimazione		III approssimazione	
	I grado	II grado	I grado	II grado	I grado	II grado
variabile						
spessore	0,002	-0,446	0,033	-0,084	-0,094	-0,125
sabbia totale	-0,953	0,040	-0,008	-0,963	0,007	-0,958
sabbia fine	0,039	0,121	-0,046	-0,162	-0,163	-0,160
limo	0,897	-0,009	0,070	0,800	-0,175	0,833
argilla	0,652	-0,062	-0,054	0,788	0,208	0,735
pH	0,035	-0,073	0,833	0,176	0,250	0,151
carbonati totali	0,222	0,181	0,039	0,357	0,749	0,342
sostanza organica	0,060	0,777	0,145	0,065	0,181	0,144
azoto	0,132	0,744	-0,177	0,218	0,129	0,244
fosforo assimilabile	-0,437	0,744	0,249	-0,363	-0,174	-0,282
CSC	0,593	0,118	0,464	0,757	0,399	0,752
conducibilità	0	0	0,780	0,016	0,175	0,029
Ca-sc	0	0	0,619	0,621	0,367	0,617
Mg-sc	0	0	0,137	0,786	0,157	0,778
Na-sc	0	0	0,337	0,394	0,827	0,371
K-sc	0	0	-0,36	0,348	-0,009	0,360
ESP	0	0	0,103	-0,185	0,864	-0,192
vertisols	0	0	0	0	0,482	0,424
mollisols	0	0	0	0	-0,102	0,128
alfisols	0	0	0	0	-0,06	0,118
inceptisols	0	0	0	0	0,033	0,247
entisols	0	0	0	0	-0,150	0,681
autovalore	3,731	2,08	5,904	2,673	6,629	3,504
varianza %	39,9	18,9	34,7	15,7	30,1	15,9

Rappresentazione dei Pedocaratteri

Ai fini della rappresentazione cartografica dei pedocaratteri individuati è stata elaborata, per ogni fattore f , la funzione da noi definita "Rilevanza Territoriale del Fattore" (R_f) (Buondonno et al., 2003), calcolata assegnando a ciascuna partizione territoriale il valore

$$R_f = t_{p,1} * \phi_{1,f} + t_{p,2} * \phi_{2,f} + \dots + t_{p,c} * \phi_{c,f}$$

in cui $\phi_{c,f}$ con $c = 1, 2, \dots, C$, rappresenta il coefficiente associato alla connotazione territoriale c nel fattore f , e $t_{p,c}$ con $p = 1, 2, \dots, P$, identifica il valore della connotazione nella partizione territoriale p . La funzione R_f rappresenta quindi la *funzione di sintesi* della variabilità spaziale complessa associata al territorio analizzato ed individua il *pedocarattere*. Successivamente secondo la procedura adottata per costruire le Carte dei Suoli, è stata creata, come carta dei poligoni, la Carta delle Partizioni Territoriali, contenente tutte le p partizioni territoriali corrispondenti all'insieme di tutte le UC individuate nella Carta dei Suoli.

Utilizzando la Carta delle Partizioni Territoriali come *template*, cioè come modello di riferimento, si è proceduto alla realizzazione delle mappe relative alla distribuzione dei pedocaratteri nella Piana di Santa Eufemia. Le figure 1 e 2 riportano la mappatura dei Pedocaratteri di I e II grado nella terza approssimazione.

Conclusioni

L'indagine condotta ha consentito di ottenere due principali risultati:

- 1- l'estrazione delle Componenti Principali, basata sull'analisi multivariata delle caratteristiche dei suoli, sia quantitative che qualitative, ha evidenziato che il *pedocarattere* dominante nell'areale considerato è rappresentato dalla "Alcalinità del Complesso di Scambio", fortemente espressa nei Vertisuoli, nonostante tali pedotipi costituiscano una frazione minore (7%) del pedosistema di S. Eufemia; il fattore di "Il grado" è invece espressione della componente tessiturale limo-argillosa e del contenuto di Ca-sc e Mg-sc, ancora una volta prevalentemente nei Vertisuoli;
- 2- la funzione "Rilevanza Territoriale del Fattore" descrittiva della distribuzione spaziale del *pedocarattere*, ha permesso di sintetizzare e dimensionare la variabilità complessiva dei suoli analizzati in un'unica variabile continua, inglobante tutte le connotazioni territoriali considerate, ciascuna con il proprio peso relativo; ne è derivata pertanto la possibilità di descrivere ed interpretare la variabilità spaziale del *pedocarattere* con una semplice restituzione informativa, facilitando la lettura globale del territorio senza ricorrere ad un elevato numero di supporti cartografici.

L'applicazione del concetto di *pedocarattere* e l'elaborazione della funzione "Rilevanza Territoriale" ha consentito di porre in luce le principali problematiche del pedosistema studiato, non immediatamente percepibili alla lettura della cartografia pedologica classica, quali il potenziale rischio di salinizzazione nei Vertisuoli, evidenziando pertanto la necessità di programmare idonee strategie di gestione e difesa delle aree vulnerabili.

Figura 1. Piana di Santa Eufemia: Distribuzione del *pedocarattere* di I grado (orizzonti di superficie)

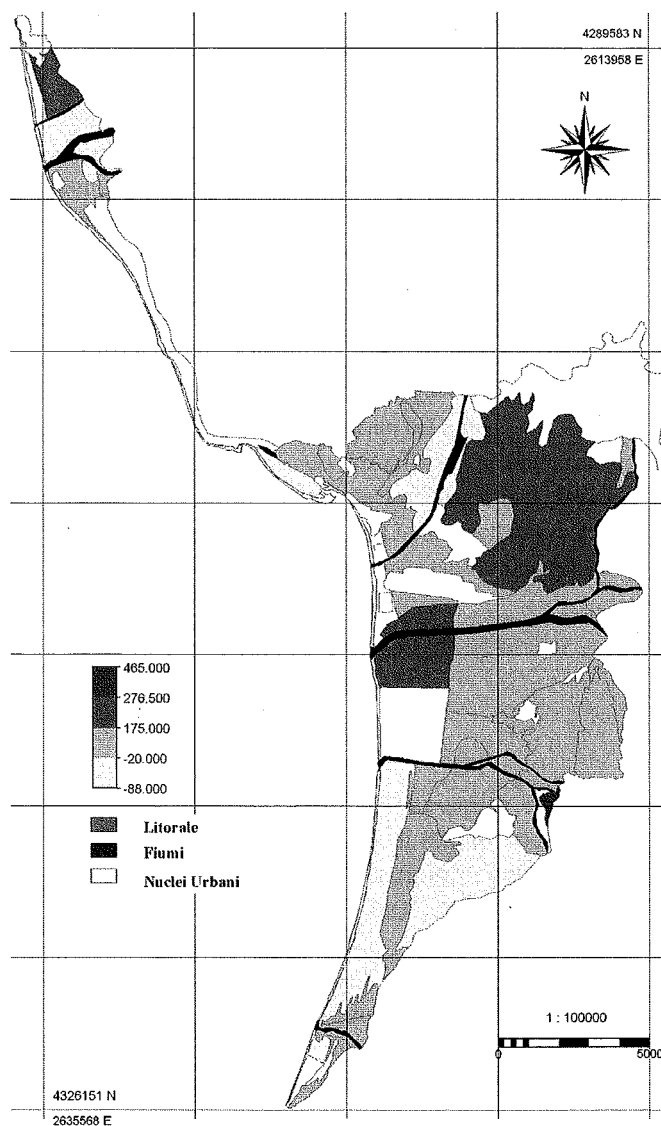
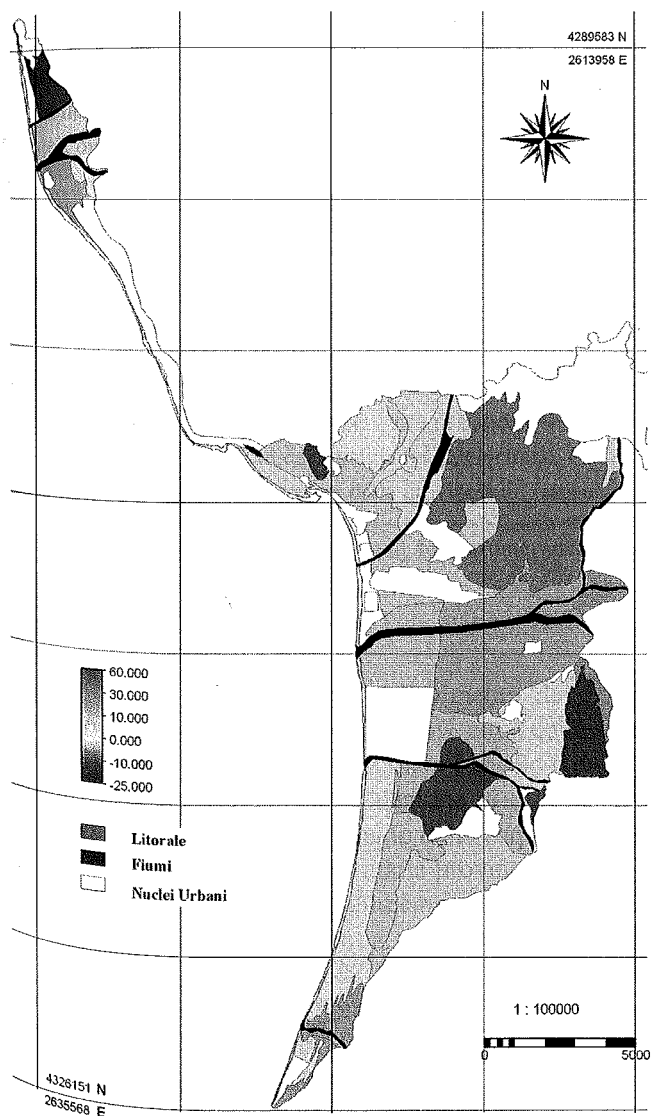


Figura 2. Piana di Santa Eufemia: Distribuzione del *pedocarattere* di II grado (orizzonti di superficie)

Bibliografia

- ARSSA - Agenzia Regionale per lo Sviluppo e per i Servizi in Agricoltura, 1996. Carta dei suoli della Piana di S. Eufemia Lamezia. Monografia divulgativa.
- BLUM W.E.H., 1998. Basic Concepts: Degradation, Resilience, and Rehabilitation. In: Methods for Assessment of Soil Degradation, Lal R., Blum W.E.H., Valentine C. and Stewart B.A. (eds.), *Advances in Soil Science*, CRC Press LLC, Boca Raton, FL, USA.
- CEE - Commissione delle Comunità Europee 2002. Verso una strategia tematica per la protezione del suolo, Bruxelles, COM (2002) 179, 16.04.2002
- BRAMBILLA F., 1968. Trattato di Statistica. UTET, Torino.
- BUONDONNO A., BIDELLO P., BRENNIA S., COPPOLA E., DI SERAFINO D., GLORIOSO C., 2003. Valutazione spaziale dei pedocaratteri tramite analisi delle componenti principali. Indagine preliminare su un areale dell'Oltrepo Mantovano. *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*, 52/1-2: 465-475.
- D'ANGELO G., 1995. Elementi di Analisi Statistica Spaziale. Monduzzi Editore, Bologna.
- HORN R., BAUMGARTL T., 2000. Dynamic Properties of Soils. In: M.E. Sumner (ed.), *Handbook of Soil Science*, CRC Press, Boca Raton, FL, USA. A/19-51.
- HOOSBEK M.R., AMUNDSON R.G., BRYANT R.B., 2000. Pedological modeling. In: M.E. Sumner (ed.) *Handbook of Soil Science*, CRC Press, Boca Raton, FL, USA. E/77-116.
- ILWIS 3.0 2001. 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(1): 71-83.
- MAIROTA P., THORNES J.B. AND GEESON N., (eds.), 1998. Atlas of Mediterranean Environments in Europe. The desertification context. J.Wiley and Sons Ed., Chichester, UK.
- MINISTERO DELL'AMBIENTE, 2001. Relazione sullo stato dell' Ambiente. La Piramide, Roma.
- 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, 1992. *Keys to Soil Taxonomy*, 5th ed., U.S.D.A., Pocahontas Press Inc., Blacksburg, VI.
- SOIL SURVEY STAFF - United States Department of Agriculture, 1999. *Keys to Soil Taxonomy*, 8th ed., U.S.D.A., Pocahontas Press Inc., Blacksburg, VI.
- 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.
- VAN BREEMEN N., BUURMAN P., 1998. *Soil Formation*, Kluwer Academic Pub., Dordrecht, The Netherlands.
- WANDER M.M., BOLLERO G.A., 1999. Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 961-971.

UN MODELLO PER LA DEFINIZIONE DELL'ADATTABILITÀ DEI SUOLI DEL TRATTO TERMINALE DEL BACINO DEL BELICE (AG) ALLO SMALTIMENTO DELLE ACQUE DI VEGETAZIONE

Katiuscia Caniglia ¹, Giuseppe Lo Papa ¹, Carmelo Dazzi ¹, Salvatore Monteleone ²

¹ Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia

² Dipartimento di Geologia e Geodesia

Università di Palermo

Abstract

This paper reports the results of the application of a Land Evaluation methodology aimed at evaluate the suitability of the soils of the last part of the river Belice watershed to receive olive waste waters (AV). The test area is approximately 25,000 hectares wide and is located in the western part of the province of Agrigento, which is the area of Sicily where olive-groves are mainly diffused.

The survey shown that the suitable soils to the olive waste waters disposal in this area account for 4,1% (equal to 1,021 hectares) of the total surface. These soils show the features set up by the Italian law and also the pedological, morphological and lithological features that make them suitable for the defined use.

Key-words: Land Evaluation, olive waste waters, disposal.

Riassunto

Il lavoro riporta i risultati dell'applicazione di una metodologia di Land Evaluation nel tratto terminale del bacino del fiume Belice (AG) al fine di valutare l'adattabilità dei suoli allo smaltimento delle acque di vegetazione (AV). L'area di applicazione del Land Suitability Classification System, estesa 25.000 ettari circa, ricade nel territorio di Agrigento che risulta la provincia siciliana maggiormente vocata all'olivicoltura.

Dallo studio è emerso che i suoli che si adattano allo smaltimento dei reflui oleari rappresentano solo il 4,1% (pari a 1.021 ettari) dell'intera superficie considerata; essi presentano sia i requisiti imposti dalla legge 574/96 (terreni distanti 300 m dalle aree di captazione delle acque destinate al consumo civile, terreni distanti 200 m dai centri abitati, altezza della falda idrica superiore a 10 m, assenza di colture orticole in atto) sia le caratteristiche pedologiche e topografiche da noi imposte (permeabilità buona-moderata, drenaggio buono-moderato, pH neutro-subalcalino, presenza di carbonati, pendenza inferiore al 5%) per una migliore distribuzione e/o smaltimento del refluo.

È emerso, inoltre, che il 40% della quantità totale di acqua di vegetazione della provincia di Agrigento, prodotta nei comuni di Calamonaci, Menfi, Sciacca e Ribera, i cui territori distano poche decine di chilometri dal settore orientale del bacino del fiume Belice, potrebbe essere potenzialmente utilizzata per l'uso definito su 408 ettari dei 1.021 considerati adatti. Nei rimanenti 613 ettari potrebbero essere distribuiti, invece, i reflui prodotti dai comuni di Castelvetro, Partanna e Campobello di Mazara che, prossimi al limite occidentale del bacino idrografico, rientrano nella competenza della provincia di Trapani.

Parole chiave: Land Evaluation, acque di vegetazione, smaltimento.

Introduzione

Il problema dello smaltimento delle acque di vegetazione è particolarmente avvertito nel bacino del Mediterraneo in cui si concentra il 94% circa della superficie olivicola mondiale (8,5 milioni di ettari rispetto ai 9 milioni totali) e dove la produzione di olive (da olio e da mensa) occupa il terzo posto fra le produzioni di colture arboree. In Sicilia, terza regione per la produzione di olio di oliva dopo Puglia e Calabria (ISTAT, 2002), con una superficie di 161.000 ettari circa, lo smaltimento delle acque di vegetazione costituisce un serio problema. Ancor di più lo è nel territorio di Agrigento che rappresenta la provincia dell'isola in cui si ha la maggior produzione olivicola (IPA, 2002).

Secondo i dati della campagna olearia 2001/02, nella provincia di Agrigento la produzione totale di olive è risultata di $51 \cdot 10^6$ kg circa, su una superficie olivetata di 24.950 ettari, mentre la produzione di olio è stata di $10 \cdot 10^6$ kg (IPA, 2002). Il 40% della produzione totale ($21 \cdot 10^6$ kg) è stato ricavato dai comuni di Calamonaci, Menfi, Sciacca e Ribera i quali rappresentano i territori più fruttiferi della provincia. In tali aree, la produzione media di olive per pianta è risultata di 11 kg e la resa media di olio di 21 kg per 100 kg di olive lavorate, valori superiori rispetto a quelli della campagna olearia precedente, nonostante le condizioni climatiche siccitose (IPA, 2002). La "Cerasuolo", la "Biancolilla" e la "Nocellara del Belice" sono le cultivar da olio più diffuse.

Alla quantità di olio prodotto corrisponde, di contro, una produzione di acqua di vegetazione di 51.000 m³ circa; il 94,5% dei frantoi presenti in provincia, infatti, è a ciclo continuo e da tali tipi di impianto la produzione media di acqua di vegetazione è pari a 80-110 kg per 100 kg di olive lavorate.

Questo lavoro, che si inserisce nell'ambito del Progetto di Ricerca "Riciclo dei Reflui nel Settore Agroalimentare - Sottoprogetto Reflui Oleari - Programma CNR - MURST, legge 95/95", ha lo scopo di valutare la adattabilità dei suoli allo smaltimento dei reflui oleari mediante l'applicazione di un modello del Land Suitability Classification System al tratto terminale del bacino del fiume Belice. Ciò comporta la necessità di valutare e classificare le componenti ambientali in grado di esercitare un'influenza sugli esiti dell'utilizzazione considerata ed eventualmente di reperirli laddove manchino (Dazzi, 1992).

L'area di studio

Per gli scopi del lavoro è stato considerato il tratto terminale del bacino del fiume Belice (la fig. 1 indica la localizzazione dell'area oggetto di studio) in particolare dal punto in cui i due corsi d'acqua confluiscono e fino alla foce per una superficie di 24.940 ettari. Il Belice, infatti, che rappresenta uno dei maggiori fiumi della Sicilia, risulta dall'unione di due corsi d'acqua: il Belice destro ed il Belice sinistro. I due fiumi si uniscono per formare il fiume Belice a circa 25 km in linea d'aria dalla costa sud della Sicilia.

Quest'ultima porzione di territorio presenta un aspetto orografico alquanto articolato: la montagna, che occupa solo un piccolo tratto del territorio oggetto di studio, è localizzata a nord-est e nord-ovest dello stesso; la collina occupa la parte centrale dell'area mentre la vallata, vasta e spaziosa, è caratterizzata da ampi e tortuosi meandri. Il clima varia da sub-umido a sub-arido nelle zone più elevate, diviene un po' più arido (semi-arido) nelle zone del fondovalle e nelle aree prossime al mare.

Dagli studi effettuati emerge che la maggior parte della superficie è destinata ad uso agricolo: vite, grano duro ed olivo rappresentano le colture più diffuse.

I litotipi presenti sono di natura carbonatica, evaporitica e terrigena. In particolare, gli affioramenti carbonatici, che hanno un'età compresa fra il Trias superiore ed il Cretaceo, sono costituiti da calcari, calcari dolomitic e calcari marnosi con liste e noduli di selce; i depositi evaporitici, del Messiniano, sono rappresentati essenzialmente da gessi selenitici e/o alabastrini e da gessareniti; mentre, quelli terrigeni, di età compresa tra l'Oligocene e il Pliocene, sono identificabili negli affioramenti argillosi, argillo-marnosi, argillo-sabbiosi, bioclastici e clastici.

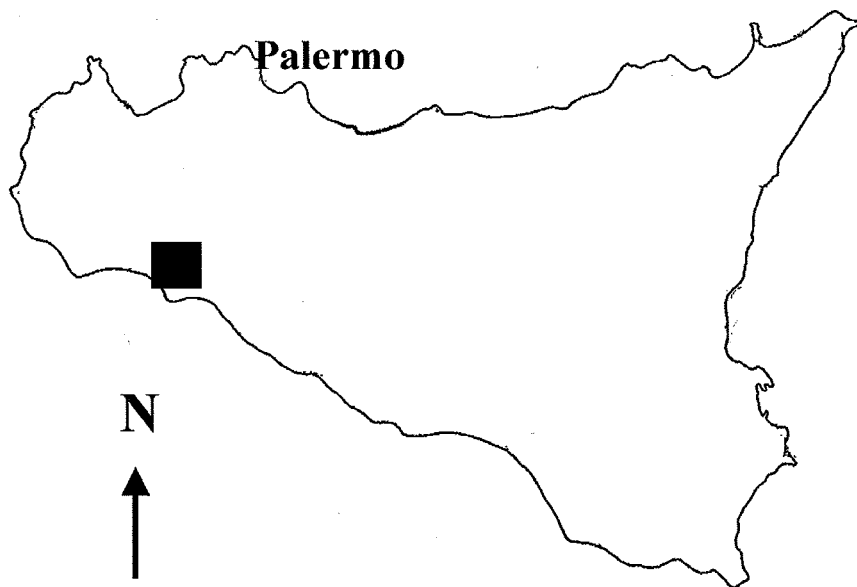


Figura 1.
Localizzazione dell'area di studio indicata dal quadrato in nero

I suoli che evolvono sui su citati litotipi, le cui caratteristiche sono riportate nella tabella riportata di seguito (tab. 1), appartengono all'ordine degli Entisuoli, degli Alfisuoli, degli Inceptisuoli e dei Vertisuoli (Soil Survey Staff, 1999).

La destinazione d'uso dell'area prevalentemente agricola, la significativa diffusione dell'olivicoltura e quindi di impianti per l'estrazione dell'olio d'oliva con relativa produzione di acque di vegetazione eventualmente da impiegare in agricoltura, l'ampia disponibilità di parametri chimico-fisici e morfologici dei suoli grazie ad uno studio precedentemente condotto nell'area su menzionata (Bagarello et al., 1992), la buona viabilità tale da permettere il facile raggiungimento, ai mezzi di trasporto, delle aree da destinare all'uso agricolo dei reflui, rappresentano le motivi-

zioni che hanno spinto alla scelta del tratto terminale del bacino del fiume Belice per l'applicazione del modello di valutazione proposto.

Metodologia

A causa delle particolari caratteristiche chimiche delle acque di vegetazione, quali reazione acida, elevato contenuto in polifenoli ed in sali minerali, che determinano qualità ritenute da sempre negative, per l'applicazione del modello proposto e basato sul Land Suitability Classification System (FAO, 1976) il lavoro preliminare è stato focalizzato sull'individuazione dei differenti parametri che possono influenzare le relazioni suolo-reflui.

In particolare, sono stati considerati:

- parametri legislativi;
- parametri pedologici;
- parametri topografici;
- parametri geologici.

Tabella 1. Caratteristiche principali dei suoli dell'area di studio

Tipo pedologico	Tipologia del profilo	Profondità	Tessitura	Struttura	Carbonati	Reazione	Drenaggio
Lithic Xerothents	A-R	da superficiale	f-s-a	psb	pr	nt	n
		a poco profondo	f	pa		s-al	n-l
Typic Xerothents	Ap-C	da poco	f-a	psb	pr	s-al	n
	A-C	profondo a mediamente	a	pa			
Vertic Xerofluvents	Ap-C	profondo	f-s-a	psb	pr	s-al	n-l
			a	pa	abb		
Typic Xerofluvents	Ap-C	profondo	f-s-a	psb	pr	s-al	n-l
			a	pa	abb		
Typic Haploxererts	Ap-C	molto	a	psb-prs	pr	s-al	n-l-ml
		profondo					
Typic Calcixerepts	Ap-Bw-C	mediamente	a	pa-prs	pr	s-al	n-l
	Ap-Bk-C	profondo	f-s-a		abb		
Vertic Haploxerepts	Ap-Bw-C	profondo	a	psb-prs	pr	s-al	n-l
			f-a				
Gypsic Haploxerepts	Ap-Bw-C	profondo	a-s				
			f-a	psb-prs	pr	s-al	n-l
Typic Haploreralfs	Ap-Bt-C	profondo	a	psb-prs	pr	s-al	l
Aquic Haploxeralfs	Ap-Bt-C	profondo	f-s-a	psb-prs	pr	s-al	l
Lithic Rhodoxeralfs	Ap-Bt-C	da poco a mediamente	f-s-a	psb-prs	pr	s-al	bn
Petrocalcic Palexeralfs	Ap-Bt-Ckm	profondo					
		mediamente	f-s-a	psb-prs	pr	s-al	bn-imp
Haplic Xerarents	Ap-C	profondo					
		mediamente	s-f	psb-prs	pr	nt	n
		profondo	f-s				

Profondità: <10 cm = superficiale, 10-30 cm = poco profondo, 30-60 cm = mediamente profondo, 60-90 cm = profondo, 90-120 cm = molto profondo. Tessitura: f-s-a = franco-sabbioso-argillosa, f = franca, f-s = franco-sabbiosa, f-a = franco-argillosa, a = argillosa, a-s = argilloso-sabbiosa. Struttura: psb = poliedrica subangolare, pa = poliedrica angolare, psb-prs = poliedrica subangolare tendente a prismatica, pa-prs = poliedrica angolare tendente a prismatica. Carbonati: pr = presenti, abb = abbondanti. Reazione: nt = neutra, s-al = subalcalina. Drenaggio: n = normale, n-l = da normale a lento, n-l-ml = da normale a lento a molto lento, l = lento, bn = buono, bn-imp = da buono ad impedito.

Successivamente si è proceduto alla realizzazione di una carta a scala 1:50.000 (fig. 2) nella quale sono indicati i tipi pedologici adatti allo spargimento delle acque di vegetazione. La carta, in cui l'unità minima cartografabile è pari ad 1 ettaro, è stata realizzata utilizzando strumentazioni hardware di notevole potenzialità costituite, in particolare, da una stazione di lavoro PC in ambiente Windows (2 CPU da 800 MHz, 1 GB di Ram, 2 HD da 18 GB, scheda grafica da 64 MB), da periferiche di acquisizione ottica (scanner A0 a 256 livelli di grigio e scanner A4 a 16,8 milioni di colori) e periferiche di stampa (plotter A0 a colori). Di non trascurabile potenzialità sono i software utilizzati: ArcView 3.2, su cui è stato implementato il sistema, e Terranova ShArc 3 utilizzato come supporto per l'editing topologico e la georeferenziazione dei dati.

Parametri legislativi

Sono state individuate le differenti categorie di suoli (tab. 2) in cui non è possibile effettuare lo spargimento dei reflui a causa dei limiti imposti dalla legislazione nazionale riguardo al loro uso in agricoltura. Secondo la legge 574/96 sono da escludere i terreni situati ad una distanza inferiore a 300 m dalle aree di salvaguardia di captazione di acque destinate al consumo umano; questi, estesi 4.421 ettari, incidono per il 17,7% sulla superficie totale studiata. Successivamente, sono stati individuati i terreni situati ad una distanza inferiore a 200 m dai centri abitati. Tali terreni estesi 679 ettari, incidono per il 2,7% sulla superficie totale. I terreni con colture orticole in atto, con boschi, con imboschimenti e le aree urbanizzate occupano complessivamente 3.332 ettari ed incidono per il 13,4% sul totale. Per ultimo sono stati individuati i terreni in cui sono localizzate falde che potrebbero venire a contatto con le acque di percolazione del suolo e comunque i terreni che presentano la falda idrica localizzata ad una profondità inferiore a 10 m dalla superficie che, estesi 3.148 ettari, incidono per il 12,6% sul totale dell'area studiata.

Tabella 2. Correlazioni criterio-classe per gli indicatori legislativi. S = adatto, N = non adatto

Indicatori	Correlazione criterio-classe	
	S	N
Distanza dei terreni dalle aree di captazione di acque destinate al consumo umano	>300 metri	<300 metri
Distanza dei terreni dai centri abitati	>200 metri	<200 metri
Land use	tutti gli altri usi	colture orticole in atto, boschi, imboschimenti, aree urbanizzate
Profondità della falda idrica dalla superficie del terreno	>10 metri	<10 metri

Parametri pedologici

Permeabilità, drenaggio, reazione e presenza di carbonati sono i più importanti parametri pedologici che influenzano lo spargimento-smaltimento dei reflui oleari (Pagliai et al., 2001). Sono da considerare adatti (tab. 3) i suoli che presentano permeabilità buona o moderata, drenaggio buono o moderato, reazione neutra o sub-alkalina (al fine di evitare un eventuale abbassamento del pH che potrebbe limitare la scelta delle specie da mettere a coltura). La presenza di carbonati è di fondamentale importanza per l'elevato potere tampone esercitato dallo ione calcio in seguito all'aggiunta di una soluzione a reazione acida quale è l'acqua di vegetazione. Dall'analisi dei dati chimico-fisici dei numerosi profili, è emerso che tutti i suoli dell'area in esame presentano i requisiti pedologici minimi, su indicati, per lo spargimento delle acque di vegetazione.

Tabella 3. Correlazioni criterio-classe per gli indicatori pedologici. S = adatto, N = non adatto

Indicatori	Correlazione criterio-classe	
	S	N
Permeabilità	buona-moderata	elevata-bassa o molto bassa
Drenaggio	buono-moderato	rapido-impedito
Reazione	neutra-sub-alkalina	sub-acida
CaCO ₃ tot.	presente	assente

Parametri topografici

Tra i parametri topografici (tab. 4) la pendenza è l'unico parametro da considerare per l'uso agricolo dei reflui oleari. Le acque di vegetazione, infatti, distribuite su superfici caratterizzate da morfologia di pendio tendono a

scivolare ed accumularsi a valle anziché infiltrarsi nel suolo e ciò in virtù della loro composizione prevalentemente oleosa (Cabrera et al., 1996; Montedoro et al., 1986). Inoltre, pendenze relativamente elevate potrebbero limitare l'uso delle macchine operatrici da utilizzare sia nelle diverse operazioni colturali sia nella fase di spargimento dei reflui.

Al fine dell'applicazione del modello proposto sono stati considerati adatti allo spargimento dei reflui i suoli che presentano una pendenza inferiore al 5% (utilizzabili con lievi interventi) o le superfici terrazzate; non adatti, invece, tutti gli altri i quali, estesi 11.870 ettari, incidono per il 47,6% sulla superficie totale.

Tabella 4.

Correlazioni criterio-classe per gli indicatori topografici.
S = adatto, N = non adatto

Indicatori	Correlazione criterio-classe	
	S	N
Pendenza (%)	<5	>5
	terreni terrazzati	

Parametri geologici

La constatazione che, nell'area di studio vi sono terreni che, pur presentando i requisiti imposti dalla legislazione nazionale, insistono su litologie caratterizzate da una permeabilità molto elevata per fessurazione e/o carsismo, ha spinto a considerare anche alcuni parametri idrogeologici per l'applicazione del modello proposto.

Alcuni suoli, infatti, che insistono su rocce carbonatiche e gessi sono da considerare non adatti allo spargimento dei reflui oleari in quanto, utilizzati per più anni consecutivi, potrebbero provocare l'inquinamento della falda idrica sottostante, anche se la stessa dovesse persistere a profondità rilevante (>>100 metri). Detti suoli, estesi 469 ettari e localizzati nella porzione sud-orientale del territorio studiato (fig. 2), incidono per il 2% della superficie totale. Sono adatti, invece, tutti gli altri suoli (tab. 5) purché siano rispettati i requisiti legislativi.

Tabella 5. Correlazioni criterio-classe per gli indicatori geologici. S = adatto, N = non adatto

Indicatori	Correlazione criterio-classe	
	S	N
Tipo litologico su cui insistono suoli da destinare allo spargimento dei reflui	poco permeabile per porosità o impermeabile	permeabile per fessurazione e/o carsismo

Risultati e conclusioni

La definizione delle correlazioni criterio-classe basate su indicatori pedologici, topografici, geologici oltre che legislativi ha consentito di applicare il sistema del Land Suitability Classification al tratto terminale del bacino del fiume Belice. Emerge che le aree adatte allo spargimento delle acque di vegetazione rappresentano il 4,1% della superficie totale (fig. 2) mentre per il rimanente 95,9% non si adatta allo spargimento (tab. 6).

Tali dati derivano dalla sovrapposizione e progressiva eliminazione, dalla superficie totale, sia delle aree soggette a vincolo dalla legislazione nazionale (L. 574/96) sia di quelle che non presentano i caratteri pedologici, topografici e geologici per l'uso definito.

Risulta, dunque che, dall'applicazione della metodologia di Land Evaluation per l'uso agricolo dei reflui oleari al territorio considerato, esteso 24.940 ettari, le aree adatte allo spargimento delle AV hanno un'estensione di 1.021 ettari ed un'incidenza del 4,1% (Tab. 6) sulla superficie totale.

Poiché la legislazione attuale permette l'uso agricolo delle acque di vegetazione nelle quantità di 50 o di 80 m³ ha⁻¹ a seconda della tipologia del sistema di estrazione da cui provengono, risulta che su una superficie di 1.021 ettari è possibile spargere un volume di 51.050 m³, se il refluo proviene dal sistema a pressione, o di 81.680 m³ se deriva dal sistema a ciclo continuo.

Tabella 6. Estensione ed incidenza percentuale delle aree non adatte allo spargimento dei reflui nel tratto terminale del bacino del fiume Belice

Aree non adatte allo spargimento dei reflui oleari	Estensione (ettari)	Incidenza (%)
Terreni distanti 300 m dalle aree di captazione di acque destinate al consumo umano	4.421	17,7
Terreni distanti 200 m dai centri abitati	679	2,7
Land use (boschi, imboschimenti, aree urbanizzate)	3.332	13,4
Terreni con profondità della falda idrica <10 m dalla superficie del terreno	3.148	12,6
Terreni con pendenza >5%	11.870	47,6
Terreni che insistono su litologie permeabili per fessurazione e/o carsismo (gessi e carbonati)	469	1,9
TOTALE	23.919	95,9

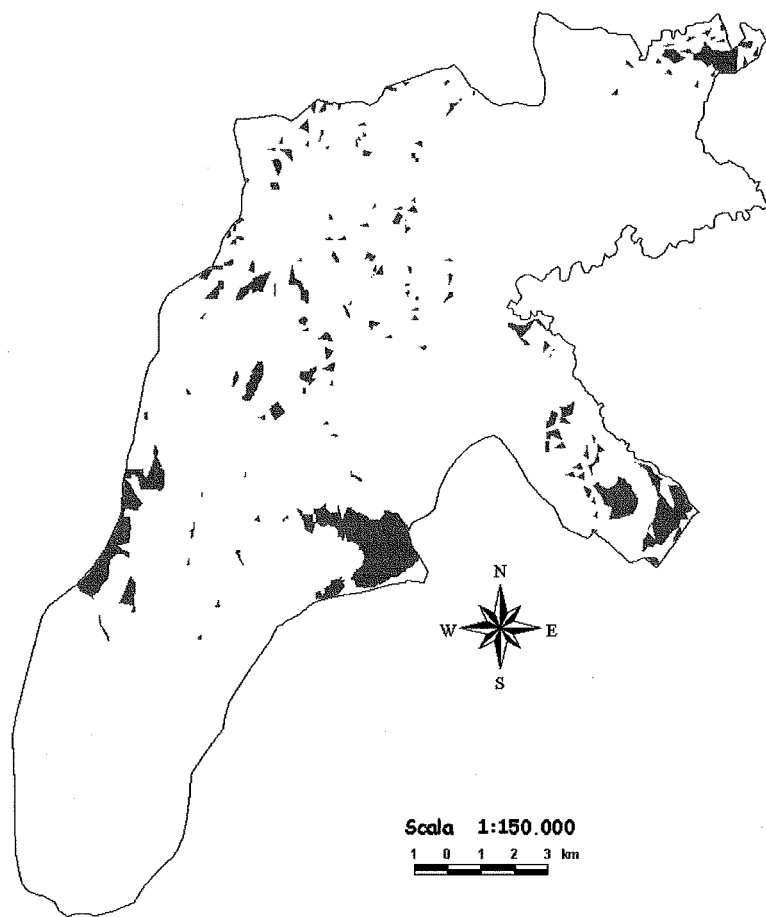


Figura 2. Aree adatte allo spargimento dei reflui oleari nel tratto terminale del bacino del fiume Belice

Poiché il 40% della quantità totale di acqua di vegetazione prodotta mediamente nella provincia di Agrigento (pari a circa 51.000 m³) deriva dai territori di quattro comuni (Ribera, Sciacca, Calamonaci e Menfi), che distano poche decine di chilometri dall'area investigata, tale quantità potrebbe essere potenzialmente utilizzata per l'uso definito su 408 ettari dei 1.021 considerati adatti. Nei rimanenti 613 ettari potrebbero essere distribuiti, invece, i reflui prodotti dai comuni di Castelvetrano, Partanna e Campobello di Mazara che, prossimi al limite occidentale del bacino idrografico, rientrano nella competenza della provincia di Trapani.

Lo spargimento delle AV sui suoli considerati adatti, permetterebbe:

- lo smaltimento di un considerevole volume di refluo prodotto durante ciascuna campagna olearia, compatibilmente con il minimo volume idrico consentito dalla legislazione;
- la riduzione dell'inquinamento di siti poco adatti allo spargimento ma spesso utilizzati per l'eliminazione delle AV;
- l'accumulo di sostanza organica nel suolo (Caniglia et al., 2002) e la possibilità di utilizzare le AV sia come ammendante sia come fertilizzante per il loro elevato contenuto in elementi della fertilità, in particolare in potassio.

Bibliografia

- BAGARELLO V., DAZZI C., FERRO V., FIEROTTI G., GIORDANO G., SANTORO M., 1992. Indagine sull'erosione idrica "potenziale" del bacino del fiume Belice. - Atti del XXVIII Convegno Nazionale dell'AIC - Bollettino AIC n° 85, pp. 105-110.
- CABRERA F., LÓPEZ R., MARTINEZ-BORDIÙ A., DUPUY DE LOME E., MURILLO J. M., 1996. Land treatment of olive mill wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, pp. 215-225.
- CANIGLIA K., DAZZI C., SCALENGHE R., TUSA D., 2002. Risultati sperimentali dello spandimento di acque di vegetazione su un Entisuolo antropico. Primi risultati: effetti sul contenuto in sostanza organica. *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo. Atti del Convegno del Cinquantenario 1952-2001 "L'emergenza suolo"*. Erice, 16-22 maggio, pp. 455-464.
- DAZZI C., 1992. Messa a punto di una metodologia per la realizzazione della carta del Land Suitability Classification System dell'*Eucalyptus globulus*. *Bollettino dell'A.I.C.* n. 84-85, pp. 163-173.
- FAO, 1976. A framework for land evaluation. *Soils Bulletin* n. 32 - Roma.
- IPA, 2002. Ispettorato Provinciale Agricoltura di Agrigento. Produzione olivicola provinciale e quantità di olive molite relativi alla campagna olearia 2001/02.
- ISTAT, 2002. Produzione olive. www.istat.it
- MONTEDORO G.F., PETRUCCIOLI G., PARLATI M.V., 1986. Interventi chimici e fisici sulle acque di vegetazione ed abbattimento parziale del loro tasso di inquinamento. *Atti Tav. Rot. Lo smaltimento delle acque reflue dei frantoi*. Spoleto, 10 Nov, pp. 79-86.
- PAGLIAI M., PELLEGRINI S., VIGNOZZI N., PAPINI R., PIOVANELLI C., GAMBA C., MICLAUS N., CASTALDINI M., DE SIMONE C., PINI R., PEZZAROSSA B., SPARSOLI E., 2001. Influenza dei reflui oleari sulla qualità del suolo. *Supplemento a l'Informatore agrario*. 50, pp. 13-18.
- SOIL SERVEY STAFF, 1999. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys* 2nd ed. USDA-NRCS Agric. Handb. 436. U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C.

RICERCA ED ESPLICITAZIONE DEL MODELLO DISTRIBUTIVO DEI SUOLI IN UN'AREA DI MONTAGNA (VALSASSINA, LC)

Roberto Comolli, Claudio Dipietro

Dip.to di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano Bicocca

Abstract

We tried to clearly define the soil-landscape distribution model, in order to standardize soil mapping, to simplify map production and to improve map objectivity.

The study area is the eastern side of the Grigne massif, Valsassina (LC). In a first time, factors of soil formation were studied using GIS methods, and representative soil sampling sites were defined. During the soil survey, 68 pedons were opened and studied. The widespread type of soils were: Cambisols, Phaeozems and Leptosols. Finally, a detailed soil-landscape distribution model was obtained. It relates soil forming factors (elevation, parent material, slope, plain curvature, vegetation) with soil types. We used a raster map, 20x20 m cell. The obtained map was compared with a traditional one at 1:50.000 scale. We made two comparisons:

- the raster map was compared directly with the traditional one: the agreement was satisfactory (35% agreement at second WRB taxonomic level; 76% at first);
- the raster map obtained was reclassified using rules of prevalence, then transformed in shape: the comparison was slightly better (43% and 82% respectively).

This difference can be explained taking into account that the mapping detail is different. The method can allow an accurate evaluation of soil forming factors; furthermore, it reduces the subjectivity in interpreting soil mapping units limits and content.

Key words: soil mapping, soil-landscape distribution model, GIS, alpine soils, Leptosols, Cambisols, Phaeozems.

Riassunto

L'esplicitazione del modello distributivo dei suoli consente di standardizzare la redazione delle carte pedologiche, in modo da semplificarne la stesura e migliorarne l'oggettività.

L'area oggetto della ricerca comprende il versante orientale del gruppo montuoso prealpino delle Grigne, in Valsassina (LC). Inizialmente, utilizzando metodi GIS, si è analizzata la variabilità dei principali fattori pedogenetici dell'area e si sono stabiliti punti di descrizione e campionamento del suolo che fossero rappresentativi di tali parametri.

Durante la campagna di rilevamento sono state studiate 68 stazioni. I suoli principali dell'area sono risultati: Cambisols, Phaeozems e Leptosols.

Si è infine ricavato un dettagliato modello di distribuzione dei suoli nel paesaggio, che mette in relazione l'espressione dei fattori pedogenetici (espressi per mezzo degli strati informativi: quota, substrato, pendenza, curvatura piana, vegetazione) con le tipologie pedologiche. Si è lavorato in formato raster, con cella di 20 m. La cartografia ottenuta è stata confrontata con la carta tradizionale dell'area, già disponibile e redatta alla scala 1:50.000. Il confronto si è svolto in due modi differenti:

- la carta raster originale è stata confrontata con quella tradizionale, convertita anch'essa in formato raster: in questo secondo caso la sovrapposizione è stata più limitata (35% di completa sovrapposizione; 76% di concordanza considerando i gruppi pedologici di riferimento - primo livello tassonomico - del sistema WRB).
- la carta raster ottenuta dall'applicazione del modello è stata riclassificata mediante algoritmi di ricampionamento basati su regole di prevalenza, e poi convertita in formato vettoriale: in questo caso il confronto si è svolto tra cartografie alla stessa scala ed ha fornito risultati soddisfacenti (rispettivamente 43% e 82%).

Le differenze ottenute sono spiegabili considerando che le due carte confrontate presentano un livello di dettaglio disuguale. Il metodo utilizzato sembra consentire una valutazione accurata dei fattori pedogenetici, grazie all'analisi del territorio cella per cella; nello stesso tempo riduce la soggettività nell'interpretazione di limiti e contenuti delle unità cartografiche.

Parole chiave: cartografia dei suoli, modello distributivo, SIT, suoli alpini, Leptosols, Cambisols, Phaeozems.

Introduzione

Fra i maggiori problemi della cartografia dei suoli vi sono attualmente la necessità di contenere i costi della redazione cartografica, così come il desiderio di scendere a livelli di dettaglio considerevoli, per rispondere a specifiche esigenze applicative. Uno degli approcci possibili è in questo senso quello che mira a esplicitare il model-

lo distributivo dei suoli nel paesaggio. Come è noto, una cartografia dei suoli si redige mediante osservazioni puntiformi che vengono poi estese alle parti di territorio non indagate, ricercando una relazione fra i suoli e le caratteristiche ambientali, secondo il noto paradigma suolo-paesaggio (Hoosbeek e Bryant, 1992; Hudson, 1992; Irvin, Ventura e Slater, 1995; Comolli e Previtali, 1999; Mcbratney e Minasny, 2002). Il modello distributivo permane a livello soggettivo e come tale viene applicato al territorio d'indagine. In questo lavoro si è cercato di esplicitare e rendere oggettivo, anche mediante l'impiego di tecniche GIS (Fondelli e Pasqualin, 1992; Park, Mcsweeney e Lowery, 2001), il modello distributivo dei suoli di un'area di montagna, per la quale esisteva una cartografia pedologica tradizionale. Si è utilizzato un approccio semplificato al problema, senza considerare la possibile presenza di più suoli nella unità minima di riferimento e di cartografia, dunque senza applicare logiche probabilistiche o sfumate.

Materiali e metodi

Area di studio

L'area considerata (fig. 1) comprende i versanti est e nord della Grigna settentrionale (m 2409) e della Grigna meridionale (m 2148) (Valsassina, Alpi Lecchesi).

Le formazioni litologiche costituenti le Grigne appartengono in piccola parte a rocce cristalline, e in gran parte a rocce sedimentarie del Triassico (calcari, calcari marnosi, marne, dolomie, argilliti (Casati e Bini, 1982). L'area presenta forme e depositi glaciali (almeno fin verso i 1700 m di quota), ma anche frane e collassi di versante, oltre a evidenti segni di carsismo (Cita, Gelati e Gregnanin, 1990).

La flora è piuttosto varia, essendo interessate varie fasce vegetazionali e regioni floristiche (submontana, montana, subalpina, alpina); tuttavia i boschi, come nella gran parte delle Alpi, sono stati profondamente alterati dalle pratiche forestali e dal pascolo. I boschi più comuni sono quelli misti decidui, composti da faggio, frassino e carpino nero. La fascia dell'abete rosso e del larice è pressoché assente, sostituita dai pascoli per bovini e ovicaprini.

Il massiccio delle Grigne, circondato da valli e isolato dai rilievi circostanti, presenta caratteristiche interessanti dal punto di vista climatico. Il gradiente annuo di temperatura è di $-0,53$ °C ogni 100 m (Bini, 1986), mentre il gradiente annuo di precipitazioni calcolato mediante i dati di 9 stazioni situate a diverse quote è pari a 2,8 mm ogni 100 m. Le precipitazioni annue sono abbondanti (150 mm in media per il periodo 1950-1990) e ben distribuite, tanto che il regime di umidità secondo Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999) è costantemente perudico.

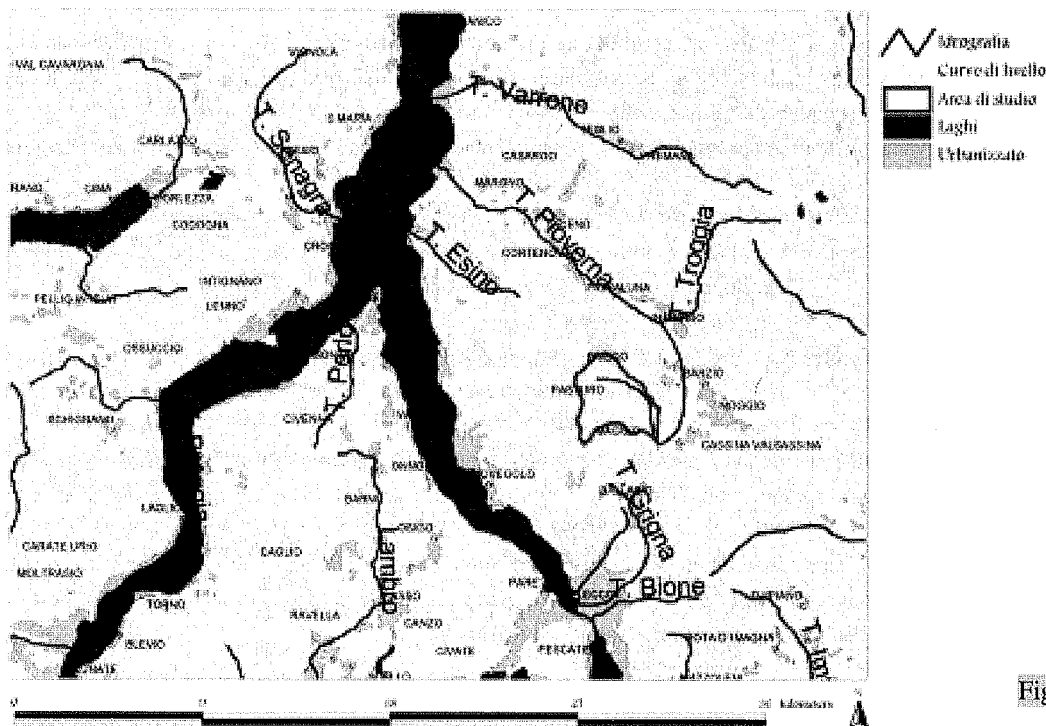


Figura 1. Area di studio

Rilevamento di campagna, analisi di laboratorio e classificazioni

Sono stati inizialmente individuati i principali fattori pedogenetici per l'area di studio: materiale parentale, esposizione, lunghezza, pendenza e stabilità dei versanti, vegetazione (Jenny, 1980). In base a questi fattori, e ricor-

rendo inoltre all'utilizzo di fotografie aeree, si è pianificata la campagna di rilevamento, con individuazione di punti che permettessero di studiare l'influenza sul suolo del cambiamento di ognuno dei parametri prescelti (Dent e Young, 1981). Le osservazioni sono state posizionate all'interno di un transetto (fig. 2) che taglia l'area verticalmente dalla base, nei pressi del colle di Balisio, fino alla vetta del Grignone. Tale striscia è pienamente rappresentativa dell'intera area e comprende al suo interno tutte le formazioni geologiche e le associazioni vegetali della zona d'indagine.

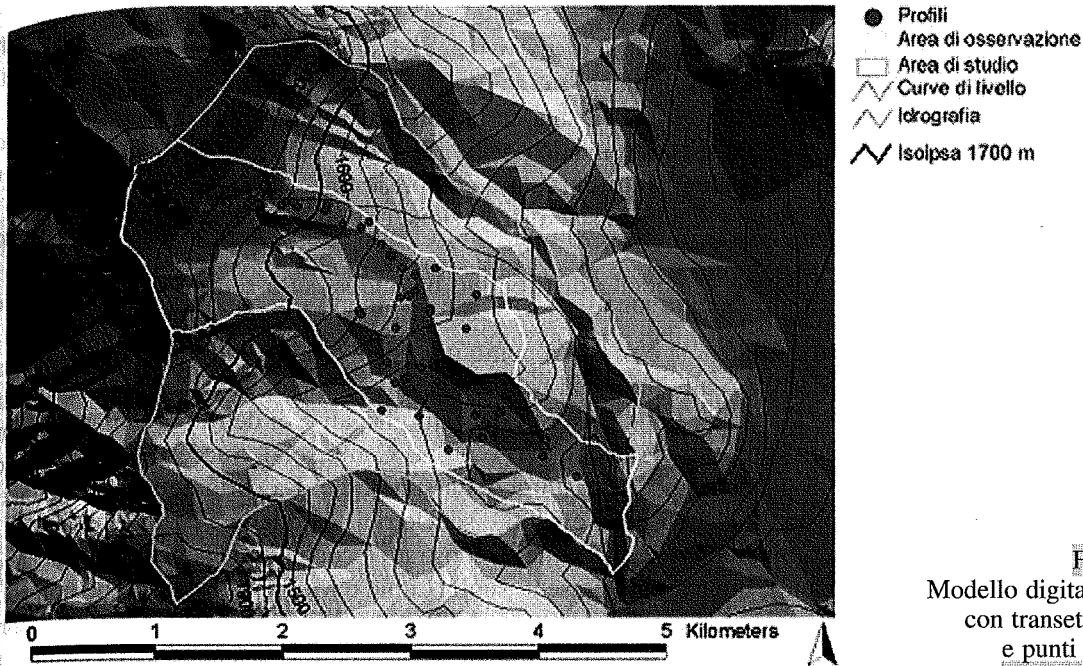


Figura 2.
Modello digitale dell'area di studio, con transetto di osservazione e punti di rilevamento

In totale sono state eseguite 68 osservazioni di campagna, in gran parte profili pedologici. Sono stati inoltre campionati 95 orizzonti per le successive analisi di laboratorio (tessitura, pH in H₂O e in KCl, carbonati, carbonio organico, CSC, cationi di scambio) secondo i Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo (Ministero Risorse Agr. Alim. e For., 1992). Tutte queste informazioni sono state utilizzate per classificare i suoli secondo il World Reference Base for Soil Resources (ISSS, ISRIC e FAO, 1998). I suoli dell'area appartengono a tre gruppi pedologici principali: Leptosols, Cambisols e Phaeozems (fig. 3).

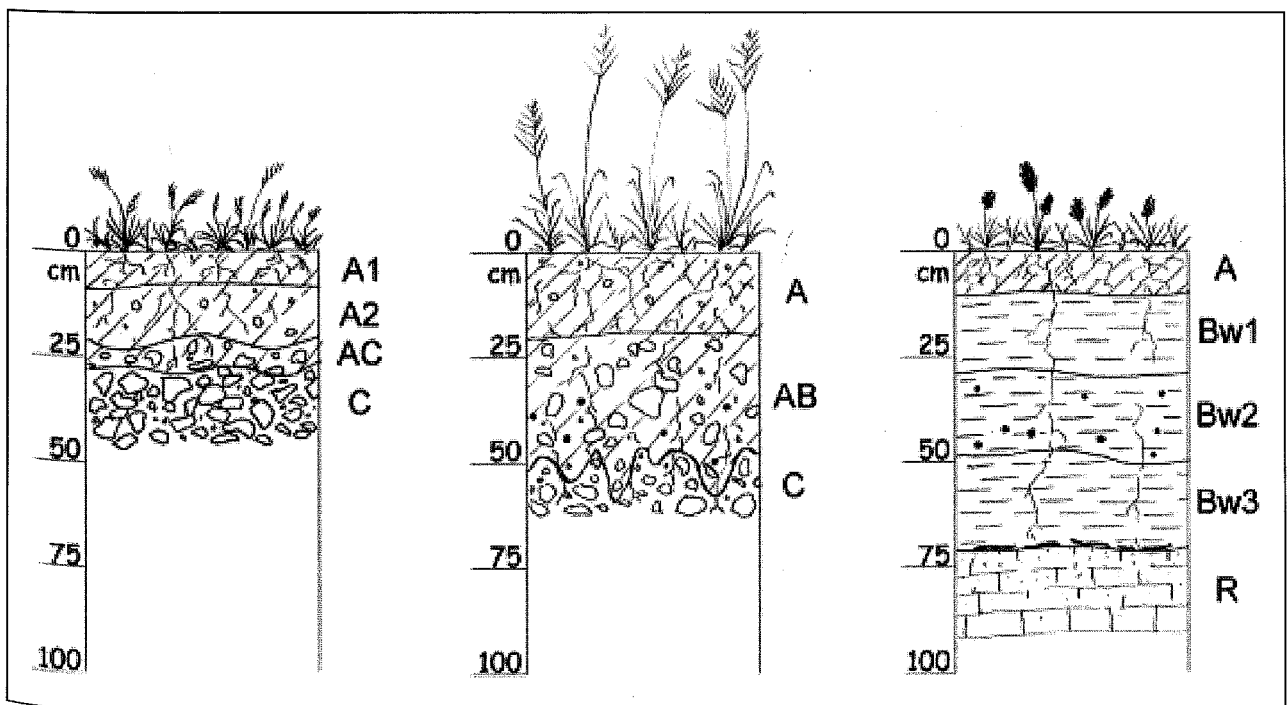


Figura 3. Disegni schematici delle principali tipologie pedologiche dell'area

Risultati e discussione

Esplicitazione del modello distributivo dei suoli

Si è suddivisa l'area in due zone: una parte alta (sopra quota 1700 m), in cui si riscontrano quasi esclusivamente Leptosols, mentre i Phaeozems e i Cambisols sono Skeletic e/o Leptic, ed una parte bassa (860-1700 m), con suoli mediamente più evoluti.

Dall'analisi dei dati raccolti in campagna si è appurato che alcuni fattori, come l'esposizione e la lunghezza del versante, non influiscono in modo significativo sulla distribuzione dei suoli. Al contrario i dossi e le vulture paralleli al versante influiscono profondamente sul drenaggio e sulla distribuzione del materiale detritico; si è quindi considerato questo fattore costruendo, a partire dal DTM, una carta della curvatura piana (normale alla direzione di massima pendenza), che indica il grado di convessità (quando positiva) o concavità (quando negativa) dei versanti. Talvolta sono state distinte anche le aree subpianeggianti (curvatura comprese tra -1 e 1).

Per quanto riguarda la pendenza, si sono valutate la sua distribuzione e il rapporto con le tipologie di suolo, lavorando per classi di 5°.

In conclusione, si è deciso di esplicitare il modello distributivo basandosi su 5 fattori: quota, substrato, pendenza, curvatura piana e vegetazione (Previtali, 2001).

Per quanto riguarda la parte bassa dell'area, si è messa a punto una scala di alterabilità delle varie formazioni geolitologiche. Il carattere alterabilità è correlato alla tipologia pedologica: ad esempio, se l'alterabilità è elevata tendono a predominare i Dystric Cambisols, se è scarsa i Leptosols. Sui depositi glaciali e di detrito si è osservata una buona evoluzione pedogenetica (Phaeozems con orizzonti cambici e veri e propri Cambisols). Successivamente, si sono integrati nel modello distributivo i fattori di pendenza e di curvatura della superficie. La carta della vegetazione è stata riclassificata, separando le superfici a bosco (con suoli poco evoluti e scheletrici) da quelle a prato e pascolo.

Nella parte alta dell'area il modello distributivo è differente. Il substrato è costituito solamente da calcare di Esino e anche la vegetazione è omogenea (firmeto); inoltre sono presenti suoli (Lithic e Mollic Leptosols) che non sono stati riscontrati altrove. Possiede particolare importanza la morfologia del versante: i Mollic Leptosols, ad esempio, sono presenti solo sui dossi, mentre gli Humi-Rendzic Leptosols sui versanti piani; nelle aree a versante concavo (vulture) i suoli sono ben evoluti anche su pendenze elevate, ma risultano più scheletrici rispetto alle zone convesse (dossi).

Redazione della carta pedologica

In base all'analisi della distribuzione dei suoli si è messo a punto l'algoritmo del modello distributivo, nel linguaggio Avenue di Arc-View (ottenibile dietro richiesta agli autori).

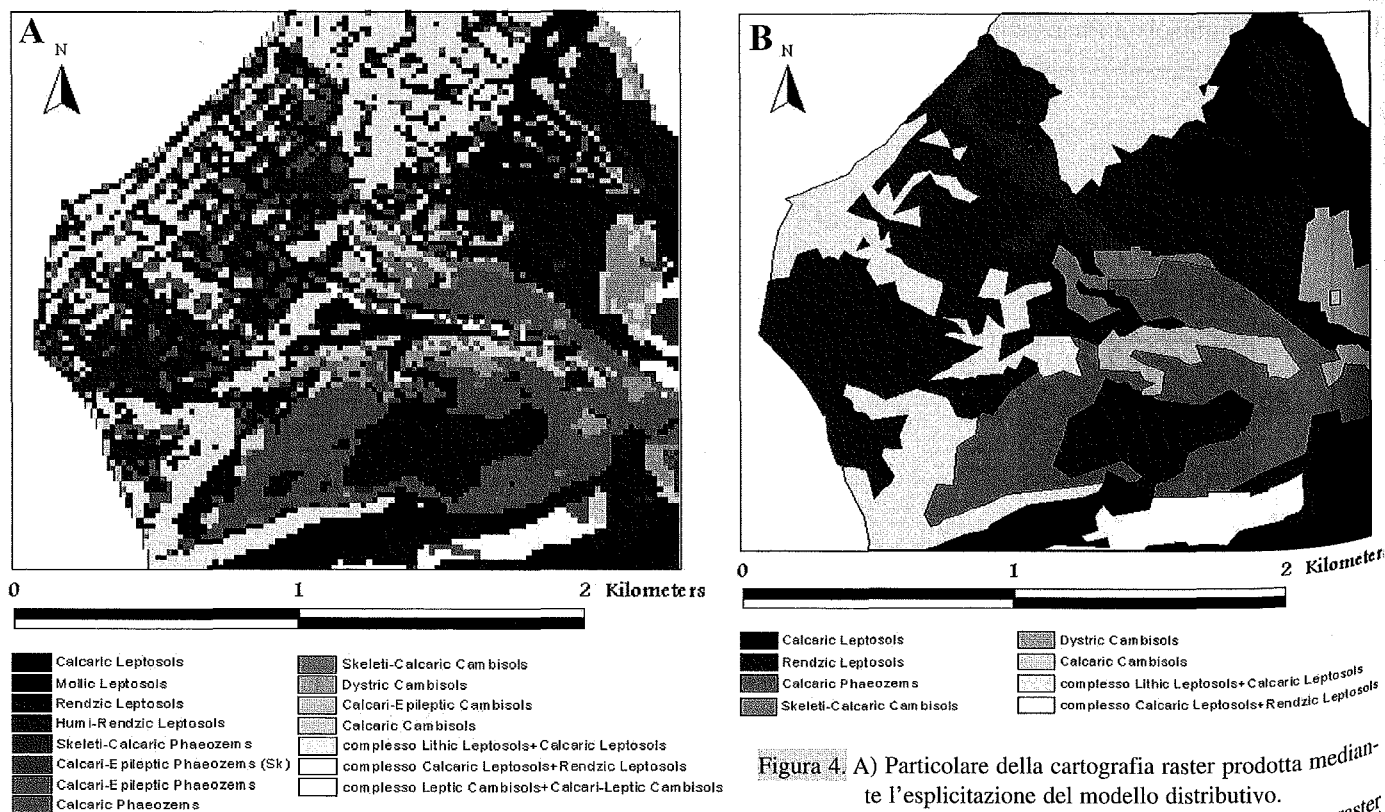


Figura 4. A) Particolare della cartografia raster prodotta mediante l'esplicitazione del modello distributivo.

B) Particolare della cartografia vettoriale derivata dalla carta raster

Si è lavorato in formato raster, in modo da confrontare tutte le condizioni imposte dal modello distributivo cella per cella e attribuire conseguentemente una specifica classe (corrispondente a una determinata tipologia di suolo o a un complesso) alla cella della cartografia risultante.

Si è lavorato per celle di 20 m, pari a quelle del DTM e delle carte derivate (pendenza e curvatura); le carte vettoriali (substrato e vegetazione) sono state anch'esse convertite in formato raster.

La carta pedologica prodotta (fig. 4A) è parimenti in formato raster, in quanto viene ricavata cella per cella dal confronto dei vari strati informativi utilizzati (quota, substrato, pendenza, curvatura piana, vegetazione).

Confronto tra cartografie

La carta dei suoli ottenuta è stata confrontata con una carta pedologica esistente per l'area (scala 1:50.000), redatta con tecniche tradizionali.

Il confronto è stato eseguito in due modi diversi:

- il confronto delle due carte è stato eseguito direttamente, cella per cella, su cartografie in formato raster, senza pertanto modificare la carta da noi ottenuta.
- la carta da noi ottenuta è stata riclassificata in modo da renderla paragonabile (dal punto di vista del disegno complessivo e dell'ampiezza delle delineazioni) ad una carta tradizionale in scala 1:50.000: per ottenere questo risultato si è applicato un filtro di maggioranza all'intera carta, eliminando poi le delineazioni con estensione inferiore alla minima unità cartografabile; la carta è stata infine convertita in formato vettoriale (fig. 4B); si è poi proceduto al confronto, trasformando entrambe le cartografie in formato raster, con celle di lato 20 m;

Per attuare il confronto è stato implementato uno script che individua la percentuale di concordanza tra le unità delle due carte. Concordanza completa si ha nel caso di assoluta coincidenza, nulla nel caso di assoluta divergenza; giudizi intermedi (scarsa, elevata) vengono impiegati quando la somiglianza tassonomica o morfologica non è assoluta (fig. 5).

Concordanza elevata si ha quando le celle indicano le stesse tipologie di suoli ma con una diversa distribuzione (un complesso di Lithic Leptosols e Calcaric Leptosols, a fronte di consociazioni a Lithic Leptosols o Calcaric Leptosols); oppure quando vi è elevata similitudine tassonomica (Calcari-Epileptic Cambisols e Calcari-Endoleptic Cambisols, oppure Rendzic Leptosols e Mollic Leptosols). Si ha invece concordanza scarsa quando i suoli appartengono allo stesso gruppo pedologico, ma sono profondamente diversi per morfologia: Lithic Leptosols e Rendzic Leptosols, oppure Dystric Cambisols e Skeleti-Calcaric Cambisols.

Il confronto tra le cartografie ha dato risultati soddisfacenti (buon grado di concordanza) in entrambi i casi (fig. 6), ma leggermente migliori per la seconda modalità, per la quale si è ottenuta completa sovrapposizione delle tipologie di suolo (cioè concordanza al secondo livello tassonomico WRB) nel 43% dell'area e 82% di concordanza considerando solo i gruppi pedologici di riferimento (cioè il primo livello tassonomico) del sistema WRB. Il primo confronto ha invece evidenziato una concordanza più limitata: 35% di completa sovrapposizione; 76% di concordanza se ci si ferma al primo livello tassonomico del sistema WRB.

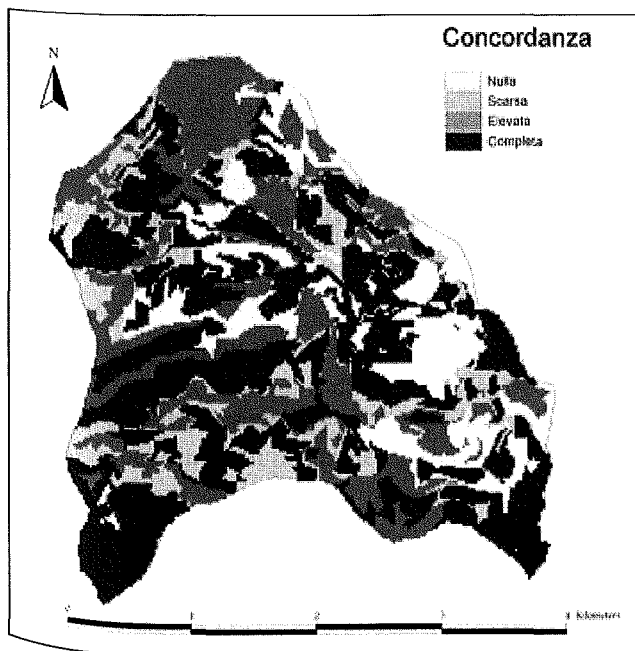


Figura 5. Confronto tra la cartografia vettoriale derivata e la carta tradizionale dell'area

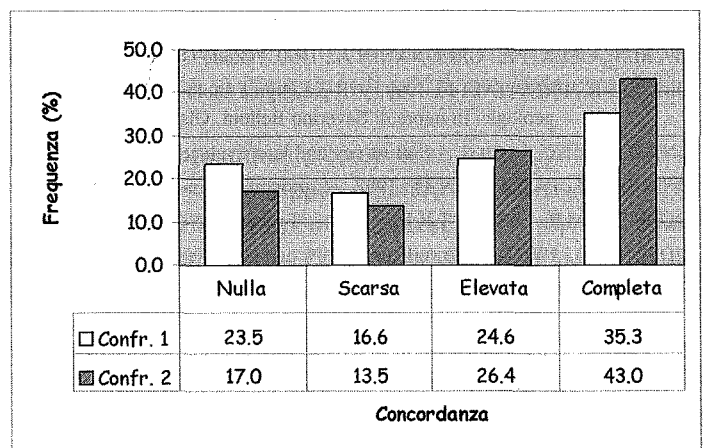


Figura 6. Differenza fra i due tipi di confronto in base al grado di concordanza

Conclusioni

Possiamo affermare che l'esplicitazione del modello distributivo dei suoli e la susseguente implementazione informatica si è rivelato un metodo cartografico valido, almeno per la zona di studio.

Questo metodo permette una valutazione più precisa dei fattori fisici presenti sul territorio e allo stesso tempo riduce l'interpretazione soggettiva dei limiti e dei contenuti delle unità di suolo; inoltre, rendere esplicito e oggettivo il modello permette di sottoporlo più facilmente a validazione e miglioramento.

Il procedimento seguito ha consentito di diminuire il numero di osservazioni pianificando la campagna di rilevamento; inoltre la ricerca del modello distributivo permette di ricavare carte dei suoli di aree limitrofe (con caratteristiche ambientali confrontabili) nelle quali non siano state effettuate osservazioni pedologiche; bisogna notare che questo approccio è stato seguito anche durante il presente lavoro, in quanto le osservazioni sono state concentrate in un transetto, e poi estese all'intera area.

Mantenere la carta dei suoli nel formato raster direttamente ottenuto, evitando di trasformarla nel formato vettoriale tradizionale, consente di disporre di un maggior dettaglio informativo. In pratica, è possibile esplicitare alcune informazioni distributive non ricavabili in altro modo; ad esempio, solo la valutazione mediante GIS della curvatura piana riesce a individuare in maniera accurata la presenza di zone concave e convesse (vallette e dossi rispettivamente) e quindi permette di considerare l'influenza di questo fattore sulla pedogenesi.

Le carte ricavate dall'implementazione dell'algoritmo del modello distributivo sono, però, necessariamente condizionate dalla precisione degli strati informativi utilizzati e dalla loro scala.

In definitiva, la carta ricavata ha permesso di ottenere unità cartografiche più dettagliate e pure (consociazioni di suoli) e di limitare le superfici a compresenza di suoli (complessi); bisogna comunque ricordare che la microvariabilità pedologica in aree montane è spesso elevata e quindi le unità cartografiche, sebbene a livello di consociazione, possono presentare al loro interno varie altre tipologie di suolo. Questo problema è in ogni caso del tutto analogo a quello con cui si deve confrontare un cartografo che operi in modo tradizionale.

La carta ottenuta è pienamente paragonabile con quella redatta in modo tradizionale; la confrontabilità (concordanza) è ancora migliore se la carta di prima approssimazione viene semplificata e ridisegnata, eliminando le delineazioni troppo piccole. In questo modo, infatti, i criteri di redazione assomigliano ancor più a quelli che vengono utilizzati nella cartografia tradizionale, che per l'appunto prevede una riduzione della complessità, la quale si traduce in una carta più leggibile.

Uno sviluppo della ricerca, attualmente in corso, prevede il passaggio da un'attribuzione certa della tipologia di suolo a una distribuzione di probabilità associata alla presenza di suoli, in funzione dell'espressione dei fattori pedogenetici. Questo consentirebbe di produrre una cartografia la cui unità, piuttosto che indicare la semplice presenza di una determinata tipologia di suolo, riportino la probabilità di presenza di diverse tipologie.

Questo procedimento consentirebbe di ottenere una caratterizzazione pedologica del territorio più realistica, di trasmettere una maggior quantità di informazioni e potrebbe permettere l'applicazione ad aree più estese.

Bibliografia

- BINI A., 1986. - Il clima del gruppo delle Grigne. Monogr. Period. Musei Civici Lecco.
- CASATI P., BINI A., 1982. - Grigne. Itinerari geologici. Club Alpino Italiano, Milano.
- CITA M.B., GELATI R., GREGNANIN A., 1990. "Guide Geologiche Regionali (GGR): Alpi e Prealpi lombarde". BE-MA ed., Bologna.
- COMOLLI R., PREVITALI F., 1999. - "Il paradigma suolo-paesaggio nel rilevamento e nella cartografia pedologica". In Ombrelli G. (cur.), Studi geografici e geologici in onore di Severino Belloni, Glaudo Brigati, Genova, pp. 207-222.
- DENT D., YOUNG A., 1981. - Soil survey and land evaluation. E. & FN. Spon, London, 278 pp.
- FONDELLI M., PASQUALIN M., 1992. - Cartografia numerica e informazione territoriale. Regione Veneto, ed. Arcari.
- HOOSBEEK M.R., BRYANT R.B., 1992. - "Towards the quantitative modeling of pedogenesis - a review". Geoderma, 55: 183-210.
- HUDSON B.D., 1992. - "The soil survey as a paradigm-based science". Soil Sci. Soc. Am. J., 56: 836-841.
- IRVIN B.J., VENTURA S.J., SLATER B.K., 1995. "Landform classification for soil-landscape studies". 1995 User Conference Proceedings, Environmental Research Institute, Inc.
- ISSS, ISRIC & FAO, 1998. - World Reference Base for Soil Resources. FAO, Roma.
- JENNY H., 1980. - The soil resource, origin and behaviour. Springer-Verlag, New York.
- MCBRATNEY A.B., MINASNY B., 2002. "Pedogenetic classification from soil-landscape modelling". XVII World Congress of Soil Science, Bangkok, 14-20 agosto 2002.
- Mi.P.A.F. Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali, 1992. - Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo con commenti ed interpretazioni. Roma.
- PARK S.J., MCSWEENEY K., LOWERY B., 2001. "Identification of the spatial distribution of soils using a process-based terrain characterization". Geoderma, 103: 249-272.
- PREVITALI F., 2001. - Elementi di geopedologia. Genesi e geografia dei suoli. CUEM, Milano.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. - Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. U.S. Dept. Agric. - Nat. Res. Cons. Serv., Agric. Handbook n. 436.

MICROVARIABILITÀ PEDOLOGICA E DISTRIBUZIONE DI ELEMENTI IN TRACCIA IN SUOLI DI AMBIENTE ALPINO (VALCHIAVENNA, SO)

Roberto Comolli e Chiara Ferrè

Dip.to di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano Bicocca

Abstract

In PRIN 2001 project "Pedological methods to study spatial variability in soils" we tried to elucidate trace elements (Cr, Cu, Ni, Pb) microvariability in alpine soils in Valchiavenna. We select three sites representative of the upper valley environment: Isola (1265 m a.s.l.), Andossi and Palù (about 1800 m a.s.l.). At first, in each site a soil profile was open, described and sampled. Later on, near each profile morphological and chemical soil variability was studied.

The obtained data show the relation between land surface and type of soil. The topographic dishomogeneity seems to affect trace elements and organic matter distribution in the topsoil; on the contrary, in the subsoil their concentrations are more homogeneous.

Pb is the most interesting metal: it is always the most abundant and it accumulates in the topsoil, linked to the organic matter.

Key words: trace elements, spatial variability, alpine soils

Riassunto

Nell'ambito del Progetto PRIN 2001 "Metodologie pedologiche per lo studio della variabilità spaziale dei suoli", si è cercato di evidenziare la microvariabilità del contenuto di elementi in traccia (Cr, Cu, Ni, Pb) in suoli alpini della Valchiavenna.

Allo scopo di ottenere un quadro rappresentativo delle diverse realtà pedologiche dell'alta valle sono stati selezionati tre siti differenti: Isola (1265 m s.l.m.), Andossi e Palù (a circa 1800 m s.l.m.). Inizialmente, in ciascun sito è stato aperto, descritto e campionato per orizzonti un profilo pedologico. In seguito, nell'intorno di ciascun profilo si è proceduto con lo studio di variabilità spaziale della morfologia del suolo e dei suoi caratteri chimici.

Dai risultati ottenuti appare evidente la corrispondenza tra l'andamento morfologico di superficie del sito e la varietà di tipologie pedologiche riscontrate. La disomogeneità morfologica sembra influire sulla distribuzione di metalli in traccia e sostanza organica negli orizzonti di superficie; in profondità, invece, le concentrazioni sono più omogenee.

Tra i quattro metalli considerati, Pb è quello che si distingue maggiormente: risulta essere sempre il più abbondante e possiede la caratteristica di accumularsi negli orizzonti di superficie, legandosi alla sostanza organica.

Parole chiave: elementi in traccia, variabilità spaziale, suoli alpini

Introduzione

Uno dei siti d'indagine del progetto PRIN 2001 "Metodologie pedologiche per lo studio della variabilità spaziale dei suoli" è costituito dall'altopiano Andossi-Palù, in Val S.Giacomo (Alta Valchiavenna, Sondrio); dell'intera Valle si occupa invece il progetto "Laboratorio Valchiavenna" (Previtali et al., 2000), che si propone di monitorare la contaminazione ambientale. Nell'ambito di questi due progetti di ricerca, si è cercato di verificare la microvariabilità del contenuto di elementi in traccia in suoli alpini della Valchiavenna.

Negli studi di monitoraggio su larga scala, i suoli vengono abitualmente campionati per singoli pedon (e ciascun pedon su una singola parete verticale), ciascuno dei quali è preso come rappresentativo di una vasta superficie all'intorno. Ci si è chiesti se un tale metodo di campionamento fosse effettivamente rappresentativo delle stazioni indagate, quanto a contenuto di elementi in traccia (Andronikov et al., 2000; Ferrè, 2003). Fra gli obiettivi del lavoro vi è dunque anche la messa a punto di una metodologia di campionamento dei suoli, adatta al monitoraggio degli elementi in traccia in suoli di ambiente naturale.

Materiali e metodi

Descrizione dei siti di studio

Allo scopo di ottenere un quadro rappresentativo dei diversi ambienti della valle (nella sua parte più elevata), sono stati selezionati tre siti (Previtali et al., 2001) con caratteri geologici, geomorfologici, pedologici e vegetazionali ben differenti: Isola (1265 m s.l.m.), Andossi (1820 m) e Palù (1810 m) (fig. 1).

Il sito di Isola è posto nelle vicinanze dell'omonimo piccolo nucleo abitato, con terreni adibiti a prato da sfalcio (in passato a seminativo con colture orticole e cereali), ora in via di abbandono agricolo ma ancora in parte fertilizzati con letame. La superficie, posta su un conoide torrentizio con probabili apporti colluviali dal vicino versante, è in lieve e costante pendenza. Il substrato possiede una litologia quasi esclusivamente acida. La vegetazione è un triseteto (Pirola e Credaro, 1975), con buone piante foraggere e anche nitrofile; vi sono indizi botanici di forte umidità (prato mesogrofilo).

Il sito di Andossi è collocato su un altopiano che si estende, a quota 1700-2000 m, fra Madesimo e il passo dello Spluga. A differenza di quanto avviene in gran parte della Valchiavenna (Sciesa, 1991), il substrato è carbonatico (calcari cristallini e marmi, con sottili ricoperture di till glaciale, che spesso manca a causa dell'assorbimento nel sistema carsico sotterraneo). Il sito studiato si sviluppa su un versante a marmi fessurati e carsificati, utilizzato da tempo immemorabile come pascolo per bovine da latte e soggetto a debole concimazione organica. La vegetazione è un pascolo a *Poa pratensis* con trifogli, con una certa eterogeneità locale (Ravazzi, 2001).

Il sito di Palù è posto poco al di sotto del lago di Montespluga, su un dosso montonato costituito da gneiss filladici parzialmente ricoperti da till glaciale e circondato da depressioni con depositi torbosi, in prossimità della strada statale dello Spluga. L'area è utilizzata come pascolo per bovine da latte, e probabilmente da lungo tempo non viene concimata. La vegetazione è un nardeto, con specie di brughiera acidofila (Ravazzi, 2001).

In tutti i siti di studio il regime di umidità (Soil Survey Staff, 1999) è perudico, quello di temperatura cryico.

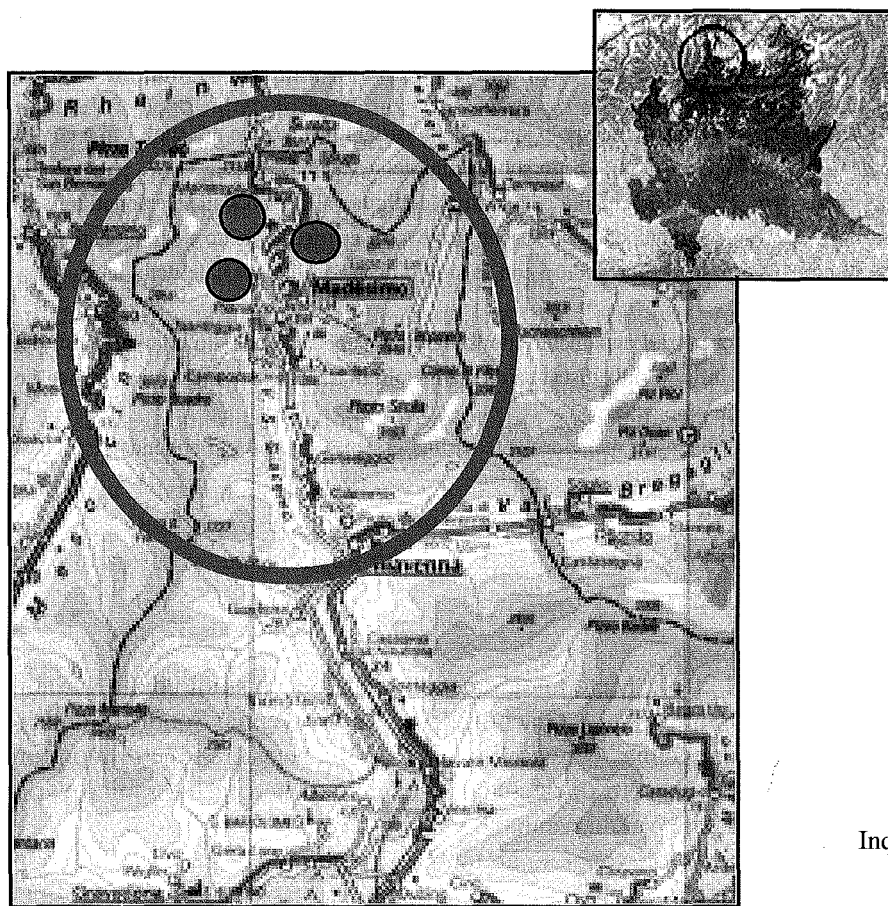


Figura 1
Inquadramento dell'area e localizzazione
dei siti d'indagine

Descrizione suoli, campionamento, analisi

In ciascun sito è stato dapprima aperto, descritto e campionato per orizzonti un profilo pedologico, in una posizione ritenuta significativa per l'area. In seguito, nell'intorno di ciascun profilo si è proceduto allo studio di variabilità spaziale della tipologia pedologica e dei caratteri chimici, effettuando un campionamento di tipo sistematico secondo una griglia quadrata di lato 40 m e maglia 10 m. In corrispondenza dei nodi di tale griglia, e utilizzando una sonda pedologica, sono stati descritti 24 punti di osservazione, campionando da 48 a 65 orizzonti per ciascun sito. In laboratorio, sui campioni sono stati determinati: pH in H_2O , carbonio organico (Walkley e Black; Mi.P.A.F., 1994) e i metalli Cr, Cu, Ni e Pb, estratti in acqua regia (forma pseudototale) tramite forno a microonde (Bettinelli et al., 2000) e dosati mediante GFAAS. Tutte le osservazioni pedologiche sono state inquadrate nel sistema tassonomico WRB (FAO, ISRIC e ISSS, 1998).

Risultati e discussione**Tipologie pedologiche principali**

Il profilo descritto a Isola è un *Pachi-Humic Umbrisol* (tab.1), con epipedon umbrico molto potente, su un orizzonte cambico. Il complesso di scambio al tetto dell'epipedon umbrico è in via di risaturazione, probabilmente per apporti dovuti alle pratiche agricole.

Tabella 1. *Pachi-Humic Umbrisol* (Isola)

Località: **Isola** (comune di Madesimo)

Quota: 1265 m s.l.m. - Pendenza: 10% - Esp.: SSE - Pietrosità superficiale/Rocciosità: nulla

Materiale parentale: depositi alluvionali a litologia acida - Geomorfologia: conoide torrentizio

Uso del suolo: prato da sfalcio - Vegetazione: triseteto

Erosione: scarsa - Drenaggio: buono

A1: 0-4 cm; col. um. 10YR 3/2; schel. assente; tess. FL; strutt. gran. media; radici abb.;

A2: 4-12 cm; col. um. 10YR 3.5/2; schel. scarso; tess. FL; strutt. poliedr. subang. grande; radici molte;

A3: 12-40 cm; col. um. 10YR 3/2.5; schel. frequente; tess. F; strutt. poliedr. subang. grande; radici comuni;

AB: 40-70 cm; col. um. 10YR 3/3; schel. scarso; tess. FS; strutt. poliedr. subang. m. grande; radici poche;

Bw: 70-100 cm; col. um. 10YR 3/3.5; schel. comune; tess. F; strutt. poliedr. subang. grande; radici poche;

C: 100-115 cm; col. um. 10YR 3/4; schel. abbondante; tess. FS; incoerente; radici assenti.

Orizz.	Limiti cm	Sabbia (g/kg)	Argilla (g/kg)	pH H ₂ O	C org. (g/kg)	CSC (cmol/k)	TSB (%)	Indice ossalato
A1	0-4	374	121	5.3	75	26.2	45.6	0.6
A2	4-12	403	89	5.3	32	18.4	22.2	0.6
A3	12-40	466	97	5.6	17	15.6	22.1	0.6
AB	40-70	536	96	5.8	12	14.0	23.2	0.7
Bw	70-100	505	93	5.9	10	12.1	25.9	0.7
C	100-115	525	82	5.8	8	11.2	23.5	0.8

Nel sito di Andossi il profilo pedologico è stato classificato come *Dystri-Epileptic Cambisol*, passante lateralmente a *Leptosol* (tab. 2). L'epipedon ocrico possiede un complesso di scambio in corso di risaturazione, probabilmente per apporto di detriti calcarei depositi dopo trasporto nivale. Nella parte inferiore dell'orizzonte cambico, presso il contatto litico, c'è una consistente risalita del contenuto di sostanza organica.

Il profilo pedologico principale del sito di Palù è un Haplic Podzol (tab. 3) con epipedon ocrico e buona espressione degli orizzonti albico e spodico (per quest'ultimo, il colore non è tuttavia particolarmente arrossato, mentre è molto elevato l'indice di podzolizzazione, basato su Fe e Al estratti in ossalato d'ammonio).

Tabella 2. *Dystri-Epileptic Cambisol* (Andossi)

Località: **Andossi** (comune di Madesimo)

Quota: 1820 m s.l.m. - Pendenza: 25% - Esp.: S - Pietrosità superficiale/Rocciosità: moderata/nulla

Materiale parentale: marmi fessurati e carsificati - Geomorfologia: displuvio su versante carsificato

Uso del suolo: pascolo per bovini - Vegetazione: pascolo a *Poa pratensis*, *Trifolium pratense* e *T. thalii*

Erosione: assente - Drenaggio: buono

Oi: 0.5-0 cm; lettiera discontinua (resti di graminacee);

A1: 0-4 cm; col. um. 7.5YR 2.5/1; schel. assente; tess. F; strutt. gran. fine; radici abbondanti;

A2: 4-12 cm; col. um. 7.5YR 2.5/2; schel. assente; tess. FL; strutt. poliedr. subang. fine; radici comuni;

Bw1: 12-24; col. um. 10YR 3.5/4; schel. frequente; tess. F; strutt. poliedr. subang. fine; radici comuni;

Bw2: 24-35 cm; col. um. 10YR 3/2.5; schel. abbondante; tess. FL; strutt. gran. grande; radici comuni; forte efferv. all'HCl;

R: 35-50 cm e oltre; marmi saccaroidi molto fessurati.

Orizz.	Limiti cm	Sabbia (g/kg)	Argilla (g/kg)	pH H ₂ O	C org. (g/kg)	CSC (cmol/k)	TSB (%)	Indice ossalato
A1	0-4	486	156	5.6	217	63.0	68.6	0.7
A2	4-12	299	188	5.5	72	39.9	45.6	1.0
Bw1	12-24	275	232	5.6	32	27.7	18.5	1.3
Bw2	24-35	253	178	6.7	62	40.6	77.8	2.0

Tabella 3. Haplic Podzol (Palù)

Località: Palù (comune di Madesimo)

Quota: 1805 m s.l.m. - **Pendenza:** 5% - **Esp.:** SSO - **Pietrosità superficiale/Rocciosità:** moderata/nulla

Materiale parentale: till glaciale su gneiss filladici - **Geomorfologia:** dosso a modellamento glaciale

Uso del suolo: pascolo per bovini - **Vegetazione:** pascolo subalpino a nardo con specie di brughiere acidofila

Erosione: quasi assente; leggero zoccolamento - **Drenaggio:** buono

Oi: 1-0 cm; lettiera discontinua (resti di nardo);

A1: 0-5 cm; col. um. 10YR 2/1; schel. scarso; tess. F; strutt. gran. media; radici molte;

A2: 5-8 cm; col. um. 10YR 2/2; schel. comune; tess. FL; strutt. gran. media; radici molte;

E: 8-18 cm; col. um. 10YR 5/2; schel. frequente; tess. FS; strutt. poliedr. subang. media; radici comuni;

Bhs: 18-25 cm; col. um. 7.5YR 3/3; schel. scarso; tess. F; strutt. poliedr. subang. media; radici comuni;

Bs: 25-35 cm; col. um. 9YR 4/5; schel. comune; tess. F; strutt. gran. grande; radici poche;

CB: 35-43 cm; col. um. 2.5Y 4/4; schel. frequente; tess. F; strutt. poliedr. sub. media, poco svil.; radici poche;

C: 53-74 cm; col. um. 2.5Y 4/5; schel. frequente; tess. F; incoerente; radici assenti;

R: 74 cm e oltre; gneiss filladici molto alterati.

Orizz.	Limiti cm	Sabbia (g/kg)	Argilla (g/kg)	pH H ₂ O	C org. (g/kg)	CSC (cmol/k)	TSB (%)	Indice ossalato
A1	0-5	416	147	4.5	109	33.4	11.5	0.5
A2	5-8	314	141	4.5	72	28.1	5.8	0.4
E	8-18	493	58	4.9	5	8.1	17.1	0.1
Bhs	18-25	389	192	4.8	39	49.9	3.2	2.9
Bs	25-35	359	173	4.8	22	29.6	5.7	2.2
CB	35-53	402	128	5.2	8	11.0	6.5	0.5
C	53-74	446	112	5.4	5	8.6	10.3	0.5

Variabilità pedologica

Dal punto di vista della microvariabilità pedologica, il sito più uniforme è risultato essere quello di Isola che presenta un'unica tipologia pedologica (*Pachi-Humic Umbrisol*), la stessa individuata per il profilo. Tale risultato è in accordo con l'uniformità dei caratteri superficiali, primo fra tutti la topografia. Considerando anche i rimanenti

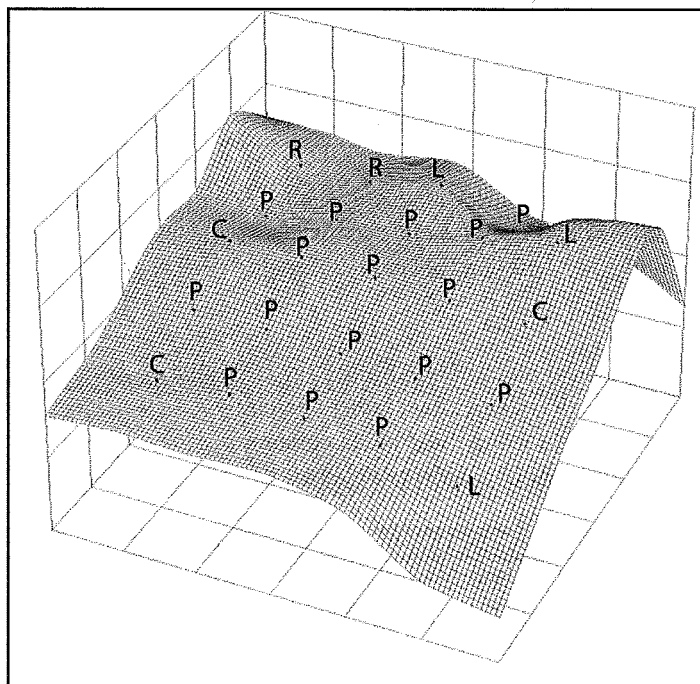


Figura 2. Microtopografia e variabilità pedologica nel sito di Palù (P: Podzols, C: Cambisols; R: Regosols; L: Leptosols). I punti di osservazione distano 10 m gli uni dagli altri

due siti, appare chiara la corrispondenza tra l'andamento morfologico di superficie e la varietà di tipologie pedologiche riscontrata. In particolare l'area di Palù, caratterizzata dalla morfologia più complessa, mostra la maggiore variabilità pedologica; nella parte più rilevata del dosso infatti, in corrispondenza della roccia subaffiorante, si ritrovano *Humi-Epileptic Regosols* (R) e *Humi-Leptosols* (L), questi ultimi rinvenuti anche nella zona soggetta a erosione situata all'estremità inferiore orientale del reticolo. Suoli più profondi ed evoluti caratterizzano invece l'area prossima al profilo, dove sono stati individuati *Haplic Podzols* (P), *Cambic Podzols* (P) e *Dystri-Leptosols* (C) (fig. 2).

Il sito di Andossi mostra un comportamento intermedio quanto a caratteri di superficie e a tipologie pedologiche: prevalgono *Dystri-Epileptic Cambisols*, seguiti da *Humi-Epileptic Umbrisols*. Dove la roccia (marmi) ostacola l'approfondimento dei suoli o dove le pendenze si fanno elevate, sono presenti *Humic Leptosols*.

Carbonio organico ed elementi in traccia nei profili

I risultati delle analisi rivelano nei tre profili un alto contenuto in carbonio organico, non solo in superficie, ma anche negli orizzonti di profondità: la mineralizzazione dell'humus è infatti rallentata dal clima freddo e umido che caratterizza l'alta Valchiavenna (Mariani, 2001).

Di particolare interesse è il profilo di Andossi (Dystric-Epileptic Cambisol) che, pur trovandosi in una prateria pascolata, presenta un orizzonte superficiale organico di 4 cm (carbonio organico >22%). La concentrazione di carbonio organico diminuisce con la profondità, subendo però una consistente risalita nell'orizzonte cambico a contatto con il substrato: le radici delle piante, forzate ad incunarsi tra i blocchi di marmo dove è presente la terra fine, rilasciano alla loro morte una significativa quantità di sostanza organica.

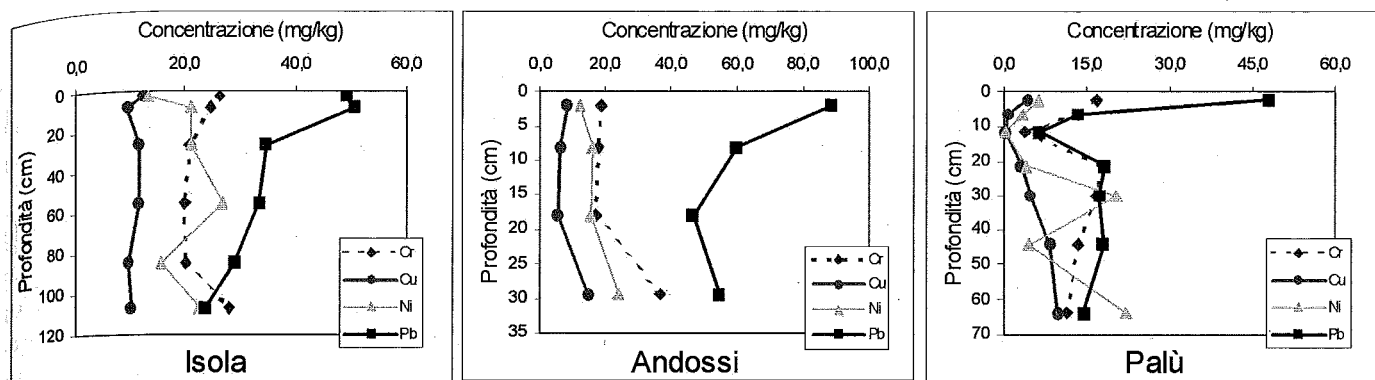


Figura 3. Andamento di Cr, Cu, Ni, Pb nei 3 profili pedologici

Per quanto riguarda gli elementi in traccia, anche se si riscontrano differenze nelle concentrazioni dei metalli fra i tre profili, l'ordine di abbondanza relativa è sempre: $Pb > Cr > Ni > Cu$ (fig. 3).

La prevalenza del piombo rispetto agli altri elementi sembra attribuibile a una maggior presenza del metallo all'interno del materiale parentale, come documentano i dati relativi alla composizione geochimica delle rocce della valle (Marquer et al., 1998).

Le rocce e il materiale detritico di copertura dai quali hanno origine questi suoli, rappresentano probabilmente la fonte principale di Cr, Cu, Ni e Pb. Indagini di biomonitoraggio (Arosio et al., 2000), condotte in Valchiavenna a partire dal 1999, sembrano infatti escludere importanti apporti atmosferici di origine antropica di questi metalli. Cr e Ni risultano di derivazione essenzialmente terrigena e litologica; i livelli di Cu sono bassi e quelli di Pb appaiono in genere abbastanza modesti. Va comunque notato che nel Canton Grigioni, a poca distanza dai siti indagati, sono stati rilevati contenuti significativi di Pb antropogenico (Shotyk et al., 2000).

Il piombo si distingue ulteriormente per la caratteristica di accumularsi negli orizzonti di superficie, mostrando così un andamento complessivo sempre decrescente in funzione della profondità. La buona correlazione ($R^2=0.69$) rilevata tra la concentrazione di carbonio organico e di piombo sembra fornire una spiegazione a tale arricchimento superficiale (fig. 4): il piombo forma infatti con la sostanza organica complessi molto stabili, che ne limitano la lisciviazione in profondità (Strawn e Sparks, 2000). La sensibile concentrazione di Pb nel profilo di Andossi (decisamente superiore a quella degli altri profili) richiede alcune considerazioni: il substrato carbonatico è normalmente più povero di Pb rispetto alle rocce ignee (Kabata-Pendias e Pendias, 1984; Alloway, 1993); d'altra parte, l'alterazione di tale substrato è molto rapida, ciò che consentirebbe la liberazione di maggiori quantità di Pb; la reazione del suolo di Andossi è subacida-neutra, il che diminuisce la lisciviazione di Pb; se si esclude, per le considerazioni precedenti, una consistente contaminazione ambientale, è allora probabile che il piombo si accumuli in superficie per

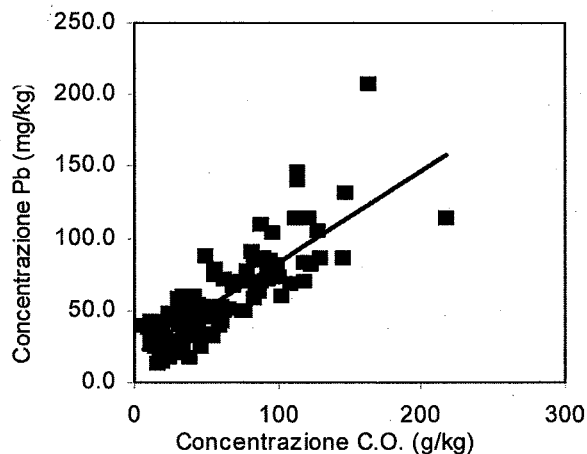


Figura 4. Relazione tra Pb e C organico (dati di tutti gli orizzonti) campionati

mobilitazione dagli orizzonti profondi ad opera delle radici. In ogni caso, è ancora in corso il dibattito sull'origine biotica del piombo negli orizzonti di superficie (Baize, 1997; Hernandez et al., 2003). L'apporto dei metalli al suolo da parte della vegetazione non si limita comunque agli orizzonti di superficie; l'aumento di Cr, Cu, Ni e Pb nell'ultimo orizzonte del profilo di Andossi sembra dovuto alle radici, che rilasciano alla loro morte sostanza organica (come è testimoniato dall'incremento di C org.: tab. 2 e fig. 5), dalla quale si liberano i metalli contenuti.

Risulta infine che la distribuzione dei metalli e della sostanza organica all'interno del profilo di Palù (Haplic Podzol) è fortemente influenzata dal processo di cheluviazione; si osserva infatti una netta differenza tra l'orizzonte albico, povero d'argilla e a tessitura sciolta, ma povero anche in metalli e sostanza organica, e l'orizzonte sottostante spodico, caratterizzato dalla risalita del contenuto di carbonio organico e di metalli in traccia (Angelone et al., 1990).

Distribuzione spaziale di C organico e Pb nei siti indagati

I risultati dello studio di variabilità relativo alle concentrazioni di carbonio organico e piombo rivelano che gli andamenti in funzione della profondità nei sondaggi concordano sostanzialmente, in tutti i siti studiati, con quelli del profilo (fig. 5).

Si nota inoltre che, soprattutto nei siti di Andossi e Palù, e in particolar modo negli orizzonti superficiali, le differenze di concentrazione fra un punto e l'altro risultano elevate; le concentrazioni in profondità sono invece più omogenee. Poiché i maggiori contenuti in Pb e in C organico si riferiscono a situazioni di piede versante o a depressioni localizzate, si può pensare che la topografia influisca sulla distribuzione spaziale dei complessi metallo-sostanza organica. Le forti pendenze e l'elevata disomogeneità morfologica che caratterizzano i due siti possono infatti condizionare le modalità di scorrimento e accumulo dell'acqua di ruscellamento superficiale, e di conseguenza la distribuzione del materiale organico e minerale da essa veicolato. Un ruolo rilevante può inoltre essere svolto dall'azione erosiva e di trasporto legata alle dinamiche di scioglimento della neve, presente in questi pascoli per buona parte dell'anno.

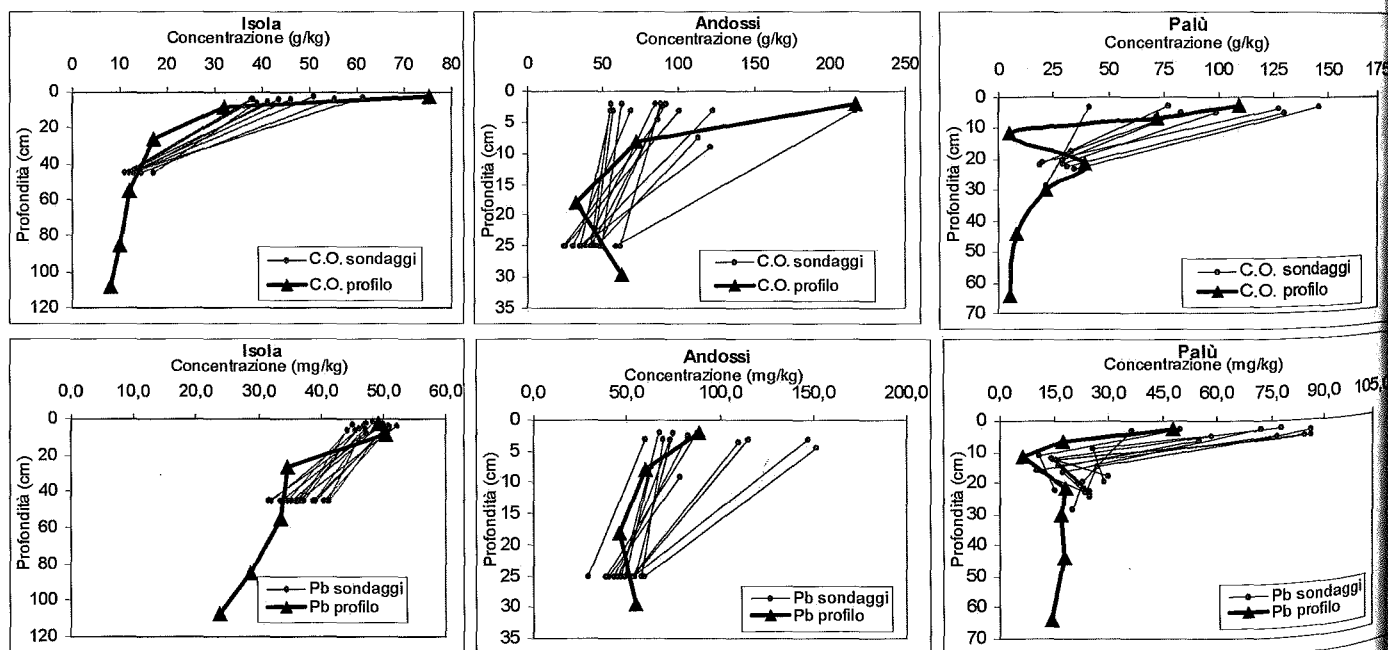


Figura 5. Andamento di C organico e Pb nei sondaggi e nei profili

Confronto tra tipologie pedologiche

Nel sito di Palù le concentrazioni di Cr, Cu e Ni sembrano influenzate dal grado di evoluzione del suolo. In quest'area, infatti, i Regosols e (meno chiaramente) i Leptosols mostrano un contenuto in metalli superiore a quello dei suoli più profondi ed evoluti (tab. 4).

La composizione degli elementi in traccia nei suoli studiati potrebbe rispecchiare inizialmente quella del materiale parentale, variando poi in funzione dei processi pedogenetici.

Tabella 4. Concentrazioni medie (mg/kg) di Cr, Cu, Ni e Pb nell'epipedon e nel primo orizzonte B di Palù

Tipologia	N. pedon	Epipedon				Primo orizzonte B			
		Cr	Cu	Ni	Pb	Cr	Cu	Ni	Pb
<i>Leptosols</i>	4	17.8	6.8	7.3	45.4	15.2	7.2	8.5	21.0
<i>Regosols</i>	2	27.8	9.1	12.0	32.8	28.7	8.2	9.8	26.2
<i>Cambisols</i>	3	8.3	5.5	4.7	75.3	9.9	6.7	8.0	21.1
<i>Cambic Podzols</i>	5	8.4	9.5	4.3	68.5	14.2	3.1	8.4	21.9
<i>Haplic Podzols</i>	11	10.8	5.2	4.0	66.7	14.0	2.6	5.0	23.4

Conclusioni

Lo studio evidenzia che, in ambienti alpini, la microvariabilità spaziale degli elementi in traccia, in particolare negli epipedon, è legata alla variabilità di tipologie pedologiche; negli orizzonti più profondi le concentrazioni di elementi in traccia sono invece maggiormente legate alla natura del substrato (Baize e Sterckeman, 2001). Numerosi sono i fattori (caratteri fisici, chimici e biologici del suolo e del materiale parentale, vegetazione, clima, aspetti microtopografici, ecc.) che possono influire sulla concentrazione e sulla distribuzione spaziale dei metalli nel suolo a livello della stazione pedologica: ai fini di un efficace studio rivolto al monitoraggio ambientale e alla valutazione della contaminazione, può risultare poco significativo campionare in un unico punto giudicato "rappresentativo" del sito in esame. Allo scopo di ottenere risultati di maggior validità è necessario pianificare il campionamento in funzione della variabilità di tipologie pedologiche presenti in ciascun sito: tale variabilità, almeno in ambienti alpini, potrebbe essere almeno in parte valutata a partire dalla morfologia di superficie.

Bibliografia

- ALLOWAY B. J., 1993. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, Londra.
- ANDRONIKOV S.V., DAVIDSON D.A., SPIERS R.B., 2000. "Variability in contamination by heavy metals: sampling implications". *Water, Air and Soil Pollution* 120: 29-45.
- ANGELONE M., BINI C., GRAGNANI R., RISTORI G., 1990. "Mineralogical and geochemical evolution of two podzolic soils on granitic rock (Eastern Alps, Italy)". *Chem. Erde* 50: 279-295.
- AROSIO G., BOZZOLI L., SCARSELLI S., RIZZOTTI T., 2000. "Bioaccumulo di elementi in traccia sul fondovalle della Valchiavenna". In *Rapp. del Prog. Valchiavenna - Unità di Biomonitoraggio*.
- BAIZE D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols*. INRA, Paris.
- BAIZE D., STERCKEMAN T.H., 2001. "Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements". *The Science of the Total Environment* 264: 127-139.
- 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.
- FAO, ISRIC, ISSS, 1998. *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Reports, FAO, Roma.
- FERRÈ C., 2003. *Distribuzione di elementi in traccia nei suoli e nella vegetazione della Valchiavenna*. Tesi di laurea in Scienze Ambientali, Università degli Studi di Milano Bicocca.
- Hernandez L., Probst A., Probst J.L., Ulrich E., 2003. "Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination". *The Science of the Total Environment* 312: 195-219.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1984. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Boca Raton.
- MARIANI L., 2001. "Caratteristiche Climatiche della Valchiavenna". In *Rapporto del Progetto Valchiavenna - Unità di Climatologia*.
- MARQUER D., CHALLANDES N., SCHALTEGGER U., 1998. "Early Permian magmatism in Briançonnais terrenes: Truzzo granite and Roffna rhyolite (eastern Penninic nappes, Swiss and Italian Alps)". *Schweiz. Mineral. Petrogr. Mitt.* 78: 347-414.
- Mi.P.A.F. - Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali. 1994. *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo*. Roma.
- PIROLA A., CREDARO V., 1975. *La vegetazione della Provincia di Sondrio*. Amministrazione Provinciale di Sondrio.
- PREVITALI F., COMOLLI R., CHERSICH S., PATRINI B., SALVI M., SOLARO S., 2000. "Pedologia e Vegetazione". In *Rapporto del Progetto Valchiavenna - Unità di Pedologia e Vegetazione*.
- PREVITALI F., COMOLLI R., SOLARO S., 2001. "Suoli". In *Giornate pedologiche 2001 - Guida all'escursione*. SIPE.
- RAVAZZI C., 2001. "Geobotanica ed ecologia vegetale". In *Giornate pedologiche 2001 - Guida all'escursione*. SIPE.
- SCIESA E. (1991). "Geologia delle Alpi Centrali lungo la traversa Colico-Passo dello Spluga". *Il naturalista valtellinese*, Atti Mus. Civ. Stor. Nat. Morbegno, 2: 2-34.
- SHOTYK W., BLASER P., GRUNIG A., CHEBURKIN A.K., 2000. "A new approach for quantifying cumulative, anthropogenic, atmospheric lead deposition using peat cores from bogs: Pb in eight Swiss peat bog profiles". *The Science of the Total Environment* 249: 281-295.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. U.S. Dept. Agric. - Nat. Res. Cons. Serv., Agric. Handbook n. 436.
- Strawn D.G., Sparks D.L., 2000. "Effects of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb(II) sorption and desorption in soil". *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 144-156.

INDIVIDUAZIONE DI ORIZZONTI SOMBRICI IN ALCUNI VIGNETI DELLA TOSCANA E VALUTAZIONE DEL LORO POSSIBILE RUOLO NEL SEQUESTRO DEL CARBONIO ORGANICO

Rosanna Cuniglio¹, Giuseppe Corti², Alberto Agnelli

¹ Dip. di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università degli Studi di Firenze

² Dip. di Scienze Ambientali e delle Produzioni Vegetali, Università Politecnica delle Marche

Abstract

In several vineyard's soils from central Tuscany, all submitted to two-three annual mechanical works at 10-20 cm of depth, a subsurface horizon enriched in organic matter has been observed. This horizon has been recognised in vineyards planted since at least 8-10 years on soil derived from lithologies such as Pliocene sands, sandstone and calcareous marl (alberese), while on soil developed from Pliocene shale that horizon was never observed. The horizon is a B one, which show dark colour, a well developed structure, abundance of vine roots, and a higher content of organic carbon respect to the horizons over- and under-lying. Pedological observations and chemical properties allow to hypothesise that this horizon is a *sombric*, even though environmental conditions to which the soils are submitted where the *sombric* has been found are rather different respect to those lasting in central Tuscany. Chemical fractionation of Cu revealed that, respect to this analysis, the upper and the hypothesised *sombric* are very similar. Using all observations and analyses, a reconstruction of the main phases that could have brought to the genesis of the "*sombric*" horizon is given. Further studies are required to collect characteristics of this horizon and to establish its genesis. However, the formation of horizons as such in the cultivated soils should be promoted to increase introduction of organic matter in soil, so as to reduce impact of cultivation on the Earth climate.

Key words: vineyard, organic matter, *sombric* horizon.

Riassunto

In suoli coltivati a vigneto della Toscana è stato individuato un orizzonte subsuperficiale arricchito di sostanza organica, benché i suoli fossero sottoposti a lavorazioni meccaniche. Tale orizzonte è stato osservato in vigneti impiantati da almeno 8-10 anni su suoli originatisi da sabbie plioceniche, arenaria e alberese, ma non in suoli derivati da argille plioceniche. Si tratta di un orizzonte B che mostra colore scuro, buon grado di strutturazione, abbondanza di radici di vite e maggior contenuto di carbonio organico rispetto agli orizzonti soprastante e sottostante. L'insieme dei caratteri pedologici e chimici fa ritenere che questo orizzonte sia un *sombrico*. Il frazionamento chimico del contenuto di Cu ha rivelato una spiccata similitudine fra l'orizzonte superficiale e quello scuro subsuperficiale, permettendo la ricostruzione delle sue principali fasi genetiche. Nei suoli coltivati, la formazione di orizzonti subsuperficiali arricchiti di sostanza organica dovrebbe essere promossa per aumentare l'incorporazione di sostanza organica nel suolo.

Parole chiave: vigneto, sostanza organica, orizzonte *sombrico*.

Introduzione

Nel protocollo di Kyoto del 1997, l'Intergovernmental Panel for Climate Change ha proposto di favorire l'incorporazione del C organico nel suolo al fine di ridurre le emissioni di CO₂ nell'atmosfera, così da mitigare l'effetto dell'impatto antropico sul clima del pianeta (IPCC, 1997). Ogni anno, circa 2 Gt di C sotto forma di sostanza organica sono sequestrate dal suolo attraverso processi di organicazione operati dagli organismi (Lal, 2000). Il ruolo di attivi sequestratori di C organico finora è stato attribuito solo ai suoli forestali, dove i processi di umificazione riescono ad incorporare rilevanti quantitativi di sostanza organica.

I suoli agrari, invece, sono stati sempre considerati responsabili dell'aumento di CO₂ nell'atmosfera in quanto, a seguito delle lavorazioni meccaniche, si ha un'intensa mineralizzazione della sostanza organica. Questo assunto si è rivelato non sempre vero in quanto, in alcuni suoli coltivati a vigneto, abbiamo riscontrato la possibilità di un'incorporazione di sostanza organica a differenti profondità tanto da far ipotizzare la genesi di orizzonti *sombrici*.

L'orizzonte *sombrico* è poco diffuso ed è descritto dal Soil Survey Staff (1999) come un orizzonte superficiale formatosi in condizioni di libero drenaggio in ambienti freddo-umidi di aree montane tropicali e subtropicali. Esso è caratterizzato dalla presenza di sostanze umiche di origine illuviale, non associate ad Al né disperse dal Na, che si distribuiscono nel profilo andando a ricoprire gli aggregati e a riempire i pori. L'orizzonte *sombrico* presenta inoltre un grado di saturazione in basi inferiore al 50% e, differentemente dagli orizzonti spodici, valori del rap-

porto capacità di scambio cationico/argilla relativamente bassi. Sempre secondo il Soil Survey Staff (1999) questo orizzonte deve avere un colore con chroma e/o value inferiori a quelli degli orizzonti sovrastanti e in campo può essere confuso con un orizzonte A sepolto. Tale orizzonte ha generalmente un contenuto di sostanza organica maggiore rispetto agli orizzonti sovrastanti. Un orizzonte simile al *sombri* del Soil Survey Staff (1999) è stato da noi ritrovato in suoli coltivati a vigneto dell'Italia centrale derivati da differenti litologie (sabbie plioceniche, arenaria e alberese).

In questo lavoro riportiamo alcune delle caratteristiche pedologiche e chimiche di questo orizzonte rinvenuto in suoli coltivati a vigneto della Toscana, e formuliamo ipotesi sulla sua genesi.

Materiali e metodi

Lo studio è stato svolto in quattro aree della Toscana interna, caratterizzate da una simile temperatura media annua (fra 12 e 13°C) e da una piovosità media annua fra 830 e 890 mm per Trecento, Malpensata e Montaione, di 1290 mm a Donnini (tabella 1). I suoli di queste aree sono derivati da quattro differenti litologie: sabbie plioceniche (Trecento), arenaria (Donnini), alberese (Malpensata) e argille plioceniche (Montaione). In ogni area sono stati osservati i suoli di almeno due vigneti caratterizzati dalla presenza di differenti vitigni, ma accomunati da una simile gestione del suolo, consistente in due o tre lavorazioni superficiali per anno (10-20 cm di profondità).

In ogni vigneto sono state effettuate numerose trivellate e aperti dai due a cinque profili nell'interfilare; almeno due profili per vigneto sono stati aperti fuori del vigneto stesso, a 1-2 m di distanza dalle viti. Tutti i profili sono stati descritti secondo il Soil Survey Division Staff (1993); la descrizione di un profilo di suolo rappresentativo di uno dei vigneti considerati per ogni area è in tabella 2. In tutti i suoli, ogni orizzonte riconosciuto è stato campionato in doppio. In laboratorio i campioni sono stati seccati all'aria, vagliati e analizzati per tessitura, pH in acqua (rapporto solido:liquido 1:2.5), C e N totali (Carlo Erba NA 1500 N/C/S), calcare attivo (Loeppert e Suarez, 1996), C organico (Allison, 1965), P disponibile (Olsen et al., 1954) e distribuzione del Cu in varie frazioni chimiche (Berna et al., 2000). Il frazionamento del Cu è stato eseguito in quanto tale elemento ha un'elevata affinità per le sostanze umiche, per cui si è ritenuto che potesse fornire indicazioni utili e a basso costo sull'origine della sostanza organica nell'orizzonte scuro.

Tabella 1. Siti di studio, litologie e caratteristiche climatiche delle stazioni

Stazione	Litologia	Altitudine m s.l.m.	Temperatura media annua dell'aria °C	Piovosità media annua mm
Trecento (Montespertoli)	sabbie plioceniche	266	12,4	893
Donnini (Reggello)	arenaria	337	12,7	1289
Malpensata (Radda in Chianti)	alberese	528	12,1	834
Montaione (Montespertoli)	argille plioceniche	193	13,1	863

Risultati

Dalle osservazioni di campagna (tab. 2) è risultato che un orizzonte subsuperficiale scuro è presente in suoli derivati da sabbie plioceniche (Trecento), arenarie (Donnini) e alberese (Malpensata) quando l'impianto del vigneto sia avvenuto da almeno 8-10 anni. Negli stessi suoli tale orizzonte non è presente fuori del margine del vigneto, a 1-2 metri di distanza dalle viti. Al contrario, in suoli originatisi da argille plioceniche (Montaione), un orizzonte subsuperficiale scuro non è mai stato osservato, neppure in vigneti impiantati da oltre 30 anni. Tali risultati indicano che questo orizzonte si forma solo in presenza delle viti e di suoli derivati da alcune litologie. Dove presente, tale orizzonte scuro può, in alcuni casi, presentare un andamento discontinuo o formare delle tasche. Nello stesso profilo possono essere presenti anche due orizzonti scuri oppure un orizzonte e tasche a diversa profondità. Ad esempio, nel suolo di Trecento si hanno due orizzonti scuri discontinui, uno tra 19 e 24 cm e uno tra 36 e 57 cm (tab. 2). A Donnini è stato individuato un orizzonte scuro continuo tra 65 e 70 cm. Nel profilo di Malpensata è presente un orizzonte discontinuo fra 86 e almeno 102 cm di profondità ed una tasca tra 48 e 86 cm sul lato sinistro. L'orizzonte in questione mostra una struttura di tipo grumoso nei suoli di Donnini e Malpensata, di tipo a lamelle verticali e a blocchi angolari a Trecento, ma in tutti i suoli ospita quantità relativamente abbondanti di radici di vite. Al di sotto di questo orizzonte possono essere presenti orizzonti gley o pseudogley (Trecento) oppure roccia madre inalterata o debolmente alterata (Donnini e Malpensata). Il caso in cui l'orizzonte scuro poggia su orizzonti asfittici (Trecento) ricorda quanto riportato da Faivre (1990) per l'orizzonte *sombri* di suoli naturali originatisi da depositi piroclastici in ambiente udico in Colombia. Allo stato attuale, la genesi dell'orizzonte scuro sembrerebbe influenzata dalla presenza di gley o di roccia madre in quanto essi costituiscono un ostacolo alla percolazione delle soluzioni che, in prossimità di tali orizzonti, subiscono un rallentamento del loro deflusso. E' quindi possibile che, nei casi da noi osservati, del materiale illuviale possa esser stato depositato a seguito del rallentamento subito dalle soluzioni del suolo in prossimità del contatto con gley o roccia madre.

Tabella 2. Descrizione dei suoli di Trecento, Donnini, Malpensata e Montaione

Profondità cm	Limite	Colore	Tessitura ¹	Struttura ²	Radici ³	Note
Trecento (sabbie plioceniche). Suolo: Vertic Haploxerept, fine-loamy, mixed, mesic						
Ap	0-6	chiaro/lineare	7.5YR 5/4	lim-arg	2 gru	2 micro, fini, 1 medie
Bw1	6-19	chiaro/ondulato	10YR 4/3	lim-arg	1 lam vert	2 fini, 1 medie noduli di Mn, fessurazione
Bh1	19-24	chiaro/discontinuo	10YR 4/3	lim-arg	1 lam vert	1 fini noduli di Mn e di CaCO ₃
Bw2	24-36	chiaro/discontinuo	10YR 6/6	lim-arg	2 gru e 2 bloc ang	2 fini, medie noduli di CaCO ₃
Bh2	36-57	chiaro/discontinuo	10YR 5/4	lim-arg	1 bloc ang	2 da micro a grosse
Cg	57-107+		10YR 5/8	lim-arg	1 bloc ang → 1 lam vert	1 da micro a grosse screziature intricate, noduli di Mne CaCO ₃ , slickensides
Donnini (arenaria). Suolo: Dystric Eutrudept, loamy-skeletal, mixed, mesic						
Ap1	0-8	chiaro/ondulato	10YR 4/3	fra-arg-sab	2 da bloc ang a sub ang	2 fini
Ap2	8-24	chiaro/ondulato	10YR 4/4	fra-arg-sab	2 bloc sub ang	1 fini, medie
Bw	24-30	chiaro/irregolare	10YR 5/8	fra-arg-lim	2 bloc sub ang	1 fini, medie
Bh	30-78	chiaro/ondulato	7.5YR 5/4	fra-arg-sab	2 bloc sub ang → 2 gru	2 da fini a grosse noduli di Mn
BC	78-148+		10YR 5/6	fra-sab	2 bloc sub ang → 2 gru	3 da fini a grosse noduli di Mn, patine di argilla
Malpensata (alberese). Suolo: Typic Haploxerept, fine-silty, mixed, mesic						
Ap1	0-10	chiaro/ondulato	10YR 4/3	arg-lim	2 gru	0
Ap2	10-24	chiaro/lineare	10YR 4/3	arg-lim	2 bloc ang e sub → 2 lam vert	1 fini, medie
Bw1	24-50	chiaro/lineare	10YR 4/4	arg-lim	2 bloc ang e sub → 2 lam vert	3 da micro a grosse patine di argilla
Bw2	50-51	chiaro/irregolare	7.5YR 5/6	lim-arg	mas	
BC	51-86	chiaro/lineare	10YR 7/6	arg-lim	2 bloc sub → 2 lam vert e oriz	0
Bh	86-102+	chiaro/discontinuo	10YR 4/3	arg-lim	2 gru	2 medie, grosse
Montaione (argille plioceniche). Suolo: Vertic Haploxerept, coarse-loamy, mixed, mesic						
Ap1	0-6	chiaro/ondulato	2.5Y 6/4	lim-arg	2 bloc sub ang	1 micro, fini
Ap2	6-41	chiaro/ondulato	5Y 5/3	lim-arg	1 bloc sub ang	3 da micro a fini, fessurazioni, patine di argilla
Bg1	41-66	chiaro/ondulato	70% 2.5Y 7/2 30% 2.5Y 7/6	lim-arg	2 bloc sub ang → 1 lam vert	1 medie, grosse 2 da micro a fini, presenza di materiale C poco alterato
Bg2	66-96	chiaro/ondulato	90% 2.5Y 7/2 10% 10YR 6/6	lim-arg	2 pris → 1 lam vert	1 medie, grosse 2 da micro a fini, presenza di materiale C poco alterato
BC	96-106+		5Y 4/1			

1 lim-arg=limoso-argillosa, fra-arg-sab=franco-argilloso-sabbiosa, fra-arg-lim=franco-argilloso-limosa, fra-sab=franco-sabbiosa, arg-lim=argilloso-limosa.

2 1=debolmente sviluppata, 2=moderatamente sviluppata, 3=fortemente sviluppata; gru=grumosa, lam vert=lamelle verticali, lam vert e oriz=lamelle verticali e orizzontali, bloc ang=blocchi angolari, bloc sub ang=blocchi sub angolari, pris=prismatica, mas=massiva; →=che si rompono in.

3 0=assenti, 1=pocche; 2=molte, 3=abbondanti.

Ciononostante, la sola presenza di orizzonti gley non è sufficiente a indurre la genesi degli orizzonti scuri subsuperficiali, tant'è vero che nel suolo di Montaione vi sono spessi orizzonti Bg ma non si è sviluppato nessun orizzonte scuro sopra di essi. Nei vigneti studiati, la presenza di orizzonti scuri a due diverse profondità con interca-lazione di altro tipo di orizzonti (a Trecento e, parzialmente, a Malpensata) fa dubitare che la loro genesi possa esse-re dovuta esclusivamente a processi di illuviazione. In questi casi, il fatto che l'orizzonte e le tasche si trovino in cor-rispondenza di palchi di radici di vite fa supporre che la genesi di tali orizzonti scuri possa essere in parte dovuta alla presenza e/o all'attività delle radici.

Per brevità, in tabella 3 sono riportati i risultati analitici del solo profilo di Trecento che, ai fini dello stu-dio dell'orizzonte scuro, hanno un andamento rappresentativo anche degli altri suoli. La tessitura indica che gli oriz-zonti scuri hanno un contenuto di sabbia maggiore di quello dell'orizzonte immediatamente sottostante. Il pH è sem-pre sub-alcalino. Rispetto agli orizzonti sopra e sottostante, l'orizzonte scuro presenta un contenuto minore di C tota-le e maggiore di C organico e N, indicando che l'orizzonte scuro è tale per accumulo di sostanza organica. Il calcare attivo è elevato e tende a diminuire con la profondità. Il P disponibile, presente in quantità molto scarse, tende a di-minuire con la profondità anche se, in questo profilo, subisce un aumento nell'orizzonte più profondo.

Tabella 3. Caratteristiche fisiche, fisico-chimiche e chimiche del suolo di Trecento

	Tessitura			pH	C totale	Calcare attivo	C organico	N totale	P disponibile
	Sabbia (2-0,05 mm)	Limo (0,05-0,002 mm)	Argilla (<0,002 mm)						
	g kg ⁻¹				g kg ⁻¹			mg kg ⁻¹	
Ap	718	256	32	7.79	59	131	12.2	10,1	7
Bw1	579	370	51	7.77	67	151	2.7	10,0	13
Bh1	725	242	33	7.74	59	146	7.6	10,1	2
Bw2	499	459	42	7.71	66	148	2.9	10,0	2
Bh2	615	344	41	7.73	58	135	6.7	10,1	2
Cg	280	670	50	7.94	42	128	1.5	10,0	10

I risultati del frazionamento del Cu (tab. 4) indicano che, come atteso, il metallo è maggiormente legato alle sostanze umiche, agli ossidi di Fe e ai carbonati, in accordo con quanto riportato da Agnelli et al. (2002) per suoli coltivati a vigneto. Il dato interessante è che la quantità totale di Cu e la sua distribuzione sono simili nell'orizzonte Ap e negli orizzonti scuri subsuperficiali, indicando che, con molta probabilità, la sostanza organica presente negli orizzonti scuri deriva direttamente dall'orizzonte superficiale.

Tabella 4. Contenuto di Cu nelle frazioni chimiche del suolo di Trecento

	Scambiabile+ solubile	Carbonati	Ossidrossidi di Fe-Mn facilmente riducibili	Sostanza organica	Ossidrossidi di Fe amorfo	Ossidrossidi di Fe cristallino	Residuo	Totale
								mg kg ⁻¹
Ap	3,5	22,6	0,0	35,9	15,6	27,3	6,2	111,1
Bw1	2,1	6,1	0,0	4,6	0,0	11,4	3,0	27,2
Bh1	2,8	23,0	0,0	35,0	9,9	23,8	4,8	99,3
Bw2	4,5	6,2	0,0	3,1	0,0	7,8	8,6	30,2
Bh2	2,8	24,7	0,0	31,8	10,0	19,9	7,2	96,4
Cg	2,0	5,5	0,0	0,0	9,8	7,8	17,2	42,3

Discussione

Le osservazioni pedologiche e i risultati del frazionamento del Cu indicano che la genesi di orizzonti scuri subsuperficiali in suoli coltivati a vigneto è dovuta all'accumulo di sostanza organica proveniente dalla superficie, possibilmente traslocata mediante le soluzioni del suolo. Tale processo può essere attribuito al rapido approfondimen-to delle soluzioni del suolo favorito da 1) presenza di fratture verticali, 2) buona strutturazione degli orizzonti super-ficiali e 3) presenza di radici di vite che fungano da vie preferenziali di deflusso. Il rapido approfondimento delle so-luzioni sarebbe responsabile del trasporto in sospensione di materiali superficiali, i quali verrebbero depositati in pro-fondità in corrispondenza della riduzione della velocità di infiltrazione. Ciò spiegherebbe anche perché l'accumulo di sostanza organica si verifica negli orizzonti con una tessitura più sabbiosa di quella dell'orizzonte sottostante.

Conclusioni

In suoli coltivati a vigneto gestiti con lavorazioni superficiali è stato riscontrato un orizzonte scuro subsuperficiale la cui genesi sembra essere dovuta a processi di traslocazione operati dalle soluzioni del suolo. Le caratteristiche pedologiche e chimiche di questo orizzonte sono simili a quelle di un orizzonte *sombrico*, anche se le condizioni ambientali in cui esso finora è stato ritrovato (Faivre, 1990) sono assolutamente diverse. Ciò significa che ulteriori approfondimenti sono necessari per chiarire i processi responsabili della genesi di tale orizzonte.

La comprensione delle fasi genetiche dell'orizzonte scuro subsuperficiale è di notevole utilità ecologica in quanto la sua formazione favorisce l'incorporazione di carbonio organico nel suolo. Se nei suoli coltivati la sua genesi potesse essere favorita, ciò potrebbe contribuire a ridurre l'impatto delle coltivazioni sul clima del pianeta.

Bibliografia

- Agnelli A., Cuniglio R., Corti G., 2002. Frazionamento chimico del rame nei suoli dei vigneti. *L'Informatore Agrario*, 34: 71-74.
- Allison L.E., 1965. Organic Carbon. In C.A Black, D.D. Evans, L.E. Ensminger, J.L. White, F.E. Clark (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy Monography*, 9. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 1367-1378.
- Berna F., Corti G., Ugolini F.C., Agnelli A., 2000. Assessment of the role of rock fragments in the retention of cadmium and lead in irrigated arid stony soils. *Annali di Chimica*, 90: 209-217.
- Faivre P., 1990. L'horizont sombrique: une ebauche d'horizon organo-argilique. Exemple des sols de la région intrandine de Colombie (Amérique du sud). *Pedologie*, XL-3: 273-297.
- IPCC - Intergovernmental Panel for Climate Change, 1997. Adequacy of the IPCC Guidelines for Reporting National Activities under the Kyoto Protocol. In chapter 6: implications of the Kyoto Protocol for the Reporting Guidelines. United Nations Environment Programme e World Meteorological Organization.
- Lal R., 2000. Soil conservation and restoration to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. III International Congress European Society for Soil Conservation. Book of abstracts. 28 marzo-1 aprile, Valencia, Spagna.
- Loeppert R.H., Suarez D., 1996. Carbonate and Gypsum. In D.L. Sparks (ed), *Methods of Soil Analysis, 2nd edition: Part3: Chemical Methods*, Am Soc. of Agronomy and Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI: 437-474.
- Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circ.* 939. USDA, Washington, DC.
- Soil Survey Division Staff, 1993. *Soil Survey Manual*. U.S. Dept. Agriculture, handbook No. 18. U.S. Government printing office, Washington, DC.
- Soil Survey Staff, 1999. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. Agriculture Handbook Number 436, U.S.D.A. & N.R.C.S.. 2nd edition. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.

CLASSIFICAZIONE DEI SUOLI ALPINI CON IL WORLD REFERENCE BASE

A. Garlato, G. Sartori, D. Barbieri, R. Minelli, S. Obber

ARPAV Centro Agroambientale - Castelfranco Veneto

Abstract

Within the project "Soil Map of Veneto Region at 1:250.000 scale" (North-East Italy), several soil profiles have been described and sampled in alpine and pre-alpine areas. They are situated from hilly to alpine elevation belts and have issued from different parent materials, both carbonaceous and siliceous, on various morphologies and vegetation covers, chosen among the most typical ones of the surveyed area. All profiles have been classified by means of the World Reference Base (WRB) and the Soil Taxonomy.

In this paper the frequencies of the 9 Reference Soil Groups and the 141 lower level Units, defined with the WRB, have been analyzed and some critical remarks have been pointed out about the aptitude of the system to characterize mountain soils properly, from a taxonomical point of view. Further suggestions concern the introduction of new qualifiers and the use of some qualifiers in Soils Groups for which they had not been provided.

Key Words: Soil Classification, World Reference Base, Alpine Soils, Soil Typological Units

Riassunto

Nell'ambito del progetto Carta dei suoli del Veneto in scala 1:250.000, sono stati descritti e campionati numerosi profili di suolo in ambiente alpino e prealpino, evoluti da materiali parentali carbonatici o silicatici, su differenti morfologie caratteristiche di tali ambienti, sotto diverse tipologie vegetazionali, dal piano collinare a quello alpino. Tutti i profili sono stati classificati utilizzando il World Reference Base e la Soil Taxonomy. Nel presente lavoro si analizzano le frequenze dei 9 Gruppi pedologici di riferimento e delle 141 Unità di secondo livello del WRB individuate e si avanzano alcuni spunti critici sull'attitudine del sistema a inquadrare tassonomicamente i suoli di montagna. Si propone inoltre sia l'introduzione di nuovi qualificativi e l'utilizzo di alcuni qualificativi in Gruppi per i quali non sono previsti.

Parole chiave: Classificazione dei suoli, World Reference Base, suoli alpini, Unità tipologiche di suolo

Introduzione

Il World Reference Base, concepito inizialmente come sistema di correlazione ad una scala mondiale, si sta ora imponendo come un vero e proprio sistema di classificazione dei suoli (Deckers et al., 2001; Yli-Halla e Mokma, 2001). Nell'ambito delle verifiche metodologiche legate alla realizzazione della carta dei suoli in scala 1:250.000 della Regione Veneto, si è proceduto ad una valutazione dell'attitudine (Arnold e Eswaran, 2003) di tale recente sistema alla classificazione dei suoli delle Alpi e delle Prealpi Venete.

La montagna veneta, che si eleva dall'alta pianura fino a quote superiori ai 3300 metri delle più alte cime dolomitiche, è stata suddivisa in due macroambiti (Alpi e Prealpi) sulla base di evidenti differenze morfologiche, fitoclimatiche, litologiche e, di conseguenza, di uso del suolo. Le Prealpi venete sono caratterizzate dalla prevalenza di formazioni calcareo-marnose che conferiscono al paesaggio forme dolci ed arrotondate. L'ambiente alpino invece, profondamente rimodellato dal glacialismo, presenta forme aspre ad alta energia di rilievo dei massicci dolomitici e bassi versanti dove affiorano formazioni a minor competenza. Le differenze tra i due macroambiti si riflettono in fondamentali differenze nel tipo e nella distribuzione dei suoli dominanti.

Materiali e metodi

Sono stati descritti, campionati ed analizzati 369 profili di suolo, equamente suddivisi tra Prealpi ed Alpi. La localizzazione dei punti di campionamento ha cercato di coprire al meglio, data la scala di rilevamento, la variabilità dei suoli della montagna veneta.

Tutti i *pedon* sono stati classificati utilizzando il World Reference Base for Soil Resources (ISSS, ISRIC, FAO, 1998) e la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999), da ora WRB e ST, e definiti con la nomenclatura di Duchaufour (2001). Sulla base di tali dati, integrati con quelli delle osservazioni speditive e dei dati pregressi, sono state riconosciute circa 130 Unità tipologiche di suolo (UTS) utilizzate nella carta dei suoli del Veneto in scala 1:250.000, attualmente in fase di completamento.

Si è quindi proceduto all'elaborazione dei dati a disposizione verificando la presenza e la diffusione dei diversi Gruppi pedologici di riferimento e dei relativi qualificativi, confrontando il risultato con quanto ottenuto dall'uso della classificazione americana (ST).

Risultati e discussione

I 369 profili sono stati inquadrati in 9 Gruppi pedologici di riferimento del WRB, ma *Luvissols*, *Cambisols*, *Leptosols* e *Phaeozems* raggruppano circa il 90% dei *pedon* (fig. 1). *Luvissols* e *Cambisols* risultano essere i gruppi tassonomici più frequenti, con una netta dominanza dei primi in ambiente prealpino, in relazione alle caratteristiche delle litologie prevalenti e al ridotto impatto delle masse glaciali pleistoceniche, e dei secondi in quello alpino. I *Leptosols* mostrano una analoga frequenza nelle due zone, i *Phaeozems* sono lievemente più abbondanti nelle Prealpi mentre i *Podzols* (PZ) si ritrovano solo nell'area alpina.

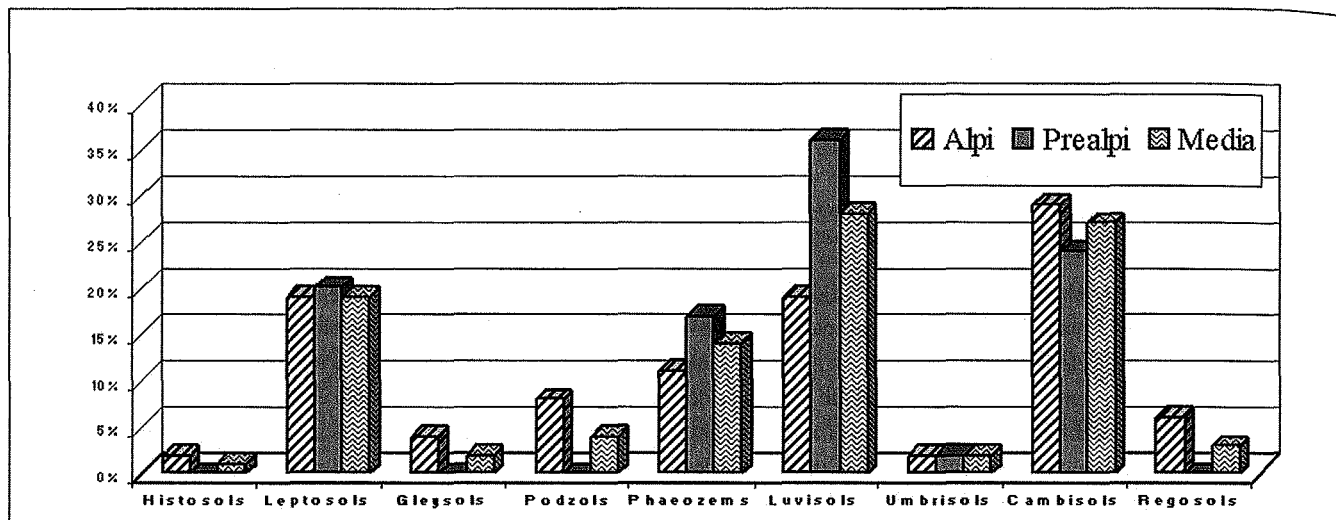


Figura 1. Distribuzione percentuale dei Gruppi pedologici di riferimento suddivisi per macroambiti geografici. L'ordine dei gruppi ricalca quello della chiave

Concentrandosi solo sui 5 Gruppi pedologici di riferimento più frequenti si è proceduto a una suddivisione altimetrica sulla base di 4 fasce fitoclimatico-ecologiche: le quote inferiori ai 600 metri (corrispondenti più o meno al limite di coltivazione della vite), le quote comprese tra i 600 e i 1450 metri (fascia delle latifoglie), le quote dai 1450 metri ai 2000 (fascia delle conifere), le quote al di sopra di tale limite (fascia degli arbusteti e delle praterie). Dalla figura 2 si nota la distribuzione antitetica dei *Luvissols* rispetto a quella dei *Leptosols*: i primi dominano alle basse quote e diminuiscono al crescere dell'altitudine, mentre i secondi dominano sopra il limite del bosco. Anche *Cambisols* e *Phaeozems* sono meno diffusi alle alte quote mentre i *Podzols* si trovano solo a quote superiori ai 1450 metri.

Nell'ambito dei 9 Gruppi di riferimento sono state definite, in base ai qualificativi predisposti, 141 Unità di secondo livello. Lo stretto legame della maggior parte dei qualificativi con la funzionalità dei suoli di montagna (scheletro, limitazioni di profondità per presenza della roccia, abbondanza della sostanza organica, presenza di calcare / caratteri eutrici o districi, caratteri gleyici), la possibilità di rendere conto di un dato carattere mediante l'aggiunta di un qualificativo e la possibilità di evidenziare il grado di espressione del carattere (*Hyper-* e *Hypo-*) e/o la profondità a cui si manifesta (*Epi-* e *Endo-*) danno una notevole elasticità al sistema. La relativa libertà data dalla scelta del numero di qualificativi (da 2 a 4) ai Gruppi del primo livello tassonomico e la possibilità di introdurre di nuovi ben si prestano a caratterizzare i suoli di montagna i quali presentano, all'interno di una stessa Unità tipologica di suolo una variabilità maggiore rispetto ai suoli di pianura (spessore degli orizzonti, scheletro, profondità, granulometria) (Sartori et al., 1997). Il sistema mostra quindi i caratteri di completezza, chiarezza, correlazione con limiti ecologici e flessibilità di un'efficiente tassonomia (Arnold e Eswaran, 2003).

Dei 369 profili classificati il 24% ha richiesto l'uso di un solo qualificativo, oltre il 50% è stato inquadrato con la combinazione di due, circa il 20% è stato classificato con l'uso di tre qualificativi mentre solo il 3% dei *pedon* ha richiesto l'uso di quattro; questo conferma che il numero massimo di qualificativi (4) da usare secondo il WRB è sufficiente a descrivere la variabilità riscontrata.

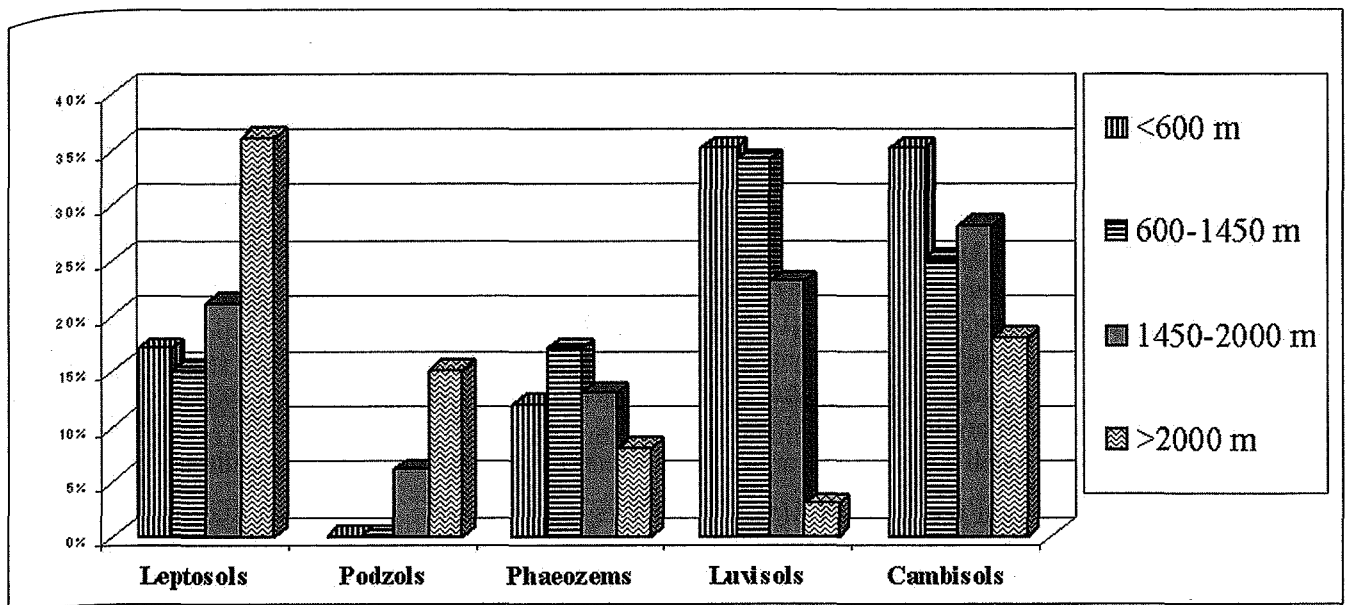


Figura 2. Distribuzione percentuale dei Gruppi pedologici di riferimento per fasce altimetriche. L'ordine dei gruppi ricalca quello della chiave

Tra i qualificativi del WRB che si sono dimostrati molto utili per caratterizzare le Unità tipologiche dei suoli di montagna possiamo citare:

- *Skeletal* per la presenza di scheletro, la relativa abbondanza (*Hyper-*) e la profondità (*Endo-* e *Epi-*);
- *Leptic* per la presenza del contatto litico e la relativa profondità (*Endo-/Epi-*);
- *Dystric*, *Eutric* per la presenza di caratteri districi o eutrici e la relativa profondità (*Endo-/Epi-*);
- *Calcaric* per la presenza di materiale di suolo calcareo;
- *Pachic* per la presenza di un orizzonte mollico o umbrico molto spesso;
- *Humic* per l'alto contenuto di carbonio organico;
- *Rendzic* con orizzonte mollico che sovrasta o contiene materiali estremamente calcarei.

Tabella 1. Numero di Unità di secondo livello riconosciute all'interno dei 5 Gruppi pedologici di riferimento più frequenti (322 profili)

n° Unità di secondo livello	Gruppo pedologico di riferimento				
	Leptosols	Podzols	Phaeozems	Luvisols	Cambisols
	10	9	14	40	37

La lista dei qualificativi per definire le classi tassonomiche al secondo livello si è rivelata in qualche caso incompleta; nei paragrafi che seguono si propone quindi l'impiego di un qualificativo in un Gruppo per il quale non è previsto e l'introduzione di due nuovi qualificativi.

Le 141 Unità di secondo livello corrispondono a 71 Sottogruppi (appartenenti a 8 Ordini, 18 Sottordini e 26 Grandi gruppi) della Soil Taxonomy (tab. 2). La comparazione numerica evidenzia il maggior dettaglio del WRB al secondo livello rispetto al quarto livello gerarchico (Sottogruppi) della ST. Il confronto tra i due sistemi è reso inevitabile dalla diffusione della Soil Taxonomy in Italia ma per essere rigoroso dovrebbe essere condotto in maniera sistematica per ciascun Tipo di suolo, analizzando il contenuto semantico dei differenti taxa in funzione dei diversi obiettivi: cartografia, archiviazione e utilizzo dei dati, comunicabilità delle informazioni (Arnold e Eswaran, 2003; Dudal, 2003).

Tabella 2. Numero di classi della ST (Ordini, Sottordini, Grandi Gruppi, Sottogruppi e Famiglie) in cui ricadono i profili appartenenti ai 5 Gruppi pedologici di riferimento del WRB più diffusi

	Gruppo pedologico di riferimento				
	Leptosols	Podzols	Phaeozems	Luvisols	Cambisols
Ordini	2	1	1	1	3
Sottordini	4	3	3	2	5
Grandi Gruppi	6	4	4	3	7
Sottogruppi	12	6	13	8	17
Famiglie	34	11	27	21	45

Luvisols

Il numero di profili eseguiti è di 102, suddivisi in 40 Unità di secondo livello (tab. 1). Tale suddivisione include il qualificativo Skeletic che non figura tra quelli previsti nel WRB ma è stato inserito come proposta nel Report 94 della FAO (Driessen et al., 2001). Nei suoli di montagna tale qualificativo risulta essere estremamente utile per separare i suoli bruni lisciviati con ridotto contenuto in scheletro da quelli con scheletro frequente che rappresentano quasi il 40% dei *Luvisols* investigati (fig. 3). I qualificativi più utilizzati risultano essere nell'ordine: Cutanic, Skeletic, Dystric, Chromic e Leptic (fig. 3). Le combinazioni più frequenti sono:

- *Endoskeleti-Cutanic*: suoli con orizzonte argico con evidenti rivestimenti di argilla e notevole contenuto in scheletro che inizia oltre i 50 cm di profondità;
- *Cutani-Chromic*: suoli con orizzonte argico con evidenti rivestimenti di argilla e colore arrossato;
- *Dystri-Cutanic*: suoli desaturati almeno in parte del profilo e con orizzonte argico che presenta evidenti rivestimenti di argilla;
- *Cutani-Leptic*: suoli con orizzonte argico con evidenti rivestimenti di argilla e contatto litico entro 100 cm.

La ST prevede nell'ordine degli *Alfisols*, un sottogruppo Inceptic che riunisce suoli con orizzonti argillici di spessore inferiore ai 35 cm. Tale sottogruppo sembra ben differenziare negli ambienti di montagna gradi di evoluzione diversi e/o suoli su determinati materiali di partenza (es. materiali poveri in matrice fine). Andrebbe quindi valutata l'opportunità di introdurre nel WRB un nuovo qualificativo che, in analogia con la ST, potrebbe chiamarsi Inceptic con uso limitato ai *Luvisols*. Se tale proposta venisse confermata il qualificativo verrebbe utilizzato nel 30% circa dei *pedon* investigati.

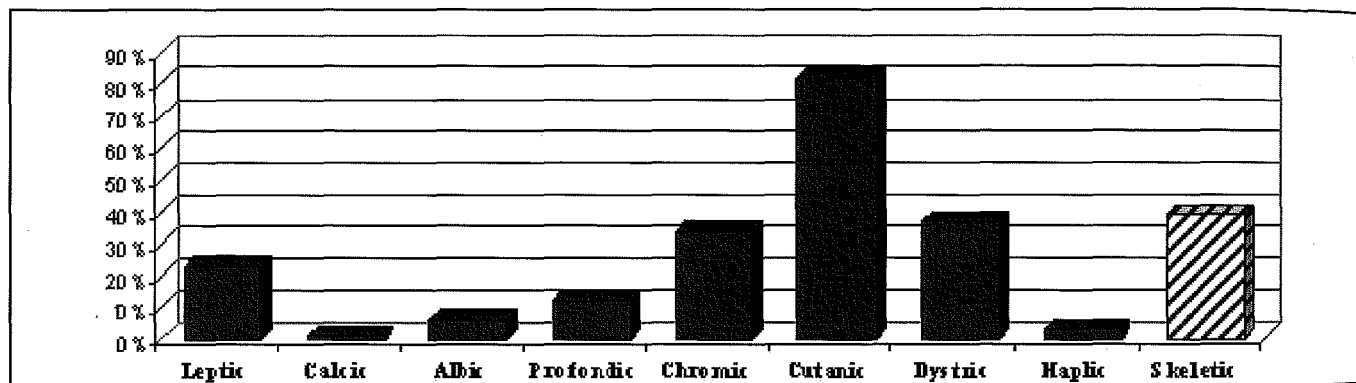


Figura 3. Percentuale di *pedon* per i quali sono stati utilizzati i differenti qualificativi di secondo livello, elencati rispettando l'ordine (da sinistra a destra), rispetto al totale dei *Luvisols*; il qualificativo Skeletic è proposto da Drissen et al. (2001) e ripreso dagli autori

Cambisols

I profili che ricadono nel Gruppo dei *Cambisols* sono 98 suddivisi in 37 Unità di secondo livello (tab. 1). Tale numero comprende il qualificativo Sesquic che gli autori propongono di aggiungere in analogia con il sottogruppo *Spodic* della ST. La definizione che si propone per il qualificativo *Sesquic* è la seguente: "che ha un orizzonte B di almeno 5 cm di spessore con saturazione in basi inferiore al 50% e:

- o con almeno 0,25% di Alos + ½ Feos ed almeno due volte di più di un sovrastante orizzonte umbrico, ocrico, albico o antropogenico
- o con un valore della densità ottica dell'estratto in ossalato (ODOE) di 0,12 o più la quale è anche due volte o più il valore degli orizzonti sovrastanti."

Il qualificativo *Sesquic* caratterizza i suoli in cui la geochimica dell'orizzonte B è dominata da composti minerali dell'alluminio nella soluzione del suolo, con debole traslocazione di sesquiossidi (in particolare dell'alluminio) in profondità (Souchier, 1984) ma senza traslocazione della sostanza organica (i requisiti di colore dell'orizzonte spodico non sono quindi raggiunti). Questi suoli presentano una struttura dell'orizzonte B "fluffy" o microgranulare e colori giallo oca. Sono riconducibili alla definizione di *Sols bruns ocreux* di Duchaufour (2001) e agli *Alocrisols ocriques* del più recente *Référentiel Pédologique* (1995) e possono essere considerati degli intergradi tra i *Cambisols* (Dystric) e i *Podzols*. In ambiente alpino sono moderatamente diffusi, perlopiù nella fascia montana, e in Veneto presentano circa il 50% dei *Cambisols* su materiali parentali silicatici.

I qualificativi più usati per descrivere le Unità di livello inferiore sono: *Skeletal*, *Calcaric*, *Eutric*, *Leptic*, *Dystric* (Figura 4) con netta prevalenza della combinazione *Skeleti-Calcaric* (suoli calcarei almeno tra 20 e 50 cm e con presenza di scheletro) seguita da:

- *Sesqui-Skeletal*: suoli con scheletro e moderato accumulo di alluminio nell'orizzonte B;
- *Eutri-Skeletal*: suoli privi di carbonati ma con saturazione superiore al 50% e con notevole contenuto in scheletro.

Per quanto riguarda l'ordine dei qualificativi, problema già affrontato nell'ambito del gruppo di lavoro del WRB (Nachtergaele et al., 2001; Deckers et al., 2003), per i suoli esaminati sembrerebbe molto più razionale che i qualificativi *Dystric*, *Eutric* e, nel caso in cui venisse accettato, *Sesquic*, vista l'importanza dei caratteri che descrivono, fossero introdotti più in alto rispetto alla posizione attuale. L'eventuale eliminazione dell'ordine nell'attribuzione dei qualificativi, da più parti proposta (Nachtergaele et al., 2001; Deckers et al., 2003), rischierebbe peraltro di produrre un notevole incremento nel numero di Unità di secondo livello senza apportare un incremento del contenuto informativo, soprattutto nei casi in cui vengano usati tre o quattro qualificativi.

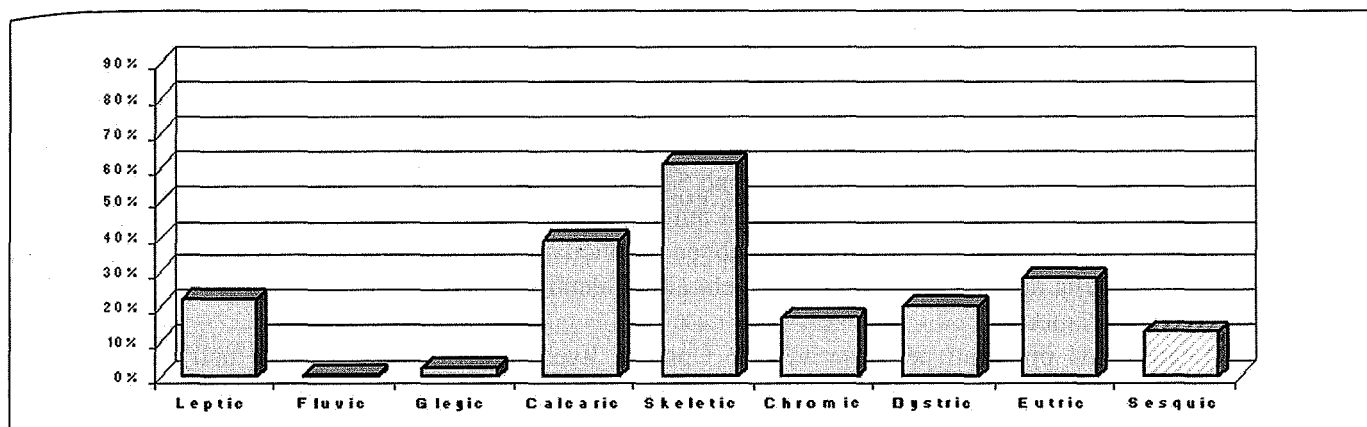


Figura 4. Percentuale di *pedon* per i quali sono stati utilizzati i differenti qualificativi di secondo livello, elencati rispettando l'ordine gerarchico (da sinistra a destra), rispetto al totale dei *Cambisols*; il qualificativo *Sesquic* è proposto dagli autori

Leptosols

I *pedon* classificati come *Leptosols* sono 71; di questi solo 20 sono limitati da roccia dura continua entro 25 cm dalla superficie del suolo mentre i restanti 51 poggiano su materiali con carbonato di calcio equivalente maggiore del 40% alla stessa profondità. Suoli diversi dal punto di vista funzionale vengono quindi attribuiti al medesimo Gruppo e potrebbero essere più razionalmente differenziati con l'introduzione di un nuovo qualificativo. Al contrario, suoli poco evoluti (A-C) sviluppatasi su materiali silicatici, non limitati da roccia entro 25 cm e che presentano notevoli similitudini morfologiche e funzionali con i suoli descritti sopra, rientrano negli *Umbrisols* o nei *Regosols*.

Le unità di secondo livello sono 10 (tab. 1), comprendendo l'uso del prefisso *Hyper-* davanti al qualificativo *Humic* (*Hyperhumic*) dagli autori usato per indicare un contenuto di carbonio organico maggiore al 5%.

Dalla figura 5 si evince che i qualificativi più utilizzati sono nell'ordine: *Rendzic*, *Humic*, *Calcaric*, *Mollic* e *Dystric*. Le Unità di secondo livello più frequenti sono:

- *Humi-Rendzic*: suoli con orizzonte mollico che contiene o sovrasta materiali con più del 40% di carbonato di calcio equivalente e con elevato contenuto di sostanza organica;
- *Rendzic*: suoli con orizzonte mollico che contiene o sovrasta materiali con più del 40% di carbonato di calcio equivalente;
- *Calcaric-Humic*: suoli con elevato contenuto di sostanza organica e calcarei tra 20 e 50 cm.

Una percentuale non marginale di *Leptosols*, legati di solito a superfici interessate da processi erosivi, presenta un orizzonte Bw o Bt di spessore inferiore a quello minimo richiesto per la definizione rispettivamente dell'orizzonte cambico (15 cm) e dell'orizzonte argico (7,5 cm) e che quindi non risulta diagnostico. Per identificare queste tipologie di suoli che ben si differenziano dal concetto centrale dei *Leptosols* per il basso contenuto di sostanza organica e di scheletro, sarebbe opportuno introdurre un appropriato qualificativo.

Le Unità di secondo livello utilizzano un solo qualificativo per circa la metà dei profili e due per i restanti, non risultando mai necessario l'uso un numero maggiore di qualificativi. Questa situazione evidenzia l'opportunità di introdurre i qualificativi proposti.

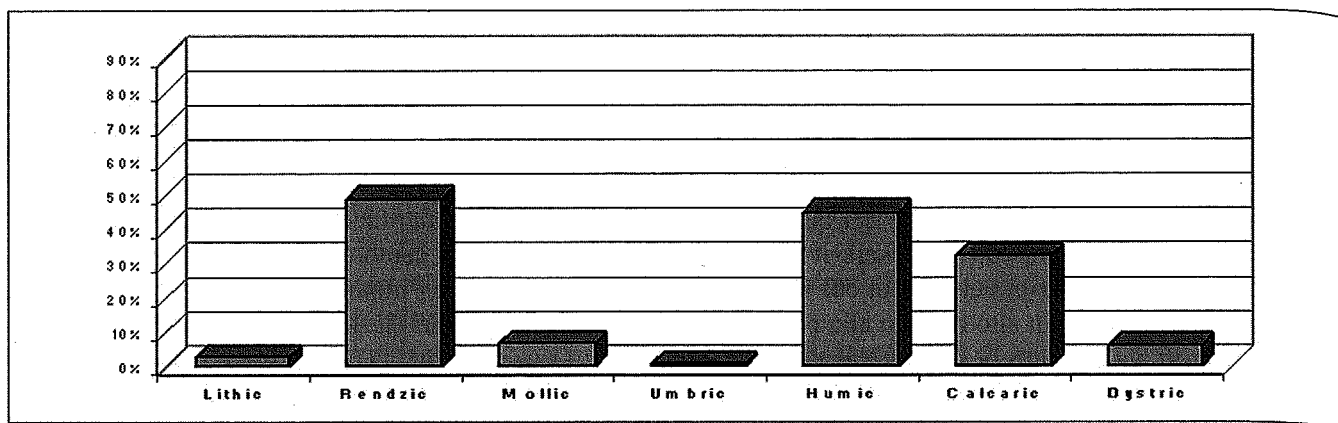


Figura 5. Percentuale di *pedon* per i quali sono stati utilizzati i differenti qualificativi di secondo livello, elencati rispettando l'ordine gerarchico (da sinistra a destra), rispetto al totale dei Leptosols

Phaeozems

I profili che ricadono in questo Gruppo sono 51, suddivisi in 24 Unità di secondo livello (tab. 1). È stato introdotto il qualificativo Cambic per caratterizzare i numerosi *pedon* che inferiormente all'orizzonte mollico presentano un orizzonte cambico. Questa introduzione, sebbene esplicitamente sconsigliata dal WRB, è in analogia con la ST che prevede già nella definizione del concetto centrale di alcuni sottogruppi dei Mollisuoli (es. *Hapludolls*) la presenza dell'orizzonte cambico.

I qualificativi più usati per descrivere le Unità di livello inferiore sono quindi nell'ordine: *Cambic*, *Skeletal*, *Calcaric*, *Leptic*, con netta dominanza della combinazione *Skeletal-Calcaric (Cambic)* prevalentemente con l'uso del prefisso *Epi-* per il qualificativo *Skeletal* (suoli con elevato contenuto in scheletro, calcarei tra 20 e 50 cm e orizzonte cambico al di sotto del mollico). Il qualificativo *Calcaric* è usato come suggerito nella nota della traduzione italiana del WRB (1999).

L'introduzione del qualificativo *Cambic* ha come conseguenza l'utilizzo di tre qualificativi in oltre il 50% dei suoli; in nessun caso sono stati necessari quattro qualificativi.

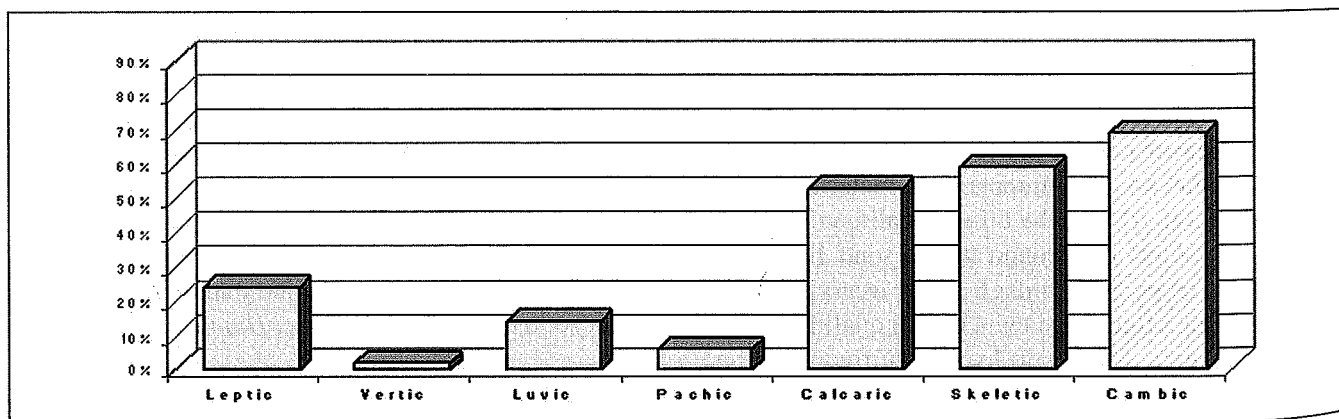


Figura 6. Percentuale di *pedon* per i quali sono stati utilizzati i differenti qualificativi di secondo livello, elencati rispettando l'ordine gerarchico (da sinistra a destra), rispetto al totale dei Phaeozems; il qualificativo Cambic è proposto dagli autori

Podzols

I profili che ricadono in questo Gruppo sono 14, suddivisi in 9 Unità di secondo livello (tab. 1). Nonostante l'esiguo numero di *pedon* non permetta un'analisi approfondita, si è constatato che il numero di qualificativi presenti sembra essere sufficiente a descrivere la variabilità riscontrata.

I qualificativi più usati per descrivere le Unità di livello inferiore sono nell'ordine: *Skeletal* e *Entic*.

Conclusioni

Nel complesso il WRB dimostra di permettere un semplice e razionale inquadramento della maggior parte delle tipologie di suoli di montagna. Per aumentare la sua "efficacia" nei riguardi dei suoli alpini e prealpini si auspica però l'introduzione di qualche nuovo qualificativo e l'utilizzo di alcuni già esistenti in altri Gruppi pedologici di riferimento.

Da un primo veloce confronto con la classificazione americana emerge la capacità del WRB di definire e rappresentare in maniera più precisa la variabilità estremamente elevata riscontrata nei suoli di montagna. Rimane comunque la necessità di approfondire il confronto tra i due sistemi di classificazione, che sono i più utilizzati e conosciuti dagli operatori in Italia. Il confronto dovrebbe essere condotto entrando nel dettaglio del contenuto semantico di ciascuna sottoclasse dei due sistemi valutando corrispondenze, differenze, vantaggi e inconvenienti.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il Dott. Nicola Filippi dell'European Soil Bureau e la Dott.ssa Ialina Vinci per la lettura critica.

Bibliografia

- A.F.E.S., 1995. Référentiel Pédologique. I.N.R.A., Paris, pp.332.
- ARNOLD R. W., ESWARAN H., 2003. Conceptual basis for soil classification: lessons from the past. In: Soil classification: a global desk reference. Edited by Eswaran H., Rice T., Ahrens R., Stewart B. A.. CRC Press, pp. 27-42.
- DECKERS J., DRIESSEN P., NACHTERGAELE F.O., SPAARGAREN O., 2001. World Reference Base for Soil Resources – in a nutshell. Proceedings "Soil Classification 2001" October 8-12, 2001, Hungary, pp.173-182.
- DECKERS J., DRIESSEN P., NACHTERGAELE F.O., SPAARGAREN O., BERDING F., 2003. Anticipated developments of the World Reference Base for Soil Resources. In: Soil classification: a global desk reference. Edited by Eswaran H., Rice T., Ahrens R., Stewart B. A.. CRC Press, pp. 245-256.
- DRIESSEN P., DECKERS J., SPAARGAREN O., NACHTERGAELE F.O., 2001. Lecture notes on the major soils of the world. World Soil Resources. Reports n. 94. FAO UN, Roma, pp.152.
- DUCHAUFOUR P., 2001. Introduction à la Science du Sol. Dunod, Paris, pp.324.
- DUDAL R., 2003. How good is our soil classification? In: Soil classification: a global desk reference. Edited by Eswaran H., Rice T., Ahrens R., Stewart B. A.. CRC Press, pp. 11-18.
- EUROPEAN SOIL BUREAU, 1998. Georeferenced Soil Database for Europe. Manual of Procedures Version 1.0. European Soil Bureau, scientific Committee. EUR 18092 EN, pp.170
- ISSS, ISRIC, FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources. Reports n. 84. FAO UN, Roma, pp. 88.
- ISSS, ISRIC, FAO, 1999. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources. Versione italiana a cura di Costantini E.A.C. e Dazzi C.. ISSDS, Firenze, pp. 98.
- NACHTERGAELE F.O., BERDING F., DECKERS J., 2001. Pondering hierarchical soil classification systems. Proceedings "Soil Classification 2001" October 8-12, 2001, Hungary, pp.71-80.
- SARTORI G., CORRADINI F., MANCABELLI A., WOLF U., 1997. Principali tipi di suoli forestali nella provincia di Trento. Studi Trent. Sci. Nat., Acta Geol., vol. 72, pp. 41-54.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy, a basic classification for making and interpreting soil surveys. Agriculture Handbook 436, 2nd ed.. -N.R.S.C. Washington, DC, pp.869.
- SOUCHIER B., 1984. Le podzols et la podzolisation en climats tempérés et montagnards. Livre Jubil. Cinquant., AFES, Paris, pp. 77-96.
- YLI-HALLA M., MOKMA D.L., 2001. Problems encountered when classifying soils of Finland. Proceedings "Soil Classification 2001" October 8-12, 2001, Hungary, pp.183-190.

CATIONI METALLICI INCORPORATI NEI CARBONATI PRIMARI E SECONDARI

Vito Armando Laudicina ¹, Antonio Delgado García ², Haydn Barros ², Carmelo Dazzi ¹, Riccardo Scalenghe ¹

¹ Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia – Università di Palermo

² Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola – Universidad de Sevilla

Abstract

A wide range of divalent metallic cations, including common diagenetic tracers and important environmental contaminants, can potentially substitute for Ca_2^+ ions in the calcite structure. To investigate metallic cations associated to soil carbonate and to quantify them, we selected five soil pedons developed from different lithotypes and with a different content of soil inorganic carbon. Soil samples were treated with 1M acetic acid to promote the selective dissolution of soil inorganic carbon. The resulting solutions were analyzed for the following elements: Ca, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Sr, Ba, Pb, U. Results allow us to state that litogenic and pedogenic soil carbonates are an important sink of metallic cations and that their contents are affected by past and present carbonation processes.

Key words: calcium carbonate, metallic cations, selective dissolution.

Riassunto

Diversi cationi metallici, tra cui alcuni traccianti diagenetici e importanti contaminanti ambientali possono sostituire il calcio nella struttura della calcite o co-precipitare con essa.

Scopo di questo lavoro è stato di investigare quali cationi metallici sono associati ai carbonati del suolo e di quantificarli. A tal fine, sono stati scelti cinque pedon evolventi su diversi litotipi e con un contenuto in carbonati piuttosto variabile. I campioni di suolo sono stati trattati con acido acetico 1M per permettere la dissoluzione selettiva dei carbonati e le soluzioni risultanti sono state analizzate per i seguenti cationi metallici: Ca, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Sr, Ba, Pb, U. Dai risultati si evince che i carbonati del suolo, sia litogenici che pedogenici, costituiscono una importante fonte di cationi metallici e che il loro contenuto è influenzato dai processi di carbonatazione pregressi ed in atto.

Parole chiave: carbonato di calcio, cationi metallici, dissoluzione selettiva.

Introduzione

Le proprietà chimico-fisiche e mineralogiche dei suoli possono influenzare il destino dei cationi metallici in essi e, attraverso l'addizione e traslocazione di sali, carbonati, argilla, o sostanza organica, determinare un significativo cambiamento nel contenuto di cationi metallici lungo tutto il profilo. Nelle regioni aride e semiaride, sovente, nei suoli si riscontra carbonato di calcio in grande quantità, o disperso nella matrice del suolo o accumulato in particolari orizzonti del suolo (orizzonti calcici e/o petrocalcici); quando è finemente disperso nel suolo, esercita una grande influenza sul pH e quindi sul comportamento dei cationi metallici (Birkeland, 1999). Quest'ultimi, oltre che influenzare i processi di precipitazione dei carbonati, possono co-precipitare con essi entrando a far parte della loro struttura, o essere inglobati negli ossidi (di Fe e Mn principalmente) che precipitano con i carbonati, od ancora essere adsorbiti sulla loro superficie (Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

Diversi cationi, tra cui alcuni traccianti diagenetici (Mn, Sr) e importanti contaminanti ambientali (Ni, Zr, Co, Cd, Pb) possono potenzialmente sostituire il calcio nella struttura della calcite (Temmam et al., 2000). Sono stati condotti molti studi per investigare la presenza di cationi metallici, ma pochi sono quelli che hanno considerato il loro contenuto nella calcite presente nel suolo. Alcuni autori (Vochten e Geyes, 1974) hanno osservato che il carbonato di calcio secondario mostra un elevato contenuto di Sr e Co (maggiore di 1000 mg kg^{-1}), altri (Palumbo et al., 2000) non hanno trovato una significativa relazione tra il contenuto in cationi metallici e il carbonato di calcio del suolo in suoli siciliani. Altri studi hanno dimostrato come nella "crescita spirale" la calcite tenda ad inglobare Mn e Zn in funzione del contenuto di cloro della soluzione acquosa (Temmam et al., 2000).

Scopo di questo lavoro è di investigare in una sequenza di suoli forestali nella Sicilia centrale, quali cationi metallici sono associati ai carbonati del suolo e di quantificarli. Infatti, in Sicilia, molti suoli presentano lungo il profilo un diverso contenuto di carbonati sia finemente dispersi nella matrice sia accumulati in orizzonti calcici e/o petrocalcici che possono rappresentare un possibile sink/source di cationi metallici.

Materiali e metodi

a. L'area di studio

Per gli scopi di questo lavoro, nella Sicilia centrale, è stata scelta un'area ricadente nel "Complesso Boscato Mustigarufi" (CL), già studiata e descritta (Dazzi e Monteleone, 2001; Dazzi e Scalenghe, 2002). La vegetazione è rappresentata principalmente da *Eucalyptus camaldulensis*, al quale fanno da corona l'*E. occidentalis*, il *Cupressus sempervirens*, il *C. orizzontalis*, il *Pinus halepensis* e il *P. pinea*. Il clima dell'area, basandosi sui dati climatici registrati in loco dal 1985 al 2002, è caratterizzato da una temperatura media annua oscillante da 16,3 a 18,2°C ed una piovosità media annua variabile da 440 a 480 mm. Considerando "l'anno normale" così come definito nella Soil Taxonomy (USDA-NRCS, 1999), solo per il periodo considerato, il regime udometrico del suolo risulta "xerico" mentre il regime termometrico risulta "termico". In tale area sono stati scelti 5 pedon ricadenti in una pendice lungo la quale è possibile rinvenire diversi tipi litologici di età compresa tra il Tortoniano e l'Olocene, ed in particolare procedendo dal più vecchio al più recente si rinviene: la Formazione Terravecchia, la serie Gessoso-Solfifera e i depositi colluviali ed alluvionali. La sequenza di tali litotipi lungo la pendice (dall'alto verso il basso), è la seguente: depositi colluviali (con uno spessore stimato di circa 6 metri e poggiati su argille con gessi) > argille con gessi e/o gessi > argille marnose > argille marnose e/o sabbiose > depositi alluvionali (terrazzati). Nella tabella 1 si riportano i principali fattori pedogenetici con la classificazione tassonomica secondo la Soil Taxonomy (USDA-NRCS, 1999) dei pedon investigati, mentre le principali caratteristiche chimico-fisiche dei pedon scelti sono riportati in Laudicina et al., (2003).

Tabella 1. Principali fattori pedogenetici e classifica dei pedon investigati

Pedon	Parent	Quota (m s.l.m.)	Pendenza (%)	Vegetazione	Classificazione (USDA-NRCS, 1999)
1	material Argille marnose e/o sabbiose	260	2	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Vertic Haploxerept
3	Depositi colluviali	475	4	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Cupressus sempervirens</i>	Typic Calcixerert
4	Dep. colluviali su argille con gessi	470	6	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Cupressus sempervirens</i>	Gypsic Calcic Haploxerept
22	Argille marnose	390	15	<i>Eucalyptus occidentalis</i>	Gypsic Vertic Haploxerept
64	Argille sabbiose	330	6	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Gypsic Vertic Haploxerept

b. Metodi analitici

I campioni di suolo sono stati desalinizzati con acqua millipore degassata, e sottoposti a due lavaggi successivi con $MgCl_2$ 1M, al fine di rimuovere tutti i cationi di scambio ed infine sono stati trattati con acido acetico 1M in un bagno ad ultrasuoni per 30 minuti per promuovere la dissoluzione selettiva del carbonato di calcio (De Paolo et al., 1983). Le soluzioni così ottenute sono state analizzate all'assorbimento atomico (AAS) per il Ca e all'ICP-MS per i seguenti elementi: Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Sr, Ba, Pb, U.

Lo strumento utilizzato è un X7 SERIES ICP-MS (Thermo Elemental, UK), della "Escuela Universitaria di Ingegneria Tècnica Agrìcola", dell'Università di Siviglia. Per la determinazione degli elementi è stato utilizzato il metodo 6020 U.S. EPA, adattato per la matrice dei campioni (acido acetico 1M), che ha permesso di ottenere le seguenti deviazioni standard relative, RDS: Mn= RSD% 0,9±0,5; Fe= RSD% 6,4±5,3; Co= RSD% 4,8±3,3; Ni=RSD% 4,6±2,8; Sr= RSD% 0,5±0,3; Ba= RSD% 2,6±2,3; Pb= RSD% 4,7±3,2; U= RSD% 0,9±0,4.

Risultati e discussione

Il contenuto in carbonati nei diversi pedon, come emerge dalle descrizioni di campo e dalle analisi isotopiche (Laudicina et al., 2003), varia sia per la quantità che per l'origine (primaria o secondaria). I pedon 3 e 4 sono i più ricchi in carbonato di calcio secondario, mentre negli altri la quantità di carbonato pedogenico è molto bassa e talora nulla, anche in presenza di buone dotazioni in carbonati totali, come accade per i pedon 1 e 22. Confrontando i dati relativi al Ca estratto con acido acetico con il contenuto in carbonato di calcio, si può affermare che la tecnica applicata (da De Paolo et al., 1983) ha consentito la dissoluzione selettiva dei carbonati del suolo. La relazione tra Ca estratto in acido acetico e $CaCO_3$ totale, risulta molto buona ($R^2=0,96$) se si escludono gli orizzonti gypsicici (2By, 2BCy e 2Cy) del pedon 4 che influenzano negativamente tale relazione in quanto ricchi in gesso. Nella tabella 2 viene riportato il contenuto dei cationi metallici per i singoli orizzonti dei vari pedon.

Tabella 2. Contenuto in carbonato di calcio totale e secondario e cationi metallici

Pedon		¹ CaCO ₃	² CaCO ₃	Ca	Mn	Sr	Ba	Pb	U	Fe	Co	Ni
		tot. %	ped. %	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹							
1	A	16,6	2,6	70,8	305,7	636,9	30,6	6,7	2,4	928,8	101,9	28,8
	Bw	18,2	3,3	81,9	299,4	676,9	37,7	0,0	2,6	1219,4	144,3	48,2
	Bwss	17,4	3,4	77,2	313,7	668,0	26,5	1,7	2,6	906,2	90,5	29,3
	BC	13,9	4,2	64,5	399,1	585,9	65,9	1,0	2,6	448,6	63,5	21,2
	C	14,7	5,5	84,0	510,6	593,3	120,3	6,6	2,6	930,9	89,1	31,3
3	Ap	11,2	11,2	49,8	156,5	402,6	39,1	5,7	2,6	400,0	55,7	19,1
	ABss	12,4	12,4	60,2	126,2	488,4	123,9	16,4	2,4	368,7	70,4	24,5
	Bkss1	16,2	14,4	69,8	145,4	545,3	70,0	1,0	2,3	544,7	109,3	38,0
	Bkss2	17,8	16,1	74,0	172,6	484,3	85,4	0,8	2,4	446,7	98,9	35,9
4	A	16,2	13,5	77,9	235,0	515,3	60,6	0,0	2,3	392,6	85,5	29,6
	AB	18,8	17,1	84,8	242,6	578,6	81,7	0,0	2,4	490,2	116,3	40,8
	Bk	22,4	19,8	87,3	180,9	632,3	132,7	3,8	2,4	873,4	137,8	57,3
	2By	12,4	12,3	115,2	173,7	706,5	3,2	0,6	2,4	786,7	147,9	52,5
	2BCy	10,4	9,9	92,7	181,9	901,2	42,7	15,5	2,6	491,8	89,5	29,6
	2Cy	12,4	9,6	75,5	214,7	1208,8	50,4	0,0	2,8	463,3	87,6	30,6
22	A	18,9	2,8	83,6	267,8	617,1	11,8	2,5	2,8	939,7	101,9	35,4
	Bw	16,6	2,1	80,6	263,7	803,1	62,0	9,3	3,0	1140,0	123,5	41,3
	Byss	18,2	0,5	79,8	280,8	717,6	0,0	2,4	3,3	1028,6	112,3	38,5
	BCy	9,3	0,3	45,7	178,9	426,3	0,0	0,0	2,7	498,1	57,5	18,6
	C	15,5	0,0	69,7	236,5	645,1	6,2	0,0	2,7	890,2	90,1	32,1
	64	A	1,5	1,4	8,9	143,5	282,2	0,0	0,0	2,1	159,5	8,9
64	AB	4,3	4,1	20,5	140,5	314,7	7,0	6,2	2,2	88,3	14,5	3,6
	Bwss	5,4	5,2	22,2	130,1	342,9	0,0	0,0	2,2	97,5	17,3	5,1
	Byss	3,8	3,1	19,5	122,9	303,0	0,0	0,0	2,3	378,7	35,8	12,2
	BCy	5,4	2,7	22,4	142,8	330,1	0,0	0,5	2,4	179,2	24,6	6,9
	C	4,4	0,7	16,5	156,5	336,6	16,1	1,5	2,4	356,6	36,7	12,7

1 e 2 da Laudicina et al., 2003

È da evidenziare che il Ca determinato con AAS risulta sempre maggiore del Ca calcolato a partire dal CaCO₃ totale. Ciò, al di là delle piccole differenze dovute alla diversa sensibilità dei metodi di analisi (AAS e gas-volumetrico), è dovuto al fatto che per evitare l'interferenza dello ione Ca del gesso presente, il campione da sottoporre ad analisi con AAS è stato preventivamente "desalinizzato" e quindi a parità di peso, risulta poco più ricco in CaCO₃ totale.

Dei nove elementi analizzati soltanto il Cr risulta assente (limite di detezione = 0,1 µg kg⁻¹), mentre fra gli altri i più rappresentati, in ordine decrescente, sono: Fe ~ Sr > Mn > Co > Ni > U. Un cenno a parte meritano Ba e Pb, che mostrano un contenuto molto variabile non solo tra i pedon (0 < Ba < 132,7; 0 < Pb < 16,4) ma anche nell'ambito degli stessi, e per i quali, l'interferenza della matrice (acido acetico) e delle altre specie ioniche all'ICP-MS, è risultata elevata (Barros et al., 2003). Dall'analisi dei risultati emerge che il Ca estratto con acido acetico risulta correlato con Fe (r 0.701**), Sr (r 0.900**), Co (r 0.922**), Ni (r 0.906**), ma non con Mn (r 0.480*) e U (r 0.436*).

Mettendo in relazione però il contenuto dei cationi metallici con il Ca proveniente dal CaCO₃ distinto in primario e secondario (Laudicina et al., 2003), le relazioni con e fra gli elementi risultano molto diverse. Ad esempio, il Mn che non risultava correlato con il Ca totale mostra una buona correlazione con il Ca dei carbonati primari (r 0.95**), mentre nel caso del Fe, Co, Ni e Sr, e, considerando solo il carbonato primario, la relazione del Ca con tali elementi risulta rispettivamente pari a 0.96, 0.96, 0.95 e 0.99. Molto evidente quindi risulta l'influenza della carbonatazione sui cationi metallici e specialmente per quanto riguarda Mn, Fe e Sr, che come riportato in bibliografia (Temmam et al., 2000; Kabata-Pendias e Pendias, 1992) possono essere inglobati o co-precipitare con il carbonato di calcio.

In particolare sono da evidenziare le relazioni esistenti tra Sr (vicariante del Ca) e Ca. Infatti, separando gli orizzonti più ricchi in CaCO₃ primario da quelli più ricchi in CaCO₃ secondario, l'equazione di relazione (fig. 1) tra Sr e Ca nei carbonati primari è $y_1 = 6,03x_1 + 204$ mentre nei carbonati secondari è $y_2 = 4,41x_2 + 216$. I diversi coefficienti di x_1 e x_2 (6,03 e 4,41 rispettivamente) significano che nel caso dei carbonati secondari la quantità di calcio è maggiore rispetto a quella dei carbonati primari, e tale diversità si giustifica ammettendo che nella formazione dei carbonati secondari entra in gioco una sorgente di ioni calcio esterna, quale per esempio il gesso (FAO, 1990).

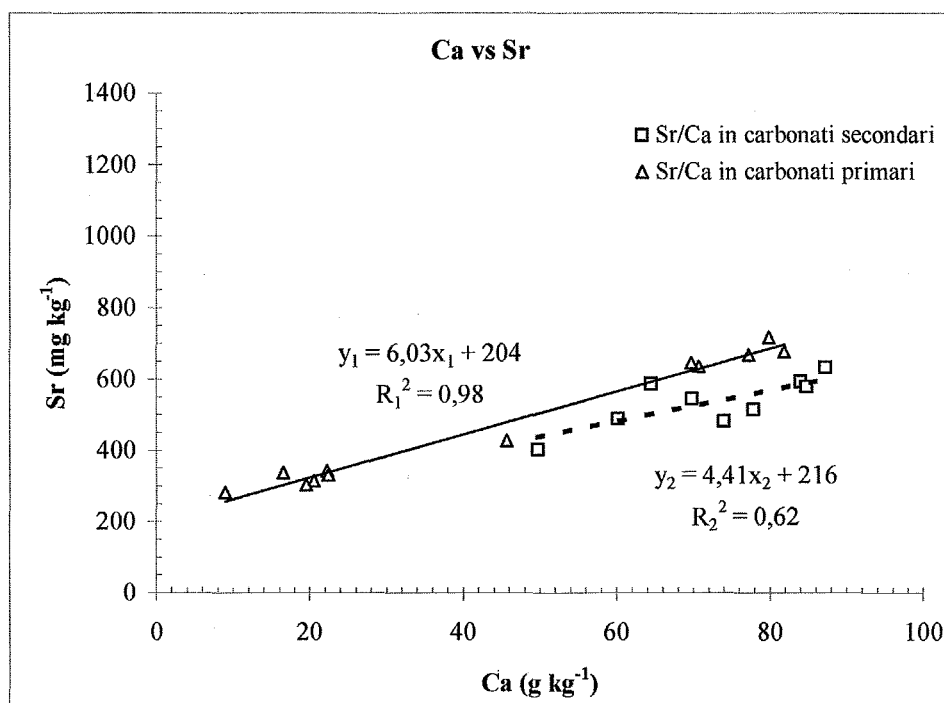


Figura 1. Calcio e stronzio nei carbonati primari (y_1) e secondari (y_2)

Invece, nel caso delle relazioni con Co e Ni, l'effetto della carbonatazione sembra essere minore, considerato che esiste comunque una stretta relazione tra questi elementi e il Ca, che si traduce anche in una strettissima correlazione tra i due stessi elementi (r 0,98**).

Ciò significa che in questo caso il processo di carbonatazione influenza nello stesso modo i due cationi metallici, cosa spiegabile se si considera che questi elementi assieme al Fe, formano una triade di elementi con caratteri molto simili.

Si può affermare che, nel caso dei pedon esaminati, i carbonati del suolo rappresentano una fonte di cationi metallici e che il processo di carbonatazione è in grado di influenzare la loro mobilità nel suolo.

Bibliografia

- BARROS H., ABRIL J.M., LAUDICINA V.A., DELGADO A., 2003. Application of ICP-MS for measuring soil metal cations from selective extraction. Submitted to First International Meeting on Applied Physics (APHYS-2003). 13-18, Ottobre, Badajoz, Spain.
- BIRKELAND P. W., 1999. Soils and geomorphology. Oxford University Press, New York.
- DAZZI C., MONTELEONE S., 2001. Soils and landform relationships along an elevational transect in a gypsiferous hilly area in central Sicily, Italy. Proceedings 7th International Meeting of Soils with Mediterranean Type of Climate, Valenzano, Bari.
- DAZZI C., SCALENGHE R., 2002. Soils with gypsic horizon in mediterranean climate: a case study. Proceedings 17th World Congress of Soil Science, Bangkok 2002.
- DE PAOLO D.J., KYTE F.T., MARSHALL B.D., O'NEIL J.R., SMIT J., 1983. Rb-Sr, Sm-Nd, K-Ca, O and H isotopic study of Cretaceous-Tertiary boundary sediments, Caravaca, Spain: Evidence for an oceanic impact site. Earth Planetary Science Letters 64: 356-373.
- FAO, 1990. Management of gypsiferous soils. Soil Bulletin n.62, Rome.
- KABATA-PENDIAS A. E PENDIAS H., 1992. Trace elements in soils and plants. CRC press, 2nd ed..
- LAUDICINA V.A., PISCIOTTA A., PARELLO F., DAZZI C., 2003. Differenziazione e quantificazione dei carbonati litogenici e pedogenici di Gypsisuoli forestali attraverso l'analisi isotopica. Convegno annuale della Società Italiana della Scienza del Suolo, 9-12 Giugno, Siena.
- 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.
- TEMMAM M., PAQUETTE J., VALI H., 2000. Mn and Zn incorporation into calcite as a function of chloride aqueous concentration. Geochimica et Cosmochimica Acta, 64: 2417-2430.
- 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..
- VOCHTEN R. C. E GEYES J. G., 1974. Pyrite and calcite in septarian concretions from the Rupelian clay at Rumst (Belgium) and their geochemical composition. Chem. Geol. 14, 123.

DIFFERENZIAZIONE E QUANTIFICAZIONE DEI CARBONATI LITOGENICI E PEDOGENICI DI SUOLI FORESTALI ATTRAVERSO L'ANALISI ISOTOPICA

Vito Armando Laudicina ¹, Antonino Pisciotta ², Franco Parello ², Carmelo Dazzi ¹

¹ Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia

² Dipartimento di Chimica e Fisica della Terra ed Applicazioni alle Georisorse e ai Rischi Naturali

Università di Palermo

Abstract

Authors report on forms and formation models of soil carbonate, as detected by ¹³C isotopes. This study was carried out in a clayey hilly area of central Sicily, where soils have developed on evaporitic deposits of "Gessoso-Solfifera" Formation. Four pedons were selected both on calcareous and no calcareous lithotypes. Pedons were described in field and sampled according to the sequence of the genetic horizons. Soil samples were analyzed to investigate the following properties: particle size distribution, reaction, electrical conductivity, gypsum, organic and inorganic carbon. Moreover, isotopic analyses were performed on organic and inorganic carbon.

Results allow us to describe the complex relationships between biotic and abiotic soil components. In addition, models of calcic horizon formation and their implication in soil classification were defined.

Key words: $\delta^{13}\text{C}$, lithogenic and pedogenic carbonate, calcic horizon, CO_2 .

Riassunto

Gli autori riferiscono sui tipi e sui modelli di genesi dei carbonati dei suoli, attraverso l'uso degli isotopi del ¹³C. Lo studio è stato condotto in un'area dell'interno collinare argilloso siciliano, su suoli che evolvono sui depositi evaporitici della Serie Gessoso-Solfifera. Sono stati scelti quattro pedon su litotipi calcarei e non. I pedon sono stati descritti in campo e campionati secondo la sequenza degli orizzonti genetici; sui campioni di suolo sono state eseguite le seguenti analisi: tessitura, reazione, conducibilità elettrica, gesso, carbonio organico ed inorganico. Inoltre, parallelamente sono state eseguite le analisi isotopiche del carbonio organico ed inorganico. I risultati hanno consentito di individuare, oltre che le complesse relazioni esistenti tra la componente abiotica e biotica del suolo, anche i modelli di genesi dell'orizzonte calcico e quindi le relative implicazioni sulla classificazione dei pedon investigati.

Parole-chiave: $\delta^{13}\text{C}$, carbonati litogenici e pedogenici, orizzonte calcico, CO_2 .

Introduzione

Il carbonato di calcio è un importante costituente della componente minerale dei suoli delle regioni da subumide ad aride (Birkeland, 1999). Esso, oltre ad essere una importante fonte di Ca per le piante, influenza la porosità del suolo e quindi il movimento dell'acqua nello stesso. Inoltre, l'accumulo di carbonati secondari nel suolo è diagnostico ai fini della loro classificazione (Soil Survey Staff, 1999). Si stima che circa 940 Pg (1 Pg = 1×10^{15} g) di C siano sequestrati negli orizzonti calcici e petrocalcici (Eswaran et al., 2000).

Nel suolo è possibile rinvenire contemporaneamente, o separatamente, carbonati primari (o litogenici) e carbonati secondari (o pedogenici), quest'ultimi sia sottoforma di noduli e/o concrezioni che finemente dispersi nella matrice (Soil Survey Division Staff, 1993; Lal e Kimble, 2000). Mentre in suoli evolventi su matrice non calcarea i carbonati secondari sono facilmente riconoscibili in campo (o perché presenti sottoforma di noduli o concrezioni, ovvero perché segnalati dalla effervescenza all'acido cloridrico), in suoli evolventi su matrice calcarea la distinzione tra carbonati primari e secondari è molto difficile (Pal et al., 2000).

Inoltre, nell'ambito dei carbonati secondari non è possibile operare una netta distinzione tra quelli che derivano dalla dissoluzione/riprecipitazione dei carbonati primari e quelli provenienti dalla combinazione di Ca^{++} di alterazione e CO_2 di origine biologica, che rappresentano una possibile fonte di stoccaggio di elementi (Laudicina et al., 2003) e di CO_2 nei suoli (Lal e Kimble, 2000).

In Sicilia, regione a clima tipicamente mediterraneo, i suoli, sovente, presentano una discreta quantità di carbonato di calcio sia finemente disperso nella matrice, sia accumulato in orizzonti sottosuperficiali che possono anche affiorare in superficie laddove l'erosione è molto intensa.

Scopo del lavoro è di caratterizzare gli isotopi del carbonio della frazione organica ed inorganica del suolo al fine di poter differenziare e quantificare i carbonati primari e secondari del suolo.

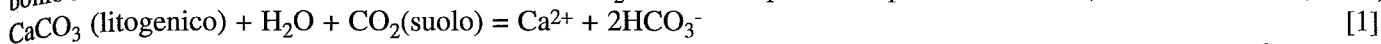
Base teorica

Il carbonio ha due isotopi stabili di cui uno il ^{12}C è il più abbondante (~98,9%); l'altro il ^{13}C rappresenta ~ l'1,1%. Le reazioni chimiche coinvolte nei processi di dissoluzione e riprecipitazione del carbonato di calcio nel suolo possono essere schematizzate come segue (Broecker e Oversby, 1971):

- a) $\text{CO}_2(\text{g}) = \text{CO}_2(\text{aq})$;
- b) $\text{CO}_2(\text{aq}) + 2\text{H}_2\text{O} = \text{H}_3\text{O}^+ + \text{HCO}_3^-$
- c) $\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_3\text{O}^+ + \text{CO}_3^{2-}$
- d) $\text{CO}_3^{2-} + \text{Ca}^{2+} = \text{CaCO}_3$

Ognuna di queste reazioni è accompagnata da un frazionamento isotopico a carico del carbonio (Salomons e Mook, 1976).

La composizione isotopica del carbonio nei carbonati secondari (pedogenici) dipende dalla composizione isotopica del carbonio della CO_2 del suolo, la quale deriva dalla decomposizione della sostanza organica e dalla respirazione radicale. Infatti, durante la dissoluzione/riprecipitazione del carbonato di calcio primario (litogenico) parte del carbonio nel risultante ione bicarbonato deriva dalla CO_2 del suolo e parte dal "parent material" (Salomons e Mook, 1976):



L'abbondanza isotopica di un elemento, ovvero del carbonio, viene espressa con la notazione δ in ‰, come deviazione del rapporto isotopico del campione dallo standard Pee Dee Belemnite (PDB) (Craig, 1957):

$$\delta^{13}\text{C} = [(\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}})_{\text{camp.}} / (\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}})_{\text{std.}} - 1] \times 1000.$$

La percentuale di carbonati pedogenici viene calcolata applicando la seguente equazione (Nordt et al., 1998):

$$\text{CP}\% = [(\delta^{13}\text{C}_{\text{bulk}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{p.m.}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{ped.}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{p.m.}})] \times 100$$

dove:

$\delta^{13}\text{C}_{\text{p.m.}}$ è misurato direttamente su un assunto "parent material";

$\delta^{13}\text{C}_{\text{bulk}}$ è misurato direttamente su ogni orizzonte;

$\delta^{13}\text{C}_{\text{ped.}}$ in assenza di concrezioni di carbonato di calcio separabili, viene stimato come segue:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{ped.}} = \delta^{13}\text{C}_{\text{s.o.}} + \Delta\text{CO}_2 \text{ diffusione} + \Delta\text{CO}_2\text{-CaCO}_3$$

dove:

$\delta^{13}\text{C}_{\text{s.o.}}$, è direttamente misurato sulla sostanza organica del suolo;

ΔCO_2 di diffusione è la differenza in termini di $\delta^{13}\text{C}$ tra la CO_2 del suolo (interna) e quella respirata (flusso in superficie). Questa relazione è espressa come rapporto tra il coefficiente di diffusione della $^{12}\text{CO}_2$ e della $^{13}\text{CO}_2$ ed è pari a 1,0044 ovvero, 4,4‰ (Craig, 1954).

$\Delta\text{CO}_2\text{-CaCO}_3$ è la differenza in termini di $\delta^{13}\text{C}$ tra il C dei carbonati e la CO_2 durante le reazioni di equilibrio; tale variabile dipende dal range di temperatura del suolo e per una temperatura di 20° C è pari a 1,01028 o ~ 10,3‰ (Nordt et al., 1998).

L'orizzonte calcico: definizioni e genesi.

La Soil Taxonomy (USDA-NRCS, 1999) definisce l'orizzonte calcico come un orizzonte che, in sintesi, ha uno spessore di almeno 15 cm, presenta accumulo di carbonato di calcio di origine secondaria, sia in forma diffusa sia sottoforma di concrezioni, noduli o filamenti, non deve essere indurito e deve avere il 15% o più di carbonati totali. Inoltre, per essere classificato come orizzonte calcico deve avere il 5% di carbonati totali in più rispetto ad un orizzonte sottostante o il 5% di "carbonato secondario identificabile". Il termine "carbonato secondario identificabile" si riferisce al carbonato di calcio "autigeno", cioè precipitato in situ dalla soluzione del suolo, e non proveniente dal "parent material" o depositato in loco (trasporto eolico, ecc.) (Soil Survey Staff, 1999).

Nel tempo sono state proposte diverse ipotesi per spiegare la genesi dell'orizzonte calcico.

Oggi i modelli accettati sono quattro (Monger, 2002): per descensum, per ascensum, in situ e il modello biogenico. Il modello per descensum spiega la formazione dei carbonati come risultante del movimento dell'acqua meteorica verso il basso lungo il profilo sia in condizioni di morfologia piana (Jenny e Leonard, 1934) che di pendenza (Scharpenseel et al., 2000) anche con suoli acalcarei (McFadden e Tinsley, 1985; Marion et al., 1985). Il modello per ascensum spiega la formazione dei carbonati come risultante di risalita capillare di acqua freatica ricca in Ca^{2+} e ione bicarbonato (Sobecki e Wilding, 1983) o trasporto di Ca^{2+} dal sottosuolo alla superficie grazie al ciclo dei nutrienti operato dalle piante (Goudie, 1973).

Il modello in situ ammette la formazione di carbonati come risultante della dissoluzione e riprecipitazione in loco dei carbonati primari (Rabenhorst e Wilding, 1986), ma ammette anche la liberazione di Ca^{2+} dall'altera-

zione di rocce non carbonatiche e la combinazione con CO₂ di origine biologica. Infine, il modello biogenico, previene la formazione di carbonato di calcio, grazie al contributo di alcuni microrganismi e batteri che ne favoriscono la precipitazione, come dimostrato anche in alcune colture di batteri in laboratorio (Monger et al., 1991).

Materiali e metodi

a. L'area di studio

È stata scelta un'area ricadente nel "Complesso Boscato Mustigarufi" (CL), nella Sicilia centrale, già studiata con altre finalità (Dazzi e Monteleone, 2001; Dazzi e Scalenghe, 2002). La vegetazione è rappresentata principalmente da *Eucalyptus camaldulensis*, al quale fanno da corona l'*E. occidentalis*, il *Cupressus sempervirens*, il *C. orientalis*, il *Pinus halepensis* e il *P. pinea*.

Il clima dell'area, basandosi sui dati climatici registrati in loco dal 1985 al 2002, è caratterizzato da una temperatura media annua oscillante da 16,3 a 18,2 °C ed una piovosità media annua variabile da 440 a 480 mm. Considerando "l'anno normale" così come definito nella Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999), solo per il periodo considerato, il regime udometrico del suolo risulta "xerico" mentre il regime termometrico risulta "termico".

In tale area sono stati scelti 4 pedon ricadenti in una pendice lungo la quale è possibile rinvenire diversi tipi litologici di età compresa tra il Tortoniano e l'Olocene, ed in particolare procedendo dal più antico al più recente: la Formazione Terravecchia, la serie Gessoso-Solfifera e i depositi colluviali. La sequenza di tali litotipi lungo la pendice (dall'alto verso il basso), è la seguente: depositi colluviali (con uno spessore stimato di circa 6 metri e poggianti su argille con gessi) > argille con gessi e/o gessi > argille marnose > argille marnose e/o sabbiose.

b. Analisi fisiche, chimiche e isotopiche

I pedon, uno per ogni litotipo, sono stati descritti in campo e campionati secondo la sequenza degli orizzonti genetici (Soil Survey Division Staff, 1993). I campioni di suolo sono stati essiccati all'aria e setacciati a 2 mm per le analisi chimico-fisiche ed isotopiche.

La tessitura è stata determinata con il metodo della pipetta, previa desalinizzazione con acqua distillata (FAO, 1990) e dispersione del campione per agitazione con sodio esametafosfato. La reazione è stata misurata potenziometricamente in H₂O in rapporto suolo:acqua 1:2,5 e la conducibilità elettrica è stata misurata sull'estratto suolo:acqua in rapporto 1:5 (Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, 2000). I carbonati totali sono stati determinati con metodo gas-volumetrico (calcimetro Dietrich-Früling) dopo trattamento con HCl e il carbonio organico è stato determinato per ossidazione ad umido (Walkley-Black, 1934). Il gesso è stato determinato termogravimetricamente secondo Vieillefont (1979).

Le analisi isotopiche sono state condotte sulla componente organica ed inorganica del suolo e sul materiale vegetale. Per l'analisi della componente organica del suolo, 10 g di suolo sono stati trattati con 300 ml di HCl 0,5M per rimuovere totalmente i carbonati, ed assicurare che la misura del $\delta^{13}\text{C}$ non è influenzata dal C inorganico (Midwood e Boutton, 1998). I campioni così ottenuti sono posti in tubi di quarzo con ossido di rame, sigillati sottovuoto e posti in stufa a 475°C. La composizione isotopica dei carbonati è stata determinata riscaldando previamente il suolo a 380°C per un'ora sottovuoto e facendolo reagire con acido fosforico puro in tubi chiusi ermeticamente. La CO₂ così prodotta, successivamente, è stata purificata criogenicamente.

Il materiale vegetale (foglie fresche, "litterfall" e lettiera) è stato previamente lavato con HCl 0,1M, risciacquato con acqua distillata ed essiccato a 50-60°C. Infine è stato finemente macinato e preparato per l'analisi isotopica seguendo le stesse procedure per la frazione organica del suolo.

La CO₂ liberata dalla combustione del materiale vegetale, dalla frazione organica e dall'attacco acido della frazione inorganica del suolo, è stata analizzata isotopicamente allo spettrometro di massa (FINIGANN-MAT DELTA S) ed i risultati sono stati espressi come valori di $\delta^{13}\text{C}$ (‰) riferiti allo standard internazionale PDB (Craig, 1957).

La precisione delle misure isotopiche è stata di $\pm 0,01$.

Risultati e discussione

Nelle tabelle 1, 2 e 3 si riportano, rispettivamente, i principali fattori pedogenetici con la classificazione tassonomica (Soil Survey Staff, 1999) dei pedon investigati, le principali caratteristiche descrittive e quelle fisico-chimiche.

Tabella 1. Principali fattori pedogenetici e classificazione dei pedon investigati

Pedon	Parent	Quota (m s.l.m.)	Pendenza (%)	Vegetazione	Classificazione (Soil Survey Staff, 1999)
3	material Depositi colluviali	475	4	Eucaliptus camaldulensis, Pinus halepensis, Cupressus sempervirens	Typic Calcixerert
4	Dep. colluviali su argille con gessi	470	6	Pinus halepensis, Cupressus sempervirens	Gypsic Calcic Haploxerept
22	Argille marnose	390	15	Eucaliptus occidentalis	Gypsic Calcic Vertic Haploxerept
64	Argille sabbiose	330	6	Eucaliptus camaldulensis	Gypsic Vertic Haploxerept

Tabella 2. Principali elementi descrittivi dei pedon investigati (Soil Survey Division Staff, 1993)

Pedon	Orizz.	Prof. cm	Colore		¹ Limite	² Struttura			³ Consistenza		⁴ CaCO ₃	⁵ Radici
			umido	asciutto		tipo	dimensioni	grado	asciutto	umido		
3	Ap	0-12	2,5Y 2/1	2,5Y 3/2	c-l	gr, ps	fi, me	mo	md	fr	-	f, m, 3
	ABss	12-50	2,5Y 2/1	2,5Y 3/2	g-o	pa	me, g	f	ed	r	-	m, 2
	Bkss1	50-90	2,5Y 2/1	2,5Y 3/2	g-o	pr	g	f	ed	r	m	fi, m, 1
	Bkss2	>90	2,5Y 2/1	2,5Y 3/2		pr	g	f	ed	mr	m	m, 1
4	A	0-7	5Y 3/2	5Y 4/2	c-l	ps	fi, me	mo	md	fr	-	f, m, 3
	AB	7-20	5Y 3/2	5Y 4/2	c-l	ps, pa	me	f	ed	r	-	f, m, 3
	Bk	20-40	5Y 4/2	5Y 4/2	g-l	pa	me	f	ed	r	m	f, m, 2
	2By	40-65	5Y 6/4	5Y 5/3	g-o	pa, pr	me, g	f	ed	r	c	f, m, 1
	2BCy	65-95	5Y 6/6	5Y 6/3	g-o	pr, ma	g	f	ed	mr	c	-
	2Cy	>95	2,5Y 6/6	2,5Y 6/4		ma	ed	mr	-	-	-	-
22	A	0-7	5Y 4/3	5Y 5/3	c-l	ps	fi, me	mo	d	fr	c	f, m, g, 3
	Bk	7-45	5Y 5/4	5Y 6/3	c-l	pa	fi, me	f	md	r	m	m, g, 2
	Byss	45-75	5Y 5/4	5Y 6/3	g-l	pa, pr	me	f	md	r	sc	m, g, 2
	BCy	75-115	2,5Y 5/4	5Y 5/4	d	pa, ma	me, g	f	ed	r	-	m, g, 1
	C	>115	2,5Y 5/6	2,5Y 5/4		ma	ed	mr	-	-	-	-
64	A	0-10	5Y 4/4	5Y 5/3	c-l	ps	fi, me	mo	pd	fr	-	f, m, 3
	AB	10-20	5Y 5/4	5Y 5/3	c-l	ps	fi, me	mo	d	r	sc	f, m, 3
	Bwss	20-50	5Y 5/4	5Y 5/4	g-l	pa, pr	me, g	f	ed	r	c	m, 2
	Byss	50-80	5Y 5/4	5Y 6/4	g-l	pr	me, g	f	ed	r	c	-
	BCy	80-105	2,5Y 5/4	5Y 5/4	d	ma	ed	mr	sc	-	-	-
	C	>105	2,5Y 5/6	2,5Y 5/4		ma	ed	mr	-	-	-	-

¹ Limite : c=chiaro ; g=graduale ; d=diffuso ; l=lineare ; o=ondulato ; ² Struttura: gr=granulare, ps=poliedrica subangolare, pa=poliedrica angolare, pr=prismatica, ma=massiva; fi=fine, me=media, g=grossolana; mo=moderata, f=forte ; ³ Consistenza: pd=poco duro, d=duro, md=molto duro, ed=estremamente duro; fr=friabile, r=resistente, mr=molto resistente. ⁴ CaCO₃(concrezioni): sc=scarse, c=comuni, m=molte. ⁵ Radici: f=fini, m=medie, g=grosse; 1=scarse, 2=comuni, 3=molte.

I suoli investigati sono profondamente influenzati dalla composizione mineralogica delle formazioni litologiche su cui evolvono ma anche dalla loro posizione nel paesaggio che attraverso una dinamica dell'acqua del tutto peculiare, determina lungo il profilo dei suoli un diverso accumulo quali/quantitativo di sali (Dazzi e Monteleone, 2001). In particolare, per quanto riguarda i carbonati come si evince dai risultati delle analisi chimiche (tab. 3), il loro contenuto risulta molto variabile tra i vari pedon, oscillando da 1,5 a 22,4%. Tale grande variabilità è da imputare sia alla diversità litologica sia ai processi pedogenetici pregressi ed in atto. Il carbonio organico, invece, in tutti i pedon, esso diminuisce bruscamente dopo i primi 10 cm circa (orizzonte A), nel pedon 22 il suo contenuto risulta più basso rispetto agli altri pedon.

Per quanto concerne le analisi isotopiche (tab. 4), confrontando i valori di $\delta^{13}C$ della sostanza organica del suolo ($\delta^{13}C$ -24,9‰, in media) con i valori di $\delta^{13}C$ delle foglie fresche ($\delta^{13}C$ -28,1‰) e della lettiera ($\delta^{13}C$ -27,2‰), si evince che la composizione isotopica della sostanza organica del suolo è controllata dall'apporto vegetale attuale di biomassa.

Tabella 3. Principali caratteristiche fisico-chimiche dei pedon investigati

Pedon	Orizzonte	Argilla	Limo	Sabbia	pH tot.	C.E. dSm ⁻¹	CaCO ₃	CaSO ₄ ·2H ₂ O	C org.
							%	%	%
3	Ap	59,5	24,1	16,4	8,3	0,19	11,2	-	6,4
	ABss	64,6	29,3	6,1	8,0	0,23	12,4	-	2,2
	Bkss1	59,1	33,2	7,7	8,1	0,35	16,2	1,4	1,9
	Bkss2	60,2	35,2	4,6	8,0	1,11	17,8	1,8	1,6
4	A	55,2	31,2	13,6	8,2	0,22	16,2	-	6,6
	AB	57,3	34,1	8,6	8,1	0,18	18,8	2,1	2,9
	Bk	56,8	35,9	7,3	7,9	1,86	22,4	4,9	2,6
	2By		*FA		7,9	2,7	12,4	39,1	0,6
	2BCy		*FA		8,0	2,9	10,4	44,7	0,6
	2Cy		*FA		8,0	3,6	12,4	27,6	0,2
22	A	60,2	31,9	7,9	7,9	1,78	18,9	2,8	3,4
	Bk	62,5	34,6	2,9	8,0	4,37	16,6	4,1	1,2
	Byss	64,5	32,3	3,2	8,4	3,60	18,2	7,1	0,6
	BCy	61,5	36,4	2,1	8,3	5,50	9,3	5,4	0,3
	C	61,5	37,2	1,3	8,8	2,53	15,5	2,1	0,1
64	A	49,7	22,7	27,6	8,1	0,31	1,5	2,1	5,9
	AB	53,4	28,5	18,1	8,5	0,23	4,3	3,4	1,8
	Bwss	61,5	26,4	12,1	8,6	0,54	5,4	3,6	1,3
	Byss	63,6	26,3	10,1	8,1	4,10	3,8	7,0	1,0
	BCy	57,4	23,6	19,0	8,2	4,70	5,4	8,4	0,6
	C	58,4	24,7	16,9	8,3	3,80	4,4	3,4	0,4

*FA: tessitura franco-argillosa (stimata in campo).

Tranne che nel pedon 64, in tutti gli altri è presente l'orizzonte calcico, la cui formazione può essere attribuita a diversi modelli di genesi. In particolare, nei pedon 3 e 4, ove si ha un elevato contenuto in carbonati, evidenziati sia nella descrizione di campo (presenza di concrezioni) sia attraverso le analisi chimiche, è stato individuato l'orizzonte calcico (Soil Survey Staff, 1999). La genesi di tale orizzonte da quanto emerge dalle analisi isotopiche (tab. 4) è fortemente legata alla evoluzione della componente organica.

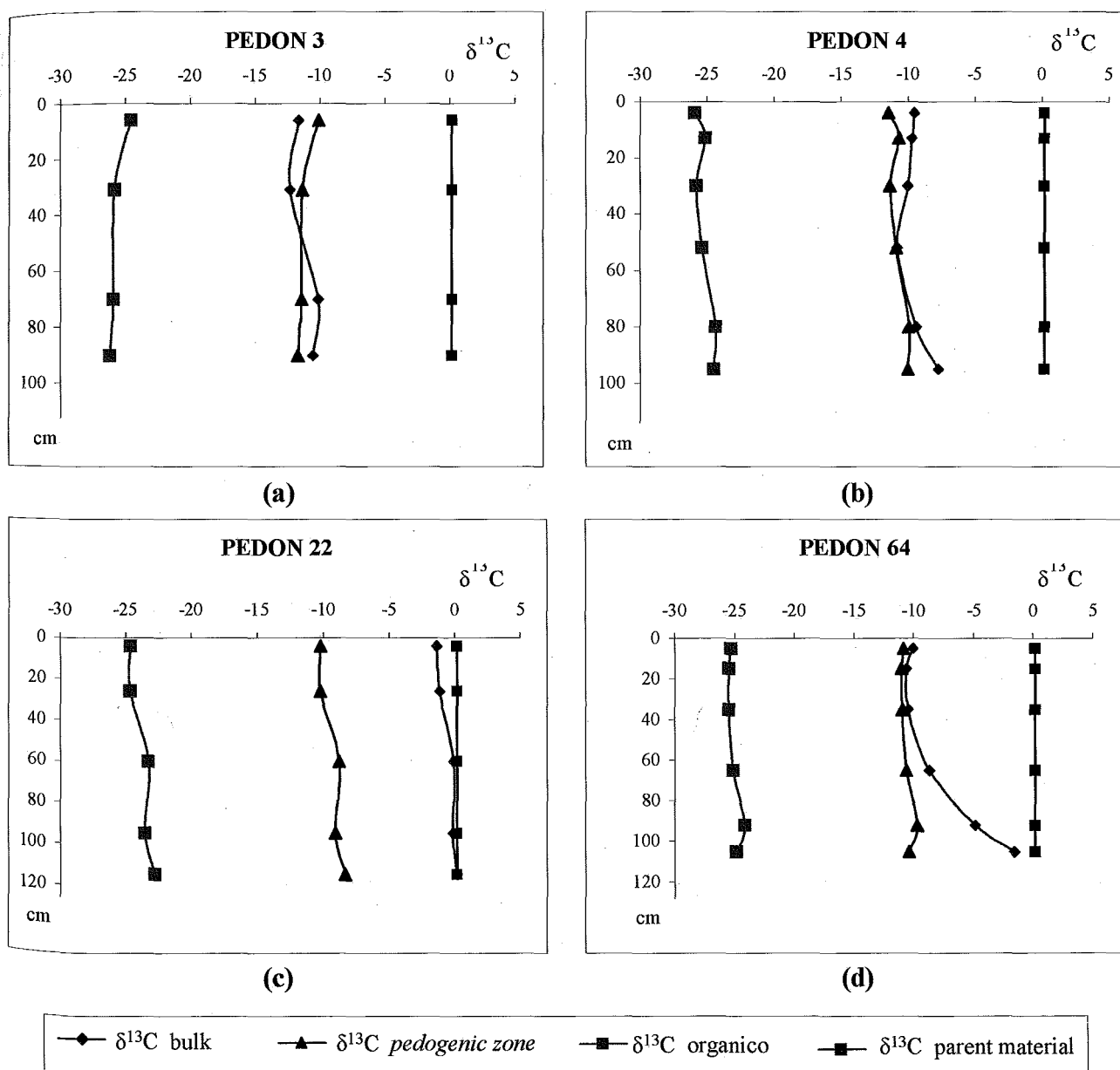
Tabella 4. Analisi isotopiche del carbonio dei pedon investigati

Pedon	Orizzonte	Profondità cm	δ ¹³ C ‰		CaCO ₃ pedogenico	
			sostanza organica	bulk	pedogenico	%
3	Ap	0-12	-24,56	-11,67	-10,09	11,2
	ABss	12-50	-25,82	-12,32	-11,36	12,4
	Bkss1	50-90	-25,88	-10,17	-11,42	14,4
	Bkss2	>90	-26,17	-10,56	-11,71	16,1
4	A	0-7	-25,95	-9,53	-11,49	13,5
	AB	7-20	-25,15	-9,69	-10,69	17,1
	Bk	20-40	-25,82	-10,02	-11,36	19,8
	2By	40-65	-25,39	-10,81	-10,93	12,3
	2BCy	65-95	-24,40	-9,40	-9,93	9,9
	2Cy	>95	-24,50	-7,71	-10,03	9,6
22	A	0-7	-24,66	-1,34	-10,19	2,8
	Bk	7-45	-24,72	-1,14	-10,25	2,1
	Byss	45-75	-23,28	-0,07	-8,80	0,5
	BCy	75-115	-23,55	-0,13	-9,07	0,3
	C	>115	-22,82	0,18	-8,32	0,0
64	A	0-10	-25,33	-10,05	-10,87	1,4
	AB	10-20	-25,52	-10,60	-11,06	4,1
	Bwss	20-50	-25,48	-10,50	-11,01	5,2
	Byss	50-80	-25,10	-8,69	-10,64	3,1
	BCy	80-105	-24,15	-4,84	-9,68	2,7
	C	>105	-24,85	-1,57	-10,38	0,7

Infatti, in entrambi i casi si tratta di geni in situ, ed in particolare di precipitazione di Ca^{2+} di alterazione con CO_2 di origine biologica, come confermato dai valori di $\delta^{13}\text{C}$ del bulk (molto negativi) confrontati con quello dell'assunto "parent material" ($\delta^{13}\text{C}$ 0,18‰, orizzonte C, pedon 22), e come riportato nelle figg. 1a e 1b, dove la curva del $\delta^{13}\text{C}$ del bulk si sovrappone a quella del $\delta^{13}\text{C}$ dei carbonati pedogenici, ovvero della cosiddetta "pedogenic zone".

Lo stesso non si può dire per il pedon 22, dove l'orizzonte calcico (descrizione di campo, tab. II) deve la sua formazione quasi esclusivamente alla dissoluzione e riprecipitazione dei carbonati primari. Infatti, come si evince dalle analisi isotopiche e come riportato in figura 1c, il $\delta^{13}\text{C}$ del bulk (in media -0,5‰) è poco influenzato dal $\delta^{13}\text{C}$ della sostanza organica (in media -23,8‰); quindi si tratta di geni in situ, ma con un processo diverso rispetto a quello degli altri pedon, poiché al processo di dissoluzione/riprecipitazione non partecipa la CO_2 di origine biologica. Ciò può essere imputato ad una scarsa quantità di sostanza organica presente lungo tutto il profilo che si traduce in una minore produzione di CO_2 .

Una considerazione a parte merita il pedon 64 che evolve sulla Formazione Terravecchia. Questo suolo presenta un contenuto in carbonati più basso di tutti gli altri; tale contenuto aumenta dopo l'orizzonte A per mantenersi quasi costante negli altri orizzonti. Come si evince dall'andamento della curva del $\delta^{13}\text{C}$ bulk, molto vicino alla "pedogenic zone" (fig. 1d), i carbonati dei primi orizzonti sono di origine biologica, mentre nella formazione di quelli più profondi non vi è apporto di CO_2 biologica: la curva del $\delta^{13}\text{C}$ bulk si allontana dalla "pedogenic zone".



Legenda

Figura 1 (a-d). Andamento del $\delta^{13}\text{C}$ organico, pedogenico e bulk nei quattro pedon. Il $\delta^{13}\text{C}$ dell'assunto parent material è quello dell'orizzonte C, pedon 22, rappresentato dalla linea nera continua

In questo pedon, la quantità di carbonati totali nell'orizzonte Bwss è del 5,4%, e come risulta dalle analisi isotopiche, i "carbonati secondari identificabili" (Soil Survey Staff, 1999) sono del 5,2%. Quest'ultima condizione, per quanto concerne la definizione dell'orizzonte calcico, soddisfa il punto 3.c.(3) della Soil Taxonomy ma non gli altri punti 3.c.(1) e 3.c.(2) che, rispettivamente, richiedono "meno del 18% di argilla nella frazione di terra fine e una granulometria sabbiosa o sabbiosa-scheletrica o limosa-grossolana o limosa-scheletrica" (Soil Survey Staff, 1999). Lo stesso dicasi per l'orizzonte 2By del pedon 4, dove i carbonati secondari identificabili sono pari al 12,3%; in questo caso, però, non si ha nessuna implicazione, dal punto di vista tassonomico, in quanto l'orizzonte sovrastante è un orizzonte calcico, come risulta dalla descrizione di campo (numerose concrezioni) e dalle analisi chimiche ed isotopiche.

Conclusioni

I pedon in esame sono stati classificati come (tab. 1): Typic Calcixerert (pedon 3), Gypsic Calcic Haploxerept (pedon 4), Gypsic Calcic Vertic Haploxerept (pedon 22) e Gypsic Vertic Haploxerept (pedon 64). Si sottolinea che per i pedon 4, 22 e 64 sono stati aggiunti a livello di sottogruppo, rispettivamente, i termini Calcic, Calcic Vertic e Vertic, per evidenziare in tali pedon la presenza oltre che dell'orizzonte gypsic anche dell'orizzonte calcico e delle caratteristiche vertiche. Ciò in sintonia con quanto specificato dal 5° attributo della Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999; pag. 16b).

Le analisi isotopiche assieme alla descrizione di campo e alle analisi chimico-fisiche hanno consentito di individuare le complesse relazioni esistenti tra la componente biotica ed abiotica dei suoli esaminati. In particolare hanno permesso di individuare e quantificare i carbonati secondari che si formano a spese della CO₂ di origine biologica e non, e di distinguerli da quelli primari, anche in suoli evolventi su matrice calcarea. Ciò ha consentito non solo di individuare, anche per via analitica, l'orizzonte calcico e il suo modello di genesi nei suoli investigati, ma anche di individuare quali fra essi funzionano meglio come *sink* per la CO₂. Infatti, essendo i carbonati presenti nei pedon 3, 4 e 64, di origine quasi esclusivamente biologica, come confermato dalle analisi isotopiche, possiamo affermare che tali pedon rappresentano un "pozzo" di accumulo di CO₂, mentre nel caso del pedon 22 anche se il contenuto di carbonati è elevato, la quantità di CO₂ immagazzinata risulta scarsa o addirittura nulla.

Bibliografia

- BIRKELAND P.W., 1999. Soils and Geomorphology. 3rd ed., Oxford University Press, Inc.
- Broecker W.S., Oversby V.M., 1971. Chemical equilibria in the earth. MacGraw-Hill Book Co., New York.
- CRAIG H., 1954. The geochemistry of the stable carbon isotope. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 3: 53-92.
- CRAIG H., 1957. Isotopic standards for carbon and oxygen and correction for mass spectrometric analysis of carbon dioxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 12: 133-149.
- DAZZI C., MONTELEONE S., 2001. Soils and soil-landform relationships along an elevational transect in a gypsiferous hilly area in central Sicily, Italy. *Proceedings 7th International Meeting of Soils with Mediterranean Type of Climate*, Valenzano, Bari.
- DAZZI C., SCALENGHE R., 2002. Soils with gypsic horizon in mediterranean climate: a case study. *Proceedings 17th World Congress of Soil Science*, Bangkok 2002.
- ESWARAN H., REICH P. F., KIMBLE J. M., BEINROTH F. H., PADMANABHAN E., MONCHAROEN P., 2000. Global carbon stocks. In: Lal R., Kimble J. M., Eswaran H., Stewart B. A., Global climate change and pedogenic carbonate. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- FAO, 1990. Management of gypsiferous soils. *Soil Bulletin n.62*, Rome.
- GOUDIE A., 1973. Duricrusts in tropical and subtropical landscape. Oxford University Press, London.
- JENNY H., LEONARD C.D., 1934. Functional relationships between soil properties and rainfall. *Soil Science* 38: 363-381.
- LAL R., KIMBLE J. M., 2000. Pedogenic carbonates and the global carbon cycle. In: Lal R., Kimble J. M., Eswaran H., Stewart B. A., Global climate change and pedogenic carbonate. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- LAUDICINA V.A., DELGADO A., BARROS H., DAZZI C., SCALENGHE R., 2003. Cationi metallici incorporati nei carbonati primari e pedogenici. *Convegno annuale della Società Italiana della Scienza del Suolo*. Siena 9-12 Giugno, Siena.
- MARION G.M., SCHLESINGER W.H., FONTEYN P.J., 1985. CALDEP: a regional model for CaCO₃ (caliche) deposition in southwestern deserts. *Soil Science Society of America Journal* 49: 468-481.
- MCFADDEN L.D., TINSLEY J.C., 1985. Rate and depth of pedogenic-carbonate accumulation in soils: formation and testing of a compartmental model. In: D.L. Weide (ed.). *Soils and Quaternary Geology of the southwestern United States*. Geological Soc. Am. Spec. Paper, Boulder, CO.
- MIDWOOD A.J., BOUTTON T.W., 1998. Soil carbonate decomposition by acid has little effect on $\delta^{13}\text{C}$ of organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 30, n°10/11.
- Mi.P.A.F. - Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, 2000. *Metodi di analisi chimica dei suoli*. Milano: Ed. Franco Angeli.
- MONGER H.C., DAUGHERTY L.A., LINDEMANN W.C., LIDDELL C.M., 1991. Microbial precipitation of pedogenic calcite. *Geology* 19: 997-1000.
- MONGER H.C., 2002. Pedogenic carbonate: links between biotic and abiotic CaCO₃. *Proceedings 17th World Congress of Soil Science*, Bangkok 2002.
- NORDT L.C., HALLMARK C.T., WILDING L.P., BOUTTON T.W., 1998. Quantifying pedogenic carbonate accumulations using stable carbon isotopes. *Geoderma* 82: 115-136.

- PAL D.K., DASOG G.S., VADIVELU R.L., AHUJA R.L., BHATTACHARYYA T., 2000. Secondary calcium carbonate in soils of arid and semiarid regions of India. In: Lal R., Kimble J. M., Eswaran H., Stewart B. A., Global climate change and pedogenic carbonate. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- RABENHORST M.C., WILDING L.P., 1986. Pedogenesis on the Edwards Plateau, Texas: III. A new model for the formation of petrocalcic horizons. Soil Science Society of American Journal 50: 693-699.
- SALOMONS W., MOOK W.G., 1976. Isotope geochemistry of carbonate dissolution and reprecipitation in soils. Soil Science, vol. 122, n°1.
- SCHARPENSEEL H.W., MTIMET A., FREYTAG J., 2000. Soil inorganic carbon and global change. In: Lal R., Kimble J. M., Eswaran H., Stewart B. A., Global climate change and pedogenic carbonate. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- SOBECKI T.M., WILDING L.P., 1983. Formation of calcic and argillic horizons in selected soils of the Texas Coast Prairie. Soil Science Society of America Journal 47: 707-715.
- SOIL SURVEY DIVISION STAFF, 1993. Soil Survey Manual. U.S. Govt. Print. Office, Washington, D.C..
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Inv. Rep. N.42, vers. 3.0 USDA, Washington D.C.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy, a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd ed. Agriculture handbook N° 436, Washington D.C..
- VIELLEFON J., 1979. Contribution to the improvement of analysis of gypsiferous soils. Cahiers/ORSTOM, Série Pédologie 17: 195 - 223.
- WALKLEY A., BLACK I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37: 29-38.

DETERMINAZIONE SPETTRORADIOMETRICA DEL COLORE MUNSELL E SUE RELAZIONI CON LA SOSTANZA ORGANICA E GLI OSSIDI DI FERRO IN SPODOSUOLI DELLA VAL CHIAVENNA (SONDRIO)

A. P. Leone ¹, A. Buondonno ², S. Chersich ³, R. Comolli ³, E. Coppola ²,

A. Letizia ⁴, F. Previtali ³, M. Rubino ², S. Solaro ³, G. Castiello ¹

¹ CNR-ISAFoM, via Patacca 85, 80056 Ercolano

² Dipartimento di Scienze Ambientali, II Università di Napoli, via Vivaldi 43, 81100, Caserta

³ Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano-Bicocca, Piazza della Scienza, 1, 20126 Milano

⁴ Dipartimento di Ingegneria Agraria e Agronomia del Territorio, Università di Napoli Federico II, Via Università 100, Portici

Abstract

Colour is an important attribute to characterise soils. Accurate measurements of Munsell color parameters can be obtained under either field or laboratory conditions from the transformation of soil reflectance spectra in the visible spectral region. For the purposes of this study, soil colour measurements of soil samples from a number of Spodosol horizons from the Val Chiavenna study area (Sondrio, Italy) have been carried out. The results achieved allowed to accurately characterise the color pattern of the investigated Spodosols. Significant and high correlation have been found between soil colour parameters (especially Value and Chroma), organic carbon and polyphenols contents. The analysis of the second derivative curve of the remission function, as obtained from the transformation of the reflectance spectra, allowed to identify the ferrhydrite as the main iron-oxide affecting the expression of colour Hue.

Key words: colour, Spodosols, organic matter, polyphenols, iron oxides

Riassunto

Il colore è un attributo importante per la caratterizzazione dei suoli. Misure accurate del colore Munsell possono essere realizzate in campo e/o in laboratorio attraverso la trasformazione degli spettri di riflettanza dei suoli nella regione spettrale del visibile. Per gli scopi del presente studio, sono state fatte misure del colore Munsell, in condizioni di laboratorio, di campioni di suolo degli orizzonti pedogenetici di una serie di Spodosuoli della Val Chiavenna a partire da spettri di riflettanza bi-direzionale acquisiti in laboratorio. I risultati ottenuti hanno consentito di caratterizzare in modo accurato il pattern cromatico degli Spodosuoli indagati. Sono state trovate significative ed elevate correlazioni tra i parametri del colore (in particolare Value e Chroma), contenuti di carbonio organico e polifenoli. L'analisi della derivata seconda della funzione di rimessione ottenuta dalla trasformazione degli spettri di riflettanza ha inoltre consentito di individuare nella ferridrite l'ossido di ferro che maggiormente contribuisce alla espressione dello Hue.

Parole chiave: colore, Spodosuoli, sostanza organica, polifenoli, ossidi di ferro

Introduzione

Il colore è uno degli attributi più utili e comunemente utilizzati per la caratterizzazione e la differenziazione dei suoli. Il colore per se ha un significato relativo. La sua importanza risiede nella stretta correlazione che esso ha con importanti proprietà del suolo. Tra queste, la sostanza organica riveste un ruolo primario, insieme agli ossidi-idrossidi di ferro. Numerose ricerche hanno consentito di definire relazioni significative tra colore e contenuti di sostanza organica totale, in differenti condizioni ambientali (Schultze et al., 1993). Poco lavoro è stato, invece, sinora realizzato per valutare l'influenza delle diverse componenti della sostanza organica, in particolare dei polifenoli, sul colore del suolo.

La sostanza organica gioca un ruolo fondamentale nei processi di cheluviazione e traslocazione dei complessi organo-minerali negli Spodosuoli, contribuendo a determinare pattern cromatici unici per questi suoli (Mokma, 1993). In tali processi sono coinvolti numerosi composti organici; tra essi, i polifenoli sembrano rivestire un ruolo rilevante (Buondonno et al., 2001, 2003; Vance et al., 1986). Pertanto, se è possibile stabilire relazioni statisticamente significative tra sostanza organica, in generale, polifenoli, in particolare, e colore, allora quest'ultimo potrà essere vantaggiosamente utilizzato per valutare la dinamica dei predetti materiali organici lungo il profilo degli Spodosuoli.

Obiettivo principale del presente studio è quello di caratterizzare il colore di alcuni Spodosuoli della Val Chiavenna (Sondrio) rappresentativi dell'ambiente pedoclimatico alpino e studiarne le relazioni con la sostanza organica ed i polifenoli.

Il colore del suolo è comunemente determinato in campo per confronto visuale con le carte del sistema colorimetrico Munsell. Accuratezza e precisione della determinazione visuale del colore Munsell sono influenzate, tuttavia, da diversi fattori, tra cui la luce incidente, le condizioni del campione, l'abilità dell'osservatore. Inoltre, se l'obiettivo è quello di sviluppare relazioni tra parametri del colore Munsell e variazioni dei costituenti del suolo, in generale, e dei suoi composti organici, in particolare, l'analisi visuale risulta inadeguata. Infatti, anche in pedo-ambienti in cui le variazioni di sostanza organica sono più consistenti, le differenze che ne risultano nei parametri Munsell, ed in particolare nel Value, sono al massimo di due o tre unità (Steinhardt e Franzmeier, 1979). Di conseguenza, nella migliore delle ipotesi, sarà possibile cogliere soltanto ampie relazioni generali (Schultze et al., 1993). Se, invece, con altri strumenti è possibile misurare anche valori intermedi tra le unità delle tre variabili del colore riportate nelle tavole Munsell, allora potranno essere colte anche piccole variazioni cromatiche tra i suoli e, di conseguenza, aumenteranno le probabilità di sviluppare relazioni più dettagliate. La spettrometria ottica può fornire un notevole contributo a tal fine. Determinazioni accurate e precise del colore possono essere, infatti, realizzate dalla trasformazione degli spettri di riflettanza del suolo nel dominio visibile (Fernandez e Schulze, 1987).

L'elaborazione delle misure di riflettanza consente, inoltre, di ottenere ulteriori informazioni sulla differente natura delle altre componenti che determinano l'espressione del colore. Nello specifico il calcolo della derivata seconda delle funzioni di remissione (o di Kubelka-Munk, K-M) degli spettri di riflettanza fornisce informazioni diagnostiche della presenza dei ossi-idrossidi di ferro (Barrón e Torrent, 1986; Leone, 2000) che, insieme alla sostanza organica, sono i principali responsabili del colore del suolo (Schwertmann, 1993).

Misure 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 di suolo disturbati e setacciati o indisturbati, di dimensioni variabili da qualche centimetro a diversi metri, con l'ausilio di uno spettroradiometro portatile (Leone, 2000). La riflettanza bi-direzionale è definita 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).

Materiali e metodi

Lo studio è stato realizzato utilizzando 36 campioni di suolo relativi ad altrettanti orizzonti di otto distinti Spodosuoli della Val Chiavenna (Sondrio), classificati, secondo il WRBSR (FAO-ISRIC-ISSS, 1998) come Skeletic Podzol (1), Skeleti-Entic Podzol (5), Skeleti-Umbric Podzol (1) e Skeleti-Epileptic Podzol (1) (Buondonno et al., 2003). I campioni sono stati essiccati all'aria, macinati e setacciati a 1 mm, quindi suddivisi in due porzioni, una utilizzata per la determinazione delle caratteristiche quantitative della frazione organica (carbonio organico, polifenoli solubili, PPs e umici, PPh), l'altro per le misure spettroradiometriche.

Il carbonio organico è stato determinato sia con il metodo classico di Walkley e Black (C-WB) sia con quello di Walkley e Black modificato da Buondonno et al. (C-m) (1989). Il contenuto di PPs è stato determinato secondo la metodologia riportata da Lowe (1993); le frazioni di PPh sono state estratte in NaOH 0,1 M secondo Buondonno et al. (2001, 2003).

Spettroradiometria

Per le misure spettroradiometriche, ciascun campione di suolo è stato sistemato in una capsula circolare nera, di 5 cm di diametro e 0,5 cm di profondità, ma non compresso, in modo da ottenere una superficie liscia, ed evitare, nel contempo, la riflessione speculare (Bedidi, comunicazione personale). Su ciascun campione è stata misurata la riflettanza bi-direzionale, 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 λ 1.5 nm, nella regione 350-1000 nm e di 2 nm nella regione 1000-2500 nm. 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 10 cm, consentendo, in tal modo, di misurare la radianza di un'area circolare di circa 4,5 cm di diametro. La radianza del *target* (suolo) è stata rapportata a quella di un pannello bianco di politetrafluoroetilene (nome commerciale *spectralon*), misurata nelle stesse condizioni del *target* stesso, per ottenere valori di riflettanza bi-direzionale. Per ridurre il rumore strumentale casuale, su ciascun campione sono state realizzate quattro misure di riflettanza, ruotando, dopo ogni misura, il campione di 45°. Le quattro misure sono state successivamente mediate.

Le misure spettroradiometriche sono utilizzate per sia per la determinazione dei parametri del colore Munsell sia per il calcolo delle funzioni di K-M e delle relative derivate II.

Analisi del colore

Ciascuna misura media di riflettanza è stata ricampionata nell'intervallo di lunghezza d'onda 380-770 nm (visibile) e quindi integrata con le funzioni di corrispondenza cromatica, per ottenere i valori di tristimolo X, Y, Z (per maggior dettaglio vedi Wyszecki e Stiles, 1982 e/o Torrent e Barrón, 1993). Il calcolo è stato realizzato utilizzando un software appositamente implementato in ambiente IDL (Interactive Data Language) vers. 5.5. A partire dai valori di tristimolo e con l'ausilio di un software dedicato denominato Munsell Conversion Vers. 4.01 (www.munsell.com) sono stati calcolati i tre parametri del colore Hue, Value e Chroma.

Le relazioni quantitative tra contenuti di sostanza organica, polifenoli e parametri del colore Munsell sono state indagate utilizzando le analisi statistiche di correlazione e di regressione. A tal fine si è stato necessario trasformare i codici Hue in variabili numeriche continue. Considerando che il valore dello Hue nei suoli studiati varia tra 8.90YR e 1.26Y e tenuto conto di quanto riportato da altri autori (Mokma, 1993; Li et al., 1998) la trasformazione è stata realizzata assegnando ai colori con Hue compreso tra 8.90YR e 10YR il numero precedente la sigla (es., 8.90 YR = 8,90, 9.78 YR = 9,78) ed ai colori con Hue superiore a 10YR il numero precedente la sigla sommato a 10 (es., 0.62Y = 10,62; 1.45Y = 11,45).

Analisi della derivata II

Gli spettri di riflettanza sono stati trasformati nelle funzioni di K-M secondo l'espressione $KM = S/K = [(1-R)^2]/2R$, dove R = riflettanza, K e S = coefficienti di assorbimento e diffusione, rispettivamente. Dalle funzioni trasformate sono state, quindi, calcolate le derivate seconde, in cui la posizione dei picchi di minima è diagnostica di specifiche forme di ossi-idrossidi di ferro, mentre le ampiezze delle bande sono proporzionali alle quantità dei vari ossidi presenti. Al fine di ridurre il rumore strumentale casuale, il cui livello è proporzionale all'ordine della derivata, le curve derivate sono state sottoposte a *filtering*, secondo un procedimento di noto come Savitzky-Golay. Calcolo della derivata II e filtraggio spettrale sono stati realizzati utilizzando il software Table Curve 2D Vers. 5 (AISN Software, 2000).

Risultati e discussione

La figura 1,I evidenzia il tipico *pattern* di colore degli Spodosuoli, anche se le differenze tra i diversi orizzonti (soprattutto tra gli orizzonti B) non sempre sono particolarmente marcate, soprattutto in relazione alla tinta dominante (Munsell Hue). Come atteso, gli orizzonti eluviali (E) hanno un Value più elevato dei sovrastanti orizzonti A e dei sottostanti orizzonti B. Gli orizzonti spodici superiori (Bhs) hanno un Hue più rossiccio ed un Value medio più basso di quelli inferiori (Bs). Anche il Chroma aumenta all'aumentare della profondità degli orizzonti spodici (minore sia in Bhs che in Bs). Quest'ultimo dato è in accordo con quanto rilevato da altri Autori (Mokma, 1993). Per quanto riguarda gli orizzonti Bw, anch'essi mostrano un Hue tendenzialmente rossiccio, comunque prossimo a 10YR, un Value simile a quello degli altri orizzonti B e un Chroma di qualche unità più basso. In accordo con la loro natura, gli orizzonti C evidenziano un Hue più giallo, un Value più chiaro e un Chroma meno saturo degli altri orizzonti B.

L'andamento del colore riflette in modo evidente i processi di eluviazione ed illuviazione dei complessi umo-minerali. In generale, gli orizzonti più ricchi di C organico e polifenoli hanno Value e Chroma sistematicamente più bassi. L'analisi di correlazione, applicata a tutti i 36 campioni di suolo studiati (tab. 1), ha consentito di valutare l'entità delle relazioni tra i predetti parametri del colore Munsell, i contenuti di C organico e quelli di polifenoli. Tutte le componenti organiche sono risultate significativamente e negativamente correlate sia al Value sia al Chroma ($-0.65 < r < -0.85$; $P < 0.01$), ma la correlazione più elevata è risultata quella tra Value e contenuti di PPh ($r = -0.85$; $P < 0.01$).

Tabella 1. Matrice di correlazione tra parametri del colore, e contenuti di carbonio organico e polifenoli

	Hue	Value	Chroma	C-WB	C-m	PPs
Value	0.57**					
Chroma	0.39*	0.81**				
C-WB	-0.45**	-0.73**	-0.78**			
C-m	-0.41*	-0.83**	-0.81**	-0.89**		
PPs	-0.38*	-0.65**	-0.68**	0.73**	0.89**	
PPh	-0.46**	-0.85**	-0.72**	0.75**	0.90**	0.81**

** * Correlazione significativa per $P < 0.01$ e per $P < 0.05$, rispettivamente. C-WB = Carbonio organico metodo Walkley e Black; C-m = carbonio organico metodo modificato; PPs = Polifenoli solubili; PPh = polifenoli unici

La figura 1 evidenzia un andamento regolarmente opposto del valore medio dello Hue dei diversi orizzonti principali (fig. 1,I) rispetto all'andamento del contenuto medio di C-WB (fig. 1,II), di PPh (fig. 1,III), e di PPs

(fig. 1,IV), pur nella ridotta variabilità della distribuzione dello stesso Hue. In accordo con tale andamento, la tabella 1 rileva una significativa correlazione lineare negativa tra Hue e C organico e tra Hue e PPh ($r = -0.45$, $P < 0.01$, in entrambi i casi). In particolare, l'analisi della matrice di correlazione (tab. 1) mostra che i valori di r calcolati per il confronto tra C organico ed i parametri del colore Value e Chroma aumentano sensibilmente quando il contenuto di C organico viene determinato con il metodo Walkley e Black modificato ($r = -0.83$ e -0.81 , per Value e Chroma, rispettivamente) anziché con il metodo di routine ($r = -0.73$, -0.78 , per Value e Chroma, rispettivamente).

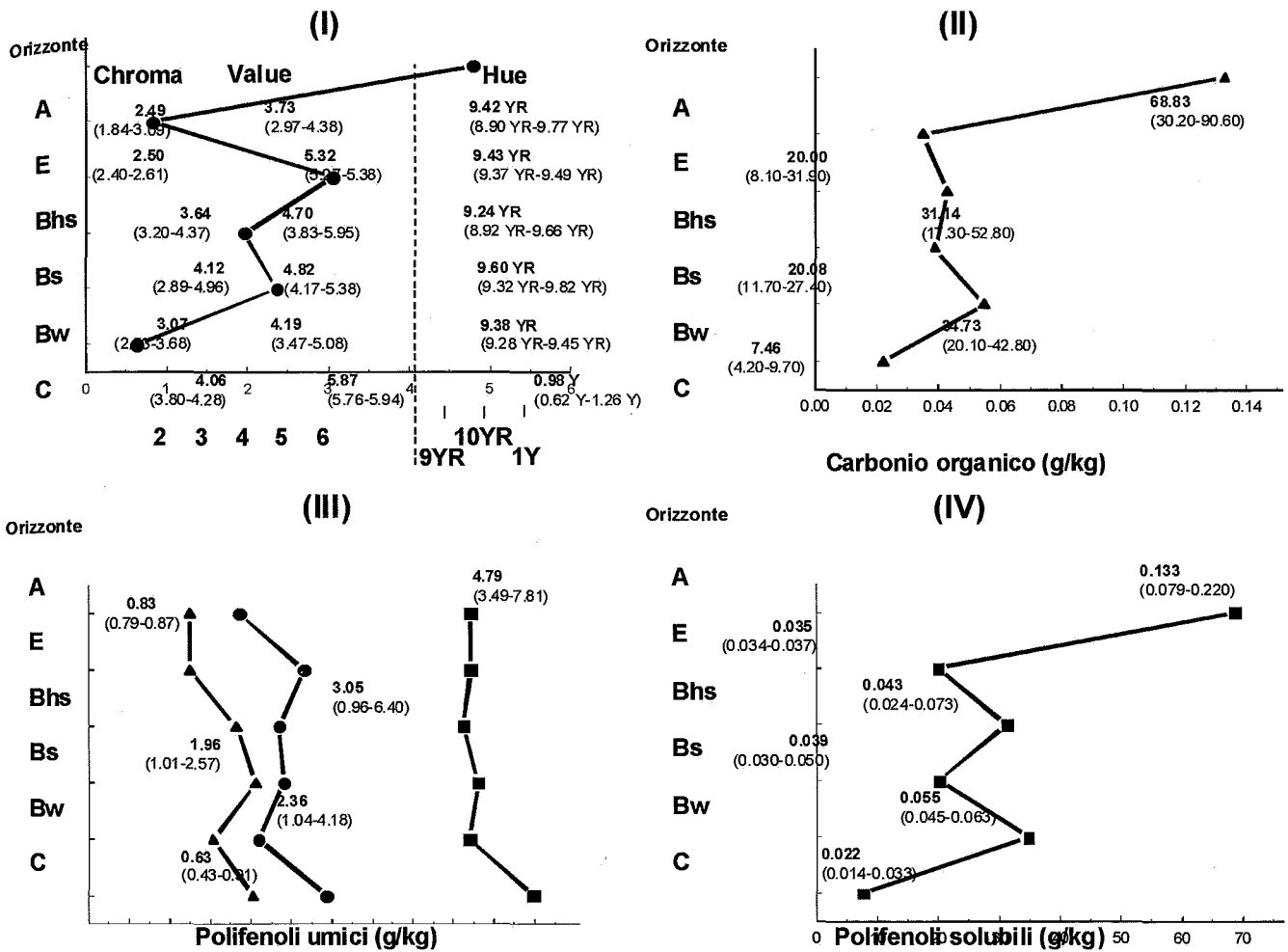


Figura 1. Andamento del colore (I) e dei contenuti di carbonio organico (II), polifenoli umici (III) e solubili (IV) in funzione degli orizzonti principali degli Spodosuoli studiati. I numeri in neretto ed i sottostanti numeri tra parentesi nelle figure rappresentano i valori medi ed i relativi intervalli di variazione dei diversi parametri

È altresì interessante osservare che l'analisi di regressione tra parametri del colore (in particolare Hue e Value) e quelli della sostanza organica (C-WB, C-m, PPh, PPs) evidenzia, in accordo con Schultze et al. (1993), che i valori di R^2 risultano in ogni caso più elevati quando alla distribuzione dei dati sperimentali vengono adattate funzioni curvilinee anziché lineari. In particolare altamente significative sono risultate le regressioni Value vs C-m e Value vs PPh (fig. 2).

Le relazioni negative tra Hue e C organico osservate per gli Spodosuoli oggetto di studio concordano con i risultati ottenuti da Mokma (1993) nell'indagine su Spodosuoli rappresentativi del Michigan. Peraltro, misure del colore della sostanza organica pura riportate in Schultze et al. (1993), indicano per questo costituente valori di Hue variabili da 8.82YR a 9.49YR.

È quindi ipotizzabile che, entro certi limiti, un incremento della sostanza organica tenda a portare il suolo verso i valori di Hue sopra indicati. È altresì noto che altri costituenti del suolo, in particolare gli ossidi-idrossidi di ferro, siano essi di natura litogenetica o pedogenetica, contribuiscono a conferire la tinta (Hue) al suolo.

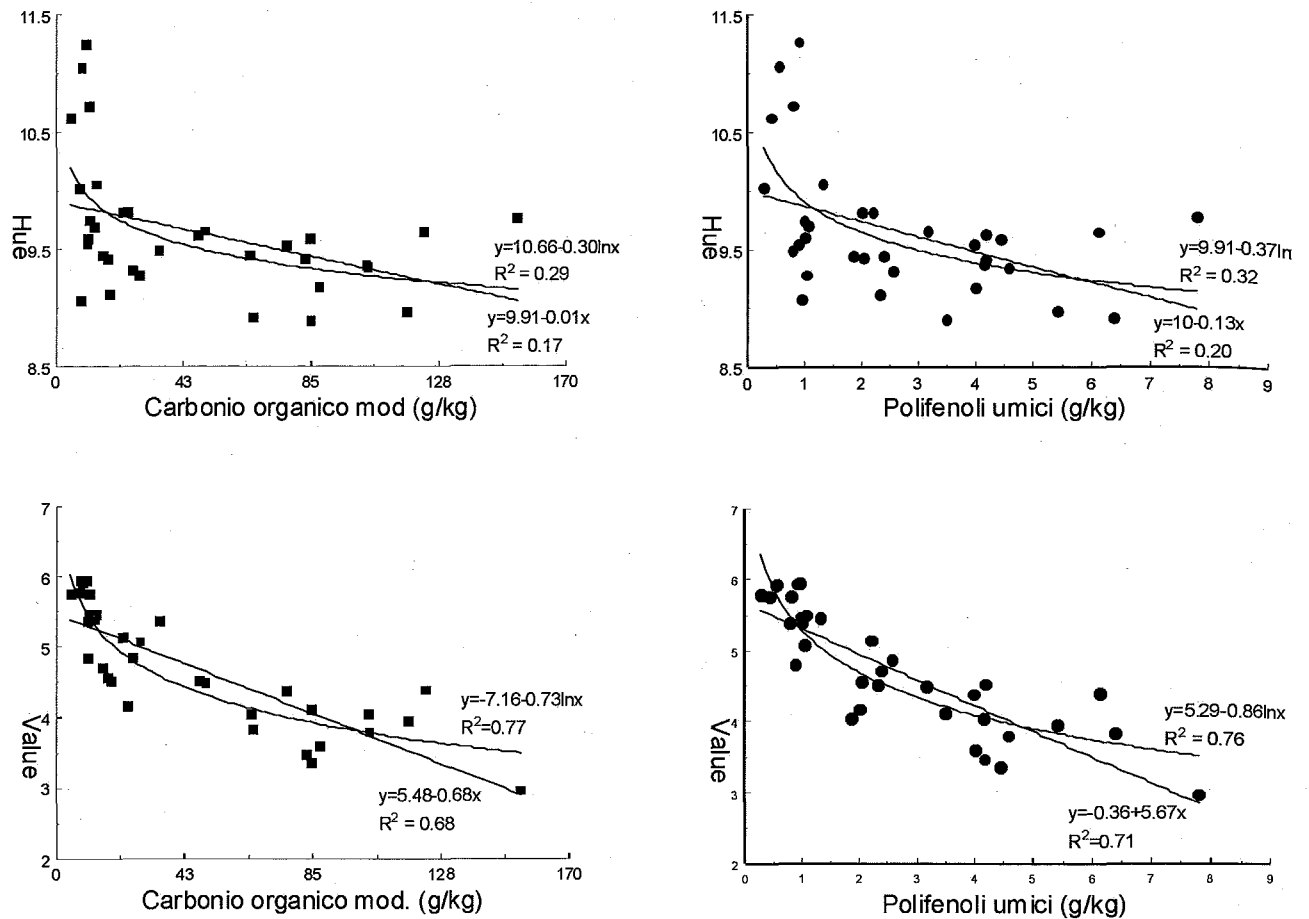


Figura 2. Variazione dei parametri Munsell Value e Hue in funzione delle variazioni dei contenuti di carbonio organico e polifenoli umici

Spettrometria derivata

Per valutare il contributo degli Fe ossi-idrossidi sull'espressione dell'Hue sono state analizzate le curve di derivata II degli spettri di riflettanza. La figura 3 mostra un tipico *pattern* di derivata II in cui sono evidenti i picchi tipici della goethite (minimo ~ 420 nm) e dell'ematite (minimo ~ 530 nm). Le ampiezze relative (AGt e AHm) sono calcolati sulla base delle differenze tra i minimi ed i massimi dei relativi picchi. Va tuttavia precisato che nello stesso campo intorno a 420 nm ricadono anche i picchi della ferridrite e della lepidocrocite, ove presenti.

La figura 4 riporta i *pattern* di derivata seconda rappresentativi degli orizzonti spodici (linea continua) e degli orizzonti eluviali (linea-punto), confrontati con la curva di derivata II di un suolo contenente goethite (3.3%) ed ematite (6.3%).

È evidente come nel *pattern* relativo agli orizzonti E, siano completamente assenti le bande diagnostiche degli ossi-idrossidi di ferro, evidenziando la spinta azione dei processi di eluviazione. Per contro, il *pattern* tipico degli orizzonti spodici mostra l'assenza dell'ematite, nonostante la dominante rossastra dell'Hue, mentre è evidente la banda centrata intorno a 420 nm. In considerazione dello specifico ambiente pedo-climatico della Val Chiavenna e dei processi di formazione degli orizzonti spodici tale banda potrebbero essere verosimilmente ascritta alla presenza di ferridrite (Schwertmann, 1993). Va tuttavia considerato che lo Hue della ferridrite varia tra 7.5YR e 2.5 YR (Schwertmann, 1993), mentre quello della goethite varia tra 10YR e 7.5YR. Il valore dello Hue determinato negli orizzonti spodici dei suoli esaminati varia tra 8.92YR e 9.82YR, e, quindi prossimi al valore medio della goethite. Tuttavia, questo minerale non è compatibile con l'ambiente pedo-climatico degli Spodosuoli (Schwertmann, 1993). Uno studio dettagliato degli ossi-idrossidi di ferro, obiettivo di un lavoro attualmente in corso, permetterà di chiarire la questione.

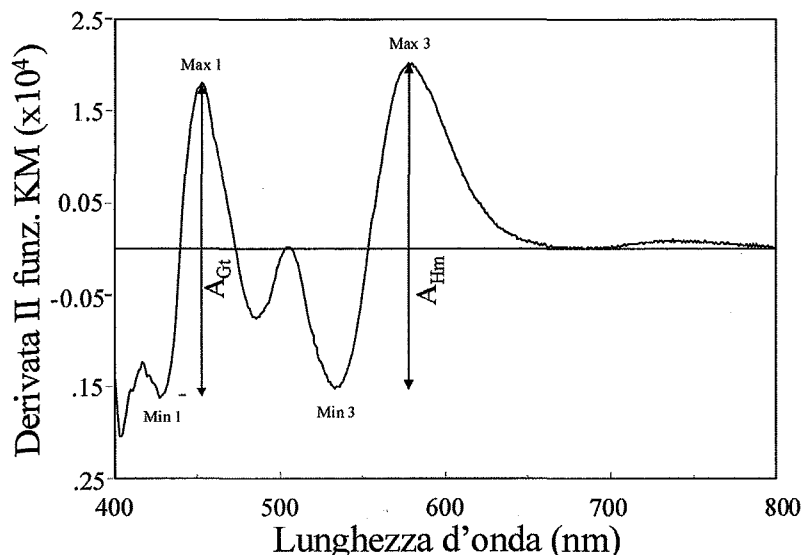


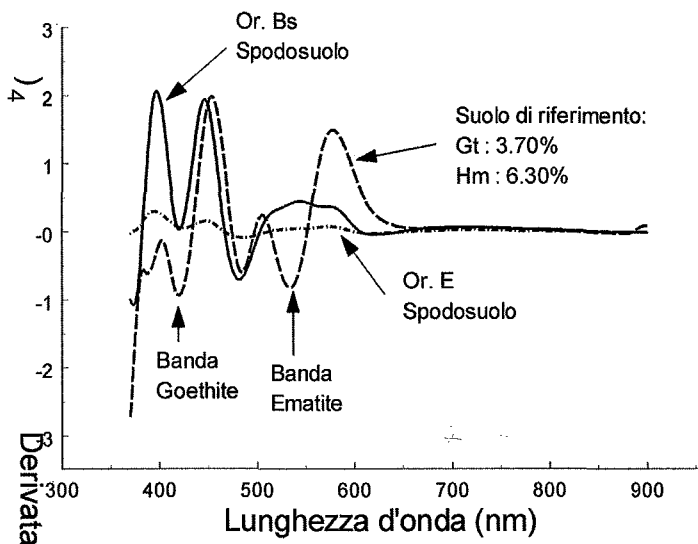
Figura 3.

Derivata II della funzione di KM di un suolo. Sono evidenti le bande di assorbimento della goethite, intorno a 420 nm e dell'ematite, intorno a 530 nm. AGt e Ahm indicano le ampiezze delle due bande

Figura 4.

Confronto tra un suolo di riferimento con media dotazione di goethite ed ematite e due orizzonti (E e Bs) degli Spodosuoli della Val Chiavenna, scelti in modo tale da rappresentare gli estremi dei valori ampiezza della banda della goethite.

In entrambi gli orizzonti degli Spodosuoli, manca la banda dell'ematite, mentre la seconda banda della goethite (intorno a 480 nm) manca del successivo picco di massima, pertanto la sua ampiezza non può essere valutata



Conclusioni

La spettrometria è uno strumento molto efficace per la determinazione del colore. Essa permette di realizzare misure oggettive ed accurate di questa importante caratteristica del suolo, anche negli intervalli compresi tra i valori discreti riportati nelle carte del sistema Munsell, comunemente utilizzate in pedologia. Essa consente, quindi, di cogliere anche piccole variazioni dei predetti parametri e di correlarli in modo più efficace a quelle di specifici costituenti del suolo.

Il colore, espresso nel sistema colorimetrico Munsell, è una proprietà importante per la caratterizzazione degli Spodosuoli della Val Chiavenna. Il *pattern* cromatico di questi suoli manifesta un andamento comparabile con quello degli Spodosuoli di altri ambienti pedoclimatici. Particolarmente evidenti sono le variazioni, lungo il profilo, dei valori di Value e del Chroma. Meno rilevanti sono invece quelle dello Hue.

In particolare, gli elevati valori dell'indice di determinazione tra Value e PPh indicano un'evidente contributo di tali componenti della sostanza organica all'espressione del colore.

Anche i valori dello Hue variano, entro certi limiti, in funzione dei contenuti di carbonio organico e polifenoli. Tali variazioni sembrano risentire, tuttavia, anche della presenza di ossidi di ferro, in particolare della goethite, rilevata, nei suoli studiati, dalla presenza di specifiche bande di assorbimento nelle derivate seconde delle funzioni di Kubelka-Munk, quest'ultime calcolate a partire dagli stessi spettri di riflettanza utilizzati per il calcolo del colore Munsell.

Bibliografia

- BARRÓN V., TORRENT J., 1986. Use of the Kubelka-Munk theory to study the influence of iron oxides on soil color. *J. Soil Sci.*, 37: 499-510.
- BEDIDI A., CERVELLE B., 1996. Mesures spectrophotométriques de laboratoire (Spectrométrie optique). *Photo-interprétation*, 2: 9-33.
- BUONDONNO A., ALIANIELLO F., BENEDETTI A., COPPOLA E., DELL'ABATE M.T., ODIERNA P., 2001. Indagine sul significato pedogenetico dei polifenoli nel suolo. Primo Contributo. In: *Riassunti, Conv. Naz. S.I.S.S. L'emergenza suolo*, 16-22 Maggio 2001, Erice, 54-55.
- BUONDONNO A., CHERSICH S., COMOLLI R., PREVISTALI F., COPPOLA E., RUBINO M., SOLARO S., 2003. Ruolo pedogenetico dei polifenoli nella formazione degli orizzonti spodici. Analisi di un caso studio in Val Chiavenna (Sondrio). *Abstracts Conv. Naz. SISS «Qualità del suolo, impatto antropico e qualità dei prodotti agricoli»*, La Conservazione della Risorsa Suolo», Siena 9-12 giugno 2003, 90.
- BUONDONNO A., FELLECA D., VIOLANTE A., 1989. Properties of organo-mineral complexes formed by different addition sequence of hydroxy-Al, montmorillonite, and tannic acid. In: *Clays and Clay Minerals* 37/3: 235-242.
- FAO, ISRIC, ISSS, 1998. World Reference Base for soil resources. *World Soil Resources Report* 84.
- FERNANDEZ R.N., SCHULZE D.G., 1987. Calculation of soil color from reflectance spectra. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1277-1282.
- LEONE A.P., 2000. Bi-directional reflectance spectroscopy of Fe-oxides minerals in Mediterranean TerraRossa soils: a methodological approach. *Agricoltura Mediterranea*, 130: 144-154.
- LI S.Y., CHEN Z.S., LIU J.C., 1998. Subalpine loamy spodosols in Taiwan: characteristics, micromorphology, and genesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62: 710-716.
- LOWE L.E., 1993. Water-soluble phenolic materials. In: *Soil sampling and methods of analysis*, Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, 409-412.
- MILTON E.J., 1987. Principles of field spectroscopy. *Int. J. Remote Sens.*, 12: 1807-1827.
- MOKMA D.L., 1993. Color and amorphous materials in spodosols from Michigan. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 125-138.
- SCHULZE D.G., NAGEL J.L., VAN SCOYOC G.E., HENDERSON T.L., BAUMGARDNER M.F., 1993. Significance of organic matter in determining soil color. In: *Soil Color, SSSA Special Publication Number 31*. J.B. Bigham, E.J. Ciolkosz, eds., 71-90.
- STEINHARDT G.C., FRANZMEIER D.P., 1979. Composition of organic matter content with soil color for silt loam soils of Indiana. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 10: 1271:1277.
- SCHWERTMANN U., 1993. Relations between iron-oxides, soil color, and soil formation. In: *Soil Color, SSSA Special Publication Number 31*. J.B. Bigham, E.J. Ciolkosz, eds., 51-70.
- SCHWERTMANN U., CORNELL R.M., 1991. Iron oxides in the laboratory. Preparation and characterisation. Wiley-VCH, Weinheim, pp188.
- TORRENT J., BARRÓN V., 1993. Laboratory measurement of soil color: theory and practice. In: *Soil Color, SSSA Special Publication Number 31*. J.B. Bigham, E.J. Ciolkosz, eds., 21-33.
- TSAI F., PHILPOT, 1998. Derivative analysis of hyperspectral data. *Remote Sens. Environ.*, 66: 41-51.
- VAN BREEMEN N., BUURMAN P., 1998. *Soil formation*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 377.
- VANCE G.F., MOKMA D.L., BOYD S.A., 1986. Phenolic compounds in soils of hydrosequence and developmental sequence of spodosols. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 992-996.
- WYSZECKI G., STILES W.S., 1982. *Color science: concepts and methods, quantitative data and formulae*. John Wiley and Sons, New York, pp 950.

EFFETTI DELL'IRRIGAZIONE CON ACQUE SALINIZZATE IN UN SUOLO ANTROPIZZATO DEL BACINO DEL BASSO VOLTURNO (CE)

A Letizia ¹, A Buondonno², E Coppola ² e A.P Leone ³

¹ Dipartimento di Ingegneria Agraria ed Agronomia del Territorio, via Università 100, Portici

² Dipartimento di Scienze Ambientali, via Vivaldi 43, Caserta

³ CNR-ISA FoM, via Patacca 85, Ercolano

Abstract

This paper deals with the effects of a five-years irrigation with saline water (0.0, 0.5 and 1.0 % NaCl w/v) on the electrical conductivity (EC), pH, ESP and aggregate stability along an anthropogenic soil profile from Volturno Plain. The increasing water salinity led to an increase of pH in Ap, of the ESP in the Ap2 and of the EC and of apparent clay fraction in the B horizons, with a generalized loss of aggregate stability. Therefore, the irrigation with saline water induced unfavourable soil conditions already after five years, thus dramatically injuring the soil quality.

Key words: Salinization, Structure stability, Anthropogenic soils, Irrigation water.

Riassunto

È stato intrapreso un programma di ricerca finalizzato a valutare le alterazioni indotte da trattamenti pluriennali con acque irrigue saline, con particolare riferimento alla Conducibilità Elettrica, al grado di reazione, all'ESP, alla stabilità degli aggregati, lungo il profilo di un suolo antropizzato della Piana del Basso Volturno (CE). Il suolo è stato irrigato per cinque anni con acque saline ottenute per addizione di NaCl nel tenore di 0.5% (tesi I-0.5) e 1.0% (I-1.0), in confronto con acque non trattate (I-0.0). Rispetto al testimone si è osservato, nell'orizzonte di superficie, un incremento del valore di pH, negli orizzonti subsuperficiali Ap2 un significativo aumento dell'ESP, mentre negli orizzonti B si accertano un significativo innalzamento della Conducibilità Elettrica (CE) ed un aumento della frazione argillosa apparente. Si accerta altresì, lungo tutto il profilo, una sostanziale perdita di stabilità strutturale. Si osserva pertanto una complessiva perdita di qualità del suolo, con l'insorgere di condizioni sfavorevoli che riducono drasticamente la possibilità di utilizzo del suolo anche solo dopo cinque anni di irrigazione con acque saline.

Parole chiave: Salinizzazione, Stabilità di struttura, Suoli Antropogenici, Acque irrigue.

Introduzione

La crescente esigenza di ottenere la massima produttività in tempi sempre più brevi, senza adottare adeguate strategie di difesa e conservazione delle risorse, sta causando un incremento della degradazione del suolo, che si traduce per altro in una diminuzione della produzione stessa (Szalbocs, 1995). Pertanto è necessario che la risorsa suolo, non facilmente rinnovabile, venga amministrata con cura e cautela. La produttività delle colture in regime di salinità diminuisce drasticamente a causa della presenza di sali solubili nella rizosfera che limita la disponibilità di nutrienti e di acqua (Szalbocs, 1995).

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 (Mairota 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 (Szalbocs, 1995). Ciò nonostante, è verosimile che tale problema venga di fatto notevolmente sottostimato, 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 pianura 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 ac-

que 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 la destrutturazione degli aggregati e la dispersione delle argille (Keren, 2000), favorendo l'erosione ed innescando processi di degradazione fisica spinta e di desertificazione.

Suoli affetti da salinità mostrano un alto grado di compattazione, cattivo drenaggio, bassa permeabilità e contenuti di CaCO_3 variabili tra 0.1 e 6.1%. In suoli con alti contenuti di limo e argilla gli effetti della salinità sono più accentuati lungo gli orizzonti superficiali rispetto a quelli di profondità (Mzezewa et al. 2003). In suoli irrigati con acque saline i problemi legati agli alti valori di percentuale di sodio scambiabile (ESP) portano alla dispersione del suolo ed alla formazione di croste superficiali; la presenza di particelle disperse nella fase liquida del suolo rende stagnante la stessa anche nel periodo di massima piovosità, impedendo la normale lisciviazione (Hossein, 2000). All'aumentare della ESP e, più in generale delle basi di scambio, si osserva un aumento dell'area superficiale che si traduce in una diminuzione del diametro e della complessità dei mesopori (Toth e Jozefaciuk, 2002), dovuta al deposito di particelle disperse lungo la superficie e dentro i pori del suolo. La chiusura dei pori provoca, inevitabilmente, la diminuzione dell'aerazione nel suolo. E' stato inoltre accertato che la diminuzione del rapporto Mg/Ca nella fase liquida del suolo porta alla riduzione della conducibilità idraulica (Hossein, 2000).

In un precedente studio è stato accertato che la somministrazione di acque irrigue saline determina, negli orizzonti di superficie, un significativo innalzamento della Conducibilità Elettrica (CE) dell'estratto acquoso, un aumento dei valori di pH e un consistente decremento della stabilità degli aggregati, la cui distribuzione dopo dispersione in acqua della terra fine riaggregata dei campioni di suolo sottoposti a trattamento con acque all'1% di NaCl è paragonabile a quella degli stessi campioni dopo dispersione in Na-esametafosfato (Letizia et al., 2003).

Su tali premesse è stata sviluppata un'indagine finalizzata a definire le alterazioni indotte lungo il profilo di un Alfic Xerarent della Piana del Basso Volturno da trattamenti pluriennali con acque irrigue saline, con particolare riferimento alla Conducibilità Elettrica, al grado di reazione, all'ESP, alla stabilità degli aggregati.

Materiali e metodi

Area di studio. La sperimentazione è stata 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 imbocca 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 Alfic Xerarent, fine, mixed, calcareous, mesic (USDA, 1999). L'orizzonte Ap è franco-argilloso, con C organico = 6.4 g kg^{-1} , N-totale = 0.9 g kg^{-1} , pH = 8.1, CSC = $27.4 \text{ cmol[+]} \text{ kg}^{-1}$, $\text{CaCO}_3 = 8.4 \text{ g kg}^{-1}$. Le colture in impianto sono costituite da cerealicole, oleaginose e ortive in avvicendamento. In tabella 1 viene descritto il profilo relativo alla tesi I-0.0.

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 m² 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.

Stabilità di struttura Per la determinazione della stabilità di struttura è stata indotta una iniziale aggregazione al suolo effettuando successivi umettamenti ed essiccazioni, alla quale è seguita una nuova dispersione e quindi di una setacciatura ad umido; in particolare:

- **Aggregazione:** 100g di suolo (terra fina) sono stati posti in navicella di plastica di opportuna capacità, addizionati con 80 mL di H_2O , e posti ad asciugare in stufa a ventilazione a 40°C ; dopo una settimana, il campione è stato ripreso con altri 80 mL e posto ad asciugare nelle stesse condizioni;
- **Dispersione:** un'aliquota di 10-15 g del campione riaggregato è stato posto in una beuta da 500mL, addizionato con 200 mL di H_2O , agitato per 1h, tenuto a riposo per 1h, e nuovamente agitato per un'ulteriore ora;
- **Setacciatura ad umido:** la torbida così ottenuta è stata trasferita quantitativamente su una pila di setacci a differente maglia nell'ordine 2mm - 1mm - 0.5mm - 0.25mm - 0.1 mm; il materiale residuo su ogni staccio è stato recuperato con cautela, trasferito in capsule di porcellana, seccato in stufa a 105°C , raffreddato in essiccatore e quindi pesato, esprimendo i valori in g per kg di aggregati sottoposti a dispersione.

Ogni determinazione è stata eseguita in almeno tre repliche. I dati si riferiscono al peso secco in stufa a 105°C.

Tabella 1. Profilo di riferimento (tesi I-0.0)

Descrizione del Profilo I - 0.0	
Ap1 0-12 cm	umido; colore 10 YR 3/2; tessitura franco-argillosa; struttura poliedrica subangolare di dimensione fine/media, moderatamente sviluppata; scheletro minuto, spigoloso; radici piccole, scarse, con andamento orizzontale; limite inferiore chiaro lineare; comuni rivestimenti sugli aggregati di argille e di Fe e Mn; consistenza friabile; piccole concrezioni di carbonati e di Fe-Mn, dure, con contorno netto; pochi pori, molto piccoli; effervescenza molto debole; drenaggio lento; attività biologica scarsa;
Ap2 12-30 cm	umido; colore 10 YR 3/2; tessitura franco-argillosa; struttura poliedrica subangolare di dimensione media, moderatamente strutturata; scheletro minuto, spigoloso; radici fini, scarse, erbacee ma frequenti radici alterate tra i 21 e 22 cm; limite inferiore abrupto lineare; rivestimenti comuni sugli aggregati di argilla e di Fe e Mn; consistenza resistente; facce di pressione assenti; piccole concrezioni di carbonati e di Fe-Mn, dure con contorno netto; pori pochi, molto piccoli; effervescenza debole; drenaggio lento; attività biologica scarsa;
A 30-60 cm	umido; colore 10 YR 4/2; tessitura franco-limo-argillosa; struttura poliedrica subangolare/angolare di dimensione media/grossolana, moderatamente strutturata; scheletro minuto, spigoloso; radici piccole, scarse con andamento orizzontale; limite inferiore diffuso ondulato; rivestimenti comuni sugli aggregati di argilla e di Fe e Mn; consistenza resistente; facce di pressione comuni; piccole concrezioni di carbonati e di Fe-Mn, dure con contorno netto; pori pochi, molto piccoli; effervescenza notevole; drenaggio molto lento; attività biologica scarsa;
Bss1 60-90 cm	umido; colore 2.5 Y 3/2; tessitura franco-limo-argillosa; struttura poliedrica subangolare di dimensione media/grossolana, moderatamente sviluppata; scheletro minuto, spigoloso; radici piccole, scarse con andamento orizzontale; limite inferiore chiaro ondulato; rivestimenti comuni sugli aggregati di argilla e di Fe e Mn; consistenza friabile; facce di pressione abbondanti (2-3 cm ²); concrezioni di Fe-Mn più piccoli rispetto agli altri orizzonti ma più alterati; pori pochi/comuni, piccoli; effervescenza notevole; drenaggio molto lento; attività biologica scarsa;
Bss2 90-120 cm	umido; colore 2.5 Y 4/2; tessitura franco-limo-argillosa; struttura poliedrica subangolare/angolare di dimensione media/grossolana, fortemente sviluppata; scheletro minuto, spigoloso; radici assenti; limite inferiore graduale ondulato; rivestimenti comuni/abbondanti sugli aggregati di argilla e di Fe e Mn; consistenza ad umido resistente; facce di pressione comuni/abbondanti; concrezioni soffici con contorno diffuso; pori pochi, molto piccoli; effervescenza molto debole/debole; drenaggio lento; attività biologica scarsa;
C > 120 cm	substrato misto, alterato, costituito prevalentemente da ignibrimbite pleistocenica trachitica - trachifonolitica ed alluvioni calcaree

Risultati e discussione

La tabella 2 riporta le principali caratteristiche fisico-meccaniche, chimiche e chimico-fisiche determinate per ciascun orizzonte nel profilo di riferimento (I-0.0) e nei profili delle parcelle trattate.

La figura 1a riportata la distribuzione della frazione argillosa lungo il profilo delle tre tesi. Gli andamenti osservati nelle tesi I-0.0 (266-441 g kg⁻¹) e I-0.5 (248-476 g kg⁻¹) sono sostanzialmente analoghi, con variazioni ampie ed evidenti dovute principalmente alla variabilità intra-pedon; per contro nella tesi I-1.0 il contenuto della frazione argillosa aumenta in modo evidente in profondità, a partire dall'orizzonte A (30-60 cm) (447 g kg⁻¹), con un massimo negli orizzonti Bss (492 e 471 g kg⁻¹). La Conducibilità Elettrica (CE) della tesi I-0.0 si mantiene sostanzialmente costante lungo tutto il profilo (0.25-0.30 dS m⁻¹) (fig. 1b). Valori proporzionalmente più elevati, in funzione del trattamento, si osservano nelle tesi I-0.5 (0.58-1.10 dS m⁻¹) e I-1.0 (0.78-2.22 dS m⁻¹); in particolare per quest'ultima si accerta un valore massimo di CE nell'orizzonte Bss1 (60-90 cm) dovuto probabilmente all'effetto congiunto sia del trasporto di sali, conseguente al trattamento, sia al più elevato contenuto di argilla. Infatti l'andamento della CE nella tesi I-1.0 è sostanzialmente analogo alla rispettiva distribuzione della frazione argillosa.

La Percentuale di Sodio Scambiabile (ESP) assume valori abbastanza uniformi nella tesi I-0.0 (2.3-3.7%) ed aumenta proporzionalmente al trattamento nelle tesi I-0.5 (7.18 e 15.6%) e I-1.0 (11.1 e 41.3%) (fig. 2c); in quest'ultima i valori più elevati si accertano nell'orizzonte Ap2 (12-30 cm) dove verosimilmente si verifica il maggior accumulo di sali.

È stato osservato un aumento del valore di pH negli orizzonti superficiali della tesi I-1.0, contenuti entro i limiti di 8.7 (fig. 2d) per effetto dell'azione tamponante dei carbonati presenti nel suolo. La parziale riduzione dell'alcalinità in profondità potrebbe essere ascrivita sia al più elevato contenuto di argilla, sia a fenomeni di idromorfia, suggeriti dalla presenza di screziature osservate in campo, con probabile concomitante riduzione del potenziale redox.

La frazione disperdibile in acqua degli aggregati con $\varnothing < 0.1$ mm assume andamento variabile lungo il profilo delle tre tesi, in relazione sia alle caratteristiche tessiturali del pedon, sia all'effetto del trattamento (fig. 3e). Particolarmente evidente è l'ampia variazione accertata nella tesi I-1.0 dove negli orizzonti di superficie Ap1 (0-12 cm) e Ap2 (12-30 cm) si evidenziano contenuti di frazione con $\varnothing < 0.1$ mm pari a 932 e 945 g kg⁻¹.

I risultati ottenuti in questo lavoro indicano che, nel complesso, il trattamento quinquennale con acque saline ha determinato significative alterazioni delle caratteristiche fisiche e chimico-fisiche del suolo. Le variazioni più ampie si accertano per la tesi I-1.0 rispetto al testimone (fig. 3f)); in particolare la disperdibilità degli aggregati con $\varnothing < 0.1$ mm si mantiene elevata lungo tutto il profilo, fino all'orizzonte C (> 120 cm). L'incremento relativo della Conducibilità Elettrica assume un valore relativamente più elevato in corrispondenza dell'orizzonte Bss1 (60-90 cm), verosimilmente in concomitanza del contributo ionico fornito dal più elevato contenuto di argilla. Infine l'incremento dell'ESP è massimo in corrispondenza dell'orizzonte A (30-60 cm) laddove si verifica molto probabilmente il maggior accumulo di sali. Le condizioni complessive sono quindi particolarmente sfavorevoli e riducono drasticamente la possibilità di utilizzo del suolo anche solo dopo cinque anni di irrigazione con acque saline.

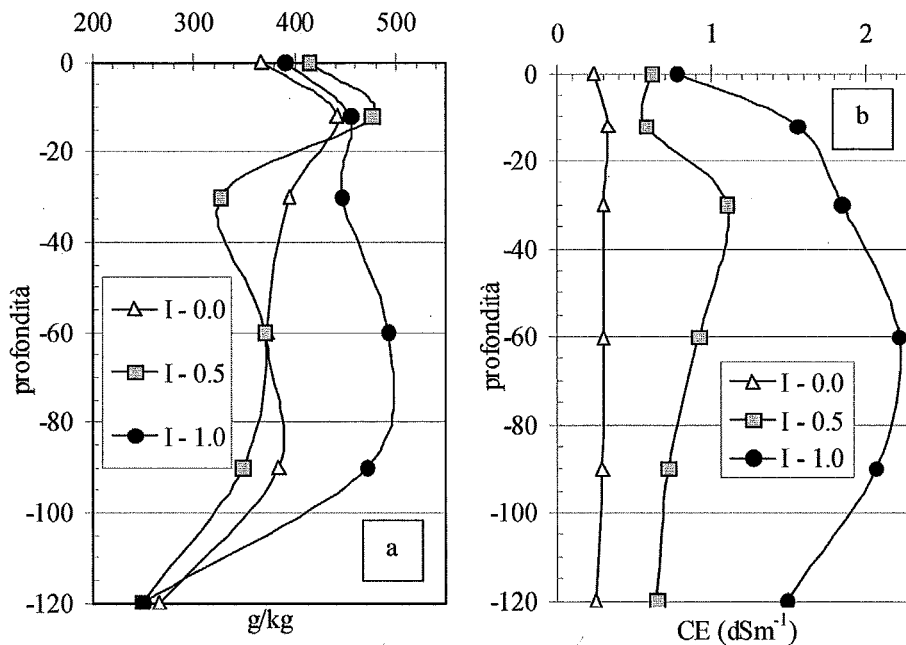


Figura 1. Distribuzione del contenuto di argilla (a) e del valore di Conducibilità Elettrica lungo i profili (b)

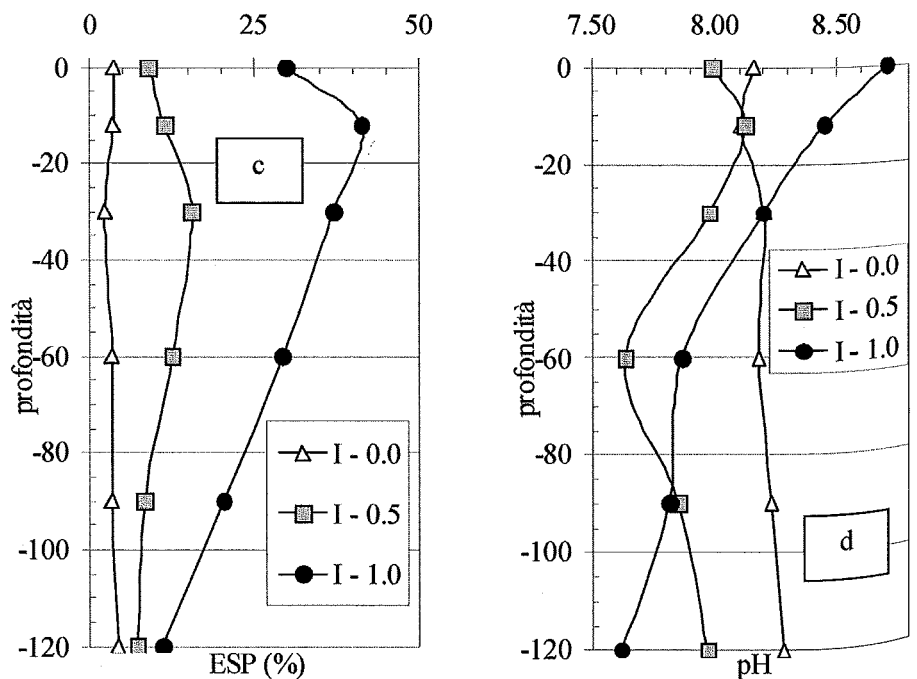
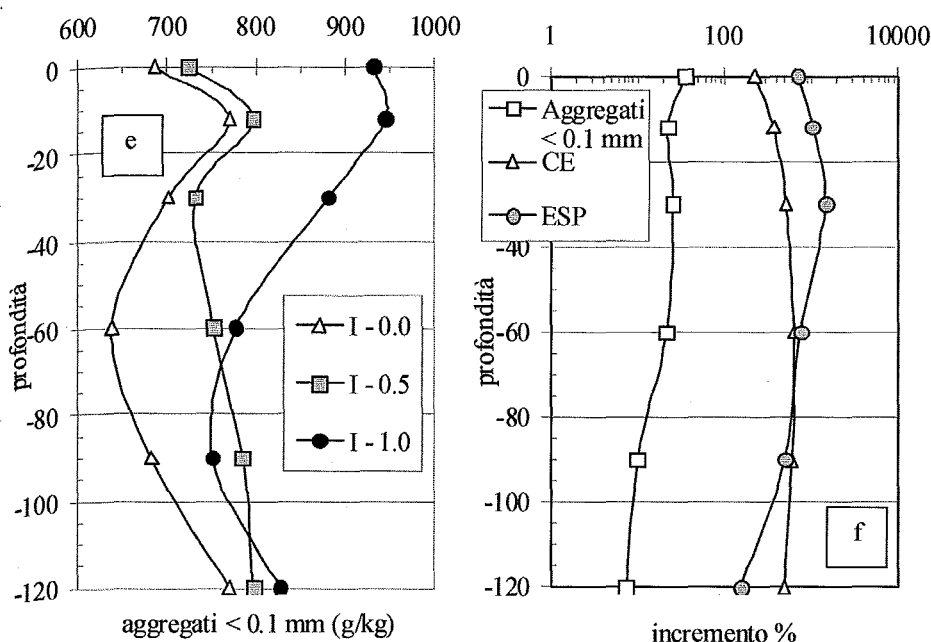


Figura 2. Distribuzione dell'ESP (c) e del pH (d) lungo i profili


Figura 3.

Distribuzione lungo i profili del contenuto di aggregati < 0.1 mm disperdibili in acqua (e) ed incremento percentuale della frazione di aggregati disperdibili in acqua, della CE e dell'ESP nelle parcelle I-1.0 in confronto al testimone (f)

Indagini future saranno indirizzate a:

- 1) analizzare in dettaglio il bilancio ionico cationi/anioni, nonché la variazione del potenziale redox lungo il profilo;
- 2) accertare le eventuali alterazioni dei caratteri pedogenetici dovute alla salinizzazione;
- 3) verificare la potenziale resilienza del suolo in seguito al ripristino dell'irrigazione con acque idonee.

Tabella 2. Principali caratteristiche fisico-meccaniche, chimiche e chimico fisiche degli orizzonti del profilo di riferimento e di quelli delle parcelle trattate

Orizzonte	Tesi	pH	CE (dS/m)	C (g/kg)	CSC (cmol[+]/kg)	CaCO ₃ (g/kg)	Tessitura
Ap1	I-0.0	8.16	0.24	9.22	32.62	16.35	FA
0-12 cm	I-0.5	7.99	0.61	11.19	33.26	15.81	AL
	I-1.0	8.71	0.78	11.32	31.61	11.16	FLA
	I-0.0	8.11	0.33	11.69	32.56	12.31	FA
Ap2 12-30	I-0.5	8.13	0.58	11.73	33.83	15.12	AL
	I-1.0	8.45	1.56	12.01	31.52	12.96	AL
	I-0.0	8.20	0.30	7.68	30.14	25.34	FLA
A 30-60	I-0.5	7.98	1.10	4.50	23.70	21.08	FA
	I-1.0	8.20	1.85	9.74	31.66	17.07	AL
	I-0.0	8.18	0.30	5.45	26.30	35.20	FLA
Bss1 60-90	I-0.5	7.64	0.92	3.48	24.87	11.12	FA
	I-1.0	7.87	2.21	8.33	29.46	17.18	AL
	I-0.0	8.23	0.29	4.29	26.37	35.20	FLA
Bss2 90-120	I-0.5	7.85	0.72	2.38	23.63	13.87	FA
	I-1.0	7.82	2.06	8.33	25.59	33.50	AL
	I-0.0	8.28	0.25	1.74	20.40	86.44	F
C > 120	I-0.5	7.97	0.64	1.71	22.54	127.07	F
	I-1.0	7.62	1.49	4.74	18.97	200.34	F

Bibliografia

- BRENNI 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., 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., 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., 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 Resorurce and Reclamation, J. Skujiðð (ed.), Marcel Dekker, New York, NY, USA, 335-359.
- HOSSEIN B., 2000. Salt affected Soils in Bangladesh: Problems and Prospects Through Reclamation. Soil Science Society of America Journal, 64: 2096-2102.
- KEREN R., 2000 Salinity. In: Handbook of Soil Science, M. E. Sumner (ed.), CRC Press, Boca Raton, FL, USA, G/3-63
- LETIZIA A., COPPOLA E., LEONE A.P., MASOTTA G., BUONDONNO A., 2003. Effetti a medio termine dell'irrigazione con acque saline sulla qualità del suolo. Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo, 52/1-2: 745-752.
- MAIROTA P, THORNES J. B., 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.
- 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.
- MZEZEWA J., GOTOSA J., NYAMWANZA B., 2003. Characterisation of a sodic soil catena for reclamation and improvement strategies. Geoderma, aprile, vol. 113, 161-175.
- 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.
- SZALBOCS I., 1995. Global overview of sustainable management of salt affected soils. Proc.Int. Workshop on Integrated Soil Management for Sustainable Use of Salt Affected Soils. Manila (Filippines), 6-10 November. 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, 1: 251-259.
- TOTH T., JOZEFACIUK G., 2002. Physiochemical properties of a solonetzic toposequence. Geoderma, 106: 137-159.

VARIABILITÀ SPAZIALE DELL'ORIZZONTE GYPSICO IN UN AMBIENTE MEDITERRANEO SEMIARIDO DELLA SICILIA CENTRO MERIDIONALE

Giuseppe Lo Papa ¹, Raffaele Lopez ², Vito Armando Laudicina ¹, Riccardo Scalenghe ¹,

Annamaria Castrignanò ², Carmelo Dazzi ¹, Salvatore Monteleone ³

¹ Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia, Università di Palermo

² Istituto Sperimentale Agronomico, Mi.P.A.F. - Bari

³ Dipartimento di Geologia e Geodesia, Università di Palermo

Abstract

In the semiarid environments of South-Central Sicily there are soils affected by secondary gypsum that develop on not-gypsiferous parent material.

The aim of this study was to show the properties and the spatial distribution of the gypsic horizon in this soil type.

A hillslope, with NW-SE orientation, was selected, where there are soils formed on clayey marls of the Pliocene ("trubi") located at a lower elevation than an adjacent gypsiferous relief of the Messinian period.

Along the hillslope three linear transects were designed where the average distance between sampling soil was 40 meters, four pedons for each transect were surveyed. In addition, along each transect soil samples (52 in total in the study area) were collected using an auger, the average distance between locations was 10 meters and the soil was sampled at 20 centimeter depth intervals for their gypsum content using a thermogravimetric method.

In order to treat the spatial variability of the gypsic horizon, a multivariate approach was used. The geostatistical analysis of soil gypsum data demonstrated variation along the hillslope which was inversely correlated with the distance of the gypsiferous relief. In the lower part of the study area the anisotropy along the soil profile was particularly evident. Finally, the comparison of the Digital Elevation Model and the interpolation maps, carried out from geostatistical analysis, showed the spatial relationships between soil gypsum deposition and landscape morphology.

Key words: Gypsisol, gypsic horizon, DEM, soil variability

Riassunto

Nell'ambiente semiarido della Sicilia centro meridionale vi sono suoli che pur non evolvendo direttamente su substrati gessosi risultano interessati dall'accumulo di gesso secondario.

Scopo di questo lavoro è evidenziare le caratteristiche e la distribuzione spaziale dell'orizzonte gypsic proprio di suoli che evolvono su un substrato privo di gesso ma che sono da classificare come Gypsisuoli.

È stata scelta un'area costituita da un pendio collinare ad andamento Nord-Ovest Sud-Est in cui sono presenti suoli che evolvono su marne argillose del Pliocene inferiore "trubi" e poste a quota topograficamente più bassa rispetto ad un affioramento gessoso del Messiniano. Lungo la pendice sono stati individuati tre transetti ove con un intervallo medio di 40 metri sono stati aperti quattro pedon per ogni transetto. Tutti i pedon sono stati descritti in campo e campionati per orizzonte pedogenetico per la successiva caratterizzazione analitica e classificazione tassonomica. Lungo i transetti inoltre sono state effettuate delle osservazioni con un passo medio di 10 metri e il suolo è stato campionato ogni 20 centimetri fino alla profondità di un metro. Sui campioni di suolo è stato determinato il contenuto in gesso con il metodo termogravimetrico. Tali valori sono stati spazializzati lungo la pendice seguendo un approccio multivariato relativamente al contenuto in gesso misurato alle 5 profondità di campionamento.

L'analisi geostatistica sul contenuto in gesso del suolo ha messo in luce una evidente variazione lungo la pendice correlata con la distanza dal rilievo in cui il gesso è affiorante che mostra un trend decrescente verso la base. Maggiore è l'anisotropia lungo il profilo verticale del suolo che si manifesta soprattutto nella parte più a valle della pendice. Infine attraverso il confronto del modello digitale di elevazione (DEM) e le mappe di interpolazione sono state evidenziate le relazioni spaziali tra il contenuto in gesso del suolo e la morfologia della pendice.

Parole chiave: Gypsisuoli, orizzonte gypsic, DEM, variabilità dei suoli

Introduzione

Numerosi studiosi hanno dimostrato come la distribuzione di particolari figure pedogenetiche vari in maniera continua nello spazio in funzione della geomorfologia e della dinamica dell'acqua (Birkeland, 1999; Young e Hammer, 2000; Dazzi e Monteleone, 2001). Questo è vero in particolare per il contenuto di sali solubili presenti nella soluzione del suolo, che possono avere origine diversa, e che, secondo la natura e l'abbondanza, possono influen-

zare le potenzialità ecologiche del suolo. L'elevato contenuto di sali rappresenta quasi sempre un serio ostacolo alle potenzialità produttive dei suoli.

Attualmente in Sicilia, più del 10% della superficie totale, circa 250.000 ettari, è interessata da suoli affetti da salinità (Dazzi e Fierotti, 1994). Essa è legata sia alla natura delle formazioni geologiche (salinità primaria) sia all'utilizzazione di acque con un ricco contenuto in sali solubili (salinità secondaria o indotta). 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. 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 e Fierotti, 1994).

Tra i suoli che si rinvergono su queste litologie, assumono particolare interesse, sia per gli aspetti pedogenetici che agronomici, quelli affetti da salinità da gesso.

Negli ambienti mediterranei il fenomeno di arricchimento in gesso interessa anche suoli che insistono nelle immediate vicinanze di rilievi gessosi e che non evolvono su substrati gessosi. In questo caso la distribuzione del gesso secondario è fortemente dipendente dalla morfologia locale e dalla distanza dal rilievo (Dazzi e Scalenghe, 2002).

Scopo di questo lavoro è di a) valutare la distribuzione spaziale dell'orizzonte gypico in suoli che evolvono su substrati non gessosi b) valutare le relazioni spaziali tra il contenuto in gesso e la topografia locale.

L'area di studio

L'area di studio, estesa 1.280 ettari, ricade ad Ovest di Agrigento, nella parte Sud dell'Isola (fig. 1).

Dai dati desunti dalle stazioni di rilevamento climatico più vicine all'area, risulta che la precipitazione media annua è di 475 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 semiarido".

Sulla base dei dati climatici disponibili il regime udometrico dei suoli, calcolato 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).

Dal punto di vista geolitologico nell'area affiorano depositi costituiti da argille sabbiose, sabbie e conglomerati riferibili al Tortoniano superiore - Messiniano inferiore sui quali giacciono le sequenze evaporitiche della Serie gessoso-solfifera che a sua volta risulta sovrastata con contatto trasgressivo dalle marne argillose a Globigerine del Pliocene inferiore (tab. 1).

Per la particolare geo-dinamica endogena ed esogena, che ha caratterizzato il paesaggio e la geomorfologia del territorio, gli affioramenti gessosi costituiscono buona parte dei rilievi presenti nell'area (fig. 1).

Figura 1. Vista prospettica del DEM della macro area di studio con la distribuzione degli affioramenti gessosi. Il modello è stato estrapolato dalla Carta Tecnica Regionale in scala 1:10.000 ed ha un passo di 20x20 m

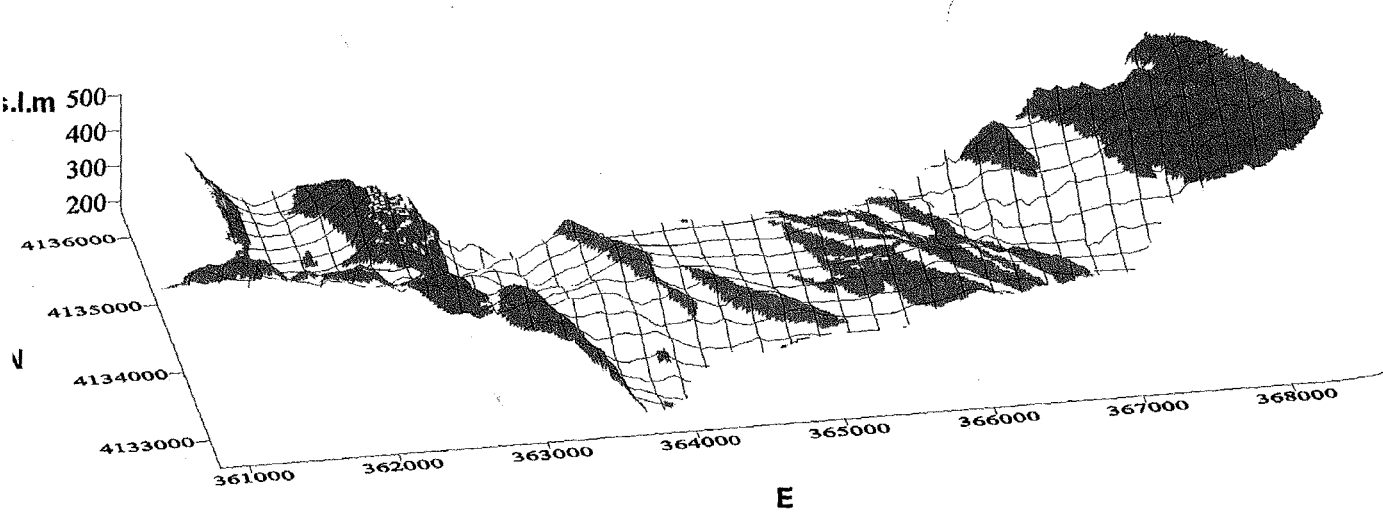


Tabella 1. Quadro sinottico dei depositi affioranti nell'area di studio

Tipologia	Descrizione	Epoca di formazione	Estensione (in ettari)	
<i>Detrito di falda</i>	Blocchi di varia dimensione accumulati per gravità alla base delle pareti rocciose.	Olocene-Recente	36	
<i>Alluvioni</i>	Sabbie e limi prevalenti, localmente ghiaie presenti lungo le aste fluviali principali.	Olocene-Recente	16	
<i>Trubi</i>	Calcari marnosi e marne, di colore bianco crema, in strati decimetrici, passanti verso l'alto a marne argillose.	Pliocene inf.	234	
<i>Gessi di Pasquasia</i>	Gessi selenitici, gessareniti e gessopeliti, calcari e marne biancastre, mal stratificate, a congerie, con frequenti partimenti argillo-marnosi.	Messiniano	210	FORMAZIONE GESSOSO SOLFIFERA
<i>Gessi di Cattolica</i>	Gessi selenitici, gessareniti, spesso stratificati in grossi banchi, con sottili partimenti argillo marnosi.	Messiniano	336	
<i>Calcari di base</i>	Calcari caratterizzati dalla presenza di numerosi vacuoli, che a luoghi si presentano brecciati e malstratificati. Frequenti sono i fenomeni di mineralizzazione di zolfo.	Messiniano	29	
<i>Tripoli</i>	Diatomiti laminate di ambiente euxinico molto fossilifere (Diatomee, Globigerine, pesci, ecc.) in affioramento si presentano di colore bianco candido. Nel sottosuolo spesso sono impregnati di idrocarburi assumendo una colorazione nerastra.	Messiniano inferiore	26	
<i>Argille e argille marnose</i>	Argille e marne con intercalazioni lenticolari di sabbie, arenarie e conglomerati.	Tortoniano sup. – Messiniano inf.	393	FORMAZIONE TERRAVECCHIA

Laudicina et al., (2002) hanno messo in evidenza che i suoli di quest'area che evolvono direttamente sui gessi vanno classificati come Aridic Gypsisol e Haplic Gypsisol (FAO/ISRIC/ISSS, 1998) o come Gypsic Torriorthent e Gypsic Haploxerept (USDA-NRCS, 1999). Nell'orizzonte gypico di questi suoli è possibile trovare valori di gesso secondario fino a 500 g kg^{-1} . La superficie occupata da questi suoli viene stimata intorno ai 550 ettari al netto degli affioramenti rocciosi.

Gli stessi autori riferiscono inoltre sulla presenza di suoli che si rinvengono su substrati non gessosi ma che per la loro posizione nel paesaggio presentano l'orizzonte gypico e accumulo di gesso secondario con valori talora elevatissimi ($45\text{-}60 \text{ g kg}^{-1}$) e con un gradiente variabile con la distanza dalla sorgente da cui questo sale viene disciolto dalle acque meteoriche.

La metodologia di rilevamento ha fornito solo una stima potenziale della diffusione di questi suoli e della loro reale estensione. Tale metodologia, che si basa sul modello di tipo discreto, assume che i limiti del suolo, la cui tipologia è definita da un profilo rappresentativo, possano essere facilmente identificati attraverso i cambiamenti dei fattori descrittivi del paesaggio, gli stessi responsabili della pedogenesi. Se, ad una scala cartografica intermedia, questo approccio può fornire soddisfacenti soluzioni, aumentando il dettaglio della scala risulta più adatto l'utilizzo di tecniche di rilevamento basate sul modello di tipo continuo, e ancor più quando si cerca di cogliere le relazioni tra un attributo del suolo che varia spazialmente in maniera graduale, in questo caso il contenuto in gesso, e gli elementi descrittivi del paesaggio.

Ai fini dello studio della variabilità spaziale del contenuto in gesso, l'attenzione è stata concentrata su una pendice lunga 165 metri e larga 40 metri, con una pendenza media del 12% e con un orientamento NO-SE lungo la linea di massima pendenza. L'area è posta a ridosso di Monte Mele, un rilievo gessoso, localizzato nella parte Sud-Occidentale della macro area di studio, che si è originato in seguito a movimenti tettonici recenti (fig. 2).

Il substrato pedogenetico è costituito da marne argillose a Globigerine del Pliocene inferiore, un deposito geologico che è trasgressivo sui terreni evaporatici sottostanti e che non contiene gesso (Bambina e Monteleone, 2001).

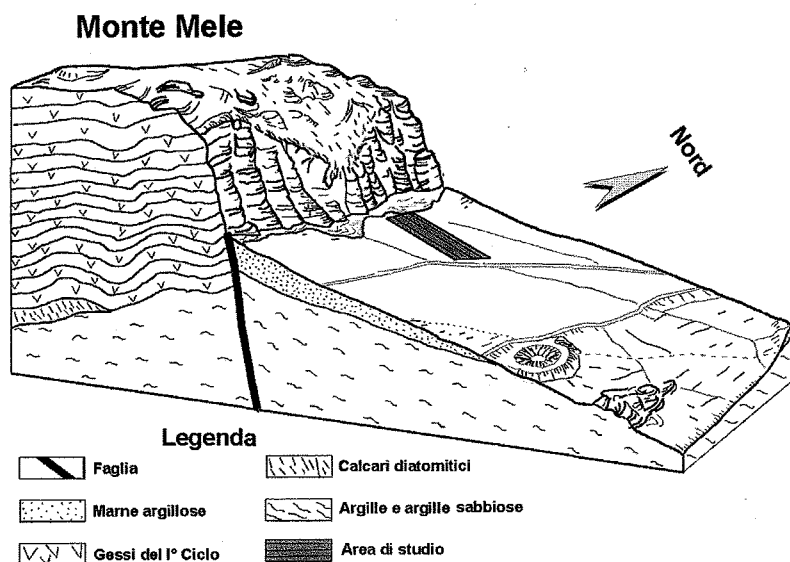


Figura 2. Vista prospettica di Monte Mele, con la localizzazione dell'area di studio di dettaglio con la stratigrafia geologica.

I campioni di terra fine sono stati analizzati per:

- tessitura (previo allontanamento del gesso con ripetuti lavaggi in acqua)
- pH in acqua (rapporto suolo:acqua 1:2,5);
- conducibilità elettrica da estratto saturo
- carbonati totali (metodo gas-volumetrico 1:1)
- capacità di scambio cationico (con $C_2H_3O_2NH_4$, pH 7)
- cationi di scambio (dall'estratto con $C_2H_3O_2NH_4$, pH 7, e successiva lettura con AAS)

Allontanando lo scheletro con dimensioni superiori ad 1 cm sul campione indisturbato è stato determinato il contenuto in gesso con il metodo termogravimetrico (Vieillefon, 1979), raccomandato per i suoli gessosi che presentano un contenuto maggiore dell'8% (Artieda, 1993). Con questo metodo il contenuto in gesso viene stimato dalla perdita dell'acqua di idratazione ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) in seguito alla trasformazione del gesso in bassanite ($CaSO_4 \cdot 0,5H_2O$) che avviene in maniera completa sottoponendo il campione per 24 ore alla temperatura di 105 °C (Porta, 1998). Questo metodo generalmente porta ad una sovrastima del contenuto in gesso del suolo soprattutto per l'interferenza di alcuni minerali argillosi che trattengono acqua anche ad alta temperatura. Tuttavia Meyer (1986) e Meyer e García-Moya (1989) comparando questo metodo con altri non hanno trovato differenze rilevanti.

Analisi topografica e analisi spaziale

La descrizione morfologica dell'area di studio ha previsto la realizzazione di un Modello Digitale di Elevazione (DEM) di dettaglio che rappresenta l'informazione primaria da cui poter derivare una serie di attributi descrittivi della topografia nelle tre dimensioni. Tali attributi vengono distinti in primari se calcolati direttamente dal DEM e includono variabili come la pendenza, l'altimetria, l'esposizione; secondari che derivano dalla combinazione o dalla elaborazione di quelli primari e largamente usati nella caratterizzazione e nella modellizzazione di specifici processi legati al paesaggio, come la distribuzione del contenuto di acqua nel suolo o il potenziale dell'erosione idrica o la deposizione di sedimenti superficiali (Moore et al. 1991).

Il DEM, inteso come una matrice di numeri ordinati (GRID) recante l'informazione della posizione di punti nello spazio tridimensionale, è stato realizzato utilizzando circa 250 punti. Le coordinate spaziali sono state ricavate con una stazione totale topografica e successivamente traslate nel sistema di coordinate geografiche UTM33 WGS84 per mezzo di un sistema GPS differenziale. Dall'informazione puntuale, per interpolazione col metodo dei minimi quadrati, è stato creato il modello tridimensionale a facce triangolari (TIN) dal quale successivamente è stato derivato un DEM con un passo di 2x2 metri. L'implementazione, l'elaborazione, la rappresentazione e l'archiviazione delle informazioni spaziali sono state effettuate utilizzando il modello di rappresentazione "raster" in ambiente ArcViewGIS 3.2a.

Sono state elaborate le statistiche di base dei valori del gesso in ciascun intervallo di profondità (statistica univariata) e le reciproche relazioni (statistica multivariata) (dati non riportati).

L'analisi dei dati è proseguita con l'approccio geostatistico basato sui concetti di variabile regionalizzata e di stazionarietà (Journel e Huijbregts, 1978). Sono stati calcolati i semivariogrammi incrociati considerando i valori del gesso alle 5 profondità di riferimento come se fossero 5 variabili distinte. Poiché la direzione dei transetti corrisponde a grandi linee alla direzione di massimo gradiente, sono stati elaborati semivariogrammi incrociati anisotropici secondo la direzione dei transetti, con una tolleranza angolare di 25° ed una distanza minima fra le coppie di punti (lag) di 6 m reiterata per 14 volte (numero dei lag). Ai semivariogrammi diretti e incrociati è stato adattato un modello lineare di coregionalizzazione con più strutture combinate (modello nested): il modello, avvalorato dai risultati della cross validation, è dato dalla combinazione di un nugget e di due modelli sferici.

L'interpolazione è stata effettuata utilizzando il cokriging puntuale sulla base del modello di coregionalizzazione adattato, utilizzando l'insieme delle osservazioni alle 5 profondità per studiare la continuità spaziale lungo il profilo.

L'analisi spaziale ha fornito come elaborato finale le mappe di distribuzione del gesso per le 5 profondità considerate con le relative mappe di errore.

Per descrivere gli effetti della topografia sulla variabilità spaziale del contenuto in gesso e la posizione e dimensione delle aree di maggiore accumulo è stato utilizzato il Compound Topografic Index (CTI), un attributo topografico secondario derivato dal DEM.

Il CTI, concettualmente assimilabile all'Indice di Umidità (Wetness Index), descritto da Moore et al. (1993) e Gessler et al. (1995) è una variabile topografica che indica la distribuzione spaziale del flusso potenziale delle acque e delle aree di maggiore accumulo. Viene calcolato come:

$$CTI = \ln (As / \tan \beta) \quad (1)$$

dove: As è il valore dell'area specifica di raccolta riferito ad una determinata posizione nello spazio e $\tan \hat{\alpha}$ è la tangente della pendenza in quel punto.

Il termine As, espresso in unità di superficie per unità di contour della mappa ($m^2 m^{-1}$), rappresenta per un dato punto della mappa il valore specifico della superficie in pendenza che sta a monte dello stesso e che contribuisce a convogliare il flusso idrico in quel punto, supposta una trasmissività idraulica del suolo costante lungo le tre dimensioni.

Le aree poco pendenti e relativamente estese avranno quindi un CTI relativamente più elevato rispetto alle aree a maggiore pendenza e di quelle comunque pianeggianti ma di modeste dimensioni. Inoltre a parità di estensione e pendenza, le aree pianeggianti che occupano la zona di valle mostreranno i valori più elevati rispetto a quelle poste a monte. Nelle aree perfettamente pianeggianti il valore del CTI viene ottenuto sostituendo $\beta = 0$ con $\beta = 0,001$ che è un numero più piccolo del valore ottenibile da un set di dati altimetrici di 1.000 m con una risoluzione verticale di 1 m.

Numerosi studiosi hanno correlato questo indice topografico con il contenuto di umidità del suolo ottenendo elevata significatività (Burt e Butcher, 1986; Moore et al., 1988) altri ancora con l'accumulo di sali nel suolo o elementi chimici strettamente legati alla soluzione del suolo (Moore et al., 1991).

Per descrivere l'effetto che ha la distanza sulla variabilità spaziale del contenuto in gesso del suolo dalla sorgente da cui questo viene trasportato è stata calcolata una "mappa di distanza" con un passo pari al DEM (2 m) e con valori crescenti dal limite di contatto tra Monte Mele e l'area di studio.

Sia la mappa di distanza che quella di distribuzione del CTI sono state correlate statisticamente con ogni mappa di interpolazione del contenuto in gesso.

Il valore dell'accumulo relativo di gesso ad ogni profondità, è stato calcolato definendo un "indice di accumulo" (IA) dato dal rapporto:

$$IA = \frac{G_{pi}}{\sum_{i=1}^n G_{pi}} \quad (2)$$

ove:

G_p è il contenuto in gesso (in grammi) del volume di suolo di $2 \times 2 \times 0,2$ m alla profondità i-esima, n è il numero delle profondità.

In sintesi l'IA indica il valore di concentrazione del gesso ad un dato strato o orizzonte del suolo in relazione al contenuto totale riferito alla profondità complessiva investigata.

Risultati e discussione

Dai semivariogrammi diretti dei valori del gesso alle varie profondità, si rivela una maggiore influenza della topografia sulle misure del gesso relative ai primi 60 cm di suolo.

I semivariogrammi diretti fino alla profondità di 60 cm non raggiungono la stazionarietà, ma sembrano segnare un trend simile a quello della quota. A profondità superiore a 60 cm i semivariogrammi diretti mostrano un andamento più erratico, raggiungendo un valore approssimativamente costante entro i 40 m.

Le mappe di interpolazione ottenute per ogni profondità (fig. 3) mostrano un'evidente tendenza alla diminuzione del contenuto in gesso nel suolo lungo la pendice, a partire dai valori più prossimi a Monte Mele. Questa tendenza è comune a tutte e cinque le profondità indagate del profilo, tuttavia all'aumentare della profondità si nota inoltre un'espandersi dell'area caratterizzata dai valori più alti verso quote più basse. Una differenza notevole è il tipo di variabilità degli strati più profondi, al di sotto dei 60 cm, dominata da una maggiore casualità. I valori assoluti sono inoltre tendenzialmente inferiori a quelli degli strati superficiali (0-60 cm), in cui invece è più chiaro l'effetto della componente sistematica della variazione, controllata dalla topografia.

Le mappe di distribuzione dell'IA mostrano valori elevati negli strati 20-40cm, 40-60cm e 60-80cm distribuiti in maniera abbastanza uniforme, a tale profondità corrisponde grosso modo la presenza dell'orizzonte diagnostico By riscontrato durante il rilevamento in campo. Una maggiore variabilità invece è presente nello strato più superficiale ed in quello più profondo, dove risaltano delle aree in cui l'IA mostra valori elevatissimi ed altre dove invece si riscontrano i valori più bassi in assoluto.

Le correlazioni spaziali tra le mappe di distribuzione del gesso e la mappa della distanza risultano tutte significative con un elevato coefficiente di correlazione di segno negativo che indica un'evidente dipendenza spaziale tra il contenuto in gesso e la sorgente da cui questo si origina, ovvero all'aumentare della distanza da Monte Mele diminuisce progressivamente il contenuto in gesso. Tale correlazione è meno evidente nello strato più profondo ($r=-0,42$).

Le correlazioni tra la mappa della distanza e le mappe dell'IA presentano un coefficiente negativo per le prime tre profondità mentre risultano positive negli strati 60-80cm e 80-100 cm, il che conferma i risultati dell'analisi geostatistica. Quindi all'aumentare della distanza il gesso tende ad accumularsi in profondità rispetto alle aree in prossimità della sorgente, dove invece si ha un accumulo maggiore in superficie o una distribuzione uniforme lungo tutto lo spessore del suolo.

La correlazione spaziale tra il contenuto in gesso e il CTI si dimostra negativa per ogni profondità con un coefficiente intorno a -0,5 fino alla profondità di 40-60cm, basso nello strato 60-80cm ($r=-0,33$) e quasi nullo nello strato più profondo ($r=-0,08$). Per gli strati più superficiali risulta quindi evidente che la distribuzione spaziale del gesso segue grosso modo l'andamento inverso del valore di CTI. Tale situazione non sembra verificarsi invece per gli strati più profondi.

Correlando le mappe dell'IA con il CTI sono stati trovati coefficienti intorno a valori di -0,5 nelle prime tre profondità (con valori paragonabili a quelli ottenuti dalla correlazione tra il contenuto in gesso e il CTI), mentre assumono valore positivo (fino a $r=0,63$ a 80-100cm) nei due strati più profondi. Ciò indica che all'aumentare del valore del CTI il gesso sembra accumularsi più in profondità. Ciò potrebbe risultare ancora più chiaro se si ipotizza che ad elevati valori di CTI potenzialmente si ha un maggiore accumulo di acqua e una confluenza maggiore di flusso idrico e quindi maggiori valori di umidità. Analogamente si potrebbe ipotizzare che il gesso tende ad accumularsi più negli strati superficiali dove il CTI ha un valore basso e dove potenzialmente l'umidità del suolo ha valori meno elevati.

Conclusioni

La presenza dell'orizzonte gypico in suoli che evolvono su substrati non gessosi, come mostra il caso di studio presentato, è una situazione molto diffusa negli ambienti semiaridi

della Sicilia in cui affiora la serie gessoso-solfifera. In questi ambienti, dove le precipitazioni sono distribuite in pochi mesi e sono spesso caratterizzate da elevata intensità e dove le temperature elevate favoriscono forti processi evaporativi nel suolo, si creano quelle condizioni che permettono la dissoluzione, il trasporto e l'accumulo del gesso nei suoli che stanno a quota topograficamente più bassa e nelle immediate vicinanze degli affioramenti gessosi. In questi casi risulta evidente come il paesaggio giochi un ruolo fondamentale sulla genesi e sulla distribuzione dei suoli, influenzando spesso la pedodiversità e comportando anche delle implicazioni di tipo tassonomico.

Lo studio della variabilità spaziale del contenuto in gesso nel suolo ha messo in luce come questo parametro risulti fortemente influenzato dal paesaggio. I risultati ottenuti con l'analisi geostatistica hanno confermato le informazioni derivate dallo studio dei profili sulla presenza, distribuzione e qualità dell'orizzonte gypico nel suolo. La metodologia adottata ha permesso inoltre di verificare e quantificare la correlazione tra la distribuzione spaziale del gesso nelle tre dimensioni ed alcuni fattori descrittivi del paesaggio, e tra questi in particolare il CTI che esprime la forma del paesaggio in chiave della dinamica potenziale delle acque. La significatività e i valori dei coefficienti di correlazione trovati, oltre a confermare le tesi di partenza, inducono a pensare ad una possibile estrapolazione e validazione del modello di studio in aree analoghe.

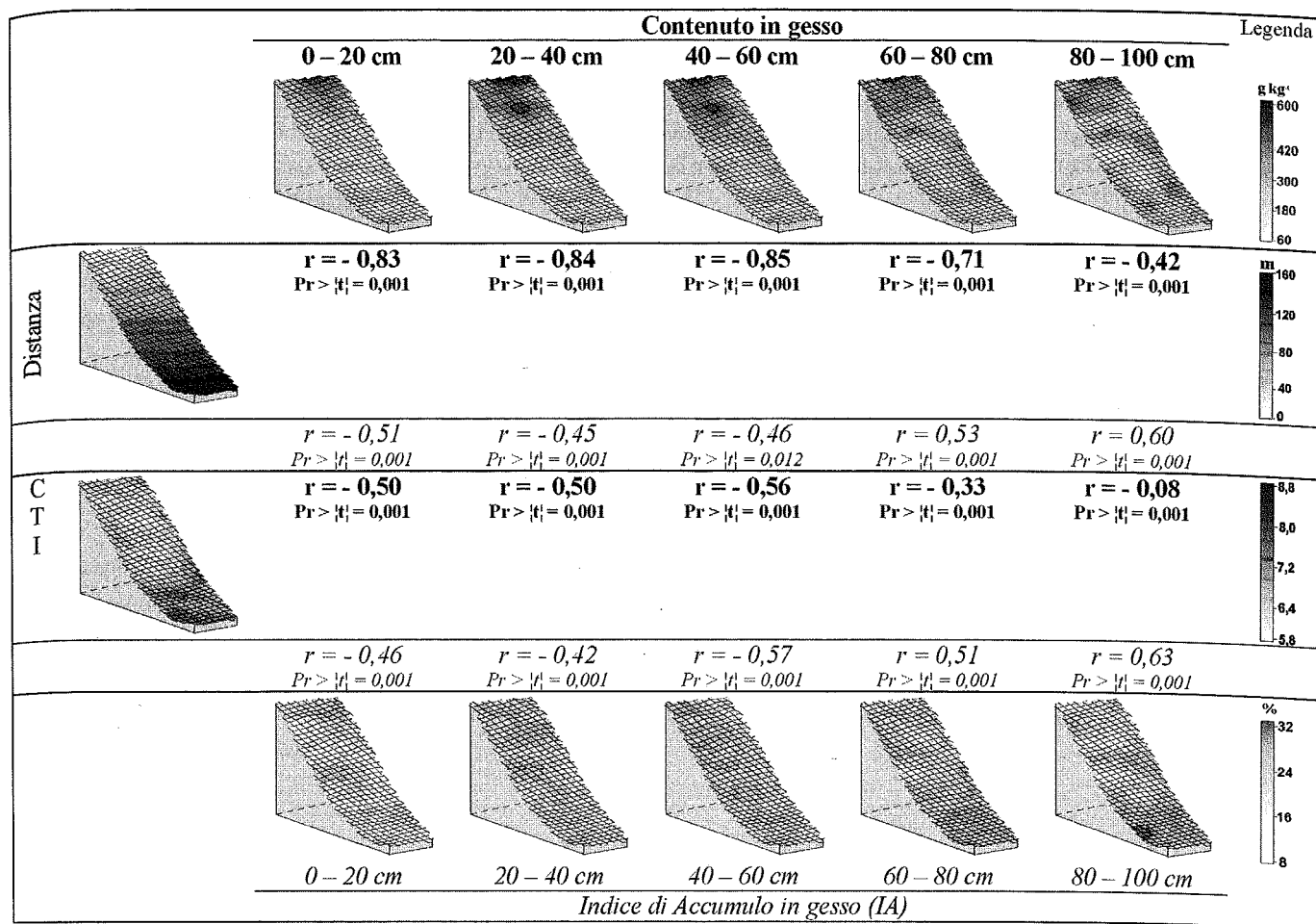


Figura 3. Rappresentazioni in vista prospettica sul DEM: delle mappe di interpolazione del contenuto in gesso per ogni profondità di suolo investigata (riga in alto); delle rispettive mappe dell'Indice di Accumulo (IA) (riga in basso); della mappa di distanza dall'affioramento gessoso e della mappa del Compound Topographic Index (CTI) (colonna a sinistra). In grassetto sono riportati i valori dei coefficienti (r) e la significatività ($Pr > |t|$) delle correlazioni spaziali delle mappe del contenuto in gesso con la mappa di distanza e del CTI; in corsivo quelli delle mappe dell'IA con le mappe di distanza e del CTI

Ringraziamenti

Il DEM è stato realizzato con il contributo fondamentale di Giuseppe Provenzano del Dipartimento ITAF dell'Università di Palermo.

Bibliografia

- ARTIEDA O., 1993. Factores geologicos que inciden en el desarrollo de los suelos en un medio semiarido. El caso de Quinto (Zaragoza). Tesis de Licenciatura. Universidad de Zaragoza, Spain.
- BAMBINA A., MONTELEONE S., 2001. Geologia e geomorfologia del settore a nord-est di Siculiana (AG). Atti del Convegno conclusivo del Progetto POM-OTRIS. Bari 28-29 novembre 2001.
- BIRKELAND P.W., 1999. Soils and Geomorphology. Oxford University Press.
- BURT T.P., BUTCHER D.P., 1986. Development of topographic indices for use in semidistributed hillslope runoff models. In Slaymaker, O. and Balteanu, D. (Eds), Geomorphology and land Management, Gebruder Borntraeger, Berlin.
- DAZZI C., SCALENGHE R., 2002. Soils with gypsic horizon in mediterranean climate: a case study. 17 th World Congress of Soil Science, Bangkok 2002.
- 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 (Eds). European Society for Soil Conservation. Thessaloniki - Greece, pp. 129-137.
- DAZZI C., LO PAPA G., 2001. Un approccio tramite GIS per lo studio dei suoli "gessosi" nell'area di Siculiana (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 gypsiciferous hilly area in central Sicily, Italy. - 7th Intern. Meeting of Soils with Mediterranean type of Climate - september, Valenzano, Bari.
- FAO/ISRIC/ISSS, 1998. World Reference base for Soil Resources. World Soil Resources Rep. 84, Roma.
- GESSLER P.E., MOORE, A.W., MCKENZIE, N.J., RYAN, P.J., 1995. Soil-landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. Int. J. Geogr. Inf. Syst.

9, 421-432.

JOURNEL A.G., HUIJBREGTS C.J., 1978. Mining geostatistics. Academic Press, New York.

LAUDICINA V.A., LO PAPA G., SCALENGHE R., MONTELEONE S., DAZZI C., 2002. Suoli e paesaggi della serie Gessoso-Solfifera a nord-est di Siciliana (AG). Atti Convegno Società Italiana della Scienza del Suolo, Piacenza 2002 (in stampa).

MEYER S.E., 1986. The ecology of gypsophile endemism in the Eastern Mojave desert. *Ecology* 67, 1303-1313.

MEYER S.E., GARCIA-MOYA E., 1989. Plant community patterns and soil moisture regime in the gypsum grassland of north central Mexico. *J. Arid Environ.* 16, 147-155.

MOORE I.D., BURCH G.J., MCKENZIE, N.J., 1988. Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies. *Trans. Am. Soc. Agr. Engr.*, 31:1098-1107.

MOORE I.D., GESSLER, P.E., NIELSEN, G.A., PETERSEN, G.A., 1993. Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 443-452.

MOORE I.D., GRAYSON, R.B., LADSON, A.R., 1991. Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrol. Processes* 5, 3-30.

PORTA J., 1998. Methodologies for analysis and characterization of gypsum in soils: A review. *Geoderma* 87:31-46.

REGIONE SICILIANA, 2000. Atlante climatologico della Sicilia. Regione Siciliana, Assessorato Agricoltura e Foreste. Palermo.

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, Sèrie Pèdologie* 17: 195 - 223.

WALTER H., LIETH H., 1960. Klimadiagram-Weltatlas, Jena.

YOUNG F. J., HAMMER R. D., 2000. Soil-Landform relationships on a loess-mantled upland landscape in Missouri. *Soil Science*.

I SUOLI DEL BRONZO ANTICO SEPOLTI DALL'ERUZIONE DELLE POMICI DI AVELLINO. IL CONTRIBUTO DELLA SCIENZA DEL SUOLO NELLO STUDIO DEI CONTESTI ARCHEOLOGICI

L. Minieri., F. Terribile

Dipartimento di Scienza del Suolo, della Pianta, e dell'Ambiente Università degli Studi di Napoli Federico II

Abstract

This work concerns the study of archaeological soils in the framework of a pedoarchaeological research in Campania.

The research is based on the study of three pedostratigraphic sequences of buried volcanic soils related to Early Bronze Age archaeological sites (Palma Campania facies, ca. 4250-3650 B.P.) Bulk and undisturbed soil samples from pedostratigraphic sections were described and collected for chemical and micromorphological analysis.

The studied soils are mainly Andosols developed on pumice and ash parent material. They show different stages of soil development ranging from incipient to well expressed according to longer pedogenesis and different past environmental conditions. The soil phosphorus content (total and organic) is strongly correlated to different use of the landscape and results an important parameter in the study of the archaeological soils.

In such scenario, all the Early Bronze Age Andosols developed on geomorphologic stable surfaces and exhibit well expressed soil development with an high degree of chemical and physical fertility. This is important especially for the protohistoric community who lived in a place suitable for the agricultural-pastoral land use.

Riassunto

Il lavoro presentato concerne lo studio di suoli di interesse archeologico e rappresenta il tentativo di dare avvio ad una ricerca pedoarcheologica in Campania.

Sono state esaminate le sequenze pedostratigrafiche di suoli vulcanici sepolti associate a tre siti dell'età del Bronzo Antico, ascrivibili alla facies culturale cosiddetta di Palma Campania (2300-1700 anni B.C.; ca. 4250-3650 anni B.P.) mediante la descrizione in campo e l'impiego di analisi chimiche, chimico-fisiche e micromorfologiche.

I suoli esaminati si sviluppano dall'alterazione di pomici e ceneri vulcaniche e sono classificabili come Andosuoli, con un grado di alterazione da incipiente a ben pronunciato in funzione della durata del processo di pedogenesi e delle differenti condizioni ambientali in cui si sono evoluti. L'analisi del fosforo (totale ed organico) risulta strettamente correlata ai diversi usi del suolo da parte delle comunità antropiche del passato e si ripropone tra i parametri chimici particolarmente indicativi nello studio dei suoli archeologici.

In questo contesto, gli Andosuoli del Bronzo Antico risultano caratterizzati da proprietà sviluppatesi in ambienti geomorfologicamente stabili e soggetti ad intensa copertura vegetale, che li rendono particolarmente fertili ed idonei alla frequentazione ed all'intensivo sfruttamento agricolo testimoniato dalla ricerca archeologica.

Parole chiave: Olocene superiore, pedoarcheologia, suoli vulcanici, suoli sepolti, andosuoli.

Introduzione

Le testimonianze archeologiche sono sistematicamente associate a suoli che hanno costituito il sistema di supporto essenziale alla vita delle comunità antropiche del passato e che costituiscono l'archivio e la testimonianza delle condizioni ambientali in cui si sono sviluppati e delle attività antropiche di cui conservano traccia.

Il lavoro presentato esamina i suoli di tre siti archeologici campani dell'età del Bronzo Antico: Palma Campania, Nola e Benevento.

Essi sono ubicati a nord-nord est del complesso vulcanico del Somma-Vesuvio (fig. 1) e sono stati interessati dalla ricaduta dei depositi piroclastici dell'eruzione pliniana delle "Pomici di Avellino", il cui asse di dispersione coincide con l'orientamento indicato (Di Girolamo et al., 1972).

Nell'archeologia campana tale deposito, datato a circa 3500 anni B.P. (Terrasi et al., 1999), costituisce il marker cronostratigrafico superiore di un momento avanzato dell'età del Bronzo Antico (2300-1700 anni B.C.; ca. 4250-3650 anni B.P.) detto, dal luogo del primo rinvenimento, facies di Palma Campania (Albore Livadie, 1980).



Figura 1. Ubicazione delle aree di studio

Scopo del lavoro è analizzare le sequenze stratigrafiche dei suoli vulcanici associati ad alcuni siti archeologici, per ricostruire le condizioni pedogenetiche in cui tali suoli si sono evoluti ed i mutamenti ambientali di cui essi sono testimoni, focalizzando l'attenzione sui suoli dell'età del Bronzo Antico e sui fattori antropici da cui sono stati influenzati.

L'area archeologica di Palma Campania (località Valle) occupa lo stretto corridoio subpianeggiante (62 m s.l.m.) che si forma tra il versante orientale del Vesuvio ed il versante occidentale dei Monti di Sarno (fig. 1).

Al di sotto del deposito di Avellino lo scavo archeologico ha portato alla luce un'ampia superficie pedologica destinata alle attività agricolo-pastorali della comunità, con tracce di arature e impronte di bovini al pascolo (Albore Livadie, 1998).

Il sito archeologico di Nola (località Croce del Papa) è ubicato nell'area pianeggiante a nord est del Vesuvio (fig. 1).

L'evento eruttivo protostorico, seguito da un'alluvione a matrice cineritica, ha realizzato un vero e proprio calco naturale delle capanne e degli oggetti che costituivano il villaggio (AA.VV., 2002).

Il sito archeologico di Benevento (ex Collegio La Salle) è ubicato all'interno delle mura medievali della città (fig. 1).

Al di sotto dell'esiguo strato delle Pomici di Avellino (circa 5 cm), che ricopre quest'area distale dal complesso vulcanico, sono stati recuperati scarsi reperti ceramici in associazione con tracce d'uso impresse sulla superficie, testimonianza della frequentazione da parte della comunità protostorica che doveva abitare un villaggio verosimilmente poco distante dal saggio scavato (Talamo, 1993).

Materiali e metodi

Lo studio pedologico si è basato sull'analisi di profili di suolo costituenti le sezioni pedostratigrafiche di riferimento dei siti indagati.

A Palma Campania sono stati studiati 4 profili di suolo ubicati sulle pareti dell'area di scavo (profili 1, 2, 3 e 4) e che in *continuum* si riferiscono ad un intervallo cronostratigrafico che va dal suolo attualmente esposto al suolo sepolto dall'Eruzione di Mercato (ca. 8000 anni B.P., Delibrias et al., 1979; Arno et al., 1987).

A Nola sono stati studiati 2 profili (profili 1 e 2) relativi all'intervallo stratigrafico che va dalla superficie attuale al suolo sepolto dal deposito piroclastico dell'Eruzione di M.te Sant'Angelo (ca. 4660 B.P., Mastrolorenzo et al., 1991; Rosi, Sbrana, 1987).

A Benevento la ricerca è basata sullo studio di 3 profili (profili 1, 2 e 3). Il profilo 1 ed il profilo 3 coincidono con un intervallo stratigrafico che comprende i suoli di età storica (datati in base alla tipologia dei reperti ceramici ed alla posizione stratigrafica al di sopra del deposito eruttivo di Avellino) e quelli di età protostorica. Il profilo 2 corrisponde agli strati archeologici di età storica rilevati nello scavo (strato 30, 36, 43 e 45).

I profili sono stati descritti e campionati per orizzonti di suolo.

I campioni sciolti di suolo sono stati essiccati in stufa a 40°C, setacciati a 2 mm. Le principali analisi chimiche e chimico-fisiche sono state effettuate secondo le metodiche MiPAF (2000), ad eccezione dell'analisi granulometrica che è stata effettuata su campione umido con il metodo della pipetta a pH 9,5 (tale metodologia ha notevolmente migliorato la dispersione colloidale) nel tentativo di mitigare i ben noti problemi di dispersione dei suoli vulcanici (Mizota & Van Reeuwijk, 1989). Con riferimento a questa problematica, nell'esposizione dei risultati, è utilizzato il parametro del limo fine + argilla (già utilizzato in Terribile et al., 2000).

Sono state inoltre svolte le seguenti analisi: pH in H₂O con soluzione suolo:acqua 1:2.5 ed in NaF; capacità di scambio cationico (CSC) con BaCl₂; sostanza organica (metodo Walkley-Black); determinazione del ferro, dell'alluminio e del silicio estraibili in ammonio ossalato a pH 3 e determinazione per spettrofotometria in assorbimento atomico (FAAS); calcare totale con HCl e calcimetro Dietrich-Fruehling.

Le proprietà andiche sono state stimate mediante la somma del contenuto di alluminio e ½ ferro estratti in ammonio ossalato acido (Al₀+1/2Fe₀).

Il fosforo totale (P tot) è stato determinato mediante combustione del campione di suolo a 550°C, successiva estrazione con acido solforico (H₂SO₄) e determinazione spettrofotometrica con acido ascorbico (C₆H₈O₆); il fosforo inorganico (P inorg) è stato determinato mediante estrazione acida e determinazione spettrofotometrica del campione di suolo non trattato termicamente; il fosforo organico (P org) è stato determinato sottraendo dalla quantità di fosforo ottenuta dal campione trattato termicamente la quantità estratta dal campione non trattato (P tot - P org).

La metodica è ampiamente utilizzata nello studio dei suoli archeologici, poiché fornisce buoni risultati nella determinazione del fosforo totale (Andersen, 1976; Bethell & Maté, 1989) e consente la stima della frazione organica ed inorganica di fosforo (Andersen, 1976; Hamond, 1983; Gurney, 1985; Bethell & Maté, 1989), permettendo l'identificazione dei diversi usi del suolo. Quest'ultima valutazione viene ricavata dal rapporto tra frazione totale ed inorganica di fosforo (P ratio), il cui indice è maggiore in associazione con aree soggette a stabulazione degli animali e con campi coltivati e concimati (Engelmark, Linderholm, 1996; Macphail et al., 2000).

I campioni indisturbati sono stati impregnati con resina poliesteri per ottenere sezioni sottili di grande formato (5x10x3,5 cm) prodotte e descritte secondo il sistema di FitzPatrick (1993).

Le pedosequenze vengono discusse per solum. Il termine "solum" si riferisce (in questo caso studio) all'insieme degli orizzonti A e B.

I suoli studiati sono stati classificati secondo Soil Survey Staff (1998).

Risultati e discussione

A Palma Campania e a Nola i profili pedologici analizzati sono costituiti da una successione continua di depositi eruttivi vesuviani e flegrei intercalati a suoli sepolti che rappresentano le fasi di quiescenza dell'attività vulcanica (figg. 2-3).

In ambedue i siti i suoli presentano caratteristiche simili, con un'orizzontazione di tipo A, Bw, C che può sovrapporsi più volte lungo le sequenze studiate.

A Benevento la sequenza analizzata risulta caratterizzata da due distinte unità cronologiche (suoli di età storica e suoli di età protostorica) riferibili a fasi di pedogenesi fra loro fortemente differenziate (fig. 5).

I suoli di età storica mostrano un'orizzontazione discontinua di tipo C1, C2, C3, C4 (profilo 1) e Ab, C, Bwb, 2Ab (profilo 2).

I suoli del Bronzo Antico presentano un'orizzontazione di tipo A-Bt.

Di seguito vengono presentati e discussi i tre casi studio di Palma Campania, Nola e Benevento.

Palma Campania (località Valle).

La pedosequenza analizzata consta della successione di 13 *sola* (fig. 2), (tab. 1).

I principali dati analitici indicano suoli con pH da neutro (6.9) a subalcalino (7.7), granulometria da sab-

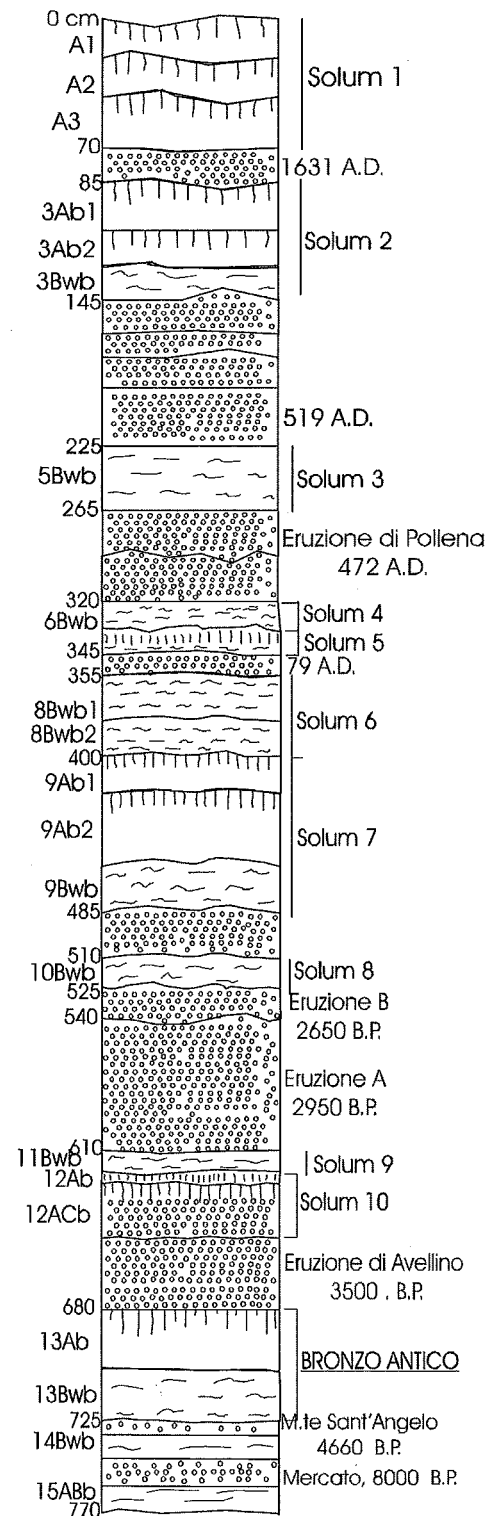


Figura 2

Palma Campania, sequenza pedostratigrafica. Sono riportati gli orizzonti pedologici e le profondità (sinistra), il numero dei sola e le datazioni dei principali depositi eruttivi (destra)

In particolare, brevi e rapidi episodi freddi e/o di marcata siccità sono stati rilevati tra 3700-3500 anni B.P. (Ermolli et al., 2002; Jalut et al., 2000), proprio in corrispondenza dello sviluppo dei suoli sepolti dall'Eruzione delle Pomice di Avellino (precedenti ai 3500 anni B.P.) e della facies di Palma Campania.

bioso franca (limo fine+argilla 93 g/Kg in *solum* 1) a franco sabbioso (limo fine + argilla 395 g/Kg in *solum* 11). Il contenuto in sostanza organica e la capacità di scambio cationico variano rispettivamente da scarso (1.2 g/Kg *solum* 12) ad elevato (21 g/Kg in *solum* 7) e da basso (5.1 cmol/Kg in *solum* 2) a molto elevata (29.2 cmol+/Kg in *solum* 13). Le proprietà andiche, da poco espresse a moderatamente marcate ($A_{1+2} + \frac{1}{2} Fe_o$ da 0.9 g/Kg in *solum* 12 a 26.6 in *solum* 2 g/Kg), mostrano un andamento tendenzialmente decrescente dai suoli più recenti a quelli più antichi sepolti dall'Eruzione di Mercato.

L'analisi micromorfologica rende possibile osservare i differenti gradi di sviluppo pedogenetico dei suoli esaminati.

In sezione sottile vengono osservati suoli più superficiali (*solum* 1) caratterizzati dalla presenza di numerosi minerali e materiali vulcanici (pomice e scorie) molto debolmente alterati. I suoli superficiali hanno una microstruttura a singoli granuli, dotata di elevata porosità, tipici di ambienti vulcanici giovani (fig. 4a). I suoli mediamente profondi (*solum* 7) hanno generalmente una microstruttura granulare molto fine e meno porosa; i minerali primari hanno una maggiore alterazione attestata dalla presenza di anelli di alterazione delle pomice spessi e compatti. I suoli profondi (*solum* 13) mostrano caratteri simili ai suoli mediamente profondi (*solum* 7) con un'alterazione molto più marcata e con frequenti (5-10%) pellicole di argilla e segregazioni di ferro (fig. 4b). All'interno della sequenza pedostratigrafica si possono osservare rare (0.5-2%) deposizioni lamellari di strutture cineritiche nei sola 4 e 10. Questi sola hanno un basso sviluppo pedogenetico probabilmente perché esposti alla superficie solo per breve tempo e quindi ricoperti dall'arrivo di altre piroclastiti.

La variabilità dei dati morfologici, chimici e micromorfologici è riferibile alla presenza di suoli sepolti con gradi di sviluppo pedogenetico da basso (*solum* 1, 3 e 5) a moderato (*solum* 2, 4, 6) a maggiormente espresso (*solum* 7 ed 8), in funzione della durata del processo di pedogenesi e, più in generale, delle differenti condizioni ambientali in cui si sono formati.

In tale contesto, il suolo del Bronzo Antico (*solum* 11) è caratterizzato dalla successione di un orizzonte organo-minerale (13Ab) di colore bruno scuro (10YR3/3) e di un orizzonte minerale (13Bwb) di colore bruno oliva chiaro (2.5Y5/3), con uno spessore totale di 45 centimetri. In relazione alla variabilità dei principali parametri chimici precedentemente discussi, l'orizzonte organo-minerale, che coincide con l'antica superficie di frequentazione della comunità protostorica, registra valori elevati nel contenuto in sostanza organica e nella capacità di scambio cationico (rispettivamente 17.2 g/Kg e 28.8 cmol+ /Kg).

Diversamente, le proprietà andiche appaiono poco marcate ($A_{1+2} + \frac{1}{2} Fe_o$ 7 g/Kg) coincidendo con una certa depressione nell'andamento decrescente rilevabile nell'intera pedosequenza. E' necessario valutare se il dato possa essere correlabile alle variazioni climatiche oloceniche.

Gli studi paleoclimatici registrano, a partire da 5000 anni B.P., fasi di deterioramento climatico caratterizzate da numerose pulsazioni positive dei ghiacciai (Neoglaciazioni), (Orombelli, 1997; Ramrath, 2000).

Tabella 1a. Palma Campania. Principali caratteristiche morfologiche e chimiche dei sola. (1 Rolandi et al., 1993; 2 Rosi, Santacroce, 1983; 3 Albore Livadie et al., 1986)

Cronologia	Profilo solum	Orizzonte cod	Profondità cm	Colore (Munsell)	S tot. g Kg ⁻¹	LF+A g Kg ⁻¹	pH		SO g Kg ⁻¹	CSC cmol(+) Kg ⁻¹	CaCO ₃ g Kg ⁻¹	Ptot mg Kg ⁻¹	P org mg Kg ⁻¹	P ratio Al ₀ +1/2Fe ₀ g Kg ⁻¹		
							H ₂ O	NaF								
eruzione 1631 A.D.1	1	A1	0-20	2.5Y3/2	775	125	7.2	10.0	10.3	7.2	0	2150	164	1.1	14.6	
		A2	20-40	10YR2/1	812	93	7.2	10.0	9.8	2.1	0	1873	154	1.0	14.0	
		A3	40-70	10YR2/1	831	99	7.1	9.8	6.2	6.8	0	1892	40	1.0	9.4	
eruzione 519 A.D.	2	3Ab1	85-110	10YR2/2	812	118	6.9	9.8	6.9	9.6	0	1940	181	1.1	18.1	
		3Ab2	110-130	10YR3/2	785	125	6.9	9.8	12.2	5.1	0	1825	90	1.1	21.5	
		3Bwb	130-145	10YR3/2	734	140	7.5	9.7	8.4	12.2	0	1652	43	1.0	26.6	
eruzione di Pollena, 472 A.D.2	3	5Bwb	225-265	2.5Y4/2	499	338	7.4	8.8	3.3	15.9	0	2185	7	1.0	3.6	
eruzione 79 A.D.	2	4	6Bwb	320-335	2.5Y4/2	742	125	7.0	9	4.3	9.5	0	1360	150	1.0	12.8
		5	7ABb	335-345	2.5Y4/2	753	175	7.0	10	6.9	8.9	0	1388	164	1.0	15.2
eruzione 79 A.D.	6	8Bwb1	355-380	2.5Y4/2	651	240	7.4	10	9.5	13.4	0	1299	272	1.3	14.4	
		8Bwb2	380-400	2.5Y4/2	594	251	7.1	10	2.9	13.5	0	1317	369	1.4	17.5	
		9Ab1	400-420	2.5Y3/2	658	205	6.9	10	13.4	19.0	0	1858	727	1.6	17.9	
		9Ab2	420-460	2.5Y3/2	616	259	7.0	10	21.0	26.4	0	1759	543	1.4	12.4	
		9Bwb	460-485	2.5Y4/2	682	186	7.2	10	7.2	12.6	0	1345	210	1.2	7.2	
		8	10Bwb	510-525	2.5Y4/2	684	187	6.8	9	1.4	7.8	0	1507	126	1.1	5.1

Tabella 1b. Palma Campania. Principali caratteristiche morfologiche e chimiche dei sola. (1 Rolandi et al., 1993; 2 Rosi, Santacroce, 1983; 3 Albore Livadie et al., 1986)

Cronologia	Profilo solum	Orizzonte cod	Profondità cm	Colore (Munsell)	S tot. g Kg ⁻¹	LF+A g Kg ⁻¹	pH		SO g Kg ⁻¹	CSC cmol(+) Kg ⁻¹	CaCO ₃ g Kg ⁻¹	Ptot mg Kg ⁻¹	P org mg Kg ⁻¹	P ratio Al ₀ +1/2Fe ₀ g Kg ⁻¹	
							H ₂ O	NaF							
eruzione B, 2650 B.P.3	3	9	11Bwb	610-620	662	210	7.1	9	2.6	6.8	0	1646	287	1.2	2.3
eruzione A, 2950 B.P.3		10	12Ab	620-625	843	111	7.7	8.2	2.1	5.4	0	748	62	1.0	3.9
eruzione di Avellino, 3500 B.P.	11	13Ab	680-705	10YR3/3	497	342	7.4	7.4	17.2	28.8	5	944	424	1.8	7.0
Età del Bronzo Antico facies di Palma Campania		13Bwb	705-725	2.5Y5/3	493	395	7.3	7.2	6.2	20.0	0.3	652	121	1.2	12.6
eruzione di M.te Sant'Angelo, 4660 B.P.	4	12	14Bwb	730-740	394	431	7.6	8.6	1.2	3.0	1	1340	120	1.0	0.9
eruzione di Mercato, 8000 B.P.	13	15Ab	755-770	2.5Y3/2	528	385	7.6	9.9	14.1	29.2	0	1514	307	1.0	10.2
		15ABb	770-780	2.5Y4/3	531	305	6.9	9.4	12.2	34.7	0	1560	307	1.2	8.7
		15Bwb	780-810	2.5Y5/4	649	254	7.1	9.4	7.1	28.1	0	1385	245	1.2	5.2

S tot. = sabbia totale; LF + A = limo fine + argilla; SO = sostanza organica

I suoli del bronzo antico sepolti dall'eruzione delle pomice di Avellino. Il contributo della scienza del suolo nello studio dei contesti archeologici.

L'antica superficie dell'età del Bronzo è scarsamente calcarea (CaCO_3 : 5 g/Kg). Come bene evidenziato dall'analisi micromorfologica il suolo mostra un'aggregazione subangolare e pori planari in cui, insieme con rare (0.5-2%) segregazioni e pellicole di ferro, vengono osservate frequenti (10-15%) figure pedogenetiche di carbonato di calcio (fig. 4c). La carbonatazione dell'orizzonte superficiale del suolo, solo parzialmente indicata dal dato chimico sopra riportato, è dovuta a processi diagenetici di solubilizzazione dei clasti carbonatici presenti nel soprastante deposito dell'eruzione pliniana delle Pomici di Avellino.

Infine, è interessante osservare un marcato incremento del contenuto di fosforo organico (424 mg/Kg) in relazione ai suoli della sequenza esaminata, con conseguente incremento del rapporto fosforo totale/fosforo inorganico (1.8).

Il dato ottenuto sembra essere strettamente correlato alla destinazione agricolo-pastorale del territorio in cui sono stati messi in luce campi coltivati (e plausibilmente concimati) ed aree di pascolo del bestiame. Incremento del contenuto in fosforo organico e del rapporto P totale/P inorganico (con indice uguale o superiore a 1.5) sono, infatti, documentati in associazione con aree di campi coltivati e concimati o in aree di stabulazione degli animali (Engelmark, Linderholm, 1996; Macphail et al., 2000).

Nola (località Croce del Papa).

La sezione pedostratigrafica esaminata consta di 8 sola (fig. 3), (tab. 2) con pH da subacido (6.3 in *solum* 2) ad alcalino (8.2 in *solum* 7) e granulometria da sabbioso franca (limo fine+argilla 152 g/Kg in *solum* 2) a franca (limo fine+argilla 443 g/Kg in *solum* 7). La capacità di scambio cationico varia da molto bassa (5.7 cmol+/Kg in *solum* 2) ad elevata (32 cmol+/Kg in *solum* 8). Il contenuto in sostanza organica varia da scarso (9.6 g/Kg in *solum* 2) ad elevato (26.3 g/Kg in *solum* 8).

In sezione sottile si osservano suoli più superficiali (*solum* 1) con microstruttura porosa, frequenti minerali primari, pomice e scorie vulcaniche debolmente alterati, residui organici (radici e tessuti) non decomposti (fig. 4d). I suoli più profondi e maggiormente evoluti (*solum* 5) presentano microstruttura composita a blocchi subangolari incompleti e irregolari, con decremento della porosità e maggiore alterazione dei minerali primari.

Nel sito nolano il suolo dell'età del Bronzo (*solum* 7) è sepolto da una spessa coltre (circa 150 cm) di pomice e livelli cineritici. E' costituito dalla successione di due orizzonti organo minerali (9Ab1 e 9Ab2), con spessore complessivo di 50 cm e colore della matrice bruno scuro (10YR3/3).

Come già osservato per i coevi suoli protostorici del sito palmense, il suolo del Bronzo Antico, ed in particolare l'orizzonte pedologico più superficiale (9Ab1) che corrisponde al piano di calpestio del villaggio, in relazione alla sequenza studiata mostra elevata dotazione in sostanza organica (26g/Kg) ed elevata capacità di scambio cationico (23-22 cmol+/Kg); proprietà andiche poco espresse con valori che si attestano fra i più bassi di tutta la sequenza esaminata (Al_2O_3 +1/2 Fe_2O_3 6,8 g/Kg); presenza di carbonati (CaCO_3 : 24 g/Kg) dovuti sia ai clasti carbonatici del deposito piroclastico di Avellino che al deposito alluvionale ricco in ceneri sovrapposto all'evento eruttivo.

Il contenuto di fosforo totale risulta molto elevato nell'orizzonte più superficiale (4663 mg/Kg) e sostanzialmente in media con i valori determinati per i suoli della sequenza nell'orizzonte più profondo (2563 mg/Kg in 9Ab2).

L'elevato contenuto di fosforo totale è relativo alla destinazione abitativa del sito, in particolare allo spargimento, all'accumulo ed alla combustione dei rifiuti e degli scarti di lavorazione (ad esempio ossa) che caratterizza gli antichi villaggi (Engelmark, Linderholm, 1996; Macphail et al., 2000).

L'impatto antropico indicato dall'analisi dei fosfati è bene evidenziato dalle caratteristiche micromorfologiche. In sezione sottile viene osservata la presenza di aggregati lamellari, con segregazioni ferro-manganesifere e frequenti (5-10%) pori planari suborizzontali (figg. 4e, f) creati per compattamento da calpestio (Courty et al., 1989). I frammenti di carbone immersi nella struttura del suolo (fig. 4f) sono inclusioni tipiche dei depositi antropogenici e documentano l'uso del fuoco e la pratica della deforestazione mediante incendio sovente operata dalle comunità primitive nella conquista degli spazi da abitare (Courty et al., 1989).

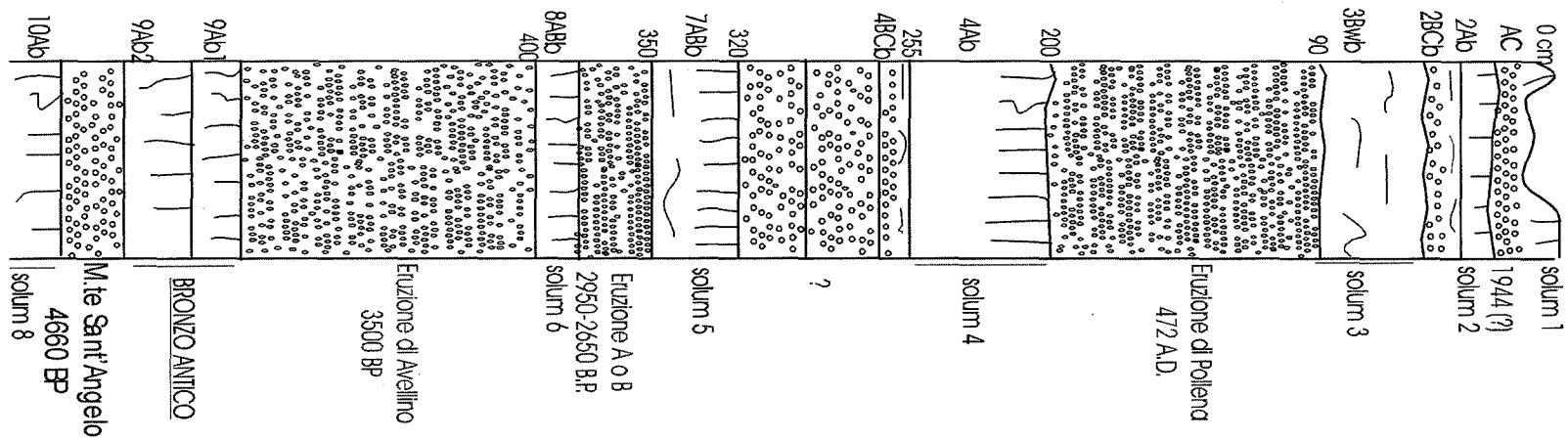


Figura 3.

Nola, sequenza pedostratigrafica. In figura sono riportati gli orizzonti pedologici e le profondità (sinistra); il numero dei sola e le datazioni dei principali eventi eruttivi (destra)

Tabella 2. Nola. Principali caratteristiche morfologiche e chimiche dei sola

Cronologia	Profilo	solum	Orizzonte cod	Profondità cm	Colore (Munsell)	S tot. g Kg ⁻¹	LF+A g Kg ⁻¹	pH		SO g Kg ⁻¹	CSC cmol(+) Kg ⁻¹	CaCO ₃ g Kg ⁻¹	Ptot mg Kg ⁻¹	P org mg Kg ⁻¹	P ratio	Al ₀ +1/2Fe ₀ g Kg ⁻¹
1944 A.D.	1	1	AC	0-20	10YR4/3	800	181	7.7	9.5	16.3	9.3	20	2412	259	1.1	11.2
		2	2Ab	20-35	10YR3/3	766	152	6.5	9.3	15.9	10.7	0	3128	176	1.1	13.2
		2BCb	35-50	10YR3/3	694	176	6.3	9.1	9.6	5.7	0	2786	326	1.1	13.3	
eruzione di Pollena, 472 A.D.	3	3	3Bwb	50-90	10YR3/3	685	199	7.0	9.1	13.1	12.0	0	2469	155	1.1	18.3
		4	4Ab	200-255	10YR3/2	587	196	7.4	9.7	19.5	17.8	0	2868	124	1.0	13.4
		4BCb	255-265	10YR3/3	510	392	7.4	9.8	9.2	18.1	0	1956	311	1.2	12.3	
eruzione A o B (?), 2950-2650 B.P.	5	5	7ABb	320-340	10YR3/3	446	408	7.4	9.7	7.4	18.0	0	1620	228	1.2	10.5
		6	8ABb	380-400	10YR3/3	661	258	7.6	9.8	13.1	28.9	0	1987	212	1.1	12.0
Eruzione di Avellino, 3500 B.P. Età del Bronzo Antico 6.8	2	7	9Ab1	553-573	10YR3/3	444	444	4.43	8.2	9.8	25.9	23.1	24	4463	415	1.1
		facies di Palma Campania	9Ab2	573-600	10YR3/3	583	325	7.8	9.8	23.1	22.1	0	2563	155	1.1	8.8
		Eruzione di M.te Sant'Angelo, 4660 B.P.	8	10Ab	>630	10YR2/2	463	354	7.5	8.8	26.3	32.1	0	1542	425	1.4

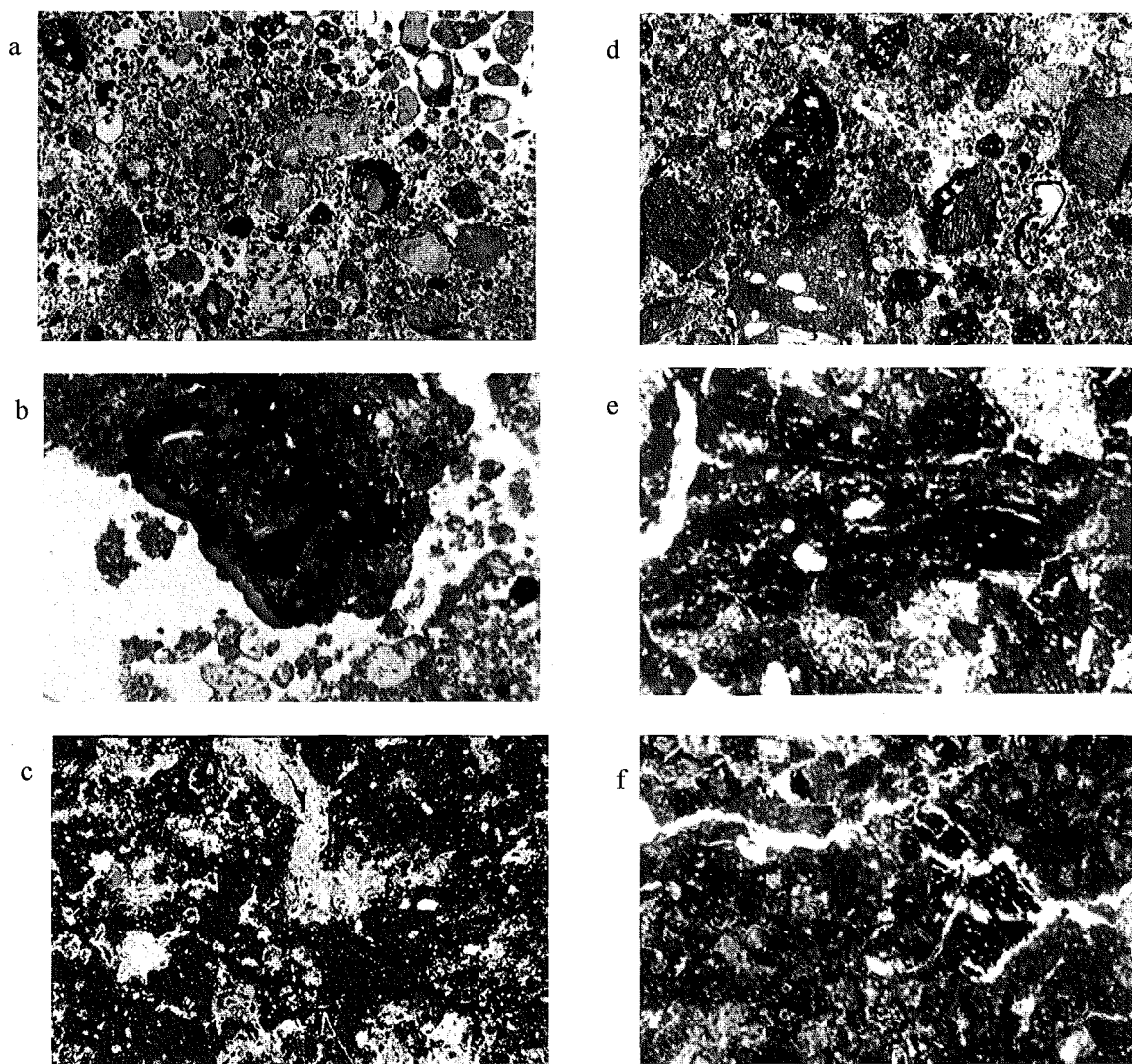


Figura 4. (a) Palma Campania, struttura granulare e porosa del *solum* 1. Luce piana polarizzata (PPL). Campo microscopico (c.m. 6.9 mm). (b) Palma Campania, pellicole di argilla e segregazioni di ferro nel *solum* 13. (PPL). (c.m. 1.6 mm). (c) Palma Campania, segregazioni di carbonato di calcio sull'antica superficie dell'età del Bronzo Antico. (XPL). (c.m. 6.9 mm). (d) Nola, struttura granulare e porosa del *solum* 1 con materiale organico non alterato. (PPL). (c.m. 2.5 mm). (e) Nola, aggregato lamellare orizzontale a matrice carbonatata con segregazioni ferromanganesifere nell'orizzonte superficiale del Bronzo Antico. (PPL). (c.m. 2 mm) e (f) un esempio di carbone attraversato da poro planare (PPL). (c.m. 2.5 mm).

Benevento (ex Collegio La Salle).

I suoli di età storica, che coincidono con gli orizzonti C1, C2, C3, C4 del profilo 1 e con gli orizzonti C (strato 30), Ab (strato 36), Bwb (riempimento) e 2Ab (strati 43, 45) del profilo 2 (fig. 5, tab. 3), presentano spessori che variano da 10 cm (Ab e Bwb del profilo 2) a 40 cm (C1 del P1 e 2Ab del P2), morfologie a tasche o a riempimenti, limiti graduali e ondulati e frequentemente abrupti e ondulati, colore della matrice da bruno scuro (10YR4/3) a bruno grigiastro molto scuro (2.5Y3/2).

I suoli mostrano una granulometria da franco sabbiosa (limo fine + argilla 175 g/Kg in Ab strato 36 profilo 2) a franca (limo fine + argilla 460 g/Kg in C4 profilo 1); il contenuto in sostanza organica varia da scarso (2 g/Kg in C1 profilo 1) a buono (15 g/Kg in 2Ab strato 43,45 profilo 2); media capacità di scambio cationico (da 10.8 cmol+/Kg in C1 a 17.7 cmol+/Kg in C3); da non calcarei (CaCO_3 4 g/Kg in 2Ab strato 43, 45 profilo 2) a molto calcarei (CaCO_3 197 g/Kg C1 profilo 1).

Il contenuto di fosforo totale rimane generalmente molto basso (da 324 mg/Kg in Bwb del profilo 2 a 758 mg/Kg Ab del profilo 2), fatta eccezione per l'orizzonte 2Ab strato 43, 45 del profilo 2 (1438 mg/Kg) che in questa, come nelle altre determinazioni analitiche, mostra caratteri ben marcati e di forte variabilità dal contesto in esame, probabilmente sviluppati in una situazione anteriore alla attuale messa in posto.

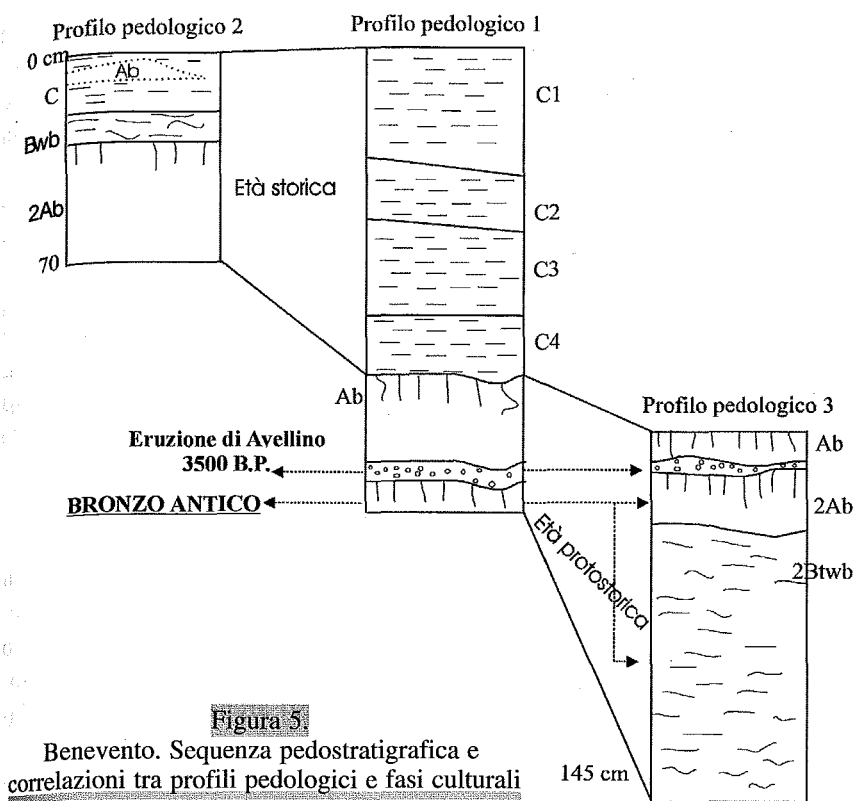


Figura 5. Benevento. Sequenza pedostratigrafica e correlazioni tra profili pedologici e fasi culturali

In sezione sottile si evidenziano caratteristiche fortemente eterogenee con microstrutture composte a blocchi subangolari e incompleti e/o tendente a massiva (C2, C3, C4); fabric detritica e matrice micritizzata in cui sono presenti frequenti (5-10%) o rare (0.5-2%) illuviazioni di carbonato nei pori (C2, C3); relitti di riempiamenti e pellicole di argilla (C3, Ab); frazione minerale grossolana costituita da sabbia di quarzo (C, Bwb) e inclusioni di rocce arenacee e carbonatiche o occasionali pomici e scorie vulcaniche debolmente alterate (figg. 6 a, b).

In sintesi, i suoli di età storica si sviluppano a partire da substrati che variano da depositi fluviali a depositi vulcanici e/o alluvionali, depositi per cause generalmente antropiche.

Risultano caratterizzati da proprietà morfologiche, chimiche e micromorfologiche fortemente eterogenee e discontinue riconducibili sia alla alta variabilità dei parent materials che ad ulteriori disturbi antropici post-deposizionali. Le figure pedogeneti-

che riscontrate sono interpretabili come relitti di precedenti processi pedogenetici (frammenti di pellicole/riempiamenti di argilla) o come segni di pedogenesi in atto sui sedimenti messi in posto dall'uomo (illuviazioni di carbonato di calcio). I suoli dell'età del Bronzo Antico coincidono con gli orizzonti 2Ab del profilo 1 e con gli orizzonti 2Ab e 2Btb del profilo 3. Il suolo è caratterizzato da uno spessore superiore ai 110 cm, con colore da grigio molto scuro (2.5Y3/1 in 2Ab) a bruno giallastro scuro (10YR4/4 in 2Btb).

In accordo con quanto osservato per i suoli del Bronzo Antico a Palma Campania e a Nola, l'orizzonte organo-minerale mostra elevata capacità di scambio cationico (20.5 cmol+/Kg) e buona dotazione in sostanza organica (13.7 g/Kg). Poco espresse le proprietà andiche ($Al_0 + \frac{1}{2} Fe_0$ 8 g/Kg) con valori plausibilmente interpretabili in correlazione alla condizione climatica dell'età in discussione (vedi sopra). La superficie del Bronzo Antico, inoltre, risulta leggermente carbonatata ($CaCO_3$: 9 g/Kg). Infine, i contenuti di fosforo totale ed organico, sebbene presentino un incremento in relazione ai suoli del sito (rispettivamente 1450 mg/Kg e 265 mg/Kg), non sono riferibili né ad una marcata frequentazione antropica (un villaggio) né ad un particolare utilizzo

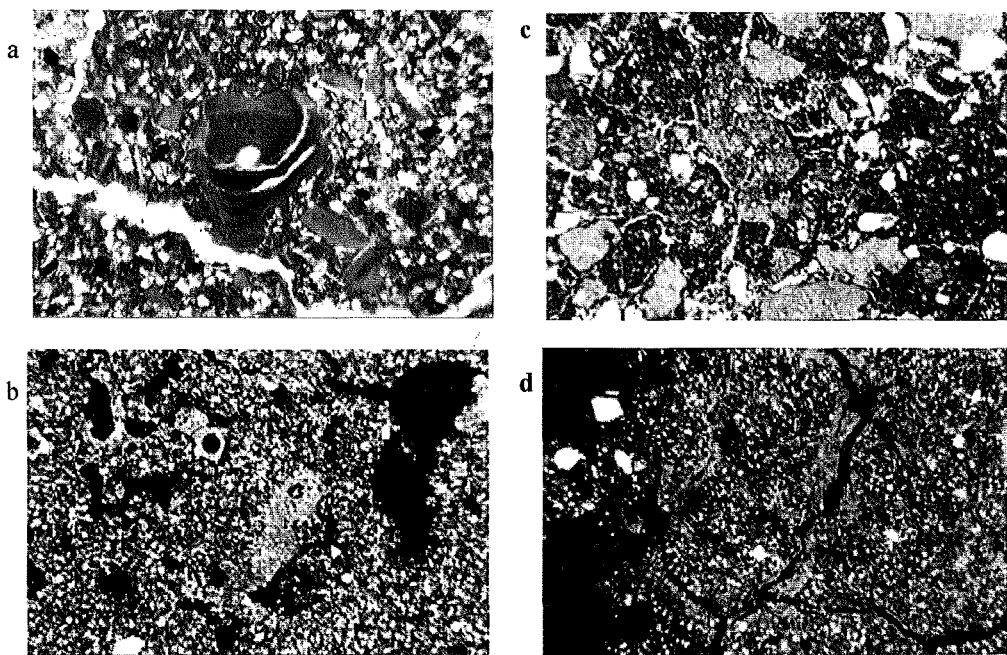


Figura 6. Benevento, suoli di età storica. (a) Relitto di riempimento di argilla nell'orizzonte Ab del profilo 2. Luce piana polarizzata (PPL). (c.m. 1.3 mm). (b) Illuviazione di carbonato di calcio nell'orizzonte Bwb del profilo 2. (XPL). (c.m. 3.3 mm). Benevento, suoli del Bronzo Antico. (c) Microstruttura porosa dell'orizzonte 2Ab del profilo 3. (PPL). (c.m. 6.9 mm). (d) Microstruttura a blocchi angolari e pellicole di argilla fra gli aggregati dell'orizzonte Btb del profilo 3. (XPL). (c.m. 6.9 mm)

Tabella 3. Benevento. Principali caratteristiche morfologiche e chimiche dei suoli.

Cronologia	Profilo solum	Orizzonte cod	Profondità cm	Colore (Munsell)	S tot. g Kg ⁻¹	LF+A g Kg ⁻¹	H ₂ O pH	NaF g Kg ⁻¹	SO g Kg ⁻¹	CSC cmol(+) Kg ⁻¹	CaCO ₃ g Kg ⁻¹	Plot mg Kg ⁻¹	P org mg Kg ⁻¹	P ratio Al ₀ +1/2Fe ₀ g Kg ⁻¹
Età storica	1	C1	0-40	10YR4/3	524	8.4	10.0	3.4	10.8	197	-	-	2.1	-
	2	C2	40-60	10YR5/3	356	8.6	2.8	14.1	102	-	-	1.9	-	-
	3	C3	60-90	10YR5/3	494	8.5	2.3	17.7	102	-	-	2.4	-	-
	4	C4	90-110	10YR5/4	490	8.4	5.4	14.5	29	-	-	3.8	-	-
Età Protostorica (post 3500 B.P.) Eruzione di Avellino, 3500 B.P.	1	Ab	110-140	10YR3/2	8.2	15.1	15.3	4	1438	160	1.1	9.4	1.1	3.6
	2	Ab	0-9	2.5Y3/3	411	9.4	12.5	20	0	832	140	3.8	-	-
	3	2Ab	>140	10YR3/2	651	281	8.2	9.8	16.8	21.8	26	1606	1.3	8.2
	4	2Ab	12-32	2.5Y3/1	589	13.7	20.5	9	1450	265	1.2	7.5	-	-
		2Btb	32-125	10YR4/4	501	9.4	5.0	13.5	0	710	50	2.8	-	-

S tot = sabbia totale; LF + A = limo fine + argilla; SO = sostanza organica

del territorio (concimazione). La ricerca archeologica, d'altra parte, documenta nell'area il recupero di scarsi frammenti ceramici insieme con tracce d'uso impresse sulla superficie e ipotizza la presenza del villaggio solo a monte dell'area in questione (Talamo, 1993).

I valori riportati decrescono naturalmente nello spesso orizzonte minerale (2Btb), caratterizzato da accumulo delle frazioni più fini (limo fine +argilla 500 g/Kg).

In sezione sottile i suoli sono caratterizzati da microstruttura granulare e porosa, con aggregati a blocchi subangolari nell'orizzonte organo minerale e microstruttura a blocchi angolari con pellicole di argilla fra gli aggregati nell'orizzonte minerale (figg. 6c, d).

Conclusioni

La ricerca pedoarcheologica condotta sui siti protostorici di Palma Campania, Nola e Benevento dimostra come l'impiego dei dati pedologici, integrando quelli archeologici spesso frammentari e discontinui, offre elementi utili alla definizione di un quadro globale dei contesti archeologici e della facies di Palma Campania.

L'ubicazione del sito di Palma Campania e di Nola in area subpianeggiante e pianeggiante, prossimale al complesso vulcanico del Somma-Vesuvio determina il prevalere di dinamiche di accumulo con periodico apporto di depositi piroclastici connessi all'attività eruttiva vesuviana e flegrea. Le dinamiche che operano in siffatto contesto portano alla formazione di coltri pedologiche di notevole spessore e di depositi eruttivi che ne costituiscono, alternativamente, substrato pedologico, indice cronostratigrafico di riferimento ed unità di seppellimento.

Una condizione per certi aspetti differente caratterizza il sito beneventano. Il terrazzo alluvionale su cui è ubicato è stato in parte obliterato dai ripetuti interventi di sistemazione urbana dell'area in età storica che hanno profondamente influenzato la formazione e la conservazione stessa dei suoli più superficiali (suoli di età storica).

Tutt'altra dinamica presiede alla pedogenesi dei suoli del Bronzo Antico che mostrano caratteristiche simili a quelle riscontrate nei suoli coevi del sito di Palma Campania e di Nola. I suoli analizzati (fatta eccezione per i suoli beneventani di età storica) si sviluppano dall'alterazione di pomici e ceneri da caduta e sono classificabili come Andosuoli (Soil Survey Staff, 1998).

In generale, gli Andosuoli studiati sono dotati di grande fertilità fisica e chimica dovuta all'alterazione dei minerali primari e al pH intorno alla neutralità; alla struttura friabile e all'elevata porosità che rendono il pedoambiente ben areato; all'elevata sofficità che comporta una considerevole attività biologica ed una facile penetrazione delle radici; all'elevata capacità di ritenzione idrica che si tramuta nella capacità da parte del suolo di immagazzinare elevate quantità di acqua. Lo studio pedologico ha evidenziato che gli Andosuoli del Bronzo Antico presentano proprietà morfologiche (colore, spessore, orizzontazione), chimiche (dotazione in sostanza organica, capacità di scambio cationico) e micromorfologiche (struttura

porosità, grado di alterazione dei minerali primari, figure pedogenetiche) ben marcate. Si tratta di suoli profondi, porosi, ben strutturati, evolutisi in ambienti geomorfologicamente stabili, dotati di elevata fertilità fisica e chimica.

Le caratteristiche di stabilità e fertilità di questi suoli sono requisiti particolarmente idonei alla presenza dei numerosi gruppi umani ed all'intensivo sfruttamento agricolo-pastorale operato dalle comunità antropiche della fascia di Palma Campania. Tale constatazione, seppure limitata all'analisi di tre casi studio, rende plausibile ipotizzare che l'associazione dei siti archeologici protostorici con questa tipologia di suoli sia il risultato della consapevole scelta della comunità antropica di colonizzare aree in grado di soddisfare le nuove esigenze economiche e sociali connesse all'attività agricola.

E' altresì plausibile individuare nelle caratteristiche pedoambientali riscontrate un fattore di supporto all'espansione demografica di cui i numerosi siti del Bronzo Antico in Campania ne sono la testimonianza.

I risultati ottenuti dall'analisi dei tre siti archeologici investigati indicano sempre una strettissima correlazione con l'incremento di fosforo totale, in relazione ad aree soggette ad intensa frequentazione antropica (in particolare le aree abitate).

In accordo con quanto affermato da recenti studi condotti in altri paesi europei (Engelmark, Linderholm, 1996; Macphail, 2000), un parametro utile è rappresentato dalla valutazione del contenuto della frazione organica del fosforo indicativa di specifici usi del suolo.

Bibliografia

- AA.VV., 2002. Nola Quattromila Anni Fa. Il villaggio dell'età del Bronzo Antico distrutto dal Vesuvio. Catalogo della Mostra sui recenti scavi in località Croce del Papa, Museo Storico-Archeologico di Nola, pp. 21-26.
- ALBORE LIVADIE C., 1980. Palma Campania (Napoli). Resti di abitato dell'età del Bronzo Antico. *Notizie degli Scavi di Antichità* 34, Roma, pp. 59-101.
- ALBORE LIVADIE C., D'ALESSIO G., MASTROLORENZO G., ROLANDI G., 1986. Le eruzioni del Somma-Vesuvio in epoca protostorica. In Albore Livadie C. (a cura di) *Tremblements de terre, éruptions volcaniques et vie des hommes dans la Campanie antique*, Centre Jean Bérard, Napoli, pp. 55-66.
- ALBORE LIVADIE C., MASTROLORENZO G., VECCHIO G., 1998. Eruzioni pliniane del Somma-Vesuvio e siti archeologici dell'area nolana. In: Guzzo, P.G., Peroni, R. (a cura di) *Archeologia e vulcanologia in Campania*, Napoli, pp. 39-73.
- ANDERSEN J.M., 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* 10, pp.329-331.
- ARNO V., PRINCIPE C., ROSI M., SANTACROCE R., SBRANA A., SHERIDAN M.N. F., 1987. Somma- Vesuvius Eruptive History. Quaderni de "La ricerca scientifica" - CNR, pp. 53-104.
- BETHELL P., MÂTÉ I., 1989. The use of soil phosphate analysis in archaeology: a critique. In: Henderson J. (ed.) *Scientific Analysis in Archaeology*, Oxford University Committee 19, Oxford University Press, Oxford, pp. 1-29.
- COURTY M.A., GOLDBERG P., MACPHAIL R.I., 1989. *Soils and Micromorphology in Archaeology*. University Press, Cambridge.
- CREMASCHI M., 1993. Mutamenti del clima nel Quaternario: le linee generali. In: Guidi, A., Piperno, M. (a cura di) *Italia Preistorica*, Laterza, Roma-Bari, pp.4-15.
- DELIBRIAS G., DI PAOLA G.M., ROSI M., SANTACROCE R., 1979. La storia eruttiva del complesso vulcanico Somma-Vesuvio ricostruita dalle successioni piroclastiche del Monte Somma. *Rend. Soc. It. Miner. Petrol.* 35, pp.411-438.
- DI GIROLAMO P., LIRER L., PORCELLI C., STANZIONE D., 1972. Correlazioni stratigrafiche fra le principali formazioni della Campania (Roccamonfina, Campi Flegrei, Somma-Vesuvio). *Rend. Soc. It. Miner. Petrol.* 28, pp.77-123.
- ENGELMARK R., LINDERHOLM J., 1996. Prehistoric land management and cultivation: a soil chemical study. 6th Nordic conference on the application of Scientific Methods in Archaeology, Esbjerg 1993 (P.A.C.T.).
- FITZPATRICK E.A., 1993. *Soil microscopy and Micromorphology*. Wiley, Chichester, UK.
- Jalut, G., Esteban Amat, A., Bonnet, L., Gauquelin, T., Fontugne, M., 2000. Holocene climatic changes in the Western Mediterranean, from south-east France to south-east Spain. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* (160), pp.255-290.
- JENNY H., 1941, *Factors of Soil Formation*, McGraw-Hill, New York.
- GURNEY D.A., 1985. *Phosphate Analysis Of Soils: A Guide For The Field Archaeologist*. Technical Paper 3, Institute of Field Archaeologists, Birmingham.
- HAMOND F.W., 1983. Phosphate analysis of archaeological sediments. In: Reeves-Smyth T., Hamond, F. (eds.) *Landscape Archaeology in Ireland*, BAR Oxford 116, pp.47-80.
- MACPAHIL R., CRUISE G., ENGELMARK R., LINDERHOLM J., 2000. Integrating Soil Micromorphology and Rapid Chemical Survey Methods: new developments in reconstructing past rural settlement and landscape organisation. In: Roskams, S. (ed.) *Interpreting Stratigraphy. Site evaluation, recording procedures and stratigraphic analysis*, BAR International Series 910, pp.71-80.
- MASTROLORENZO G., BARRELLA A., BORRELLI A., D'ALESSIO G., ROLANDI G., 1991. Two plinian events in Campi Flegrei volcanic area (southern Italy). *International Conference on Active Volcanoes and Risk Mitigation*, Napoli.
- MiPAF, 2000. *Metodi di Analisi Chimica del Suolo*. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Roma.
- 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, p. 185.
- OROMBELLI G., 1997. Recenti progressi nella valutazione del paleoclima. Le variazioni climatiche negli ultimi 150000 anni. *La Terra nel sistema solare*. Istituto Lombardo, Accademia di Scienze e Lettere, Milano, pp.73-97.
- RAMRATH A., SADORI L., NEGENDANK J.F.W., 2000. Sediments from Lago di Mezzano, central Italy: a record of Lateglacial/Holocene climatic variations and anthropogenic impact. *Holocene* (10), p.87.
- ROLANDI G., BARRELLA A.M., BORRELLI A., 1993. The 1631 eruption of Vesuvius. *J. Volcanol. And Geotherm. Research*, 58, pp. 183-201.
- ROSI M., SANTACROCE R., 1983. The a.d. 472 "Pollena" eruption: volcanological and petrological data for this poorly known plinian type event at Vesuvius. *J. Volcanol. and Geotherm. Research*, 17, pp.244-271.

- ROSI M., SBRANA A., 1987. Phlegrean Fields. Quaderni de "La ricerca scientifica"-CNR, 114 (7), Napoli.
- RUSSO ERMOLLI E., DI PASQUALE G., 2002. Vegetation dynamics of south-western Italy in the last 28 kyr inferred from pollen analysis of a Tyrrhenian Sea Core. *Vegetation History and Archaeobotany*, (11), pp. 211-219.
- SOIL SURVEY STAFF, 1998. Keys to Soil Taxonomy, 8th edition. United States Department of Agriculture, Washington.
- TALAMO P., 1993. La facies di Palma Campania nell'ambito del Bronzo antico italiano: definizione culturale e rapporti interculturali. Tesi di dottorato in Archeologia, Istituto Universitario orientale di Napoli, Roma.
- TERRASI F., CAMPAJOLA L., PETRAZZUOLO F., ROCA V., ROMANO M., BRONDI A., ROMOLI M., D'ONOFRIO A., MONITO R.K., 1999. Datazione con la spettrometria di massa ultrasensibile di campioni provenienti dall'area interessata dall'eruzione delle Pomice di Avellino. In: Albore Livadie, C. (a cura di), L'eruzione vesuviana delle "Pomice di Avellino" e la facies di Palma Campania. Atti del Convegno Internazionale, Centro Universitario Europeo per i Beni Culturali, Ravello 15-17 luglio 1994, Bari 1999, pp.139-146.
- TERRIBILE F., BASILE A., DE MASCELLIS R., DI GENNARO A., MELE G., VINGIANI S., 2000. I suoli delle aree di crisi di Sarno e Quindici: proprietà e comportamenti in relazione ai fenomeni franosi del 1998. *Quaderni di Geologia Applicata*, 7-1 (2000), pp. 59-79.

MODELLI SPAZIALI PER INDICATORI CHIMICI E BIOCHIMICI DI QUALITÀ DEL SUOLO

Luigi Nisini ³, Giovanna Jona-Lasinio ¹, Maria Teresa Dell'Abate ³, Carmelo Dazzi ², Anna Benedetti ³

¹ Dipartimento di Statistica, Probabilità e Statistiche Applicate, Università "La Sapienza"

² Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia, Università di Palermo

³ Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Roma

Abstract

The aim of this study is to propose a set of statistic techniques for the evaluation and the modeling of the biochemical parameters of the soil in a three-dimensional space.

The used model is composed of a deterministic component, the variation of great scale of the phenomenon object of the study, and a aleatory component, representing the variation of small scale, that is caused by relationships of neighborhood.

The variation of great scale or trend is decomposed and estimated along the three directional components of the soil, while the variation of small scale is studied using an geostatistical approach based on the variogram (Cressie, 1993) jointly to a autoregressive conditional model (CAR).

Described methodology is applied to the Total Organic Carbon (TOC) measured in the organic horizons. The use of the autoregressive model has shown a low spatial dependence for a little distant observations, while the variogram analysis seems to show the presence of a trend, that deserves to be examined, since the data of the TOC, sometimes, constitutes a basic element for the description and classification of a soil. This results give a useful information for the goals of a spatial sampling that keeps in mind of the correlation among the sites.

Key-words: geostatistic, soil quality, soil organic carbon.

Riassunto

L'obiettivo del lavoro è proporre un insieme di tecniche statistiche per la valutazione e la modellizzazione dei parametri biochimici del suolo in uno spazio tridimensionale.

Il modello utilizzato è composto da una parte deterministica, indicante la variazione di grande scala del fenomeno oggetto di studio, e da una parte aleatoria, rappresentante la variazione di piccola scala, cioè quella provocata da relazioni di vicinato.

La variazione di grande scala o trend viene scomposta e stimata lungo le tre componenti direzionali del suolo, mentre la variazione di piccola scala viene studiata utilizzando un approccio geostatistico basato sul variogramma (Cressie, 1993) congiuntamente ad un modello autoregressivo condizionale (CAR).

La metodologia descritta viene applicata al Carbonio Organico Totale (TOC) misurato sotto gli orizzonti organici. L'uso del modello autoregressivo ha mostrato una bassa dipendenza spaziale per osservazioni poco distanti, mentre l'analisi del variogramma sembra mettere in luce la presenza di un trend, che merita di essere approfondito in quanto il dato del TOC, in molti casi, costituisce un elemento base per la descrizione e classificazione di un suolo. Tali risultati danno informazioni utili ai fini di un campionamento spaziale che tenga conto della correlazione tra i siti.

Parole chiave: geostatistica, qualità del suolo, carbonio organico del suolo

Introduzione

La scienza del suolo, come molte altre discipline che studiano l'ambiente, deve affrontare il problema della variabilità dei parametri misurati nello spazio di studio. Nel caso di indicatori chimici e microbiologici di qualità del suolo, i valori osservati possono presentare una eterogeneità spaziale particolarmente accentuata, rendendo complicata l'analisi dei dati e l'eventuale modellizzazione dei fenomeni ad essi associati.

Molta attenzione, negli ultimi anni, è stata dedicata soprattutto all'analisi dei dati attraverso l'utilizzazione di strumenti di tipo geostatistico, basati sul variogramma e sulla tecnica del kriging per la ricostruzione spaziale del dato mancante.

Scarsa attenzione è stata invece rivolta alla modellizzazione di tali indicatori a partire dai risultati ottenuti utilizzando le tecniche geostatistiche e la teoria dei campi aleatori, la quale può fornire utili indicazioni per comprendere il comportamento del fenomeno nello spazio e può essere utilizzata come punto di partenza per stimare il dato nel punto non campionato.

Seguendo tale approccio, nel seguito viene proposto un modello per lo studio della variabilità spaziale del Carbonio Organico Totale (TOC, %), misurato per gli orizzonti organici Lv ed Fm sotto Pino e qui utilizzato come ca-

so-studio; tale modello è composto da una parte deterministica, utilizzata per la stima del comportamento di fondo della variabile (trend o variazione di grande scala), e da una parte aleatoria, avente il compito di descrivere il comportamento della variabilità in funzione della distanza tra le osservazioni (variazione di piccola scala). Quest'ultima fonte di variazione può essere studiata utilizzando due strumenti: la funzione variogramma ed il modello autoregressivo condizionale (CAR). Il vantaggio dell'applicazione di quest'ultimo metodo, rispetto all'approccio geostatistico, consiste nella possibilità di fornire, sotto determinate ipotesi, una stima della dipendenza spaziale tra siti vicini coincidente con la stima del coefficiente di regressione delle singole osservazioni rispetto ai relativi vicini, con chiari vantaggi dal punto di vista computazionale ed interpretativo dei risultati.

Il lavoro è organizzato come segue: nella sez. 2 sono presentati i dati utilizzati nell'applicazione, unitamente ad una descrizione dell'area di provenienza; nella sez. 3 vengono descritti i metodi per la modellizzazione spaziale dei dati e la loro applicazione nel concreto, mentre nella sez. 4 vengono presentati i risultati unitamente ad alcune considerazioni conclusive.

Caratteristiche dei dati

La base dei dati è stata ottenuta da uno studio multidisciplinare condotto dall'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante di Roma e dal Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia dell'Università di Palermo, con il quale si voleva mettere in evidenza, tra altri aspetti, l'effetto della copertura forestale sulla evoluzione del profilo di un suolo in un arco di 40 anni (Pinzari et al., 1998, 2001, 2002; Dell'Abate et al., 2002).

L'area di studio è situata sui Monti Sicani, nella Sicilia centro-occidentale (fig. 1). Si tratta di una superficie boscata di circa 5000 mq, entro il demanio forestale Ledera (Contrada La Donna, nel comune di S. Stefano Quisquina (AG)). Di forma rettangolare e posta ad una quota di 1030 m s.l.m., è stata rimboscata a file nell'inverno del 1956 in una metà con Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) e nell'altra con Cedro dell'Atlante (*Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière) (Dazzi et al., 1996).

Per ogni specie arborea sono stati aperti dieci profili di suolo (in fig. 2 viene riportato lo schema di campionamento relativo al Pino, dove ogni profilo è individuato dal numero di campionamento originario), al disotto della chioma di piante comparabili in quanto ad età, stato fitosanitario, vigore, altezza, diametro del tronco e ad una distanza da questo sempre eguale (100 centimetri dalla base del tronco al profilo), in modo da annullare eventuali differenze nelle caratteristiche del suolo introdotte dallo "stem flow".

Per l'apertura del suddetto profilo è stata utilizzata una struttura metallica di forma quadrata con lato di 50 cm con la quale è stato effettuato il campionamento del suolo nei suoi orizzonti organici e minerali (fig. 2). Sono stati individuati orizzonti organici Lv ed Fm sotto Pino, Fa sotto Cedro e gli orizzonti minerali A e B. I suoli sono stati classificati come Lithic Haploxeroll (Dazzi et al., 1996).

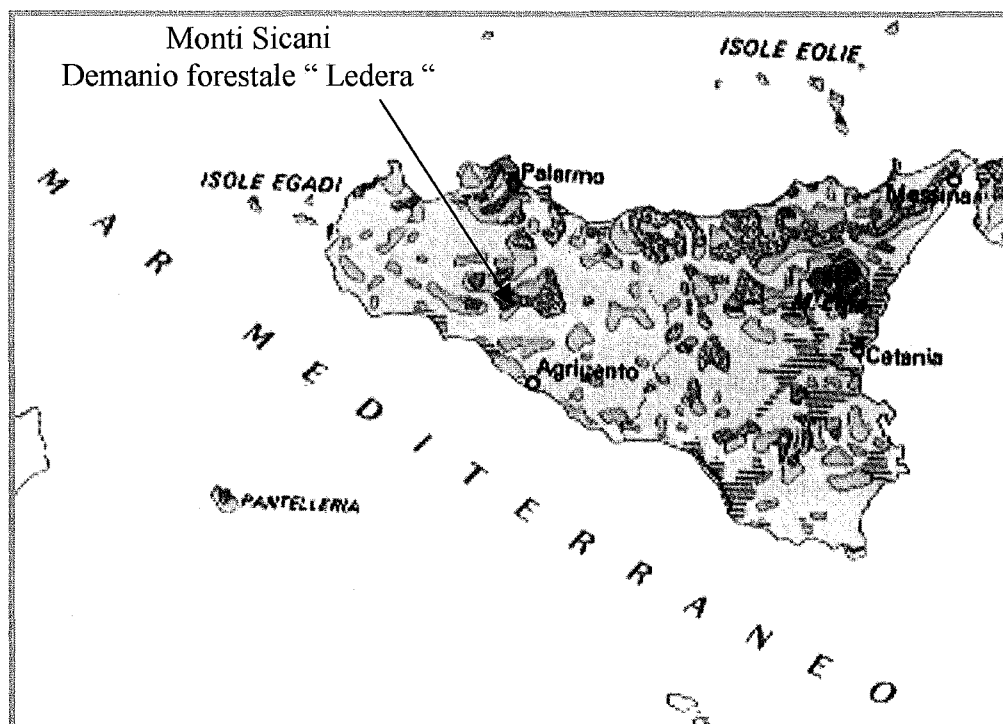


Figura 1. Collocazione dell'area di studio

Su ogni orizzonte, sono stati misurati un insieme di parametri descrittivi caratteristiche qualitative e quantitative di tali suoli, dopo 40 anni dall'avvenuto rimboscimento; tali descrittori sono statici, in quanto soggetti a cambiamenti piuttosto lenti, oppure dinamici, sensibili nel segnalare cambiamenti di stato nel breve periodo (Pinzari et al., 2001). Particolare attenzione è stata riservata al Carbonio Organico Totale (TOC,%) misurato negli orizzonti organici Lv ed Fm sotto Pino, variabile che è qui utilizzata come caso-studio per la verifica delle tecniche di modellizzazione successivamente descritte.

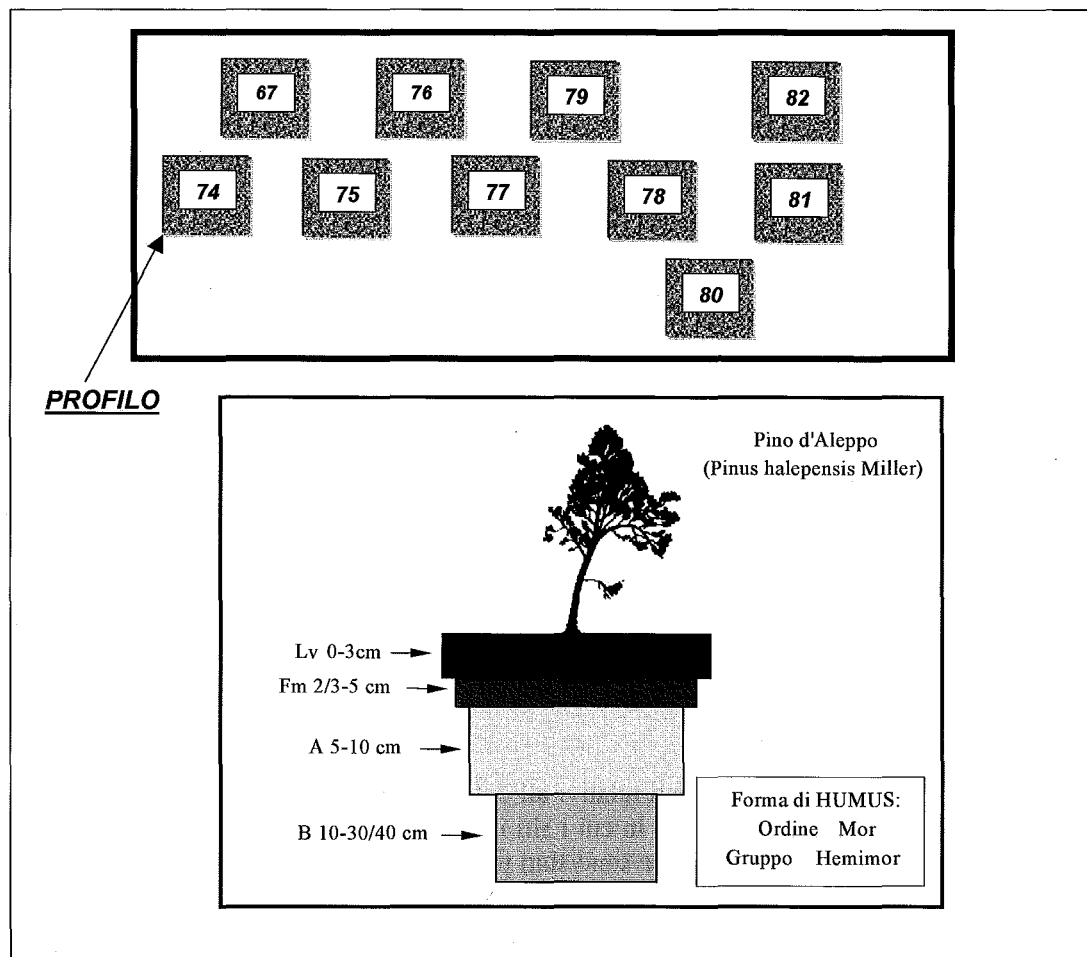


Figura 2. Schema di campionamento dei profili sotto Pino

La modellizzazione spaziale

Se con Z si indica la variabile aleatoria oggetto di studio (nel nostro caso il TOC) e con s il vettore delle coordinate sulla parcella $D \subset \mathbb{R}^3$, si ipotizza che il campione delle osservazioni rilevate $\underline{z} = \{z(s_1), \dots, z(s_n)\}$ sia una realizzazione parziale del campo aleatorio:

$$\{Z(s) : s \in D \subset \mathbb{R}^3\} \quad (3.1)$$

Il modello proposto permette di decomporre la variabilità di $Z(s)$ in varie sorgenti nel seguente modo

(Cressie, 1993):

$$Z(s) = \mu(s) + \delta(s) \quad (3.2)$$

dove:

$\mu(\cdot) = E[Z(\cdot)] \Rightarrow$ Indica una struttura media deterministica denominata **trend** o **variazione di grande scala**; essa può dipendere dalla posizione del sito e da altre variabili esplicative.

$\delta(\cdot) \Rightarrow$ Indica un processo aleatorio a media 0 intrinsecamente stazionario, il quale rappresenta la **variazione di piccola scala** del fenomeno, cioè quella provocata da relazioni di vicinato. Con tale simbolo si intende includere:

- 1) La componente strutturata, spazialmente correlata.
- 2) La componente strutturata, ma di scala più piccola rispetto a quella di campionamento (microscala).
- 3) La componente errore, spazialmente non correlata.

L'individuazione e la corretta modellizzazione della variazione di grande scala di un fenomeno reale nello spazio può presentare delle difficoltà legate al tipo ed all'ordine della funzione chiamata a rappresentarlo. In assenza di informazioni a priori su possibili variabili esplicative collegate al fenomeno studiato, vengono considerate come tali le coordinate spaziali (o loro funzioni) dei siti osservati.

Un semplice metodo per modellizzare tale struttura media è ipotizzare di decomporla nelle tre componenti direzionali del suolo (Cressie, 1993); rappresentando i profili $\{s_i : i=1, \dots, n\}$ come nodi di una griglia a tre dimensioni $\{(x_l, y_k, w_m) : l=1, \dots, q; k=1, \dots, p; m=1, \dots, r\}$ e tali che $s_i = (x_l, y_k, w_m)$, viene qui proposto il seguente modello

$$\text{Modello } T_I \quad \mu(s_i) = a + r_k + c_l + p_m \quad i=1, \dots, n \quad (3.3)$$

dove:

a = Effetto generale

r_k = Effetto della k -sima riga

c_l = Effetto della l -sima colonna

p_m = Effetto della m -sima profondità

Un generico effetto viene stimato applicando il metodo dei minimi quadrati ordinari, nei quali si utilizzano tutte le osservazioni lungo la direzione da stimare.

Un semplice metodo per la stima della variazione di piccola scala si basa sul modello statistico *autoregressivo condizionale* (CAR); l'ipotesi di base è che il singolo dato osservato sia generato da una distribuzione di probabilità condizionata dai valori assunti dalla variabile aleatoria sul vicinato del primo ordine, cioè sull'insieme di siti più prossimi al dato osservato. In realtà, nel caso studio qui considerato, i siti di osservazione non sono posti su una griglia regolare; pertanto, come vicinato del 1° ordine, ne viene utilizzato uno "atipico", rappresentato dai siti confinanti con quello di osservazione, invece del classico vicinato a croce. Risulta quindi chiaro come il vicinato sia variabile con il punto da stimare.

Supponendo, inoltre, che i dati provengano da una distribuzione Gaussiana, il modello CAR che si ottiene è il seguente:

$$Z(s_i) = \mu(s_i) + \sum_{j=1}^n c_{ij} [Z(s_j) - \mu_j] + v_i \quad (3.4)$$

dove con $\{c_{ij}\}$ si indica l'insieme dei coefficienti relativi all'entità della dipendenza spaziale tra i siti i e j , mentre v_i si indica l'errore; si tenga conto che, nel caso in cui i siti i e j non siano confinanti, il coefficiente c_{ij} è nullo.

Per stimare i coefficienti del modello sono stati proposti vari criteri, il più comune dei quali rimane la massima verosimiglianza modificata. Besag (1975) ha creato il termine pseudoverosimiglianza per la funzione di probabilità:

$$p(\underline{\eta}) = \prod_{i=1}^n f(Z(s_i) | \{Z(s_j) : j \neq i\}) \quad (3.5)$$

È utile, per una semplificazione dei calcoli, considerare anche la funzione di logpseudoverosimiglianza negativa

$$P(\underline{\eta}) = P(\underline{\mu}, \rho) = -\log p(\underline{\eta}) = -\sum_{i=1}^n \log [f(Z(s_i) | \{Z(s_j) : j \neq i\})] \quad (3.6)$$

dove:

$\underline{\eta}$ \Rightarrow Vettore dei parametri incogniti, composto da m e r .

$\underline{\mu}$ \Rightarrow Vettore dei parametri di grande scala.

ρ \Rightarrow Parametro di dipendenza spaziale di piccola scala.

La stima del parametro di dipendenza spaziale, ora rappresentato da ρ , può essere ottenuta massimizzando la (3.5) oppure minimizzando la (3.6), rispetto al vettore di parametri incogniti $\underline{\eta}$.

L'utilizzo della funzione di pseudoverosimiglianza per la stima dei parametri CAR sotto l'ipotesi di distribuzione Gaussiana dei dati è preferito al più noto criterio di stima basato sulla massima verosimiglianza in quanto vi è equivalenza tra la stima della dipendenza spaziale operata con il primo metodo e la stima del coefficiente nella funzione di regressione sui vicini.

Si deve comunque tenere conto che lo stimatore di pseudoverosimiglianza non $\hat{\eta}_{pv}$ sempre produce

funzione della statistica sufficiente minimale, al contrario della statistica di massima verosimiglianza $\hat{\eta}_{mv}$; pertanto per il teorema di Blackwell-Rao (Mood, Graybill and Boes, 1988) lo stimatore subirà una perdita di efficienza, ovvero di precisione, rispetto allo stimatore di massima verosimiglianza.

Ponendo $\underline{\mu} = 0$, determinare il minimo per la (3.6) equivale a minimizzare la funzione dei minimi quadratici ottenibile per la stima del coefficiente β della regressione delle singole osservazioni rispetto ai relativi vicini, esprimibile con la relazione $Z = C Z$.

Tale coefficiente β esprime dunque una misura della dipendenza spaziale (globale o di piccola scala, nel caso in cui si considerino i dati osservati oppure quelli detrendizzati) delle osservazioni rispetto al modello di vicinato prefissato.

Il range di ammissibilità per β è calcolato sulla base del teorema di Gersgorin (Lagona F., comunicazione personale) tramite l'espressione $|N_s \beta| < 1$, ove N_s è il numero massimo di vicini individuabili tra i siti.

Il modello autoregressivo condizionale non risulta sufficiente per esplorare completamente la dipendenza spaziale esistente; la sua misura è stata costruita basandosi esclusivamente sulle informazioni dei vicini più prossimi di ogni profilo, non permettendo quindi una valutazione a distanze più elevate. Per tale ragione si è pensato di utilizzare un approccio più propriamente geostatistico, basato sui variogrammi, che permetta una valutazione più generale della dipendenza spaziale e nello stesso tempo fornisca una base di partenza per effettuare previsioni.

Se con s_i ed s_j si indicano due determinati profili distanti esattamente h tra loro, il variogramma è definibile come:

$$2\gamma(s_i - s_j) = 2\gamma(h) = \text{Var}[Z(s_i) - Z(s_j)] \quad \forall s_i, s_j \in D \quad (3.7)$$

La varianza delle "differenze prime" del processo permette di valutare il livello di dipendenza del fenomeno al variare della distanza h (lag) tra i profili. Infatti, valori molto bassi del variogramma implicano distribuzioni simili per i siti interessati al calcolo, ovvero strettamente dipendenti; valori molto alti implicano una scarsa omogeneità del processo. Nel caso in cui il variogramma tenda ad assumere un andamento costante, a partire da una certa distanza tra i profili, tale caratteristica può essere letta come presenza di incorrelazione.

L'esistenza del variogramma è sicuramente garantita per i processi intrinsecamente stazionari, cioè tali per cui la media del processo varia localmente e la varianza non dipende dal profilo osservato, ma solo dalla loro distanza.

Un passo fondamentale per poter eseguire una corretta modellizzazione della funzione variogramma è determinare una sua stima empirica. Uno stimatore corretto del variogramma, conosciuto come stimatore classico, è dovuto a Matheron (1962) ed è espresso dalla relazione:

$$2\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{|N(h)|} \sum_{N(h)} [Z(s_i) - Z(s_j)]^2 \quad (3.8)$$

dove con $|N(h)|$ si denota la numerosità delle coppie di profili situati a distanza h tra loro.

Sul variogramma empirico viene successivamente adattato in modo ottimale un modello di variogramma teorico; esso è caratterizzato fondamentalmente da alcuni parametri:

- 1) Il *range* che è la distanza massima entro la quale si manifesta la correlazione spaziale
- 2) Il *sill*, che è il valore massimo del variogramma: quando si ha stazionarietà approssima per eccesso la varianza campionaria.
- 3) Il *nugget*, che rappresenta la quota non spiegata di varianza, imputabile alla variabilità casuale (errore di misura, errore strumentale, ecc.) e alla variabilità spaziale presente a distanza inferiore a quella dell'intervallo minimo di campionamento (variazione di microscala).

Naturalmente il variogramma teorico può essere composto da una combinazione di modelli di variogramma, in modo tale da aumentare la qualità dell'accostamento al variogramma sperimentale.

I valori misurati e le informazioni ricavate dall'analisi strutturale possono essere utilizzati come punto di partenza per effettuare una previsione del comportamento del TOC nel generico profilo s_0 non campionato.

A tal scopo viene utilizzato il kriging ordinario (Matheron, 1971), il quale permette di effettuare previsione spaziale sotto le due seguenti assunzioni:

Si ipotizza che il modello generante i dati sia:

$$Z(s) = \mu(s) + \delta(s) \quad s \in D, \quad \mu \in \mathfrak{R}, \quad \mu \text{ ignota} \quad (3.9)$$

dove la parte deterministica $\mu(s) = \mu$ è costante nello spazio, mentre $\delta(s)$ è un processo d'errore correlato a media nulla. Tale ipotesi sembra ben rappresentare la situazione oggetto di studio, sia nel caso in cui si effettui previsione sui dati grezzi, sia nel caso in cui si considerino dati detrendizzati, quindi con una componente deterministica teoricamente nulla.

Si ipotizza una funzione di previsione lineare costruita, nel punto, come:

$$\hat{p}(Z(s_0)) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(s_i) \quad \text{con} \quad \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad (3.10)$$

ove con λ_i si indicano i pesi assunti nel calcolo dalle singole osservazioni.

Poiché il kriging ordinario vuole determinare la funzione di previsione lineare ottima rispetto al minimo errore di previsione quadratico medio, cioè tale che:

$$E [Z(s_0) - p(Z(s_0))]^2 = \sigma_e^2 = \min \Leftrightarrow E [Z(s_0) - \sum_{i=1}^n \lambda_i E Z(s_i)]^2 = \sigma_e^2 = \min \quad (3.11)$$

con la condizione che $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$, si è allora in presenza di un problema di minimo vincolato, il quale può essere risolto utilizzando i moltiplicatori di Lagrange.

Risultati e conclusioni

In questa sezione presentiamo i risultati relativi all'applicazione della metodologia precedentemente descritta sui dati di Carbonio Organico Totale misurati sugli orizzonti organici Lv ed Fm sotto Pino.

L'analisi esplorativa applicata ai dati grezzi (misurati) e basata sullo studio del variogramma sembra mettere in evidenza la presenza di un trend sui dati (fig. 3); ciò è indicato dall'andamento del variogramma empirico, crescente all'aumentare della distanza tra i siti di osservazione. In tal senso, il variogramma teorico ad esso adattato, ottenuto come combinazione del modello potenza e del modello onda, sottolinea la non stazionarietà del processo.

La conoscenza della variazione di grande scala, operata attraverso la stima delle sue tre diverse componenti direzionali, ha un duplice obiettivo:

- 1) Fornire una stima del trend già indicato nel modello (3.2).
- 2) Eliminare l'effetto del trend dai dati grezzi.

Lo studio del variogramma relativo ai dati detrendizzati (fig. 4) conferma la presenza di questo andamento di fondo, il quale, modellato attraverso il variogramma Gaussiano, evidenzia incorrelazione tra i profili, quindi tra le misure di TOC, per distanze superiori ai 5 metri.

Il variogramma teorico proposto in figura 4 modella la componente di piccola scala definita in (3.2); la scelta di tale funzione è motivata dall'esigenza di riassumere nel miglior modo possibile l'andamento estremamente ondulatorio del variogramma empirico.

Tale andamento, in realtà, può celare una forte variabilità spaziale dell'indicatore analizzato dovuta probabilmente all'estrema vicinanza tra i siti osservati.

Un semplice metodo per fornire una stima della variazione di piccola scala si basa sul modello autoregressivo condizionale (CAR); nel presente lavoro esso viene utilizzato per fornire una stima della dipendenza spaziale solo per siti tra loro confinanti, ma, se opportunamente applicato, permette di separare, stimandole, le componenti deterministica e stocastica del modello proposto.

I risultati riportati in tabella 1 evidenziano una bassa, ma altamente significativa, dipendenza spaziale, stimata attraverso il $\hat{\beta}$, mentre il coefficiente R² indica un elevato accostamento del modello ai dati.

In tabella 2 viene stimata la dipendenza spaziale sui dati detrendizzati rispetto ai singoli effetti direzionali; si nota come la stima del coefficiente $\hat{\beta}$ si mantenga praticamente costante, anche rispetto al valore stimato sui dati grezzi.

I risultati espressi nelle precedenti tabelle, però, evidenziano come tale modello, se utilizzato per stimare i dati tra loro "confinanti", può non cogliere l'agire dell'andamento di fondo presente nel Carbonio Organico Totale.

Di contro, l'approccio geostatistico proposto sembra adatto a fornire una stima delle diverse fonti di variabilità del TOC; parallelamente a questo, risulta interessante utilizzare il CAR, nei modi precedentemente descritti per fornire una stima del livello di dipendenza spaziale tra siti vicini in un modo semplice ed immediato.

L'applicazione del kriging ordinario sui dati di TOC osservato ha, infine, prodotto (fig. 5(a)) una superficie stimata di previsione, alla quale è stata affiancata una superficie dell'errore standard commesso utilizzando tale stima (fig. 5(b)).

L'analisi dei variogrammi e l'interpolazione con il kriging, hanno molteplici ricadute operative; in particolare, è possibile definire un campionamento spaziale che tenga conto della correlazione tra i profili (range del variogramma). E' sicuramente d'interesse sperimentare la metodologia sia sugli altri parametri di qualità del suolo considerati nello studio originario, sia su altri tipi di suolo e realtà diverse per completare lo studio della sensibilità delle tecniche proposte.

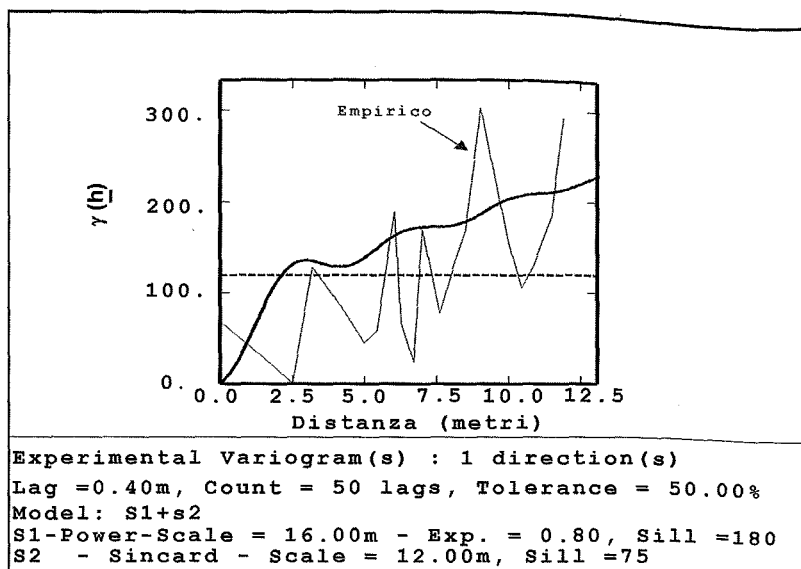


Figura 3
Variogramma del TOC
(Dati osservati)

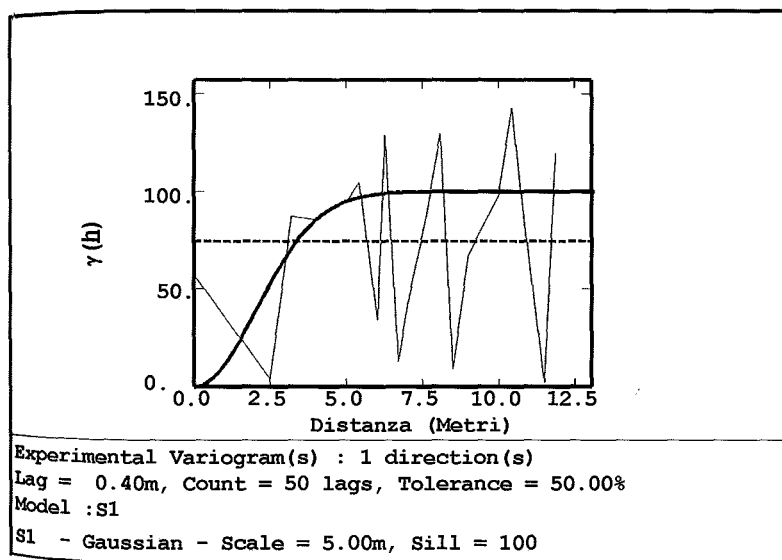


Figura 4
Variogramma del TOC
(Dati detrendizzati)

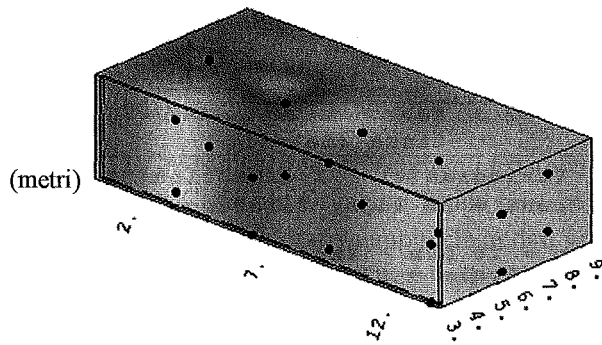
Tabella 1. Stima della dipendenza spaziale
[TOC (Pino, Orizzonti Lv+Fm) -Dati osservati]

$\hat{\beta}$	Errore standard	Pr (> t)	R ²
0,12	0,01	<0,001	0,84

Tabella 2. Stima della dipendenza spaziale
[TOC (Pino, Orizzonti Lv+Fm) -Dati detrendizzati]

$\hat{\beta}$	Errore standard	Pr (> t)	R ²
TOC- μ	0,10	0,05	0,08
TOC- r_k	0,11	0,01	<0,001
TOC- c_l	0,12	0,008	<0,001
TOC- p_m	0,12	0,01	0,001

Figura 5(a) Mappa di previsione del TOC (Dati osservati)



Isatis

Perspective Definition

Longitude Latitude
y +90.
x 26 0.
-90.

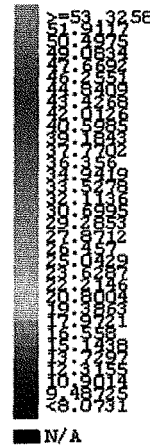
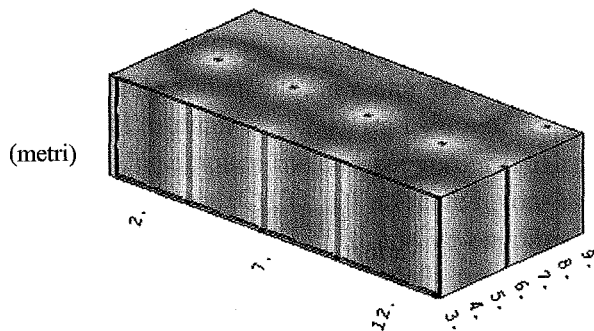


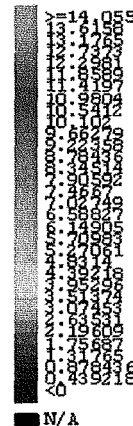
Figura 5(b) Deviazione standard per la stima del TOC (Dati osservati)



Isatis

Perspective Definition

Longitude Latitude
y +90.
x 26 0.
-90.



Bibliografia

BESAG J. E., 1975. Statistical analysis of non-lattice data; *The Statistician*, 24: 192-225

CRESSIE N., 1993. *Statistics for Spatial Data*; J. Wiley & Sons, Inc.

DAZZI C., DI PISA A., LA MELA VECA S., VACANTE G., 1996. Caratteristiche e distribuzione dei suoli forestali del bosco Ledera sui Monti Sicani (Sicilia Occidentale); *Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo*, 8: 51-61.

DELL'ABATE M. T., PINZARI F., BENEDETTI A., PETRONIO B. M., DAZZI C., 2002. Soil humic acids formation and characteristics in a Xeric Mollisol forested with two tree species. *Developments in Soil Science*, Volume 28B (A. Violante, P.M. Huang, J.M. Bollag, L. Gianfreda Eds.) Elsevier Science B.V., pp. 393-404.

MATHERON, 1963. "Principle of geostatistics" *Economic Geology*, 58: 1246-1266

MATHERON, 1971. "The theory of Regionalized Variables and Its Applications" *Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique*, No 5, Fontainebleau, France.

MOOD, GRAYBILL & BOES "Introduzione alla statistica" Mc Graw-Hill 1988.

PINZARI F., DELL'ABATE M. T., BENEDETTI A., DAZZI C., 1998. Effetto della lettiera sulla fertilità del suolo in aree riforestate. *Boll. Società Italiana Scienza del Suolo*, XLVII (2), 257-269.

PINZARI F., DELL'ABATE M. T., BENEDETTI A., DAZZI C., 2001. Effects of a 40-year afforestation made up by *Cedrus atlantica* and *Pinus halepensis* on soil chemistry and fertility of a Mediterranean soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 81(5): 553-560.

PINZARI F., DELL'ABATE M. T., BENEDETTI A., DAZZI C., 2002. Energy use in the A and B horizons of the soil under a pine and a cedar stand. *Developments in Soil Science*, Volume 28B (A. Violante, P.M. Huang, J.M. Bollag, L. Gianfreda Eds.) Elsevier Science B.V., pp. 405-414.

IL CONTRIBUTO DELLA PEDOLOGIA NELLA PIANIFICAZIONE COMUNALE: APPLICAZIONI ALL'AREA DI MONASTIR (SARDEGNA MERIDIONALE)

M. Orrù, A. Vacca

Dipartimento di Scienze della Terra, Università di Cagliari, Via Trentino 51, 09127 Cagliari

Abstract

Sealing and loss of prime agricultural soils by urban and industrial development have been found to be among the main physical soil degradation processes in Sardinia where, due to limited soil resource, this phenomenon is of great concern. Since urban and industrial development are planned within the frame of Municipal Urban Plans, the purpose of this study is to bring a methodological contribution to make sound geopedological studies and to define the criteria to be followed for the sound choice of soil uses in the mentioned Plans. The proposed methodology foresees: a soil survey for making the Pedolandscape Map, 1:10.000 scale, and the application of the Land Capability Classification system; a soil use survey for making the Soil Use Map at 1:10.000 scale; the application of the Land Suitability Evaluation system to evaluate the level of suitability of soils to the different possible uses. This methodology has been applied to the municipal territory of Monastir (southern Sardinia). The Authors believe that the proposed methodology may direct municipal urban planning towards a rational land use.

Key words: pedology, Municipal Urban Plans, Land Suitability Evaluation.

Riassunto

Il consumo di suoli di elevato pregio agricolo causato dall'urbanizzazione e dall'espansione delle attività industriali è stato riconosciuto come uno dei principali processi di degradazione fisica del suolo anche in Sardegna, dove a causa della limitatezza della risorsa suolo tale fenomeno è particolarmente rilevante. Poiché l'urbanizzazione e l'espansione delle attività industriali vengono pianificate nell'ambito dei Piani Urbanistici Comunali, il presente lavoro vuole portare un contributo metodologico che risponda alle odierne necessità relativamente alla predisposizione delle indagini geopedologiche ed alla definizione dei criteri da adottare nella scelta delle destinazioni d'uso nei succitati Piani. La metodologia proposta prevede: un rilevamento pedologico con elaborazione della Carta dei Pedopaesaggi, in scala 1:10.000, e relativa classificazione del territorio in base alla Capacità d'uso per fini agro-silvo-pastorali; un rilevamento dello stato d'uso del territorio con redazione della Carta dell'uso del suolo in scala 1:10.000; l'applicazione del metodo della Land Suitability Evaluation al fine di valutare il grado di attitudine dei suoli ai diversi usi proponibili. Tale metodologia è stata applicata al territorio comunale di Monastir, nella Sardegna meridionale. Gli Autori ritengono che la metodologia proposta possa indirizzare la pianificazione urbanistica comunale verso un razionale utilizzo del territorio.

Parole chiave: pedologia, Piani Urbanistici Comunali, Land Suitability Evaluation.

Introduzione

La conversione di aree agricole ad usi non agricoli, dovuta all'espansione delle attività industriali ed all'urbanizzazione, e l'apertura di cave in aree agricole sono tra i principali fattori di degradazione del suolo in Sardegna (Vacca et al., 2002). Di conseguenza, il consumo di suoli di elevato pregio agricolo è stato riconosciuto come uno dei principali processi di degradazione fisica del suolo nell'isola (Vacca et al., 2002). Tale fenomeno è chiaramente presente in molte altre aree del pianeta (Raimondi et al., 1995; Blum, 1998; UNEP-EEA, 2000; CCE, 2002), ma assume una particolare rilevanza laddove i suoli di elevato pregio agricolo occupano superfici modeste. In Sardegna, i suoli destinabili ad agricoltura intensiva occupano una superficie limitata, inferiore al 20% del territorio regionale (Aru et al., 1990, 1991). Pertanto, il loro consumo o degrado irreversibile costituirebbe un enorme danno per la già debole economia dell'isola ed andrebbe quanto più limitato e controllato.

Le nuove aree da destinare all'espansione delle attività industriali ed all'urbanizzazione civile vengono identificate nell'ambito della pianificazione a livello comunale. La normativa regionale che disciplina la redazione dei Piani Urbanistici Comunali (L.R. 45/89) prevedeva, all'art. 8, la Direttiva per le zone agricole, che avrebbe dovuto essere emanata entro sei mesi dall'approvazione della legge al fine di salvaguardare il territorio agricolo. Le Direttive per le zone agricole sono invece state emanate solo nel 1994 (D.P.G. 228/94). L'articolo 8 di tali Direttive fornisce le indicazioni per l'individuazione delle sottozone agricole: "La ripartizione in sottozone agricole ... deve essere deliberata ... mediante la valutazione dello stato di fatto, delle caratteristiche geopedologiche e agronomiche intrinseche dei suoli e della loro attitudine e potenzialità colturale con idonea rappresentazione cartografica". La normativa non fornisce però indicazioni precise né sui criteri da seguire nella predisposizione delle indagini che dovranno concorre-

re alla pianificazione comunale ed alla zonizzazione delle stesse aree agricole, né sull'incidenza di tali studi sui criteri decisionali. Pertanto, ancora oggi si assiste alla redazione di Piani Urbanistici Comunali in cui talvolta lo studio geopedologico rimane un semplice allegato e talaltra viene corredato di carte in scala di dettaglio e semidettaglio (1:10.000 e 1:25.000) ottenute dall'ampliamento di carte in scala 1:100.000 ed 1:250.000.

Lo studio qui presentato vuole portare un contributo metodologico che, partendo da esperienze pregresse (Fantola e Lai, 1994; Fantola et al., 1995a, 1995b), risponda alle odierne necessità relativamente alla predisposizione delle indagini geopedologiche ed alla definizione dei criteri da adottare nella scelta delle destinazioni d'uso nei Piani Urbanistici Comunali, sottolineando l'importanza dello studio pedologico in questa fase del processo di pianificazione.

Materiali e metodi

L'area d'indagine è costituita dal territorio comunale di Monastir, localizzato nella Sardegna meridionale (fig. 1), che occupa una superficie di 3.176 ha. Il territorio è caratterizzato da un'area collinare, localizzata nella sua porzione meridionale, in cui affiorano lave andesitiche ed andesitico basaltiche dell'Oligocene, alternate a sequenze piroclastico-sedimentarie ed a lave andesitiche grigie, e marne, argille, arenarie e conglomerati di età compresa tra l'Eocene medio ed il Miocene (Assorgia et al., 1993). Nella porzione centro-settentrionale del territorio, da subpianeggiante a pianeggiante, affiorano depositi alluvionali quaternari, articolati in quattro ordini di terrazzi, e depositi coluviali quaternari localizzati alla base dei versanti collinari.

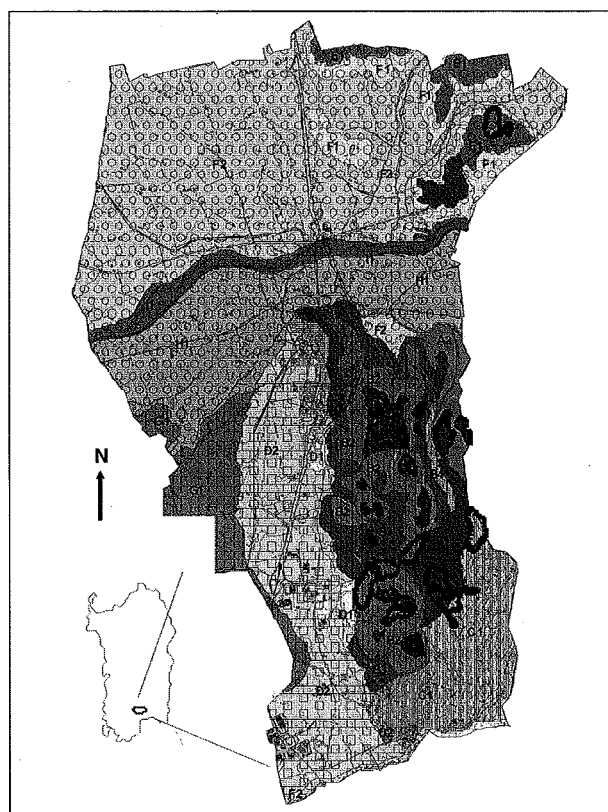


Figura 1. Carta dei Pedopaesaggi dell'area di Monastir

L'area è compresa tra 53 e 238 m slm. Il clima è caratterizzato da precipitazioni medie annue di 533 mm e da temperature medie annue di 16° C (Ente Autonomo del Flumendosa, 1998). L'evapotraspirazione potenziale media annua, calcolata mediante le tavole fornite da Thornthwaite e Mather (1957), è di 847 mm. Il regime di temperatura e quello di umidità del suolo sono stati stimati essere termico e xerico, rispettivamente.

Il territorio comunale di Monastir ha una spiccata vocazione agricola (tab. 1). La superficie utilizzabile per fini agricoli è di circa 2.800 ha e la quota in uso alle aziende agricole è attualmente di circa 2.000 ha. Le colture arboree, soprattutto quelle agrumicole, rappresentano da tempo un'importante fonte di reddito, anche se negli ultimi anni, a causa della scarsa disponibilità idrica, si è avuto un evidente calo produttivo. I seminativi ed il pascolo si vanno sempre più espandendo in tutto il territorio andando ad occupare superfici precedentemente utilizzate a vigneto.

Il metodo qui proposto per la predisposizione delle indagini geopedologiche e per la definizione dei criteri da adottare nella scelta delle destinazioni d'uso nei Piani Urbanistici Comunali è articolato nelle seguenti fasi:

- rilevamento pedologico ed elaborazione della Carta dei Pedopaesaggi, in scala 1:10.000, e relativa classificazione del territorio in base alla Capacità d'uso per fini agro-silvo-pastorali (Klingebiel e Montgomery, 1961);
- rilevamento dello stato d'uso del territorio e redazione della Carta dell'uso del suolo in scala 1:10.000;
- applicazione del metodo della Land Suitability Evaluation (FAO, 1976) al fine di valutare il grado di attitudine dei suoli ai diversi usi proponibili.

Tabella 1. Riepilogo delle principali caratteristiche aziendali nel comune di Monastir (ISTAT, 2000)

Caratteristiche aziendali	Numero aziende	Superficie totale (ha)	Numero capi
Aziende con coltivazioni	529	1988,78	
Aziende con allevamenti	27		5.889
Aziende non più esistenti	69		
Aziende non censite	61		

Rispetto alle metodologie finora proposte (Fantola e Lai, 1994; Fantola et al., 1995a, 1995b), che prevedevano la realizzazione di una Carta Pedologica in scala 1:10.000, il metodo qui presentato prevede l'elaborazione di una Carta dei Pedopaesaggi. Tale scelta nasce dalla considerazione del fatto che normalmente le indagini pedologiche per i Piani Urbanistici Comunali vengono affidate a liberi professionisti cui vengono messi a disposizione budget economici di entità relativamente modesta, assolutamente insufficienti per la realizzazione di carte pedologiche in scala 1:10.000 secondo gli standard di densità delle osservazioni internazionalmente riconosciuti, cioè 1 osservazione ogni 2 ha (Giordano, 1999). Una Carta dei Pedopaesaggi che, partendo dalla fotointerpretazione e dalle informazioni geomorfologiche e vegetazionali, generalmente disponibili, venga realizzata attraverso un rilevamento concentrato lungo transetti rappresentativi delle diverse unità di paesaggio identificate pare invece più adatta alle condizioni di lavoro imposte ai professionisti incaricati. Anche i sistemi di valutazione del territorio proposti, la Land Capability Classification (Klingebiel e Montgomery, 1961) e la Land Suitability Evaluation (FAO, 1976), per quanto datati, hanno il pregio di essere di semplice utilizzo (si ritrovano facilmente in letteratura le tabelle di riferimento per la maggior parte delle utilizzazioni) e di facile comprensione da parte dei pianificatori.

Il metodo proposto è stato applicato all'area d'indagine. I suoli sono stati descritti in accordo col Soil Survey Division Staff (1993). Sui campioni prelevati sono state eseguite, secondo le procedure pubblicate dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (2000), le seguenti analisi: pH(H₂O), pH(KCl), carbonio organico, tessitura, basi di scambio, acidità di scambio, capacità di scambio cationico. I suoli sono stati classificati in accordo con Soil Survey Staff (1999). L'uso del suolo è stato rilevato direttamente in campo. Inoltre, è stato ricostruito l'andamento dell'espansione urbana ed industriale, comprese le cave, mediante l'uso di riprese aeree effettuate nel 1968 (foto b/n a scala 1:23.000), nel 1977 (foto a colori a scala 1:13.000), nel 1987 (foto b/n a scala 1:33.000), nel 1992 (foto b/n a scala 1:40.000) e per rilevamento diretto in campo.

Risultati e discussione

La figura 1 presenta la Carta dei Pedopaesaggi realizzata, originalmente in scala 1:10.000, nel territorio in esame. Sono stati aperti e descritti 26 profili rappresentativi, dai cui orizzonti pedogenetici sono stati prelevati 93 campioni, successivamente analizzati in laboratorio. La Legenda che accompagna la Carta dei Pedopaesaggi da delle indicazioni sul substrato geologico, sulla morfologia e sugli aspetti fisiografici dell'unità, e presenta inoltre la descrizione dei suoli, la loro classificazione e la classe di capacità d'uso, con l'indicazione delle principali limitazioni (tab. 2).

I suoli presentano caratteri differenti in funzione del substrato pedogenetico da cui derivano e della morfologia del territorio. Nella porzione collinare, laddove affiorano andesiti, marne, argille, arenarie e conglomerati di età compresa tra l'Eocene medio ed il Miocene, i suoli presentano generalmente profilo A-R, A-C e A-Bw-C, con profondità variabile in funzione del substrato e tessitura da franco argillosa a franco sabbiosa. In pianura, su depositi alluvionali quaternari, i suoli presentano caratteri differenti in funzione dell'età del substrato. Sui depositi pleistocenici i suoli evidenziano la presenza di orizzonti petrocalcici, calcici ed argillici, ed hanno una tessitura franco sabbioso argillosa in superficie e da argillosa a franco argillosa in profondità. Sulle alluvioni oloceniche i suoli presentano un profilo A-Bw-C e A-C, sono molto profondi e con tessitura franco sabbioso argillosa. E' stata inoltre realizzata una Carta dell'uso del suolo (fig. 2), originariamente in scala 1:10.000, al fine di fornire una rappresentazione cartografica sullo stato d'uso attuale dei suoli.

L'applicazione della Land Suitability Evaluation ha consentito di valutare il grado di attitudine dei suoli, e quindi delle diverse unità della Carta dei Pedopaesaggi, ai diversi usi proponibili nell'area (agricolo, pascolivo, edilizia) evidenziandone la loro vocazione d'uso (tab. 3). Per la valutazione, sono state utilizzate tabelle di riferimento, ritrovate in letteratura (Aru et al., 1989; Fantola et al., 1995b), per ciascuno degli usi considerati.

La ricostruzione dell'andamento dell'espansione urbana ed industriale, relativamente al periodo 1968-2003, ha evidenziato come questa sia avvenuta principalmente a spese di suoli appartenente alla II e III classe di Capacità d'uso (tab. 4). Viene quindi confermato il trend generale, riscontrato anche in passato in altre aree dell'hinterland cagliaritano (Aru et al., 1983).

L'attività di cava, destinata all'estrazione di argille per laterizi e di materiali lapidei, ha invece prevalentemente interessato suoli appartenenti alla IV e VII classe di Capacità d'uso.

Tabella 2. Legenda della Carta dei Pedopaesaggi

UNITA' DI PAESAGGIO		SUOLI			LAND CAPABILITY	
Substrato Geologico	Morfologia e aspetti fisici	Descrizione dei suoli	Classificazione (So il Taxonomy, 1999)	Unità cartografiche	Principali limitazioni	Classi
A-Suoli su argille, arenarie e conglomerati: "FORMAZIONE DE L'CIAXER RE" (Eocene medio) e relativi depositi colluviali.	A1-Aree con forme ondulate vesanti con pendenze non deviate. Erosione idrica diffusa, debole.	Suoli a profilo A-B k-Bk-C, profondi, da franco sabbioargilloso (in superficie) a franco sabbioso (in profondità), poco permeabili, subacalini, saturi.	CON SOCIAZIONE DI Petrocalc Palexeralfs	A1	Eccesso di carbonati, presenza di orizzonti petrocalcici, poco permeabili, eccesso di scheletro, moderato periodo di erosione.	IV
	A2-Aree conformi da pianeggianti ad ondulate. Erosione diffusa, debole.	Suoli a profilo A-Bk-C, profondi, da franco sabbioargilloso (in superficie) a franco sabbioso (in profondità), poco permeabili, subacalini, saturi.	CON SOCIAZIONE DI Mollic Haploxeralfs		III	
B-Suoli sulle andesti (Oligocene) e relativi depositi colluviali.	B1-Aree con forme da ondate collinari, prevalentemente prive di copertura arbustiva ed arborea. Erosione idrica diffusa e incandala, forte. Posizione fisiografica: alto versante.	Rocce affioranti, suoli a profilo A-R, poco profondi, franco sabbiosi, permeabili, neutri saturi.	ASSOCIAZIONE DI: Rock outcrop Lithic Xerollics	B1	Sviluppato geneticamente, forte periodo di erosione.	VIII
	B2-Aree con forme ondulate collinari, denaggo eccessivo. Erosione idrica diffusa, moderata. Posizione fisiografica: versante medio-alto.	Suoli a profilo A-C, poco profondi, franco sabbioargilloso, poco permeabili, acalini, saturi.	CON SOCIAZIONE DI: Typic Xerollics		VII	
	B3-Aree con forme ondulate, denaggo buono. Erosione idrica diffusa, debole. Posizione fisiografica: medio versante.	Suoli a profilo A-C e A-Bw-Bk-C, da poco profondi a medianamente profondi, franco argillosi, poco permeabili, acalini, saturi.	ASSOCIAZIONE DI: Vertic Calcixeralfs Typic Xerollics		III	
	B4-Aree conformi da pianeggianti, denaggo lento. Erosione assente. Posizione fisiografica: basso versante.	Suoli a profilo A-Bss-Bw-C, profondi, argillosi, poco permeabili, alcalini, saturi.	CON SOCIAZIONE DI: Typic Haploxeralfs		II	
C-Suoli su argille, arenarie e conglomerati: "FORMAZIONE DI USS ANA" (Oligocene sup.-Aquitani) e relativi depositi colluviali.	C1-Aree conformi da ondate collinari, denaggo eccessivo. Erosione idrica incandala forte.	Suoli a profilo A-Bw-C e A-C, da poco profondi a medianamente profondi, argillosi, poco permeabili, subacalini, parzialmente desertici.	ASSOCIAZIONE DI: Typic Haploxeralfs Typic Xerollics	C1	Bassa permeabilità, eccesso di scheletro, forte periodo di erosione.	IV
	C2-Aree conformi da ondate a pianeggianti, denaggo buono. Erosione idrica incandala moderata.	Suoli a profilo A-Bw-C, profondi argillosi, poco permeabili, subacalini, saturi.	CON SOCIAZIONE DI: Typic Haploxeralfs	C2	Bassa permeabilità, eccesso di scheletro.	IV
D-Suoli su marne e arenarie del Miocene e relativi depositi colluviali.	D1-Aree conformi da sub-pianeggianti a pianeggianti, denaggo buono. Erosione idrica incandala, debole.	Suoli a profilo A-Bw-C, poco profondi argillosi, poco permeabili, acalini saturi.	CON SOCIAZIONE DI: Vertic Haploxeralfs	D1	Bassa permeabilità, moderato periodo di erosione.	I
	D2-Aree conformi da pianeggianti a tratti depresse, denaggo buono. Erosione idrica incandala debole.	Suoli a profilo A-Bk-C e A-Bw-Bk-C, da poco profondi a profondi, argillosi, poco permeabili, alcalini, saturi.	ASSOCIAZIONE DI: Vertic Haploxeralfs Vertic Calcixeralfs	D2	Bassa permeabilità.	II
E-Suoli su depositi alluvionali terrazzati (Pliocene inf.).	E1-Aree conformi da pianeggianti a tratti ondulate, denaggo moderato. Erosione idrica diffusa moderata.	Suoli a profilo A-BBtk-m-C e A-Bk-Btk-C, profondi da franco sabbio argilloso (in superficie) ad argilloso (in profondità), poco permeabili, alcalini, saturi.	ASSOCIAZIONE DI: Petrocalc Palexeralfs Calcic Palexeralfs Calcic Argixeralfs	E1	Eccesso di carbonati orizzonte petrocalcico, bassa permeabilità, eccesso di scheletro.	IV
F-Suoli su depositi alluvionali terrazzati (Pliocene medio-sup.).	F1-Aree con forme ondulate, denaggo buono a moderato. Erosione idrica diffusa, moderata. Posizione fisiografica: versante medio-alto.	Suoli a profilo A-Bk-Btk-C, A-Bw-Btk-C, da franco sabbio argilloso (in superficie) ad argilloso (in profondità), poco permeabili, da subacalini ad alcalini saturi.	ASSOCIAZIONE DI: Calcic Palexeralfs Aquic Palexeralfs		F1	Eccesso di carbonati, bassa permeabilità, eccesso di scheletro, moderato periodo di erosione.
	F2-Aree con forme da pianeggianti a tratti depresse, denaggo lento. Moderato rischio di inondazione.	Suoli a profilo A-Bk-Btk-C, A-Bw-Btk-C, da franco sabbio argilloso (in superficie) ad argilloso (in profondità), poco permeabili, da subacalini ad alcalini saturi.	ASSOCIAZIONE DI: Calcic e Aquic Palexeralfs Lithic Haploxeralfs	F2	Eccesso di carbonati, bassa permeabilità, eccesso di scheletro, moderato rischio di inondazione.	III
G-Suoli su depositi colluviali (Giacis) del Pliocene medio-sup.	G1-Aree conformi da pianeggianti a sub-pianeggianti, denaggo buono. Erosione assente.	Suoli a profilo A-Bk-C e A-Bk-Btk, profondi, da franco sabbio argilloso (in superficie) ad argilloso franco argilloso (in profondità), poco permeabili, acalini, saturi.	ASSOCIAZIONE DI: Typic Palexeralfs Calcic Haploxeralfs	G1	Bassa permeabilità, petrosità elevata.	II
H-Suoli su depositi alluvionali terrazzati (Oligocene)	H1-Aree conformi da pianeggianti a sub-pianeggianti, denaggo buono. Moderato rischio di inondazione.	Suoli a profilo A-Bw-C e A-C, profondi, franco sabbio argilloso, permeabili, da subacalini ad alcalini saturi.	ASSOCIAZIONE DI: Fluventic Haploxeralfs Typic Xerollics	H1	Petrosità elevata, moderato rischio di inondazione.	I
I-Suoli su depositi alluvionali recenti e attuali.	I1-Aree con forme da pianeggianti a tratti depresse in corrispondenza del fiume Marnu. Costanti rischio di inondazione.	Aree di non suolo.		I1	Petrosità elevata, costante periodo di inondazione.	VIII

Tabella 3. Schema finale delle classi di suscettività d'uso per ciascuna unità cartografica

Unità cartografiche	Usi agricoli				Altri usi	
	Culture arboree	Culture ortive	Culture cerealicole	Vigneti da vino	Pascolo	Edilizia
A1	S3-N1	S3	S3	S2	S2	S2
A2	S3-N1	S3	S2	S3	S2	S2
B1	N2	N2	N2	N2	N2	N2
B2	S3-N1	S3	S3	S3	S3	S3
B3	N1	S3	S2	S2-S3	S2	S3
B4	N1	S3	S2	S2-S3	S2	S3
C1	N1	S3	S3	S3	N1	S2
C2	N1	S3	S3	S3	S3	S2
D1	S3	S2	S2	S3	S3	S3
D2	S2-S3	S2	S2	S2-S3	S3	S3
E1	S3-N1	S3	S3	S3	S2	S1-S2
F1	S3-N1	S3	S3	S3	S3	S2
F2	N1	S3	S3	S3	S3	S2-S3
G1	S3-N1	S3	S2	S3	S2	S3
H1	S2	S3	S3	S3	S2	S3
I1	N2	N2	N2	N2	N2	N2

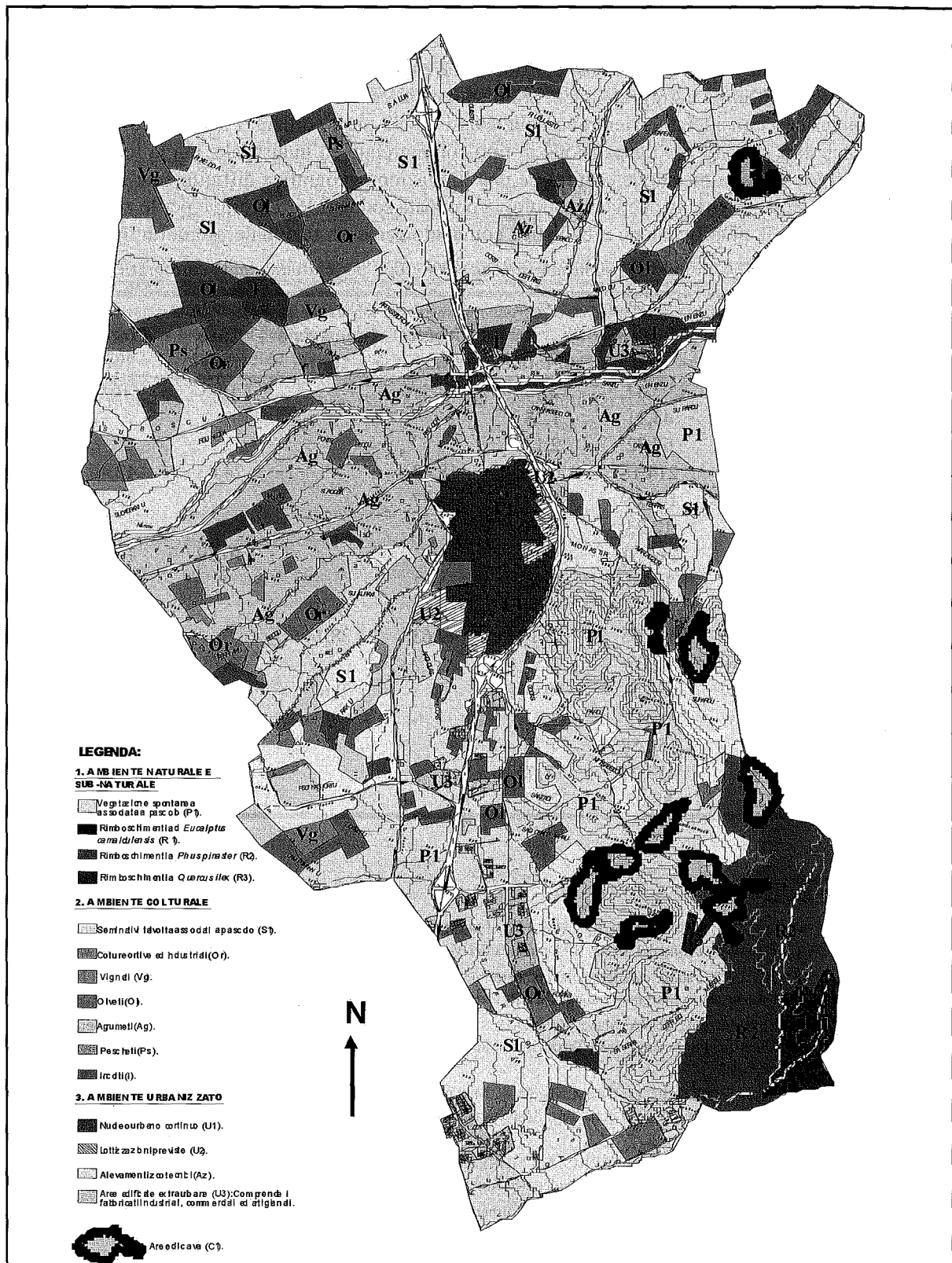


Figura 2. Carta dell'uso del suolo dell'area di Monastir

L'applicazione della metodologia proposta ha pertanto consentito di valutare la risorsa suolo e di valutare il grado di attitudine dei suoli ai diversi usi proponibili (agricolo, pascolivo, edilizia). L'analisi incrociata degli elaborati prodotti consente di individuare nelle unità cartografiche B3, B4, D1, D2, G1 ed H1 (soggetta a moderato rischio di inondazione) quelle a maggior rischio di occupazione a seguito dell'espansione delle attività industriali e dell'urbanizzazione. Tali unità, appartenenti alla II e III classe di Capacità d'uso ed alle classi S2 ed S3 per le colture ortive e cerealicole, sono quelle più prossime all'attuale centro abitato o si ritrovano lungo la S.S. 131, che collega

Monastir a Cagliari. Al fine di tutelare questi suoli agricoli, sarebbe opportuno indirizzare l'espansione urbana verso i suoli dell'unità cartografica F2 più prossima al paese. In quest'area, infatti, i suoli rientrano nella classe S2 per l'edilizia e, generalmente, nella S3 per gli altri usi considerati. L'espansione di tipo commerciale ed industriale potrebbe invece occupare i suoli dell'unità cartografica E1, più distante dal centro abitato, che presentano limitazioni molto rilevanti per gli usi agricoli considerati e rientrano nelle classi S1-S2 per l'edilizia. I suoli delle unità cartografiche C1 e C2 sarebbero anch'essi indicati per l'espansione di tipo commerciale ed industriale, ma la loro lontananza dal paese e dalle principali vie di comunicazione costituisce una limitazione geografica difficilmente superabile.

In conclusione, si ritiene che la metodologia proposta soddisfi le "Direttive per le zone agricole" ed il suo utilizzo possa indirizzare la pianificazione urbanistica comunale verso un razionale uso del territorio.

Tabella 4. Consumo dei suoli nel periodo 1968-2003 per ciascuna unità cartografica

Unità cartografiche	Classi di capacità d'uso	Superfici (ha)	%	Espansione				
				Urbana (ha)	Industriale (ha)	Cave (ha)	Totale (ha)	% dell' unità
A1	IV e,s,w	93,47	2,94			16,6	16,6	17,76
A2	III s, w	43,91	1,38					
B1	VIII	67,72	2,13					
B2	VII	214,18	6,74	18,43		24,03	42,46	19,82
B3	III e, w	168,09	5,29	23,77			23,77	14,14
B4	II w	12,23	0,38					
C1	IV e,w	214,57	6,75			10,39	10,39	4,84
C2	IV e, s, w	17,06	0,53					
D1	II w	30,72	0,96		9,40		9,40	30,59
D2	II w	511,65	16,10	49,63	28,14		77,77	15,20
E1	IV e, s,w	81,07	2,55			6,78	6,78	8,36
F1	III e, s, w	983,11	30,94		9,67		9,67	0,98
F2	III e, s, w	86,41	2,71			0,64	0,64	0,74
G1	II w	150,58	4,73					
H1	II w	413,21	13,00					
I1	VIII	88,88	2,79					

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. CNR, PF Conservazione del Suolo, SP Dinamica dei Versanti, UO 25, pubbl. n. 94, 39 pp., 1 carta in scala 1:30.000.
- ARU, A., BALDACCINI, P., LOJ, G., 1989. I suoli: caratteristiche che determinano la marginalità e la loro valutazione per il pascolo. In: L. Idda (Ed.): Sistemi agricoli marginali. Lo scenario Margine-Planargia. CNR, Progetto Finalizzato IPRA, Sassari, 29-52.
- ARU, A., BALDACCINI, P., DELOGU, G., DESSENA, M.A., MADRAU, S., MELIS, R.T., VACCA, A., VACCA, S., 1990. Carta dei suoli della Sardegna, in scala 1:250.000. Dipartimento Scienze della Terra Università di Cagliari, Assessorato Regionale alla Programmazione Bilancio ed Assetto del Territorio, SELCA (Firenze).
- ARU, A., BALDACCINI, P., VACCA, A., DELOGU, G., DESSENA, M.A., MADRAU, S., MELIS, R.T., VACCA, S., 1991. Nota illustrativa alla Carta dei suoli della Sardegna. Dipartimento Scienze della Terra Università di Cagliari, Assessorato Regionale alla Programmazione Bilancio ed Assetto del Territorio, Cagliari, 83 pp.
- ASSORGIA, A., BARCA, S., BRAVIN, E., CARTA, M., FARRIS, M., FIORI, M., GRILLO, S.M., MARCELLO, A., PRETTI, S., RIZZO, R., SPANO, C., 1993. Carta geologica e delle georisorse del distretto vulcanico Monastir-Furtei. Ente Minerario Sardo, Banco di Sardegna, scala 1:25.000.
- BLUM, W.E.H., 1998. Soil degradation caused by industrialization and urbanization. In: H.P. Blume, H. Eger, E. Fleischauer, A. Hebel, C. Reij, K.G. Steiner (Eds.): Towards sustainable land use, Vol. I, 755-766, Advances in Geoecology 31, Catena Verlag, Reiskirchen.
- CCE (Commissione delle Comunità Europee), 2002. Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo. Verso una strategia tematica per la protezione del suolo. COM 179 del 16.04.2002, Bruxelles.
- Ente Autonomo del Flumendosa, 1998. Nuovo studio dell'idrologia superficiale della Sardegna. Regione Autonoma della Sardegna, Assessorato della Programmazione, Bilancio ed Assetto del Territorio-Centro Regionale di Programmazione, Cagliari, CD-rom.
- FANTOLA, F., LAI, M.R., 1994. Il contributo della geopedologia nella pianificazione territoriale: il Piano urbanistico del comune di Quartu S.Elena (Sardegna meridionale). Atti dell'VIII Congresso Nazionale dell'Ordine dei Geologi, Roma, Italia, 21-23 gennaio 1994, 277-293.
- FANTOLA, F., LAI, M.R., ARU, A., 1995a. Il contributo della geopedologia nella pianificazione comunale: l'area campione di Quartu Sant'Elena (Sardegna meridionale). Convegno annuale S.I.S.S. "Il Ruolo della Pedologia nella Pianificazione e Gestione del Territorio", Cagliari, 6-10 giugno 1995, 347-349.
- FANTOLA, F., LODDO, S., PUDDU, R., ARU, A., 1995b. Studi pedologici e territoriali per l'adeguamento del Piano Urbanistico Comunale al Piano Territoriale Paesistico nel comune di Assemmini (Sardegna meridionale). Atti del Convegno annuale S.I.S.S. "Il Ruolo della Pedologia nella Pianificazione e Gestione del Territorio", Cagliari, 6-10 giugno 1995, 233-247.
- FAO, 1976. A framework for land evaluation. Soil Bulletin n. 32, FAO, Rome.

- GIORDANO, A., 1999. Pedologia. UTET, Torino, 364 pp.
- ISTAT, 2000. 5° Censimento generale dell'agricoltura.
- KLINGEBIEL, A.A., MONTGOMERY, P.H., 1961. Land Capability Classification. Soil Conservation Service, U.S.D.A. Handbook No. 210, Washington D.C.
- MINISTERO DELLE POLITICHE AGRICOLE E FORESTALI, 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Collana di metodi analitici per l'agricoltura, Franco Angeli Editore, Milano, Italia.
- RAIMONDI, S., DAZZI, C., FIEROTTI, G., 1995. Consumo del suolo e modificazioni indotte dall'urbanizzazione nella fascia costiera orientale di Palermo. Atti del Convegno annuale S.I.S.S. "Il Ruolo della Pedologia nella Pianificazione e Gestione del Territorio", Cagliari, 6-10 giugno 1995, 211-221.
- SOIL SURVEY DIVISION STAFF, 1993. Soil survey manual. USDA-SCS Agric. Handb. 18. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second Edition. USDA-NRCS Agric. Handb. 436. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- THORNTHWAITE, C.W., MATHER, J.R., 1957. Instruction and Tables for Computing Potential Evapotranspiration and the Water Balance. Publications in Climatology 10 (3), Centerton, NJ.
- UNEP-EEA, 2000. Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. A challenge for the 21st century. Environmental issue series No 16. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 92-9167-398-6, 32 pp.
- VACCA, A., LODDO, S., SERRA, G., ARU, A., 2002. Soil degradation in Sardinia (Italy): main factors and processes. In: P. Zdruli, P. Steduto, S. Kapur (Eds.): 7th International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate (Selected Papers), Options Méditerranéennes, Series: Mediterranean Seminars, Volume A50, Valenzano (BA), Italy, ISBN 2-85352-248-2, ISSN 1016-121X, 413-423.

UNA METODOLOGIA AUTO-VALIDANTE PER LA QUANTIFICAZIONE DELLA FASE AMORFA IN SUOLI DELL'ETNA

Salvatore Parisi ¹, Edward Meijer ², Carmelo Dazzi ¹, Peter Burman ²

¹ Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia, Università di Palermo

² Laboratory of Soil Science and Geology, Wageningen University (NL)

Abstract

Volcanic soils are known to have a clay-size mineral assemblage dominated by short-range-order minerals, such as allophane and imogolite, which affect remarkably soil water retention properties because of their high water binding capacity (Shoji et al., 1993). Moreover, amorphous components are characterized by a certain content of structural water.

This work is aimed at applying a new self-consistent methodology in order to quantify the amorphous phase of Andisols through the quantification, not only of Fe, Al and Si oxides, but also of their structural water.

Three soil profiles were selected on volcanic substrata along the North-Western slope of Mount Etna (Sicily). They are located at different altitudes and covered by different vegetation forest stands. Soil profiles were described in field, sampled according to the horizon sequence, analysed in laboratory and classified according to Soil Taxonomy. Standard laboratory analyses were carried out together with the application of a methodology that consists of a sequence of thermogravimetric analyses (TGA) combined with specific chemical analyses. TGA were performed on different sub-samples: fine-earth original sample, hydrogen-peroxide oxidized sample and ammonium oxalate extracted sample. Weight loss was measured in the following ranges of temperature: room temperature-105 °C; 105-200 °C; 200-400 °C; 400-950 °C. TGA results were plotted as curves that show the weight loss in each range. Amorphous phase and the relative content of structural water are part of the total weight loss. Their quantification was achieved both with the help of TGA results and through the gravimetry of masses involved in each step of the methodology checking for internal consistency on the basis of chemical analyses results.

Even though results are limited to few Etna soils, our findings show that the methodology can be a valuable tool for a better understanding of the properties of amorphous phase in volcanic soils. A wider and universal validity could only be enhanced with the application of the methodology to volcanic soils of various pedo-environmental conditions.

Key words: amorphous phase, structural water, thermogravimetric analyses, Andisols

Riassunto

I suoli vulcanici presentano una mineralogia dominata dalla presenza di minerali a basso ordine cristallino quali l'allofane e l'imogolite che, avendo una notevole capacità di trattenere l'acqua, ne condizionano fortemente le caratteristiche di ritenzione idrica (Shoji et al., 1993). I componenti amorfi si caratterizzano, inoltre, per un certo contenuto in acqua strutturale.

Lo scopo di questo lavoro è applicare una nuova metodologia, definita auto-validante, capace di quantificare la fase amorfa degli Andisuoli attraverso la determinazione, non solo della quantità di ossidi di Fe, Al e Si, ma anche del relativo contenuto in acqua strutturale.

A tal fine nel versante Nord-occidentale del Monte Etna (Sicilia) sono stati selezionati tre profili di suolo su materiale vulcanico, situati a tre diverse altitudini e sotto differenti tipi vegetazionali. I suoli sono stati descritti in campo, campionati secondo la sequenza degli orizzonti pedogenetici, analizzati in laboratorio e classificati secondo i criteri della Soil Taxonomy. Accanto alle analisi routinarie di laboratorio, si è proceduto all'applicazione di una metodologia che consiste in una sequenza di analisi termogravimetriche (TGA) in combinazione con un set di analisi chimiche specifiche. Le analisi termogravimetriche sono state eseguite su tre diverse tipologie di sub-campione: campione originario di terra fine, campione ossidato con perossido di idrogeno e campione sia ossidato che estratto con ossalato acido di ammonio. La perdita in peso è stata rilevata nei seguenti intervalli di temperatura: temperatura ambiente-105 °C; 105-200 °C; 200-400 °C; 400-950 °C. I risultati delle analisi sono stati rappresentati sotto forma di curve che mostrano la perdita in peso in ciascun intervallo. La quantificazione della fase amorfa e della relativa acqua strutturale, che costituiscono solo una aliquota della perdita in peso totale, è stata ottenuta con l'ausilio dei risultati delle TGA, e allo stesso tempo, con il bilancio gravimetrico delle masse impiegate in ogni fase della metodologia, utilizzando i risultati delle analisi chimiche per verificarne la congruenza.

I risultati ottenuti, sia pure limitati ad alcuni suoli dell'Etna, consentono di affermare come tale metodologia possa costituire un valido strumento per la conoscenza delle sostanze amorfie dei suoli vulcanici. La sua più ampia ed universale validità potrà essere avvalorata solo dalla applicazione a suoli vulcanici di diversi ambienti pedo-climatici.

Parole chiave: fase amorfa, acqua strutturale, analisi termogravimetriche, Andisuoli

Introduzione

I suoli vulcanici presentano una mineralogia dominata dalla presenza di minerali a basso ordine cristallino, quali l'allofane e l'imogolite, che avendo una notevole capacità di trattenere acqua, ne condizionano fortemente le caratteristiche di ritenzione idrica (Shoji et al., 1993). Al contenuto idrico totale dei componenti amorfi contribuiscono, con quantità relative difficilmente distinguibili, sia l'acqua di adsorbimento che l'acqua strutturale (MacKenzie et al., 1991).

Scopo di questo lavoro è di applicare una nuova metodologia, che può essere definita auto-validante, capace di quantificare la fase amorfa degli Andisuoli e il corrispondente contenuto in acqua strutturale.

Di fatto, la frazione amorfa inorganica risulta strettamente associata agli altri componenti del suolo, quali la sostanza organica, per cui sarebbe impossibile separarla per determinarne singolarmente le proprietà di disidratazione. Si è ritenuto, allora, di applicare una sequenza di analisi termogravimetriche (TGA), in combinazione con specifiche analisi chimiche, che consenta di determinare il contributo di ogni componente del suolo alla perdita in peso totale durante il processo di riscaldamento, e in particolare di ricavare quello attribuibile alla fase amorfa. Già in passato le analisi termiche sono state impiegate per stime quantitative di componenti del suolo e si sono rivelate particolarmente utili per l'identificazione e la stima di alcuni minerali a basso ordine cristallino, che non sono facilmente analizzabili per diffrazione ai raggi-X (Karathanasis et al., 1994).

Materiali e metodi

L'area di studio ricade nel versante Nord-occidentale del Monte Etna (Sicilia) (fig. 1) dove, su un substrato di natura vulcanica ed in un ambiente con regime udometrico Udico e termometrico Termico, sono stati aperti, descritti e campionati tre profili posti a quota 1623 m, 1440 m e 1200 m s.l.m., denominati, rispettivamente, Faggio, Roverella e Leccio per via del soprassuolo che sostengono. Fatta eccezione per gli orizzonti organici e per quelli con materiale eccessivamente grossolano, sono stati prelevati per ciascun orizzonte un campione disturbato e, con l'ausilio di cilindretti in plastica, tre campioni indisturbati per un totale di 9 e 24 campioni, rispettivamente. Eseguita la setacciatura a 2 mm, il campione di terra fine è stato analizzato, in una prima fase, secondo i metodi ufficiali di analisi chimico-fisica del suolo. La composizione granulometrica è stata determinata usando come agente disperdente una soluzione di sodio esametafosfato la cui efficacia nei confronti dei materiali vulcanici non è completa. Ciò è dovuto alla presenza di aggregati stabili che resistono tenacemente alla dispersione e alla cui formazione contribuiscono i materiali non cristallini (Shoji et al., 1993). Sono stati misurati il pH in H₂O e in NaF. La capacità di scambio cationico è stata determinata impiegando una soluzione di ammonio acetato (1 mole/L, pH7). Le caratteristiche descrittive e fisico-chimiche, sintetizzate nelle tabelle 1 e 2, consentono di classificare i pedon Faggio, Roverella e Leccio rispettivamente come Vitric Hapludand, Typic Udivitrand e Typic Vitrixerand, (Lo Papa et al., 2002).



Figura 1. La pendice nord-occidentale dell'Etna dove è stato condotto lo studio è indicata con un rettangolo nero

In una fase preliminare il carbonio organico è stato determinato con il metodo Walkley-Black il quale, però, fornisce una stima approssimativa a causa della mancanza di un idoneo fattore di conversione per ciascun suolo analizzato (USDA-NRCS, 1995). Il suo contenuto, insieme a quello di azoto, è stato, quindi, determinato successivamente con un analizzatore elementare (CHN). Sono stati determinati il fosforo assimilabile con il metodo Olsen e l'adsorbimento di fosforo seguendo la procedura standard (soluzione di potassio diidrogeno fosfato a pH 4,6 e lettura allo spettrofotometro con il metodo dell'acido ascorbico).

I campioni indisturbati di terreno sono stati impiegati per la determinazione della densità apparente.

Accanto alle normali analisi di laboratorio, si è proceduto all'applicazione di una sequenza di analisi termogravimetriche (TGA) che, in combinazione con un set di analisi chimiche specifiche, costituiscono l'applicazione vera e propria della metodologia.

Così come riportato nello schema della figura 2, le analisi termogravimetriche (TGA) sono state eseguite su tre diversi sub-campioni:

1. il campione originario di terra fine (TGA prima dell'ossidazione - TGAor),
2. il campione ossidato (TGA dopo ossidazione con perossido di idrogeno - TGAox),
3. il campione estratto (TGA dopo estrazione in ossalato acido di ammonio- TGAex).

Servendosi di una stufa e di una muffola, con l'ausilio di una bilancia analitica è stato rilevato il peso del campione di terra fine a prefissati valori di temperatura (temperatura ambiente, 105 °C, 200 °C, 400 °C, 950 °C) e la relativa perdita in peso ad ogni intervallo (temperatura ambiente - 105 °C, 105 °C - 200 °C, 200 °C - 400 °C, 400 °C - 950 °C) partendo da una nota quantità di suolo secco all'aria (variabile sempre intorno agli 8 g).

Tabella 1. Principali caratteristiche descrittive dei tre pedon

Classificazione	Orizzonte	Profondità (cm)	Limite*	Colore	Tessitura*	Struttura*	Consistenza*	Radici*
<i>Pedon FAGGIO</i>								
Vitric Hapludand	O	0-6	al					
	Ah	6-10	al	10 YR 2/2	S	3 f g	md fr	2 fm
	EB	10-15	ai	10 YR 3/3	S	2 f g	md fr	2 fm
	Bw	15-50	al	7.5 YR 3/4	S	1 f ps	md fr	1 fmg
	2C	50+						
<i>Pedon ROVERELLA</i>								
Typic Udivitrand	O	0-10	al					
	Ah	10-18	al	7.5 YR 3/2	S	3 fm g	md fr	2 fm
	A	18-30	al	7.5 YR 3/2	S	3 fm g	md fr	2 fm
	Bw	30-55	ai	10 YR 4/4	S	2 f ps	md fr	1 fmg
	2Bw	55-120+		10 YR 3/3	S	1 f ps	md fr	1 fmg
<i>Pedon LECCIO</i>								
Typic Vitrikerand	O	0-2	al					
	Ah	2-6	al	10 YR 3/2	S	3 fm g	md fr	2 fm
	A	6-20	al	10 YR 3/3	S	3 fm g	md fr	2 fm
	Bw	20-60	al	10 YR 4/3	S	2 fm ps	md fr	1 fmg
	2Bw	60-100+		10 YR 4/3	S	1 fm ps	md fr	1 fmg

*Abbreviazioni:

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.

Successivamente è stato preparato il campione di suolo ossidato apportando alla metodologia classica di ossidazione della sostanza organica, alcune variazioni che tenessero conto del presumibile elevato contenuto di prodotti allofanici dei campioni esaminati.

A tale scopo un altro campione di terra fine secca all'aria contenente l'equivalente di circa 10 g di materiale inorganico secco a 105 °C, è stato posto su un bagnomaria alla temperatura moderata di 50 °C, ed è stato trattato tre volte consecutivamente con 5 ml di una soluzione di H₂O₂ al 35% e periodicamente rimescolato.

Da quest'ultimo campione dopo aver lasciato evaporare la sospensione all'aria è stata prelevata una quantità pari al 10% (corrispondente a circa 1 g) del materiale ossidato per l'esecuzione della seconda tornata di analisi termogravimetriche (TGA dopo ossidazione), ricavandone la relativa perdita in peso negli intervalli di temperatura già indicati per il campione originario. Contestualmente, una quantità analoga di materiale ossidato è stata impiegata per

l'estrazione e la misura di Fe, Al e Si amorfi in una soluzione di ossalato acido di ammonio a pH=3. A tal fine è stata applicata la procedura standard per estrazioni in ossalato (Buurman et al., 1996) sottoponendo, però, il campione ad una estrazione doppia anzichè a più estrazioni consecutive. Il residuo della doppia estrazione è stato quantitativamente trasferito su filtri di silice e lavato con acqua distillata. Il materiale così ottenuto, risultato dall'ossidazione e dall'estrazione, è stato anch'esso sottoposto all'analisi termogravimetrica, da 105°C a 950°C. In questo caso non viene misurato il peso del residuo alla temperatura ambiente in quanto il materiale sottoposto a lavaggio non raggiunge un rapido equilibrio con l'umidità dell'aria.

Tabella 2. Principali caratteristiche fisico-chimiche dei tre pedon

Pedon	Faggio			Roverella				Leccio			
	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 ₂ O	6,7	6,4	6,9	6,5	7,0	6,9	6,3	6,8	5,4	6,2	6,9
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 ⁻³)	0,55	0,83	0,73	0,60	0,77	-	-	0,72	0,64	-	-
C org (g kg ⁻¹)	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+ kg ⁻¹)	26,0	19,6	10,8	37,6	21,6	14,0	20,4	37,2	34,8	22,8	17,6
Alos (%)	0,79	1,23	1,73	0,70	0,98	1,14	0,80	0,70	0,88	1,10	0,50
Feos (%)	1,53	2,20	2,66	1,17	1,69	2,10	0,71	1,31	1,65	1,72	1,06
Sios (%)	0,49	0,83	1,47	0,32	0,55	0,84	0,85	0,37	0,32	0,70	0,38
Passim (mg kg ⁻¹)	0,12	0,06	0,04	0,11	0,04	0,03	0,02	0,05	0,10	0,06	0,03
Pads (%)	34	25	25	28	28	26	27	25	28	30	27
Argilla (g kg ⁻¹)	53	43	15	33	35	26	25	35	29	25	25
Limo (g kg ⁻¹)	91	107	68	38	84	71	30	85	120	56	33
Sabbia (g kg ⁻¹)	855	850	917	929	881	903	945	880	851	919	942

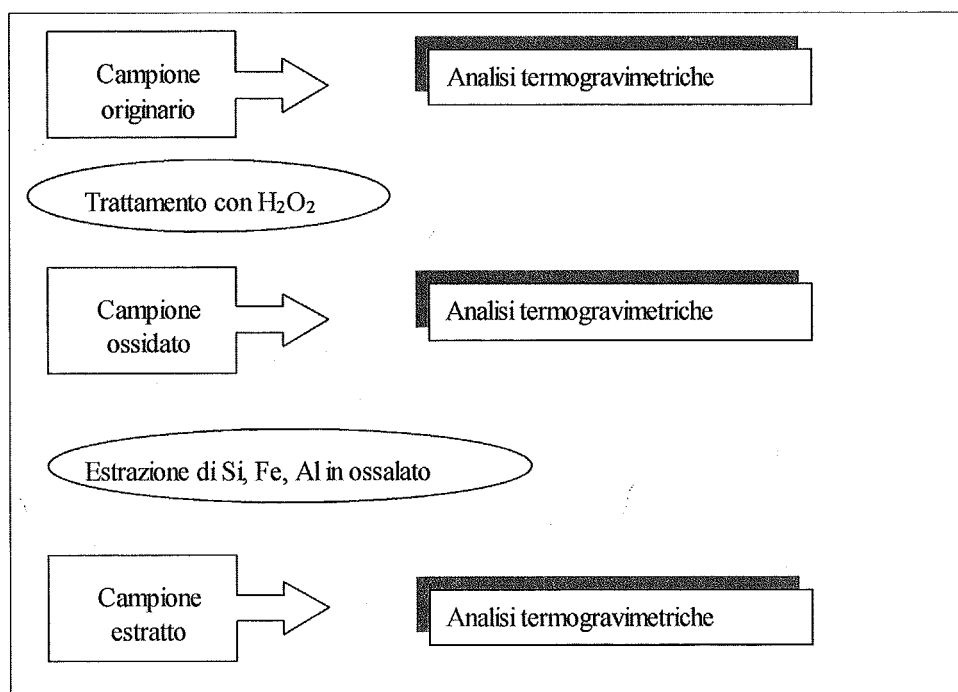


Figura 2. Schema sintetico della metodologia eseguita

Un'ulteriore aliquota del materiale ossidato è stata impiegata per la determinazione con analizzatore elementare di C e N totali. I dati ottenuti da queste analisi sono stati utilizzati per il computo gravimetrico, ma anche per verificare l'eventuale residua presenza di sostanza organica nel campione trattato con H₂O₂. Tale trattamento, infatti, si è rivelato sempre poco efficiente ai fini dell'ossidazione totale della sostanza organica presente tanto che la rimozione di quest'ultima non è stata completa in alcun campione.

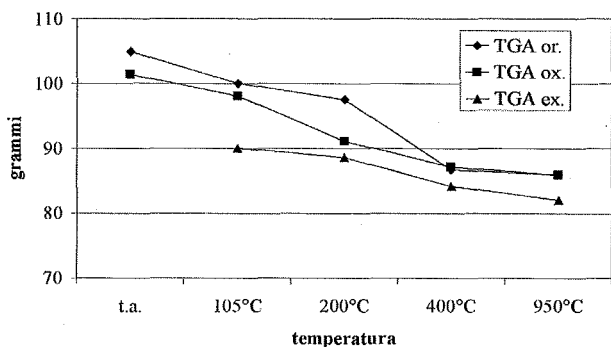
Tutte le operazioni di laboratorio, sono state eseguite gravimetricamente avendo cura, cioè, di rilevare, il peso del materiale-suolo con l'ausilio di una bilancia analitica di precisione in ciascuna fase dell'analisi. Oltre al peso del campione nelle diverse fasi delle analisi termogravimetriche sono stati rilevati i seguenti dati:

1. peso del materiale suolo immesso nel becker prima del processo di ossidazione;
2. peso del materiale suolo presente nel becker dopo il processo di ossidazione;
3. peso dei tre subcampioni prelevati dal becker (un'aliquota per le analisi termogravimetriche, una per l'estrazione, una per la determinazione di C e N).

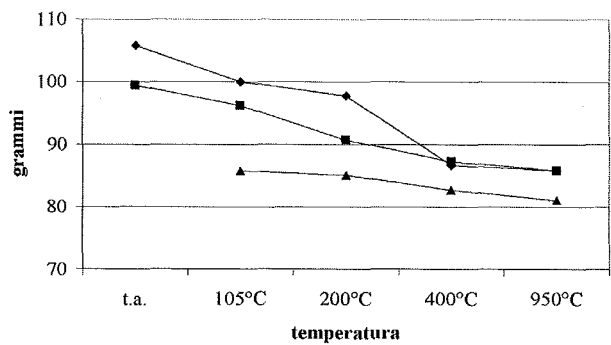
Ciò ha consentito di verificare i risultati delle analisi termogravimetriche attraverso il bilancio gravimetrico delle masse impiegate in laboratorio, oltre che sulla base dei risultati delle analisi chimiche.

La quantificazione della fase amorfa e della relativa acqua strutturale, è stata, infatti, ottenuta con l'ausilio dei risultati delle TGA, e allo stesso tempo, con il bilancio gravimetrico delle masse impiegate in ogni fase della metodologia, utilizzando i risultati delle analisi chimiche per verificarne la congruenza.

Pedon Leccio, orizzonte Ah



Pedon Leccio, orizzonte A



Pedon Leccio, orizzonte Bw

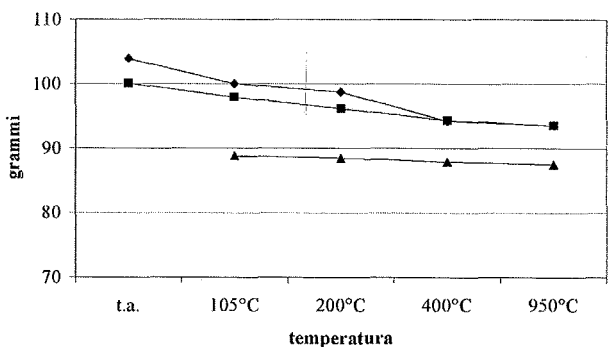


Figura 3. Curve termogravimetriche riferite agli orizzonti del pedon Leccio

Risultati e conclusioni

I risultati delle analisi termogravimetriche sono stati rappresentati mediante tre curve per ogni campione, che riportano rispettivamente la perdita in peso del campione originario (TGAor), di quello ossidato (TGAox) e di quello estratto (oltre che ossidato, TGAex) in ciascun intervallo di temperatura a partire dalla temperatura ambiente e sino a 950 °C (fig. 3). Posto pari a 100 g il peso del campione originario di terra fine essiccato a 105 °C, la perdita in peso può essere facilmente espressa sia in termini assoluti (grammi) che percentuali. Il campione originario e quello ossidato hanno ovviamente lo stesso peso a 950 °C per cui, a tale valore, TGAor e TGAox coincidono, mentre allo stesso valore, il campione estratto ha un peso che è inferiore di una quantità pari al peso degli ossidi estratti. Conseguentemente TGAex è posta ad un livello più basso.

Mentre la curva termogravimetrica del sub-campione originario (TGAor) mostra la perdita in peso complessiva, nella curva termogravimetrica dopo l'ossidazione (TGAox) e nella curva termogravimetrica dopo l'estrazione (TGAex), vengono esclusi dalla perdita in peso, rispettivamente, il contributo della sostanza organica e il contributo della stessa e del materiale amorfo. L'andamento di TGAox dovrebbe consentire una migliore interpretazione della perdita in peso della fase amorfa inorganica, benché vi possa essere ancora il contributo di quella parte della sostanza organica che ha resistito al processo di ossidazione. TGAex, invece, mostra una perdita in peso che può essere attribuita all'acqua strutturale dei sesquiossidi e/o dei fillosilicati cristallini, anche se valori elevati di questa possono essere ascritti alla persistenza, come già sottolineato, di parte della sostanza organica nel campione ossidato ed estratto.

L'interpretazione delle curve termogravimetriche è fondamentale per la determinazione della fase amorfa e della relativa acqua strutturale, che secondo quanto detto, costituiscono solo una aliquota della perdita in peso complessiva. Tuttavia, si può giungere ad una loro quantificazione facendo uso del solo bilancio gravimetrico.

La quantificazione della fase amorfa può essere ottenuta, infatti, con due approcci parzialmente indipendenti: o mediante la perdita in peso per riscaldamento e quindi dall'interpretazione delle curve termogravimetriche ovvero mediante determinazione della perdita di peso per estrazione e cioè attraverso il bilancio gravimetrico.

Nella tabella 3 si riportano:

1. i dati di fase amorfa ottenuta dalle masse pesate nel bilancio gravimetrico, cioè come massa persa dal campione estratto rispetto al campione ossidato di partenza;
2. gli ossidi estratti calcolati dai dati di Si, Al e Fe determinati con estrazione in ossalato acido di ammonio;
3. l'acqua strutturale calcolata come differenza fra i punti 1 e 2.

Tabella 3. Contenuto in fase amorfa e acqua strutturale (g/100 g del campione originario a 105 °C)

PROFILO	CODICE CAMPIONE/ ORIZZONTE		(1) FASE AMORFA I	(2) OSSIDI ESTRATTI (dalle analisi)	(3) ACQUA STRUTTURALE	(4) ACQUA STRUTTURALE (%)
ROVERELLA	86	Ah	13,0	3,6	9,4	72,3
	87	A	11,4	5,3	6,1	53,5
	88	Bw	9,9	6,8	3,1	31,3
FAGGIO	90	Ah	12,8	4,6	8,2	64,1
	91	EB	13,7	7,1	6,6	48,2
	92	Bw	15,8	10,1	5,7	36,1
LECCIO	94	Ah	10,9	3,9	7,0	64,2
	95	A	13,5	4,6	8,9	65,9
	96	Bw	11,9	6,0	5,9	49,6

(1) Frazione amorfa determinata gravimetricamente

(2) Contenuto di ossidi di Si, Al e Fe determinato con estrazione in ossalato acido di ammonio

(3) Differenza tra (1) e (2)

(4) Contenuto in acqua strutturale espresso come % della fase amorfa

Nella tabella 4 vengono riportati:

1. gli ossidi estratti calcolati dai dati di Si, Al e Fe determinati con estrazione in ossalato acido di ammonio;
2. l'acqua strutturale ottenuta dai dati termogravimetrici e cioè come perdita in peso nel processo di riscaldamento. In questo caso il contenuto in acqua strutturale viene determinato come differenza tra la fase amorfa termogravimetrica e il contenuto in ossidi di Si, Al, Fe anch'esso desunto dalla termogravimetria. La fase amorfa viene determinata come differenza tra il peso a 105 °C del campione ossidato e il peso a 105 °C del campione estratto assumendo che la differenza in peso tra campione ossidato e campione estratto sia solo attribuibile alla frazione amorfa. Il contenuto in ossidi di Si, Al, Fe è invece determinato come differenza tra il peso a 950 °C del campione ossidato e il peso a 950 °C del campione estratto. A questa temperatura, infatti, si ritiene che tutta l'acqua strutturale della fase amorfa sia stata allontanata per cui la differenza in peso è dovuta al fatto che, mentre nel campione ossidato permangono ancora gli ossidi, nel campione estratto questi sono stati allontanati per mezzo dell'estrazione
3. la fase amorfa calcolata come somma dei punti 1 e 2.

Così come sottolineato, quindi, nel primo approccio si utilizzano i dati del bilancio gravimetrico e non quelli derivanti dalla termogravimetria mentre nel secondo si utilizzano i dati della termogravimetria e non quelli derivanti dal bilancio gravimetrico. In definitiva dalla procedura su descritta, si ricavano due serie di valori del contenuto in fase amorfa: il primo ottenuto dai dati dell'estrazione e che non tiene conto dei risultati della termogravimetria (fase amorfa I) e l'altro in cui vengono invece presi in considerazione i dati delle perdite in peso per riscaldamento (fase amorfa II).

La corrispondenza delle due serie di valori è, ovviamente, di fondamentale importanza per la quantificazione della frazione amorfa nei suoli vulcanici. Una corrispondenza totale tra i valori della fase amorfa II e quelli della fase amorfa I condurrebbe ad una validazione completa della metodologia e in effetti, nonostante si osservi una leggera discrepanza, l'equazione di regressione (fig. 4) mostra che esiste un coefficiente di correlazione significativo ($r = 0,77$; $p < 0,05$) tra i valori di fase amorfa ottenuti con i due diversi approcci. Ciò indica che la metodologia, seppur suscettibile di miglioramento, può effettivamente costituire un valido strumento per l'approfondimento della conoscenza delle sostanze amorfe dei suoli vulcanici. La sua più ampia ed universale validità potrà essere avvalorata solo dalla applicazione a suoli vulcanici di diversi ambienti pedo-climatici.

Tabella 4. Contenuto in fase amorfa e acqua strutturale (g/100 g del campione originario a 105 °C)

PROFILO	CODICE CAMPIONE/ ORIZZONTE		(1) OSSIDI ESTRATTI (dalle analisi)	(2) ACQUA STRUTTURALE (dal TGA)	(3) FASE AMORFA II	(4) ACQUA STRUTTURALE (%)
ROVERELLA	86	Ah	3,6	9,2	12,8	71,9
	87	A	5,3	3,3	8,6	38,4
	88	Bw	6,8	2,0	8,8	22,7
FAGGIO	90	Ah	4,6	3,6	8,2	43,9
	91	EB	7,1	4,1	11,2	36,6
	92	Bw	10,1	2,9	13,0	22,3
LECCIO	94	Ah	3,9	4,0	7,9	50,6
	95	A	4,6	5,7	10,3	55,3
	96	Bw	6,0	3,0	9,0	33,3

(1) Contenuto di ossidi di Si, Al e Fe determinato con estrazione in ossalato acido di ammonio

(2) Contenuto in acqua strutturale determinato dai dati termogravimetrici

(3) Somma di (1) e (2)

(4) Contenuto in acqua strutturale espresso come % della fase amorfa

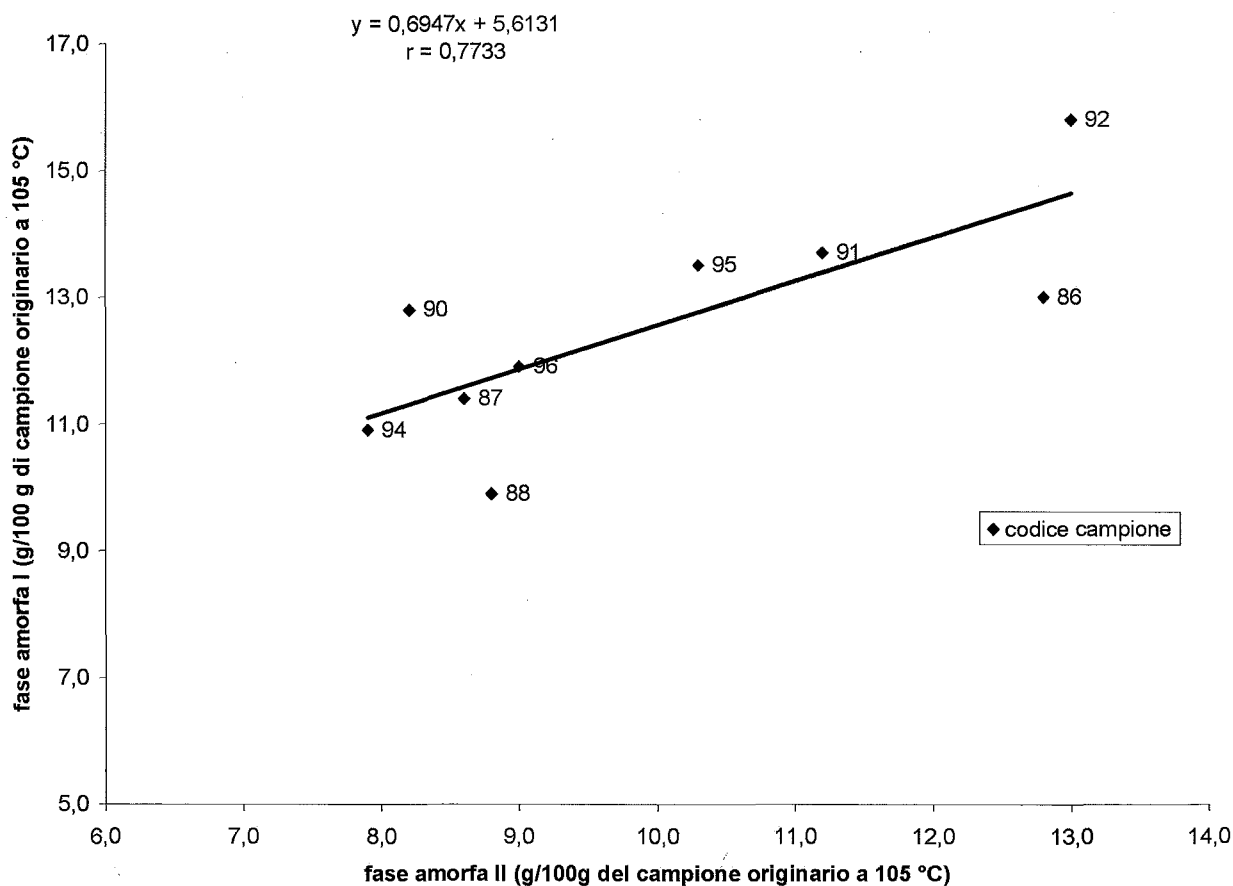


Figura 4. Relazione tra fase amorfa II e fase amorfa I

Bibliografia

- BUURMAN P., VAN LAGEN B., VELTHORST E.J., 1996. Manual for soil and water analysis. Backhuys Publishers, Leiden. 314 pp.
- KARATHANASIS A.D., HARRIS, W.G., 1994. Quantitative thermal analysis of soils materials. In: Quantitative Methods in Soil Mineralogy. Amonette, J.E. and Zelazny, L.W. (eds.) SSSA Miscellaneous Publication, Wisconsin, USA. 360-411.
- LO PAPA G., PALERMO V., PARISI S., LAUDICINA A., TUSA D., SCALENGHE R., 2002. Caratteristiche di una sequenza di suoli nel versante Nord-Occidentale dell'Etna. Atti Convegno annuale della Società Italiana della Scienza del Suolo, Piacenza 2002 (in stampa).
- MACKENZIE K.J.D., BOWDEN M. E., MEINHOLD, 1991. The structure and thermal transformations of allophanes studied by ²⁹Si and ²⁷Al high resolution solid state NMR. In Clays and Clay Minerals, Vol. 39, No. 4, 337-346
- SHOJI S., NANZYO M., DAHLGREN R.A., 1993. Volcanic ash soils; genesis, properties and utilisation. Elsevier Science Publishers B.V. 288 pp.
- USDA-NRSC, 1999. Soil Taxonomy, a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd ed. Agriculture handbook N°436. Washington D.C.

VARIABILITÀ QUALI-QUANTITATIVA DELLO SCHELETRO IN DUE TOPOSEQUENZE DI GYPSISUOLI

Miriam Paternò, Vito Armando Laudicina, Giuseppe Lo Papa, Salvatore Parisi, Claudio Territo

Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia - Università di Palermo

Abstract

Standard soil analyses procedures include soil sieving through which skeleton is removed.

As reported by many authors, skeleton affects soil chemical-physical-hydrologic properties. Moreover, skeleton represents, in some cases, a significant source of organic carbon, nitrogen and shows a certain cation exchange capacity. The occurrence of skeleton is also used in soil classification as a diagnostic property for lithologic discontinuities. The objective of this study is to classify and to investigate quali-quantitatively soil skeleton in soils with secondary salinity due to gypsum. In an area of central-southern Sicily two transects were selected along which eight soil profiles were surveyed.

Pedons were described in field, sampled till 1 meter in depth and analyzed for reaction, electric conductivity, total carbonates, gypsum, organic carbon, cation exchange capacity and exchangeable bases and to quantify and to classify soil skeleton. Results show that most of the soil skeleton that occurs in the investigated soil profiles is made up by gypsum of various shape and size.

Key words: soil skeleton, gypsum, Gypsisols.

Riassunto

Le procedure standard di analisi fisica dei suoli prevedono la setacciatura del suolo, con rimozione dello scheletro, la frazione di diametro maggiore di due millimetri. Diversi studi hanno però confermato che lo scheletro, oltre ad influenzare le proprietà chimico-fisiche-idrologiche dei suoli, rappresenta in alcuni casi una preziosa fonte di terra fine, di carbonio organico, di azoto, e possiede una sua capacità di scambio cationico. Inoltre, ai fini tassonomici rappresenta una caratteristica diagnostica per l'individuazione di discontinuità litologiche.

Scopo del lavoro è stato quello di determinare quanti-qualitativamente e classificare lo scheletro di suoli con salinità secondaria da gesso, in un'area della Sicilia centro-meridionale, dove sono stati individuati due transetti lungo i quali sono stati aperti otto profili. I pedon sono stati descritti in campo, campionati secondo la sequenza degli orizzonti genetici ed analizzati per la reazione, conducibilità elettrica, carbonati totali, gesso, carbonio organico, capacità di scambio cationico e basi di scambio e per la quantificazione e classificazione dello scheletro. Dai risultati è emerso che la maggior parte dello scheletro presente nei diversi orizzonti genetici è rappresentato da gesso, di diversa forma e dimensione.

Parole chiave: scheletro, gesso, Gypsisuoli.

Introduzione

La fase solida del terreno è costituita da materiali estremamente eterogenei non soltanto dal punto di vista qualitativo e quantitativo, ma anche per la forma e le dimensioni dei costituenti. Le caratteristiche chimiche e fisiche delle particelle possono influenzare in modo determinante alcune proprietà del suolo come la porosità e la capillarità, con conseguenze sui rapporti suolo-acqua-aria e su tutti i fenomeni collegati allo sviluppo di superficie dei solidi costituenti.

Hanson e Blevins (1979), esaminando le relazioni intercorrenti tra frammenti rocciosi e acqua nel suolo, hanno messo in evidenza come la disponibilità di acqua nei frammenti rocciosi, considerata spesso trascurabile, svolge un ruolo notevole nelle relazioni acqua-suolo, rappresentando una fonte di disponibilità idrica. Altri autori, (Ugolini et al., 1996), in uno studio su suoli classificati come Typic Haplumbrepts, hanno dimostrato come i suoli ricchi di scheletro hanno porosità elevata, buona capacità di ritenzione idrica e che lo scheletro può essere fonte di assorbimento di inquinanti organici e influenzare la dissoluzione di carbonati e la trasformazione di minerali secondari. I processi di alterazione creano dei vuoti, rilascio di cationi e rendono i clasti più alterati, simili alla terra fine. I clasti manifestano proprietà (capacità di scambio cationico, carbonio organico, ecc.) che in qualche caso superano o uguagliano quelle della terra fine più attiva (Corti et al., 1998). Inoltre, ai fini tassonomici lo scheletro rappresenta una caratteristica diagnostica per l'individuazione di discontinuità litologiche (USDA-NRCS, 1999).

Nella Sicilia centro-meridionale, è presente una formazione geologica, la serie gessoso-solfifera, che influenza sia la pedogenesi che la morfologia del paesaggio. In tale ambiente, molti suoli risultano sottesi ad imponenti affioramenti gessosi che grazie all'azione delle acque piovane arricchiscono di materiale gessoso i suoli (Laudicina et al., 2002).

Scopo del lavoro è la determinazione qualitativa e quantitativa dello scheletro in suoli affetti da salinità primaria e/o secondaria e la sua classificazione in base alla forma.

Materiali e metodi

a. L'area di studio

È stata scelta un'area che ricade tra i centri abitati di Siculiana e Giardina Gallotti (fig. 1).

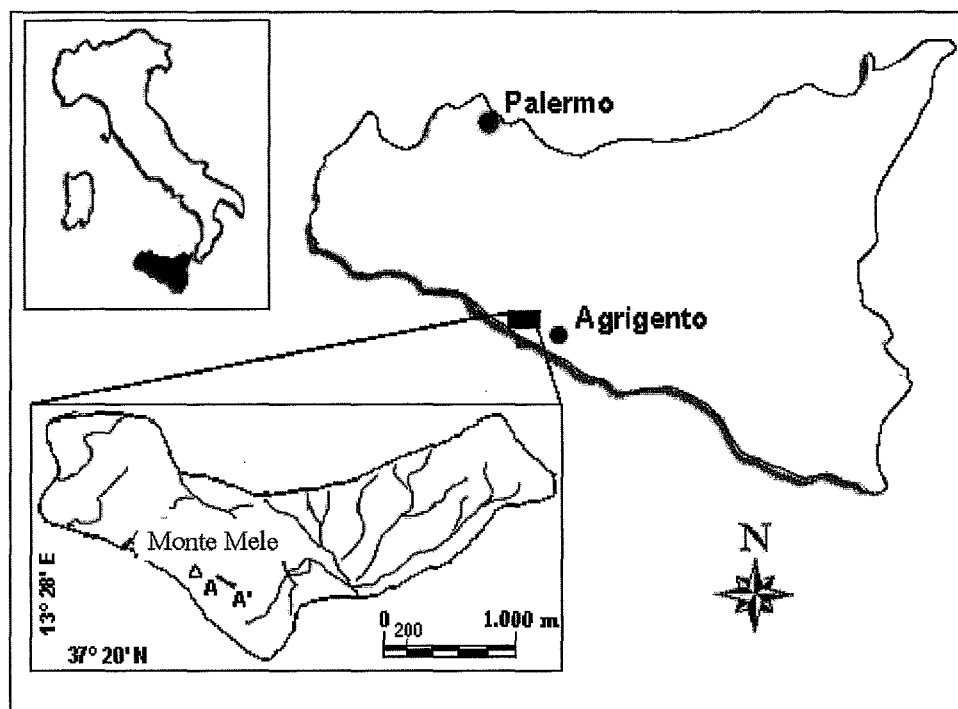


Figura 1. Area di studio e localizzazione dei due transetti (A-A')

Dai dati desunti dalle stazioni limitrofe (Ribera e Agrigento), risulta che la precipitazione media annua è di 475 mm e la temperatura media annua di 18°C con una 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). 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). In quest'area i suoli sono stati classificati come Gypsic Haploxerept e Calcic Gypsisol rispettivamente secondo la Soil Taxonomy (USDA-NRCS, 1999) e il WRB (FAO/ISRIC/ISSS, 1998; Laudicina *et al.*, 2002). Precedenti studi condotti in quest'area (Dazzi *et al.*, 2001; Laudicina *et al.*, 2002), hanno messo in evidenza le strette relazioni tra le forme del paesaggio e l'evoluzione dei suoli. La dinamica dell'acqua favorisce la solubilizzazione del gesso degli affioramenti ed il suo accumulo nei suoli posti a valle. Lungo una pendice, sono stati individuati due transetti di circa 200 metri ciascuno, paralleli tra loro, lungo i quali sono stati aperti 8 profili, quattro per ogni transetto. Tale pendice, che presenta una pendenza di circa il 12% di tipo semplice, è stata scelta in quanto risulta sormontata da un imponente affioramento gessoso (Monte Mele), costituito da gessi del 2° ciclo, che condiziona fortemente l'evoluzione dei suoli sottesi. Infatti, i suoli pur evolvendo su un "parent material" privo di gesso ("Trubi", calcari marnosi a globigerine) presentano l'orizzonte gypsic (Dazzi *et al.*, 2002; Laudicina *et al.*, 2002).

b. Metodologia di indagine per il classamento e la determinazione quali-quantitativa e dello scheletro

I profili sono stati descritti in campo e campionati ogni 20 cm. I campioni di suolo sono stati essiccati all'aria e setacciati a 2 mm per la separazione dello scheletro dalla terra fine.

Lo scheletro separato è stato lavato, essiccato all'aria, pesato e se ne è determinato il volume. Successivamente lo scheletro di ogni strato, con opportuni setacci, è stato suddiviso in cinque classi di grandezza di-

versa: < 4,75 mm (classe 1); 4,75 – 10 mm (classe 2); 10 – 15 mm (classe 3); 15 – 20 mm (classe 4); > 20 mm (classe 5). Lo scheletro così ripartito è stato visivamente distinto in scheletro gessoso e scheletro non gessoso e quindi è stato ripesato. Infine, lo scheletro gessoso è stato distinto in funzione della forma in: equidimensionale, lenticolare e altro, facendo rientrare in questa ultima categoria lo scheletro non appartenente a nessuna delle due forme prima indicate, e quindi nuovamente pesato (fig. 2).

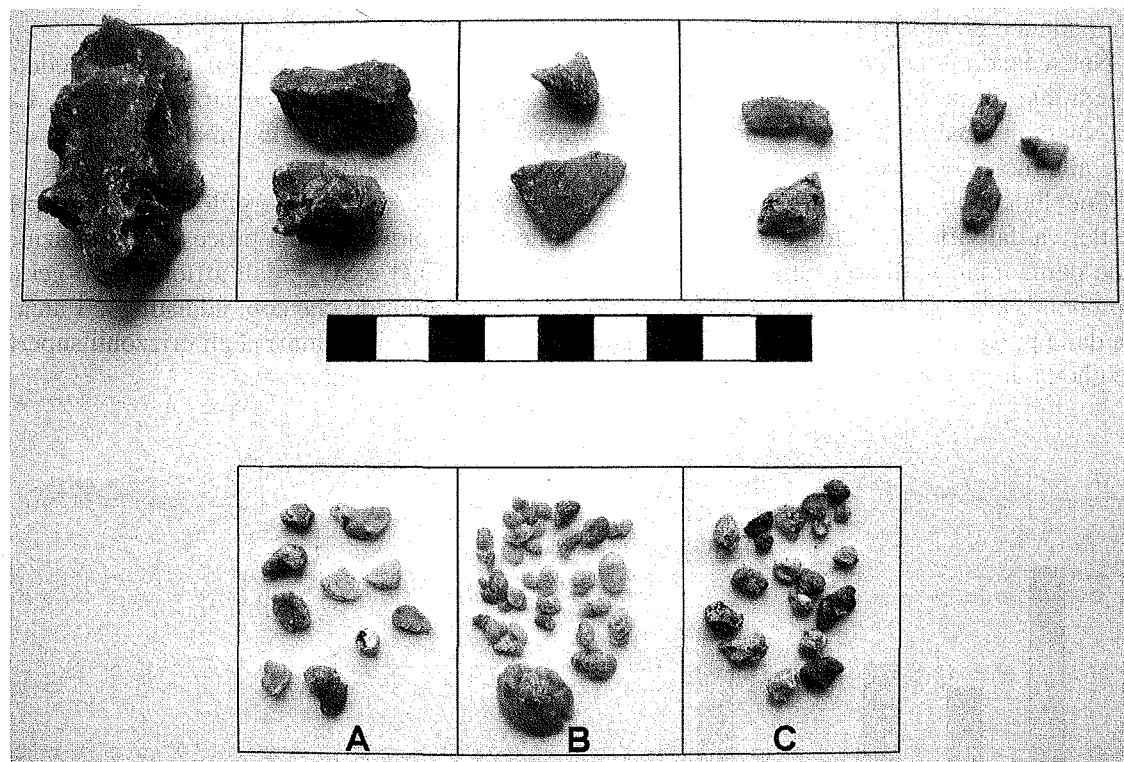


Figura 2. Dimensione e forme (A = equidimensionale, B = lenticolare, C = altro) dello scheletro gessoso. La scala di riferimento è 1 cm

Risultati e discussione

Su di una quantità totale di massa terrosa "lavorata" in laboratorio pari a 55700 g (tab. 1), 1730,6 g risulta costituito da scheletro con una densità apparente misurata di 1,4±0,3 (g.cm³). In particolare, 1097,7 g è costituito da scheletro gessoso e la rimanente aliquota (632,9 g) da scheletro "non gessoso" (tab. 1). Nel dettaglio, è emerso che la quantità di scheletro nei pedon costituenti i due transetti varia dal 2 al 6%, mentre nell'ambito degli stessi pedon tale variabilità è molto più accentuata, oscillando da 15 a 183,1 g nel pedon 19 e da 8,2 a 129,8 g nel pedon 23, (tab. 1).

Inoltre, come osservato in campo e confermato dai risultati delle analisi, lo scheletro presente nei pedon costituenti i due transetti, è costituito prevalentemente da materiale gessoso (tab. 1; fig. 3) che in media rappresenta circa il 63±20% dello scheletro totale.

Tabella 1. Pesì e relative incidenze in % della massa terrosa e dello scheletro totale, gessoso e non gessoso

Pedon	Peso massa terrosa		Scheletro totale		Scheletro gessoso		Scheletro non gessoso	
	g		g	%	g	%	g	%
18	5400		105,6	2	22,7	21	82,9	79
19	8800		354,4	4	284,2	80	70,2	20
20	10900		241,3	2	190,6	79	50,7	21
21	5800		263,9	5	196,3	74	67,6	26
22	6100		131,7	2	71,2	54	60,5	46
23	5500		319,1	6	184,7	58	134,4	42
24	5800		161,4	3	78,6	49	82,8	51
25	7500		153,2	2	69,4	45	83,8	55
Totale	55700		1730,6	3	1097,7	63	632,9	37

Per quanto concerne le dimensioni sia per lo scheletro totale che per quello gessoso le classi dimensionali più rappresentate sono quella < 4,75 mm che in entrambi i casi rappresenta circa il 40% (tab. 2).

Per quanto riguarda, invece, le forme dello scheletro gessoso, le più rappresentate sono la lenticolare (36±24%) e la forma definita "altro" (47±19%) (tab. 3). La distribuzione di queste nell'ambito dei pedon è abbastanza variabile (fig. 4). In particolare, nei pedon costituenti il primo transetto (18, 19, 20, 21), la forma "altro" diminuisce poco all'aumentare della distanza dall'affioramento gessoso a favore della forma equidimensionale, mentre la forma lenticolare si mantiene pressoché costante lungo tutto il transetto.

Nel secondo transetto, la forma lenticolare è più rappresentata nel primo e nell'ultimo pedon, mentre nei pedon intermedi tale forma diminuisce a favore della forma "altro" e della equidimensionale (fig. 4). La grande variabilità nella quantità, qualità, forma e dimensione può verosimilmente essere attribuita alla dinamica delle acque di infiltrazione e alla morfologia dell'area oggetto di studio (Lo Papa *et al.*, 2003).

Concludendo si può dedurre che, poichè tali suoli evolvono su marne argillose in origine prive di gesso, quest'ultimo deriva dall'affioramento gessoso per azione delle acque piovane e dei processi di alterazione fisica. Le acque piovane permettono la dissoluzione e la traslocazione di ioni Ca^{2+} e SO_4^{2-} dall'affioramento gessoso al suolo dove riprecipitano. L'alterazione fisica, invece, è favorita dal clima semiarido che contraddistingue l'area di studio ed è confermata dalla presenza di scheletro gessoso grossolano inalterato (> di 10 mm) negli orizzonti superficiali (0-20; 20-40 cm), e che ha la stessa struttura cristallina del gesso dell'affioramento gessoso.

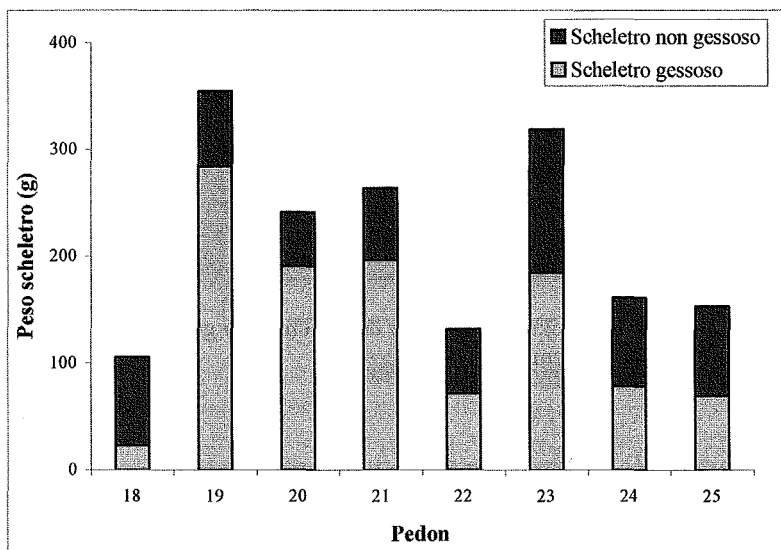


Figura 3. Contenuto totale di scheletro nei diversi pedon suddiviso in gessoso e non gessoso

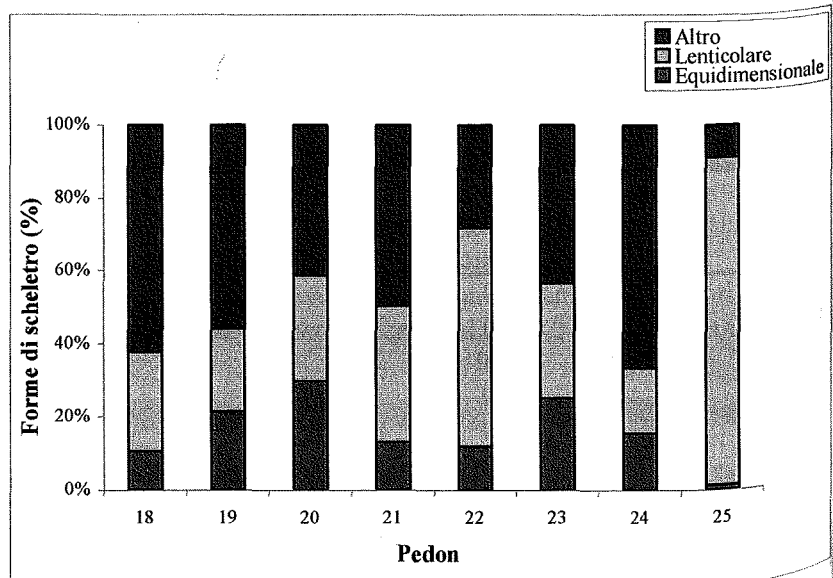


Figura 4. Percentuale delle forme di scheletro gessoso nei diversi pedon

Tabella 2. Peso e dimensione dello scheletro

Pedon	Limiti cm	Peso massa terrosa		Dimensione (mm)				Peso sch. totale		Dimensione (mm)				Peso sch. gessoso		Dimensione (mm)				Peso sch. non gess.
		(g)	>20	15-20	10-15	4,75-10	<4,75	(g)	> 20	15-20	10-15	4,75-10	<4,75	(g)	>20	15-20	10-15	4,75-10	<4,75	(g)
18	0-20	1102,5	0,0	0,0	0,0	12,2	12,0	24,2	0,0	0,0	0,0	3,1	3,1	6,2	0,0	0,0	0,0	9,1	8,9	18,0
	20-40	1055,9	0,0	5,5	0,0	7,3	6,7	19,5	0,0	0,0	0,0	0,6	0,8	1,4	0,0	5,5	0,0	6,7	5,9	18,1
	40-60	1202,4	0,0	3,9	0,0	9,7	11,9	25,5	0,0	0,0	0,0	0,4	5,6	6,0	0,0	3,9	0,0	9,3	6,3	19,5
	60-80	416,6	10,6	0,0	2,4	9,3	4,9	27,2	0,0	0,0	1,5	1,1	0,4	3,0	10,6	0,0	0,9	8,2	4,5	24,2
	80-100	1633,1	0,0	0,0	0,0	4,9	4,3	9,2	0,0	0,0	0,0	3,6	2,5	6,1	0,0	0,0	0,0	1,3	1,8	3,1
19	0-20	1114,6	0,0	25,1	2,9	9,5	13,5	51,0	0,0	19,4	2,0	4,1	9,5	35,0	0,0	5,7	0,9	5,4	4,0	16,0
	20-40	2169,3	19,2	66,8	32,2	35,5	29,4	183,1	19,2	58,8	29,0	26,3	23,6	156,9	0,0	8,0	3,2	9,2	5,8	26,2
	40-60	2214,0	0,0	0,0	0,0	25,9	37,3	63,2	0,0	0,0	0,0	19,7	35,5	55,2	0,0	0,0	0,0	6,2	1,8	8,0
	60-80	1298,1	0,0	0,0	2,0	11,1	29,0	42,1	0,0	0,0	2,0	7,6	22,8	32,4	0,0	0,0	0,0	3,5	6,2	9,7
	80-100	1957,2	0,0	0,0	6,9	1,6	6,5	15,0	0,0	0,0	0,0	0,4	4,3	4,7	0,0	0,0	6,9	1,2	2,2	10,3
20	0-20	923,7	0,0	0,0	0,0	5,2	23,1	28,3	0,0	0,0	0,0	1,5	19,4	20,9	0,0	0,0	0,0	3,7	3,7	7,4
	20-40	1226,4	0,0	0,0	0,0	3,0	19,9	22,9	0,0	0,0	0,0	1,4	17,6	19,0	0,0	0,0	0,0	1,6	2,3	3,9
	40-60	2561,4	0,0	0,0	1,8	8,5	27,7	38,0	0,0	0,0	0,0	3,5	23,7	27,2	0,0	0,0	1,8	5,0	4,0	10,8
	60-80	1320,1	0,0	7,5	0,0	5,4	18,7	31,6	0,0	2,3	0,0	2,7	16,5	21,5	0,0	5,2	0,0	2,7	2,2	10,1
	80-100	4855,5	19,7	40,7	18,3	22,9	18,9	120,5	0,0	30,7	46,6	16,5	8,2	102,0	19,7	10,0	-28,3	6,4	10,7	18,5
21	0-20	234,0	0,0	4,4	4,8	6,6	12,8	28,6	0,0	0,0	0,0	2,0	9,0	11,0	0,0	4,4	4,8	4,6	3,8	17,6
	20-40	741,7	0,0	0,0	2,5	9,7	29,5	41,7	0,0	0,0	0,0	2,1	23,7	25,8	0,0	0,0	2,5	7,6	5,8	15,9
	40-60	1253,2	12,4	41,1	20,3	23,4	23,1	120,3	0,0	32,0	20,3	19,6	21,1	93,0	12,4	9,1	0,0	3,8	2,0	27,3
	60-80	1868,2	0,0	0,0	6,0	16,9	41,2	64,1	0,0	0,0	6,0	16,5	39,3	61,8	0,0	0,0	0,0	0,4	1,9	2,3
	80-100	1731,5	0,0	0,0	0,0	0,0	9,2	9,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7	4,7	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	4,5
22	0-20	453,0	0,0	8,3	0,0	7,4	9,6	25,3	0,0	8,3	0,0	5,3	4,9	18,5	0,0	0,0	0,0	2,1	4,7	6,8
	20-40	769,2	0,0	0,0	4,4	2,4	19,8	26,6	0,0	0,0	1,2	0,6	18,0	19,8	0,0	0,0	3,2	1,8	1,8	6,8
	40-60	1524,9	0,0	0,0	4,5	2,1	20,0	26,6	0,0	0,0	1,2	0,3	19,0	20,5	0,0	0,0	3,3	1,8	1,0	6,1
	60-80	1171,3	0,0	2,7	7,7	5,8	12,5	28,7	0,0	0,0	0,0	0,3	7,8	8,1	0,0	2,7	7,7	5,5	4,7	20,6
	80-100	2211,5	0,0	0,0	7,8	7,2	9,5	24,5	0,0	0,0	0,5	1,9	1,9	4,3	0,0	0,0	7,3	5,3	7,6	20,2
23	0-20	1110,8	34,6	29,5	19,8	24,4	21,5	129,8	0,0	3,2	11,7	9,0	14,0	37,9	34,6	26,3	8,1	15,4	7,5	91,9
	20-40	1025,2	0,0	20,1	14,7	15,1	18,8	68,7	0,0	16,4	13,0	8,5	12,3	50,2	0,0	3,7	1,7	6,6	6,5	18,5
	40-60	12,5	0,0	0,0	4,5	14,2	22,1	40,8	0,0	0,0	1,7	6,3	17,2	25,2	0,0	0,0	2,8	7,9	4,9	15,6
	60-80	1491,2	0,0	0,0	3,1	1,1	4,0	8,2	0,0	0,0	1,9	0,2	2,2	4,3	0,0	0,0	1,2	0,9	1,8	3,9
	80-100	1815,1	0,0	0,0	0,0	17,4	54,2	71,6	0,0	0,0	0,0	17,0	50,1	67,1	0,0	0,0	0,0	0,4	4,1	4,5
24	0-20	701,3	0,0	19,3	16,1	15,4	12,8	63,6	0,0	5,4	3,3	7,0	6,0	21,7	0,0	13,9	12,8	8,4	6,8	41,9
	20-40	425,0	0,0	0,0	0,0	3,7	5,1	8,8	0,0	0,0	0,0	2,1	3,2	5,3	0,0	0,0	0,0	1,6	1,9	3,5
	40-60	1028,2	0,0	15,7	2,8	0,6	4,1	23,2	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,5	0,0	15,7	2,8	0,2	4,0	22,7
	60-80	1842,4	0,0	4,2	1,4	11,1	23,0	39,7	0,0	0,0	1,4	8,4	18,1	27,9	0,0	4,2	0,0	2,7	4,9	11,8
	80-100	1787,5	0,0	0,0	1,7	7,4	17,0	26,1	0,0	0,0	0,0	7,2	16,0	23,2	0,0	0,0	1,7	0,2	1,0	2,9
25	0-20	1387,5	0,0	0,0	1,7	3,4	4,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,6	0,0	0,0	1,7	3,0	3,8	8,5
	20-40	442,3	0,0	0,0	0,0	2,4	2,8	5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	2,4	2,7	5,1
	40-60	1743,8	0,0	15,7	2,8	0,6	4,1	23,2	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,5	0,0	15,7	2,8	0,2	4,0	22,7
	60-80	2976,8	0,0	7,5	0,0	0,9	35,9	44,3	0,0	0,0	0,0	0,9	35,4	36,3	0,0	7,5	0,0	0,0	0,5	8,0
	80-100	936,6	0,0	19,4	11,3	15,6	25,1	71,4	0,0	1,6	1,4	8,4	20,5	31,9	0,0	17,8	9,9	7,2	4,6	39,5

Tabella 3. Forme e relativi pesi dello scheletro gessoso

Pedon	Limiti cm	Equidimensionale		Lenticolare		Altro		Totale g	Pedon	Equidimensionale		Lenticolare		Altro		Totale g
		g	%	g	%	g	%			g	%	g	%	g	%	
18	0-20	0	0	0	0	6	100	6	22	2	11	1	6	15	83	19
	20-40	0	0	0	0	1	100	1	22	0	0	18	88	2	12	20
	40-60	2	38	4	56	0	6	6	22	0	0	19	92	2	8	20
	60-80	0	0	0	0	3	100	3	22	7	80	1	16	0	4	8
	80-100	0	0	3	42	4	58	6	22	0	0	4	89	0	11	4
19	0-20	0	0	10	29	24	71	34	23	12	31	1	3	25	66	38
	20-40	24	16	0	0	132	84	157	23	14	28	3	6	33	65	50
	40-60	23	42	32	58	0	0	55	23	12	49	2	6	11	44	25
	60-80	14	43	17	53	1	5	32	23	1	11	1	23	3	65	4
	80-100	0	0	5	100	0	0	5	23	7	11	51	77	8	12	67
20	0-20	16	75	5	25	0	0	21	24	0	2	0	0	21	98	22
	20-40	0	0	4	21	14	79	18	24	0	0	1	20	4	80	5
	40-60	14	52	9	35	4	13	27	24	0	0	1	56	0	44	1
	60-80	0	0	19	86	3	14	22	24	11	39	7	24	10	37	28
	80-100	27	26	18	18	57	56	102	24	1	4	6	25	16	72	23
21	0-20	8	75	2	20	1	6	11	25	0	67	0	33	0	0	1
	20-40	0	0	5	18	21	82	26	25	0	100	0	0	0	0	0
	40-60	17	19	0	0	76	81	93	25	0	52	0	19	0	30	1
	60-80	0	0	62	100	0	0	62	25	0	0	36	100	0	0	36
	80-100	0	0	5	100	0	0	5	25	0	0	26	81	6	19	32

Bibliografia

- 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. OSTROM, ser Pedol. Vol. XVI, N° 3. France. Pp 317 - 338.
- CORTI G., UGOLINI F.C., AGNELLI A., 1998. Classing the soil skeleton (greater than two millimeters): proposed approach and procedure. Soil Sci 62: 1620-1629
- DAZZI C., LAUDICINA V.A., LO PAPA G., SCALENGHE R., 2001. Proprietà e caratteristiche di una toposequenza di suoli nell'ambiente gessoso-solfifero a nord-est di Siciliana (AG). Atti del Convegno conclusivo progetto "POM-OTRIS", Bari 28-29 novembre 2001.
- DAZZI C., LAUDICINA V.A., LO PAPA G., MONTELEONE S., SCALENGHE R., 2002. Influence of soil-landscape relationship on spatial variability of gypsum horizon: a case study in a semiarid environment of southern Sicily, Italy. Proceedings 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, 2002.
- FAO/ISRIC/ISSS, 1998. World Reference base for Soil Resources. World Soil Resources Rep. 84, Roma.
- HANSON C.T., BLEVINS R.L., 1979. Soil Water in Coarse Fragments. Soil Science 43: 819-820.
- LAUDICINA V.A., LO PAPA G., SCALENGHE R., MONTELEONE S., DAZZI C., 2002. Suoli e paesaggi della serie Gessoso-Solfifera a nord-est di Siciliana (AG). Atti Convegno Società Italiana della Scienza del Suolo. Piacenza, giugno 2002.
- LO PAPA G., LOPEZ R., LAUDICINA V.A., SCALENGHE R., CASTRIGNANÒ A., DAZZI C., MONTELEONE S., 2003. Variabilità spaziale dell'orizzonte gessoso in un ambiente semiarido della Sicilia centro meridionale. Atti Convegno Annuale della Società Italiana della Scienza del Suolo. Siena, giugno 2003.
- MUNN L., HARRINGTON N., MCGIRR D.R., 1987. Rock fragments. P. 259-282. In Williams D.R. and Shuman (ed.) Reclaiming mine soils and overburden in the western United States. Analytical parameters and procedures. Soil Conserv. Soc Am., Ankeny, IA.
- POESEN J. E LAEVBEE H., 1994. Rock fragments in top soils. Significance and processes. Catena spec. Issue 23(1-2): 198.
- REGIONE SICILIANA, 2000. Atlante climatologico della Sicilia. Regione Siciliana. Assessorato Agricoltura e Foreste. Palermo
- SOIL SURVEY DIVISION STAFF, 1993. Soil Survey Manual. U.S. Govt. Print. Office, Washington, D.C.
- UGOLINI, F.C., CORTI G., AGNELLI A., E PICCARDI F., 1996 Mineralogical, physical and properties of rock fragments in soil. Soil Sci. 161: 521-542
- 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.

STUDIO MICROMORFOLOGICO DI SUOLI SU TEPETATES IN MESSICO

Silvia Solaro

Università degli Studi di Milano Bicocca - Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio (e-mail: silvia.solaro@unimib.it)

Abstract

The aim of this work is an integrated study of two soils developed on hardened volcanic material (tepetates); the attention has been focused both to the chemical and diffractometric analyses and to the observation of thin sections of soil and tepetate with the aim to analyze different actual and fossil pedogenetic processes.

In the stratigraphies, the hardened layers (tepetates) are constituted exclusively of piroclastic deposits: fall and flow. In some of them the hardening has taken place after the deposit (for the cooling of the volcanic glasses) and the material appears compacted and low weathered. Other way in most cases the deposits show clear signs of pedogenesis and their cementation is due to two different reasons, geological (cooling) and pedological (mainly illuviation of clay, silice and iron oxides). The stratigraphies show a complex genesis: they are polycyclic soils, with marks linked to different geologic periods and with signs of ancient pedogenesis typical of climate colder than the present one (probably glacial periods).

The two profiles are constituted by a vertical stratigraphy starting with a surface soil, then a first succession of layers of tepetates that buried a soil and, finally, a second group of tepetates. The surface profiles have been classified as Typic Plinthustults (Ferric Plinthosols) and Lithic Dystrustepts (Epilepti-Dystric Luvisols) according with Soil Taxonomy, 1999 e WRB, 1998.

The micromorphological observations have been carried out on every soil horizons and layers of tepetates: the pedofeatures have been integrated with the results of the laboratory analyses in order to obtain semi-quantitative indices of the main processes, actual (in action) and ancient (fossil). In particular the attention has been focused on the effects of biological activity, illuviation of clay and iron and manganese oxides, water stagnation and processes linked to the periglacial dynamics (silt illuviation and cryoclastism).

The results show that the illuviation of clay and the biological activity are very intense in the soil horizons of the surface profiles and they are found also in some tepetates and in the buried paleosols. The pedofeatures probably linked to a periglacial environment are found mainly in the paleosols and also in the surface soil of the first profile. Finally the signs of water stagnation are found in the horizons that lay on hardened and low permeable layers.

Key words: volcanic soils, paleosols, tepetates, micromorphology

Riassunto

L'obiettivo di questo lavoro è lo studio integrato di due profili di suolo sviluppatisi su depositi vulcanici induriti (tepetates); oltre alle analisi chimiche e diffrattometriche, l'attenzione è stata rivolta all'osservazione di sezioni sottili di suolo e di materiale vulcanico con lo scopo analizzare in modo più approfondito i diversi processi pedogenetici, attuali e fossili.

Nelle stratigrafie studiate gli strati induriti (tepetates) sono costituiti esclusivamente da depositi piroclastici, di caduta e di flusso. Per alcuni l'indurimento è avvenuto subito dopo il deposito (per il raffreddamento dei vetri vulcanici) ed il materiale appare compatto e poco alterato, ma, nella maggioranza dei casi, tali depositi mostrano evidenti segni di pedogenesi e la loro cementazione è da ricondurre a cause differenti concomitanti, non solo geologiche (raffreddamento) ma anche pedologiche (principalmente traslocazione e deposito di argilla, silice ed ossidi illuviali). Le stratigrafie mostrano una genesi complessa: sono policicliche, con caratteri riconducibili a periodi geologici differenti e con chiari segni di pedogenesi antica avvenuta in climi freddi, diversi dall'attuale (probabilmente in periodi glaciali).

I due profili presentati sono entrambi costituiti da una successione verticale, costituita da un suolo superficiale seguito da prima serie di strati di tepetates che sovrasta un paleosuolo sepolto ed infine, in profondità, da una seconda serie di tepetates. I suoli superficiali sono stati classificati il primo come Typic Plinthustults ed il secondo come Lithic Dystrustepts (Soil Taxonomy, 1999) e, rispettivamente, come Ferric Plinthosols e Epilepti-Dystric Luvisols (WRB, 1998).

Le osservazioni micromorfologiche sono state effettuate sia sui singoli orizzonti pedologici che sui diversi strati di tepetates: i pedocaratteri evidenziati sono stati integrati con i dati delle analisi di laboratorio in modo da ottenere degli indici semi-quantitativi relativi ai principali processi sia attuali (in atto) che passati (relict). In particolare si è posta attenzione agli effetti dell'attività biologica, all'illuviazione di argilla ed ossidi (soprattutto di ferro e manganese), ai fenomeni di idromorfia ed alle dinamiche riconducibili ad ambienti periglaciali (illuviazione di limo e crioclastismo).

I risultati hanno messo in evidenza che l'illuviazione di argilla e l'attività biologica sono più intense negli orizzonti pedologici dei profili superficiali ma sono riscontrabili anche in alcuni strati tepetatosi e nei paleosuoli sepolti. I pedocaratteri probabilmente riconducibili ad un ambiente periglaciale sono presenti soprattutto nei paleosuoli ma, nel primo profilo, si ritrovano anche nel suolo superficiale. Infine i segni di idromorfia più intensi si ritrovano negli orizzonti e negli strati che poggiano su strati induriti e poco permeabili.

Parole chiave: Suoli vulcanici, Paleosuoli, Tepetates, Micromorfologia

Introduzione

Nelle aree vulcaniche dell'America Centrale e Meridionale sono molto diffusi dei particolari tipi di depositi piroclastici induriti (di caduta e di flusso) che, nei diversi vocabolari contadini, assumono nomi diversi: tepetates in Messico, talpetates in Nicaragua, cangahua in Colombia o fierillo in Cile. In particolare il termine "Tepetate" deriva dal vocabolario azteco ed è ancora oggi utilizzato comunemente dai contadini per indicare qualsiasi substrato indurito, diverso dalla roccia, non coltivabile se non dopo fratturazione. Gli studi effettuati negli anni passati hanno messo in evidenza che tale definizione molto generica raggruppa materiali differenti, tra cui depositi piroclastici consolidati, tufi, diatomiti, suoli e paleosuoli induriti per l'accumulo di cementi (silice, argilla, ossidi di ferro, carbonati, gesso, ecc.). I principali caratteri che legano questi materiali sono da un lato l'elevata erodibilità che porta alla perdita notevole di suoli e al generale degrado fisico e strutturale dei versanti; dall'altro la bassa fertilità e la durezza che ne rendono difficoltoso l'utilizzo agricolo.

In particolare in Messico circa il 27% della superficie dell'Arco Vulcanico Messicano (AVM) mostra strati di tepetates esposti all'aria dopo l'erosione del suolo sovrastante e studi sperimentali hanno evidenziato perdite di materiale pari a circa 28 ton/ha-anno in condizioni normali (tepetates non lavorati e compatti) che però aumentano fino a 128 ton/ha-anno quando, per mettere a coltivo queste aree degradate, il tepetate viene fratturato, lavorato e poi lasciato nudo, senza misure antierosive (Quantin et al., 1993).

Il carattere più indagato di questi materiali è la loro cementazione: le cause del loro indurimento risultano esser varie e comprendono processi geologici (che avvengono durante il deposito per il raffreddamento dei vetri vulcanici) e pedologici (accumulo di argilla, di ossidi di ferro e di silice).

Il presente lavoro illustra una parte dei risultati della ricerca effettuata all'interno del corso di Dottorato in Pedologia (XIV ciclo); il tema della tesi è stato lo studio dei caratteri di suoli e tepetates in alcune aree dell'AVM (stati di Michoacán e di México); in particolare viene presentata l'analisi micromorfologica di due profili pedologici, integrandola con i dati ottenuti dalle analisi chimiche e fisiche di laboratorio.

Materiali e metodi

I profili studiati si trovano nella parte centrale dell'AVM; la loro stratigrafia è sempre costituita da un suolo superficiale sviluppatosi su una successione di strati di tepetates tra cui si ritrovano racchiusi paleosuoli sepolti. I profili sono stati descritti in campagna e per ogni orizzonte pedologico e per ogni strato di tepetate si sono prelevati dei campioni. Su questi si sono effettuate le analisi di routine (pH in H₂O, in KCl ed in NaF, CSC e TSB, granulometria e tessitura, carbonio organico, Fe in ossalato di ammonio acido ed in DCB, densità apparente) ed altre indagini più specifiche, quali la dispersione in H₂O ed in KOH caldo e lo studio delle argille utilizzando la tecnica della diffrattometria a raggi X. Per la realizzazione del campionamento e delle successive analisi di laboratorio si è fatto riferimento ai testi di "Metodi di analisi fisica del suolo" (1997) e "Metodi di analisi chimica del suolo" (2000) dell'Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo (Ministero delle Politiche Agricole e Forestali). Per la preparazione dei campioni e la realizzazione delle indagini diffrattometriche ai raggi X si è fatto riferimento al testo "Quantitative methods in soil mineralogy" (Ed. Amonette Zelazny, SSSA miscellaneous publication, 1994).

Su queste stratigrafie sono state realizzate anche osservazioni micromorfologiche al fine di poter meglio interpretare i processi pedologici in atto ed evidenziare possibili processi antichi e fossili. Le sezioni sono state descritte secondo le linee guida espresse nel "Handbook for soil thin section description" (Bullock et al., 1985). In questo articolo si descrivono i caratteri di questi due profili concentrando l'attenzione proprio ai risultati ottenuti con le osservazioni micromorfologiche.

Risultati e discussione

La zona dell'AVM in cui rientrano i siti dei profili ha un clima classificabile come subtropicale umido "Cwa" (secondo il sistema di Köppen) con periodo invernale di aridità ed estati calde e piovose, e come tropicale secco-umido (secondo il sistema di Strahler) con forte divario tra la stagione estiva umida e la stagione invernale secca. Per quanto riguarda il pedoclima il regime di umidità è ustico mentre il regime di temperatura oscilla tra isotermico e mesico.

La compattazione e l'indurimento dei materiali in esame sembrano essere dovuti essenzialmente a processi pedologici di accumulo di materiali: l'argilla infatti risulta essere il cementante principale degli orizzonti pedologici (e di molti strati di tepetates) che appaiono duri e compatti in campagna ma che si disperdono in acqua (comportamento tipico dei fragipan). Il clima dell'area, caratterizzato dall'alternanza di due stagioni (una secca e l'altra piovosa), intensifica tali processi di accumulo e compattamento. Nei tepetates che invece non si disperdono in acqua, si rileva un accumulo non solo di argille (in quantità minore rispetto agli orizzonti pedologici) ma anche di altre sostanze, come la silice e gli ossidi di ferro, che rendono più stabile la cementazione globale.

Entrambi i profili scelti per gli studi micromorfologici presentano una stratigrafia complessa che comprende un suolo superficiale, una prima serie di tepetates, un paleosuolo sepolto ed una seconda serie di tepetates. A parte questa analogia i due profili risultano però essere abbastanza differenti.

Profilo T7 - Località: Jesus del Monte (Morelia, Mich.) Quota: 2160 m s.l.m.

Coordinate: 19°38'07"N - 101°08'56"W - Descrizione della stratigrafia

A	0 - 5 cm	poco umido; colore umido bruno molto scuro (7,5YR2,5/3); scheletro scarso, da molto piccolo a piccolo, molto alterato, di andesite; struttura poliedrica subangolare, fine, debolmente sviluppata; radici abbondanti, molto fini e fini; fessure molte, sottili (2mm); limite inferiore abrupto, lineare.
Bt1	5 - 60 cm	poco umido; colore umido bruno scuro (7,5YR3/3,5); scheletro frequente, piccolo, molto alterato, di andesite; struttura poliedrica angolare, da grande a molto grande, fortemente sviluppata; radici molte, molto fini e fini; fessure molte, sottili (2mm); molte argillans; screziature di colori umidi bruno forte (7,5YR5/6) e nero (10YR1/1); concrezioni tenere di Fe e Mn; limite inferiore abrupto, lineare.
Bt2	60 - 85 cm	poco umido; colore umido bruno scuro (7,5YR3/3); scheletro frequente, da molto piccolo a piccolo, molto alterato, di andesite; struttura poliedrica angolare, molto grande, fortemente sviluppata; radici comuni, molto fini e fini; fessure molte, sottili (2mm); molte argillans; screziature di colori umidi bruno forte (7,5YR5/6) e nero (10YR1/1); concrezioni tenere di Fe e Mn; limite inferiore abrupto, lineare.
Btv1	85 - 135 cm	poco umido; colore umido bruno-rossastro scuro (5YR3/3,5); scheletro comune, da molto piccolo a piccolo, molto alterato, di andesite; struttura massiva; radici poche, molto fini; fessure poche, sottili (1mm); moltissime argillans; molte screziature di colori umidi bruno forte (7,5YR5/6) e nero (10YR1/1); molte concrezioni tenere di Fe e Mn; limite inferiore abrupto, lineare.
Btv2	135 - 150 cm	poco umido; colore umido bruno-rossastro scuro (5YR3/4); scheletro abbondante, da molto piccolo a piccolo, molto alterato, di andesite e tepetate; struttura poliedrica angolare, da grande a molto grande, fortemente sviluppata; radici poche, molto fini; moltissime argillans; moltissime screziature di colori umidi bruno forte (7,5YR5/6) e nero (10YR1/1); concrezioni tenere di Fe e Mn; limite inferiore abrupto, lineare.
Btv3	150 - 190 cm	poco umido; colore umido bruno-rossastro scuro (5YR3/4); struttura massiva; radici assenti; moltissime argillans; moltissime screziature di colori umidi bruno forte (7,5YR5/6) e nero (10YR1/1); concrezioni tenere di Fe e Mn; limite inferiore abrupto, lineare.
Btv4	190 - 240 cm	poco umido; colore umido rosso (5YR4/6); struttura massiva; radici assenti; moltissime argillans di colore umido grigio molto scuro (5YR3/1); moltissime screziature di colori umidi bruno forte (7,5YR5/6) e nero (10YR1/1); concrezioni tenere di Fe e Mn; limite inferiore abrupto, lineare.
t1	240 - 380 cm	poco umido; colore umido bruno scuro (7,5YR4/4); pochi pori fini (2-3mm); screziature nere (10YR1/1) diffuse e concentrate sulle pareti dei pori; erodibilità relativa 2; limite inferiore abrupto, lineare.
t2	380 - 410 cm	poco umido; colore umido bruno forte (7,5YR4/6); screziature nere (10YR1/1) diffuse; erodibilità relativa 3; limite inferiore abrupto, lineare.
t3	410 - 510 cm	poco umido; colore umido bruno scuro (7,5YR4/4); poche argillans sottili di colore umido bruno-rossastro (5YR3,5/4); screziature nere (10YR1/1) diffuse; erodibilità relativa 1; limite inferiore abrupto, lineare.
t4	510 - 590 cm	poco umido; colore umido bruno forte (7,5YR4/6); poche argillans sottili di colore umido bruno-rossastro (5YR3,5/4); screziature nere (10YR1/1) diffuse; erodibilità relativa 3; limite inferiore abrupto, lineare.
1p	590 - 603 cm	umido; colore umido bruno scuro (7,5YR4/4); scheletro scarso, da molto piccolo a piccolo, molto alterato; struttura poliedrica angolare, molto grande, fortemente sviluppata; radici assenti; fessure molte, sottili (2mm); limite inferiore abrupto, lineare.
2p	603 - 630 cm	umido; colore umido bruno-rossastro (5YR4/4); scheletro scarso, da molto piccolo a piccolo, molto alterato; struttura poliedrica angolare, molto grande, fortemente sviluppata; radici assenti; fessure molte, sottili (2mm); limite inferiore abrupto, lineare.
3p	630 - 760 cm	umido; colore umido bruno scuro (7,5YR4/4); scheletro scarso, da molto piccolo a piccolo, molto alterato; struttura massiva; radici assenti; fessure molte, sottili (2mm); limite inferiore abrupto, lineare.
t5	760 - 830 cm	poco umido; colore umido bruno rossastro (5YR4/4); scheletro frequente, da piccolo a medio, di andesite; argillans comuni, sottili di colore umido bruno-rossastro scuro (5YR3/4); screziature nere (10YR1/1) diffuse; molti pori fini (1mm); limite inferiore abrupto, lineare.
t6	830 - 970 cm	poco umido; colore umido bruno forte (7,5YR4,5/6); scheletro frequente, piccolo, di ignimbrite ed andesite; argillans comuni sottili di colori umidi rosso-giallastro (5YR5/6) e nero (5YR2/2); accumuli laminari neri (10YR1/1); limite inferiore sconosciuto.

Nota: nelle sigle utilizzate per contraddistinguere gli strati di tepetate, la lettera "t" indica gli strati di tepetate s.s. mentre la lettera "p" indica gli orizzonti del paleosuolo sepolto.

Risultati delle analisi di laboratorio:

orizz	D.a.	sch.	Sg	Sf	Lg	Lf	A	r. r.	S.O.	pH (H ₂ O)	pH (KCl)
A	1,45	0,1	14,4	9,6	9,6	23,1	43,3	3,0	26,84	5,2	4,9
Bt1	1,62	0,2	11,1	9,3	5,8	23,9	49,9	2,9	11,84	5,8	5,3
Bt2	1,51	0,4	9,1	12,7	1,6	23,9	52,7	2,9	8,27	6,3	5,3
Btv1	1,73	0,0	7,3	11,9	1,2	19,4	60,2	5,8	1,47	6,2	5,0
Btv2	1,68	0,0	6,0	13,6	0,7	20,0	59,7	6,7	1,43	6,2	4,8
Btv3	1,62	0,0	6,4	10,2	3,7	15,7	63,9	6,7	1,32	6,1	4,6
Btv4	1,65	0,0	6,9	9,8	0,8	16,0	66,5	7,5	1,75	6,5	5,5
t1	1,64	0,1	17,8	8,7	9,0	28,7	35,8	2,5	0,17	6,0	4,5
t2	1,50	0,0	10,2	11,9	1,3	29,1	47,5	3,8	0,17	5,8	4,5
t3	1,45	0,0	10,1	9,6	9,7	29,2	41,4	2,5	0,35	5,8	4,4
t4	1,43	0,0	19,8	11,0	6,9	29,5	32,8	3,8	0,34	5,9	4,6
1p	1,49	0,0	8,7	9,6	6,4	22,1	53,2	2,5	1,59	5,9	4,6
2p	1,55	0,0	7,0	9,7	5,2	28,0	50,0	5,0	0,44	6,1	4,4
3p	1,57	0,0	7,8	6,1	5,2	30,2	50,7	2,5	0,50	6,1	4,6
t5	1,49	0,0	35,1	11,6	6,0	27,1	20,2	5,0	0,17	6,2	4,7
t6	1,52	0,1	34,0	11,1	9,2	27,3	18,5	3,3	0,37	6,3	4,8

Note:

D.a. = densità apparente totale (terra fine + scheletro) in g/cm³

scheletro, sabbia, limo e argilla in %

r.r. = redness rating (secondo Torrent, 1983)

CSC, CSC arg, acidità totale, cationi di scambio, acidità di scambio, Al di scambio ed H di scambio in meq/100g

TSB in %

S.O., Feox, Fed in g/kg (‰)

orizz	CSC	CSC arg	ac. tot	Ca	Mg	Na	K	TSB	Feo	Fed	Feo/Fd
A	19,0	31,4	7,81	0,72	0,37	0,022	0,04	6,06	1,9	24,2	0,08
Bt1	16,6	28,6	6,25	0,78	0,40	0,020	0,02	7,31	2,5	24,3	0,10
Bt2	17,1	29,2	6,88	0,69	0,40	0,014	0,01	6,54	2,9	26,9	0,11
Btv1	13,6	22,1	5,31	0,63	0,43	0,024	0,01	8,01	1,1	19,5	0,06
Btv2	15,1	24,9	6,25	0,63	0,40	0,060	0,00	7,19	1,2	34,4	0,03
Btv3	18,9	29,1	6,88	0,30	0,51	0,027	0,00	4,45	1,1	20,2	0,05
Btv4	15,9	23,4	5,94	0,43	0,26	0,045	0,01	4,71	2,7	33,6	0,08
t1	14,5	40,4	3,44	0,54	0,29	0,025	0,01	5,94	2,4	10,1	0,24
t2	21,3	44,8	7,50	0,68	0,36	0,080	0,06	5,53	0,6	13,5	0,04
t3	18,5	44,4	9,38	0,61	0,31	0,085	0,04	5,63	0,8	16,8	0,05
t4	14,5	44,1	6,56	0,30	0,13	0,024	0,01	3,23	0,8	14,4	0,05
1p	18,9	35,0	9,38	0,61	0,31	0,054	0,04	5,35	1,2	26,6	0,04
2p	17,9	35,6	7,81	0,83	0,45	0,071	0,05	7,79	0,9	27,8	0,03
3p	19,1	37,5	5,63	0,83	0,45	0,038	0,04	7,08	0,6	23,5	0,03
t5	11,6	57,4	2,81	0,73	0,30	0,029	0,04	9,47	0,2	9,2	0,03
t6	11,9	63,9	3,13	0,74	0,33	0,049	0,04	9,76	0,2	6,8	0,04

Il suolo superficiale (0-240 cm) presenta un orizzonte humifero superficiale di spessore ridotto (5 cm) seguito da una serie di orizzonti argillosi, duri e compatti, per uno spessore totale di quasi 2.5 metri. Al di sotto comincia una serie di tepetates al cui interno, tra il quarto ed il quinto strato (cioè tra 5.9 e 7.6 m dal piano campagna), si trova sepolto un paleosuolo.

Tutto il materiale è fortemente arrossato (alti valori di redness rating) per la presenza di ossidi di ferro liberi.

Nella parte inferiore del suolo superficiale (tra 85 e 240 cm) è presente uno strato di plinthite formatosi per segregazione del ferro derivante dalla idrolisi dei minerali, non solo di questo orizzonte ma anche di quelli superficiali e dei profili a monte. In questo ambiente la formazione di plinthite è favorita anche dalle condizioni di ristagno

idrico che si verificano in estate quando le abbondanti precipitazioni non riescono ad infiltrarsi velocemente a causa della tessitura argillosa del profilo: il ferro viene mobilizzato (come Fe^{2+}) e trasportato nella parte inferiore del profilo dove, ossidandosi, si accumula inizialmente in forma dispersa nella matrice di fondo formando screziature di colore rosso-arancio, poi sottoforma di concentrazioni redox tenere, più o meno argillose, di colore rosso o rosso scuro, e infine di noduli compatti. Questi caratteri sono presenti soprattutto nei primi orizzonti (Bt1 e Bt2); scendendo lungo il profilo il contenuto di ferro aumenta fino ad arrivare al Btv2 dove provoca un indurimento permanente.

Le analisi mineralogiche (diffrattometrie ai raggi X) confermano l'estrema alterazione della frazione minerale: nel profilo pedologico superficiale dominano i fillosilicati di neoformazione (caolinite e, in misura minore, halloysite) ed ossidi mal cristallizzati di silice, sia cristobalite ma anche forme amorfe quale l'opale; nel paleosuolo l'alterazione è ancora più spinta: si ritrova solo caolinite mentre la silice è presente solo nella parte inferiore. L'analisi delle polveri random dell'orizzonte Btv2 oltre a caolinite e cristobalite, mostra la presenza chiara di ossidi di ferro quali ematite e goethite.

Il suolo superficiale (0-240 cm) è stato classificato come fine, mixed, subactive, nonacid, isothermic Typic Plinthustult (Soil Taxonomy, 1999): rientra nell'ordine degli Ultisols per la presenza di una serie di orizzonti argillici (e nessun fragipan) e per il basso tasso di saturazione in basi (molto inferiore al limite del 35%). Il sottordine è quello degli Ustults perché il regime di umidità è ustico.

Gli orizzonti diagnostici sono l'epipedon ochrico (A), gli orizzonti argillici (Bt1 e Btv1) e lo strato pressoché continuo di plinthite (Btv1 + Btv2 + Btv3 + Btv4), di colore rosso scuro (ed indice di rubefazione molto alto) e con struttura poligonale data da vene biancastre ricche in sabbia quarzosa e screziature arancio e nere. Questi caratteri fanno rientrare il profilo nel grande gruppo dei Plinthustults.

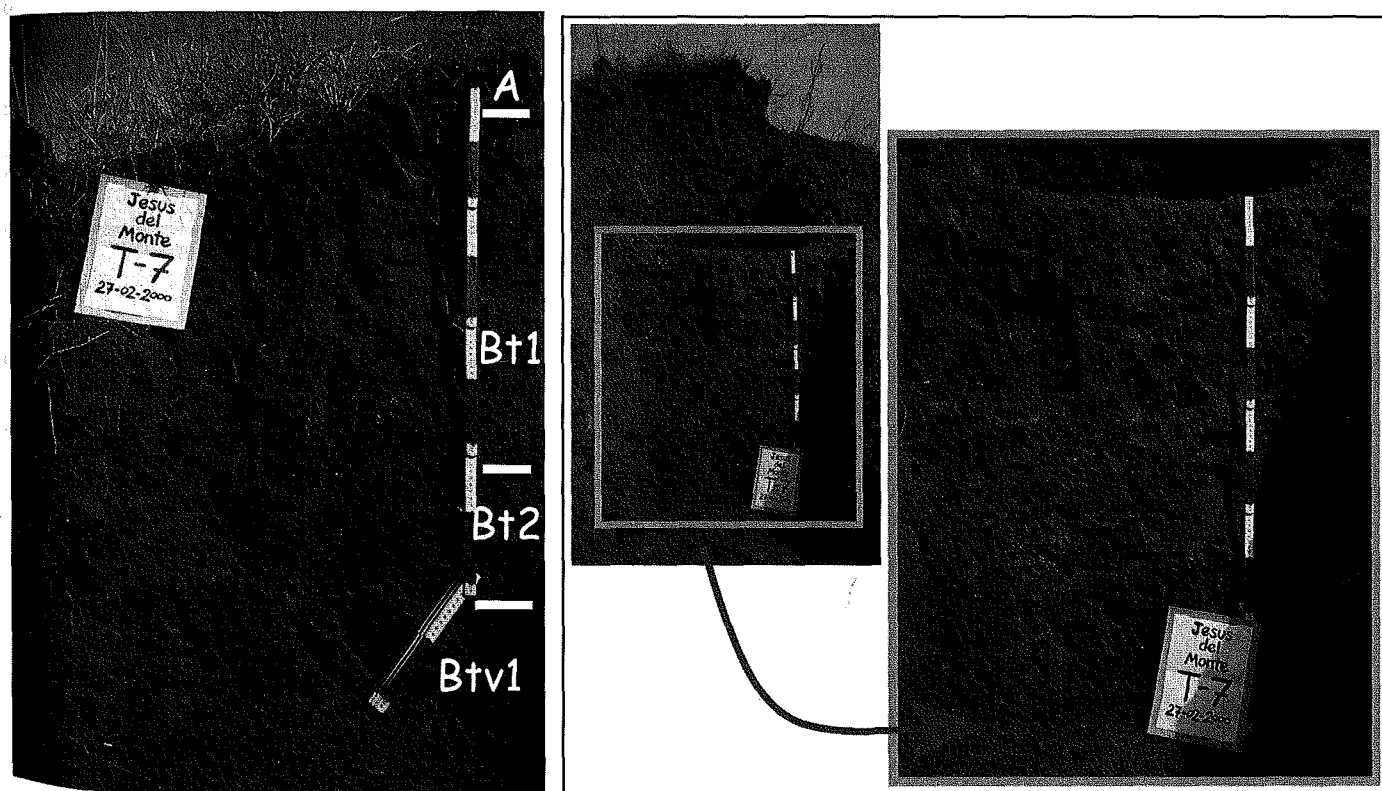


Figura 1. (sinistra): parte superiore del profilo: si notano le facce degli aggregati lucenti perché ricoperte da pellicole di argilla. Con l'orizzonte Btv1 inizia lo strato di plinthite (così come definito dalla Soil Taxonomy) che raggiunge il suo massimo sviluppo in corrispondenza dell'orizzonte Btv2

Figura 2. (destra): strato più sviluppato di plinthite (Btv2) e sua posizione all'interno del profilo pedologico

Profilo T10 - Località: Guaraqueo (Maravatfo, Mich.) Quota: 2280 m s.l.m.
 Coordinate: 19°53'58"N - 100°36'39"W - Descrizione della stratigrafia

A	0 - 5 cm	poco umido; colore umido bruno scuro (10YR3/3); scheletro assente; struttura incoerente; tessitura sabbioso-franca; radici molte, da molto fini a fini; molti pori, fini (1-3mm); limite inferiore abrupto, lineare.
BA	5 - 10 cm	poco umido; colore umido bruno scuro (10YR3/3); scheletro assente; struttura poliedrica subangolare, fine, debolmente sviluppata; tessitura franco-sabbiosa; radici poche, fini; fessure alcune, sottili (1-2mm); pori comuni, fini (1-3mm); limite inferiore abrupto, lineare.
Bw	10 - 48 cm	poco umido; colore umido bruno-grigiastro scuro (10YR4/2); scheletro scarso, da molto piccolo a piccolo; struttura massiva; tessitura sabbioso-argillosa; radici poche, fini; fessure molte, sottili (1-2mm); pori molti, fini (1-3mm); molte macchie di colore umido bruno forte (7,5YR4,5/6) e diametro da 3 a 15mm; limite inferiore abrupto, lineare.
t1	48 - 80 cm	poco umido; colore umido bruno scuro (10YR4/3); tessitura franco-sabbioso-argillosa; erodibilità relativa 3; limite inferiore abrupto, lineare; flusso piroclastico.
t2	80 - 100 cm	poco umido; colore umido bruno-grigiastro scuro (10YR4/2); molte argillans di colore umido bruno scuro (7,5YR4/3); tessitura franco-sabbiosa; erodibilità relativa 2; limite inferiore abrupto, lineare; flusso piroclastico.
t3	100 - 140 cm	poco umido; colore umido bruno forte (7,5YR4/5); poche argillans di colore umido bruno scuro (7,5YR4/3); scheletro arrotondato comune, piccolo (2-3mm); tessitura franca; erodibilità relativa 2; limite inferiore chiaro, lineare; paleosuolo.
t4	140 - 180 cm	poco umido; colore umido bruno-grigiastro scuro (10YR4/2); tessitura franco-argillosa; erodibilità relativa 2; limite inferiore abrupto, lineare; paleosuolo; nelle porzioni erose esposte orizzontalmente si trovano grosse incrostazioni calcaree (5-10cm).
t5	180 - 230 cm	poco umido; colore umido bruno forte (8YR4/6); molte argillans di colori umidi bruno scuro (7,5YR4/3) e nero (7,5YR2/1); tessitura sabbioso-franca; erodibilità relativa 3; zone di accumulo di materiale nero (7,5YR1/1) e dimensioni 1-2mm; limite inferiore abrupto, lineare; flusso piroclastico sabbioso.
t6	230 - 260 cm	poco umido; colore umido grigio chiaro (10YR7/2); tessitura franco-limosa; limite inferiore abrupto, lineare.
t7	260 - 360 cm	poco umido; colore umido bruno-giallastro scuro (10YR4/6); tessitura franco-limosa; limite inferiore abrupto, lineare.
t8	oltre 360 cm	poco umido; colore umido bruno-giallastro scuro (10YR4/6); tessitura franco-sabbiosa; limite inferiore abrupto, lineare; flusso piroclastico grossolano.

Risultati delle analisi di laboratorio:

orizz	D.a.	sch.	Sg	Sf	Lg	Lf	A	r. r.	S.O.	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	pH (NaF)	Fe _{ox}	Fe _d	Fe _{ox} /Fe _d
A	2,18	0,4	68,9	11,0	1,9	8,4	9,7	0,0	17,94	4,7	4,2	8,1	0,1	3,3	0,02
BA	2,11	0,3	60,7	8,9	3,3	9,7	17,4	0,0	4,52	5,2	4,3	8,1	0,7	3,2	0,22
Bw	2,22	0,3	47,3	6,6	1,4	8,1	36,7	0,0	3,42	5,1	4,2	8,3	0,5	4,1	0,11
t1	1,90	0,2	55,7	4,8	3,5	11,6	24,4	0,0	0,63	5,2	3,9	7,7	0,3	1,9	0,18
t2	1,79	14,2	55,6	10,8	1,3	12,6	19,6	0,0	0,47	6,0	4,7	7,8	0,1	1,6	0,08
t3	2,11	3,8	32,6	14,5	6,0	26,2	20,7	3,1	0,61	6,5	5,6	8,3	0,3	6,7	0,04
t4	1,78	0,9	23,6	14,1	3,3	30,4	28,6	0,0	0,63	7,0	5,9	8,6	0,4	3,2	0,12
t5	1,37	4,8	77,3	4,0	2,9	5,0	10,9	3,0	0,87	6,6	5,5	8,0	0,3	5,5	0,06
t6	1,32	0,0	16,5	17,9	14,0	45,7	5,9	0,0	0,36	6,9	5,7	7,8	0,3	1,2	0,27
t7	< 0,9	0,0	10,6	12,4	12,5	50,4	14,2	0,0	0,88	6,8	5,5	8,3	0,4	9,4	0,04
t8	0,94	3,5	49,8	16,7	7,4	16,5	9,6	0,0	0,85	7,2	6,0	8,5	0,2	1,8	0,12

orizz	CSC	CSC arg	ac. tot	Ca	Mg	Na	K	TSB	ac. Sc.	Al sc.	H sc.
A	5,5	20,1	4,06	0,10	0,05	0,004	0,01	2,92	1,80	0,50	1,30
BA	6,8	33,7	3,44	0,18	0,09	0,004	0,01	4,13	0,35	0,25	0,10
Bw	11,2	28,7	5,94	0,38	0,21	0,013	0,04	5,74	0,35	0,20	0,15
t1	7,6	30,6	4,06	0,42	0,20	0,018	0,04	8,99			

Il suolo superficiale (0-48 cm), al contrario del precedente, mostra una alterazione che è ancora alle prime fasi; la tessitura è grossolana, con una frazione sabbiosa costituita quasi esclusivamente da vetri vulcanici.

Il paleosuolo (t3 e t4) sepolto sotto la prima serie di strati di tepetates (t1 e t2) appare invece più alterato ed evoluto: presenta pellicole di argilla (assenti nel suolo superficiale), ha una tessitura più fine ed un colore più rosso. Nella parte inferiore mostra intense screziature arancio legate a fenomeni di idromorfia locale.

Tutti gli strati sottostanti al paleosuolo (dal t5 al t8) appaiono molto disturbati da processi erosivi che sono avvenuti successivamente alla loro messa in posto: al loro interno si ritrovano le forme di antichi canali di erosione ricolmati da depositi fluviali ben classificati. Tutti questi strati presentano giacitura a franapoggio, immersi nello stesso senso del pendio e con inclinazione di circa 8°.

Il suolo superficiale è stato classificato come clayey, glassy, semiactive, acid, mesic Lithic Dystrustept (Soil Taxonomy, 1999): appartiene all'ordine degli Inceptisols per la presenza di un orizzonte cambico mentre il regime di umidità è ustico (sottordine degli Ustepts). Il basso tasso di saturazione basica permette l'inserimento nel grande gruppo degli Dystrustepts, e lo spessore ridotto lo colloca nel sotto gruppo dei Lithic Dystrustepts. Gli orizzonti diagnostici sono l'epipedon ochrico (A) e l'orizzonte cambico (Bw) che mostra leggeri segni di alterazione come l'idrolisi dei minerali primari (l'analisi XRD evidenzia che non sono presenti i feldspati che invece ci sono negli orizzonti superiori) con formazione di argille (caoliniti) e la liberazione di ferro (il Fed raggiunge il valore massimo nel Bw dove sono presenti anche screziature rossastre).

Gli orizzonti BA e Bw hanno una percentuale di argilla maggiore degli orizzonti sovrastanti (rispettivamente A e BA) ma non mostrano evidenze di illuviazione di argilla, nemmeno a livello microscopico, e non possono quindi essere definiti argillici (secondo la Soil Taxonomy, 1999).

Per ognuno dei due profili (T7 e T10) sono state effettuate sezioni sottili di ogni orizzonte pedologico (sia dei suoli superficiali che di quelli sepolti) e degli strati di tepetates più rappresentativi. L'osservazione e lo studio di tali sezioni ha permesso di mettere in evidenza particolari caratteri legati a processi differenti:

- attività biologica (animale e vegetale);
- illuviazione di materiale (limo, argilla ed ossidi, soprattutto di ferro e di manganese), spesso attribuibile a climi differenti da quello attuale e riconducibile ad ambienti periglaciali;
- idromorfia e redistribuzione del ferro.

Dopo aver osservato e descritto ogni sezione si è cercato di effettuare uno studio integrato dei diversi caratteri (parametri chimici e fisici e figure micromorfologiche) che derivano dagli stessi processi; a tal fine, per poter effettuare un'analisi semi-quantitativa, si sono costruiti degli indici numerici sommando le abbondanze relative (esprese in percentuale) dei vari pedofattori. Di seguito vengono analizzati i processi principali riconosciuti e gli indici di intensità che li quantificano.

L'indice di attività biologica è stato ricavato sommando le abbondanze percentuali di carbonio organico, di canali, di escrementi e di materiale vegetale. Si è considerata quindi sia l'attività della fauna edafica (presenza di escrementi, fig. 4) che quella vegetale (quantità di carbonio organico e di materiale vegetale, soprattutto radici, fig. 5); è stata valutata anche la presenza di canali (radicali ed animali). Il contenuto di sostanza organica è basso anche nei suoli superficiali (contenuto medio di C org degli A pari al 2%) perché in questi climi caldo-umidi la mineralizzazione è molto rapida; inoltre l'attività biologica (edafica e vegetale) è ridotta ai primi centimetri di suolo per la presenza, a partire da una certa profondità, di orizzonti argillosi e compatti (il contenuto medio di C org in questi orizzonti è dello 0.3%).

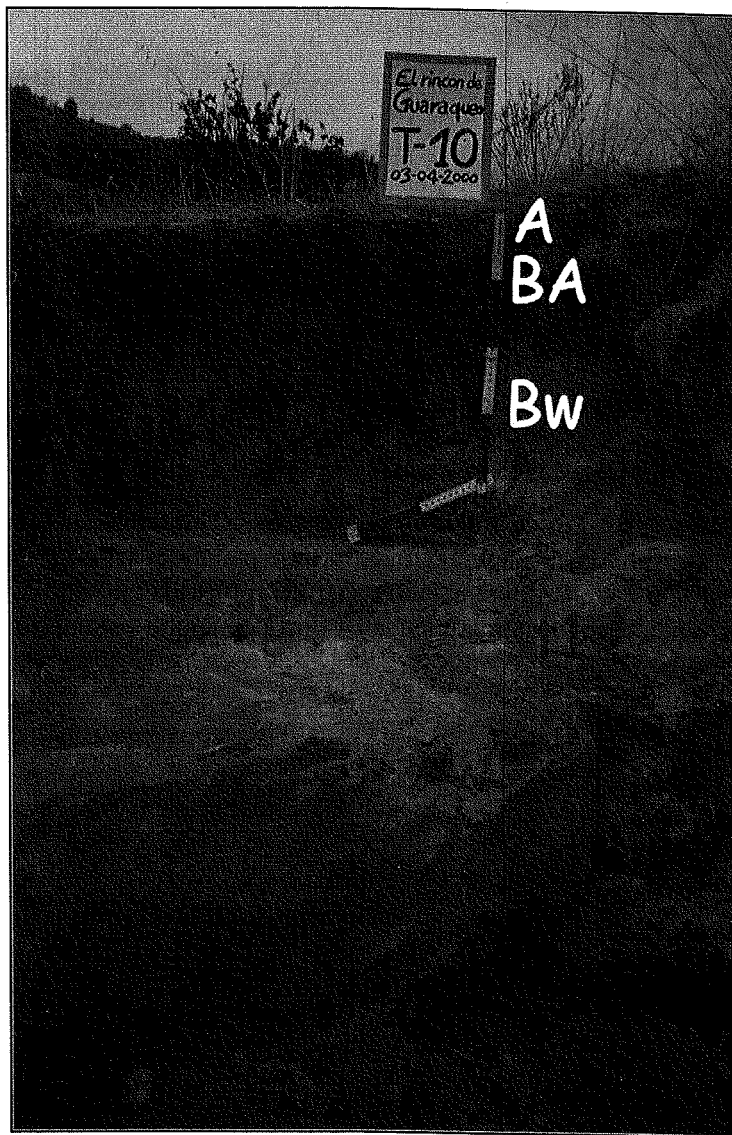


Figura 3. Profilo pedologico e primi due strati di tepetates

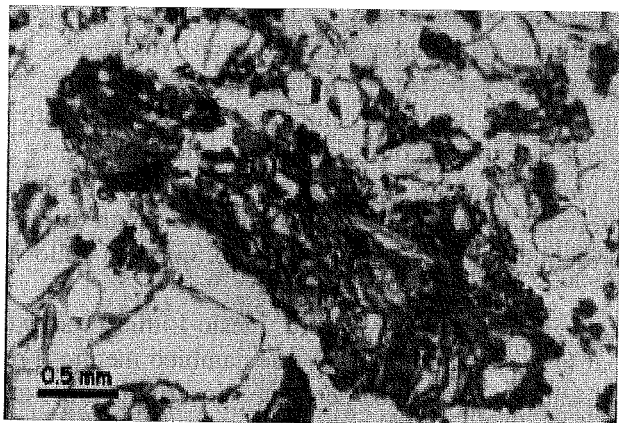


Figura 4. T10 (A) - escremento animale

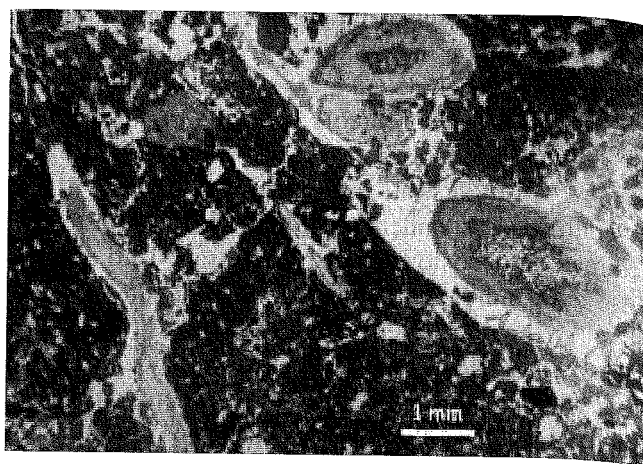


Figura 5. T7 (A) - radici e canali radicali

L'indice ha il valore massimo in superficie ma, come si vede dai grafici (fig. 6), mostra dei lievi incrementi anche in profondità, in prossimità dei paleosuoli sepolti.

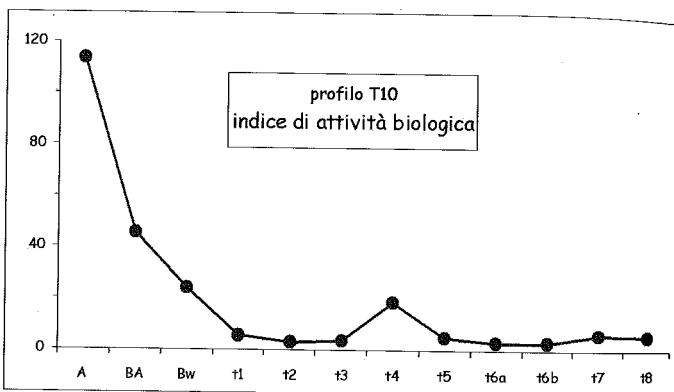
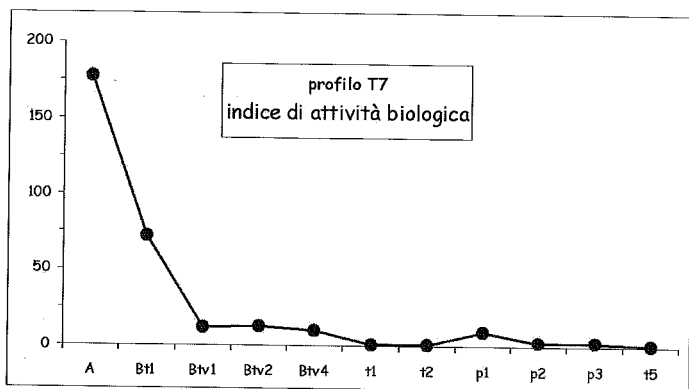


Figura 6. Andamento dell'indice che descrive l'attività biologica dei profili T7 e T10I processi di illuviazione sono rivelati in campo da variazioni tessiturelle nette al passaggio con gli orizzonti Bt e da pellicole di argilla e/o di limo

Per costruire un indice semi-quantitativo si è considerata l'abbondanza percentuale da un lato delle pellicole sulle facce degli aggregati e sulle pareti dei vuoti (sia di argilla microlaminare e laminare che di limo) (fig. 7), dall'altro lato dei riempimenti densi e completi (soprattutto di limo). Nei grafici (fig. 8), accanto all'andamento di questo indice, sono riportati anche i valori dei singoli parametri utilizzati per costruirlo.

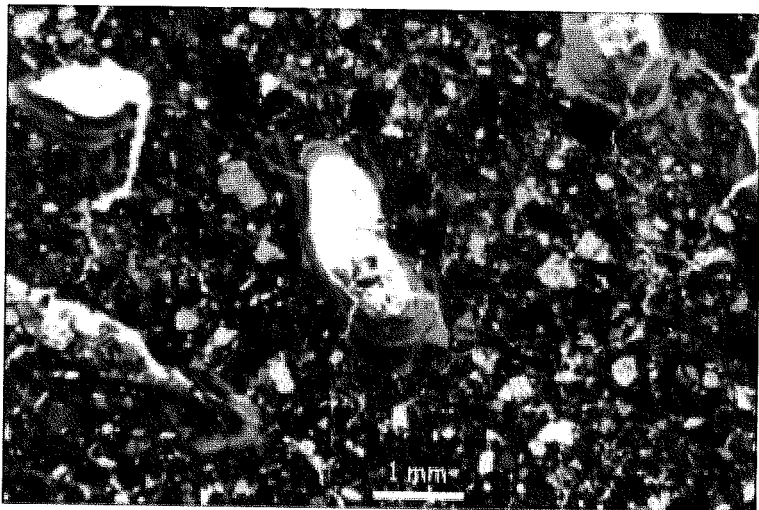


Figura 7. T7 (Btv2) - pellicole laminari di argilla; lo spessore è maggiore sulla parete inferiore del poro

Si osserva che nel T7 le evidenze di illuviazione e di accumulo di materiale fine sono presenti sia nel suolo superficiale (in grado crescente con la profondità), sia nella parte superiore del paleosuolo e anche negli strati più profondi di tepetates. Nel profilo T10 invece solo il paleosuolo (strati t3 e t4) e lo strato sottostante (t5) mostrano qualche evidenza di illuviazione di materiale (di grado molto minore rispetto al profilo precedente).

In alcuni orizzonti ed in alcuni strati di tepetates si ritrovano caratteri che potrebbero verosimilmente essere ricondotti a processi tipici di ambienti periglaciali dove i continui cicli di gelo e disgelo creano fessure nel materiale pedologico lungo le quali si infiltra l'acqua derivante dallo scioglimento del ghiaccio; questa porta in sospensione particelle grossola-

ne e le trasporta anche in profondità depositandole quando l'energia diminuisce (Fitzpatrick, 1984). I paleoaggregati sono quindi i pedocaratteri che possono rivelarsi indizio di questo ambiente; infatti essi rivelano la forma delle antiche strutture successivamente modificate e/o cancellate da processi di crioturbazione. Un secondo indizio di climi freddi sono le pellicole di limo ed i riempimenti grossolani (fig. 9) i quali si formano in seguito ad una illuviazione caratterizzata da un'alta energia. Altri pedocaratteri tipici di questi ambienti sono i "cappings", cioè gli accumuli di materiale (argilloso e limoso) sulle facce superiori dei grani minerali più grossi (fig. 10).

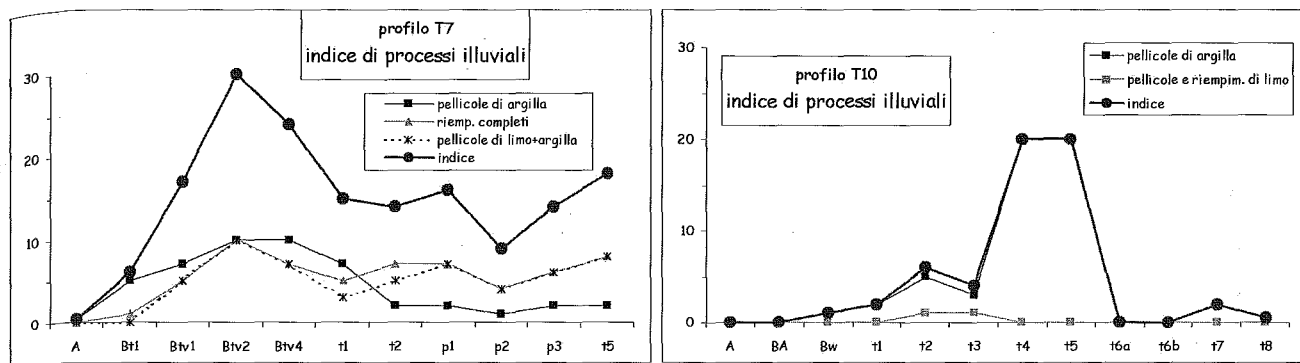


Figura 8. andamento dell'indice di illuviazione dei profili T7 e T10



Figura 9.

T7 (Btv2) - riempimento di limo con matrice indifferenziata. Figura 10. T10 (p1) - capping (su un frammento di tepetate) costituito da strati alterni di pellicole microlaminari di argilla e di rivestimenti di limo

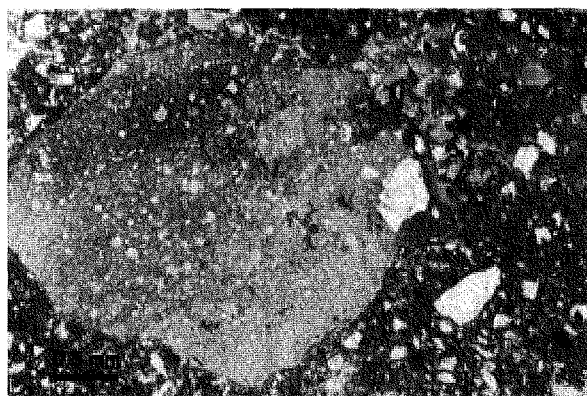


Figura 10.

T10 (p1) - capping (su un frammento di tepetate) costituito da strati alterni di pellicole microlaminari di argilla e di rivestimenti di limo

L'indice è stato ricavato considerando le abbondanze percentuali delle pellicole di limo e/o limo+argilla, dei riempimenti di limo e/o sabbia fine e dei paleoaggregati.

Dal grafico (fig. 11) si osserva che il profilo T7 mostra, in quasi tutto il suo spessore, caratteri di ambiente periglaciale: sia negli orizzonti inferiori del suolo superficiale, sia nel paleosuolo ma anche negli strati più profondi di tepetates. Il profilo T10 è invece molto più semplice: tali segni si rinvennero solo all'interno dell'orizzonte superiore del paleosuolo sepolto (t3) e dello strato di tepetate che lo sovrasta (t2).

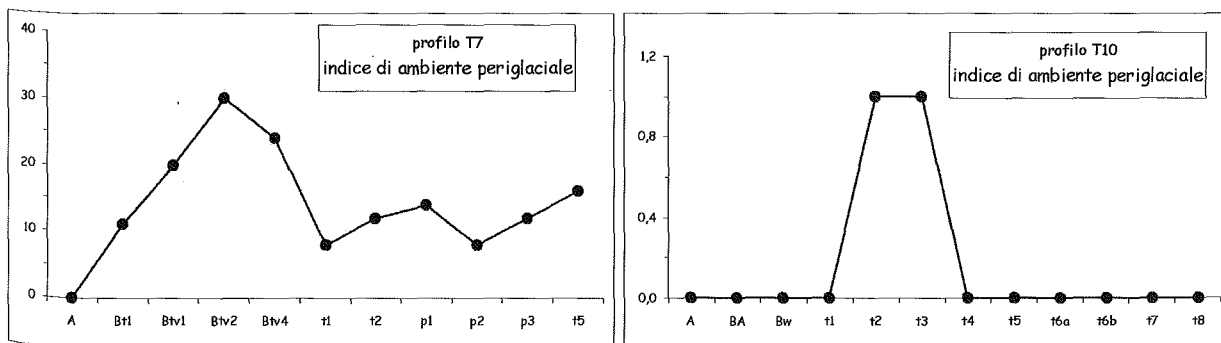


Figura 11. Andamento dell'indice di ambiente periglaciale dei profili T7 e T10

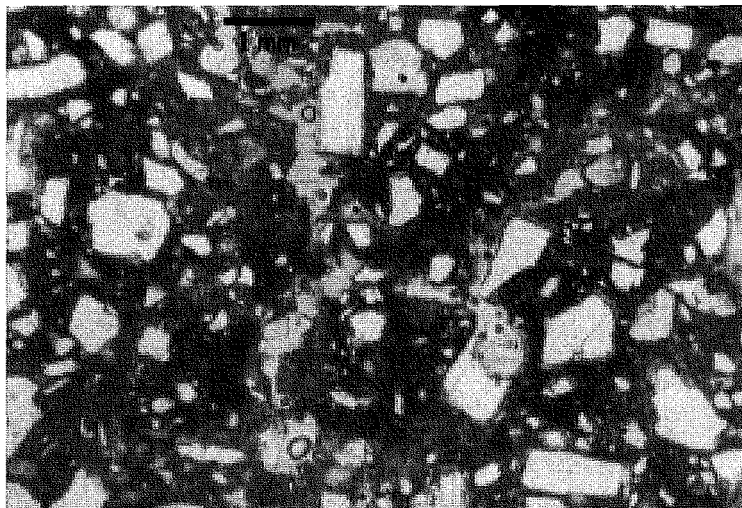


Figura 12

T10 (BA) - screziature brune create dall'accumulo di ossidi di ferro

Le testimonianze di condizioni di idromorfia si ritrovano negli strati di tepetates più duri e compatti e negli orizzonti argillici meglio espressi; questi hanno una permeabilità molto ridotta e provocano, specialmente nella stagione delle piogge, fenomeni di ristagno idrico con processi di redistribuzione del ferro. I caratteri indici di questa situazione sono le screziature arancio e brune (fig. 12), i noduli ortici e disortici di ferro e/o manganese (fig. 13) e gli iporivestimenti di ossidi di ferro e/o manganese (fig. 14).

I grafici (fig. 15) mostrano gli andamenti degli indici costruiti considerando questi parametri.

Il suolo superficiale del profilo T7 mostra qualche segno di idromorfia che però assume il massimo grado di espressione nel paleosuolo. Nel profilo T10 i segni di idromorfia sono presenti in entrambe le sequenze pedologiche: quella superficiale e quella sepolta (strati t3 e t4). In entrambi i profili gli strati duri e compatti creano una barriera all'infiltrazione e quindi favoriscono il ristagno idrico nel materiale sovrastante.

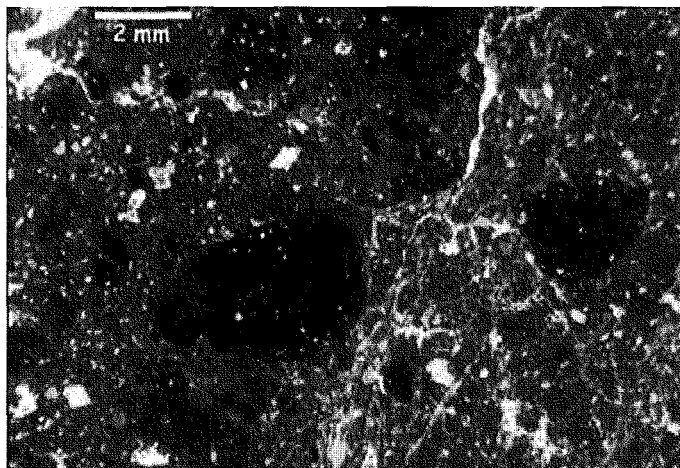


Figura 13

T7 (p3) - noduli di ferro e manganese ben sviluppati

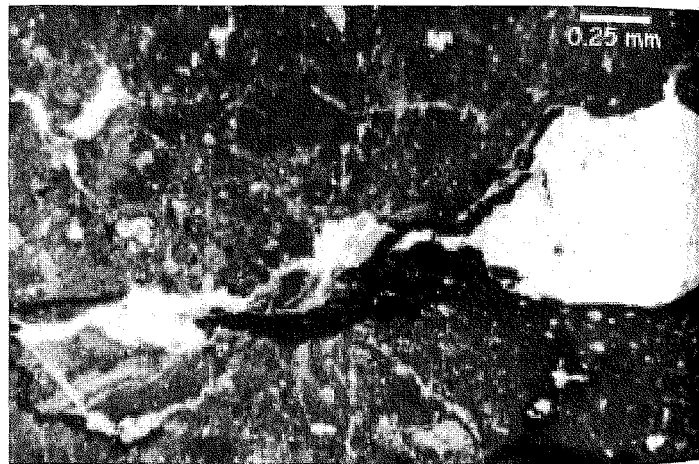


Figura 14

T7 (p2) - iporivestimenti di ferro e manganese

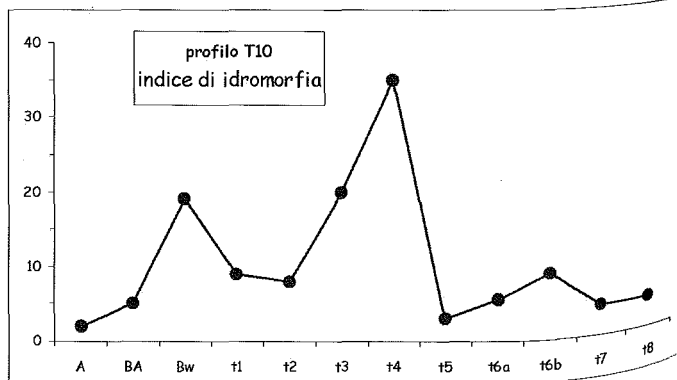
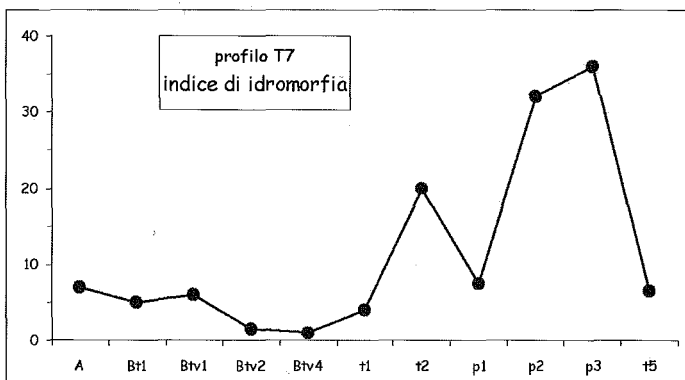


Figura 15. andamento dell'indice di idromorfia dei profili T7 e T10

Conclusioni

L'analisi integrata dei pedocaratteri e dei risultati delle analisi chimiche e fisiche ha permesso di evidenziare i caratteri principali di questi suoli che

I suoli, sia quelli superficiali che quelli sepolti da materiale piroclastico, mostrano in generale:

- un'intensa alterazione: i minerali primari sono pressoché assenti e la frazione argillosa è dominata da argille 1:1 di neoformazione (caolinite e, in qualche caso, halloysite); sono presenti anche ossidi derivanti dalla ricristallizzazione della silice (opale CT e cristobalite);
- processi di illuviazione spinta, rivelata, sia a livello macro che microscopico, da pellicole di argilla sulle facce degli aggregati e da variazioni tessiture nette al passaggio con gli orizzonti Bt;
- rapida mineralizzazione della sostanza organica (favorita dal clima caldo-umido) e conseguente scarsità di carbonio organico e di attività biologica (edafica e vegetale);
- locali condizioni di idromorfia: gli strati di tepetates più duri e compatti e gli orizzonti argillici meglio espressi hanno una permeabilità molto ridotta e provocano, specialmente nella stagione delle piogge, fenomeni di ristagno idrico negli orizzonti sovrastanti con processi di redistribuzione del ferro che si manifestano con la formazione di screziature, noduli ed iporivestimenti;
- processi probabilmente legati a dinamiche periglaciali (antiche): in alcuni orizzonti ed in alcuni strati di tepetates si ritrovano pellicole di limo e riempimenti grossolani riconducibili a processi ad alta energia (tipicamente come quelli di ambienti periglaciali); la presenza di paleoaggregati rivela la forma delle antiche strutture successivamente modificate e/o cancellate da processi di crioturbazione;

Gli studi sulla mineralogia delle argille hanno messo in evidenza due caratteri principali: i fillosilicati dominanti appartengono al gruppo delle caolinita (compresa l'halloysite), sono di neoformazione ed il loro reticolo cristallino è poco ordinato (i picchi sono larghi); dall'altro lato sono abbondanti anche gli ossidi di silice, sia quelli cristallini (cristobalite) che, in misura minore, gli amorfi (opale-CT): la presenza di questi composti rivela processi di ricristallizzazione della silice libera in soluzione.

Per quanto riguarda le possibili cause che hanno portato alla cementazione del materiale, dai profili studiati emerge una variabilità nella tipologia degli strati di tepetates; appare chiaro che essa è dovuta a cause differenti, spesso coesistenti: la prima è quella iniziale (classificabile come geologica), legata al processo di raffreddamento e di compattazione dei materiali piroclastici subito dopo il loro deposito; secondariamente sui depositi, sia quelli sciolti che quelli già cementati (parzialmente e/o completamente), intervengono processi pedologici che portano anch'essi ad un indurimento dei materiali a causa dell'accumulo di agenti cementanti quali argille, ossidi di ferro e silice.

Bibliografia

- AA.VV., 1991. Le tepetates de Xalapa, Veracruz (Mexique): une induration pédologique dans des sols d'origine volcanique. Cahiers ORSTOM, série Pédologie, vol 26, n° 3.
- AA.VV., 1996. Memorias del III simposio Internacional Sobre Suelos volcanicos endurecidos (Quito).
- AA.VV., 1989. Los Tepetates de origen vulcanico en Mexico. Terra vol. 7, n° 1.
- AA.VV., 1994. Quantitative methods in soil mineralogy. Ed. Amonette Zelazny, SSSA miscellaneous publication.
- AA.VV., 1992. Suelos volcanicos endurecidos. Terra, vol 10, n° especial.
- BULLOCK P., N. FEDOROFF, A. JONGERIUS, G. STOOPS, T. TURSINA, 1985. Handbook for soil thin section description. Waine Research Publications, 152 pp.
- DIXON J.B., WEED S.B., 1977. Minerals in soil environments. SSSA.
- FITZPATRICK E.A., 1984. Micromorphology of soils. Chapman and Hall, 433 pp.
- IUSS- ISRIC-FAO (International Union of Soil Science, International Soil Reference and Information Centre and Food and Agriculture Organization of the United States), 1998. WRB - World Reference Base for Soil Resources. Report n° 84, 100 pp.
- Mi.P.A.F. - Ministero delle politiche agricole e forestali, Osservatorio nazionale pedologico e per la qualità del suolo, 2000. Metodi di analisi chimica del suolo. Coordinatore: Paolo Sequi. Franco Angeli Editore.
- Mi.P.A.F. - Ministero delle politiche agricole e forestali, Osservatorio nazionale pedologico e per la qualità del suolo, 1997. Metodi di analisi fisica del suolo. Coordinatore: Marcello Pagliai. Franco Angeli Editore.
- QUANTIN P., 1993. Tepetates de Mexico: Informe Científico final del Proyecto TS2-A 2/2-C CEE/ORSTOM. Terra, vol 11, n° especial, pp. 1-72.
- RZEDOWSKI J., 1981. Vegetación de México. Limusa Noriega Editores. 432 pp.
- SOIL SURVEY INVESTIGATION, 1996. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Report n° 42.

SOLARO S. 2003. Studio sulla genesi di suoli su Tepetates (depositi vulcanici induriti) di alcune aree dell'Arco Vulcanico Messicano (Messico centrale). Dottorato di ricerca in Pedologia, XIV ciclo. Inedito. 247 pp.

USDA (United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service), 1999. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Eight Edition, 1998.

VARIABILITÀ SPAZIALE DELLA CONDUCIBILITÀ ELETTRICA SU SUOLI FORESTALI EVOLVENTI SULLA SERIE GESSOSO-SOLFIFERA

C. Territo ¹, G. Provenzano ², V.A. Laudicina ¹, G. Lo Papa ¹, R. Scalenghe ¹

¹ Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia

² Dipartimento di Ingegneria e Tecnologie Agro-Forestali - Università di Palermo

Abstract

In Sicily, salts-affected soils are about 250.000 hectares. In laboratory, soil salinity can be estimated, indirectly, by measuring electrical conductivity (EC) of soil/water suspensions, while, in field, it can be measured, directly, by using electrical magnetic sensor. The aim of this work was to evaluate spatial variability of EC of salts-affected soils, using electromagnetic sensor. The study area is located in central Sicily, on soils which have a variable salinity. The EC has been measured in 329 points along a slope of about 200 hectares and data have been interpolated using point kriging. Results show a great variability of EC along the slope, ranging from 0,2 and 2,7 dSxm⁻¹. Moreover, field results of CE have showed similar trend of laboratory CE results. The electromagnetic sensor can be considered a good tool to evaluate spatial variability of EC, in a area with salts-affected soils.

Key words: electrical conductivity, soil spatial variability, electromagnetic sensor.

Riassunto

In Sicilia, una superficie di circa 250.000 ettari, è interessata da suoli affetti da salinità. In laboratorio, la salinità del suolo può essere stimata, indirettamente, determinando la conducibilità elettrica (CE) dell'estratto di sospensioni suolo/acqua, mentre per la sua stima diretta in campo si sta diffondendo l'uso dei sensori ad induzione elettromagnetica. Scopo del lavoro è stata la valutazione della variabilità spaziale della conducibilità elettrica di suoli affetti da salinità, con un sensore elettromagnetico. L'area di studio ricade nella Sicilia centrale, nel "Complesso Boscato Mustigarufi" i cui suoli presentano un diverso contenuto di sali. Le misure, effettuate in 329 punti su una pendice collinare di 200 ettari circa, sono state interpolate utilizzando il kriging puntuale. Dai risultati di campo è emerso che la CE presenta una notevole variabilità lungo tutta la pendice e risulta compresa tra 0,2 e 2,7 dSxm⁻¹. Inoltre, i risultati di CE di campo hanno evidenziato un andamento della CE lungo il profilo di alcuni pedon investigati simile a quello emerso dai dati di laboratorio. Il sensore elettromagnetico è risultato un valido strumento nella valutazione della variabilità spaziale della CEa in un'area dove i suoli sono caratterizzati da un contenuto di sali molto variabile.

Parole chiave: conducibilità elettrica, variabilità spaziale dei suoli, sensore elettromagnetico.

Introduzione

In Sicilia la pedogenesi è profondamente influenzata dalle differenti formazioni 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, 2001a). Attualmente, oltre il 10% dei suoli della superficie totale della Sicilia, corrispondente ad oltre 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 per l'irrigazione di acque qualitativamente non idonee. In particolare, per quanto concerne il primo aspetto, molto diffusi sono i suoli affetti da salinità che si sono evoluti 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, 2001a).

Una stima indiretta della salinità del suolo è eseguita, solitamente, determinando la conducibilità elettrica (CE), il cui valore è direttamente proporzionale alla natura e concentrazione delle specie ioniche presenti nella fase liquida circolante nel suolo. Essa rappresenta un'importante caratteristica per la valutazione delle potenzialità produttive del sistema suolo-vegetazione ed inoltre, dal punto di vista tassonomico, è un parametro diagnostico per la classificazione dei suoli affetti da salinità (Soil Survey Staff, 1999).

In laboratorio, la CE può essere determinata sull'estratto di pasta satura (CE_{eps}) o, in alternativa, sull'estratto di sospensioni suolo/acqua di porzioni definite (1:1, 1:2, 1:5 p/v) e preparate con procedura standardizzata (M.I.P.A.F., 2000).

In campo, invece, è attualmente possibile disporre di strumenti che forniscono una stima attendibile della conducibilità apparente (CEa) e permettono determinazioni speditive ed un'acquisizione più rapida dei dati (Sudduth et al., 2001). Fra tali strumenti uno dei più diffusi è il sensore Geonics EM38, il cui funzionamento si basa sull'induzione elettromagnetica. Il sensore, accoppiato a strumenti che consentono la georeferenziazione dei dati (GPS), può consentire la mappatura di aree, anche di grandi estensioni, attraverso la misura e la successiva analisi spaziale dei valori della CEa del suolo.

Scopo del lavoro è stato quello di valutare la variabilità spaziale della CEa in suoli forestali affetti da salsinità, utilizzando il sensore Geonics EM38.

Materiali e metodi

L'area di studio

L'indagine è stata condotta in un'area, ricadente nel "Complesso Boscato Mustigarufi" (CL) nella Sicilia centrale, già studiata con altre finalità (Fierotti et al., 1995; Dazzi e Monteleone, 2001; Dazzi e Scalenghe, 2002; Laudicina et al., 2003). Il clima dell'area, sulla base dei dati climatici registrati in loco dal 1985 al 2002, è caratterizzato da una temperatura media annua di 17,3 C° ed una piovosità media annua di 460 mm. Considerando "l'anno normale" così come definito nella Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999), solo per il periodo considerato, il regime udometrico del suolo risulta "xerico" mentre il regime termometrico risulta "termico".

All'interno del "Complesso Boscato Mustigarufi" è stata scelta un'area lungo una pendice collinare, esposta a sud-est e con andamento NO-SE (Fig. 1), estesa 200 ettari circa e la cui altitudine varia da 485 a 250 m s.l.m..

La vegetazione è rappresentata dall'*Eucalyptus camaldulensis*, al quale fanno da corona l'*E. occidentalis*, il *Cupressus sempervirens*, il *C. orizontalis*, il *Pinus halepensis* e il *P. pinea*. Lungo tale pendice è possibile rinvenire diversi tipi litologici di età compresa tra il Tortoniano e l'Olocene, ed in particolare procedendo dal più vecchio al più recente abbiamo: la "Formazione Terravecchia", la "Serie Gessoso-Solfifera" e i depositi colluviali. La sequenza di tali litotipi lungo la pendice, (dall'alto verso il basso) è la seguente: depositi colluviali > argille con gessi e/o gessi > argille marnose > argille marnose e/o sabbiose > argille marnose (terrazzate). Il paesaggio mostra i caratteri tipici dell'interno siciliano collinare dominato da una formazione geologica nota come "Serie Gessoso-Solfifera".

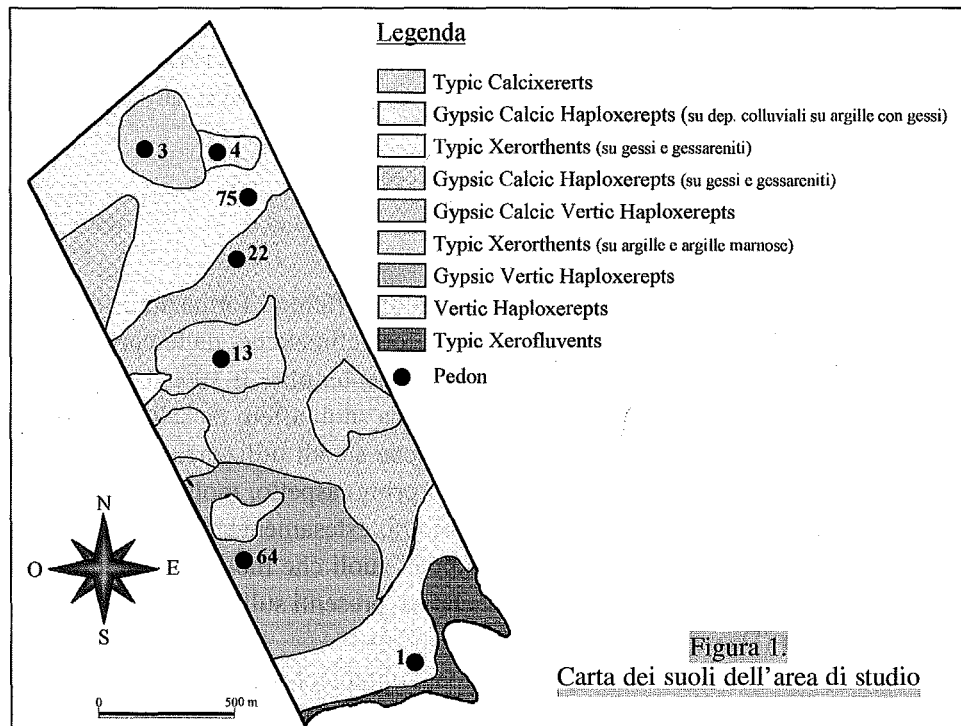


Figura 1.
Carta dei suoli dell'area di studio

La parte sommitale della pendice risulta interessata da affioramenti gessosi e da incisioni più o meno profonde che determinano ripidi pendii, i quali si esauriscono a valle in una zona sub-pianeggiante. Durante studi precedentemente effettuati nell'area di Mustigarufi (Fierotti et al., 1995; Laudicina et al., 2003), lungo la pendice sono stati aperti sette pedon di cui in tabella 1 si riportano i principali fattori pedogenetici e la relativa classificazione, e in tabella 2 i principali parametri analitici.

Tabella 1. Principali fattori pedogenetici e classifica dei pedon investigati

Pedon	Parent	Quota (m s.l.m.)	Pendenza (%)	Vegetazione	Classificazione (Soil Survey Staff, 1999)
	material				
1	Argille marnose	260	2	Eucalyptus camaldulensis	Vertic Haploxerept
3	Depositi colluviali	475	4	Eucalyptus camaldulensis, Pinus halepensis	Typic Calcixerert
4	Dep. colluviali su argille con gessi	470	6	Pinus halepensis, Cupressus sempervirens	Gypsic Calcic Haploxerept
13	Argille e Argille marnose	375	40	Eucalyptus camaldulensis	Typic Xerorthents
22	Argille marnose	390	15	Eucalyptus occidentalis	Gypsic Calcic Vertic Haploxerept
64	Argille marnose e/o sabbiose	330	6	Eucalyptus camaldulensis	Gypsic Vertic Haploxerept
75	Gessi e Gessareniti	440	80	Pinus halepensis	Typic Xerorthents

Tabella 2. Principali caratteristiche fisico-chimiche dei pedon investigati

Pedon	Orizzonte	Profondità cm	Sabbia	Limo g·kg ⁻¹	Argilla	pH	CE		Gesso g·kg ⁻¹	CSC cmol(+) xkg ⁻¹
							1:5 dSxm ⁻¹	eps		
1	A	0-12	130	324	546	8,0	0,2	1,0	38	38
	Bw	12-50	39	329	632	8,2	0,3	1,9	29	27
	Bwss	50-100	34	354	612	8,3	0,5	5,3	25	23
	BC	100-130	234	355	411	8,1	1,6	2,5	28	16
	C	>130	122	551	327	8,1	1,7	6,5	26	13
3	Ap	0-12	154	261	585	8,3	0,1	0,5	46	45
	ABss	12-50	61	293	646	8,0	0,2	0,5	44	42
	Bkss1	50-90	77	332	591	8,1	0,3	1,4	40	38
	Bkss2	90-150	46	352	602	8,0	0,9	3,7	40	38
4	A	0-7	136	312	552	8,2	0,2	0,6	48	42
	AB	7-20	86	341	573	8,1	0,2	0,4	41	41
	Bk	20-40	73	359	568	7,9	1,4	2,5	49	38
	2By	40-65	195	337	468	7,9	2,3	2,7	391	nd
	2BCy	65-95	176	198	626	8,0	2,4	2,9	447	nd
13	2Cy	>95	199	239	562	8,0	2,6	3,6	276	nd
	A1	0-10	344	32	624	8,1	0,6	nd	3	30
	A2	10-40	65	247	688	8,1	2,9	nd	22	25
22	A	0-7	79	319	602	7,9	1,6	7,1	38	26
	Bk	7-45	29	346	625	8,0	4,2	10,7	71	20
	Byss	45-75	32	323	645	8,4	3,3	13,9	30	19
	BCy	75-115	21	364	615	8,3	5,2	13,0	54	16
	C	>115	13	372	615	8,8	2,3	9,5	21	15
64	A	0-10	275	228	497	8,1	0,2	1,0	41	36
	AB	10-20	181	285	534	8,5	0,2	0,6	36	32
	Bw	20-50	121	264	615	8,6	0,5	3,3	34	28
	Byss	50-80	101	263	636	8,1	3,9	9,5	70	26
	BCy	80-105	190	236	574	8,2	4,5	12,9	84	25
75	C	>105	169	247	584	8,3	3,2	13,0	34	24
	A	0-30	351	222	427	7,6	2,6	nd	16	19
	C1	30-100	nd	nd	nd	8,7	2,2	nd	15	17
	C2	100-170	nd	nd	nd	7,7	2,7	nd	13	18

n.d. = non determinato.

Il sensore EM38

La misura della CEa è stata effettuata mediante il sensore ad induzione elettromagnetica Geonics EM38 ed i punti di osservazione sono stati georeferenziati tramite GPS (Garmin GPS 48). Il sensore fornisce un valore della conducibilità elettrica apparente (CEa) che può essere considerato rappresentativo di uno spessore di suolo pari a circa 1,5 m o 0,75 m a seconda che la misura venga effettuata con lo strumento posto rispettivamente in posizione verticale o orizzontale sulla superficie del suolo (fig. 2).

Lo strumento è dotato di due bobine presenti alle estremità ad una interdistanza di un metro. Una delle due genera un campo elettromagnetico primario che determina un campo elettromagnetico secondario intercettato dalla bobina all'estremità opposta. L'entità del campo elettromagnetico secondario dipende dalla conducibilità elettrica del suolo.

Nelle condizioni teoriche di una perfetta omogeneità del suolo lungo la sua profondità (z), l'entità della risposta relativa del campo elettromagnetico secondario [$\rho(z)$] varia, a seconda che lo strumento sia in posizione orizzontale o verticale, secondo le funzioni mostrate in figura 3 (McNeill, 1992).

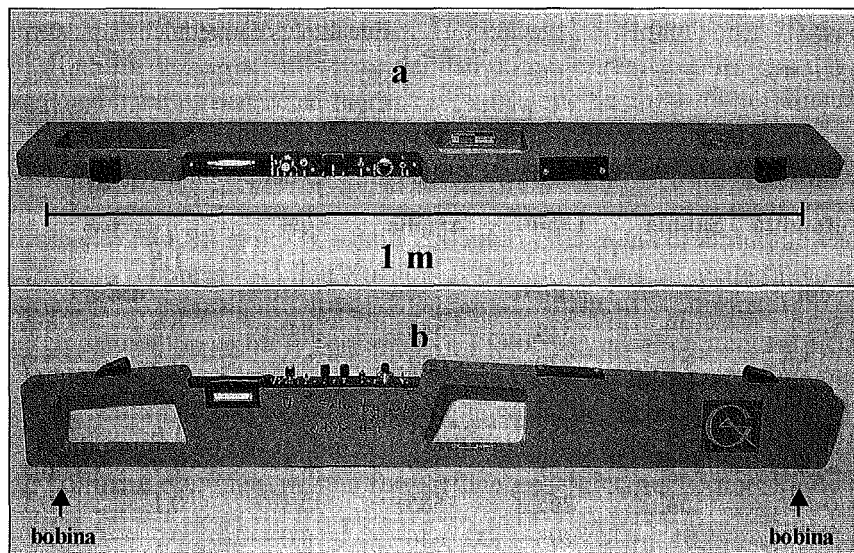


Figura 2. Geonics EM38, modalità orizzontale (a) e modalità verticale (b)

La CEa risulta influenzata dalla salinità del suolo, dal contenuto in argilla, dal contenuto idrico del suolo al momento della misura e, in misura minore, dalla capacità di scambio cationico, dalla mineralogia delle argille, dalle dimensioni e distribuzione dei pori e dalla temperatura del suolo (McNeill, 1992; Rhoades *et al.*, 1999). In particolare, in aree affette da salinità, il 65-70% dell'entità dei valori di CEa possono essere spiegati dalla concentrazione dei sali solubili, mentre in suoli non salini l'entità di tali valori è funzione, principalmente, della tessitura del suolo, del contenuto idrico e della capacità di scambio cationico (Williams and Baker, 1982). Il rapporto EMv/EMh, rappresenta inoltre un indice della modalità di distribuzione della CEa lungo il profilo. Valori del rapporto EMv/EMh maggiori dell'unità mettono in evidenza una distribuzione della CEa crescente al crescere della profondità ed i profili che presentano tale distribuzione sono indicati in letteratura come "profili regolari". Quando tale rapporto è inferiore a uno, la CEa diminuisce dagli orizzonti più superficiali verso quelli più profondi e tali profili sono indicati come "profili invertiti" (Rhoades, 1993).

La stima della CEa

La stima della CEa, effettuata ponendo lo strumento sia in posizione orizzontale che in posizione verticale, è stata eseguita su un totale di 329 punti. Alcuni punti (96) sono stati posizionati planimetricamente, lungo la pendice, sulla base di una tecnica di ottimizzazione del campionamento del tipo "annealing sampling strategy" (Ferreira *et al.*, 2002). Tale tecnica permette di ottimizzare il campionamento sfruttando informazioni puntuali già disponibili per l'area oggetto di studio. Nel caso in esame sono stati utilizzati i valori di CE_{eps} e CE_{1:5} tratti da studi precedenti (Fierotti *et al.*, 1995; Laudicina *et al.*, 2003). I restanti punti (233) costituiscono due transetti, uno con direzione SSW-NNE e l'altro con direzione NW-SE, realizzati nelle aree della pendice caratterizzate da valori più elevati di CEa, dove il rilevamento è stato infittito con misure effettuate ogni 10 metri circa.

La distribuzione spaziale dei valori di CEa è stata ottenuta per interpolazione utilizzando la tecnica del kriging puntuale, dopo avere individuato il semivariogramma sperimentale.

Discussione e conclusioni

L'elaborazione geostatistica dei dati di CEa, rilevati disponendo lo strumento in modalità verticale (EMv), ha consentito di pervenire al semivariogramma sperimentale (fig. 4).

Il semivariogramma sperimentale è stato elaborato con una distanza minima tra le coppie dei punti (lag) di 60 m ed una tolleranza angolare di 90°. A questo è stato adattato un modello di coregionalizzazione, avvalorato dai risultati della cross validation, dato dalla combinazione di un nugget (pari a 0,12) e di un modello lineare.

Dalle elaborazioni si evince un semivariogramma che appare ben strutturato, che presenta un incremento costante della semivarianza al crescere della distanza, e che non raggiunge il sill. Questo andamento è imputabile a variazioni più ampie di quelle rilevabili alla scala di campionamento, che ha previsto un totale di 329 punti di misura su un'area di 200 ha.

L'interpolazione è stata effettuata utilizzando il kriging puntuale sulla base del modello di coregionalizzazione adattato.

L'analisi spaziale ha fornito come elaborato finale la mappa della distribuzione spaziale della CEa rilevata dell'area esaminata (fig. 5).

La distribuzione spaziale della CEa presenta una notevole variabilità lungo tutta la pendice e risulta compresa tra 0,2 e 2,7 dSxm⁻¹. In particolare, nella zona centrale e nell'area sud-ovest della pendice i valori di CEa risultano più elevati, oscillando da 1,2 a 2,7 dSxm⁻¹, mentre risultano sensibilmente più bassi nelle aree a nord ed a sud-est della pendice dove oscillano da 0,2 a 0,9 dSxm⁻¹. In tabella 3 si riportano i rapporti EMv/EMh con le relative deviazioni standard e il numero dei punti di osservazione delle unità pedologiche in cui ricadono i pedon investigati da Fierotti et al. (1995) e Laudicina et al. (2003).

Come si evince dai risultati, nelle unità pedologiche in cui ricadono i pedon 1, 13, 22 e 64 il rapporto EMv/EMh risulta maggiore di 1, dove ricadono i pedon 3 e 4, seppur in riferimento a modesto numero di punti osservati, il rapporto EMv/EMh è inferiore di 1, mentre nell'unità del pedon 75 il rapporto non si discosta dall'unità. Secondo quanto riportato da Rhoades (1993), i pedon 1, 13, 22 e 64 sono "profili regolari", cioè profili dove la salinità aumenta con la profondità, mentre il pedon 75 è detto "profilo uniforme", cioè la salinità non varia con la profondità.

Confrontando questi risultati con quelli della CEeps e CE1:5 determinata in laboratorio per tali pedon (tab. 2), si può affermare che i dati di campo e di laboratorio concordano. Infatti, per i pedon 1, 13, 22 e 64, la salinità aumenta con la profondità e per il pedon 75 essa rimane costante con la profondità. Concludendo si può affermare che il sensore elettromagnetico EM38, è risultato un valido strumento nella valutazione della variabilità spaziale della CEa in un'area dove i suoli sono caratterizzati da un diverso contenuto di sali.

Tuttavia, come emerge dal confronto dei valori assoluti di CEa di campo con quelli di laboratorio, è necessario effettuare una corretta calibrazione dello strumento per trasformare le misure acquisite di EMv ed EMh in valori medi della conducibilità elettrica, riferiti o all'estratto di pasta satura o all'estratto 1:5, dell'intero profilo pedologico.

Nel caso in esame, inoltre, in relazione all'elevato contenuto in gesso di alcuni profili, occorrerà tener conto dell'influenza della dinami-

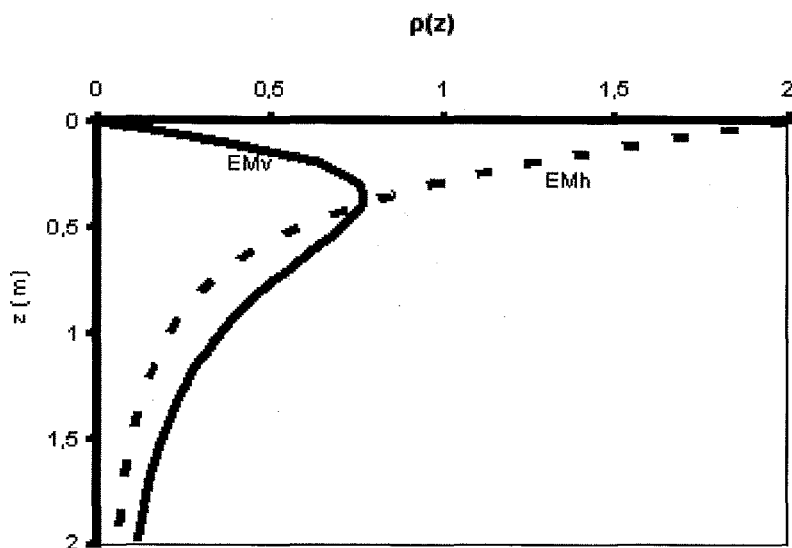


Figura 3.

Risposte relative del campo elettromagnetico secondario (rho(z)), nelle due modalità, orizzontale (EMh) e verticale (EMv) (da McNeill, 1992)

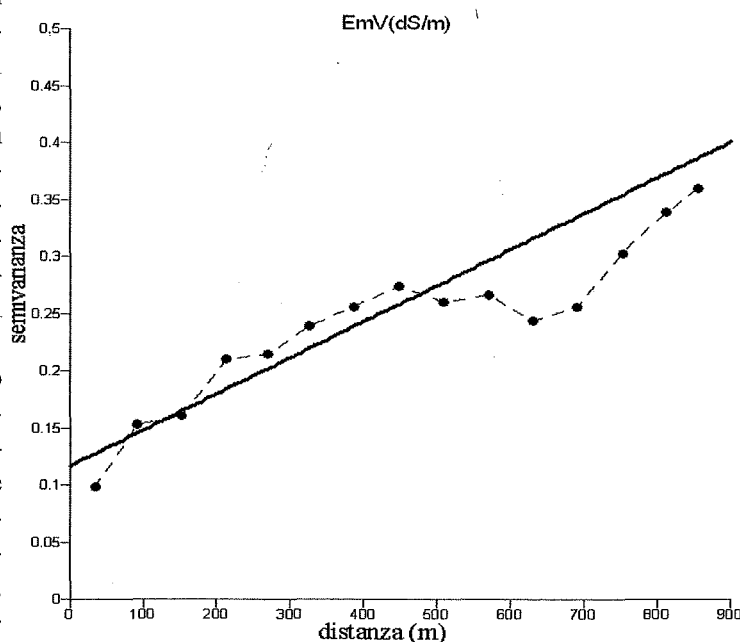


Figura 4. Semivariogramma sperimentale dei valori EMv rilevati disponendo il sensore in modalità verticale

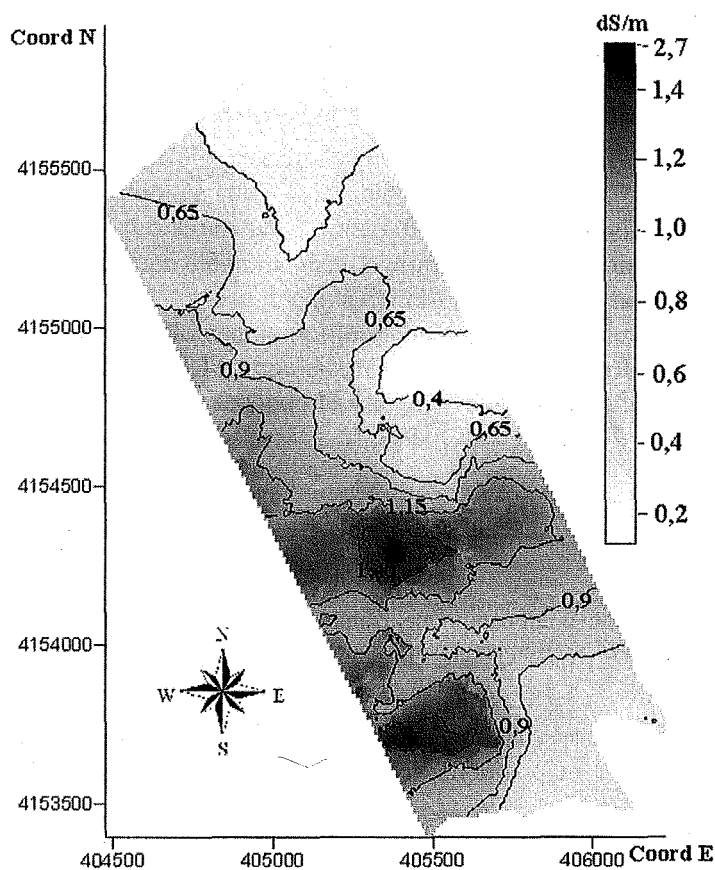


Figura 5. Mappa 2D della distribuzione spaziale della CEa (dS/m) determinata ponendo il sensore in modalità verticale (EMv)

ca dei processi di dissoluzione e riprecipitazione del gesso, al momento della calibrazione del sensore (Wollenhaupt et al, 1986). Infatti, in tal caso, mentre le procedure di laboratorio per la determinazione della CE possono solubilizzare parte del gesso presente nel campione di suolo, il sensore elettromagnetico, in particolare quando il suolo è asciutto o poco umido, non è in grado di risentire dell'influenza delle lentine di gesso e quindi fornisce un valore di CE del tutto diverso rispetto a quello di laboratorio.

Tabella 3. Rapporti EMv/EMh con le deviazioni standard e numero dei punti di osservazione delle unità pedologiche in cui ricadono i pedon investigati

Unità Pedologiche	EMv/EMh	n° punti osservati
Pedon 1	1,27 ± 0,17	44
Pedon 3	0,90 ± 0,06	6
Pedon 4	0,92 ± 0,03	3
Pedon 13	1,28 ± 0,12	9
Pedon 22	1,32 ± 0,20	111
Pedon 64	1,25 ± 0,10	128
Pedon 75	0,99 ± 0,21	22

Bibliografia

- DAZZI C., 1999. Suoli salini e problematiche di gestione.- AGS, Palermo novembre.
- DAZZI C., 2001a. Necessità della conoscenza della risorsa suolo. Atti del Convegno "Suolo e governo del territorio" - Roma, 22 sett. 2001.
- DAZZI C., 2001b. Salinità e Qualità del Suolo. Atti del Convegno SISS del Cinquantenario: L'emergenza Suolo. Erice, Maggio 2001.
- DAZZI C., FIEROTTI G., 1994. Problems and management of salt-affected soils in Sicily - in Soil Salinization and Alkalinization in Europe. N. Misopolinos & Szabolcs (Edts). European Society for Soil Conservation. Thessaloniki - Greece, pp. 129-137.
- DAZZI C., MONTELEONE S., 2001. Soils and soil-landform relationships along an elevational transect in a gypsiferous hilly area in central Sicily, Italy. Proceedings 7th International Meeting of Soils with Mediterranean Type of Climate, Valenzano, Bari.
- DAZZI C., SCALENGHE R., 2002. Soils with gypsic horizon in mediterranean climate: a case study. Proceedings 17th World Congress of Soil Science, Bangkok 2002.
- FERREYRA R.A., APEZTEGUA H.P., SERENO R., AND J.W. JONES, 2002. Reduction of soil water spatial sampling density using scaled semivariograms and simulated annealing. Geoderma. Vol. 110:265-289.
- FIEROTTI G., 1997. I suoli della Sicilia. Ed. Dario Flaccovio, 1997.
- FIEROTTI G., DAZZI C., RAIMONDI S., 1988. Commento alla Carta dei suoli della Sicilia. Istituto di Agronomia, Università di Palermo.
- FIEROTTI G., DAZZI C., RAIMONDI S., BELLANCA A., MONTELEONE S., NERI R., PIPITONE G., 1995. I suoli del complesso boscato di Mustigarufi e loro adattabilità all'Eucaliptus camaldulensis. Azienda Forestale Demaniali della Regione Siciliana.
- LAUDICINA V.A., PISCIOTTA A., PARELLO F., DAZZI C., 2003. Differenziazione e quantificazione dei carbonati litogenici e pedogenici di suoli forestali attraverso l'analisi isotopica. Convegno Annuale della Società Italiana della Scienza del Suolo. Siena, 2003.
- MCNEILL J.D., 1992. Rapid, accurate mapping of soil salinity by electromagnetic ground conductivity meters. In: Advances in Measurement of Soil Physical Properties: Bringing Theory Into Practice. Spec. Publ. 30, SSSA, Madison, WI, pp. 209-229.
- Mi.P.A.F. - Ministero per le Politiche Agricole e Forestali- Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo (2000). Metodi di Analisi Chimica del Suolo. Collana di metodi analitici per l'agricoltura diretta da Paolo Sequi. Ed. Franco Angeli. Milano, Italia.
- RHOADES J.D. 1993. Electrical conductivity methods for measuring and mapping soil salinity. Adv. Agronomy. 49:201-251.
- RHOADES J.D., CHANDUVI F., LESCH S.M., 1999. Soil salinity assessment: methods and interpretation of electrical conductivity measurement. FAO Irrigation and Drainage Paper 57. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy, a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd ed. Agriculture handbook N° 436, Washington D.C..
- SUDDUTH K.A., S.T. DRUMMOND, N.R. KITCHEN, 2001. Accuracy issues in electromagnetic induction sensing of soil electrical conductivity for precision agriculture. Computers and Electronics in Agriculture. 31:239-264.
- WILLIAMS B.G., BAKER G.C., 1982. An electromagnetic induction technique for reconnaissance surveys of soil salinity hazards. Aust. J. Soil Res. 20, 107-118.
- WOLLENHAUPT N.C., RICHARDSON J.L., FOSS J.E., E.C. DOLL, 1986. A rapid method for estimating weighted soil salinity from apparent soil electrical conductivity measured with an aboveground electromagnetic induction meter. Can. J. Soil Sci. 66:315-321.

UTILIZZO DELLA GEOSTATISTICA A SUPPORTO DELLA CARTOGRAFIA PEDOLOGICA NELLA PIANURA ALLUVIONALE DEL BRENTA

Fabrizio Ungaro ¹, Costanza Calzolari ¹, Francesca Ragazzi ², Luciano Fantinato ²

¹ CNR IRPI - Istituto di Ricerca per la protezione Idrogeologica, Unità Staccata di Firenze

² ARPAV Centro Agroambientale - Castel Franco Veneto (TV)

Abstract

This paper presents the results of the application of a geostatistical methodology aimed to provide information to improve the delineation of soil mapping units of the 1:50,000 soil map of the Venice lagoon watershed. The methodology presented is suitable in the case of variable with non stationary mean and non stationary residuals and is applied to the Brenta alluvial plain, which is characterized by weak morphological evidences. The analyses focused on clay contents at three different depths. Sequential Gaussian simulations (SGS) were implemented to simulate clay residuals of the different soil-landscape units in order to assess and quantify local uncertainty taking explicitly into account the mean value of each unit.

Results show a good agreement with the general pattern of soil-landscape units in the plain, integrating the traditional soil map and the geostatistical approach in elucidating the clay content distribution over the study area.

Key words: cartography, geostatistics, kriging, sequential conditional simulations

Riassunto

Il lavoro presenta i risultati dell'applicazione di una metodologia geostatistica al fine di fornire indicazioni utili a migliorare la delimitazione delle unità cartografiche della carta dei suoli del bacino scolante nella laguna di Venezia in scala 1:50.000. Viene proposto un protocollo di analisi da utilizzarsi in condizioni di non stazionarietà della media e dei residui da questa, applicandolo ad un caso di studio nella pianura alluvionale del Brenta, territorio dove le differenze morfologiche risultano poco evidenti.

L'analisi ha riguardato in particolare il contenuto in argilla, misurato a tre differenti profondità. Al fine di definire correttamente il livello di incertezza spaziale, è stata implementata una procedura di simulazione sequenziale gaussiana condizionale (*sequential gaussian simulation*, SGS), applicata ai residui dalla media delle diverse unità di paesaggio, in modo da condizionare la stima alla media delle unità presenti nella pianura.

I risultati ottenuti mostrano un sostanziale accordo nel ricostruire i pattern generali di distribuzione della frazione granulometrica argillosa nelle unità di pedopaesaggio del territorio in esame, rendendo più chiara la distribuzione dell'argilla nel territorio e integrando il modello interpretativo ottenuto con metodi tradizionali di cartografia pedologica.

Parole chiave: cartografia, geostatistica, kriging, simulazioni condizionali sequenziali.

Introduzione

La possibilità di integrare diverse fonti di informazioni all'interno di una stessa procedura di stima è uno degli aspetti applicativi più interessanti che la geostatistica offre alla scienza del suolo, consentendo di superare la rigida distinzione tra pedologia qualitativa "tradizionale" e la più recente pedometria quantitativa. Il primo risultato di questa integrazione è senz'altro la possibilità di meglio identificare la struttura spaziale delle variabili o dei processi oggetto di studio in un dato territorio e di migliorare di conseguenza la capacità predittiva e l'affidabilità degli elaborati cartografici che lo rappresentano. Le possibilità offerte dalla geostatistica in termini di algoritmi di calcolo e procedure sono diverse: krigaggio con deriva esterna, cokrigaggio, krigaggio con regressione, krigaggio a media localmente variabile (Bierkens, 1997; Boucneau et al., 1998; Heuvelink e Bierkens 1992, Odeh et al., 1995; Ungaro e Calzolari, 2000); ciascuna di queste procedure risponde a diverse situazioni in termini di relazioni tra la variabile primaria (dato misurato in corrispondenza di punti specifici) e secondaria (dato noto in tutti i punti dell'area considerata o almeno in tutti i punti in corrispondenza dei quali è richiesto un valore stimato per la variabile primaria) per cui occorre valutare caso per caso quale approccio si presti meglio a risolvere il problema di migliorare l'accuratezza e l'affidabilità della stima. Solitamente quest'ultima veniva descritta ricorrendo alla varianza di krigaggio, tuttavia il suo utilizzo è opportuno solo in alcune situazioni che assai raramente si riscontrano nella pratica: simmetria nella distribuzione locale degli errori e indipendenza della varianza dal valore dei dati (Gooverts, 1997). Inoltre quello che spesso interessa non è tanto l'incertezza associata al valore stimato in un singolo punto dell'area considerata, ma piuttosto l'incertezza relativa a tutti i punti o a gruppi di punti considerati congiuntamente nel loro insieme. Per questi motivi

è divenuto sempre più frequente il ricorso a procedure non di stima ma di simulazione, che, conservando alcune caratteristiche della distribuzione statistica e della struttura spaziale della popolazione campionata, evitano gli inconvenienti tipici delle procedure di interpolazione e forniscono misure di dispersione del dato stimato, con possibilità di visualizzazione (Gooverts, 2001).

Scopo del presente lavoro è fornire indicazioni utili alla delimitazione delle unità cartografiche della carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia in scala 1:50.000 (Giandon et al., 2001) attraverso l'applicazione di tecniche geostatistiche di simulazione, indicandone i limiti operativi e le possibilità di integrazione con le altre fonti di informazioni disponibili per la pianura alluvionale del Brenta, territorio dove le differenze morfologiche, utilizzate per la definizione di unità suolo-paesaggio, risultano poco evidenti.

Materiali e metodi

Area di studio

L'area di studio è rappresentata da una porzione di circa 740 km² della pianura alluvionale del fiume Brenta compresa tra Castelfranco Veneto e Cittadella, a Nord, e Padova e Mestre, a Sud (fig. 1, Giandon et al., 2001). Si tratta della porzione distale del conoide alluvionale del Brenta (conoide di Bassano), di età tardiglaciale wurmiana, il cui apice è situato allo sbocco della valle del Brenta presso Bassano del Grappa. La pendenza media della pianura è intorno allo 0,1% e le quote variano da 47 a 2 m s.l.m.. I sedimenti sono costituiti da materiale fine di granulometria variabile in relazione alla morfologia: si riconoscono infatti un sistema di dossi sabbiosi piuttosto sviluppato, delle depressioni prevalentemente argillose e tra questi un'ampia superficie modale di interdosso prevalentemente limosa. Le aree più rilevate (unità di paesaggio WB2) sono caratterizzate da suoli a granulometria grossolana (*Dystric Eutrudepts, coarse loamy, mixed, mesic; Hypereutric Cambisols*); procedendo da monte verso valle la granulometria diventa più fine, passando così da suoli franco grossolani, con eventuale presenza di scheletro in profondità, a suoli franco fini nella parte centrale o limoso grossolani in prossimità del margine lagunare. Alla riduzione della granulometria e al progressivo innalzamento della profondità media della falda si accompagna un peggioramento del drenaggio che da buono diventa mediocre. Le superfici di transizione tra aree di dosso e superfici depresse (unità WB4) sono molto diffuse arealmente e sono contraddistinte da tessiture limose (generalmente franco limose o franco limoso argillose) e dalla presenza di un orizzonte di accumulo di carbonato di calcio sotto forma di concrezioni che localmente viene indicato con il nome di caranto (*Oxyaquic Eutrudepts fine silty, mixed, mesic; Gleyic Calcisols*). Il drenaggio di questi suoli è mediocre e la falda è presente generalmente entro 150 cm. Le aree depresse (unità WB5), caratterizzate da suoli a tessitura fine e drenaggio lento, decarbonatati in superficie e con orizzonte calcico in profondità (*Aquic Eutrudepts, fine, mixed, mesic; Endogleyic Calcisols*), sono poco estese nella parte centrale, ma più diffuse a valle, nella parte orientale prossima alla laguna.

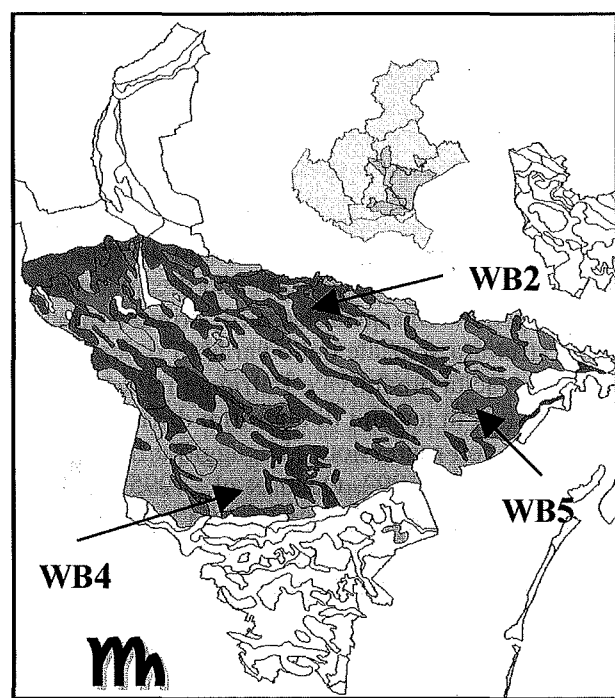


Figura 1. Estratto dalla carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia. Il presente lavoro ha riguardato la bassa pianura antica del fiume Brenta

Il data set utilizzato è costituito da valori misurati e georeferenziati del contenuto in argilla, relativi a tre diverse profondità (da 0 a 50 cm, da 50 a 100 cm e >100 cm). A ciascun dato è associata inoltre l'unità cartografica di paesaggio di appartenenza, secondo la legenda della carta dei suoli 1: 50.000. I dati disponibili per la bassa pianura sono rappresentati da un numero di osservazioni compreso tra 225 e 211 (per il primo ed il terzo strato rispettivamente) corrispondenti a circa 3.2 -3.4 km² per ogni osservazione (circa 0.3 osservazioni per km²). Le statistiche descrittive del data set, relativamente allo strato 0-50 cm, sono riportate nella tabella 1.

Tabella 1. Contenuto in argilla %, profondità 0-50 cm, statistiche descrittive

	WB2	WB4	WB5	Totale
N	75	113	27	225
Media	17.58	24.72	31.09	23.34
Dev. Std.	6.94	8.65	10.31	9.61
Min.	7.70	11.70	12.20	7.70
Q25	12.85	18.08	24.48	16.08
Mediana	15.53	23.00	31.00	21.03
Q75	19.98	28.78	38.00	28.20
Max.	45.40	52.60	57.20	57.20
Skew.	1.72	1.05	0.43	0.99
Kurt.	3.81	0.87	0.07	0.67

Analisi spaziale e integrazione delle informazioni derivabili dalla carta dei suoli

L'analisi spaziale dei dati si è articolata nelle seguenti fasi: 1) statistiche descrittive e analisi spaziale esplorativa (statistiche su finestre mobili); 2) calcolo dei residui e trasformazione dei dati (normal score transform, Goovaerts, 1997); 3) variografia sperimentale: calcolo dei semivariogrammi per i residui normalizzati; 4) implementazione delle simulazioni sequenziali gaussiane (SGS) condizionali e trasformazione inversa; 5) aggiunta a ciascun valore simulato del valore medio della unità di appartenenza; 6) definizione dell'incertezza degli elaborati prodotti.

Sono state per prima cosa analizzate le differenze in termini di valori medi tra le diverse unità di paesaggio descritte nella bassa pianura (Tukey HSD test). In termini di valori medi, le tre unità principali della bassa pianura risultano significativamente diverse ($p < 0.05$) per il loro contenuto in argilla a tutte e tre le profondità esaminate; per quanto riguarda i contenuti in limo e sabbia, sempre alle tre diverse profondità considerate, risultano significative le differenze tra l'unità WB2 e le unità WB4 e WB5, mentre le differenze tra queste due non risultano significative al livello di significatività prescelto. Sulla base dei test di significatività le unità individuate nell'ambito della bassa pianura appaiono quindi piuttosto ben distinte tra loro almeno in termini tessiturali, soprattutto per quanto riguarda la frazione argillosa.

Le statistiche su finestre mobili sono state calcolate su aree di dimensioni di 5000 x 5000 m, con il 50% di sovrapposizione, per un totale di 116 coppie media - deviazione standard. Se si considera la relazione tra le medie e le deviazioni standard calcolate su tutto il terreno di pianura, si riscontra per l'argilla un discreto effetto proporzionale (R^2 0.42). Tale effetto è meno evidente nel secondo strato (R^2 0.31) e più marcato nello strato più profondo (R^2 0.58), ad indicare una maggiore continuità tra i valori estremi associata ad un maggiore variabilità a livello locale. I residui, calcolati sottraendo al dato misurato il valore medio dell'unità suolo-paesaggio di appartenenza mostrano lo stesso effetto proporzionale con valori di R^2 significativi (0.41 tra 0 e 50 cm, $p < 0.05$), mentre la situazione appare piuttosto diversa per le altre due frazioni granulometriche ed i loro residui, per le quali non si individua alcuna relazione significativa.

Alla base dell'uso delle simulazioni condizionali sequenziali per quantificare il livello di incertezza legato ad una procedura di stima, è l'idea di generare un set di rappresentazioni (realizzazioni) equi-probabili della distribuzione spaziale della variabile oggetto di studio e di utilizzare le differenze tra le carte simulate come misura dell'incertezza ("incertezza spaziale"), sia a livello generale per tutta l'area di stima che per parti di essa.

Tipicamente i requisiti di ciascuna carta simulata sono i seguenti: 1) i valori osservati vengono riprodotti in corrispondenza della loro localizzazione: in questo caso la realizzazione è detta "condizionale" ai valori osservati; 2) l'istogramma dei valori simulati riproduce più o meno strettamente l'istogramma dei dati osservati e su una media di molte simulazioni si avvicina (o almeno dovrebbe) a quello osservato; 3) il modello di semivarianza $g(h)$ viene riprodotto, ossia il semivariogramma dei dati stimati è simile o coincidente con quello dei dati osservati. L'implementazione degli algoritmi di simulazione sequenziale comporta la determinazione della *ccdf* (*conditional cumulative distribution function*), ossia della funzione di distribuzione cumulata condizionale ai valori misurati, in corrispondenza di ogni nodo di stima. In funzione dell'approccio utilizzato per la determinazione della *ccdf*, parametrico (trasformazione gaussiana) o non parametrico (trasformazione indicatrice), si distinguono due classi di algoritmi di simulazione sequenziale. In questo caso, previa verifica dell'ipotesi di multigaussianità, confermata dall'analisi dei semivariogrammi indicatori dei residui (Goovaerts, 1997), è stato adottato un approccio parametrico: viene assunta una distribuzione normale gaussiana, la cui implementazione comporta la trasformazione dei dati in normal score, con distribuzione caratterizzata da media pari a zero e deviazione standard unitaria.

Come già detto, la geostatistica offre la possibilità di utilizzare procedure di stima in grado di incorporare direttamente il pattern spaziale delle medie osservate, assumendo che questo sia correttamente e completamente descritto dalle delimitazioni ricondotte alle diverse unità di paesaggio individuate nella bassa pianura. Il valore di una variabile Z da stimare in un punto nello spazio u ricadente nell'unità di paesaggio i è dato da:

$$Z(\mathbf{u})_i = m(\mathbf{u})_i + R(\mathbf{u}) + \varepsilon \quad [2.1]$$

dove $m(\mathbf{u})_i$ è una funzione deterministica che descrive la componente strutturale di Z in \mathbf{u} , e che in questo caso è data dal valore medio dell'unità per la variabile considerata, $R(\mathbf{u})$ è un termine stocastico, localmente variabile e spazialmente dipendente, che rappresenta il valore residuo da $m(\mathbf{u})_i$ ed infine ε è un termine di errore, spazialmente indipendente, con media zero e varianza σ^2 . È importante notare come concettualmente la [2.1] differisca dall'approccio cartografico classico per la presenza della componente stocastica $R(\mathbf{u})$ suscettibile di strutturazione in termini di dipendenza spaziale attraverso la modellizzazione del variogramma sperimentale, e come i due approcci si vengano ad integrare quando il valore del trend $m(\mathbf{u})_i$ non venga stimato su vicinaggi locali via krigaggio, ma definito a priori sulla base delle relazioni suolo paesaggio che alla scala operativa di questo studio rappresentano per $m(\mathbf{u})_i$ un modello di continuità spaziale certamente più robusto di quello derivabile attraverso l'analisi variografica. L'informazione secondaria derivata dalla cartografia è quindi utilizzata per caratterizzare il trend spaziale delle varia-

bili principali, sostituendo la media globale dell'area con medie variabili localmente, attraverso i seguenti passaggi: 1) i dati disponibili sono raggruppati in termini di unità di paesaggio di appartenenza e per ciascuna variabile viene calcolato il valore medio di ciascuna unità; 2) la media dell'unità di suolo viene sottratta da ciascuna osservazione per calcolare i residui di ciascuna variabile (fig. 2); 3) sui residui normalizzati viene effettuata l'analisi spaziale esplorativa ed il calcolo dei semivariogrammi sperimentali $\gamma_{RES}(h)$; 4) usando i modelli fittati per $\gamma_{RES}(h)$, i residui vengono simulati via krigaggio ordinario ai nodi di una maglia di stima ed il valore medio corrispondente dell'unità di appartenenza, in corrispondenza di ciascun nodo del grid di stima, viene aggiunto al valore simulato. Nella procedura adottata non viene fatta nessuna assunzione sulla stazionarietà della media dei residui, e la media delle unità di paesaggio in corrispondenza dei nodi del grid di stima viene aggiunta al termine delle L procedure di simulazione in corrispondenza di ogni nodo del grid di stima. Al termine delle 100 simulazioni, in corrispondenza di ciascun nodo del grid di stima sono stati calcolati i valori medi e gli indici di dispersione (varianza, errore standard della media, intervallo di confidenza della media, range interquartile, mappe dei decili).

Risultati e discussione

I semivariogrammi sperimentali sono caratterizzati da un incremento piuttosto ripido della semivarianza in corrispondenza dei primi due o tre lag, seguito da una porzione che aumenta gradualmente sino a raggiungere il sill in corrispondenza di una distanza compresa tra i 10 ed i 15 km. L'andamento è comune alle tre profondità esaminate, con un nugget intorno al 40%. In tutti i casi comunque la quota di variabilità non risolta (nugget) è notevole su quella strutturabile in termini variografici: questo è dovuto, almeno in parte, alla bassa densità delle osservazioni disponibili, anche se non è possibile escludere l'influenza dell'elevata variabilità che caratterizza tali ambienti.

Dall'esame del comportamento dei variogrammi direzionali emerge come le variabili esaminate siano caratterizzate da una discreta anisotropia sia geometrica che zonale: nel caso del contenuto in argilla nel primo strato si individuano due direzioni lungo le quali la struttura spaziale appare meglio definita: una lungo l'asse E-O (0°) con anisotropia geometrica, e una N-O S-E (148°), caratterizzata da una marcata anisotropia zonale. Negli strati sottosuperficiali la direzione di maggiore continuità è invece lungo l'asse N/NO-S/SE (110°). In tutti i casi l'andamento lungo i 45° è prossimo ad un puro nugget. Generalmente la continuità delle caratteristiche granulometriche in ambienti deposizionali di pianura è legata all'andamento dei corsi d'acqua, parallelamente ai quali si individuano solitamente le direzioni di maggiore continuità. Nel caso della bassa pianura l'orientamento dell'antico corso del Brenta è con tutta probabilità evidenziato dalla direzione rilevabile per le forme del paesaggio legate in qualche modo agli eventi di deposizione, quali dossi e depressioni. L'orientamento preferenziale di queste forme è in linea di massima coincidente con le direzioni di anisotropia prevalenti rilevate nel corso dell'analisi variografica. In particolare le direzioni di massima anisotropia riscontrate per l'argilla nell'orizzonte superficiale (0-50 cm) sono allineate con le direzioni di orientamento prevalenti delle depressioni, mentre l'orientamento dei dossi appare meno coincidente, soprattutto nella parte orientale della bassa pianura con quello la direzione di massima continuità rilevata per il contenuto in sabbia. I variogrammi sperimentali calcolati per i residui normalizzati (fig. 3) mostrano sostanzialmente le medesime caratteristiche di quelli relativi ai dati normalizzati: buona continuità, presenza di due strutture annidate caratterizzate da range di autocorrelazione differenti, marcata anisotropia, sia zonale che geometrica nelle medesime direzioni già evidenziate per i dati tal quali. Inoltre la % di varianza non risolta diminuisce sensibilmente: ad esempio nel caso dello strato superficiale il valore del nugget passa da 0.34 a 0.16.

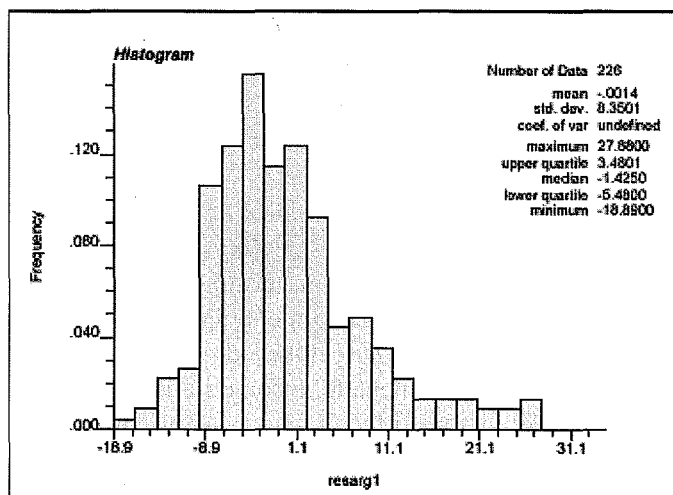


Figura 2. Istogramma, residui argilla %, 0-50 cm

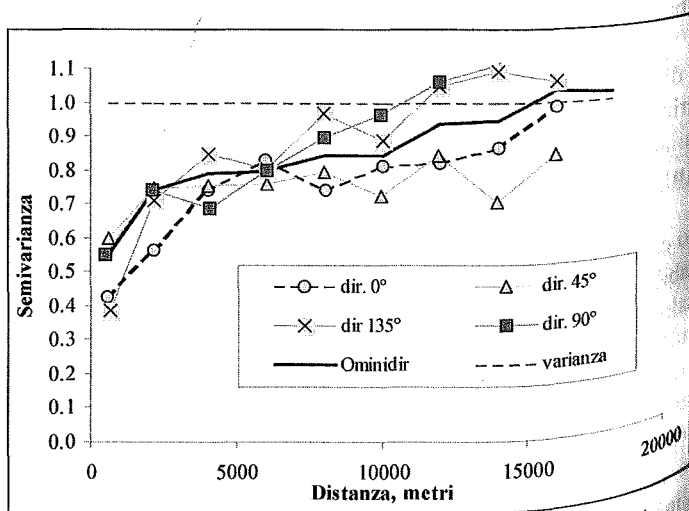


Figura 3. Semivariogrammi, residui normalizzati argilla

Ciò indica che probabilmente le medie delle unità, seppur ben differenziate tra loro da un punto di vista statistico, non rappresentano da sole un modello completo per la struttura spaziale delle variabili esaminate e la buona, talvolta migliore, continuità e la direzionalità dei variogrammi dei residui delle medie indicano dunque l'esistenza di fattori che determinano il pattern di continuità spaziale agendo ad una scala che va oltre quella della rilievo topografico esplicitato dagli andamenti delle delimitazioni della carta dei suoli.

Tabella 2. Parametri dei modelli di semivariogrammi. C0: nugget; C1, C2: componenti strutturali; Sph: modello sferico; Anis.: rapporto di anisotropia (= range minimo/range massimo); IGF : indicative goodness of fit

Variabile	C0	C1	Range	Dir.1	Anis.1	Modello1	C2	Range2	Dir. 2	Anis.2	Modello2	IGF
Res. argilla 0-50 cm	0.34	0.36	3960	0°	0.68	Sph	0.30	18000	135°	1000	Sph	1.11e-02
Res. argilla 50-100 cm	0.45	0.42	2100	110°	0.29	Sph	0.11	1710	110°	1000	Sph	2.36 e-02
Res. argilla >100 cm	0.27	0.47	7339	110°	0.13	Sph	0.26	11530	110°	0.31	Sph	6.36 e-02

Utilizzando i modelli di semivariogramma individuati per i residui normalizzati (tab. 2), sono state eseguite 100 simulazioni sequenziali su un grid di stima di 500 x 500 m, utilizzando il software WinGSLib 1.3 (Statis, 2000); al termine di ogni realizzazione, il valore simulato subisce la trasformazione inversa e ad esso viene aggiunto il valore medio dell'unità di appartenenza.

Conclusioni

Concentrando l'analisi geostatistica sui residui della media delle unità cartografiche, è risultato possibile e vantaggioso integrare le informazioni contenute nella carta dei suoli utilizzando il valore medio delle unità di paesaggio come criterio per informare la struttura spaziale della covarianza a piccola scala ed esplicitando la struttura spaziale degli scarti intorno alla media, previa normalizzazione. A tal fine, occorre infatti verificare non solo la significatività in termini statistici delle medie delle unità di paesaggio ma anche l'oscillazione intorno a tali valori medi e verificare la stazionarietà dei residui. Nel caso i residui risultino chiaramente non stazionari è opportuno e necessario quindi ricorrere a procedure di simulazione che prendano esplicitamente in considerazione la loro struttura spaziale. Nel caso di studio qui esaminato, le simulazioni implementate utilizzando il krigaggio ordinario dei residui normalizzati (fig. 4) hanno portato ad una sostanziale congruenza con il modello distributivo dei suoli. In questo caso infatti si osserva una buona coincidenza con i limiti nelle unità di dosso e di depressione indicando chiaramente allo stesso tempo l'esistenza di aree sistematicamente caratterizzate da valori al di sopra o al di sotto del valore medio dell'unità di paesaggio all'interno della pianura indifferenziata. Inoltre, all'interno dei limiti delle medesime unità viene riprodotto il trend generale osservato nei dati sperimentali di graduale aumento della % relativa alla frazione fine all'interno di tutte le unità. In questo modo è stato possibile suggerire alcune modifiche delle delimitazioni tracciate sulla base del solo microrilievo (fig. 5), lì dove il valore medio simulato $\pm 1.96 \cdot SE$ fosse esterno all'intervallo di confidenza della media dell'unità nella quale ricade.

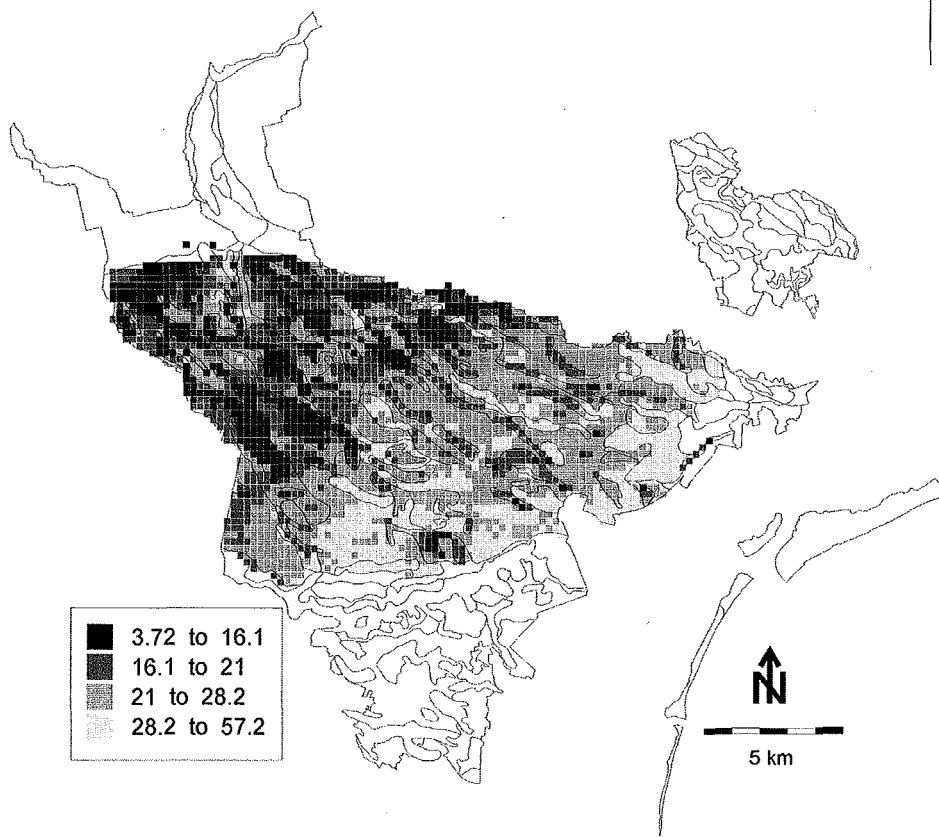


Figura 4. Simulazioni sequenziali gaussiane: distribuzione del contenuto di argilla % (0-50 cm): valore medio (N = 100) simulazioni. Gli intervalli riportati sono relativi ai quartili della distribuzione ottenuta

Infine le procedure di simulazione mostrano una migliore prestazione rispetto alle procedure di stima propriamente dette, nel caso si voglia definire in maniera corretta l'accuratezza statistica dei valori stimati, al fine di individuare le aree caratterizzate da anomalie nella variabilità dove sarebbe più opportuno aumentare la densità di campionamento o rivedere gli schemi interpretativi della variabilità dei suoli.

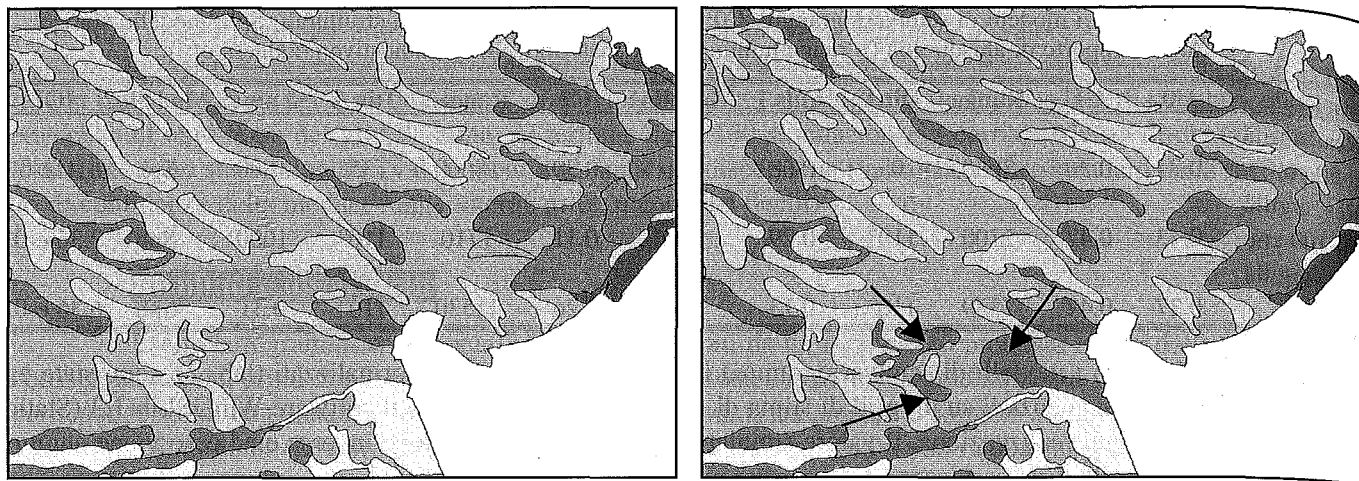


Figura 5. Esempio di modificazioni delle delineazioni della carta dei suoli 1:50.000. Le delineazioni indicate dalle frecce nella figura a destra rappresentano nuovi poligoni attribuiti all'unità WB5 precedentemente non evidenziati ed inseriti all'unità WB2

Ringraziamenti

Il presente lavoro, svolto nell'ambito della convenzione tra ARPAV e CNR-Istituto per lo Studio degli Ecosistemi "Valutazione della capacità protettiva del suolo nei confronti dell'inquinamento delle falde nell'area del bacino scolante in laguna di Venezia", e la cartografia dei suoli sono stati realizzati nell'ambito di un progetto della Regione Veneto con i fondi della legge speciale per Venezia. Si ringrazia la Provincia di Venezia per la collaborazione e i dati forniti.

Bibliografia

- BIERKENS, M.F.P., 1997. Using stratification and residual kriging to map soil pollution in urban areas. In: Baafi, E.Y., Schofield, N.A. (eds.), *Geostatistics Wollongong '96*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 996-1007.
- BOUCNEAU G., VAN MEIRVENNE M., THAS O., HOFMAN G., 1998. Integrating properties of soil map delineation into ordinary kriging. *European Journal of Soil Science*, 49, 213-229.
- GIANDON P., RAGAZZI F., VINCI I., FANTINATO L., GARLATO A., MOZZI P., BOZZO G.P., 2001. La carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia. *Bollettino della Società Italiana di Scienza del Suolo*, 50, 273-280.
- GOOVAERTS P., 2001. Geostatistical modeling of uncertainty in soil science. *Geoderma*, 103, 3-26.
- GOOVAERTS P., 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press: New York (Oxford University Press), pp. 483.
- HEUVELINK G.M.B., BIERKENS M.F.P., 1992. Combining soil maps with interpolations from point observations to predict quantitative soil properties. *Geoderma* 55, 1-15.
- ODEH I.A.O., MCBRATNEY A.B., CHITTLEBOROUGH, 1995. Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotopic cokriging and regression-kriging. *Geoderma*, 67, 215-226.
- STATIOS, 2000. WinGslib version 1.3, Statios Software and Services, San Francisco, CA.
- UNGARO F., CALZOLARI C., 2000. Integration of GIS derived soil information with geostatistical estimation of pedotransfer functions inputs for soil modeling applications. In *Proceedings of the 4th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences*, Amsterdam, 12-14 July 2000, 663-670.

APPROCCI METODOLOGICI PER L'ELABORAZIONE DELLA CARTA DEI SUOLI DEL VENETO IN SCALA 1:250.000

I. Vinci¹, A. Garlato¹, F. Pocaterra¹, G. Sartori¹, P. Zamarchi¹,

S. Carnicelli², R. Ciampalini², N. Filippi³, P. Mozzi⁴, J. Walkate¹, U. Wolf²

1. ARPAV - Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto, Centro Agroambientale Via Baciocchi 9 - 31033 Castelfranco Veneto (TV)

2. Dipartimento di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università di Firenze, P.le Cascine 15 - 50144 Firenze

3. European Soil Bureau, Joint Research Centre - 21020 Ispra (VA)

4. Dipartimento di Geografia, Università di Padova, Via del Santo 26 - 35123 Padova

Abstract

A soil survey project at scale 1:250.000 of the Veneto Region has been carried out by the Regional Environmental Protection Agency (ARPAV). Since detailed soil maps available are few and cover only part of the territory, the project needed a methodological research to be worked out. The availability of a large variety of tools allowed combination of traditional and new soil mapping techniques, that helped the development of different approaches suited to the highly varied "soilscapes" of the Veneto Region.

As common logical framework, a combination of ascending and descending method was applied. By means of available basic documents and data resources at regional level (aerial photographs, satellite images, geological and geomorphological maps, DEM, soil survey data, etc.), a first zoning of the area was worked out (descending phase); this served to plan soil survey, that was conducted in small sample areas at first, and by single points or transects afterwards. Delineations were then corrected, described and organized in soil mapping units (ascending phase), by means of information on soil spatial distribution pattern (soil-landscape models) collected during soil survey.

A framework of interregional collaboration lead to the definition of an harmonised legend for the Po plain and of a common format for soil typological unit description.

Data processing integrated in a GIS environment gave the possibility to work with back-and-forth methods and will be highly valuable for future investigation.

Key words: soil map, soil typological units, soil mapping units, morphometry, soil forming factors

Riassunto

La realizzazione di una carta dei suoli in scala 1:250.000, in una regione in cui le carte pedologiche di dettaglio coprono solo una modesta porzione del territorio, ha comportato un lavoro di ricerca metodologica. La disponibilità di un'ampia gamma di strumenti ha reso possibile l'utilizzo di nuove tecniche a fianco di quelle tradizionali, portando allo sviluppo di approcci diversi in funzione dei diversi ambienti.

Come schema logico comune, nell'intero territorio regionale è stato applicato un metodo di lavoro di tipo "discendente-ascendente". A partire dai documenti di base disponibili a livello regionale (foto aeree, immagini da satellite, carte geologiche, geomorfologiche, DEM, dati pedologici, ecc.) è stata operata una prima suddivisione del territorio (fase "discendente"), sulla base della quale è stata organizzata la campagna di rilevamento, per aree campione in un primo momento operativo e, in un secondo, per punti e transetti. Le delineazioni individuate sono quindi state corrette, descritte e organizzate in unità cartografiche (fase "ascendente"), grazie alle informazioni sulla distribuzione delle unità tipologiche di suolo nel paesaggio (modelli suolo-paesaggio) definite nei vari ambienti per mezzo dei rilevamenti di campagna.

Il lavoro è stato svolto in un quadro di collaborazione interregionale che ha portato alla definizione di uno schema di legenda armonizzata per la pianura padana e di formati comuni per la descrizione delle unità tipologiche di suolo.

La gestione integrata delle informazioni in un sistema informativo geografico ha facilitato il percorso iterativo che caratterizza il metodo di lavoro e rende agevole l'utilizzo dei dati raccolti anche per approfondimenti futuri.

Parole chiave: carta pedologica, unità tipologiche di suolo, unità cartografiche di suolo, morfometria, fattori pedogenetici

Introduzione

La realizzazione del progetto "Carta dei Suoli del Veneto in scala 1:250.000", inserito nell'ambito del progetto nazionale "Carta dei Suoli d'Italia" (Programma Interregionale "Agricoltura-Qualità", misura 5, MiPAF), è stata affidata dalla Direzione Regionale Foreste ed Economia Montana al Centro Agroambientale dell'Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto nel corso del 2000, ed è ora in fase conclusiva.

La stesura di una carta dei suoli ad una scala di riconoscimento comporta un importante lavoro di ricerca metodologica, soprattutto quando tale carta non può essere derivata da un processo di sintesi (metodologia "ascen-

dente”), per mancanza di una sufficiente copertura delle carte pedologiche di dettaglio, ma deve essere realizzata per mezzo di una combinazione tra un processo “discendente e ascendente” (Finke et al., 1998 e Wolf, 2000). Nell’approccio di tipo discendente vengono utilizzate informazioni riguardanti la geologia, la morfologia, la vegetazione, ecc., nell’obiettivo di riconoscere e delineare a tale scala le prime ipotesi di unità cartografiche dei suoli (unità di pedopaesaggio - pedolandscape; Finke et al., 1998).

Rispetto alle altre regioni dell’Italia settentrionale, la Regione Veneto ha un’esperienza relativamente recente nel campo del rilevamento dei suoli: le prime carte sono infatti state prodotte a partire dal 1995. All’inizio del progetto solo il 16% del territorio regionale (2.900 del totale di 18.000 km²) risultava coperto da studi di semi-dettaglio (in scala 1:25.000-1:50.000), e quasi esclusivamente in territorio di pianura (fig. 1).

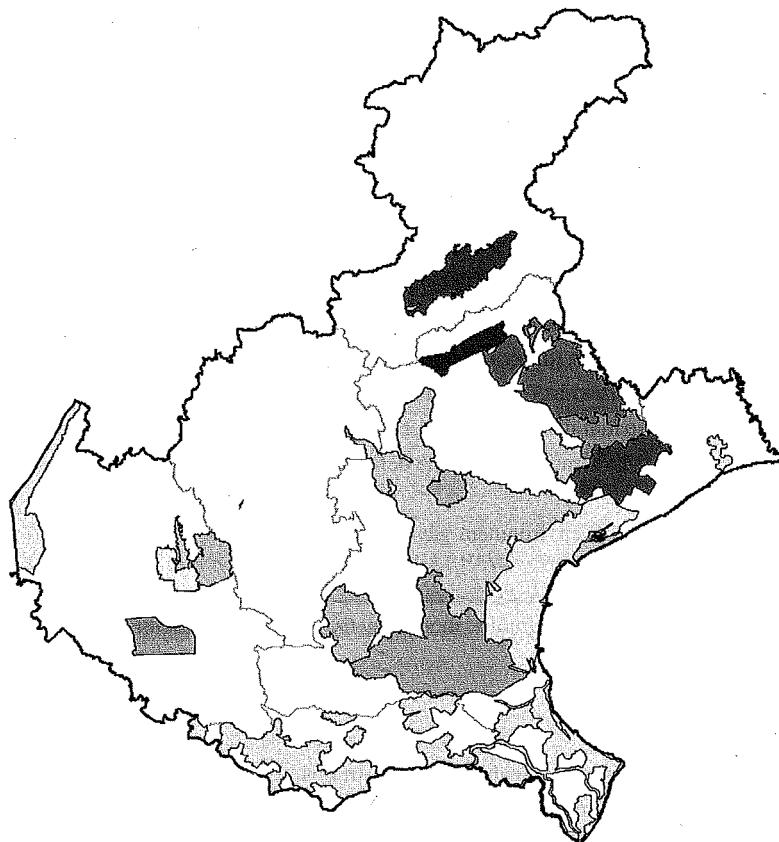


Figura 1. Carte dei suoli di semi-dettaglio disponibili all’inizio del progetto

Materiali e metodi

Per sviluppare le metodologie d’indagine, differenziate per i diversi ambienti, ci si è avvalsi anche dell’esperienza di altre regioni già attive nel settore del rilevamento dei suoli (Emilia Romagna, Piemonte e Friuli Venezia-Giulia) e del contributo di esperti dell’Ufficio Europeo del Suolo, e delle Università di Firenze, di Padova e di Venezia. Nel corso delle fasi iniziali del progetto è stato reso disponibile, e quindi utilizzato e sottoposto a critica d’uso, il manuale per la descrizione del suolo redatto a livello nazionale nell’ambito del Progetto Metodologie Pedologiche (Carnicelli et al., 2001).

Nella fase di studio preliminare (processo discendente), per mezzo di strumenti quali foto aeree, immagini da satellite, DEM, carte geologiche, geomorfologiche e della vegetazione, sono stati definiti e delineati i pedopaesaggi, cercando di utilizzare l’approccio gerarchico proposto da Finke et al. (1998) e da Wolf (2000). Quest’ultimo elenca diversi livelli gerarchici: dal livello più generale, cioè dalle soil regions a scala 1:5.000.000 (livello 1-L1, definito a dimensione europea), fino ai soil subsystems a scala 1:250.000 (sottosistemi di suolo - L4), con proposte di livelli intermedi quali soil subregions a scala 1:1.000.000 (L2) e soil systems (sistemi di suolo - L3) a scala 1:500.000. All’inizio del progetto, attraverso la cooperazione delle diverse regioni della pianura padana, è stato armonizzato uno schema di legenda per cartografare la pianura padana alla scala 1:1.000.000 (L2).

Il processo di cartografia ha avuto inizio nell’area di pianura, dove erano disponibili un maggior numero di informazioni e metodologie già collaudate; successivamente si è passati alle aree di montagna (Alpi e Prealpi), per

le quali è stato necessario esplorare l'utilizzo di diversi strumenti, elaborando una metodologia adatta ad analizzare la complessità di questi ambienti. Lo studio preliminare ha consentito la pianificazione del rilevamento di campagna. Nel corso del primo anno sono state rilevate, ad una scala di semi-dettaglio (1:50.000), 13 aree campione, grazie alle quali sono state messe in evidenza le relazioni tra i diversi fattori pedogenetici e i suoli (modelli suolo-paesaggio; King et al., 1994; Favrot, 1989; Lagacherie, 2002). Successivamente, sulla base delle conoscenze acquisite è stata pianificata una seconda fase di rilevamento dei suoli per raccogliere ulteriori informazioni dove queste risultavano più carenti e/o nelle unità in cui il modello concettuale suolo-paesaggio non risultava sufficientemente chiarito. È stato giudicato più efficiente per questa fase procedere con un rilevamento per singoli punti e transetti. La Normativa Tecnica Interregionale (definita per il progetto a livello nazionale) stabilisce uno standard minimo di 1 osservazione ogni 12 km² e un profilo, descritto e analizzato, ogni 160 km², che, per la superficie della Regione Veneto, si traduce in 1.450 osservazioni e 140 profili. Nell'ambito del progetto sono state descritte 1.528 osservazioni, 490 delle quali profili. Queste, sommate con le 19.500 già presenti nel database regionale dei suoli, ammontano a un totale di 21.000 osservazioni, delle quali 2.500 profili (fig. 2).

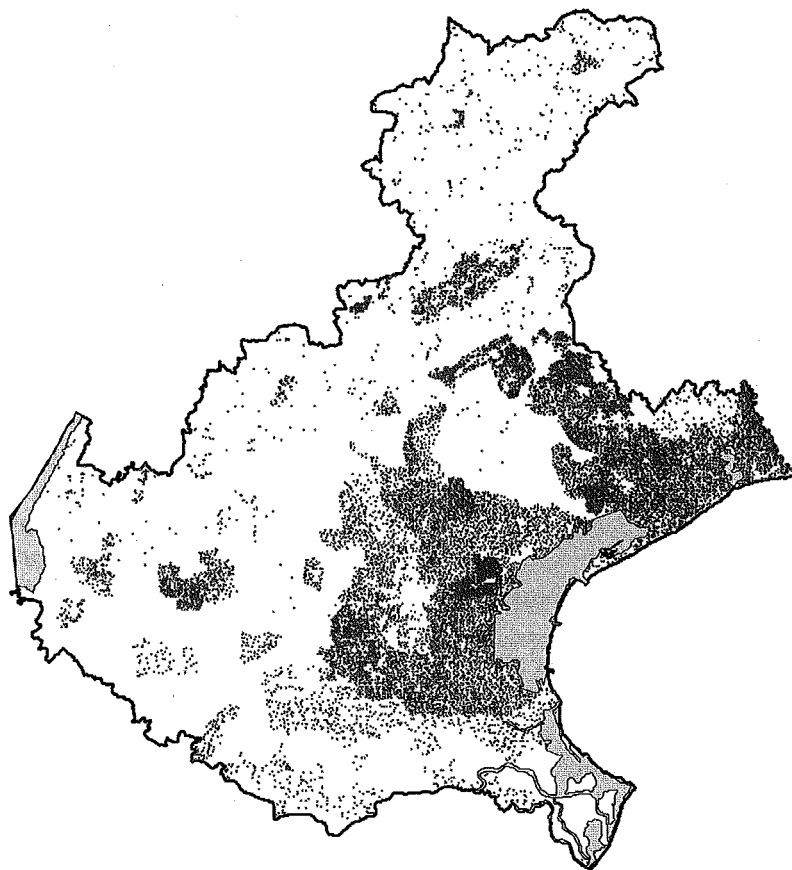


Figura 2. Osservazioni disponibili alla fine del progetto

Nella fase finale, le conoscenze sulla distribuzione dei suoli nel paesaggio acquisite nel rilevamento in scala di dettaglio (realizzato ad hoc e preesistente), sono state utilizzate per la ridefinizione e descrizione in termini di contenuto di suoli dei pedopaesaggi, che sono quindi diventati le unità cartografiche finali (processo ascendente).

Per la determinazione dei regimi idrico e termico dei suoli sono stati utilizzati i dati (precipitazione e temperatura) del servizio meteorologico regionale (ARPAV) per diverse stazioni su tutto il territorio (dati forniti dal Centro meteorologico di Teolo e Centro Valanghe di Arabba), elaborati per mezzo del programma di simulazione "Newhall Simulation Method" (Newhall, 1972).

I profili sono stati classificati con il World Reference Base (FAO, 1998) e la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1998). Per i suoli di montagna, che sono caratterizzati da un'estrema variabilità (ad esempio in termini di spessore degli orizzonti, profondità e granulometria), molto utile è stata la classificazione "ecologica" del Duchaufour (1983) che, non avendo una gerarchia rigida, ha consentito un primo efficace inquadramento dei tipi di suoli.

Tutte le informazioni raccolte ed elaborate sono state gestite nell'ambito di un sistema informativo geografico, con l'ausilio di diversi software (ArcView 3.2, Spatial Analyst, 3D Analyst, ERMapper 6.2).

Risultati e discussione

La pianura veneta

All'inizio del progetto nell'area di pianura erano già disponibili alcune carte pedologiche di semi-dettaglio che coprivano in totale un'area di circa 2.900 km². Su questa base è stato elaborato un catalogo dei paesaggi della pianura del Veneto, analogamente all'esperienza della regione Lombardia (ERSAL, 1996), coerente con la legenda armonizzata della pianura padana, che ha fornito la struttura di riferimento per l'elaborazione della carta, sia per le aree già rilevate, dove è stato adottato un metodo ascendente, sia per le restanti aree della regione.

La Carta Geomorfológica della Pianura Padana (Castiglioni et al., 1997) è stato il documento che ha dato una prima cornice di riferimento per interpretare i processi di formazione dei suoli. Ulteriori informazioni sono state acquisite tramite l'elaborazione e l'interpretazione dell'immagine da satellite Landsat 5TM del Marzo 1989 (bande 4, 5, 3).

Sull'immagine, precedentemente georeferenziata, sono state tracciate a video le delineazioni (fig. 3), avvalendosi anche delle informazioni date dallo studio del rilievo con curve di livello a 5 m (Castiglioni et al., 1997). Come già evidenziato in un precedente rilevamento di dettaglio nel bacino scolante in laguna di Venezia (Giandon et al., 2001), nelle aree dove le foto aeree e l'immagine da satellite non mostrano particolari evidenze, l'analisi del microrilievo si rivela uno strumento particolarmente utile per la definizione delle unità di pedopaesaggio.

Lo studio del microrilievo, per mezzo di curve di livello a un metro (fig. 4), ha permesso di delineare, all'interno di una pianura apparentemente piatta, sistemi di dossi naturali, costituiti principalmente da sedimenti grossolani, e depressioni, con sedimenti fini.

Questo strumento, inizialmente disponibile per una porzione rilevante (circa 2.000 km²) della pianura veneta centrale, è stato esteso a tutta la pianura alluvionale del Brenta, che presenta caratteristiche distributive simili, fino a coprire una superficie di circa 4.000 km².

Le delineazioni tracciate sono state raggruppate in unità di pedopaesaggio, come unità cartografiche preliminari della Carta dei Suoli in scala 1:250.000. Alcune di queste unità preliminari risultavano, anche solo parzialmente, coperte da informazioni pedologiche, altre erano prive di osservazioni. Sono state quindi scelte quattro aree campione, ciascuna di circa 60 km² (in fig. 5 si riporta una di queste aree), in modo da coprire porzioni rappresentative di differenti pedopaesaggi. Tali aree sono state rilevate a una scala di semi-dettaglio (1:50.000). Le informazioni raccolte nelle aree campione e da altri rilevamenti eseguiti nell'ambito della regione, sono state poi utilizzate per ridefinire i limiti e i contenuti delle unità (figg. 4 e 5).



Figura 3. Particolare dei pedopaesaggi in una porzione della pianura alluvionale dell'Adige (immagine da satellite Landsat 5TM del marzo 1989, bande 4, 5, 3)

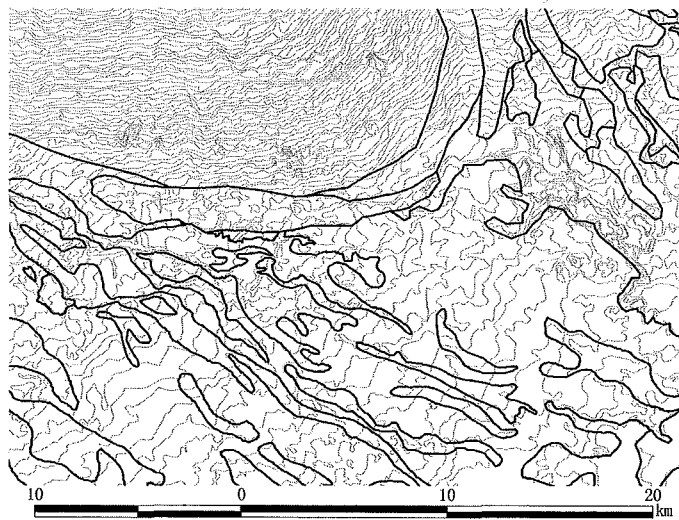


Figura 4. Pedopaesaggi (in nero) e microrilievo (curve di livello a 1m, in grigio) di un'area a contatto tra alta pianura (conoide di Bassano) e bassa pianura alluvionale del Brenta

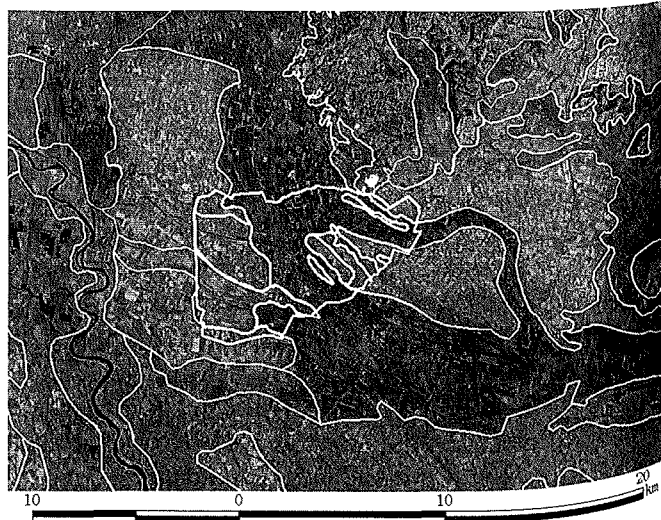


Figura 5. Carta dei suoli dell'area campione RV12 - Guà e i limiti delle unità in scala 1:250.000 corretti (vedi fig. 3)

L'area alpina e prealpina

Nell'area alpina e prealpina, che occupa circa un terzo del territorio regionale, poche erano le informazioni sui suoli disponibili all'inizio del progetto (Dissegna et al., 1997). Per lo studio preliminare sono stati utilizzati principalmente: carte geologiche a diverse scale (1:250.000, 1:100.000 e i pochi fogli disponibili in scala 1:50.000), alcune carte geomorfologiche di dettaglio, la carta forestale informatizzata e un DEM a 30 m (questi ultimi realizzati dalla Direzione Foreste della Regione Veneto).

Viste le scarse conoscenze, non era possibile individuare a priori gli elementi e le componenti trainanti i processi di formazione dei suoli nell'ambiente montano; si è quindi preferito avviare la fase di rilevamento in campagna, in modo da avere a disposizione in tempi rapidi delle prime chiavi di interpretazione, necessarie per poter definire i criteri sulla base dei quali tracciare i limiti delle delineazioni. Queste sono state individuate tramite fotointerpretazione, sulla base delle evidenze geologiche e geomorfologiche (foto aeree, Volo Italia 1994 BN, scala 1:75.000) e sono state successivamente digitalizzate su ortofoto georeferenziate (Volo Italia 2000, a colori, scala 1:10.000). Le delineazioni sono state poi controllate e revisionate con l'uso di carte geologiche georeferenziate, carte forestali ed elaborazioni DEM (fig. 6) Queste ultime sono risultate molto utili nella caratterizzazione delle differenti morfologie all'interno delle delineazioni. A questo scopo, per poter ottenere appropriate distribuzioni delle popolazioni di dati, le aree alpine e prealpine sono state divise, rispettivamente, in 11 e 9 macroaree, su base geologica e morfologica; per ogni macroarea i dati su quota, accumulo di flusso (flow accumulation, calcolato come area sottesa a monte di ogni pixel), pendenza, curvatura orizzontale e verticale sono stati elaborati con una tecnica di classificazione fuzzy non supervisionata (unsupervised fuzzy clustering, Burrough et al., 2000). Per ogni macroarea sono state impostate da 8 a 12 classi, descritte da un valore centroide per ogni parametro considerato. I parametri più significativi sono risultati essere l'accumulo di flusso e la pendenza; la quota è risultata rilevante solamente nell'area alpina mentre la forma del pendio nell'area prealpina (Ciampalini e Carnicelli, 2003). Queste elaborazioni hanno fornito un ulteriore criterio di controllo, prima, e di validazione, poi, dei limiti e del contenuto delle delineazioni. Non è stato possibile invece utilizzarle nella descrizione delle delineazioni, avendo ogni macroarea classi differenti e non direttamente comparabili. Allo scopo di ottenere uno strumento efficace per la descrizione delle delineazioni, sono stati definiti dei diagrammi di classi di distribuzione quota-pendenza, sempre a partire dal DEM, con procedura automatizzata.

Il rilevamento di campagna della prima fase è stato pianificato grazie alle conoscenze dei suoli delle aree alpine e prealpine nelle regioni confinanti (Sartori et al., 1997; Abramo e Michelutti, 1998). Sono state individuate e rilevate a scala di dettaglio sei aree campione di 15-30 km², scelte come rappresentative di ambienti diversi dal punto di vista essenzialmente geologico e fito-climatico. Nelle aree è stato possibile studiare la distribuzione spaziale dei diversi tipi di suoli a una scala di dettaglio (modelli suolo-paesaggio; King et al., 1994; Favrot, 1989; Lagacherie, 2002), evidenziando il contributo dei diversi fattori di formazione. Le conoscenze acquisite hanno quindi permesso di migliorare man mano i criteri guida utilizzati per tracciare i limiti delle delineazioni. Molto utili per organizzare le informazioni raccolte, si sono rivelate delle tabelle a entrata multipla, dove le chiavi di entrata scelte sono la litologia, per grandi gruppi definiti sulla base della rilevanza dimostrata nel diversificare i processi pedogenetici, le fasce fitoclimatiche, la morfologia, e la vegetazione. Queste tabelle, aggiornate con l'avanzamento dei lavori, hanno permesso di evidenziare dove erano presenti maggiori lacune di informazioni, successivamente colmate con la seconda fase di rilevamento, realizzata per singoli punti, piccole aree e transetti.

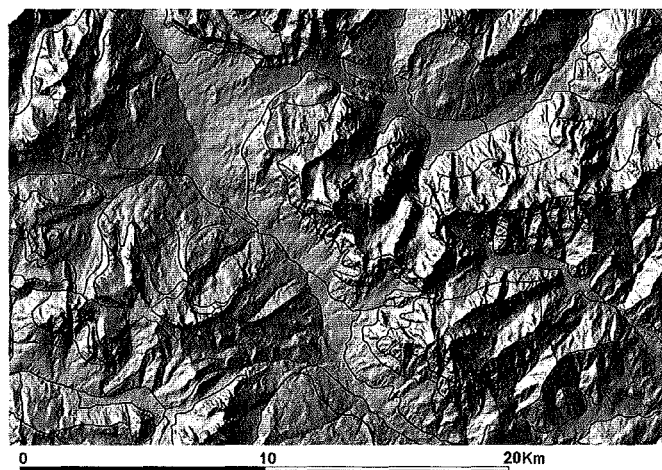


Figura 6. Pedopaesaggi tracciati sulla base della fotointerpretazione (rappresentazione hill-shade di un'area dolomitica intorno alla conca di Cortina)

Unità tipologiche di suolo, delineazioni e unità cartografiche di suolo

La fase successiva al rilevamento di campagna ha riguardato la definizione e la descrizione delle unità tipologiche di suolo secondo uno schema sviluppato in accordo con le regioni Emilia Romagna e Piemonte. La descrizione delle delineazioni, che inizialmente conteneva solo informazioni su geologia, morfologia, morfometria, uso del suolo e vegetazione che, a livello di prima ipotesi, erano correlabili con i processi pedogenetici e i caratteri dei suoli, è stata quindi integrata con le unità tipologiche di suolo e il loro modello di distribuzione. Nelle aree montane, dove mi-

nori sono le conoscenze e dove più evidenti sono i fattori in gioco e i processi in atto, ciò è stato reso possibile grazie alle tabelle di cui sopra, che collegano i fattori pedogenetici con le unità tipologiche di suolo, esplicitando in forma sintetica le conoscenze acquisite sui modelli suolo-paesaggio. Infine le unità cartografiche di suolo sono state concettualizzate accorpando tra loro i contenuti informativi delle delimitazioni che risultavano più simili (essenzialmente in termini di tipologie pedologiche) e sono state successivamente descritte sintetizzando le informazioni in esse contenute.

Conclusioni

Nello studio preliminare delle aree di pianura è stato possibile usufruire delle tecniche elaborate in precedenza in occasione di indagini a scala di semi-dettaglio, fornendo chiavi di interpretazione fondamentali in uno studio alla scala di riconoscimento, e quindi con una bassa densità di osservazioni (lo studio del microrilievo ne è un esempio). Nelle aree montane, invece, dove è stata utilizzata la fotointerpretazione tradizionale come strumento principale per la delimitazione delle unità di pedopaesaggio, diversi tipi di analisi morfometrica, con il relativo studio di correlazione con i caratteri dei suoli, hanno fornito un valido strumento di controllo quantitativo per la correzione dei limiti delle delimitazioni e la descrizione del contenuto. I rilevamenti pedologici di dettaglio nelle aree campione sono risultati molto utili per la comprensione dei processi pedogenetici. Le tabelle a entrata multipla, utilizzate come mezzo per organizzare le conoscenze sui modelli suolo-paesaggio, si sono rivelate di grande valore sia per la pianificazione del rilevamento di campagna, sia per l'identificazione dei suoli presenti nelle delimitazioni; inoltre, hanno fornito le prime indicazioni per la costruzione della legenda della carta pedologica e potranno essere utilizzate in futuro per indagini a scala di maggior dettaglio. La varietà degli strumenti a disposizione ha permesso di utilizzare tecniche di rilevamento del suolo tradizionali insieme ad altre più innovative, il tutto reso più efficiente dall'integrazione in un sistema informativo territoriale. Le informazioni raccolte organizzate in un database geografico e semantico, potranno essere in futuro facilmente utilizzate per approfondimenti o per elaborazioni tematiche, in modo molto più efficiente rispetto alla cartografia tradizionale.

Bibliografia

- Abramo E., Michelutti G., 1998. Guida ai suoli forestali nella regione Friuli-Venezia Giulia. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia, Servizio della Selvicoltura, p. 160, Udine.
- Burrough P.A., van Gaans P.F.M., MacMillan R.A., 2000. High resolution landform classification using fuzzy k-means. *Fuzzy sets and systems*, 113, 37-52.
- Carnicelli S., Ferrari G.A., Wolf U., 2001. Guida di rilevamento in campagna del progetto "Carta dei suoli in scala 1:250.000". 1a Bozza di discussione. <http://www.soilmaps.it/fr_download.htm>.
- Castiglioni G.B., PELLEGRINI G.B., (a cura di) 1997. Carta Geomorfologica della Pianura Padana. SELCA, Firenze.
- CIAMPALINI R., CARNICELLI S., 2003. Analisi comparata di algoritmi morfometrici in GRASS Atti "IV Meeting utenti italiani di GRASS", Firenze, 13-14 febbraio 2003.
- Disegna M., Marchetti M., Vannicelli Casoni L., 1997. I sistemi di terra nei paesaggi forestali del Veneto. Direzione Foreste - Regione Veneto.
- DUCHAUFOR P., 1983. *Pédologie*. Tomo I. Masson, Paris.
- ERSAL, 1996. Manuale per la compilazione delle schede delle unità cartografiche - ver. 3.1. Milano.
- FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 84. Roma.
- Favrot J. C., 1989. Une stratégie d'inventaire cartographique à grande échelle: la méthode des secteurs de référence. *Science du Sol*, 27, 351-368.
- Finke P., Hartwich R., Dudal R., Ibáñez J., Jamagne M., King D., Montanarella L., Yassoglou N., 1998. Georeferenced soil database for Europe - Manual of procedures, version 1.0. European Soil Bureau, EUR 18092 EN Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 32-36.
- Giandon P., Ragazzi F., Vinci I., FANTINATO I., GARLATO A., MOZZI P., BOZZO G.P., 2001. La carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia. *Bollettino della Società Italiana di Scienza del Suolo*, 50: 273-280.
- King D., Jamagne M., Chretien J., Hardy R., 1994. Soil-space organisation model and soil functioning units in Geographic Information Systems. 15th International Congress of Soil Science, Transactions - Vol. 6a, Acapulco, pp. 747-757.
- Lagacherie P., 2002. Cartographies des sols et des leurs propriétés à un niveau sub-régional. Mémoire d'habilitation, Université de Montpellier.
- NEWHALL F., 1972. Calculation of soil moisture regimes from climatic record. Rev. 4 Mimeographed, Soil Conservation Service, USDA, Washington DC.
- Sartori G., Corradini F., Mancabelli A., Wolf U., 1997. Principali tipi di suoli forestali nella provincia di Trento. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Geol.*, 72: 41-54.
- SOIL SURVEY STAFF, 1998. Keys to Soil Taxonomy. 8th ed. USDA-NRCS. U.S. Gov. Print Office, Washington, DC.
- Wolf U., 2000. Introduzione alla sequenza di lavoro "discendente" nella delimitazione di pedopaesaggi. Base di discussione in allegato alla "Guida di Campagna per la Carta dei Suoli d'Italia in scala 1:250.000". <http://www.soilmaps.it/fr_download.htm>.



Commissione VI

**Tecnologia
e
conservazione del suolo**



INFORMAZIONI PEDOLOGICHE E PIANIFICAZIONE TERRITORIALE: UN ESEMPIO DALLA LOMBARDIA

Stefano Brenna, Roberta Madoi

Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste della Lombardia (ERSAF)

Abstract

The study presented shows a methodological approach aimed at identifying new and integrated criteria for the evaluation of the soil functional behaviour, to support the land use planning and safeguard the environmental resources.

To this purpose, soil information at semidetached scale has been overlaid and integrated with other environmental layers, such as land use, natural and cultural heritage, geomorphology, aquifers vulnerability.

In this way, three thematic layers have been carried out for the study area, located in the northwestern part of the Lombardy plain around the Milan "Malpensa" international airport; the first layer identifies the "productive value" of soils and rural land, the second one the "environmental quality" and the third one the "protective value" with respect to ground and surface water protection.

Key words: soil, rural land, land use planning, geographic information systems

Riassunto

Il caso di studio presentato costituisce un approfondimento metodologico, finalizzato ad affrontare specifiche problematiche di programmazione del territorio rurale e a sperimentare nuove chiavi di lettura dei caratteri o del comportamento dei suoli, con l'obiettivo di fornire strumenti di verifica per l'analisi delle diverse componenti del territorio rurale, validi sia per la valutazione delle risorse produttive o dei rischi ambientali, che per la salvaguardia delle valenze ambientali.

Privilegiando le riflessioni di metodo, le analisi si sono basate sull'utilizzo di informazioni già esistenti, desunte dalla banca dati pedologica della Lombardia e da altre basi informative elaborate dall'ERSAF e disponibili presso il SIT regionale, riguardanti la geomorfologia, l'uso del suolo, le rilevanze paesaggistiche e le attività di sfruttamento del suolo.

L'interpretazione dei dati ha consentito la realizzazione di tre piani tematici dedicati al valore produttivo, alla qualità pedoambientale e ai rischi legati alle dinamiche idrologiche, da cui poter trarre utili indicazioni per orientare gli interventi di pianificazione.

Parole chiave: suolo, territorio rurale, pianificazione, sistemi informativi geografici

Introduzione

L'integrazione della dimensione ambientale del territorio rurale nelle politiche agricole europee ha cominciato ad influenzare gli orientamenti della pianificazione territoriale, ponendo le premesse anche per una maggiore attenzione alle problematiche agricole in ambito urbanistico (Mariani, Paolillo, Rasio, 2001).

Identificato fino a poco tempo fa grosso modo con quanto rimaneva escludendo le aree urbane e quelle naturali, il territorio rurale svolge infatti funzioni fondamentali riconducibili in parte rilevante, sia allo sfruttamento, agricolo ed extragricolo, dei suoli, sia al contributo che i suoli stessi possono fornire al riequilibrio e alla depurazione del sistema territoriale complessivo, sia, infine, alle valenze culturali ed estetiche che esso propone, significative per le esperienze percettive e di fruizione collettiva del paesaggio naturale ed agrario (Bentivogli, Boschi, Rasio, 1999).

Qualunque intervento di pianificazione del territorio rurale non può quindi prescindere dall'analisi di queste importanti funzioni, da valutarsi alla luce di dati conoscitivi specifici, relativi sia alle componenti fisiche che ai fattori ambientali, socio-economici e culturali.

In questa direzione, il presente studio si è sviluppato con l'obiettivo di sperimentare nuovi metodi di analisi dei suoli, in grado di indirizzare in modo più consapevole la programmazione regionale.

Materiali e metodi

L'area di studio presa in esame ha riguardato il territorio dei comuni interessati dal Piano d'Area Malpensa, secondo la legge regionale n. 10 del 1999 riguardante "Norme speciali per l'aerostazione intercontinentale Malpensa 2000" finalizzate all'individuazione di strategie per la valorizzazione ambientale delle aree circostanti all'insediamento aeroportuale. Il territorio dei 17 comuni coinvolti dal Piano corrisponde ad una superficie complessiva pari a circa 270

Carta della capacità d'uso in relazione all'uso reale del suolo

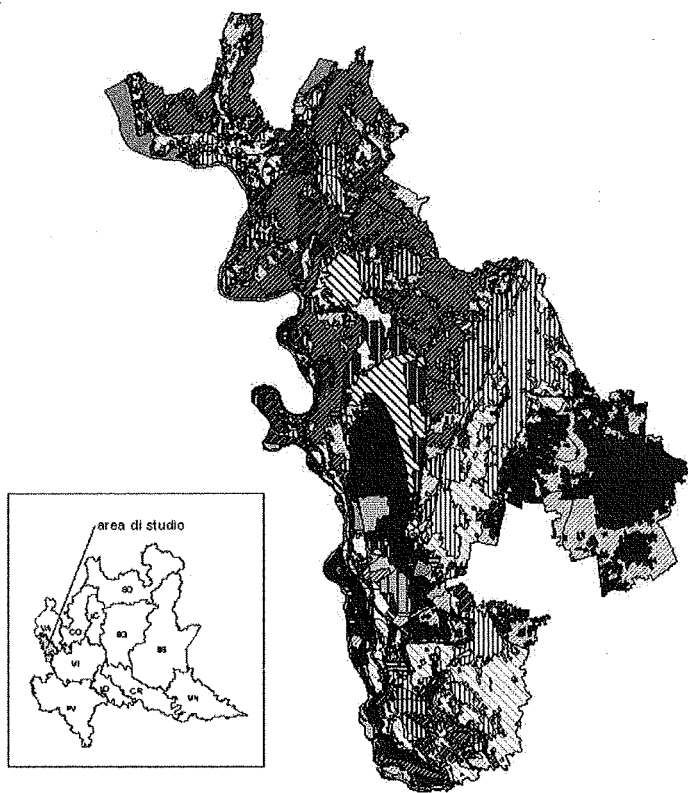


Figura 1. Carta della capacità d'uso in relazione all'uso reale del suolo

Risultati e discussione

Il valore produttivo del territorio rurale

Per analizzare la situazione presente nell'area di studio dal punto di vista del valore agricolo, sono stati in particolare confrontati i dati relativi:

- alla capacità d'uso dei suoli (Land Capability), desunti dalla Carta Pedologica dell'ERSAF e riferiti al grado di fertilità dei suoli (Brenna, et al., 1997), distinto in classi e attribuito ai suoli dell'intero territorio regionale, compresi quelli coperti dalle aree urbanizzate, classificati interpretandone il valore in base ai suoli contigui;

- e le informazioni tratte dall'ultima versione disponibile della carta dell'uso del suolo regionale, alla scala 1:25.000, derivata dalla fotointerpretazione del volo regionale del 1994.

Dall'intersezione di questi dati mediante tecniche GIS è derivata la Carta della capacità d'uso in relazione all'uso reale del suolo (cfr. fig. 1), che rappresenta i diversi usi del suolo praticati, evidenziando al tempo stesso le differenti caratteristiche dei suoli presenti, da quelli di maggior pregio agricolo a quelli meno fertili.

Oltre a descrivere il quadro delle destinazioni agricole, la lettura di questa carta fornisce pertanto utili indicazioni anche sul valore e sulle potenzialità produttive del territorio. I dati desunti, sottolineando la notevole estensione delle aree urbanizzate, tra cui viene

chilometri quadrati, distribuita tra le province di Varese e di Milano. Caratterizzata dai suoli dell'alta e della media pianura, l'area è interamente compresa nell'ambito delle regioni pedologiche della Pianura Padana, classificate come Soil Region n. 18.8 (ISSDS, 2000).

Ponendo maggiore attenzione agli aspetti metodologici, lo studio è stato realizzato utilizzando fonti informative regionali già disponibili, rimandando possibili ulteriori rilevamenti o aggiornamenti dei dati ad una eventuale fase successiva. La maggior parte delle informazioni sono state tratte dalla banca dati della carta pedologica dell'ERSAF rilevata alla scala 1:50.000, con l'integrazione dei dati di altre basi informative territoriali, elaborate alla scala 1:25.000, negli anni 1998-99, per il territorio lombardo della pianura e della collina e riguardanti, in particolare, l'uso del suolo, la geomorfologia, le attività di sfruttamento del suolo e le rilevanze paesaggistiche (Madoi, 1999). La lettura e l'analisi integrata di queste informazioni ha dato pertanto luogo all'elaborazione, mediante tecniche GIS, di tre piani tematici, utili ad evidenziare in particolare il valore produttivo del territorio rurale, la qualità pedoambientale delle aree agricole e l'entità dei rischi ecologici che possono compromettere l'ambiente rurale.

Carta della capacità d'uso in relazione all'uso reale del suolo - Legenda		km ²
boschi su suoli	adatti a tutte le colture	6,99
	con moderate limitazioni	18,89
	con severe limitazioni	49,83
	con limitazioni molto severe	19,97
colture permanenti su suoli	adatti a tutte le colture	0,02
	con moderate limitazioni	0,29
	con severe limitazioni	0,40
vegetazione naturale su suoli	con limitazioni molto severe	0,11
	adatti a tutte le colture	1,62
	con moderate limitazioni	0,51
prati su suoli	con severe limitazioni	0,36
	con limitazioni molto severe	2,56
	adatti a tutte le colture	0,75
ambiti degradati su suoli	con moderate limitazioni	2,03
	con severe limitazioni	1,71
	con limitazioni molto severe	0,83
seminativi su suoli	adatti a tutte le colture	0,65
	con moderate limitazioni	1,06
	con severe limitazioni	0,38
aree urbanizzate su suoli	con limitazioni molto severe	1,84
	adatti a tutte le colture	4,03
	con moderate limitazioni	30,98
aree urbanizzate su suoli	con severe limitazioni	16,26
	con limitazioni molto severe	18,67
	adatti a tutte le colture	8,81
aree urbanizzate su suoli	con moderate limitazioni	31,31
	con severe limitazioni	15,21
	con limitazioni molto severe	25,79

classificata anche la zona dell'aeroporto di Malpensa, mostrano ad esempio come gli interventi di pianificazione degli ultimi decenni abbiano in particolare trascurato l'importanza della conservazione dei suoli agricoli più produttivi, sacrificando oltre 42 chilometri quadrati di aree pregiate, adatte a tutte le colture.

Particolarmente ampie sono anche le aree naturali, relative prevalentemente alle zone boscate della fascia fluviale del Ticino, il 75% circa delle quali interessa suoli con severe limitazioni colturali, contro al 25% ricadenti su suoli di maggior valore dal punto di vista agricolo.

Per valutare il valore produttivo dei suoli dell'area di studio è stata inoltre parallelamente sperimentata anche la metodologia messa a punto all'interno del Metland (Metropolitan Landscape Planning Model), un progetto di ricerca elaborato da J. Fabos, docente dell'Università del Massachusetts, basato su un approccio globale alla valutazione e alla valorizzazione delle risorse territoriali. La tecnica di valutazione, adottata nel Metland e riproposta nel documento metodologico regionale elaborato nell'ambito del progetto strategico Sal.Va.Te.R. della Direzione Generale Agricoltura, approvato con Decreto del Direttore Generale della Giunta Regionale n. 19659 il 21 ottobre 2002, è anch'essa basata sull'interazione dei fattori relativi:

- alla naturale vocazione del suolo nei confronti dell'attività agricola, determinata a partire dalla Carta della capacità d'uso dei suoli;
- e al grado di riduzione di questa vocazione, funzione dell'uso del suolo, determinato a partire dalla Carta di uso del suolo.






La procedura di valutazione per l'area di studio si è distinta nei seguenti tre momenti:

- determinazione del grado di vocazione dei suoli, basato sulla distinzione nelle quattro classi derivate dalla Carta della capacità d'uso della banca dati pedologica dell'ERSAF (adatti a tutte le colture, con moderate limitazioni, con severe limitazioni, con limitazioni molto severe);
- definizione, mediante punteggi, del grado di riduzione della vocazione, valutato in base all'uso del suolo;
- calcolo e determinazione della produttività dei suoli.

Dalle analisi condotte è derivata la definizione di tre classi di aggregazione, alle quali corrispondono valori diversi delle risorse, determinate secondo i seguenti criteri:

- alla **classe A** sono stati assegnati suoli di I e II classe, secondo la capacità d'uso, attualmente destinati ad attività agricola o a usi che non pregiudicano il ritorno dell'agricoltura; sono le aree in cui la risorsa è presente al massimo grado, classificate come seminativi, prati, pioppeti, legnose agrarie, ecc.
- alla **classe B** sono stati assegnati suoli di III classe destinati ad attività agricola e suoli di I e II classe, la cui attuale destinazione non agricola, seppure non precluda del tutto il possibile ritorno all'uso agricolo, ne impedisce l'inclusione nella classe A;
- alla **classe C** appartengono le aree di scarso o nullo interesse nei confronti dell'attività agricola: suoli che hanno naturalmente una scarsissima vocazione agricola e sono irreversibilmente occupati da usi del suolo che ragionevolmente impediscono il ritorno all'esercizio dell'attività agricola.

E' stata quindi realizzata la Carta della produttività agricola, distinguendo le aree in base alla classificazione riportata nella sottostante:

Carta della produttività agricola - Legenda dettagliata		
classe di produttività agricola		km ²
	A = alto grado di produttività agricola	39,98
	B = limitato grado di produttività agricola	18,87
	C1 = basso grado di produttività agricola, riferito ad aree naturali	107,31
	C2 = basso grado di produttività agricola, riferito ad aree urbanizzate	84,66
	C3 = basso grado di produttività agricola, riferito ad aree agricole	19,57
superficie totale presa in esame		270,39

Come illustra la cartografia elaborata, la particolare estensione (pari a quasi un terzo del territorio complessivo) delle aree urbanizzate, talvolta anche a scapito dei suoli di maggior pregio, oltre alla notevole ampiezza delle zone naturali sia lungo la fascia fluviale del Ticino che nella zona delle colline moreniche varesine (circa 107 chilometri quadrati), riduce sensibilmente la superficie dei suoli caratterizzati da un buon grado di produttività agricola.

Questi si concentrano soprattutto nella zona meridionale dell'area esaminata e ai margini di gran parte delle aree urbanizzate, sottolineando l'importanza della loro conservazione e la conseguente esigenza di controllare l'ulteriore espansione di abitati e infrastrutture proprio nelle porzioni di territorio più pregiate dal punto di vista agricolo.

La qualità pedoambientale

Per valutare la qualità pedoambientale dell'area di studio sono stati selezionati dapprima tutti gli elementi che concorrono alla qualificazione paesaggistica del territorio, realizzando una serie di cartografie tematiche di analisi, utili al riconoscimento e alla localizzazione delle zone di maggior interesse.

L'analisi degli elementi qualificanti è stata inoltre completata dall'esame dei principali fattori che contribuiscono invece ad alterare e a connotare negativamente l'ambiente esaminato, costituendo elementi di disturbo. Oltre alle aree di recente urbanizzazione, sono stati ad esempio considerati i siti contaminati, le cave, le discariche e gli impianti di trattamento dei rifiuti, dovuti alle più diffuse attività di sfruttamento del suolo.

Sono state pertanto prodotte sei cartografie tematiche d'analisi, relative a:

1. siti d'interesse comunitario e monumenti naturali
2. suoli ad alto valore naturalistico
3. elementi geomorfologici d'interesse paesistico-ambientale
4. beni storico-paesaggistici
5. azzonamento dal PTC del Parco lombardo della Valle del Ticino
6. aree urbanizzate e degradate, finalizzate a selezionare gli elementi a cui poter successivamente attribuire un punteggio qualitativo, basato su valutazioni metodologiche generali, in sintonia con gli obiettivi di tutela e di valorizzazione ambientale del territorio.

Per trattare in modo omogeneo e rendere quindi leggibili dal punto di vista territoriale tutti gli oggetti individuati, gli elementi puntuali e lineari sono stati preliminarmente trasformati in elementi poligonali mediante la funzione buffer, impostando la distanza di calcolo a 250 metri (considerando l'area di rispetto dei singoli oggetti rilevanti); gli elementi areali così ottenuti sono stati quindi corretti, eliminando le porzioni ricadenti ed inglobate nelle aree urbanizzate, in quanto poco significative per la caratterizzazione paesaggistica del territorio.

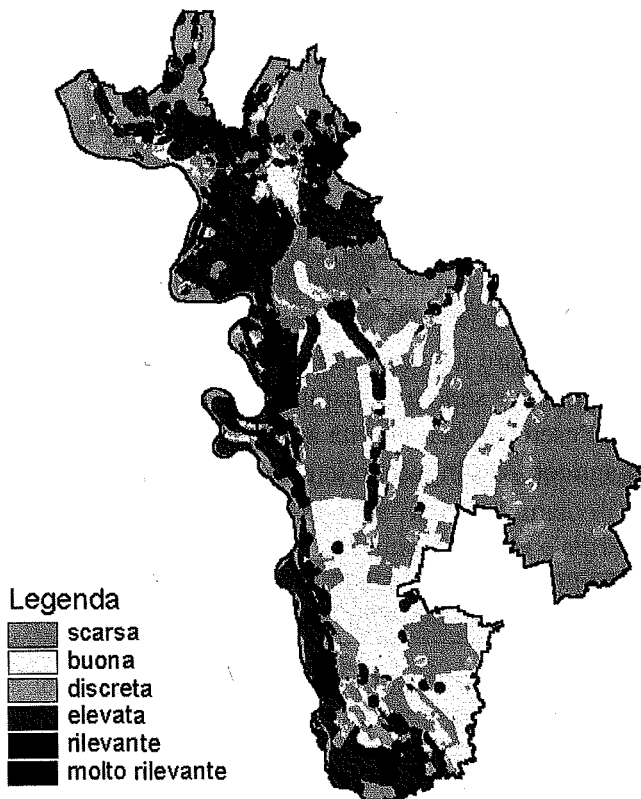
Ad ognuno degli strati areali prodotti sono stati quindi attribuiti dei punteggi qualitativi, partendo da valori negativi (da -4 a 0) per gli elementi di disturbo, fino a valori pari a 5 per i siti più rilevanti e significativi.

Le elaborazioni sono state condotte in ambiente grid ArcView, trasformando gli strati a topologia poligonale in altrettanti livelli informativi a topologia grid.

Sommando algebricamente, per ogni tema individuato nella fase di analisi, i punteggi relativi al grado di qualità ambientale degli elementi selezionati, è stato infine prodotto un nuovo strato tematico di sintesi, dando luogo alla Carta della qualità pedoambientale (cfr. fig. 2).

Basata sull'analisi dei diversi elementi che contribuiscono a qualificare il paesaggio, la carta individua quindi le zone di elevata qualità ambientale, come la fascia fluviale del Ticino e, in parte, l'ambito morenico dell'alta pianura varesina, evidenziando inoltre i luoghi e le aree particolarmente rilevanti ed emergenti. Di discreta qualità paesaggistica sono poi risultate anche le aree boscate e in parte agricole della zona nord-orientale dell'area di studio, così come alcuni beni storico-architettonici situati nel tessuto invece scarsamente rilevante delle aree urbanizzate.

La lettura attenta di questa carta è quindi in grado di fornire utili valutazioni per la pianificazione di iniziative di valorizzazione o di tutela, finalizzate alla migliore fruizione paesaggistica e ricreativa del territorio.



Legenda

- scarsa
- buona
- discreta
- elevata
- rilevante
- molto rilevante

Carta della qualità pedoambientale - Legenda dettagliata

classi di qualità paesaggistica		punteggi complessivi	km ²
	scarsa	da -6 a 0	91,57
	buona	da 1 a 3	56,64
	discreta	da 4 a 5	43,69
	elevata	da 6 a 10	53,26
	rilevante	da 11 a 15	20,75
	molto rilevante	da 16 a > 16	3,83

I rischi ecologici legati alle dinamiche idrologiche

Per esaminare il tema dei rischi connessi in particolare all'idrologia sono state elaborate due diverse cartografie tematiche, una dedicata al comportamento dei suoli in relazione alle dinamiche idrologiche di superficie e l'altra relativa invece alla diversa capacità protettiva dei suoli nei confronti dell'idrologia profonda.

La prima carta elaborata evidenzia le aree potenzialmente soggette ad eventi alluvionali o a fenomeni di ruscellamento superficiale, dovuti alla limitata capacità di assorbimento dei suoli nei confronti delle acque. La Carta dei rischi ambientali legati alle dinamiche dell'idrologia di superficie consente quindi sia l'individuazione delle aree alluvionabili, soggette talvolta a fenomeni erosivi connessi alla rete dei corsi d'acqua, sia il riconoscimento delle aree caratterizzate da bassa capacità protettiva dei suoli nei confronti delle acque superficiali.

Oltre alla presenza di corsi d'acqua predisposti a divagazioni ed eventi alluvionali, il fattore che principalmente aumenta il rischio idrologico potenziale è identificabile nell'aumento dei processi di urbanizzazione, che riducono ulteriormente la naturale capacità di assorbimento dei suoli.

Finalizzata invece all'esame dei rischi ambientali legati alle dinamiche dell'idrologia profonda, la seconda carta elaborata rappresenta le aree agricole maggiormente soggette a fenomeni d'inquinamento, favoriti dalla presenza di suoli particolarmente permeabili, caratterizzati da una bassa capacità protettiva nei confronti delle acque sotterranee.

Riportando al tempo stesso sia la localizzazione delle diverse attività di sfruttamento del suolo, che l'estensione delle aree urbanizzate e la distribuzione delle zone agricole, la Carta dei rischi ambientali legati alle dinamiche dell'idrologia sotterranea evidenzia pertanto le aree maggiormente sensibili ai fenomeni d'inquinamento, in quanto caratterizzate da suoli con bassa capacità protettiva nei confronti delle acque profonde, soggette quindi all'infiltrazione eventuale di sostanze dannose. Queste informazioni divengono particolarmente significative, oltre che in presenza di cave, discariche o siti contaminati, anche per il controllo delle aree agricole e, in particolare, per la regolamentazione dell'uso di pesticidi e concimi chimici, potenzialmente dannosi all'equilibrio dell'ambiente rurale.

Il valore agricolo-ambientale

L'esame delle carte tematiche prodotte per approfondire sia gli aspetti legati al valore produttivo agricolo o ai rischi ambientali, che la valenza pedoambientale del territorio rurale consente l'elaborazione di una cartografia di sintesi, quale riferimento territoriale e al tempo stesso strumento conoscitivo delle diverse componenti ambientali analizzate.















A questo scopo è stata realizzata la Carta del valore agricolo-ambientale, derivata dalla lettura sintetica delle elaborazioni precedenti, costituite dalla carta della qualità pedoambientale e dalla carta del valore produttivo agricolo, con l'indicazione delle aree soggette a maggior rischio ambientale connesso alle dinamiche idrologiche.

L'incrocio tra gli strati informativi, relativi ai primi due temi analizzati, ha prodotto un ulteriore tematismo, in cui ogni porzione di territorio ha mantenuto le informazioni dei due temi iniziali, riguardanti rispettivamente il valore produttivo e la qualità pedoambientale.

La legenda della Carta del valore agricolo-ambientale si compone pertanto di diverse voci, in cui vengono evidenziate le differenti combinazioni esistenti tra valori di produttività agricola scarsa, buona o alta, e valori di qualità paesaggistica rilevante, elevata, buona o assente.

La sintesi delle analisi consente quindi la localizzazione delle aree che presentano valenze differenziate e combinate tra loro, riguardanti sia il valore produttivo agricolo che l'interesse paesaggistico del territorio rurale.

Carta del valore agricolo-ambientale - Legenda dettagliata

	valore per produttività agricola	valore per qualità paesaggistica	km ²
	scarsa	assente	79,13
	scarsa	buona	41,99
	scarsa	elevata	72,31
	scarsa	rilevante	16,96
	buona	assente	3,08
	buona	buona	1,45
	buona	elevata	11,69
	buona	rilevante	2,54
	alta	assente	9,20
	alta	buona	13,18
	alta	elevata	12,30
	alta	rilevante	5,06
aree soggette a rischio ambientale connesso a dinamiche idrologiche			
	aree alluvionabili (superficie totale)		123,26
	aree urbanizzate (superficie totale)		128,45

La carta è stata inoltre completata evidenziando le aree alluvionabili, il cui rischio ambientale, ove presente, contribuisce a connotare in modo specifico le aree classificate in base alle combinazioni descritte.

Gli ambiti territoriali

Sulla lettura incrociata dei vari elaborati prodotti nelle fasi di analisi si è basata infine anche una valutazione complessiva del contesto territoriale dell'area di studio, quale sintesi di tutte le informazioni raccolte.

I risultati emersi ed organizzati nella banca dati GIS sono stati interpretati criticamente, individuando una serie di zone a differente valenza ambientale, caratterizzate da peculiari aspetti paesistici o distinte per caratteristiche morfologiche, naturalistiche o di uso del suolo omogenee.

Sintetizzati nella Carta degli ambiti territoriali, sono stati identificati i seguenti sistemi:

- aree agricole dell'alta pianura
- aree boscate dell'alta pianura
- aree agricole in zone interessate da cave
- aree prevalentemente naturali dell'ambito fluviale
- aree naturali e in parte agricole dell'ambito morenico
- aree prevalentemente urbanizzate
- aree urbanizzate con rischi di alluvionamento

Derivata dalla considerazione delle diverse componenti esaminate, la definizione degli ambiti territoriali fornisce, in particolare, utili chiavi di lettura per il riconoscimento sia delle aree agricole più pregiate e produttive, che delle aree di rilevante interesse paesaggistico, da tutelare e valorizzare, o delle zone più critiche dal punto di vista ambientale, consentendo l'individuazione di specifiche linee di indirizzo per lo sviluppo agricolo o la formulazione di criteri gestionali per la valorizzazione del territorio, in sintonia con il programma agro-ambientale e i principi della nuova legislazione urbanistica regionale.

Finalizzato a verificare la validità di nuove metodologie d'analisi dei suoli, utili ad orientare gli interventi di pianificazione, e basato in primo luogo sui dati disponibili tratti dalla cartografia pedologica e da altre informazioni territoriali di base, lo studio potrebbe inoltre essere approfondito con l'esame di altri dati più specifici. L'analisi del valore produttivo dei suoli, ad esempio, potrebbe essere integrata dai rilevamenti climatici e meteorologici o dai dati relativi alla tipologia, alla distribuzione e alla produzione delle aziende agricole attive presenti sul territorio. Il tema della qualità pedoambientale potrebbe invece arricchirsi con l'analisi degli aspetti visuali e percettivi del paesaggio, mentre il quadro dei rischi ambientali legati alle dinamiche dell'idrologia sotterranea sarebbe più efficace se completato con informazioni precise relative ai quantitativi e alla localizzazione di pesticidi e di sostanze inquinanti, rilevati a scala aziendale.

Bibliografia

- BENTIVOGLI D., BOSCHI M.P., RASIO R., 1999. Suoli ed ecosistemi, Cappelli ed., Bologna
- BRENNA S., BRIGATTI M., ANDREOLI, L., BONALUMI G., MARINI G., PAMPALUNA M., RUDINI M., 1997. Manuale per la compilazione delle schede delle unità cartografiche (versione 3.1), ERSAL, Milano
- CASSI F., WINDMEIJER P.N., 1992. I suoli del Parco Ticino settore settentrionale, Progetto "Carta Pedologica", SSR 10, ERSAL, Milano
- JOANNAS G., QUAGLINO E., WALKATE J.F., 1999. I suoli della pianura e collina varesina, Progetto "Carta Pedologica", SSR 26, ERSAL, Milano Madoi R. Repertorio delle Basi Informative Ambientali, ERSAL, Milano 1999
- MARIANI L., PAOLILLO P. L., RASIO R., 2001. Climi e suoli lombardi, ed. Rubbettino, Catanzaro

VALUTAZIONE DELLA CAPACITÀ PROTETTIVA DEI SUOLI NEL BACINO SCOLANTE IN LAGUNA DI VENEZIA ATTRAVERSO L'USO DI MODELLISTICA

Costanza Calzolari ¹, Fabrizio Ungaro ¹, Francesca Ragazzi ², Ialina Vinci ², Roberta Cappellin ², Letizia Venuti ¹

¹ CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi - Sezione di Firenze

² ARPAV Centro Agroambientale - Castelfranco Veneto (TV)

Abstract

A dynamic approach, based on soil functional behaviour in a complex soil-climate-crop system, is proposed, in order to assess the protection capacity of the soils of the Venice Lagoon watershed. The soil water balance MACRO model has been used according to the procedure defined during the project SINA- Soil mapping in high environmental risk areas, ended in 2000. Beside this approach, a qualitative one has been followed, based on the integration between some soil and environment characteristics, such as internal drainage, soil texture, coarse fragments, organic horizons, presence of cracks, risk of flooding and slope and the groundwater vulnerability map obtained with the CNR-SIN-TACS method.

The results which have been obtained confirm the validity of such a dynamic approach highlighting the functional dynamics of soil behaviour as related to climate and agricultural practices and pointing out the possible applications at regional level.

Key words: soil protection capacity, soil water balance, environmental modelling

Riassunto

Per la valutazione della capacità protettiva dei suoli del Bacino scolante in Laguna di Venezia viene proposto un approccio dinamico basato sulle risposte funzionali del suolo come parte integrante di un sistema suolo-clima-coltura, mediante l'applicazione di un modello, sulla base di quanto definito nel corso del progetto SINA - Carta pedologica in aree a rischio ambientale, concluso nel 2000 e che ha coinvolte le cinque regioni della pianura padano-veneta. Questo approccio ne ha affiancato uno di tipo qualitativo che considera alcune caratteristiche del suolo e dell'ambiente quali drenaggio interno, tessitura, scheletro, presenza di orizzonti organici e di crepacciature, inondabilità, pendenza e le interpreta dando come risultato quattro classi di capacità protettiva; i risultati vengono poi sovrapposti ad una carta della vulnerabilità degli acquiferi sotterranei realizzata sulla base della litologia e delle caratteristiche idrogeologiche.

I risultati ottenuti confermano la validità di un approccio di tipo dinamico che considera gli aspetti funzionali del suolo in relazione ai fattori climatici e culturali mettendo in evidenza le possibilità applicative a livello regionale.

Parole chiave: capacità protettiva, bilancio idrico, modellistica ambientale

Introduzione

Il bacino scolante in laguna di Venezia, che comprende il territorio la cui rete idrica superficiale scarica in laguna, si estende su una superficie di circa 2000 km² compresa tra le province di Venezia, Padova, Treviso e Vicenza. Si tratta di un territorio densamente popolato e a forte vocazione agricola e zootecnica ritenuto in parte responsabile dei fenomeni di eutrofizzazione della laguna a causa dei rilasci di sostanze nutrienti come azoto e fosforo. Nell'ambito degli interventi per il disinquinamento della laguna di Venezia la giunta regionale ha affidato al Centro Agroambientale ARPAV la realizzazione della carta dei suoli del bacino scolante, finalizzata in primo luogo alla valutazione della capacità protettiva del suolo nei confronti dell'inquinamento da fonti diffuse di origine agricola (Giandon et al., 2001).

A questo proposito, la normativa regionale (DGRV 615/96) prevede venga realizzata una carta di attitudini dei suoli allo spargimento dei liquami zootecnici attraverso la sovrapposizione di due tematismi, la carta di orientamento pedologico allo spargimento dei liquami e la carta della vulnerabilità degli acquiferi. La prima viene realizzata utilizzando un approccio di tipo qualitativo che considera alcune caratteristiche del suolo e dell'ambiente quali drenaggio interno, tessitura, scheletro, presenza di orizzonti organici e di crepacciature, inondabilità, pendenza e le interpreta dando come risultato quattro classi di attitudine; i risultati vengono poi sovrapposti ad una carta della vulnerabilità intrinseca dei corpi idrici sotterranei (Civita e De Maio, 1997) definita sulla base della permeabilità e dello spessore dei materiali sovrastanti gli acquiferi, del tipo di circolazione idrica e delle modalità di alimentazione (metodica CNR-SIN-TACS); a ciascun poligono ottenuto dalla sovrapposizione dei due tematismi viene assegnata la classe più limitativa all'uso dei liquami a ciascuna delle quali corrisponde un diverso carico di azoto apportabile al suolo con i reflui.

Accanto a questo approccio di tipo qualitativo, è stato seguito un approccio basato sulle risposte funzionali del suolo, attraverso l'uso del modello MACRO (Jarvis, 1994) per la valutazione della capacità protettiva dei suoli nei confronti delle acque di falda.

Materiali e metodi

Nell'area di studio, sono stati selezionati 13 profili relativi ad altrettanti suoli capisaldo, rappresentativi di diverse situazioni pedopaesaggistiche e climatiche.

Questi sono stati descritti in campo ponendo particolare attenzione alle caratteristiche legate al comportamento fisico-idrologico del suolo (Wolf, 1998). Sono stati raccolti, oltre ai campioni per le analisi di routine, campioni indisturbati per la misura della curva di ritenzione (pF) e della conducibilità idrica saturata (Ksat), per un totale di 117 curve di pF e 141 misure di Ksat. Le misure della curva di ritenzione, relativamente a 9 punti umidità/tensione, sono state effettuate su campioni indisturbati posti in cassetta Stackman e quindi in piastra, secondo le correnti metodologie (Klute, 1986). La conducibilità è stata misurata con permeometro a carico costante (Klute e Dirksen, 1986). Sono state inoltre effettuate 117 misure di densità apparente, effettuate sia con il metodo dello scavo che con il metodo del cilindretto (Blake e Hartge, 1986).

I dati ottenuti dal rilevamento e dalle misure sono stati utilizzati per fornire gli input necessari al modello di bilancio idrico MACRO (Jarvis, 1994), utilizzato per la valutazione della capacità protettiva dei suoli. Il modello MACRO (Jarvis, 1994), già utilizzato e validato in ambiente padano-veneto durante il progetto SINA-Carta pedologica in aree a rischio ambientale (Calzolari et al. 1999, Marchetti et al., 2000, Calzolari et al., 2001b), è un modello numerico, pseudo-bidimensionale, fisicamente basato, per la simulazione del bilancio idrico e del trasporto di soluti reattivi, e non, in condizioni di campo. Il modello calcola congiuntamente i flussi saturi e non saturi ed è in grado di simulare la presenza di falda e di sistemi di drenaggio. Il flusso viene trattato individuando due distinti domini di flusso (micro e macroporosità) ciascuno caratterizzato dalla propria densità di flusso e concentrazione di soluti. Per modellizzare i flussi ed il trasporto di soluti nei micropori vengono usate l'equazione di Richards e l'equazione di convezione-dispersione, mentre i flussi nei macropori sono calcolati tramite un approccio semplificato di tipo capacitativo (Jarvis, 1994). Lo scambio tra i due domini di flusso è calcolato utilizzando una relazione fisicamente basata, approssimata in funzione della dimensione degli aggregati (Jarvis, 1994). Il modello MACRO è stato

I dati relativi agli ordinamenti colturali utilizzati per le simulazioni derivano da indagini effettuate dall'ARPAV in un campione di 50 aziende del bacino scolante nell'ambito di un programma regionale di auditing aziendale. Le simulazioni hanno riguardato una monosuccessione di mais (dose media di N, 300 kg/ha/a) ed una rotazione quinquennale tra quelle previste dalle misure di intervento per il bacino scolante (dose media di N, 150 kg/ha/a): mais-soia-frumento-loiessa intercalare-mais-soia. Per le colture primaverili estive è stato inoltre simulato l'uso dell'irrigazione, attivando l'apposita routine del modello MACRO, differenziando a seconda della zona agroclimatica, con dieci interventi irrigui nelle zone di alta pianura e un'irrigazione di soccorso nelle zone di bassa.

I flussi in uscita dal profilo simulati con MACRO sono stati utilizzati per una stima dell'azoto perso per lisciviazione, utilizzando due relazioni, una per la monosuccessione di mais e l'altra per scenari zootecnici, determinate sulla base dei risultati di una serie di 117 simulazioni di bilancio azotato, con il modello SOILN (Larsson et al., 1996), effettuate in altrettante situazioni rappresentative del bacino padano-veneto nel corso del progetto SINA-Carta pedologica in aree a rischio ambientale (Calzolari et al. 2001a e b).

I dati climatici, precipitazioni e temperature su base giornaliera per il periodo 1993-2001, sono relativi a stazioni della rete agro-meteorologica del Centro Meteorologico dell'ARPAV di Teolo. L'evapotraspirazione potenziale è stata calcolata con l'algoritmo di Hargreaves (Hargreaves e Samani, 1982).

I dati sull'andamento delle falde sono relativi alle misure di alcune stazioni piezometriche del Magistrato alle Acque di Venezia presenti nell'area del bacino scolante e ad un certo numero di pozzi della rete di monitoraggio regionale delle acque sotterranee (misure relative ad un numero variabile di anni). Per la modellizzazione della falda il modello MACRO richiede alcuni parametri quali la profondità massima, il movimento laterale del flusso e la direzione di questo, in ingresso o in uscita dal suolo, e la profondità di eventuali dreni o scoline. La valutazione qualitativa dell'attitudine dei suoli allo spargimento di liquami zootecnici (DGRV 615/96) è stata realizzata tramite l'incrocio della valutazione della classe di attitudine pedologica allo spargimento dei liquami, ottenuta con lo schema utilizzato dall'ARPAV e derivato dallo schema utilizzato in Lombardia (ERSAL, 1992), con la classe di attitudine idrogeologica, ottenuta con la metodologia CNR-SINTACS (Civita e De Maio, 1997).

Risultati e discussione

Sono state effettuate 26 simulazioni di bilancio idrico del suolo, per i 13 suoli capisaldo e con i due ordinamenti colturali descritti, per un intervallo temporale di 9 anni (1993-2001). In tabella 1 sono riportati i risultati delle simulazioni relativamente ad alcune voci significative del bilancio idrico, e per alcuni dei 13 suoli considerati.

Nelle figure 1 e 2 sono riportati rispettivamente i grafici relativi ai risultati in termini di flussi totali alla base del profilo e di runoff, cumulati nei 9 anni di simulazione per gli stessi suoli, e per l'ordinamento colturale monosuccessione di mais.

In particolare sono stati presi in considerazione un suolo con ghiaia dell'alta pianura del Piave, il San Floriano, profilo P2, classificato come Alfic Udarent loamy skeletal, carbonatic, mesic, ; tre suoli della bassa pianura antica del Brenta, il suolo di dosso Camposampiero (profilo P5), classificato come Dystric Eutrudept coarse loamy, mixed, mesic, il suolo Mogliano (profilo P4), Oxyaquic Eutrudept fine silty, mixed, mesic, tipico della pianura indifferenziata; e un suolo delle aree depresse, lo Zerman (P13), un Aquic Eutrudept fine, mixed, mesic; questi ultimi presentano falda oscillante entro il profilo. Sono stati poi considerati due suoli della bassa pianura dell'Adige, il Motta Morezzolo (P8), Aquic Cumulic Haplustoll fine, mixed, mesic ed il suolo Alberta, (P11) Typic Calcicustept coarse silty, mixed, mesic, rispettivamente nelle aree depresse bonificate e nelle aree di dosso; nel primo il movimento della falda viene imposto artificialmente mediante idrovore.

Tabella 1. risultati delle simulazioni di bilancio idrico con MACRO (Jarvis, 1994) espressi come valori cumulati in un arco temporale di 9 anni

Profilo	Stazion meteo	Scenario Culturale	Profondità falda cm	Irrigazione mm	Precipitazioni + Irrig. mm	Trasp. effettiva mm	Flussi	Flussi	Flussi	Runoff mm	Flussi
							micropori mm	macropori mm	totali mm		lateralmente mm
P2	Rosà	mais	-	5220	15000	4470	7230	310	7540		
P2	Rosà	rotazione	-	3480	13200	3740	6360	270	6630		
P4	Zero	mais	200	360	8090	4230	-600	1545	945	514	8.2
P4	Branco	rotazione	200	240	7970	3530	-519	1709	1190	670	15.2
P5	Zero	mais	-	360	8090	4100	1860	0	1860		
P5	Branco	rotazione	-	240	7970	3400	2310	0	2310		
P8	Agna	mais	155	0	6370	3940	-988	886	-102	484	64.9
P8	Agna	rotazione	155	0	6370	3230	-567	1126	559	492	67.5
P11	Agna	mais	-	360	6730	3340	8.05	0	8.05	1410	
P11	Agna	rotazione	-	240	6610	3170	7.97	0	7.97	1410	
P13	Zero	mais	200	360	8090	4010	-2040	2448	408	1510	2.1
P13	Branco	rotazione	200	240	7970	3300	-1850	2581	731	1670	4.5

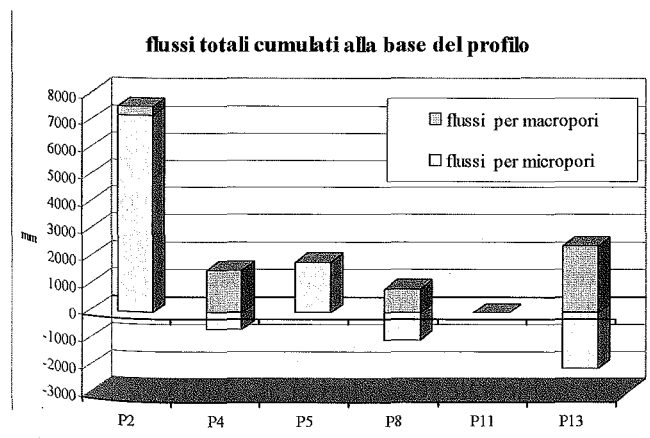


Figura 1. Flussi totali cumulati alla base del profilo nei 9 anni in 6 suoli caposaldo per la monosuccessione di mais

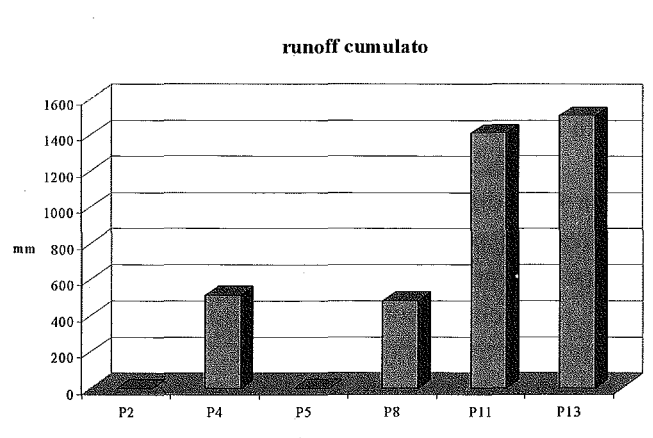


Figura 2. Runoff cumulato nei 9 anni in 6 suoli caposaldo per la monosuccessione di mais

Dall'esame delle figure 1 e 2 si nota il diverso comportamento dei vari suoli. I maggiori flussi cumulati si hanno nel suolo ricco in scheletro dell'alta pianura (P2), nel quale non si hanno fenomeni di deflusso superficiale; i suoli con falda delle zone più depresse della pianura del Brenta (P13) e dell'Adige (P8) mostrano flussi positivi attraverso i macropori, mentre il bilancio è negativo per fenomeni di risalita capillare attraverso i micropori; nei suoli limoso grossolani privi di falda (P11) si assiste ad una notevole quantità di deflusso superficiale dovuta alla scarsa permeabilità dell'orizzonte di superficie, caratterizzato da un elevato contenuto in limo (49%) e da una bassa stabilità strutturale. Per quanto riguarda la rotazione quinquennale i flussi totali sono risultati leggermente più elevati in quasi tutti i suoli indagati probabilmente per effetto della minore traspirazione effettiva delle colture rispetto al mais (tab. 1).

Per controllare l'attendibilità delle simulazioni effettuate, non disponendo di stazioni sperimentali per il controllo diretto, sono stati utilizzati i dati esistenti. Per l'andamento della falda sono stati considerati i dati di due stazioni piezometriche, situate ad Abbazia Pisani (PD) ed a Scorzè (VE). A titolo di esempio si riporta nel grafico di figura 3 l'andamento, medio su 9 anni, della falda simulata per il suolo P13 e misurata (media di 10 anni di osservazioni) nelle due stazioni.

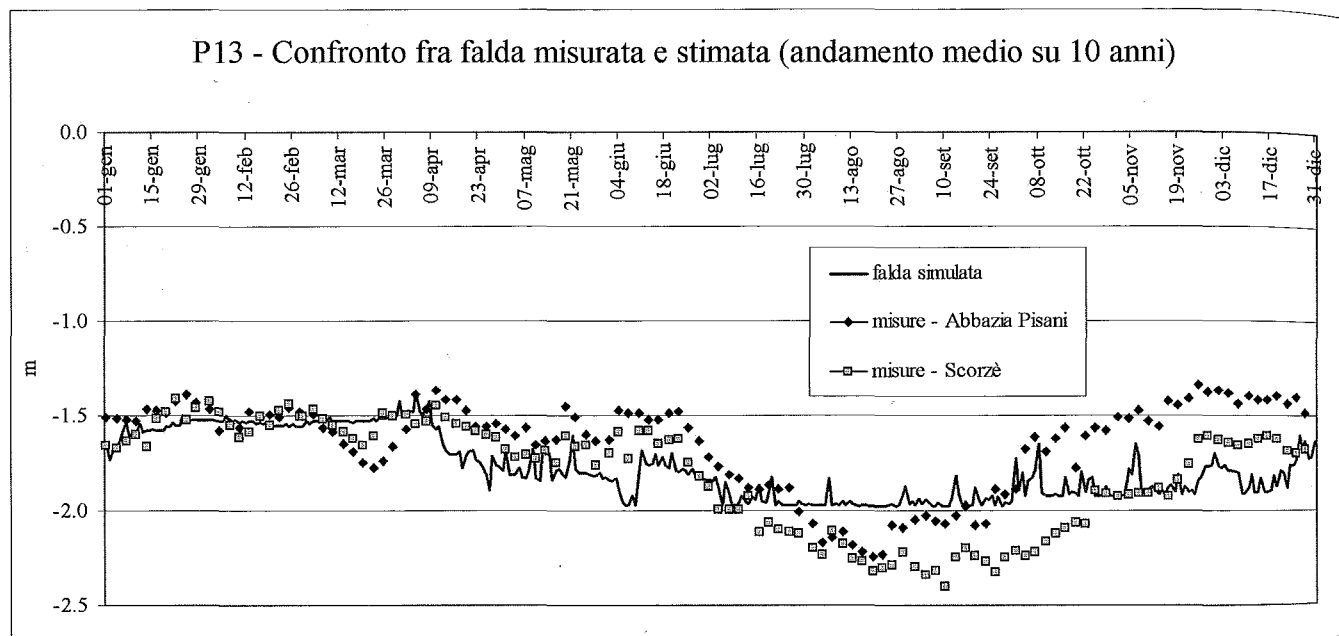


Figura 3. Confronto fra simulazione della falda, suolo P13, e media di 10 anni di misure nelle stazioni piezometriche di Abbazia Pisani e Scorzè

Il bilancio idrico è stato controllato con le uniche misure a disposizione e cioè con il contenuto idrico del suolo al momento del rilevamento e dei relativi campionamenti.

Nei grafici delle figure 4 a-f, sono riportati i confronti fra i profili di umidità simulati (monosuccessione di mais) e il contenuto idrico (% in volume) misurato alle corrispondenti date.

Pur fornendo un riscontro soltanto indicativo, dato che i siti di campionamento potevano avere un ordinamento colturale diverso da quello delle simulazioni, e che l'andamento meteorologico è relativo ad una stazione di riferimento, l'andamento dell'umidità simulate all'interno del profilo rispecchia in modo soddisfacente l'umidità misurata in campo alle corrispondenti date.

Per la valutazione della capacità protettiva dei diversi suoli nei confronti dell'inquinamento delle prime falde da fonti diffuse, ed in particolare da nitrati di origine agricola, i flussi in uscita alla base del profilo sono stati normalizzati rispetto agli apporti esterni in termini di precipitazioni e irrigazioni. I flussi normalizzati sono stati utilizzati per una stima dell'azoto perso per lisciviazione, utilizzando due relazioni, una per la monosuccessione di mais e l'altra per scenari zootecnici, determinate sulla base dei risultati di una serie di 117 simulazioni di bilancio azotato, con il modello SOILN (Larsson et al., 1996), effettuate in altrettante situazioni rappresentative del bacino padano-veneto nel corso del progetto SINA-Carta pedologica in aree a rischio ambientale (Calzolari et al., 2001).

Sulla base di queste simulazioni sono state proposte le classi di "capacità protettiva", riassunte nella tabella 2.

Applicando queste relazioni ai 6 suoli delle varie unità suolo paesaggio si ottengono i risultati riassunti nella tabella 3.

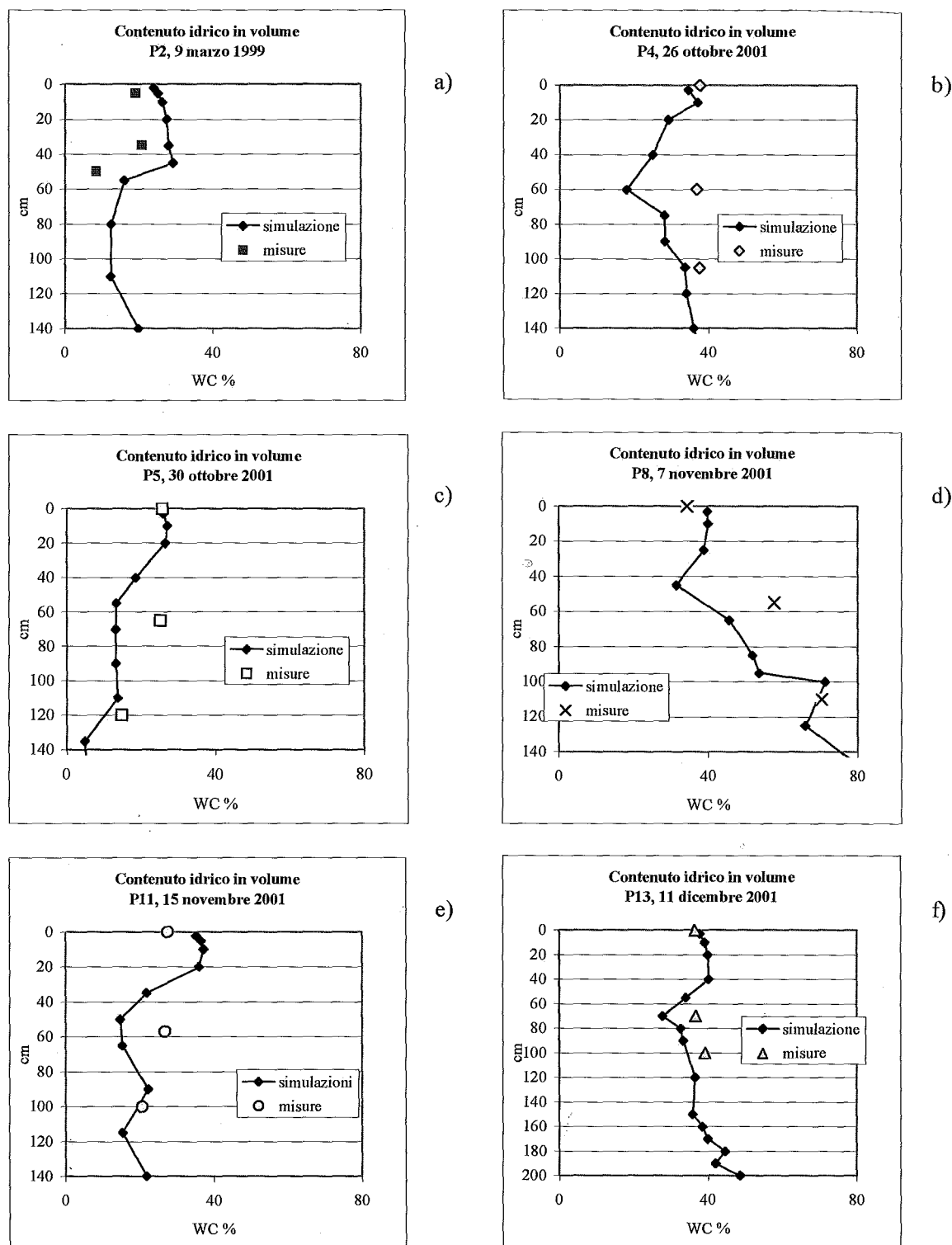


Figura 4 a-f. Confronto contenuto idrico misurato vs. contenuto idrico simulato dal modello MACRO

Tabella 2. definizione delle classi di capacità protettiva. L: bassa; ML: moderatamente bassa; MH: moderatamente alta; H: alta

Classe di capacità protettiva	Flussi totali %	Perdite di NO ₃ ⁻ %	Flussi totali mm/anno	Perdite di NO ₃ ⁻ g/m ² /anno
L	>40%	>20%	> 600	>8
ML	29-40%	11-20%	320 - 600	5-8
MH	12-28%	6-10%	140 - 320	2-5
H	<12%	<5%	>140	<2

Tabella 3. Attribuzione delle classi di capacità protettiva in base ai risultati delle simulazioni

Unità di paesaggio	suoli	monosuccessione di mais		scenario protettivo		classe capacità protettiva	monosuc. mais kg/ha/a N	scenario protettivo kg/ha/a N
		flussi relativi	perdite N %	flussi relativi	perdite N %			
Alta pianura	P2	50.3	19.46	50.3	16.62	VL	64.87	27.69
Bassa pianura Brenta, superficie modale	P4	14.3	3.98	16.4	4.86	MH	13.27	8.10
Bassa pianura Brenta, dossi	P5	22.9	7.23	29.0	9.07	MH	24.11	15.11
Bassa pianura Brenta, aree depresse	P13	8.8	2.17	12.5	3.61	VH	7.23	6.01
Bassa pianura dell'Adige, dossi	P11	0.1	0.01	0.1	0.02	VH	0.03	0.04
Bassa pianura dell'Adige, depressioni	P8	14.8	4.14	18.1	5.41	MH	13.81	9.01

Dall'esame della tabella 4 si nota come lo scenario protettivo non comporti, nella maggioranza dei casi, una riduzione in termini di flussi alla base del profilo. Come già accennato questo è probabilmente dovuto alla minore richiesta evapotraspirativa delle colture. Dato comunque il minore apporto di unità di N, le perdite in termini di Kg/ha/a risultano inferiori rispetto alla monosuccessione di mais in misura variabile dal 50% circa, nel caso del suolo P2, al 38% circa per i suoli P4, P5 e P8, ed in misura inferiore per i due suoli con più alta capacità protettiva.

In tabella 4 infine è riportato il confronto fra la valutazione effettuata con il modello MACRO e la metodologia qualitativa.

Tabella 4. Confronto tra i risultati ottenuti con le diverse metodologie di valutazione della capacità protettiva dei suoli

Profilo	Unità tipologica di suolo	Capacità protettiva MACRO	METODOLOGIA QUALITATIVA (DGRV 615/96)		
			Classe di attitudine pedologica allo spandimento	Classe di attitudine idrogeologica	CLASSE DI ATTITUDINE DEI SUOLI
SINA P2	San Floriano	BASSA - 4	POCO ADATTI - 3	POCO ADATTI - 3	POCO ADATTI - 3
SINA P4	Mogliano	MODERATAMENTE ALTA - 2	ADATTI - 1	ADATTI - 1	ADATTI - 1
SINA P5	Camposanpiero	MODERATAMENTE ALTA - 2	MODERATAMENTE ADATTI - 2	MODERATAMENTE ADATTI - 2	MODERATAMENTE ADATTI - 2
SINA P8	Motta Morezzolo	MODERATAMENTE ALTA - 2	MODERATAMENTE ADATTI - 2	ADATTI - 1	MODERATAMENTE ADATTI - 2
SINA P11	Alberta	ALTA - 1	ADATTI - 1	MODERATAMENTE ADATTI - 2	MODERATAMENTE ADATTI - 2
SIAN P13	Zerman	ALTA - 1	MODERATAMENTE ADATTI - 2	ADATTI - 1	MODERATAMENTE ADATTI - 2

Conclusioni

I suoli maggiormente vulnerabili sono risultati quelli di alta pianura, a tessitura franca e ricchi di scheletro, seguiti dai suoli delle aree di dosso della bassa pianura del Brenta, a tessitura franco grossolana. I suoli con falda mostrano una capacità protettiva nei confronti della falda moderatamente alta con tessiture limose e molto alta con tessiture più fini sia per i maggiori flussi negativi per risalita capillare che per le maggiori perdite per runoff.

Le minori perdite azotate si hanno nei suoli a tessitura limoso grossolana dove i flussi relativi sono molto bassi e l'acqua viene persa per scorrimento superficiale, costituendo un potenziale rischio di inquinamento delle acque superficiali.

A parità di flussi la sostituzione di un ordinamento a monosuccessione di mais con una rotazione "protettiva" riduce le perdite di N in termini di Kg/ha/anno a livelli di "sicurezza" grazie ai minori apporti.

L'uso di modellistica fisicamente basata consente la quantificazione delle stime, fornendo nel contempo una visione dinamico-funzionale dei processi in gioco. Il confronto con le metodologie qualitative mostra comunque

una discreta coerenza con quella che è la percezione della capacità protettiva complessiva dei suoli del bacino scolante, espressa in questo caso come "attitudine dei suoli allo spandimento dei liquami zootecnici". Entrambi i metodi infatti concordano con la valutazione che i suoli più a rischio sono quelli dell'alta pianura, a tessitura franca e ricchi in scheletro, anche per le alti dosi irrigue e le maggiori precipitazioni.

Negli altri casi la valutazione con il modello MACRO a volte si discosta di una classe dalla valutazione qualitativa che ha come limite oltre ad una eccessiva semplificazione delle considerazioni funzionali, il fatto che non considera il contesto climatico e colturale.

L'utilizzo di questo approccio dinamico consentirebbe quindi di superare le valutazioni di tipo qualitativo attualmente in uso, garantendo un maggiore rigore scientifico del risultato, essendo il modello validato anche con prove di campo, e consentendo una confrontabilità dei dati anche al di fuori del contesto regionale in un ambiente quale quello della pianura padana.

Ringraziamenti

Il presente lavoro, svolto nell'ambito della convenzione tra ARPAV e CNR- Istituto per lo Studio degli Ecosistemi "Valutazione della capacità protettiva del suolo nei confronti dell'inquinamento delle falde nell'area del bacino scolante in laguna di Venezia", e la cartografia dei suoli sono stati realizzati nell'ambito di un progetto della Regione Veneto con i fondi della legge speciale per Venezia.

Bibliografia

- BALKE G.R., HARTGE K.H., 1986. Bulk density. In: A. Klute Ed., *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI, 363-375.
- CALZOLARI C., UNGARO F., BUSONI E., MAGAZZINI P., SALVADOR SANCHIZ P., 1999. Applicazione del modello di simulazione MACRO ad alcuni suoli capisaldo della pianura padano-veneta. Rapporto 7.1, progetto SINA-Carta pedologica in aree a rischio ambientale, CNR-IGES. http://www.regione.emilia-romagna.it/geologia/suoli/suol_docu_sina.htm
- CALZOLARI C., UNGARO F., GUERMANDI M., LARUCCIA N., 2001a. Suoli capisaldo della pianura padano-veneta: bilanci idrici e capacità protettiva. Rapporto 10.1, progetto SINA-Carta pedologica in aree a rischio ambientale, CNR-IGES. http://www.regione.emilia-romagna.it/geologia/suoli/suol_docu_sina.htm
- CALZOLARI C., UNGARO F., MARCHETTI R., PONZONI G., SPALLACCI P., GUERMANDI M., FUMAGALLI L., MANTOVI P., 2001b. In: Barberis R., Pugliese, A. (Eds), *Modellistica e qualità ambientale dei suoli*, RTI CTN SSC 1/2001, ANPA Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, 79-103.
- CIVITA M., DE MAIO M., 1997. SINTACS- un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. *Metodologia & automatizzazione*. Pitagora Editore, Bologna, pp191.
- ERSAL - Ente di Sviluppo Agricolo della Lombardia, 1992. I suoli del Parco Ticino settore settentrionale. Milano, p. 59-61.
- GIANDON P., RAGAZZI F., VINCI I., FANTINATO L., GARLATO A., MOZZI P., BOZZO G.P., 2001. La carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia. *Bollettino della Società Italiana di Scienza del Suolo*, 50, 273-280.
- HARGREAVES G.H., SAMANI Z.A., 1982. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Appl. Engrg. in Agric.*, 1(2):96-99
- JARVIS N.J., 1994. The MACRO model (version 4.3). Technical description; <ftp://www.mv.slu.se/macro/doc/macro43.doc>.
- KLUTE A., 1986. Water retention: laboratory methods. In: A. Klute Ed., *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI, 635-686.
- KLUTE A., DIRKSEN C., 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. In: A. Klute Ed., *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI, 687-734.
- LARSSON M.H., JARVIS N.J., JOHNSON H., 1996. A dual-porosity model for nitrogen turnover and nitrate leaching from arable soil. *Annales Geophysicae, Supplement to Volume 14, Part II*, C323.
- MARCHETTI R., PONZONI G., SPALLACCI P., 2000. Valutazione del modello MACRO per la simulazione dei flussi idrici in un suolo argilloso-limoso della pianura Emiliana. In *Atti del Convegno "Le Pianure: Conoscenza e Salvaguardia - Il contributo delle Scienze della Terra"*, Ferrara, Università degli Studi, 8-11 novembre 1999; 230-240.
- WOLF U., 1998. Per una descrizione ed interpretazione in campagna di alcuni caratteri direttamente collegati al comportamento idraulico del suolo. Rapporto n.3.1, progetto SINA-Carta pedologica in aree a rischio ambientale, CNR-IGES.

ALTERAZIONI CHIMICHE IN SUOLI AGRARI STERILIZZATI CON L'IMPIEGO DI VAPORE E SOSTANZE A REAZIONE ESOTERMICA

C. Cedrola ¹, R. Tomasone ¹, M. Bozzoli ¹, A. Marcucci ² e G. Colorio ¹

¹ Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola - Roma

² Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Roma

Abstract

The effect of an innovative physical method for the control of soilborne pests and pathogens, through the combination of steam and a substance with exothermic reaction, was evaluated. Particular attention was placed on the changes in chemical and physical properties of tested soil. The experiments were carried out in containers using three different soils (sandy, loamy and clayey) with different amounts of exothermic substances: 28-56-112g of KOH and 56-112-224g of CaO. The preliminary results showed an unimportant and low persistent impact on the soil in relationship with the use of steam and exothermic substance.

Key words: soil disinfection, steam, exothermic reagent.

Riassunto

Il lavoro si propone di valutare l'efficacia di un innovativo sistema fisico per il contenimento dei patogeni tellurici basato sulla combinazione di vapore e sostanze a reazione esotermica. Particolare attenzione è stata rivolta ad eventuali alterazioni delle caratteristiche chimico-fisiche dei terreni trattati. La sperimentazione si articola in due fasi: la prima di simulazione del trattamento in laboratorio e la seconda, in campo, realizzata con la "sterilizzatrice" semovente Ecostar SC-600. Per le prove di simulazione in contenitore sono stati utilizzati tre terreni (sabbioso, franco e franco-argilloso) con dosi di reagente esotermico di 28-56-112g per KOH e 56-112-224g per CaO. Prima e dopo ogni trattamento il terreno viene campionato e sottoposto ad analisi di caratterizzazione chimico-fisica. Le prove in campo sono state eseguite presso aziende specializzate, rilevando le temperature di trattamento ed eseguendo le analisi del terreno. Nelle prove di confronto si è osservato, per pH e complesso di scambio, un aumento dei valori proporzionale al quantitativo di reagente impiegato. La CSC cresce soprattutto nel terreno a matrice franco-argillosa, la percentuale di sostanza organica non subisce variazioni significative. Da questi primi risultati si deduce che l'impatto ambientale relativo all'impiego di vapore e sostanze a reazione esotermica è trascurabile.

Parole chiave: disinfezione, vapore, sostanze a reazione esotermica.

Introduzione

La gestione intensiva della risorsa suolo determina un progressivo impoverimento del terreno ed una specializzazione di parassiti animali e patogeni vegetali con conseguente calo quali-quantitativo delle produzioni (Landi et al., 2000). Il ripristino delle condizioni ottimali per le colture si realizza, da un lato, con idonee concimazioni per far fronte alle esigenze nutritive delle piante e, dall'altro, con disinfezioni del terreno attuate con prodotti chimici spesso ad alto impatto ambientale (Benedetti et al., 2000). In relazione a quest'ultimo aspetto è crescente la necessità di utilizzare, per il controllo delle malattie, forme di difesa più rispettose dell'ambiente soprattutto in vista della prossima eliminazione dal mercato del bromuro di metile.

Le alternative attuabili possono essere di tipo agronomico, genetico, chimico e fisico (Cedrola, 2002).

In particolare queste ultime, valutate nella sperimentazione in corso, realizzano la sterilizzazione del terreno tramite trattamento termico (solarizzazione e vapore acqueo). La solarizzazione, attuata esclusivamente nel periodo estivo, si sta rapidamente diffondendo soprattutto nelle aree meridionali (Campiglia et al., 1998). Questa tecnica, nonostante raggiunga un'efficace disinfezione superficiale del terreno, presenta alcuni aspetti negativi quali limitato spettro d'azione, lungo periodo di trattamento, interruzione delle coltivazioni durante il periodo estivo (Palumbo et al., 1999). L'efficacia del vapore nella sterilizzazione del terreno è conosciuta già da molti anni ma, per motivi di natura tecnica ed economica, il suo impiego è finora rimasto circoscritto a piccoli appezzamenti, bancali e contenitori in serra. L'effetto positivo nel controllo delle malattie è in relazione alla temperatura raggiunta nel substrato interessato dal trattamento, con livelli termici uniformi nell'intero strato esplorato dagli apparati radicali delle piante coltivate (fig. 1).

I buoni risultati ottenuti hanno determinato un incremento degli studi atti a migliorare la praticità e ridurre l'alto costo di applicazione del vapore soprattutto in relazione ad un possibile impiego anche su superfici agricole estese.

Per lo svolgimento di questa sperimentazione è stato utilizzato il prototipo Ecostar SC-600 che, oltre a distribuire calore umido, immette nel terreno una sostanza in grado di reagire esotermicamente con il vapore (sistema "Bio-Flash"). La reazione esotermica aumenta l'efficacia del trattamento in quanto consente di raggiungere temperature più elevate rispetto all'impiego del solo vapore, prolunga la durata del riscaldamento e realizza un effetto caustico diretto su parassiti e semi di specie infestanti (Peruzzi et al., 2002). La macchina, inoltre, è in grado di provvedere alla distribuzione di differenti quantità di sostanze a reazione esotermica, all'incorporazione nel suolo delle stesse ed all'immissione del vapore alla profondità voluta variabile tra 10÷25 cm. Il principio di funzionamento è il seguente: il reagente esotermico, contenuto nella tramoggia collocata nella parte posteriore della macchina, viene rilasciato e incorporato in maniera omogenea nel terreno mediante azionamento della zappatrice rotativa. In posizione immediatamente seguente è inserita la barra orizzontale forata che, scorrendo alla profondità necessaria nel terreno smosso, distribuisce uniformemente il vapore (fig. 2). Il contatto tra la sostanza ed il vapore acquoso determina lo sviluppo della reazione esotermica con apporto di una quantità supplementare di calorie utili all'innalzamento e mantenimento di un idoneo livello termico del substrato trattato.

Lo scopo del presente lavoro è quello di stimare l'efficacia sterilizzante del vapore addizionato con sostanze a reazione esotermica e valutare i cambiamenti indotti sulle principali caratteristiche chimiche e fisiche dei terreni in coltura.

Poiché un'eventuale indagine circa la risposta biologica a questo trattamento fisico è prematura, considerata la complessità dei parametri che intervengono, si sono voluti valutare, in via preliminare, eventuali effetti immediati del trattamento sulle principali caratteristiche chimico-fisiche dei terreni oggetto di studio. Una valutazione più completa ed attendibile, soprattutto per ciò che riguarda il contenimento ed il controllo di patogeni e parassiti ad habitat tellurico, potrà essere fatta non prima di una lunga sperimentazione per determinare, nel corso di più anni, l'evoluzione delle modificazioni indotte nel terreno da questo specifico trattamento.

Materiali e metodi

Il lavoro sperimentale si è articolato in due fasi, una di laboratorio ed una di pieno campo. La prima è stata necessaria per la messa a punto delle attrezzature e per una prima valutazione dell'effetto del trattamento sul terreno, soprattutto in relazione alle temperature raggiunte; la seconda fase, di campo, è stata eseguita sulla base delle indicazioni precedentemente ottenute ma limitata ad un numero ridotto di prove, a causa delle esigenze colturali.

I terreni impiegati, individuati sul territorio laziale, appartengono a tre tipologie. La tipologia che più comunemente si riscontra nelle colture orticole è quella a matrice sabbiosa, individuata presso una cooperativa agricola di Maccarese, specializzata nella coltivazione della carota. Il secondo tipo di terreno è franco e proviene da Ciampino, zona vulcanica dei Castelli Romani, mentre l'ultimo, rappresentativo della Sabina (Monterotondo-ISMA), da un punto di vista tessiturale può essere classificato come franco-argilloso.

La scelta delle sostanze a reazione esotermica è stata effettuata soprattutto sulla base della loro compatibilità con il terreno agrario e con le colture praticate, ma è legata anche a motivi di natura economica (costo del prodotto) e di reperibilità sul mercato. Le sostanze individuate con queste caratteristiche sono l'idrossido di potassio

Disinfezione del Suolo con il vapore

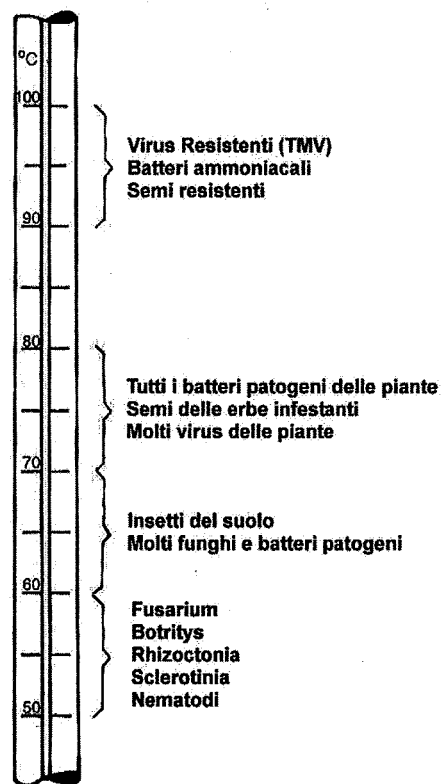


Figura 1. Soglie di temperature letali per i più comuni parassiti tellurici (Tesi, 2001)

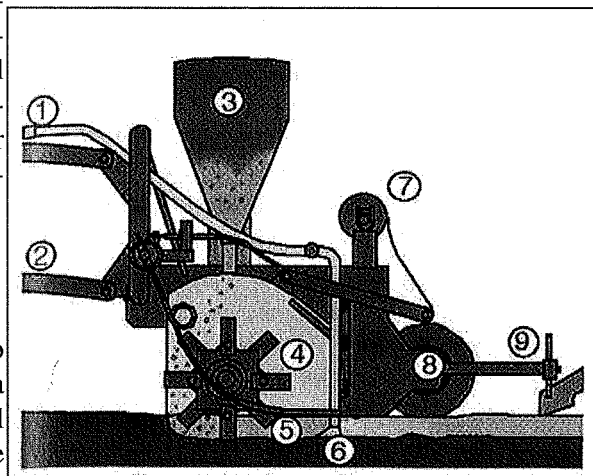


Figura 2. (1) Tubo di mandata del vapore; (2) Bracci di collegamento; (3) Tramoggia; (4) Zappatrice rotativa; (5) Regolazione profondità di lavoro; (6) Iniezione del vapore; (7) Bobina di film plastico; (8) Rullo pressa-telo; (9) Pacciamatrice

(KOH) e la calce (CaO), quest'ultima già in uso in campo agricolo come correttivo. La reazione esotermica che si sviluppa nel terreno a contatto con il vapore, apporta una quantità aggiuntiva di calore, quantificata in termini di entalpia, che integra il riscaldamento dovuto al solo vapore.

L'idrossido di potassio in soluzione acquosa si dissocia secondo la reazione $\text{KOH}_{(aq)} = \text{K}^+ + \text{OH}^-$, con calore sviluppato pari a $\Delta H^\circ = -13,29 \text{ Kcal}$ a 18°C . Le dosi di impiego previste variano tra $1.000 \div 4.000 \text{ kg/ha}$ (70% circa di K). L'ossido di calcio in soluzione acquosa reagisce idratandosi dando luogo ad una reazione esotermica ed irreversibile: $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}(\text{OH})_2$. La variazione di entalpia della reazione (ΔH°) è pari a $-15,44 \text{ Kcal}$ a 50°C . Le dosi di impiego previste variano tra $2.000 \div 8.000 \text{ kg/ha}$ (72% circa di Ca).

Le prove in laboratorio hanno richiesto l'allestimento di attrezzature che simulassero, in scala ridotta, il trattamento di campagna e, quindi, la funzionalità della macchina.

Sono stati approntati contenitori in resina (dimensioni $100 \times 40 \times 45 \text{ cm}$) coibentati. Sulle pareti interne sono state montate, a 25 cm dal bordo superiore, due guide orizzontali per lo scorrimento della barra. Il recipiente è suddiviso in tre settori ma solo nel tratto centrale, di 80 cm, si svolge il trattamento con velocità e portata di vapore costanti (fig. 3).

Le temperature raggiunte nel terreno a seguito del trattamento sono rilevate mediante sette sonde a rilievo puntiforme inserite in un telaio di legno che viene poggiato sulla superficie del terreno immediatamente dopo il passaggio della barra. Sul telaio le sonde sono distanziate 5 cm l'una dall'altra, rilevano per una profondità complessiva di 35 cm e sono collegate ad un sistema di acquisizione connesso ad un computer su cui vengono elaborati i dati rilevati. Il trattamento avviene facendo scorrere nel contenitore la barra, con le stesse condizioni operative previste dal sistema di pieno campo. La barra, di circa 40 cm, corrisponde ad una porzione di quella montata sulla macchina, presenta sezione trapezoidale ed è composta da un tubo metallico preceduto da un coltello per tagliare orizzontalmente il terreno. Sul tubo sono ricavate tre file di fori del diametro di 1,5 mm distanziati reciprocamente di 7 cm ed orientati rispettivamente verso il basso, all'indietro e a 45° verso l'alto (Colorio et al., 2002; 2002).

Sulla base del volume dei contenitori (140 litri) e dei quantitativi utilizzabili in campo dei reagenti scelti la sperimentazione ha previsto, per ciascun tipo di terreno, i seguenti trattamenti:

- solo vapore;
- vapore addizionato con la dose minima di sostanza a reazione esotermica: 28 g di KOH o 56 g di CaO;
- vapore addizionato con la dose intermedia: 56 g di KOH o 112 g di CaO;
- vapore addizionato con la dose massima: 112 g di KOH o 224 g di CaO.

La dose di reagente viene aggiunta e mescolata manualmente al volume di terreno al di sopra della suola di lavorazione, creata artificialmente per compattamento al di sotto del piano di scorrimento della barra. La modalità di campionamento segue uno schema a croce con prelievo del terreno, tramite cilindretti campionatori, ad una profondità di 20-25 cm corrispondente allo strato di passaggio della barra di adduzione del vapore (Peruzzi et al., 2000).

Il trattamento di campo è stato realizzato con la macchina semovente Ecostar SC-600 presso aziende agricole del litorale laziale (fig. 4). La velocità di avanzamento usata è stata di 75 m/h e la dose applicata di CaO quella intermedia, corrispondente a 4000 kg/ha. Dopo il passaggio della macchina si è proceduto al rilievo delle temperature, collocando le son-

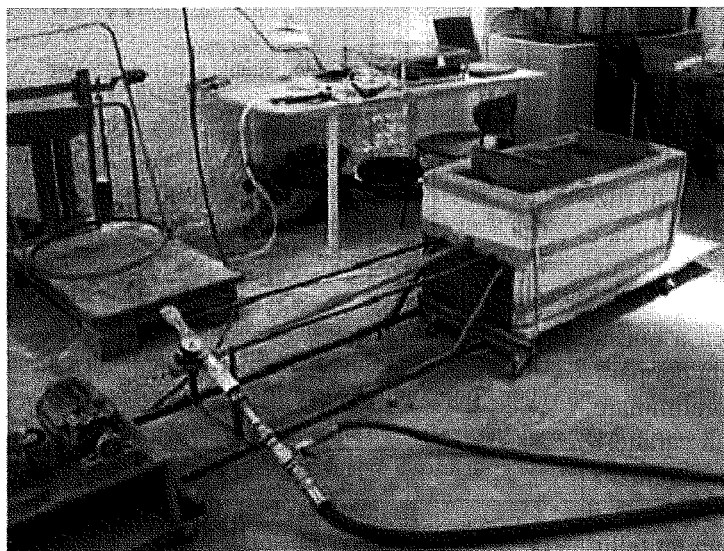


Figura 3. Attrezzatura per il trattamento in laboratorio

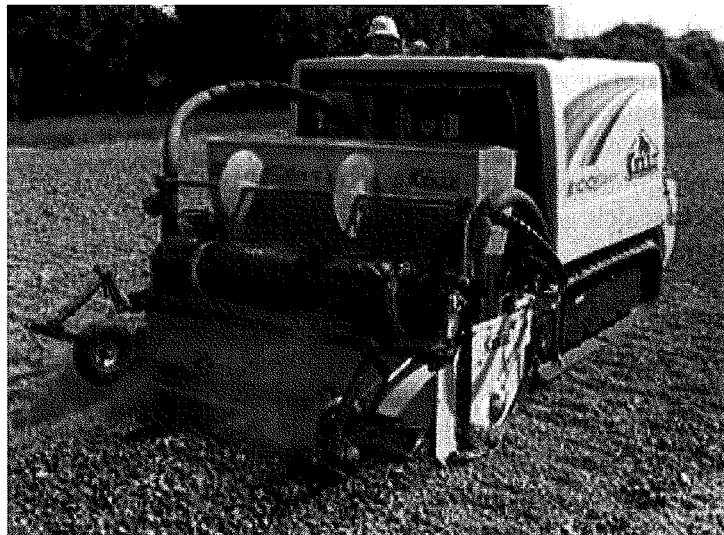


Figura 4. Ecostar SC 600 durante il trattamento

de termiche a tre profondità (6-12-18 cm). Il campionamento è stato eseguito secondo uno schema a W, alla profondità di 10-15 cm.

Una volta prelevato, il terreno viene trasferito in pesafiltri di PET, pesato e posto in stufa ventilata alla temperatura di 40°C. Per il calcolo dell'umidità residua vengono effettuati controlli giornalieri del campione fino al raggiungimento del peso costante. Dopo l'essiccazione i prelievi di ciascun trattamento vengono riuniti a costituire un campione medio.

Il terreno viene in seguito macinato e setacciato a 2 mm con appositi vagli per le analisi eseguite secondo i metodi ufficiali (tab. 1) (AA.VV. 2000).

Tabella 1. Caratteristiche chimico-fisiche dei terreni di prova

Parametri	Maccarese	ISMA	Ciampino	Metodo
Sabbia	98	23,2	40	Metodo densitometrico
Limo	0	48,8	36	
Argilla	2	28	24	
pH	8,6	6,9	6,4	In acqua (1:2,5)
Umidità (%)	0,5	3,6	3,0	
CSC (meq/kg)	0,41	2,84	1,81	Acetato d'ammonio
P assimilabile (mg/kg)	54,0	62,6	65,2	Metodo Olsen
P ₂ O ₅ (mg/kg)	123,7	143,5	140,5	
N tot. (%)	0,21	0,27	0,11	Metodo Kjeldahl
Na ⁺ (meq/kg)	0,04	0,05	0,07	Acetato d'ammonio
K ⁺ (meq/kg)	0,03	0,17	0,21	
Ca ²⁺ (meq/kg)	0,33	2,60	1,25	
Mg ²⁺ (meq/kg)	0,01	0,02	0,27	
Carbonio organico (g/kg)	0,053	0,17	0,12	Walkley e Black
Sostanza organica (g/kg)	0,09	0,29	0,21	TOC * 1,724

Risultati e discussione

La sperimentazione si è articolata nelle due fasi di laboratorio e di campo, ciascuna con una finalità diversa. I rilievi di laboratorio sono stati eseguiti per ottenere una valutazione preliminare dell'effetto del trattamento "Bio-Flash", vapore abbinato ad una sostanza a reazione esotermica, sulle principali caratteristiche chimico-fisiche dei tre terreni di prova.

Le prove di campo sono state effettuate per avere un riscontro pratico dei risultati ottenuti in laboratorio senza fare una caratterizzazione completa ma limitandosi ad osservare le variazioni, tra testimone e parcelle trattate, dei parametri ritenuti più significativi per il lavoro.

Interesse è stato quindi rivolto all'evoluzione dei valori di pH, sostanza organica (a partire dal carbonio organico), capacità di scambio (CSC) e complesso di scambio. Questo perché detti parametri, essendo molto reattivi nei confronti di interventi naturali ed antropici, consentono di valutare, in tempo reale, la permanenza o meno nel terreno delle variazioni indotte. Dalle analisi comparative fra il testimone e i terreni trattati si è osservato, per pH e complesso di scambio, un aumento dei valori proporzionale al quantitativo di reagente impiegato come si può osservare nelle tabelle 2, 3 e 4. La CSC cresce soprattutto nel terreno a matrice franco-argillosa (ISMA), probabilmente per la presenza di costituenti argillosi più reattivi nei confronti dei cationi in soluzione. La sostanza organica non sembra subire variazioni significative, considerando anche che la dotazione di partenza non risulta comunque elevata, se non nel terreno ISMA. La contenuta diminuzione che si registra è dovuta all'aumento di temperatura nello strato interessato dal trattamento.

Tabella 2. Analisi sul terreno di Maccarese

Tesi	pH	CSC (meq/kg)	Sostanza organica (g/kg)	Na ⁺ (meq/kg)	K ⁺ (meq/kg)	Ca ²⁺ (meq/kg)	Mg ²⁺ (meq/kg)
Testimone	8,6	0,41	0,09	0,04	0,03	0,33	0,01
Vap+56 g CaO	8,3	0,39	0,12	0,04	0,04	0,20	0,12
Vap+112 g CaO	8,3	0,40	0,18	--	--	--	--
Vap+224 g CaO	9,1	0,43	0,10	0,04	0,05	0,30	0,14
Vap+28 g KOH	8,3	0,41	0,09	0,04	0,16	0,07	0,14
Vap+56 g KOH	8,1	0,42	0,09	--	--	--	--
Vap+112 g KOH	8,6	0,33	0,10	0,02	0,21	0,05	0,06

Tabella 3. Analisi sul terreno ISMA

Tesi	pH	CSC (meq/kg)	Sostanza organica (g/kg)	Na ⁺ (meq/kg)	K ⁺ (meq/kg)	Ca ²⁺ (meq/kg)	Mg ²⁺ (meq/kg)
Testimone	6,9	2,8	0,29	0,05	0,17	2,60	0,02
Vap+56 g CaO	8,0	2,7	0,16	0,07	0,09	2,21	0,33
Vap+112 g CaO	8,3	3,0	0,14	--	--	--	--
Vap+224 g CaO	8,6	2,7	0,15	0,07	0,09	2,3	0,28
Vap+28 g KOH	8,1	2,8	0,18	0,06	0,17	2,2	0,35
Vap+56 g KOH	7,9	2,9	0,13	--	--	--	--
Vap+112 g KOH	8,0	2,9	0,14	0,03	0,17	2,3	0,35

Tabella 4. Analisi sul terreno di Ciampino

Tesi	pH	CSC (meq/kg)	Sostanza organica (g/kg)	Na ⁺ (meq/kg)	K ⁺ (meq/kg)	Ca ²⁺ (meq/kg)	Mg ²⁺ (meq/kg)
Testimone	6,4	1,8	0,21	0,07	0,21	1,25	0,27
Vap+56 g CaO	7,4	1,7	0,23	0,08	0,27	1,08	0,26
Vap+112 g CaO	7,5	1,8	0,20	--	--	--	--
Vap+224 g CaO	8,2	2,0	0,22	0,07	0,27	1,38	0,27
Vap+28 g KOH	7,4	2,0	0,19	0,07	0,45	1,21	0,27
Vap+56 g KOH	7,6	1,9	0,19	--	--	--	--
Vap+112 g KOH	7,7	1,9	0,20	0,08	0,61	0,91	0,29

Le prove di campo, effettuate presso due aziende agricole site nei comuni Fondi e di Sabaudia, hanno previsto solo l'impiego della dose intermedia di CaO, preferito al KOH perché meno costoso e più facilmente reperibile per uso agricolo. I risultati delle analisi confermano l'andamento già osservato nelle prove di simulazione in laboratorio per tutti i parametri considerati (tab. 5).

Tabella 5. Analisi delle prove di campo presso Fondi A1 e Sabaudia A2

Tesi	pH	CSC	Sostanza organica (meq/kg)	Na ⁺ (g/kg)	K ⁺ (meq/kg)	Ca ²⁺ (meq/kg)	Mg ²⁺ (meq/kg)
A1	Testimone	7,2	0,89	0,21	0,05	0,13	0,52
	Vapore+4t/ha	8,4	0,67	0,15	0,06	0,12	0,30
	Vapore	7,4	0,98	0,21	0,03	0,13	0,64
A2	Testimone	7,4	0,71	0,13	0,07	0,10	0,15
	Vapore+4t/ha	8,2	0,80	0,17	0,11	0,06	0,37
	Vapore	7,6	0,81	0,13	0,08	0,10	0,25

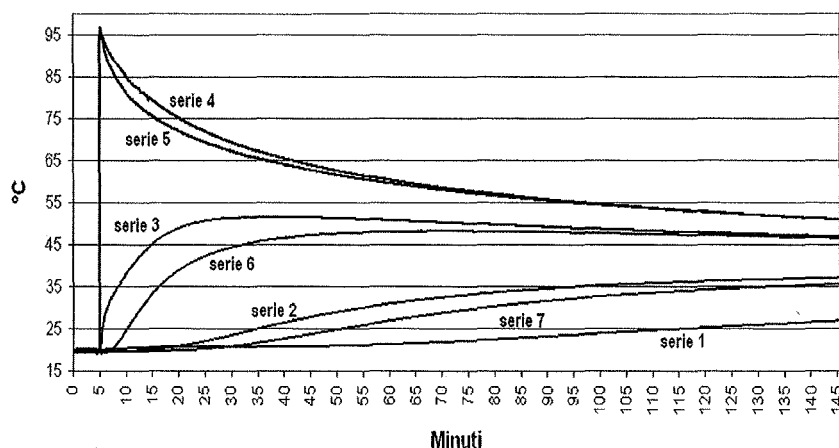


Figura 5. Temperature raggiunte durante il trattamento alle varie profondità

Per quanto riguarda le temperature raggiunte durante i trattamenti non è stata impostata una analisi specifica, con una valutazione delle differenze tra le singole tesi, ma ci si è limitati a verificare che si raggiungesse un livello termico sufficiente al contenimento delle malattie, ma non pregiudicante (troppo elevate) per le caratteristiche del terreno.

I parametri considerati, quindi, sono: la temperatura raggiunta lungo lo strato trattato, il tempo di permanenza della stessa alle profondità di rilievo. La figura 5 è rappresentativa della modalità di riscaldamento del terreno nelle diverse prove in contenitore. Dai rilievi è emerso che l'incremento termico è rilevante solo nello strato interessato dal passaggio della barra (10-15 cm), direttamente investito dal vapore (curve 4 e 5). Si verifica un innalzamento iniziale repentino della temperatura che permane per 5-10 minuti. La temperatura, poi, tende a calare costantemente attestandosi fra i 55-65°C dopo 40-50 minuti. Dopo circa 3 ore il livello termico scende a 45-50°C, valori non più efficaci contro i parassiti. Per le sonde più distanti si è avuto un incremento termico contenuto. Il campionamento è stato effettuato nella zona di passaggio della barra, nella quale il livello termico è stato comunque inferiore ai 90°C.

Le temperature massime raggiunte nei diversi trattamenti non sono tali da determinare modificazioni permanenti nelle caratteristiche chimiche dei terreni di prova. Le incongruenze presenti sono spiegabili, soprattutto per le prove in contenitore, con la disomogeneità di miscelazione del reagente esotermico ed inoltre, per entrambe le fasi della sperimentazione, con l'occlusione di alcuni fori della barra di erogazione del vapore. In fase di campionamento, questo inconveniente ha determinato prelievi in zone maggiormente sottoposte a lisciviazione o in zone a maggior concentrazione di cationi.

I primi risultati indicano, relativamente all'impiego di vapore e sostanze a reazione esotermica per la disinfestazione dei suoli agrari, un impatto ambientale piuttosto contenuto. La validità dei dati e la persistenza o meno nel terreno dei cationi apportati potrà essere confermata solo con il proseguimento della sperimentazione.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Dr.ssa Adele Figliolia (Direttrice della Sezione di Nutrizione Minerale presso l'ISNP), il Dr. Claudio Beni (Ricercatore presso l'ISNP), il Dr. Luca Cipollaro e l'Ing. Paolo Pagliari (Collaboratori presso l'ISMA) e la Celli S.p.A. (Ecostar SC600).

Bibliografia

- AA.VV., 2000. Metodi di Analisi Chimica del Suolo. Ministero per le Politiche Agricole e Forestali. Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. Ed. Franco Angeli. Milano.
- BENEDETTI A, DE BERTOLDI S., 2000. Qualità del suolo: criteri di definizione. Convegno su "Indicatori della qualità del suolo. Prospettive ed applicabilità. Vol.XXIV: 189-204. Roma, 29 marzo 2000.
- CAMPIGLIA E., TEMPERINI O., MANCINELLI R., MARUCCI A., 1998. La solarizzazione del suolo in ambiente mediterraneo: effetto sul controllo delle erbe infestanti e sulla produzione della lattuga romana (*Lactuca sativa* L., var. *longifolia* Lam.). *Italus Hortus* Vol. 5, n 3, maggio-giugno.
- CEDROLA C., 2002. Geodisinfestazione: le alternative al bromuro di metile. Il perito agrario, febbraio-marzo 2002.
- COLORIO G., TOMASONE R., BOZZOLI M., 2002. Tipologie di barre distributrici per ottimizzare l'iniezione del vapore nel terreno. Risultati preliminari. Atti del Convegno "Vapor d'acqua e sostanze a reazione esotermica: una combinazione a ridotto impatto ambientale per la disinfezione e la disinfestazione del terreno": 53-59. Forlì, 30 ottobre 2002.
- COLORIO G., TOMASONE R., BOZZOLI M., PETRICCA C., PAGANO M., 2002. Strumenti, impianti e macchine utilizzate per il trattamento del terreno con vapore acqueo: stato dell'arte ed evoluzione. Atti del Convegno "Vapor d'acqua e sostanze a reazione esotermica: una combinazione a ridotto impatto ambientale per la disinfezione e la disinfestazione del terreno": 19-28. Forlì, 30 ottobre 2002.
- LANDI L., RANELLA G., NANNIPIERI P., 2000. Indicatori chimici della qualità del suolo: il ruolo della sostanza organica. Convegno su "Indicatori della qualità del suolo. Prospettive ed applicabilità. Vol.XXIV: 239-248. Roma, 29 marzo 2000.
- PALUMBO A. D., MORRA L., 1999. Possibilità applicative della solarizzazione del terreno nel centro-sud Italia. *Frutticoltura* n° 6-1999 pp 28-33.
- PERUZZI A., RAFFAELLI M., DI CIOLO S., MAZZONCINI M., GINANNI M., MAINARDI M., RISALITI R., TRIOLO E., STRINGARI S., CELLI A., 2000. Messa a punto e valutazioni preliminari di un prototipo per la disinfezione del terreno per mezzo di vapore e di sostanze a reazione esotermica. *Rivista di Ingegneria Agraria* 4-2000: 226-242.
- PERUZZI A., RAFFAELLI M., GINANNI M., MAINARDI M., DEL SARTO R., BORELLI M., 2002. Messa a punto del sistema "Bio-Flash" ed evoluzione delle macchine operatrici per la disinfezione e disinfestazione del terreno: risultati di un quadriennio di sperimentazione. Atti del Convegno "Vapor d'acqua e sostanze a reazione esotermica: una combinazione a ridotto impatto ambientale per la disinfezione e la disinfestazione del terreno": 35-42. Forlì, 30 ottobre 2002.
- TESI R., 2001. Colture protette: ortoflorovivaismo. Ed. Calderoni- Ed agricole: 249-256.

QUALITÀ DI OLI MONOVARIETALI DA OLIVI FRANTOIO E RELAZIONE CON SUOLI DELLA PROVINCIA DI SIENA

Antonio Cimato ¹, Elena Franchini ¹, Chiara Lapucci ¹, Cristina Attilio ¹, Giuliano Sani ¹,

Edoardo A.C Costantini ², Sergio Pellegrini ², Roberto Barbetti ²

¹ IVALSA – CNR, Istituto per la Valorizzazione del Legno e delle Specie Arboree, Sesto Fiorentino – Firenze.

² ISSDS – MiPAF, Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo – Firenze.

Abstract

This study aims to evaluate to what extent the chemical, physical and hydrologic characteristics of the soil are able to affect the monocultivar olive oil quality obtained from Frantoio olive trees. The first results show that the olive ripening, the fruits growth rate, the polyphenols and tocopherols contents found in the oil, and the organoleptical characteristics, are affected by the studied pedological environments.

Key words: soil, olive tree, cultivar, quality, monocultivar oil

Riassunto

Sono riportati i primi risultati di uno studio condotto in due zone olivicole della provincia di Siena, che intende valutare in quale modo le caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche del suolo sono in grado di modificare la qualità di oli monovarietali ottenuti da piante della cultivar Frantoio. I risultati ottenuti, seppur relativi ad un solo anno, indicano che la dinamica della maturazione delle olive, l'accrescimento dei frutti, i composti dell'olio compresi nella frazione insaponificabile (polifenoli e tocoferoli) e le caratteristiche organolettiche risentono delle caratteristiche pedologiche degli ambienti testati.

Parole chiave: suolo, olivo, cultivar, qualità, olio monovarietale

Introduzione

E' noto che la relazione tra ambiente e cultivar gioca un ruolo complesso sulla qualità delle produzioni olivicole. Allo stesso tempo è nota la difficoltà di identificare e comprendere, all'interno di tale sistema produttivo, la funzione che ciascun fattore svolge sulle caratteristiche analitiche ed organolettiche dell'olio extra vergine di oliva e, soprattutto, di valutare l'azione che clima, suolo, cultivar e tecniche agronomiche esercitano sulla somma dei parametri che esprimono la tipicità di questo alimento. Dagli anni novanta in poi, nel settore olivicolo, la letteratura si è arricchita di conoscenze che hanno documentato come la cultivar ed alcune tecniche agronomiche (potatura, irrigazione, fertilizzazione fogliare, ecc.) interagiscano fra loro ed influenzino la crescita della pianta, l'efficienza produttiva, la maturazione dei frutti e, di conseguenza, la qualità degli oli d'oliva (Cimato et al., 2001; Romani et al., 1996). Analogamente, mentre sono noti alcuni effetti del clima sul prodotto olio (Alessandri et al., 1997; Aparicio, 1991; Cimato, 1989), la letteratura non fornisce indicazioni sulla relazione tra suolo e qualità degli oli d'oliva e, di conseguenza, non chiarisce quali caratteristiche del prodotto sono legate alla variabilità del suolo. Fino a pochi anni fa, infatti, prevaleva l'opinione che la qualità di questo alimento dipendesse principalmente dalla varietà, in quanto ogni zona fondava la sua produzione sulle piante autoctone. La recente diffusione in areali più diversi delle varietà maggiormente conosciute (Frantoio, Leccino, Picual, ecc.) non ha però soddisfatto le aspettative degli imprenditori; si è affermato allora, anche in questo settore, quanto già consolidato in frutticoltura e in viticoltura: che sono le peculiarità ambientali della zona di produzione e, tra queste, la natura del suolo, a svolgere un ruolo determinante sulle caratteristiche analitiche ed organolettiche del prodotto.

Nella nota che segue, si vuole offrire il primo contributo di uno studio con il quale si tenterà di determinare la risposta della varietà Frantoio, quando è coltivata in ambienti pedologici diversi della provincia di Siena, valutandone gli oli monovarietali ottenuti in termini di caratteristiche qualitative.

Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nei comprensori olivicoli dei comuni di Monteriggioni e Poggibonsi (SI) caratterizzati da condizioni climatiche alquanto simili per piovosità annua (931,9 mm a Monteriggioni e 807,6 mm a Poggibonsi) e per precipitazioni nei mesi estivi di giugno, luglio ed agosto (rispettivamente 45,7 mm e 44,2 mm) (Dati

stimati da L.A.M.M.A. Regione Toscana). All'interno di queste aree sono state individuate due aziende, Cerreto (località Strove, comune di Monteriggioni) e Le Fonti (località Cinciano, comune di Poggibonsi). All'interno di ciascuna azienda sono stati messi a confronto due oliveti realizzati in due parcelle, omogenee per altimetria ed esposizione, i cui suoli (codificati dalle sigle S01P40, S01P41, S02P6 e S02P5) presentano caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche diverse. I suoli hanno reazione subacida a Cerreto e subalcalina a Le Fonti. Le principali caratteristiche dei quattro suoli sono le seguenti (per ragioni di spazio si riportano i valori analitici relativi al solo orizzonte Ap2):

Azienda Cerreto Suolo S01P40 Classificazione WRB (IUSS-ISRIC-FAO-ISSDS, 1999): Skeleti Endoleptic Cambisols. Materiale pedogenetico: sedimenti colluviali franchi. Caratteri e qualità funzionali: erosione idrica diffusa moderata; scorrimento superficiale basso; drenaggio interno buono; profondità utile 80 cm; stima acqua disponibile per la profondità utile (AWC) 48 mm. Dati analitici dell'orizzonte Ap2 (30 cm). Tessitura franco sabbiosa (sabbia: 55%, limo: 26% ed argilla: 19%); pH: 6,4; capacità di scambio: 12,5 cmol(+)/kg⁻¹; saturazione in basi: 58%; carbonio organico: 6 g kg⁻¹; N totale: 0,45 g kg⁻¹; C/N: 14,2; conducibilità elettrica: 0,067 dS m⁻¹.

Azienda Cerreto Suolo S01P41 Classificazione WRB: Profondi Stagnic Luvisols. Materiale pedogenetico: sedimenti colluviali argillosi. Caratteri e qualità funzionali: erosione idrica diffusa moderata; scorrimento superficiale medio; drenaggio interno: piuttosto mal drenato; profondità utile 200 cm; stima AWC 335 mm. Dati analitici dell'orizzonte Ap2 (40 cm). Tessitura: argillosa (sabbia: 23%, limo: 26% ed argilla: 51%); pH: 5,8; capacità di scambio: 16,4 cmol(+)/kg⁻¹; saturazione in basi: 77%; carbonio organico: 2 g kg⁻¹; N totale: 0,44 g kg⁻¹; C/N: 5,3; conducibilità elettrica: 0,094 dS m⁻¹.

Azienda Le Fonti Suolo S02P6 Classificazione WRB: Haplic Calcisols. Materiale pedogenetico: sabbie marine. Caratteri e qualità funzionali: erosione idrica moderata; scorrimento superficiale medio; drenaggio interno buono; profondità utile 80 cm; stima AWC 111 mm. Dati analitici dell'orizzonte Ap2 (35 cm). Tessitura franca (sabbia: 47%, limo: 35% ed argilla: 18%); pH: 8,1; calcare totale 25%, calcare attivo 2,5%; capacità di scambio: 11,3 cmol(+)/kg⁻¹; carbonio organico: 7,5 g kg⁻¹; N totale: 0,91 g kg⁻¹; C/N: 8,2; conducibilità elettrica: 0,184 dS m⁻¹.

Azienda Le Fonti Suolo S02P5 Classificazione WRB: Skeleti Calcaric Regosols. Materiale pedogenetico: argillite. Caratteri e qualità funzionali: erosione idrica incanalata moderata; scorrimento superficiale alto; drenaggio interno buono; profondità utile 80 cm; stima AWC 74 mm. Dati analitici dell'orizzonte Ap2 (35 cm). Tessitura: argillosa (sabbia: 21%, limo: 39% ed argilla: 40%). pH: 8,1; calcare totale 10,2%, calcare attivo 2,3%; capacità di scambio: 23,1 cmol(+)/kg⁻¹; carbonio organico: 7 g kg⁻¹; N totale: 1,01 g kg⁻¹; C/N: 7,1; conducibilità elettrica: 0,147 dS m⁻¹.

Nell'aprile 2002, in ciascuna azienda sono state individuate complessivamente 20 piante della cultivar Frantoio, uniformi per età e dimensioni (10 per ciascuna tipologia di suolo). Sono stati scartati gli olivi che occupavano la zona più marginale del campo, per dare maggiore omogeneità al campione. La varietà Frantoio è stata scelta per la sua ampia diffusione in provincia di Siena. Per verificare se le diverse caratteristiche dei suoli incidono sulla qualità degli oli, lo studio ha previsto due protocolli sperimentali: il primo (a) ha verificato la dinamica di maturazione delle olive; il secondo (b) ha confrontato i parametri chimici ed organolettici degli oli monovarietal.

La dinamica di maturazione dei frutti (protocollo a) è stata valutata in diversi momenti della stagione, sia come intensità della variazione di colore delle drupe sia come inolizione dei frutti (% di grassi riferiti alla sostanza secca). A questo scopo, nel mese di settembre, dalle 20 piante selezionate sono state cartellate 80 branchette fruttifere. In quattro epoche successive (30 settembre, 17 ottobre, 28 ottobre e 6 novembre), dai dieci alberi individuati, per ciascuno dei quattro suoli, sono stati raccolti campioni di frutti (circa 1.500 g) e determinati: indice di maturazione; peso fresco di 100 drupe (g); percentuale della sostanza secca e resa in olio (% s.s.). Per l'indice di maturazione è stata utilizzata la metodologia proposta da Uceda (Uceda, 1983). Per ciascuna epoca di raccolta, il campione di frutti è stato suddiviso in 8 classi di colore (epicarpo dal verde intenso al nero, con variazioni di colore profonde che raggiungono anche il mesocarpo) e dai valori ottenuti è stato ricavato l'indice di maturazione. Il contenuto in grassi è stato determinato con lo strumento Sox-Let.

Per definire le caratteristiche degli oli monovarietal (protocollo b), in due momenti della maturazione dei frutti (17 ottobre e 6 novembre), campioni di circa 10 kg di olive sono stati raccolti dalle dieci piante individuate in ciascuno dei quattro suoli. La produzione (4 campioni per due epoche) è stata subito franta per procedere all'estrazione dell'olio. Allo scopo è stato utilizzato un frantoio a due fasi, con frangitore a martelli, che lavora senza aggiunta di acqua. L'olio è stato separato con una centrifuga orizzontale ed immediatamente filtrato. Durante l'estrazione sono stati standardizzati i parametri fisico - tecnici: la temperatura della pasta è stata mantenuta a 24 - 25° C; il tempo di gramolatura standardizzato a 35 minuti.

I campioni di oli monovarietal sono stati analizzati per la componente in acidi grassi, per i polifenoli, i tocoferoli e per le caratteristiche organolettiche. La composizione acidica è stata determinata per HRGC ed i valori espressi come percentuale relativa dell'intero cromatogramma. I polifenoli sono stati estratti dalla matrice oleosa con soluzione idroalcolica acida per HCOOH (70:30) e determinati quantitativamente mediante HPLC/DAD (Romani et al., 1996). Analoga strumentazione è stata impiegata per misurare i tocoferoli; entrambi i composti sono stati espressi

nelle tabelle con valori in mg kg⁻¹ di olio. Infine, la valutazione organolettica è stata realizzata da una commissione di assaggiatori (panel test) che hanno seguito la metodologia proposta dal Regolamento CEE 2568/91 ed integrata dagli aggiornamenti del COI (Consiglio Oleicolo Internazionale).

Risultati e discussione

Di seguito si riportano i risultati ottenuti in questo primo anno di studio e le informazioni saranno discusse riferendole alle singole aziende, cosicché la variabilità che si riscontra nei risultati è da imputare principalmente alla componente suolo.

Maturazione dei frutti

La dinamica della maturazione delle olive, valutata con l'indice che esprime il colore dei frutti al momento della raccolta, con l'accrescimento delle olive (g s.s.) e con i relativi valori percentuali in grassi, è riepilogata nella tabella 1. Queste informazioni sono strettamente correlate alla conoscenza di come procede sulla pianta la maturazione dei frutti e, di conseguenza, indicano quale sia il periodo più idoneo per effettuare la raccolta ed ottenere oli con caratteristiche che ne esaltano gli aspetti merceologici, nutrizionali ed organolettici.

I risultati indicano che, in ciascun ambiente climatico, tali fenomeni possono essere stati condizionati dalle caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche dei suoli. Nell'azienda Cerreto, su Luvisuolo stagnico (S01P41) si è avuto un ritardo della maturazione delle olive, (indice medio inferiore a 1,60) e la produzione, in tutti i momenti della raccolta, ha raggiunto valori inferiori nel peso secco (g s.s.) e nel rendimento in olio, rispetto a quanto è stato osservato per il Cambisuolo scheletrico (S01P40). Poiché le caratteristiche chimiche dei due suoli sono simili, questi fenomeni potrebbero essere legati alla maggiore disponibilità di acqua nel Luvisuolo rispetto al Cambisuolo, che avrebbe rallentato la maturazione dei frutti. E' da rilevare che, fino alla data del 28 ottobre, le olive contenevano acqua per circa il 60%.

Una diversa dinamica della maturazione delle olive si è osservata anche nell'azienda Le Fonti, dove le parcelle sono entrambe a pH subalcalino, anziché subacido come a Cerreto. Le caratteristiche del suolo S02P6 (Calcisuolo) hanno limitato sia la crescita delle olive sia la produzione di olio rispetto a quanto è stato registrato nel suolo adiacente (S02P5 - Regosuolo calcareo e scheletrico). In quest'ultima parcella, infatti, l'indice di maturazione medio si è attestato su valori di 3,47; la pezzatura dei frutti è stata maggiore così come la resa in olio, che ha raggiunto valori medi del 15%.

Tabella 1. Valori degli indici di maturazione e dei contenuti percentuali in grassi nei frutti di olivi Frantoio coltivati in quattro suoli, della provincia di Siena, dalle caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche diverse

Azienda/ suolo	Epoca di raccolta	Indice di maturazione	Peso fresco 100 drupe (g)	Sostanza secca (%)	Resa in olio (%olio su s.s.)
<i>Cerreto</i>					
S01P40	30/09	1,62	212,0	47,60	12,20
S01P40	17/10	1,54	193,4	42,02	12,00
S01P40	28/10	1,98	236,6	48,78	11,60
S01P40	06/11	1,92	214,8	51,80	13,40
	Media	1,77	215,7	47,51	13,55
S01P41	30/09	1,24	191,6	40,08	9,72
S01P41	17/10	1,56	220,6	39,60	11,05
S01P41	28/10	1,44	254,0	46,22	13,21
S01P41	06/11	1,66	208,8	45,48	13,74
	Media	1,48	218,5	42,84	12,43
<i>Le Fonti</i>					
S02P6	30/09	2,44	228,6	44,24	12,45
S02P6	17/10	2,82	224,4	45,47	13,00
S02P6	28/10	3,23	198,6	46,62	14,55
S02P6	06/11	3,67	254,0	47,20	13,00
	Media	3,04	226,4	45,88	13,25
S02P5	30/09	2,58	236,6	48,26	12,62
S02P5	17/10	3,05	246,8	51,46	14,80
S02P5	28/10	4,03	228,4	52,42	15,70
S02P5	06/11	4,23	237,9	52,25	16,90
	Media	3,47	237,4	51,09	15,01

Oli monovarietali**Composizione acidica**

La composizione in acidi grassi degli oli monovarietali, ottenuti da due raccolte (17 ottobre e 6 novembre) è riportata nella tabella 2. Nonostante la diversa natura dei terreni, i valori della composizione acidica degli oli non indicano variabilità all'interno della stessa azienda. Le produzioni di Cerreto si distinguono, invece, da quelle dell'azienda Le Fonti per leggere variazioni nei contenuti di oleico e linolenico. Tale risposta sembra pertanto essere legata alla complessa interazione tra le caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche dei suoli e le diverse condizioni climatiche.

Tabella 2. Valori percentuali in acidi grassi di oli monovarietali ottenuti da frutti di piante Frantoio coltivate in quattro suoli della provincia di Siena diversi per caratteristiche chimico fisiche ed idrologiche

Azienda/ suolo	Epoca diraccolta	Acidi grassi (%)					
		Palmitico	Palmitoleico	Stearico	Oleico	Linoleico	Linolenico
<i>Cerreto</i>							
S01P40	17/10	11,24	0,57	1,48	80,02	4,89	0,81
S01P40	06/11	10,78	0,51	1,43	80,43	5,03	0,80
S01P41	17/10	11,22	0,69	1,36	79,18	6,03	0,78
S01P41	06/11	11,29	0,62	1,37	79,47	5,57	0,77
<i>Le Fonti</i>							
S02P6	17/10	11,58	0,73	1,83	77,91	6,62	0,59
S02P6	06/11	11,62	0,79	1,81	77,45	7,09	0,53
S02P5	17/10	11,78	0,77	1,73	77,98	6,93	0,58
S02P5	06/11	11,44	0,72	1,80	77,79	6,89	0,56

Infine, è importante rilevare che questi risultati analitici sono conformi a quanto stabilito dai disciplinari di produzione I.G.P. "Toscano", D.O.P. "Terre di Siena" e "Chianti Classico", che interessano il territorio della provincia di Siena.

Tocoferoli totali

Dall'esame dei valori ottenuti, risulta come le caratteristiche dei suoli possano determinare negli oli contenuti diversi in tocoferoli. Tale indicazione, strettamente legata allo stato di maturazione delle olive al momento della raccolta, è evidente quando si confrontano le produzioni dell'azienda Cerreto (tab. 3).

Tabella 3. Contenuto in tocoferoli (mg kg⁻¹) in oli monovarietali di Frantoio. Valori riferiti a due momenti di raccolta dei frutti ed a campioni ottenuti da piante coltivate in quattro suoli della provincia di Siena diversi per caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche

Azienda / suolo	Tocoferoli totali (mg kg ⁻¹)		
	1° Epoca di raccolta	2° Epoca di raccolta	Valori medi
<i>Cerreto</i>			
S01P40	124	129	126
S01P41	109	104	106
<i>Le Fonti</i>			
S02P6	94	73	83
S02P5	95	80	87

Nell'azienda Cerreto si evidenziano differenti valori nel contenuto di tocoferoli, che risultano nettamente inferiori nel suolo S01P41 rispetto al suolo S01P40; un basso contenuto di queste sostanze è legato ad un minor grado di maturazione dei frutti, come è confermato dai valori degli indici di maturazione (tab. 1).

Nell'azienda Le Fonti, i valori in tocoferoli degli oli sono più bassi, e le differenze attribuibili ai suoli appaiono di minore intensità (tab. 3). In questo caso, è probabile che i risultati siano legati all'elevato stadio di maturazione raggiunto dalle olive nei momenti della stagione coincisi con le due raccolte. Come per la frazione acidica, anche per i tocoferoli, costituenti importanti sia per la loro attività antiossidante sia per il loro apporto vitaminico alla dieta, l'indagine ha evidenziato che i valori degli oli confrontati sono all'interno dei limiti previsti dai disciplinari di produzione che interessano il territorio della provincia di Siena.

Polifenoli

In tabella 4 sono riuniti i valori dei polifenoli totali degli oli monovarietali ottenuti in due momenti della raccolta (17 ottobre e 6 novembre). Da essa si evince che il patrimonio in polifenoli, espresso con il valore medio,

confrontato all'interno della stessa epoca di raccolta, è stato condizionato dalle caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche dei quattro suoli messi a confronto e che tali differenze hanno maggiore entità quando il confronto è realizzato sui risultati dei campioni dell'azienda Le Fonti piuttosto che in quelli dell'azienda Cerreto.

Tabella 4. Polifenoli totali in oli monovarietali di cultivar Frantoio. Valori riferiti a due momenti di raccolta dei frutti ed a campioni di olive ottenuti da piante coltivate in quattro suoli diversi per caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche della provincia di Siena

Azienda/suolo	Epoca di raccolta	Idrossi tirosolo	Tirosolo	Oleuropeina aglicone	Deacetossi oleuropeina aglicone	S 4 Derivati secoiridoidi	S*
<i>Cerreto</i>							
S01P40	17/10	2,69	6,88	7,80	3,33	49,00	76,41
S01P40	06/11	0,12	4,36	0,21	0,23	9,96	55,79
S01P41	17/10	0,22	3,80	0,11	0,09	32,40	79,21
S01P41	06/11	0,41	7,92	0,11	0,09	20,34	86,12
<i>Le Fonti</i>							
S02P6	17/10	8,06	3,94	54,95	78,06	195,90	180,79
S02P6	06/11	5,77	4,60	31,25	49,91	192,46	154,81
S02P5	17/10	6,26	5,00	39,09	88,70	266,60	224,11
S02P5	06/11	4,68	4,02	43,05	89,31	224,04	192,51

Nell'azienda Le Fonti, infatti, seppure il campione delle olive mostri un maggior indice di maturazione (valori compresi tra 3,04 - 3,47), i valori dei polifenoli totali si sono stabilizzati su contenuti diversi tra i suoli e comunque molto elevati (480,26 - 593,68 mg/kg) rispetto a quanto è indicato dai disciplinari di produzione della provincia di Siena. Nell'azienda Cerreto, invece, si riscontrano parametri indicativi dello stato "poco maturo" dei frutti (indici di maturazione inferiori a 1,60), che dovrebbero comportare un elevato contenuto di polifenoli, mentre nell'olio tali valori non si sono riscontrati (108,16 - 114,90 mg/kg). Questa discrepanza potrebbe essere dovuta al maggior contenuto di acqua nei frutti, che può avere determinato il dilavamento, e di conseguenza la perdita, delle sostanze polifenoliche nell'olio. In tabella 5 sono riuniti i diversi composti identificati nella frazione polifenolica degli oli monovarietali riferiti ai due momenti della raccolta (17 ottobre e 6 novembre).

In tutti gli oli analizzati, le basse quantità di idrossitirosolo e tirosolo, rispetto agli altri composti, confermano che durante l'estrazione i fenomeni di degradazione enzimatica sono stati limitati. Tutti gli altri composti polifenolici, riportati in tabella 5, hanno valori piuttosto diversi solo nelle produzioni delle parcelle dell'azienda Le Fonti, e con valori più elevati nel suolo S02P5 piuttosto che nel suolo S02P6. Le molecole di oleuropeina aglicone, deacetossi oleuropeina aglicone e la sommatoria di quattro derivati secoiridoidi sono importanti sia per il ruolo di stabilizzante sui fenomeni ossidativi dell'olio sia perché contribuiscono a diversificare il prodotto olio al test organolettico.

Tabella 5. Valori di singoli composti polifenolici in oli monovarietali ottenuti da frutti di piante Frantoio coltivate in quattro suoli dalle diverse caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche (due epoche di raccolta dei frutti; valori espressi in mg/kg di olio). Σ^* = sommatoria: acido elenolico, derivati acido elenolico, ligustalosite, luteolina

Azienda/suolo	Epoca di raccolta	Idrossi tirosolo	Tirosolo	Oleuropeina aglicone	Deacetossi oleuropeina aglicone	Σ 4 Derivati secoiridoidi	Σ^*
<i>Cerreto</i>							
S01P40	17/10	2,69	6,88	7,80	3,33	49,00	76,41
S01P40	06/11	0,12	4,36	0,21	0,23	9,96	55,79
S01P41	17/10	0,22	3,80	0,11	0,09	32,40	79,21
S01P41	06/11	0,41	7,92	0,11	0,09	20,34	86,12
<i>Le Fonti</i>							
S02P6	17/10	8,06	3,94	54,95	78,06	195,90	180,79
S02P6	06/11	5,77	4,60	31,25	49,91	192,46	154,81
S02P5	17/10	6,26	5,00	39,09	88,70	266,60	224,11
S02P5	06/11	4,68	4,02	43,05	89,31	224,04	192,51

Valutazione organolettica

Il diverso contenuto in polifenoli totali negli oli, insieme alla variabilità dei singoli componenti, hanno condizionato i risultati finali relativi alla valutazione organolettica dei campioni. La tabella 6 raccoglie i punteggi assegnati dagli assaggiatori per i caratteri principali: fruttato, pinolo, mela, piccante, oliva erba, oliva verde ed amaro.

Tabella 6. Intensità delle note olfatto-gustative per gli attributi positivi di oli monovarietali di Frantoio. Piante coltivate in quattro suoli dalle diverse caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche della provincia di Siena (due epoche di raccolta dei frutti)

Azienda/suolo	Epoca diraccolta	Fruttato	Pinolo	Mela	Piccante	Oliva Erba	Oliva Verde	Amaro
<i>Cerreto</i>								
S01P40	28/10	5	3	0	2,5	1,5	1,5	2
S01P40	06/11	3	4	0	1	0	0	2
S01P41	28/10	2	2	0	1	0	0	0
S01P41	06/11	2	2	0	1	0	0	1
<i>Le Fonti</i>								
S02P6	28/10	7	1	0	4	3	3	4
S02P6	06/11	8	0	2	5	4	4	3
S02P5	28/10	8	0	0	6	4	3	2
S02P5	06/11	7	0	0	7	4	3	3

Dalla lettura dei dati, si evince che le produzioni hanno raggiunto livelli qualitativi molto diversi. Gli oli ottenuti a Cerreto sono stati giudicati complessivamente inferiori rispetto ai campioni dell'azienda Le Fonti; inoltre, le caratteristiche del Luvisuolo stagnico (S01P41), considerate in questa prima fase del progetto meno idonee per l'olivo, sembrerebbero in grado di penalizzare la qualità organolettica degli oli poiché, in questo caso, i campioni sono risultati poco profumati e dal gusto dolce. Gli oli dell'azienda Le Fonti, in entrambe le epoche di raccolta, hanno ottenuto giudizi positivi, non molto diversi per le produzioni dei due appezzamenti, anche se quelli originari del Regosuolo (S02P5) sono risultati qualitativamente superiori per le note olfatto-gustative di fruttato e piccante piuttosto intense.

Conclusioni

I risultati della prova, seppur relativi solo al primo anno di attività, confermano che le caratteristiche ambientali e pedologiche influiscono sui complessi processi biochimici che portano alla formazione dell'olio nel frutto e determinano le caratteristiche qualitative dell'olio extra vergine di oliva. I risultati evidenziano, inoltre, che il suolo incide sul processo di maturazione dei frutti cosicché, nello stesso appezzamento e per la stessa cultivar, il momento idoneo della raccolta dei frutti può non coincidere. E' tuttavia importante sottolineare che gli oli analizzati sono risultati conformi non solo ai parametri dell'olio extra vergine di oliva, ma anche a quelli stabiliti dai tre disciplinari di produzione ai quali può fare riferimento la provincia di Siena (I.G.P. "Toscana", D.O.P. "Terre di Siena" e "Chianti Classico"). Anche se i risultati del primo anno di ricerca dovranno in futuro essere convalidati, questo studio ha offerto un primo contributo per confermare che la conoscenza delle risorse del territorio è indispensabile ai fini di una corretta valutazione della sua attitudine alla produzione olivicola. Trascurare questa valutazione contrasta oggi con il concetto di sostenibilità della produzione agricola, non crea le premesse per la corretta salvaguardia della risorsa "suolo" e, soprattutto, non garantisce all'imprenditore la realizzazione di prodotti di qualità.

Ringraziamenti

Si ringraziano l'Assessorato all'Agricoltura della provincia di Siena e le aziende Cerreto e Le Fonti per la collaborazione offerta.

Bibliografia

- ALESSANDRI S., CIMATO A., CASELLI S., BALDINI A., CRESCENZI A., MODI G., TRACCHI S., 1997. "The characterization and classification of Tuscany olive oils by zone: yearly variations of the oil composition and reliability of the classification models." Third International Symposium on Olive Growing, Chania, Greece, 22-26 sept.
- APARICIO R., 1991. "Caracterizacion de aceites de oliva virgenes andaluces: proyecto Sexia." Infor. Tecnicas 13/91, Junta de Andalucia.
- CIMATO A., CANTINI C., SANI G., 1989. "Clima e stadi fenologici dell'olivo cv. Frantoio." Convegno "Agrometeorologia, Agricoltura e Ambiente", Firenze, 21-23 novembre, 365-373.
- CIMATO A., BALDINI A., MORETTI R., 2001. "Cultivar, Ambiente e Tecniche agronomiche." II° Edizione. Manuale edito Regione Toscana, CNR, ARSIA, gennaio, pp. 1-168.
- IUSS-ISRIC-FAO-ISSDS, 1999. "World Reference Base for Soil Resources." Versione italiana a cura di E.A.C. Costantini e C. Dazzi. ISSDS, Firenze, pp. 98.
- ROMANI A., BALDI A., MULINACCI N., VINCERI F.F., CIMATO A., 1996. "Evaluation of Polyphenolic Pattern in Different Cultivars of Olea Europaea." XVIII Journées Internationales "Groupe Polyphenols", Bordeaux, July 15-18, 149-150.
- UCEDA M., 1983. "Factores que influyen en la calidad del aceite de oliva." Expoliva 83, Jaén.

FENOLOGIA E PRODUTTIVITÀ DI OLIVI "FRANTOIO" CRESCIUTI IN SUOLI DIVERSI DELLA PROVINCIA DI SIENA

Elena Franchini ¹, Chiara Lapucci ¹, Cristina Attilio ¹, Graziano Sani ¹,

Edoardo A.C Costantini ², Sergio Pellegrini ², Roberto Barbetti ², Antonio Cimato ¹

¹ IVALSA - CNR, Istituto per la Valorizzazione del Legno e delle Specie Arboree, Sesto Fiorentino - Firenze.

² ISSDS - MiPAF, Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo - Firenze.

Abstract

The comprehension of the phenological and productivity patterns of a culture, can highlight the "vocation" of a territory.

In April 2002, a interdisciplinary study on cultivar "Frantoio" olive trees, has been carried out in two farms of the Siena region (Strove e Cinciano), to determine whether the soil chemical, physical and hydrological characteristics, can affect the growth and the productivity.

The results of this first experimentation, show that the soils characteristics play a significant rule on some events involved in the fruit phenomenon production (flower biology and fruit set). Furthermore, in some cases, an influence on the olive tree production efficiency has been highlighted.

The output of this research reveals that the soil interaction understanding is important in order to optimize the natural resources, to establish the agronomical practices and finally to reduce the alternate bearing olive production.

Key words: soil, olive tree, phenology, yield.

Riassunto

La comprensione dei modelli fenologici e produttivi di una coltura agraria sono in grado di definire la vocazionalità di un territorio per la realizzazione di una coltura da reddito.

Nell'aprile 2002, in due aziende olivicole in provincia di Siena (Strove e Cinciano), è stato condotto uno studio interdisciplinare per verificare se, in olivi adulti di "Frantoio", l'attività vegetativa ed alcuni fenomeni della fruttificazione (biologia fiorale ed allegagione) sono condizionati dalle caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche del suolo.

I risultati di questa prima sperimentazione, hanno dimostrato che il complesso sistema "coltura-ambiente" gioca un ruolo determinante sullo sviluppo della pianta, sui fenomeni fenologici della mignolatura e della fioritura ed, infine, in particolari condizioni, sono in grado di modificare l'efficienza produttiva degli olivi.

La conoscenza del sistema "coltura-ambiente" risulta quindi, conveniente per ottimizzare le risorse naturali di un territorio, per codificare le più vantaggiose tecniche culturali e, soprattutto, per stabilire gli interventi agronomici in grado di contenere il fenomeno dell'alternanza di produzione nell'olivo.

Parole chiave: suolo, olivo, fenologia, produzione.

Introduzione

Da alcuni anni, anche il settore olivicolo è interessato a definire il grado di vocazionalità di una zona agricola alla realizzazione di una coltura da reddito (Cimato et al., 1989; 1990; Sillari et al., 1993).

Per valutare l'attitudine di un territorio a questa specifica produzione, sono necessari studi multidisciplinari che, dopo aver esaminato le caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche del suolo ed il complesso sistema ambiente/cultivar, indichino le relazioni tra crescita vegetativa della pianta, fasi fenologiche e produttività annuale della coltura (Lakso, 1987). Tali conoscenze sono, tra l'altro, fondamentali per definire i criteri tecnici per la realizzazione dei nuovi oliveti (cultivar, sesti d'impianto, forma di allevamento, ecc.) e, conseguentemente, per ottimizzare gli interventi agronomici agli impianti (fertilizzazione, irrigazione, ecc.).

La Provincia di Siena da tre anni finanzia il progetto "Carta Vocazionale: Valutazione dell'attitudine del territorio provinciale ad alcune colture ed utilizzazioni agricole" al fine di valutare il grado di vocazionalità di alcuni territori da tempo destinati alla coltivazione della vite e dell'olivo. Per quest'ultima coltura, l'attività sperimentale ha riguardato lo studio delle caratteristiche pedologiche in alcune zone olivicole ed il loro interagire sull'efficienza produttiva delle varietà "Frantoio" e "Moraiolo" e sulle caratteristiche chimiche ed organolettiche degli oli.

Di seguito sono riportati i primi risultati che hanno valutato l'attività biologica e produttiva di piante "Frantoio"; per gli approfondimenti relativi alla qualità degli oli monovarietali si rimanda alla nota contenuta negli atti di questo convegno (Cimato et al., 2003).

Risultati

La crescita vegetativa dei germogli, valutata con lo sviluppo totale del ramo dell'anno (cm), è stata condizionata dalle caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche dei quattro suoli confrontati (fig. 1).

Nell'azienda Cerreto, il Luvisuolo stagnico (S01P41) ha favorito lo sviluppo dei rami, (crescita totale 22 cm) rispetto a quanto è stato misurato, a fine stagione, negli olivi cultivar "Frantoio" (crescita totale 18 cm) sul Cambisuolo scheletrico (S01P40).

Sembra ragionevole ipotizzare che tali risposte siano legate alla maggiore disponibilità di acqua nel Luvisuolo rispetto al Cambisuolo e ad un conseguente diverso assorbimento dei nutrienti.

Risultati di crescita più elevati sono stati registrati nell'azienda Le Fonti con entrambe le parcelle a pH alcalino anziché subacido come a Cerreto (fig. 1).

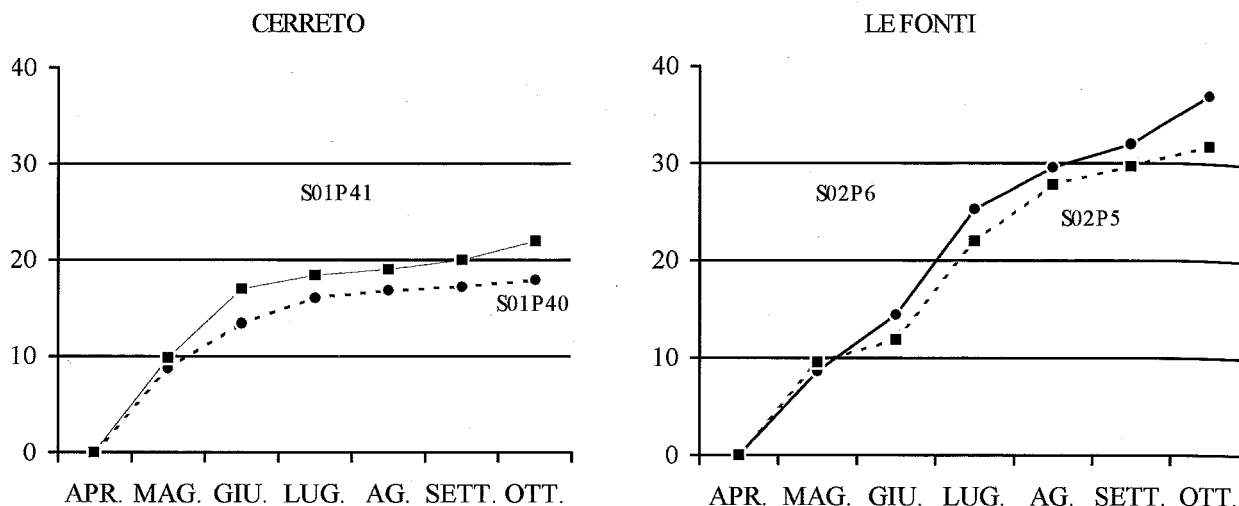


Figura 1. Dinamica degli accrescimenti (cm) in rami d'olivo cv "Frantoio" (media di 10 piante per tipo di suolo)

Nel confronto tra i due suoli è emerso che in quello siglato come S02P5, lo sviluppo dei germogli ha raggiunto valori medi di 30 cm, mentre, nel suolo S02P6, la crescita della vegetazione si è attestata su valori di 37 cm, cioè superiore di circa il 20%.

In entrambe le aziende, l'accrescimento dei germogli mostra, inoltre, due modelli diversi.

A Monteriggioni, nell'azienda Cerreto, lo sviluppo del ramo inizia ad aprile, con l'apertura della gemma apicale e si conclude a luglio. In questo periodo della stagione, in particolare, è stata prodotta circa il 75% della vegetazione annuale mentre, nella fase terminale dell'anno la crescita è risultata più contenuta.

A Poggibonsi (azienda Le Fonti), viceversa, le curve rappresentate in figura 1, indicano che lo sviluppo dei germogli è stato continuo per tutta la stagione (aprile-ottobre), senza la stasi vegetativa che, in questa zona, è frequente nei mesi di luglio ed agosto. Tale diverso andamento della crescita della pianta, ancora da chiarire, potrebbe essere legato a differenze pedoclimatiche tra i due ambienti.

I rilievi di campo hanno indicato che, in tutti e quattro gli appezzanti, lo sviluppo delle mignole (mignolatura) è iniziato già nei primi giorni di aprile e si è concluso dopo circa 50 giorni.

L'indice di fertilità (distribuzione delle gemme differenziate a fiore sul ramo), viceversa, ha mostrato differenze importanti solo tra gli olivi dell'azienda Cerreto (fig. 2). I valori indicano una presenza superiore di mignole (0,4 per cm di vegetazione) nelle piante dell'azienda Cerreto, con Luvisuolo stagnico rispetto all'appezzamento con Cambisuolo scheletrico (0,2 per cm di vegetazione). Anche per questo parametro fisiologico, che fornisce indicazioni sulla produzione potenziale delle piante, la differenza potrebbe essere legata alle caratteristiche chimico-fisiche del suolo e alla maggiore disponibilità di acqua nel Luvisuolo.

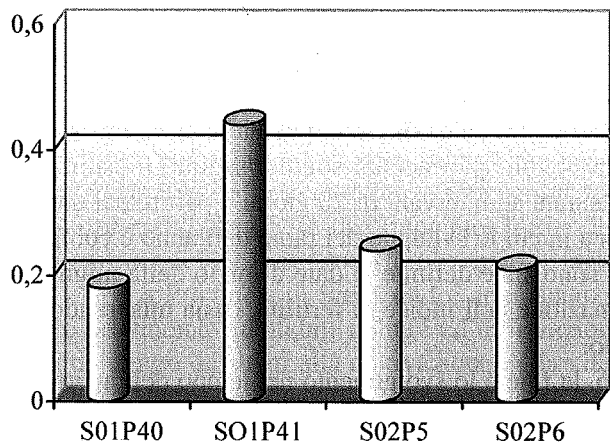


Figura 2. Indice di fertilità (mignole per cm di ramo) in olivi cv "Frantoio" (valori medi per i quattro suoli)

Nell'azienda Le Fonti, con entrambe le parcelle a pH alcalino, gli indici di fertilità mostrano valori simili. Anche la fioritura sembra essere condizionata dalle caratteristiche chimico-fisiche ed idrologiche dei quattro suoli messi a confronto.

Nell'azienda Le Fonti l'antesi si è realizzata tra l'ultima settimana di maggio e la prima di giugno (in 12-13 giorni) ed è stata, inoltre, caratterizzata da una dinamica continua di apertura dei fiori. Nell'azienda Cerreto, invece, si è verificato un ritardo sia per quanto riguarda l'inizio che la stessa dinamica del fenomeno. In entrambe le aziende, la piena antesi è durata 3-4 giorni ed è coincisa con circa il 52% del totale dei fiori aperti. Le osservazioni sulla biologia florale hanno indicato, inoltre, che la percentuale di fiori con ovario abortito è stata molto ridotta (2,5-4,5%), ma non diversa, tra i quattro suoli. Differente invece è stato il numero medio di fiori per infiorescenza.

Così com'è stato evidenziato in precedenza, relativamente alla distribuzione delle mignole sul ramo, nelle piante di "Frantoio" dell'azienda Cerreto, con suolo (S01P41) contraddistinto da una maggiore disponibilità d'acqua, il numero medio di fiori per mignola è stato di 19 mentre, nel suolo limitrofo (S01P40), il valore medio è sceso a 16,7 fiori per infiorescenza. Queste differenze sono confermate anche quando il numero dei fiori per mignola è distinto secondo la zona del germoglio (apicale, mediana o basale) occupata dall'infiorescenza (tab. 1).

In particolare, le infiorescenze che occupano la zona mediana del ramo presentano un numero maggiore di fiori rispetto a quelle della zona apicale e soprattutto basale. Nei suoli dell'azienda Le Fonti, tali differenze hanno assunto minore rilevanza.

Le caratteristiche del suolo a Cerreto sembrano influire sull'allegagione dei fiori e di conseguenza sulla produttività delle piante: infatti, l'allegagione dei fiori, misurata 7 giorni dopo la piena antesi, è risultata superiore nelle piante sul Luvisuolo rispetto agli olivi coltivati sul Cambisuolo. Tali valori, se espressi dall'indice di produzione (numero di frutti per centimetro lineare di vegetazione), evidenziano una previsione di maggiore raccolto di olive a novembre (fig. 3). Il fenomeno può essere giustificato dalla più elevata vegetazione dell'anno che, probabilmente, è stata in grado di traslocare una quantità superiore di assimilati dalle foglie giovani, più attive (source), verso le zone del ramo che portavano i frutti (sink). Anche in questo caso i risultati sembrano legati ad un migliore rifornimento nutrizionale degli olivi che occupavano il suolo S01P41.

Nell'azienda Le Fonti le variazioni dell'indice di produzione sono state più limitate.

Tabella 1. Variazione della frequenza di fiori per mignola (valori medi per zona di ramo) in olivi cv "Frantoio" (valori medi per quattro suoli)

	Numero di fiori per mignola		
	Apicale	Mediana	Basale
<i>Cerreto</i>			
S01P40	16,3	19,4	14,6
S01P41	21,2	22,0	14,0
<i>Le Fonti</i>			
S02P6	18,1	19,0	14,8
S02P5	15,5	19,4	17,6

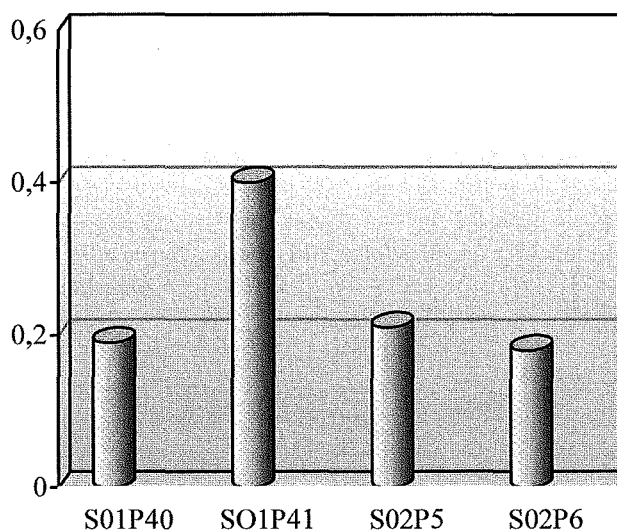


Figura 3. Indice di produzione (numero frutti per cm di ramo) in olivi cv "Frantoio" (valori medi per quattro suoli)

Conclusioni

I risultati ottenuti in questo primo anno di ricerca dovranno essere confermati ed integrati da ulteriori indagini; tuttavia, questi primi studi sono in grado di fornire una prima conferma che l'olivo risponde alle diverse caratteristiche del suolo con adattamenti fisiologici e con meccanismi metabolici che ne condizionano la crescita e la capacità produttiva.

I risultati hanno difatti dimostrato che il complesso sistema ambiente/cultivar gioca un ruolo determinante sulla crescita vegetativa della pianta, sui fenomeni fenologici della mignolatura e della fioritura ed, infine, in condizioni particolari, è in grado di modificare l'efficienza produttiva degli olivi.

Ulteriori approfondimenti, infine, potrebbero fornire importanti indicazioni sulla gestione agronomica degli impianti e creare le premesse per contenere il fenomeno dell'alternanza di produzione nell'olivo, così accentuato in alcuni territori della provincia di Siena.

Ringraziamenti

Si ringraziano l'Assessorato all'Agricoltura della Provincia di Siena e le aziende Cerreto e Le Fonti per la collaborazione offerta. Si ringraziano inoltre il Dott. A. Crisci e il Dott. A. Ortolani, dell'agenzia LAMMA della Regione Toscana, per le informazioni relative alla climatologia del territorio inserito nel progetto.

Bibliografia

- CIMATO A., 1980. "Osservazioni su alcuni aspetti della biologia fiorale e di fruttificazione della cultivar di olivo "Frangivento" in impianti ad elevata densità. Rivista Ortoflorofrutticoltura Italiana, 64, n°1, 73-82.
- CIMATO A., FIORINO P., 1985. "L'alternanza di produzione dell'olivo. 2. Influenza dei frutti sulla differenziazione e sulla nutrizione minerale". Rivista Ortoflorofrutticoltura Italiana., 69, n°6, 413-423.
- CIMATO A., FIORINO P., POLI P., 1986. "Induzione e differenziazione a fiore nell'olivo. 1. Defogliazione ed ombreggiamento strumenti per studiare il processo". L'Informatore Agrario, 31, 47-50.
- CIMATO A., CANTINI C., SANI G., 1989. "Clima e stadi fenologici dell'Olivo cv. "Frantoio". Convegno "Agrometeorologia, Agricoltura e Ambiente", Firenze, 21-23 novembre, 365-373.
- CIMATO A., CANTINI C., CRESCENZI A., SANI G., 1990. "Modelos fenologicos y produccion del olivo en relacion al ambiente". I° Congresso Iberico de Ciencias Horticolas. Actas de Horticultura, 6, 295-300, Lisboa, 18-21 junho.
- CIMATO A., FRANCHINI E., LAPUCCI C., ATILIO C., SANI G., COSTANTINI E.A.C., PELLEGRINI S., BARBETTI R., 2003. "Qualità di oli monovarietali da olivi "Frantoio" e relazione con suoli della provincia di Siena". Atti Convegno "Qualità del suolo, impatto antropico e qualità dei prodotti agricoli. Società Italiana della Scienza del Suolo. Siena, 9-12 Giugno 2003 (In stampa).
- IUSS-ISRIC-FAO-ISSDS, 1999. "World Reference Base for Soil Resources". Versione italiana a cura di E.A.C. Costantini e C. Dazzi. ISSDS, Firenze, pp.98.
- LAKSO A.N., 1987. "The importance of climate and microclimate to yield and quality in horticultural crops". 2 Inter. Agric. Conf. Agrometeorology, Cesena, Oct. 8-9.
- SILLARI B., CANTINI C., CIMATO A., FIORINO P., 1993. "Olive production in the coastal environment of metalliferous hill country". *Olivae*, 47, 39-45.

IL GIS PEDOCLIMATICO D'ITALIA

Giovanni L'Abate e Edoardo A.C. Costantini

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Firenze (www.soilmaps.it)

Abstract

The pedoclimatic characterization is important for the comprehension of biological, physical, hydrological, chemical, and environmental processes acting in a territory. Soil moisture and temperature regimes can be related with ecological distribution, land uses and cultivation productivity. They are used to define desertification and drought risk, or groundwater contamination.

This work presents the GIS that store data and elaborations obtained applying a new methodology (Costantini et al., 2002) to evaluate soil moisture and temperature regimes using Soil Taxonomy classes (Soil Survey Staff, 1999). The system stores both geographical and climatic data. It shows the profile and meteorological station of the sites and allows to see the soil moisture and temperature regimes obtained from long term daily climatic data, as well as hydropedological qualities, and climatic statistics. Graphs of soil humidity of one of the 50 years of simulation, as well as other climatic elaborations are also reported.

The results show the methodology is sensible to the different climatic, soil, cultivation and geomorphological condition of Italy. The GIS offers an homogeneous and numerically relevant overview of pedoclimatic regimes and hydropedological qualities of Italian soils.

Key words: GIS, pedoclimate, classification, hydrology, EPIC, Italy.

Riassunto

La caratterizzazione pedoclimatica è importante per la comprensione dei processi biologici, fisici, idrologici, chimici e ambientali che avvengono in un territorio. I regimi pedoclimatici, infatti, possono essere messi in relazione con la distribuzione delle biocenosi, con i differenti usi del suolo e con la risposta delle colture. Possono essere inoltre utilizzati per individuare le aree a rischio di siccità e desertificazione, oppure quelle dove maggiori sono i pericoli di inquinamento delle acque sottosuperficiali. Nel presente lavoro viene presentata il GIS che è stato realizzato per raccogliere le elaborazioni ottenute con una nuova metodologia di stima (Costantini et al., 2002) dei regimi pedoclimatici previsti dalla Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999). Il sistema raccoglie i dati geografici e climatici, con relative statistiche, e le qualità idrologiche dei suoli di un congruo numero di stazioni meteorologiche. Contiene, inoltre, sia le simulazioni di lungo periodo utilizzate per la classificazione pedoclimatica, sia i relativi strumenti informatici, sia i processi elaborativi attuati. Permette di localizzare le elaborazioni effettuate e di consultare i risultati ottenuti. Raccoglie informazioni sulla umidità degli orizzonti pedologici in funzione della coltura alla quale il suolo è associato, giorno per giorno e per il primo dei 50 anni della simulazione. Sono anche riportati i grafici del clima e del regime idrico del suolo.

I risultati delle elaborazioni permettono di evidenziare come la metodologia messa a punto sia sensibile agli effetti interattivi del clima, del suolo, della coltura e della morfologia presenti in Italia. La banca dati offre un primo quadro nazionale dei regimi pedoclimatici e delle qualità idropedologiche, metodologicamente omogeneo e numericamente significativo.

Parole chiave: GIS, pedoclimate, classificazione, idrologia, EPIC, Italia.

Introduzione

Il pedoclimate è una importante caratteristica del suolo. Sebbene il clima atmosferico sia di solito considerato predominante nello sviluppo delle piante, il pedoclimate, cioè l'interazione tra clima atmosferico e caratteri del suolo, merita particolare interesse in quanto gioca un ruolo fondamentale nell'affermazione e nella crescita della vegetazione. Le conoscenze sui regimi di temperatura e di umidità del suolo possono venire utilizzate negli studi ecologici (Eswaran e Reich, 2002), ma soprattutto nella gestione del suolo e nella programmazione territoriale, in particolare per l'individuazione delle aree a rischio di siccità e desertificazione, e di quelle soggette al rischio potenziale di contaminazione della falda freatica (Brenna et al., 2002). La scarsa disponibilità di dati relativi al regime di umidità e di temperatura dei suoli italiani obbliga quasi sempre i ricercatori a caratterizzare il pedoclimate utilizzando procedimenti di stima relativamente semplici. I metodi comunemente utilizzati - Thornthwaite (Thornthwaite e Mather, 1957), Billaux (Billaux, 1978) e Newhall (Newhall, 1972) - risultano spesso poco sensibili alle diverse condizioni pedologiche e climatiche e forniscono risposte non univoche (Cali et al., 1995). Da qui la necessità di individuare, calibrare e validare, una metodologia informatizzata per la stima dei regimi termici ed idrici dei suoli italiani. Questo è stato lo scopo principale della ricerca: "Definizione dei regimi pedoclimatici italiani in relazione alle coltivazioni agricole ed ai processi pedogenetici" realizzata nell'ambito del progetto PANDA, Produzione Agricola Nella Difesa dell'Ambiente (Sequi, 1994).

Dopo aver messo a punto una nuova metodologia per la stima dei regimi idrico e termico del suolo (Costantini et al., 1998; Costantini et al., 2001, Costantini et al., 2002a) ed averla validata in alcuni campi sperimentali del nord, centro e sud Italia (Costantini et al., 2002b), è sorta la necessità di estendere le simulazioni a tutta Italia e testare la metodologia a livello nazionale. A tale scopo, è stata realizzata la banca dati che qui viene presentata. Essa non solo raccoglie le elaborazioni realizzate fino a questo momento ma mette anche a disposizione degli operatori i dati e gli strumenti informatici necessari per una più ampia validazione e utilizzazione.

Materiali e metodi

Il lavoro consiste in una prima fase di elaborazione pedoclimatica e in una seconda di organizzazione dei dati geografici e alfanumerici in un GIS.

La simulazione pedoclimatica (fig. 1) richiede l'impiego del modello EPIC (Erosion/Productivity Impact Calculator, Sharpley e Williams, 1990). EPIC viene utilizzato per i) la stima di parametri pedologici eventualmente mancanti nei dataset (ad esempio le costanti idrologiche); ii) la generazione dei dati climatici di lungo periodo a partire da dati rilevati; iii) la simulazione delle variazioni dello stato idrico e della temperatura del suolo per la successiva classificazione.

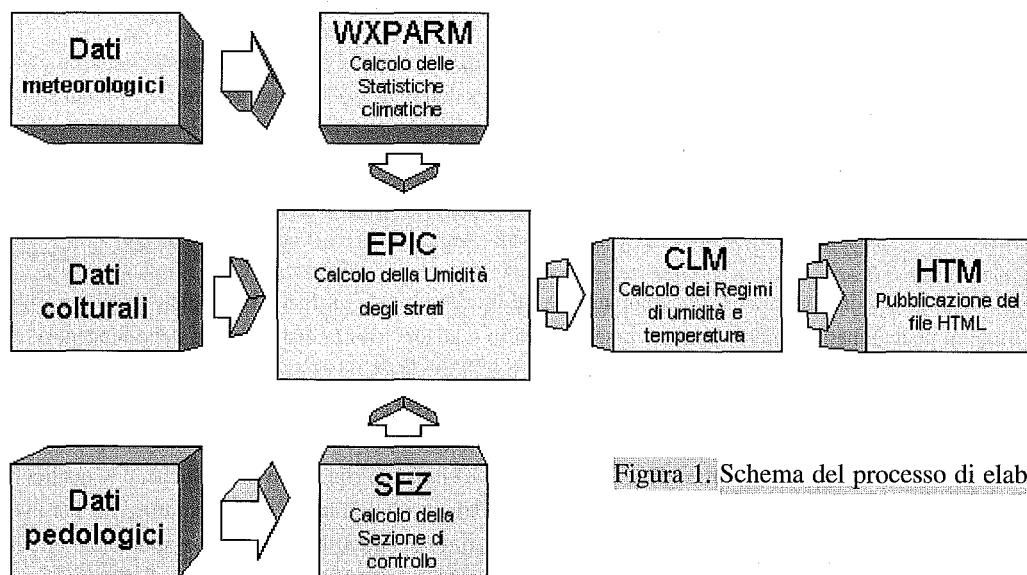


Figura 1. Schema del processo di elaborazione pedoclimatica

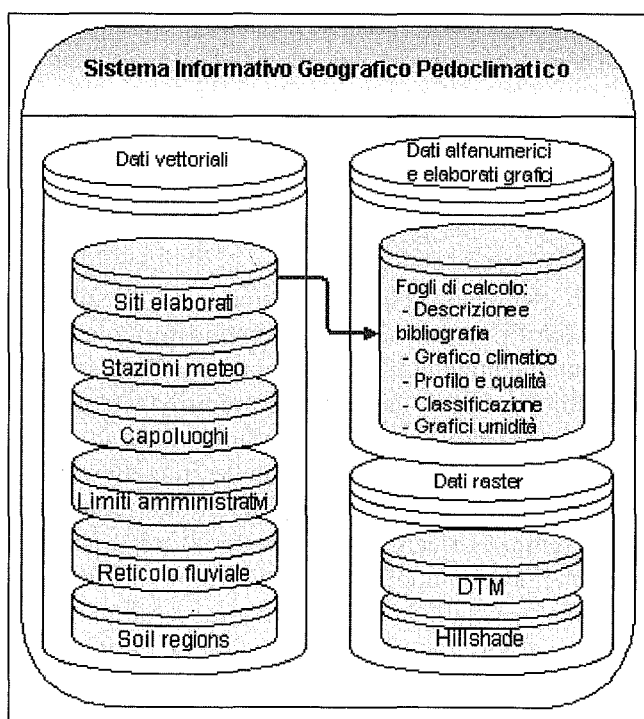


Figura 2. Schema del sistema informativo geografico

Per il calcolo della sezione di controllo, delle qualità idrologiche del suolo, dei regimi di umidità e di temperatura vengono invece impiegate alcune cartelle Excel. I dati pedologici utilizzati sono, per ogni orizzonte, tessitura, scheletro volumetrico, pH e contenuto in carbonio organico. Dati per lo più calcolati tramite EPIC e foglio di lavoro sono: densità apparente, punto di appassimento, capacità di campo, gruppo idrologico. I dati climatici giornalieri e/o medi mensili (generalmente del lungo periodo) sono: radiazione, temperatura massima e minima, precipitazione, umidità dell'aria. Completano le informazioni stazionali la localizzazione geografica della stazione, la latitudine e la quota. Nei casi in cui non sono a disposizione dati giornalieri, vengono impiegati dati climatici mensili di lungo periodo integrati da statistiche climatiche calcolate a partire da dati giornalieri di una o più stazioni limitrofe. La sezione di controllo dell'umidità del suolo, cioè la profondità raggiunta da apporti di acqua rispettivamente di 25 e 75 mm in condizioni di suolo asciutto (Soil Survey Staff, 1999), è calcolata sulla base della profondità degli strati, della capacità di campo, dello scheletro volumetrico utilizzando un foglio Excel. Il GIS è composto da un geodatabase (database geografico di ArcGIS), consultabile con

ArcReader, e da cartelle di lavoro di Excel in linguaggio html, visualizzabili tramite browser di internet (fig. 2). I fogli di lavoro contenuti nelle cartelle di Excel mostrano i dati meteorologici e le loro statistiche, i dati pedologici di base, i risultati del calcolo della sezione di controllo, del regime di umidità del suolo secondo la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999), i risultati delle elaborazioni EPIC per ogni strato del profilo e per il primo dei 50 anni simulati dal generatore climatico di EPIC: WXPARM, il calcolo dei regimi di temperatura e di umidità del suolo sempre secondo la Soil Taxonomy, con l'aggiunta del regime "dry xeric" (xerico secco) proposto da Van Wambeke (1986), e alcune qualità idropedologiche, quali il numero di giorni medio pluriennale in cui il suolo è secco, umido o bagnato. Il regime di umidità "dry xeric" è caratterizzato da una siccità annuale della sezione di controllo uguale o superiore a 90 giorni, ma inferiore a 270 giorni. Il regime "dry xeric" è simile al regime xerico-torrico proposto da Raimondi e collaboratori (1996) per tipicizzare le aree siciliane dove è diffusa la pratica del maggese lavorato. Per ciascuna stazione osservata viene inoltre riportato il grafico dell'andamento nel tempo delle principali variabili climatiche e dell'umidità stimata degli orizzonti del suolo in relazione alla capacità di campo e al punto di appassimento.

Risultati e discussione

I risultati ottenuti dalle complessive 157 elaborazioni finora effettuate sono stati sintetizzati in modo da evidenziare alcune relazioni tra i regimi pedoclimatici, le qualità idropedologiche, le soil regions (Righini et al., 2001), il clima, il suolo, l'ipsometria, le colture.

Il regime di umidità del suolo prevalentemente ottenuto è l'ustico, sia come numero di stazioni analizzate che di soil regions (tab.1). Questi primi risultati quindi sembrerebbero confermare quanto osservato dal servizio per la conservazione del suolo degli Stati Uniti (World Soil Resources, 1994)

Tabella 1.
Regimi di umidità nelle soil regions italiane

Soil region	Dry-Xeric	Xeric	Ustic	Udic	Tot
16.4	-	-	4	2	6
18.8	-	-	21	2	23
34.2	-	-	1	1	2
34.3	-	-	1	-	1
35.7	-	-	5	3	8
37.1	-	-	-	2	2
56.1	-	-	1	-	1
59.1	1	-	-	-	1
59.2	1	1	1	-	3
59.9	-	1	-	-	1
60.4	-	-	2	1	3
60.7	-	3	-	2	5
61.1	-	-	6	3	9
61.3	-	4	25	-	29
62.1	1	-	-	-	1
62.2	1	-	-	-	1
62.3	4	3	2	1	10
64.4	-	-	1	2	3
66.4	-	-	1	-	1
66.5	-	-	-	1	1
67.4	5	3	2	-	10
72.2	1	-	1	-	2
72.3	1	-	-	-	1
76.1	3	1	-	-	4
78.1	-	-	1	-	1
78.2	-	-	11	7	18
79.1	-	-	3	7	10
Tot	18	16	89	34	157

Da notare come il regime xerico secco risulti addirittura più diffuso dello xerico, individuando così una certa bimodalità nella frequenza delle condizioni pedoclimatiche del nostro Paese. Vi è da sottolineare però che non vi è omogeneità nella distribuzione dei siti nelle soil regions, che i suoli scelti sono prevalentemente suoli agricoli e che nella stessa località possono coesistere suoli che presentano un numero di giorni secchi anche molto diverso (fig. 3).

Più in generale, si osserva che i regimi di umidità del suolo seguono il decrescere delle latitudini e delle precipitazioni (tab. 2).

Tabella 2.
Regimi udometrici in relazione alla latitudine e alle precipitazioni

Regime di umidità	Conteggio stazioni	Lat media dd	Prec. min mm	Prec. max mm	Prec. medie mm
UDIC	25	43.8	739	1667	1143
USTIC	50	43.2	585	1710	901
XERIC	12	40.0	564	997	752
DRY-XERIC	14	39.5	357	784	578

Per quanto riguarda invece il regime di temperatura, esso varia in dipendenza dell'altitudine e della temperatura media dell'aria, mentre ha una scarsa relazione con la latitudine (tab. 3).

Tabella 3.
Regimi termometrici in relazione alla quota, latitudine e temperature

Regime di temperatura	Conteggio stazioni	Quota media m.s.l.m.	Latitudine media dd	Temp. min °C	Temp. max °C	Temp. media °C
CRYIC	1	1150	41.5	2,1	13,7	7,9
FRIGID	2	1143	43.6	3,3	12,7	7,9
MESIC	52	408	43.5	3,9	21,7	12,8
THERMIC	45	148	41.4	5,9	23,5	15,6
IPERTHERMIC	1	45	37.1	14,8	24,3	19,5

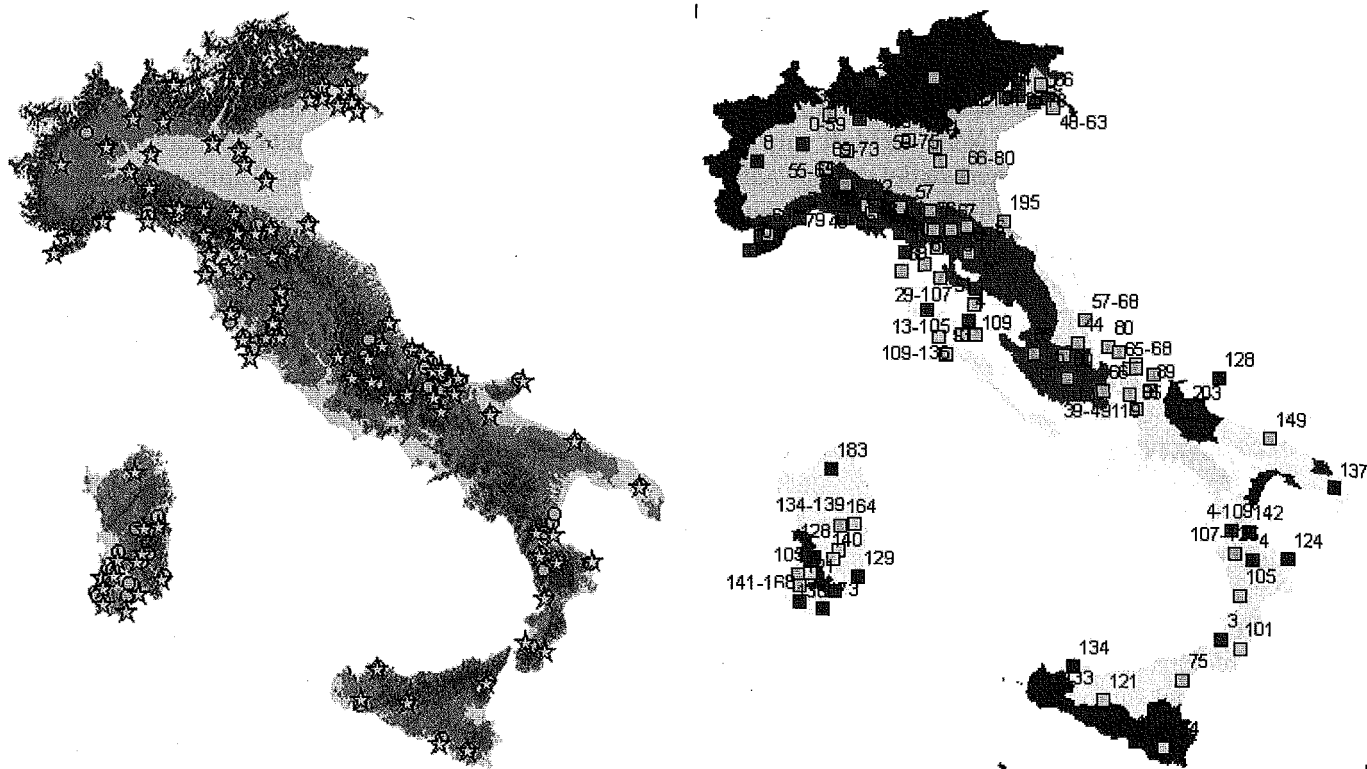


Figura 3. a) Località analizzate: i punti arancio indicano i profili, le stelle azzurre le stazioni meteorologiche; b) Intervallo dei valori del numero di giorni in cui i suoli di ogni stazione elaborata sono secchi. Con i colori azzurri le soil regions a clima temperato, mediterraneo le altre. Con il colore rosso la soil region a clima mediterraneo sub tropicale. I quadrati azzurri indicano il regime udico, i verdi l'ustico, i gialli lo xerico e i rossi lo xerico-secco.

Nel complesso dei casi studiati, il metodo di classificazione utilizzato si è dimostrato sensibile ai fattori che influenzano il pedoclima.

Un primo esempio è fornito dalle simulazioni ottenute per i suoli "Pianella", diffusi in diverse località emiliane. Nella tabella 4 si può notare come, a parità di suolo e di coltura, la pluviometria abbia influenzato il regime di umidità del suolo.

Tabella 4. Influenza delle precipitazioni sul pedoclima, a parità di tipo di suolo e coltura

Suolo	Stazione	Precipitazioni totali mm	Secco d	Dry-xeric %	Xeric %	Ustic %	Udic %
PIANELLA	Bobbio	942	65	0	8	78	14
PIANELLA	Borgo_Taro	1083	56	0	4	70	26

Quando è la coltura che influenza il regime udometrico, a parità quindi di clima e di suolo, il metodo consente di simulare colture diverse, e di evidenziare i cambiamenti del regime di umidità (tab. 5).

Tabella 5. Influenza della coltura sul pedoclima, a parità di tipo di suolo (Typic Haplustepts, fine-loamy, mixed, calcareous, mesic, superactive) e clima (pioggia media annua 738 mm; temperatura media annua 13,7 °C).

Suolo	Stazione	Coltura	Secco d	Dry-xeric %	Xeric %	Ustic %	Udic %
SO2_P_3	Poggibonsi	Vite	74	4	32	48	16
SO2_P_3	Poggibonsi	Prato nord	107	4	22	72	2

Risultati sensibilmente diversi si possono ottenere quando si confrontano suoli differenti, ma con uguale coltura e stazione meteorologica di riferimento. Nell'esempio riportato in tabella 6, il numero di giorni in cui il suolo è secco cambia notevolmente in dipendenza dei caratteri idrologici, nonostante che la differenza nei valori di capacità di acqua disponibile non sia elevata e che entrambi i suoli appartengano allo stesso gruppo idrologico. I due suoli

sono un Typic Haplustepts, fine-loamy, mixed, calcareous, mesic, superactive (S02_P_3) e un Udic Calcustepts, coarse-loamy, mixed, mesic, superactive (S02_P_6).

Tabella 6. Influenza delle caratteristiche pedologiche sul numero di giorni in cui il suolo è secco e sul regime udometrico, a parità di tipo di coltura e clima

Suolo	Stazione	Coltura	Gruppo Idrologico	Sezione di controllo m	AWC m m ⁻¹	Secco d	Dry-xeric %	Xeric %	Ustic %	Udic %
S02_P_3	Poggibonsi	Prato nord	C	0,070-0,211	0,133	107	4	22	72	2
S02_P_6	Poggibonsi	Prato nord	C	0,100-0,300	0,137	38	0	0	72	28

A parità di clima e di coltura, i caratteri pedologici hanno un'evidente influenza, oltre che sul regime di umidità, anche sul regime di temperatura. L'esempio riportato nella tabella 7, riferito a due suoli friulani, mostra a parità di temperatura media annuale dell'aria e di scarto tra minima e massima, due diversi regimi di temperatura, come conseguenza di caratteri idrologici (AWC e gruppo idrologico) molto differenti.

Tabella 7. Influenza delle caratteristiche idrologiche del suolo sul regime di temperatura, a parità di tipo di coltura e clima.

* Δt = differenza di temperatura media dell'aria tra estate ed inverno

Suolo	Gruppo Idrologico	Capacità di campo a 0,5 m m m ⁻¹	AWC m m ⁻¹	Temperatura media aria °C	Δt^* °C	Temperatura media suolo °C	Regime di temperatura
FR11-1	C	0,370	0,188	13,2	17,0	15,3	THERMIC
FR11-2C	A	0,083	0,064	13,2	17,0	11,7	MESIC

Conclusioni

La banca dati può essere consultata tramite un progetto ArcGIS il quale, oltre a mostrare la localizzazione delle stazioni e delle elaborazioni collegate, permette di richiamare i risultati e, tramite link interattivo, di accedere ai fogli di calcolo. Il materiale è stato pubblicato nel formato ArcReader (programma freeware della ESRI che produce con estensione pmf) in modo da poter essere consultato anche da chi non disponga del software ArcGIS.

Figura 4. Un link interattivo consente il passaggio dall'ambiente ArcReader al browser di internet.

Le elaborazioni forniscono un primo quadro nazionale, metodologicamente omogeneo e numericamente significativo, dei regimi pedoclimatici e delle qualità idropedologiche. Il metodo utilizzato è risultato sensibile al fattore clima, al fattore suolo, al fattore coltura. La distribuzione nazionale delle qualità pedoclimatiche e idropedologiche considerate sembra coerente con i dati climatici, le classificazioni climatiche e la distribuzione dei tipi pedoclimatici del World Soil Resources (1994), con l'aggiunta di un maggior dettaglio e versatilità dell'informazione. Ulteriori elaborazioni locali potranno essere molto utili per confermare questi risultati.

La banca dati è distribuita gratuitamente su CD-Rom a cura del Centro Nazionale di Cartografia Pedologica: www.soilmaps.it.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il dott. Stefano Amato e la dott.ssa Sara Rossini per la collaborazione nell'esecuzione delle elaborazioni. Si ringraziano inoltre tutte le persone ed istituzioni che hanno sostenuto il progetto fornendo dati pedologici e/o climatici, in particolare: il prof. S. Raimondi dell'Università di Palermo, il dott. F. Castelli dell'Istituto Sperimentale per il Tabacco, Bovolone (VR); l'Agenzia Regionale per lo Sviluppo e l'Innovazione nel settore Agro-forestale della Regione Toscana; gli Assessorati all'Agricoltura delle Regioni Liguria, Umbria, Campania, Abruzzo, Molise, Puglia, Calabria, Sicilia; il Centro Regionale Agrario Sperimentale della Regione Sardegna; gli Enti Regionali di Sviluppo Agricolo delle Regioni Friuli Venezia Giulia, Lombardia e Marche; il Servizio Agrometeorologico Lucano, l'Agenzia Lucana di Sviluppo e di Innovazione in Agricoltura; l'Istituto Agrario di San Michele all'Adige, l'Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente di Torino, l'Ufficio Centrale di Ecologia Agraria di Roma; il servizio geologico, sismico e dei suoli della Regione Emilia Romagna.

Progetto Finalizzato PANDA, Sottoprogetto 1, Serie 2, Pubblicazione n. 52.

Bibliografia

BILLAUX P., 1978. Estimation du "regime hydrique" des sols au moyen des données climatiques. La méthode graphique: son utilisation dans le cadre de la Taxonomie Américaine des sols. Editions de L'Orstom, Ser. Pedol., 3: 317-318.

- BRENNA S., RIPARBELLI C., COSTANTINI E.A.C., L'ABATE G., PERCHICH L., 2002. Soil moisture and temperature regimes in Lombardy (Northern Italy). In: A. Faz et al. (ed.) Sustainable use and management of soils in arid and semiarid regions. Proc. Int. Symp., Cartagena, Murcia, Spagna, 22-26 settembre 2002, Vol. II: 23-24.
- CALÌ A., CEOTTO E., COSTANTINI E.A.C., DONATELLI M., 1995. Applicazione del modello EPIC per la classificazione del pedoclima e confronto con altri metodi e con indici climatici. Bollettino SISS, 6: 61-86.
- COSTANTINI E.A.C., CASTELLI F., IORI M., MAGINI S., LORENZONI P., RAIMONDI S., 2001. Regime termico del suolo in alcuni campi sperimentali del nord, centro e sud Italia. Atti del convegno SISS "La scienza del suolo in Italia: bilancio di fine secolo." Gressoney Saint Jean, 22-25 giugno 1999, ISNP, Roma, CD-ROM computer file.
- COSTANTINI E.A.C., CASTELLI F., L'ABATE G., 2002a. Using the EPIC model to estimate soil moisture and temperature regimes and to assess desertification risk. In: A. Faz et al. (ed.) Sustainable use and management of soils in arid and semiarid regions. Proc. Int. Symp., Cartagena, Murcia, Spagna, 22-26 settembre 2002, Vol. II: 361-363.
- COSTANTINI E.A.C., CASTELLI F., LORENZONI P., RAIMONDI S., 2002b. Assessing soil moisture regimes with traditional and new methods. Soil Sci. Soc. Am. J., 66 (6): 1889-1896.
- COSTANTINI E.A.C., CASTRIGNANÒ A., LORENZONI P., CALÌ A., RAIMONDI S., CASTELLI F., 1998. Il pedoclima e il suo ruolo di indicatore di sensibilità ambientale. In: P. Sequi, G. Vianello (ed.) Sensibilità e vulnerabilità del suolo. Ed. Franco Angeli, Milano, p. 29-94.
- ESWARAN H., REICH P., 2002. Human impact on landsystems of the World. In: A. Faz et al. (ed.) Sustainable use and management of soils in arid and semiarid regions. Proc. Int. Symp., Cartagena, Murcia, Spagna, 22-26 settembre 2002, Vol. II: 361-363.
- L'ABATE G., COSTANTINI E.A.C., 2003. GIS pedoclimatico d'Italia. Progetto PANDA, Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Centro Nazionale di Cartografia Pedologica, Firenze, CD-ROM computer file.
- NEWHALL F., 1972. Calculation of soil moisture regimes from climatic record. Rev. 4 Mimeographed, USDA-SCS, Washington, DC.
- RAIMONDI S., POMA I., FREDA A.S., 1996. Il pedoclima come fattore di sensibilità ambientale: esempio di metodologia applicata all'agro di Sparacia-Cammarata (AG). In "Il Pedoclima e applicazioni Tassonomiche". Palermo, Italia, 29-40.
- RIGHINI G., COSTANTINI E.A.C., SULLI L., 2001. La banca dati delle regioni pedologiche italiane. Bollettino SISS, 50 (Suppl.): 261-271.
- SEQUI P., 1994. Il progetto finalizzato Produzione Agricola Nella Difesa dell'Ambiente "PANDA". Agricoltura e Ricerca, 154: 151-192.
- SHARPLEY A.N., WILLIAMS J.R., 1990. EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator. USDA Tech. Bull., 1768.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd ed. USDA-NRCS Agric. Handb. 436. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- THORNTHWAITE C.W., MATHER J.R., 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Climatology, X, 3.
- VAN WAMBEKE A., 1986. Newhall simulation model, a basic program for the IBM PC. Dep. of Agron., Cornell University, Ithaca, NY. [floppy disk computer file]
- WORLD SOIL RESOURCES, 1994. Pedo-climatic domains of Europe. U.S. Dep. Of Agriculture Soil Conservation Service. Printed map. Washington D.C. U.S.A.

VARIAZIONI DI ALCUNI PARAMETRI FISICO - MECCANICI DI UN SUOLO ARGILLOSO IN RELAZIONE AL PASSAGGIO DI UNA TRATTRICE EQUIPAGGIATA CON CINGOLI IN GOMMA

Pieranna Servadio, Adolfo Marsili

Istituto Sperimentale per la Meccanizzazione Agricola, Monterotondo, Roma

Abstract

In this memory effects on some soil physical-mechanical parameters due to the single and multiple passes of the elevated power (225 kW engine power) and mass tractor, equipped with rubber tracks have been reported. Such test has been thought useful since the rubber track tractor, that has been a large diffusion in these last year, and in some operative conditions, in comparison with other running gear systems (metal tracks and wheels) has given not significant different results regard to the functional qualities of the soil (Marsili et al. 1998). Tests were carried out on cultivated soil with presence of wheat stubble in order to establish the effects of the soil compaction resulting from 1 and 2 passes of the tractor on the same track. Relieves has been carried out on track and on soil not interested to the passes with the tractor equipped with ballast and Melbourne plough.

It was found that passes carried out with the tractor have induced significant effects in some soil physical-mechanical characters such us penetration resistance, shear strength, saturated hydraulic conductivity and bulk density already after only one pass while differences were not always significant between one and two passes. After two passes, in fact, respect to the single pass, the penetration resistance values increased significantly in the deepest layers and that of shear strength in all the analyzed layers while the values of the dry bulk density is not varied significantly in the analyzed layer. The decrement of saturated hydraulic conductivity between two passes and one pass was inferior respect to that obtained between one pass and Control.

Key words: Compaction, tractors, running gear systems.

Riassunto

In questa memoria sono riportati gli effetti su alcuni parametri fisico-meccanici del suolo dovuti al passaggio singolo e ripetuto di una trattoria d'elevata potenza (225 kW al motore) e massa (15100 kg), equipaggiata con cingoli in gomma. Tale prova si è ritenuta utile poiché la trattoria con cingoli in gomma ha avuto larga diffusione in questi ultimi anni, ed in alcune condizioni operative, a confronto con trattorie equipaggiate con altri sistemi di propulsione (cingoli in metallo o ruote gommate), ha dato risultati non significativamente diversi rispetto ai parametri fisico-meccanici oggetto delle indagini (Marsili et al., 1996; Marsili et al., 1998; Servadio et al., 2001). Le prove sono state condotte su terreno coltivato, in presenza di stoppie di grano, al fine di stabilire gli effetti del compattamento dopo 1 e 2 passaggi della trattoria sulla stessa traccia. I rilievi sono stati condotti sulle tracce e sul terreno circostante non interessato dai passaggi con la trattoria equipaggiata con zavorre e aratro quadrivomere portato.

Il transito della trattoria, già dopo un solo passaggio, ha indotto effetti significativi su alcuni caratteri fisico-meccanici del suolo come la resistenza alla penetrazione ed al taglio, la massa volumica apparente e la conducibilità idraulica satura, mentre non sempre tali effetti sono risultati rilevanti fra uno e due passaggi. Dopo due passaggi, infatti, rispetto al passaggio singolo, i valori di resistenza alla penetrazione sono aumentati in modo significativo negli strati più profondi, e quelli di resistenza al taglio in tutti gli strati analizzati, mentre quelli della massa volumica apparente non sono variati in modo significativo nello strato analizzato. Il decremento della conducibilità idraulica satura rilevato dopo due passaggi rispetto ad uno è stato percentualmente inferiore rispetto a quello rilevato tra passaggio singolo e testimone.

Parole chiave: Compattamento, trattorie, sistemi di propulsione.

Introduzione

Il macchinario agricolo, durante il transito e le lavorazioni del terreno, provoca compattamento ed in alcuni casi suola d'aratura che sono fra le principali cause della degradazione dei suoli con effetti sulla massa volumica apparente, sulla struttura (diminuzione della porosità) e sulla conducibilità idraulica (ristagno idrico o innesco di deflusso superficiale). Effetti si hanno anche sulla resistenza offerta dal terreno alla penetrazione ed al taglio, con una conseguente maggior spesa energetica per le successive lavorazioni. Lavorazioni che non sempre sono in grado di ripristinare le condizioni di sofficietà e porosità del suolo, necessarie per lo sviluppo delle piante.

Questi fenomeni sono maggiormente accentuati in suoli limosi ed argillosi e con elevato grado d'umidità, più sensibili ai processi di compattamento (Greenland, 1977; Håkansson et al., 1987; Horn et al., 1995).

Quanto sopra è stato confermato da studi effettuati negli ultimi anni, inerenti gli 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., 1996; Marsili et al., 1998; Pagliai et al., 2000; Servadio et al., 2001).

Il cingolo di gomma è caratterizzato dal fatto di avere buone prestazioni di trazione su terreno agrario e di poter transitare su superfici rigide anche ad elevata velocità per questo si è ritenuto utile indagare sul compattamento di un suolo argilloso sottoposto al passaggio singolo e ripetuto di una trattrice ad elevata potenza equipaggiata con cingoli in gomma con l'obiettivo di valutarne le variazioni di alcune caratteristiche fisico-meccaniche come resistenza alla penetrazione ed al taglio, massa volumica apparente e conducibilità idraulica del suolo saturo.

Materiali e metodi

Le prove in campo sono state condotte usando una trattrice d'elevata potenza equipaggiata con cingoli in gomma, le cui caratteristiche tecniche principali sono riportate nella Tabella 1.

Le prove sono state effettuate in una azienda agricola situata in località San Leonardo, Forlì, nel mese di Luglio 2002. Le verifiche degli effetti del passaggio della trattrice sul terreno sono state effettuate durante l'aratura fuori solco, eseguita su terreno con stoppie di grano con la trattrice zavorrata che portava un aratro quadrivomere. Sono stati effettuati 1 e 2 passaggi sulla stessa traccia. Rilievi sono stati condotti anche nel terreno indisturbato circostante ogni parcella (testimone). La pressione teorica al suolo sotto i cingoli della trattrice zavorrata e portante l'aratro era di 99 kPa, calcolata con la formula di cui alla nota della tabella 1. Durante il transito, la velocità d'avanzamento della trattrice era di 1,5 m s⁻¹. Le condizioni di campo nelle quali si è operato sono riportate in tabella 2. Il contenuto idrico del terreno è stato misurato da 0,05 a 0,10 m di profondità in un'area adiacente a quella interessata dal passaggio della trattrice.

Tabella 1. Principali caratteristiche tecniche della trattrice

Caratteristiche	Trattrice con cingoli di gomma
Massa (kg)	12582
Massa con zavorre (prove in campo) (kg)	15100
Massa aratro (kg)	3180
Potenza alla p.d.p. (kW)	175
Passo (m)	2,438
Larghezza durante le prove (standard) (m)	1,524
Lunghezza massima (m)	6,010
Tipo di cingolo	2 cingoli di gomma rinforzata
Rulli di distribuzione della massa (n.)	3
Diametro della ruota motrice (m)	1,55
Diametro dei rulli di distribuzione (m)	0,356
Diametro della ruota di rinvio (m)	0,950
Lunghezza del tratto di cingolo in appoggio sulla superficie piana (m)	2,438
Larghezza del cingolo (m)	0,635
Area totale di supporto dei due cingoli su suolo compatto (m ²)	1,81 a
Pressione teorica al suolo (kPa)	82 b
Carico di pretensione del tendcingolo (kN)	142,3

a L'area totale di supporto dei due cingoli su suolo compatto (At) è stata stimata come di seguito: $At = 0.4(Derm + Derr + 3Derd) \times Lc \times 2$, dove: (Derm) è il diametro esterno della ruota motrice, (Derr) il diametro esterno della ruota di rinvio, (Derd) il diametro esterno dei rulli di distribuzione, (Lc) la larghezza del cingolo.

b Trattrice zavorrata senza aratro.

Tabella 2. Proprietà fisiche del suolo utilizzato durante le prove

Proprietà	g kg ⁻¹
Distribuzione granulometrica a:	
Sabbia (2000-50 µm)	80
Limo (50-2 µm)	220
Argilla (<2 µm)	700
Tessitura	Argillosa
Limite plastico b	250
Limite liquido b	500
Indice di plasticità b	250
Contenuto idrico: (da 0,05 a 0,10 m di profondità)	275

a Determinato con il metodo dell'idrometro (Metodi ufficiali di Analisi fisica del suolo, 1992); b Determinato per mezzo dei limiti di Atterberg (Cestelli Guidi, 1987)

Il compattamento del terreno è stato quantificato valutandone la resistenza alla penetrazione ed al taglio, la massa volumica apparente secca, la conducibilità idraulica del suolo saturo come di seguito precisato.

La resistenza alla penetrazione è stata misurata, nei diversi strati, sulle tracce lasciate dalla trattrice dopo 1 e 2 passaggi e su terreno circostante ogni parcella non interessata ai passaggi (testimone), per mezzo di penetrometro elettronico Eijkelkamp con angolo del cono di 60° ed area di base di 1 cm² spinto nel terreno ad una velocità costante. Per ogni tesi, compreso il testimone, sono stati effettuati 10 rilievi penetrometrici. I dati penetrometrici sono stati acquisiti ad intervalli di 1 cm, per una profondità di 0-40 cm.

La resistenza al taglio è stata misurata, sempre nei diversi strati, sulle tracce lasciate da ogni trattrice dopo 1 e 2 passaggi e su terreno non interessato dai passaggi (testimone), usando uno scissometro manuale Stahlwille. Per ogni tesi sono stati effettuati 6 rilievi, ad intervalli di 3 cm, per una profondità di 0-30 cm.

La massa volumica apparente è stata misurata mediante il prelievo di 6 campioni di terreno sulle tracce lasciate dalla trattrice dopo 1 e 2 passaggi, e sul testimone, usando un carotatore per prelievi di terreno indisturbato con volume di 1x10⁻⁴ m³ 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.

La conducibilità idraulica saturata è stata determinata in laboratorio con il metodo a pressione costante su 6 campioni di terreno prelevati per ogni tesi. Allo scopo è stato usato un carotatore per prelievi di terreno indisturbato (50 mm di diametro, 51 mm d'altezza) da 0,05 a 0,10 m di profondità.

Risultati e discussione

Resistenza alla penetrazione

I valori medi di resistenza alla penetrazione del terreno (in MPa) alle diverse profondità (0-0,40 m) per le diverse tesi sono riportati in Fig. 1 A. In figura 1 B sono riportati i valori degli incrementi della resistenza alla penetrazione rispetto al testimone dopo uno e due passaggi della trattrice.

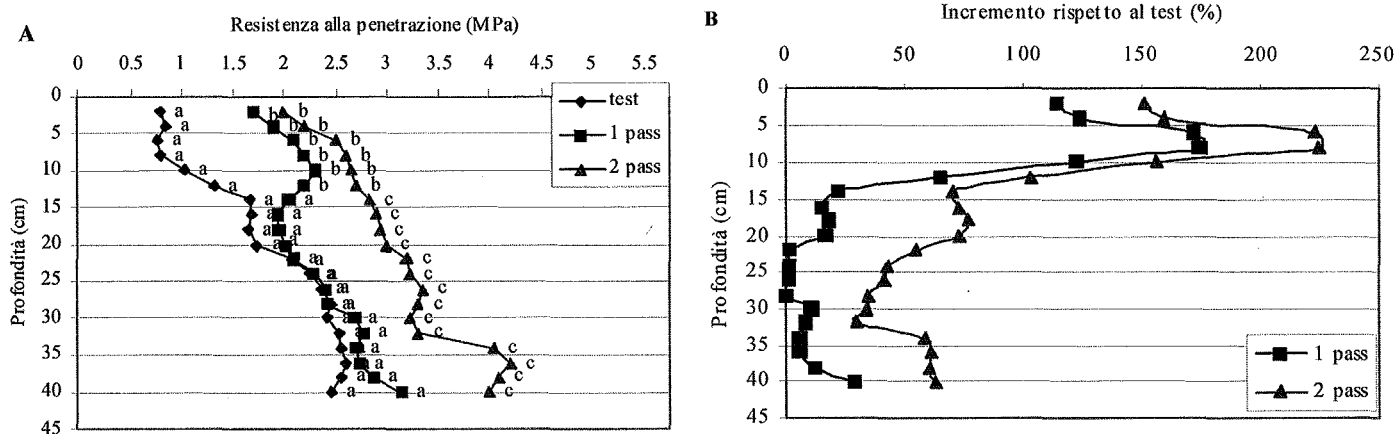


Figura 1. A = Valori medi della resistenza offerta dal terreno alla penetrazione (MPa) alle diverse profondità. B = Incremento della resistenza alla penetrazione rispetto al test

La differenza fra le medie è stata verificata per mezzo del test t di Student. Le lettere sono riferite al confronto, alla medesima profondità di rilievo per diverso numero di passaggi ed il testimone (Gomez, 1976).

Dai risultati esposti (fig. 1 A) si nota come vi sia un aumento dei valori della resistenza alla penetrazione con l'aumentare del numero dei passaggi sulla stessa traccia; tale risultato è in accordo con i risultati di precedenti indagini (Marsili et al., 1998; Servadio et al., 2001).

Dall'analisi dei risultati relativi alla resistenza alla penetrazione dopo un singolo passaggio della trattrice sono emerse differenze statisticamente significative con il testimone solo negli strati più superficiali (0-0,12 m di profondità).

La resistenza alla penetrazione dopo i passaggi multipli (2 passaggi) aumenta in modo significativo rispetto al testimone in tutti gli strati analizzati e solo negli strati più profondi (0,12-0,40 m) rispetto al passaggio singolo.

Dalla figura 1 B emerge che gli incrementi più elevati della resistenza alla penetrazione rispetto al test (superiori al 100%) sono stati rilevati negli strati più superficiali (0-0,12 cm di profondità).

Resistenza al taglio

I valori medi della resistenza al taglio del terreno (in kPa) alle diverse profondità (0-0,30 m) e per le diverse tesi sono riportati in figura. 2 A. In figura 2 B sono riportati i valori degli incrementi della resistenza al taglio rispetto al testimone dopo uno e due passaggi della trattrice.

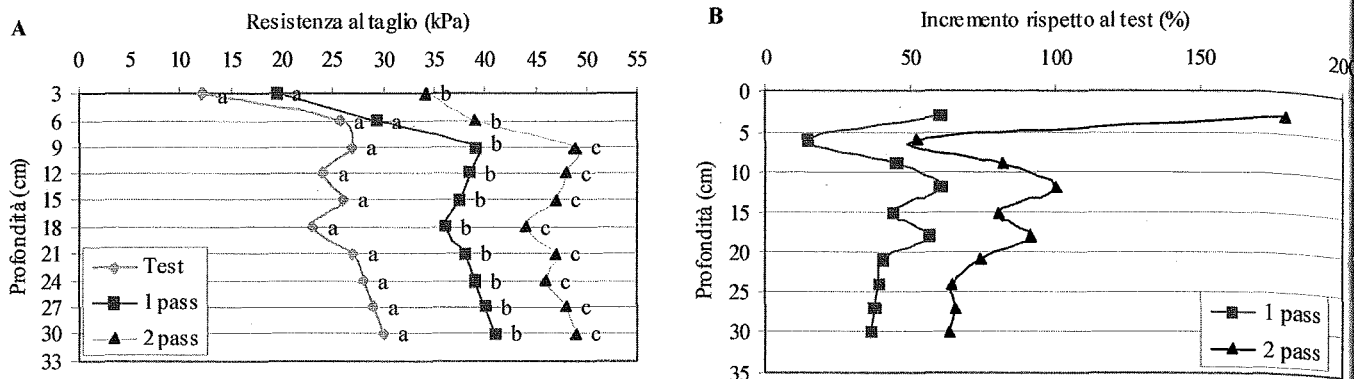


Figura 2. A = Valori medi di resistenza al taglio (kPa) alle diverse profondità. B = Incremento della resistenza al taglio rispetto al testimone

Dai risultati esposti (fig. 2 A) si nota come vi sia un aumento dei valori della resistenza al taglio con l'aumentare del numero dei passaggi sulla stessa traccia; anche questo risultato è in accordo con quanto osservato in precedenti lavori (Servadio et al., 2001).

Dall'analisi dei risultati di resistenza al taglio dopo il passaggio singolo della trattrice sono state ottenute differenze statisticamente significative rispetto al testimone in tutti gli strati analizzati ad eccezione dei due più superficiali (0-6 cm) mentre dopo i passaggi multipli (2 passaggi), differenze significative sono state ottenute rispetto al passaggio singolo in tutti gli strati analizzati. Gli incrementi più elevati nei valori di resistenza al taglio (>100%), sono stati rilevati solo nello strato più superficiale e dopo 2 passaggi (fig. 1 B).

Massa volumica apparente

Relativamente ai dati di massa volumica apparente (tab. 3) sono emerse differenze statisticamente significative fra le tesi interessate da uno e due passaggi della trattrice ed il testimone con incrementi percentuali del 16 e 17% rispettivamente, mentre non sono emerse differenze significative fra passaggio multiplo e singolo (incremento = 1%).

Tabella 3. Valori medi della massa volumica apparente

Trattrice con cingoli in gomma	Massa volumica apparente (Mg m ⁻³)	Incremento rispetto al test (%)
Testimone	1.08 a	-
1 pass	1.25 b	15,7
2 pass	1.26 b	16,7

Da quanto rilevato è emerso che, per quanto attiene alla massa volumica apparente, passaggi multipli hanno indotto nel terreno effetti molto simili a quelli rilevati dopo il passaggio singolo

Conducibilità idraulica del suolo saturo

I risultati della conducibilità idraulica saturo (mm h⁻¹) per le diverse tesi sono riportati in figura 3 suddivisi sempre per numero di passaggi sulla stessa traccia (1-2).

I risultati della conducibilità idraulica del suolo saturo evidenziano una diminuzione dei valori rilevati già dopo il passaggio singolo della macchina rispetto al controllo. La differenza fra passaggio singolo e passaggi multipli è risultata meno evidente rispetto a quanto rilevato fra testimone e passaggio singolo.

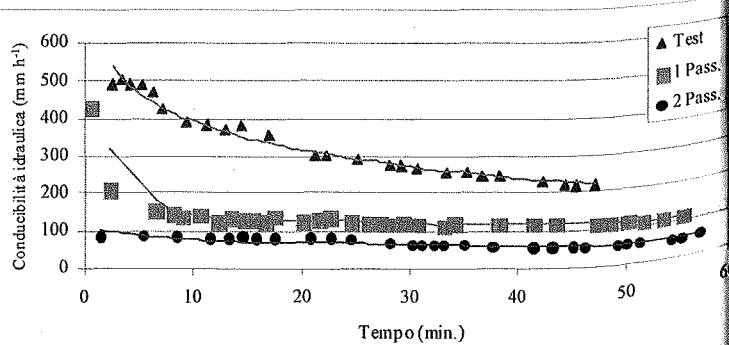


Figura 3. Conducibilità idraulica del suolo saturo in relazione al tempo

Conclusioni

Le prove sulla trattrice d'elevata potenza, equipaggiata con cingoli di gomma, condotte su terreno argilloso con contenuto idrico del 27,5%, hanno fatto rilevare variazioni su alcune proprietà fisico-meccaniche del suolo in tutti gli strati analizzati. La resistenza alla penetrazione ha mostrato differenze significative rispetto al testimone negli strati più superficiali (0-0,12 m di profondità) dopo un passaggio della trattrice, ed in tutti gli strati analizzati dopo due passaggi; negli strati più profondi (0,12-0,40 m) nel confronto fra passaggi multipli e passaggio singolo.

La resistenza al taglio ha mostrato differenze significative nel confronto con il testimone in tutti gli strati ad eccezione dei due più superficiali (0-6 cm) dopo il passaggio singolo, in tutti gli strati analizzati dopo due passaggi; in tutti gli strati analizzati nel confronto fra passaggi multipli e passaggio singolo.

Non si sono rilevate differenze significative nei valori della massa volumica apparente fra uno e due passaggi. La conducibilità idraulica del suolo saturo ha evidenziato una diminuzione dei valori rilevati già dopo il passaggio singolo della macchina rispetto al controllo mentre è stata meno evidente la differenza fra il passaggio singolo e multiplo.

Dai risultati emersi si è evidenziato come le caratteristiche fisico-meccaniche esaminate hanno subito delle variazioni significative già dopo un singolo passaggio della trattrice mentre non sempre sono state significative le differenze fra uno e due passaggi. Questo risultato può essere interessante allorché è necessario transitare più volte sulla stessa traccia per lo svolgimento di più operazioni colturali.

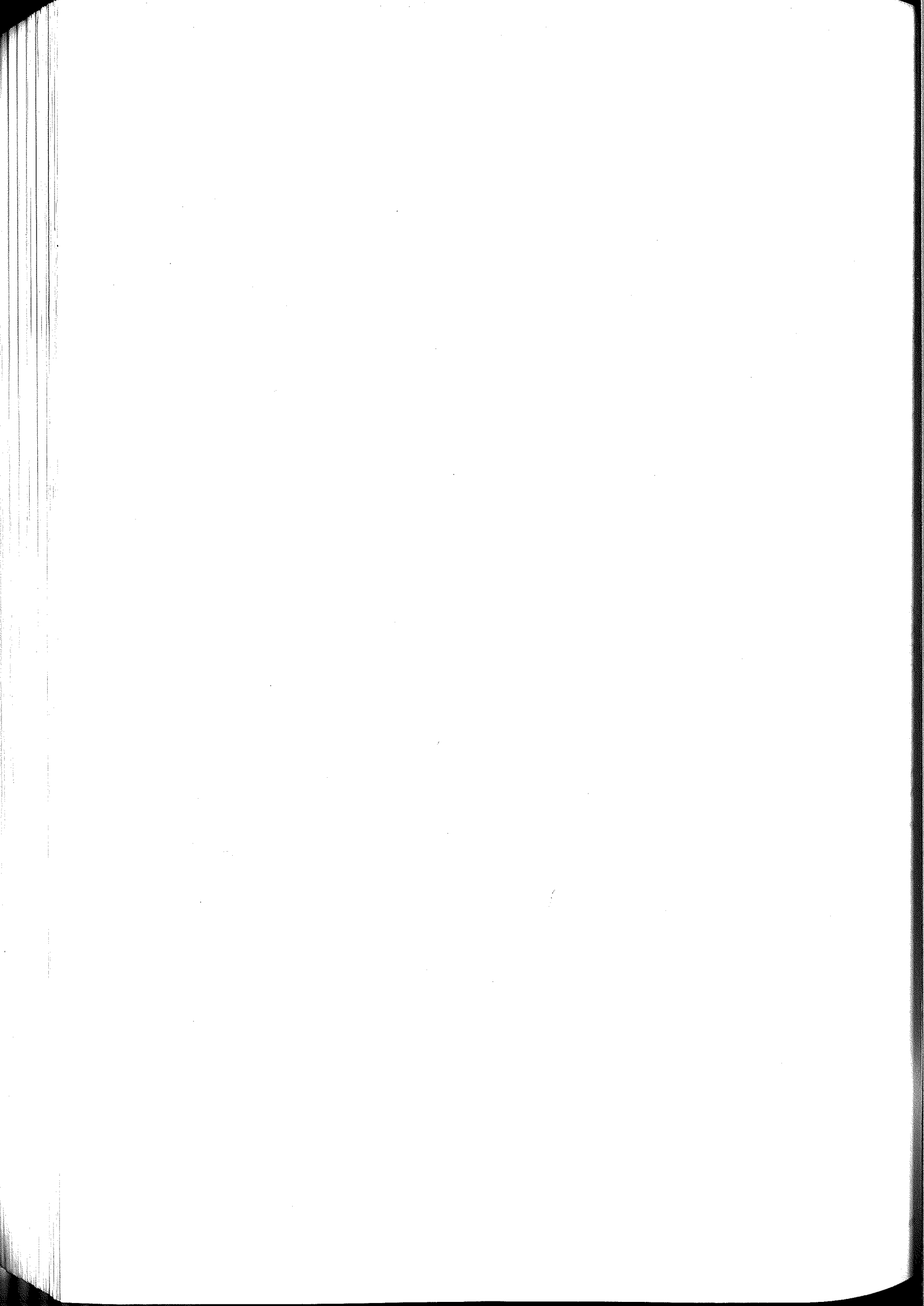
Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato svolto nell'ambito del progetto "SUOLO - Conservazione e valorizzazione della risorsa suolo" del MiPAF, coordinato dall'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze.

Gli Autori ringraziano Elvira Blasi per la collaborazione durante i rilievi in campo ed in laboratorio.

Bibliografia

- AUTORI VARI, 1992. Metodi ufficiali d'analisi fisica del suolo. Suppl. ord. G.U. n. 121 del 25.5.1992.
- CESTELLI GUIDI C., 1987. Geotecnica e tecnica delle fondazioni. Ulrico Hoepli, Milano, pp. 98-113.
- GOMEZ K. A., GOMEZ A. A., 1976. Statistical procedures for agricultural research, The international Rice Research Institute, Los Baños, 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.
- 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.





Commissione VII

Mineralogia del suolo

GENESI E MINERALOGIA DI ANDOSUOLI DEL COMPLESSO VULCANICO DEI "CAMPI FLEGREI"

C. Colombo ¹, A. Di Cerce ¹, G. Palumbo ¹, L. Maiuro ² e F. Terribile ³

¹ Dipartimento di Scienze Animali, Vegetali e dell'Ambiente. Università del Molise

Via De Sanctis, 86100 Campobasso (CB) colombo@unimol.it

² Centro Servizi Interdipartimentale di Microscopia. Università del Molise

Via De Sanctis, 86100 Campobasso (CB) maiuro@unimol.it

³ Dipartimento di Scienze del Suolo, della Pianta e dell'Ambiente, Università degli Studi di Napoli Federico II

Via Università, 100 - 80055 Portici (NA) terribil@unina.it

Abstract

The Volcanic soils located in the Flegrei Fields district are formed from heterogeneous pyroclastic rocks. The origin of the Flegrei District, according to its geographic location and to the age of the products, has been ascribed to about 30 different volcanic events begun more than 30.000 years ago. They formed large deposits of pyroclastic products such as the geologic formation called "Neapolitan yellow tuff". The aim of this work was to study the mineralogy and the geochemistry of two soils of the northern slope of Mt Gauro: the first soil (N1) occurring on flat terraces and it has a specialized fruit trees (apples) land use; the second soil (N2) is located on chestnut forest at the top of Mt Gauro. On both soils physical and chemical analysis were carried out. The profile N2 has been also object of micromorphological description and mineralogical analysis. The thin sections were analysed by optical microscopy (OM) and selected areas have also been observed by scanning electron microscope (SEM) and microanalysis (EDS) to observe the differences in the chemical composition. All grain size fractions have been analysed by X ray diffractometry (XRD). Mineralogical composition of the clays has shown the presence of halloysite (hydrated form) with a peak at 1 nm and meta-halloysite with a peak at 0.72 nm. In the clayey fraction zeolitic minerals (mainly analcime and philipsite) have also been observed, in the deepest horizons (BC1, BC2 e C1 of the N2 profile), while in the surface zeolites clearly decrease.

In the sand fraction biotite, leucite, sanidine have been observed along with minor content of philipsite ed analcime. The micromorphological analysis has shown the rare presence of clay coatings in the C horizons along with pumice with different degree of weathering.

Key words: volcanic soils, soil mineralogy, soil geochemistry, zeolitic minerals

Riassunto

I suoli vulcanici del complesso vulcanico dei Campi Flegrei si sono formati su materiale parentale di tipo piroclastico particolarmente eterogeneo. L'alternanza e la sovrapposizione di materiale vulcanico in questi ambienti si deve alla intensa attività vulcanica dei Campi Flegrei, con circa 30 differenti eventi vulcanici iniziati più di 30.000 anni fa, che hanno formato grandi depositi stratificati di piroclastiti e di tufo giallo in tutta l'area. L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di approfondire la mineralogia e la geochimica di alcuni suoli siti sul versante nord della caldera del Monte Gauro. Sono stati realizzati due profili e campionati rispettivamente su una terrazza coltivata a frutteto specializzato (N1) e in un'area forestale a castagneto in prossimità della sommità del monte Gauro (N2). Entrambi sono stati descritti morfologicamente e campionati per le analisi chimiche di laboratorio e per la descrizione micromorfologica. Relativamente al profilo N2 è stata analizzata la mineralogia della frazione argillosa con l'uso dei raggi X (XRD) ed è stata effettuata un'accurata analisi micromorfologica prima con il microscopio ottico (OM), poi con quello elettronico a scansione su aree selezionate (SEM), utilizzando la microanalisi (EDS) per valutare le differenze nella composizione chimica. L'ambiente pedogenetico dei profili selezionati si è rivelato molto giovane e sono state evidenziate alcune differenze nel grado di sviluppo dei due profili studiati in relazione anche al diverso uso del suolo. L'analisi mineralogica delle argille ha indicato presenza di halloysite in forma idrata con un picco a circa 1 nm e a 0.72 nm nella forma deidrata. L'halloysite ha mostrato maggiore grado di cristallinità nell'orizzonte profondo rispetto a quello di superficie. Nella frazione argillosa è stata osservata la presenza di quantità apprezzabili di analcime e philipsite. I diffrattogrammi delle frazioni argillose hanno mostrato picchi caratteristici di entrambe le zeoliti negli orizzonti più profondi (BC1, BC2 e C1 del profilo N2), che si sono ridotte nell'orizzonte di superficie. Nella frazione sabbiosa sono state riscontrate le riflessioni di biotite, leucite, sanidino e, con minor evidenza, quelle di philipsite ed analcime. L'analisi micromorfologica ha evidenziato la presenza di scarse pellicole di argilla negli orizzonti C e di pomice alterate con diversi stadi di alterazione.

Parole chiave: suoli vulcanici, mineralogia del suolo, geochimica, zeoliti

Introduzione

I suoli vulcanici del complesso dei Campi Flegrei si sono formati su materiale di tipo piroclastico particolarmente eterogeneo riferibile a molti e diversi eventi vulcanici. I Campi Flegrei rappresentano un sistema vulcanico particolarmente complesso, costituito da 19 crateri su un'estensione di circa 65 km², disposti secondo un allinea-

mento E-W. L'attività vulcanica è iniziata precedentemente a quella del Vesuvio, ed è compresa nell'intervallo di tempo Pleistocene Medio-superiore-Olocene ed attualmente è in fase di quiescenza, dopo l'ultima eruzione storica del Monte Nuovo nel 1538 (Di Girolamo et al, 1984; Cole e Scarpati, 1993; Foglio 184 "Napoli", scala 1 :100.000 Servizio geologico d'Italia, 1966). Il substrato geologico dell'area studio è costituito da vulcaniti prevalentemente piroclastiche, originate da intense e frequenti attività vulcaniche esplosive. Il Tufo giallo, ad esempio, si è formato prevalentemente in seguito ad una eruzione di 13.000 anni fa e rappresenta la formazione di base dell'area di studio della maggior parte dei crateri vicini. Esso può essere utilizzato cronologicamente come marker, perché è omogeneamente diffuso su buona parte del territorio flegreo. In questo studio sono stati analizzati due profili ubicati sul versante Nord dell'apparato vulcanico del Monte Gauro a diverso utilizzo agronomico, per approfondire le conoscenze mineralogiche e geochimiche dei suoli vulcanici flegrei e mettere in correlazione le caratteristiche pedogenetiche rilevate con i processi di alterazione del materiale piroclastico.

Materiali e metodi

Sono stati campionati due profili (N1 e N2) sul versante settentrionale del Monte Gauro a due differenti quote. Il profilo N1 è stato campionato su una terrazza coltivata a frutteto specializzato ed il profilo N2 proviene da un'area forestale utilizzata a castagneto in prossimità della sommità del monte Gauro (N2). I campioni di suolo sono stati poi sottoposti alle analisi chimiche e chimico-fisiche (Soil Survey Staff, 1996; SISS, 2000). La frazione argillosa del profilo N2 è stata separata ed analizzata con l'ausilio di un diffrattometro Rigaku, secondo la metodologia (XRD) proposta da Wilson (1987), su campioni random, utilizzando la radiazione $\text{CoK}\alpha$ a 40 kV e 30 mA. Inoltre per lo stesso profilo N2 è stato effettuato lo studio micromorfologico (Fitzpatrick, 1984) su sezioni sottili con il microscopio ottico (MO). Particolari delle sezioni sottili sono stati osservati con il microscopio elettronico a scansione (SEM) Zeiss DSM 940 equipaggiato di una microanalisi Link System INCA Energy Dispersive X-ray Analyser (EDS). Le sezioni sottili sono state metallizzate con carbone e poste su stubs di alluminio. Le osservazioni sono state condotte a 25 kV con distanza di lavoro di 25 mm.

Risultati e discussione

Profilo N1

Il profilo N1 è stato campionato sul versante del vulcano degradante verso NE, con pendenza del 10-15%. La morfologia è terrazzata e l'uso del suolo è a frutteto specializzato. Il profilo non presenta segni di erosione ed il suolo è risultato ben drenato e sempre in condizioni di sottosaturazione. Il materiale parentale è costituito da un cinerite piroclastica trachitica generata dalla eruzione di Astroni 3700 anni fa.

I principali parametri chimici degli orizzonti del profilo sono riportati nella tabella 1.

Tabella 1. Principali proprietà chimiche del profilo N1

Orizzonte	Profondità cm	pH (in acqua)	pH (in KCl)	C (%)	N totale (%)	C/N	CSC cmol(+)/kg
Ap	0-16	5.94	4.71	1.99	0.25	7.96	27
Bw1	16-54	6.80	4.90	0.66	0.14	4.71	22
Bw2	54-95	7.08	5.19	0.58	0.09	6.44	22
BC	95-120/130	7.24	5.39	0.49	0.07	7.00	22
C	>130	7.22	5.13	0.24	0.06	4.00	18

I valori di pH, misurato sia in acqua che in KCl, sono risultati crescenti con la profondità; in particolare il pH in acqua è risultato prossimo a valori di neutralità in corrispondenza dell'orizzonte C, partendo invece da condizioni di leggera acidità negli orizzonti di superficie. I valori di pH in KCl mostrano lo stesso andamento, presentando valori anche di 2 unità di pH inferiori a quelli misurati in acqua. La forte differenza tra le due misure di pH sono da relazionare anche alla presenza di alluminio che viene scambiato con K e che una volta in soluzione determina forti incrementi in acidità. Il rapporto carbonio/azoto (C/N) è particolarmente elevato ed oscilla all'interno del profilo indicando una forte antropizzazione. Il carbonio organico si riduce in profondità ed il rapporto C/N è particolarmente basso nell'orizzonte più profondo. La CSC, è moderatamente elevata e mostra valori leggermente decrescenti in profondità. Di particolare interesse è il valore elevato di CSC dell'orizzonte C che non è un orizzonte pedogenizzato e non è associato alla presenza di sostanza organica.

Profilo N2

Questo profilo è stato campionato su un tratto mediano dello stesso versante vulcanico degradante verso NE, con pendenza modesta del 2-5%, verso la sommità del Monte Gauro. L'uso del suolo è forestale ed è presente un castagneto ceduo. Non sono stati rilevati segni di erosione superficiale; il suolo è risultato ben drenato. Il materiale parentale è prevalentemente costituito dalla cinerite piroclastica trachitica generata dalla eruzione degli Astroni di 3700 anni fa similmente al profilo N1. I valori relativi ai principali parametri chimici hanno mostrato andamenti in parte diversi rispetto a quelli rilevati per il profilo N1 (tab. 2). Infatti, i valori di pH misurato in acqua sono risultati sempre crescenti e prossimi a condizioni di neutralità con l'aumentare della profondità analogamente al profilo N1 indicando condizioni leggermente acide negli orizzonti di superficie (O, A1). Invece i valori di pH determinati in KCl hanno mostrato andamento opposto diminuendo da 5.96 a 4.33 nell'orizzonte C. La maggiore acidità misurata in presenza di K è in relazione con la solubilizzazione di alluminio di scambio che può essere presente nella parte più profonda del profilo. Le differenze nei valori di pH dei due profili N1 e N2 possono essere attribuite al diverso uso del suolo, infatti il profilo N1 proviene da un suolo fortemente rimaneggiato per effetto del terrazzamento e con minore presenza di sostanza organica mentre il profilo N2 è un suolo meno disturbato. Tale differenza è ancora più visibile se si considera il rapporto C/N. Infatti tale rapporto risulta sensibilmente più elevato nel profilo N2, per la presenza di lettiera non completamente decomposta, mostrando una forte riduzione all'aumentare della profondità. Infine forti differenze dei due profili sono risultate ancora più evidenti nei valori particolarmente elevati di CSC del profilo N2 comparate con quelle del profilo N1.

Tabella 2. Principali proprietà chimiche del profilo N2

Orizzonte	Profondità cm	pH (in acqua)	pH (in KCl)	C (%)	N totale (%)	C/N	CSC Cmol(+)/kg
O	0	6.44	5.96	7.34	0.35	20.97	54
A1	0-25	6.41	5.56	4.60	0.31	14.84	35
BC1	25-30/50	7.30	4.52	0.19	0.13	1.46	36
BC2	30/50-70	7.37	4.4	0.11	0.12	0.92	40
C1	70-92	7.26	4.33	0.09	0.16	0.56	34

La tabella 3 mostra i valori percentuali di Al, Fe e Si estratti con ossalato d'ammonio, determinati nei profili N1 e N2. I valori estremamente bassi rilevati di Al e Si mostrano la scarsa presenza di materiali alluminosilicati a basso ordine cristallino. Tale risultato indica chiaramente il carattere poco allofanico di questi suoli. Una spiegazione di tale caratteristica è da relazionare alla scarsa pedogenizzazione ed al forte drenaggio di questi suoli. In tali condizioni i prodotti di alterazione sono rapidamente allontanati e tale processo non permette al silicio di ricristallizzare in forma di minerali di neogenesi in questi ambienti.

Osservazioni al microscopio ottico (OM)

Su sezioni sottili preparate dall'orizzonte A del profilo N2 sono state effettuate osservazioni sia in luce piana polarizzata che in luce incrociata polarizzata, per studiare le proprietà ottiche del materiale di riempimento dei micropori e di quello presente nelle zone di alterazione nel materiale parentale vulcanico.

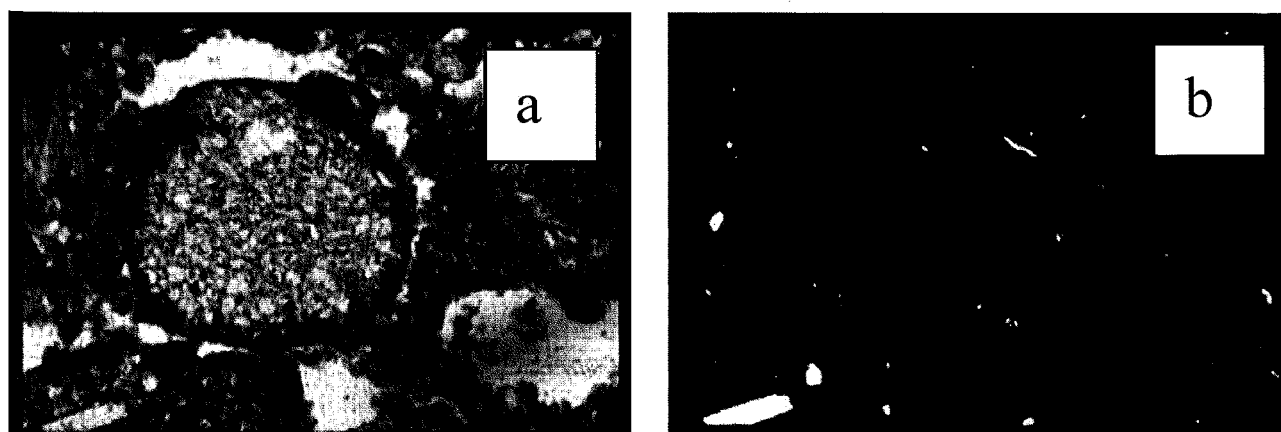


Figura 1. Particolare di pomice alterate osservata al MO dell'orizzonte A del profilo N2 in luce piana polarizzata (a) e in luce incrociata (b). Il campo microscopico è 1.6 mm

La figura 1a mostra, in luce piana polarizzata, una pomice estremamente porosa con un alone più scuro sul bordo esterno simile ad un anello di alterazione (weathering rim). La figura 1b, ottenuta con luce incrociata polarizzata, mostra estinzione permanente indicando che la zona interna risulta ancora poco alterata (otticamente isotropa).

Le figure 2 (a, b, c) rappresentano particolari di sezioni sottili osservate in luce incrociata polarizzata e relative agli altri orizzonti BC1, BC2 e C del profilo N2. In particolare nell'orizzonte BC1 (fig. 2a) compaiono sul bordo esterno delle pomice piccoli aloni di argilla di neogenesi (clay coatings) in forma di sottili veli di riempimento depositati sulle pareti dei pori. Nella figura 2b appare evidente un altro accumulo di minerali argillosi di neogenesi, anche se presenti in moderata quantità. Talvolta la deposizione di pellicole di argilla nei micropori ne provoca la completa occlusione (fig. 2c, orizzonte C).

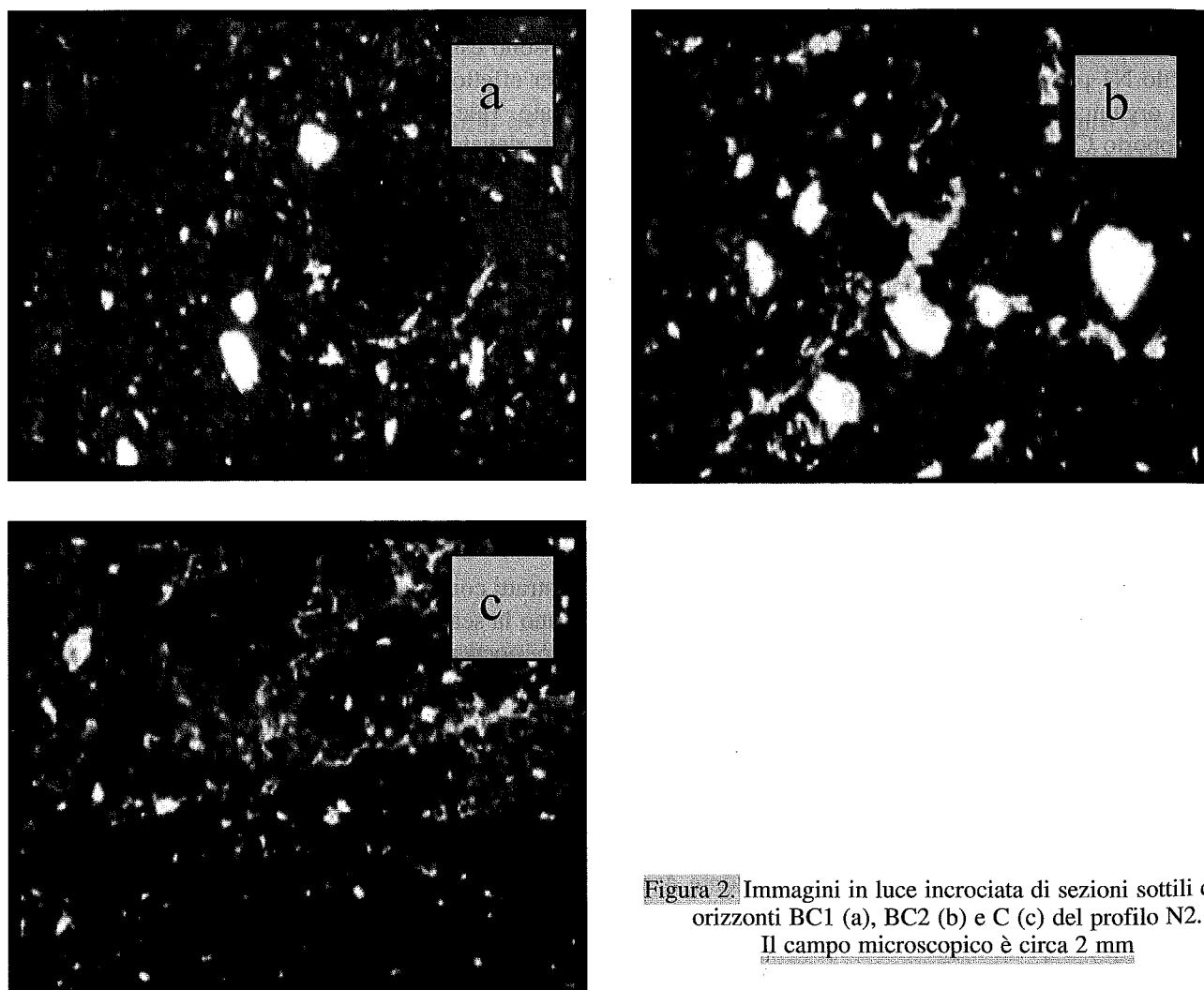


Figura 2. Immagini in luce incrociata di sezioni sottili degli orizzonti BC1 (a), BC2 (b) e C (c) del profilo N2. Il campo microscopico è circa 2 mm

La figura 3 mostra una micrografia al SEM di una pomice in sezione sottile dell'orizzonte A. Dall'analisi quantitativa effettuata con l'EDS è possibile stabilire che la composizione chimica della pomice è principalmente di tipo alluminosilicatico. Le micrografie delle mappature riportate nella figura 3b mostrano, inoltre, presenza di metalli alcalino-terrosi (Ca) ed alcalini (K) all'interno del granulo di pomice. In particolare il K mostra la stessa distribuzione del Si e del Al indicando che questo elemento, pur essendo molto solubile, è presente all'interno della pomice e quindi l'alterazione è ancora in fase iniziale.

Di particolare interesse è la presenza di una maggiore quantità di silicio in corrispondenza del bordo superiore del granulo di pomice. Quest'area, che corrisponde al bordo alterato osservato al microscopio ottico, potrebbe essere risultata zona di accumulo di materiale di alterazione amorfo ricco in silicio.

La figura 4a mostra un'altra micrografia al SEM di un particolare osservato in sezione sottile di granulo pomiceo dell'orizzonte A ed analizzato con l'EDS. Dalle mappature è possibile osservare che l'alluminio si concentra prevalentemente all'interno dei pori del granulo (fig. 4b), dove al contrario è assente il silicio (fig. 4c).

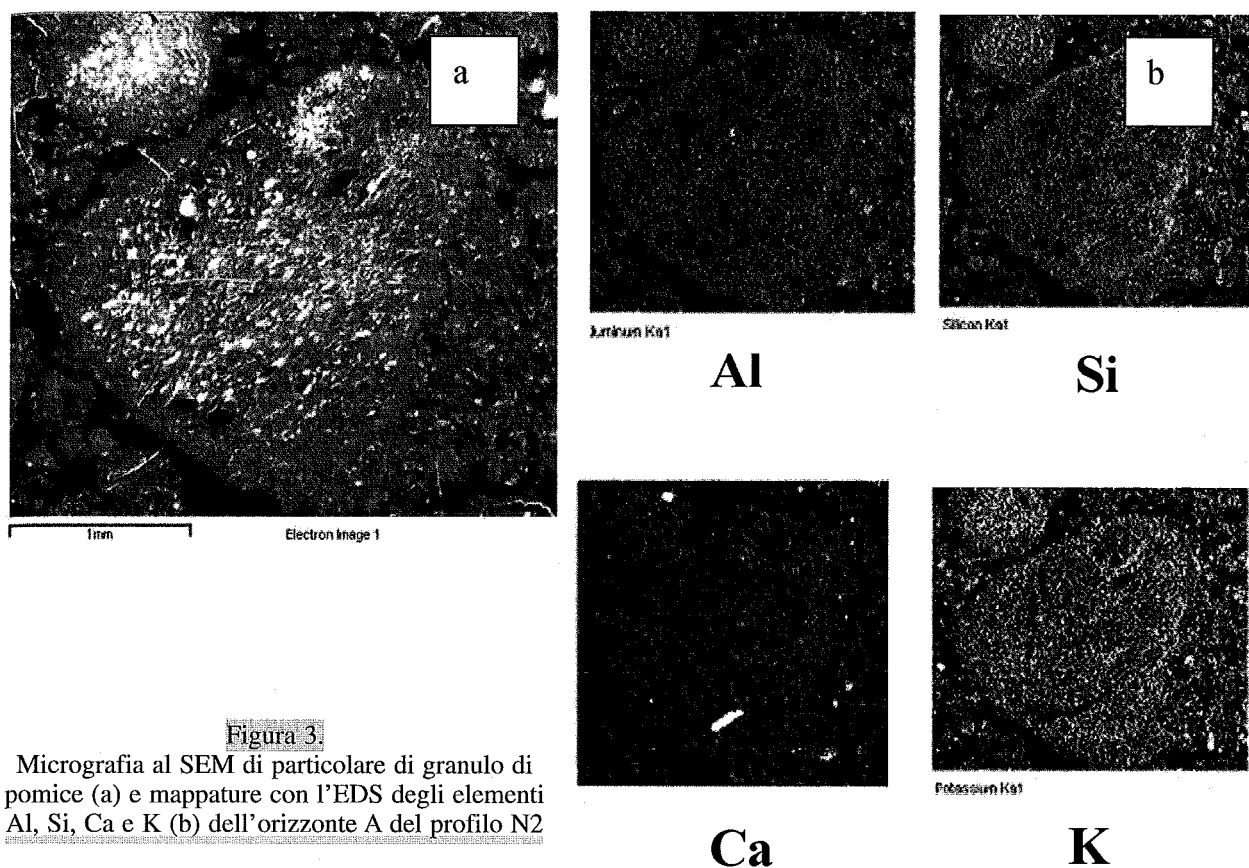


Figura 3.

Micrografia al SEM di particolare di granulo di pomice (a) e mappature con l'EDS degli elementi Al, Si, Ca e K (b) dell'orizzonte A del profilo N2

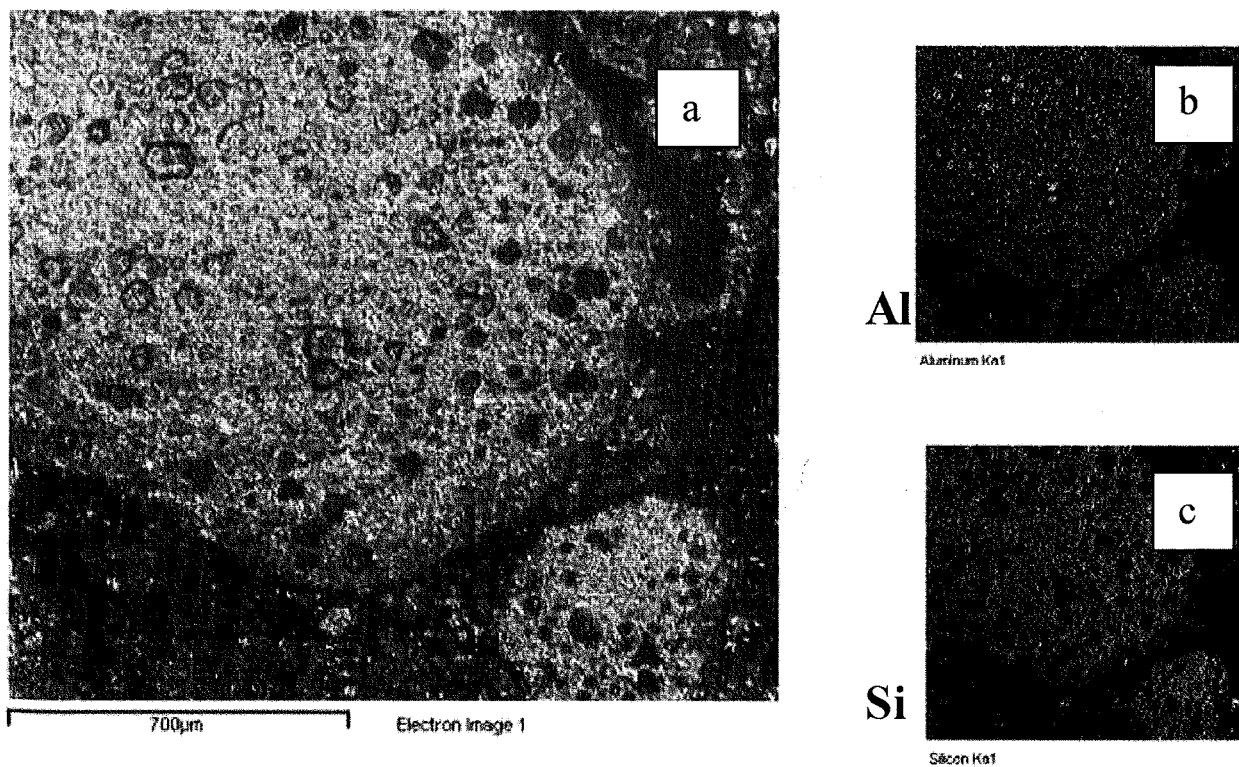


Figura 4. Micrografia al SEM (a) e mappature degli elementi Al (b) e Si (c).

La figura 5 mostra cristalli di zeolite presenti nei vacuoli di campioni di tufo giallo prelevati alla base del Profilo N2. I cristalli di zeolite hanno un habitus cristallino ben sviluppato, con forma tabulare e filamentosa (Gottardi, 1978) molto frequenti nelle microcavità dei tufi (Ming e Mumpton, 1989)

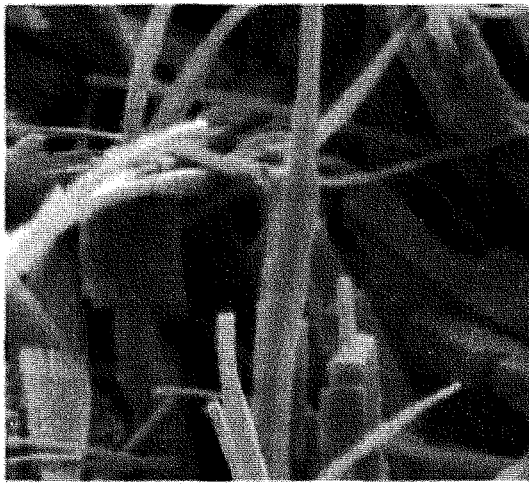


Figura 5. Cristalli di zeolite osservati al SEM in campioni di tufo giallo

La figura 6a mostra un particolare della superficie di un granulo di pomice separato dalla frazione sabbia fine osservato al SEM, appartenente all'orizzonte superficiale A del profilo N2. Dalla micrografia è possibile osservare che le particelle hanno superfici molto alterate e nella microcavità non sono visibili forme geometriche regolari di cristalli di zeoliti. La figura 6b mostra la superficie di una pomice della frazione sabbiosa dell'orizzonte C osservata al SEM. Si può notare un alto grado di alterazione della superficie e del materiale di riempimento delle cavità, con totale assenza di cristalli con morfologia geometrica regolare come invece è stato possibile riscontrare nelle microcavità del materiale tufaceo.

La figura 7 (a e b) mostra i diffrattogrammi della frazione argillosa (< 2 mm) e della sabbia grossa (2 - 0.2 mm) dei campioni relativi al profilo N2. La figura 7a mette in evidenza che il contenuto in minerali argillosi nel suolo è molto basso. Sui diffrattogrammi sono appena visibili i picchi attribuibili alla halloysite nella forma idrata ($d = 1.04$ nm) ed anidra metahalloysite ($d = 0.71$ nm). Nella frazione sabbiosa sono stati identificati i silicati primari contenuti nella matrice piroclastica del suolo: leucite, sanidino e biotite (fig. 7b). Di particolare interesse è che nei diffrattogrammi sia della frazione sabbiosa (dati non mostrati) che in quella argillosa sono

presenti i picchi relativi alle due zeoliti: Phillipsite (0.72 nm) ed Analcime (0.56 nm). I picchi specifici di queste due zeoliti sono più chiari ed intensi negli orizzonti più profondi, mentre sono presenti in forma più irregolare nell'orizzonte superficiale. Inoltre l'intensità delle riflessioni risultano molto più forti nella frazione argillosa rispetto a quella sabbiosa. Questa differenza potrebbe essere correlata alla sensibile variabilità della struttura cristallina ed alle dimensioni dei cristalli di zeoliti presenti nelle frazioni granulometriche più fini.

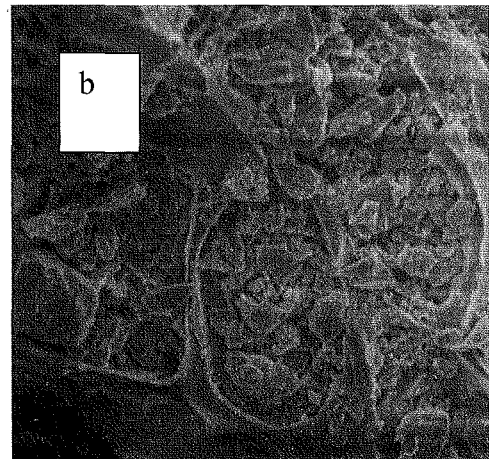
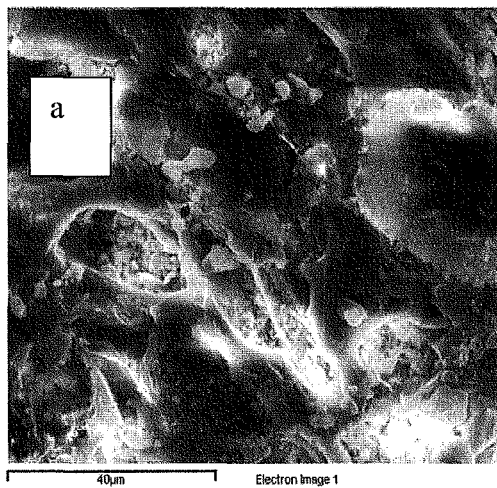


Figura 6. Particolare al SEM della superficie alterata di pomice dell'orizzonte A (a) e C (b)

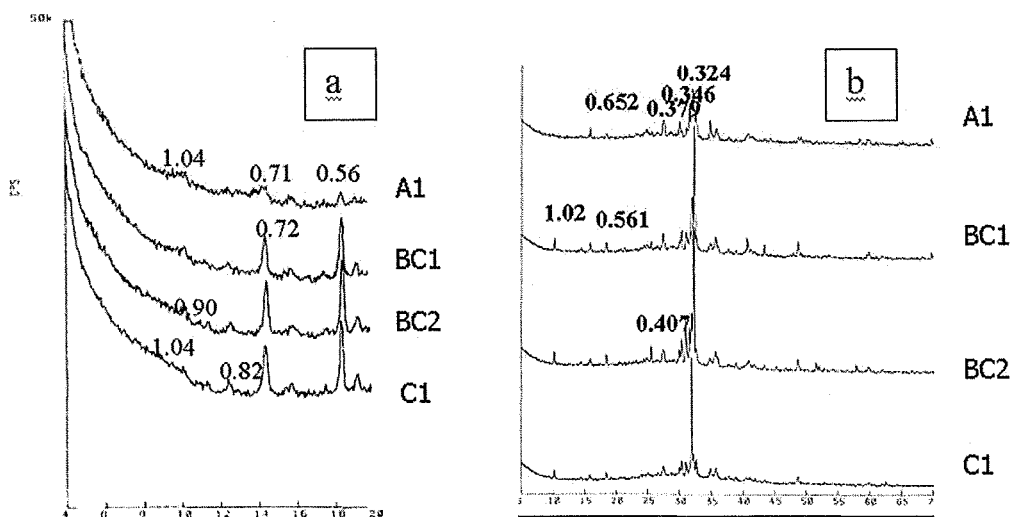


Figura 7. Diffrattogrammi della frazione argillosa (a) e sabbiosa (b) del profilo N2 ottenuti utilizzando il metodo delle polveri

Conclusioni

L'ambiente pedogenetico dei suoli vulcanici del complesso del monte Gauro è risultato particolarmente complesso per l'eterogeneità del materiale piroclastico, stratificato durante l'intensa attività vulcanica negli ultimi 5000 anni. I profili studiati sono apparsi ben sviluppati, e con proprietà chimiche in parte diverse. Il profilo N1 ha mostrato caratteristiche leggermente acide negli orizzonti di superficie (O, A1) con aumento del pH verso l'orizzonte C. Il profilo N2 (suolo forestale) ha mostrato andamento simile ma con una maggiore acidità in KCl. Tale comportamento è da mettere in relazione alla probabile presenza di alluminio di scambio, accumulatosi nella parte più profonda del profilo (orizzonti BC2 e C). Le differenze nei valori dei parametri chimici dei due profili N1 e N2 possono essere attribuite anche al diverso uso del suolo, infatti il profilo N1 (suolo terrazzato) ha mostrato un contenuto inferiore di sostanza organica e valori medi di CSC. Il profilo N2 (suolo forestale) ha valori particolarmente elevati di CSC, non correlabili con presenza di sostanza organica. Le analisi micromorfologiche eseguite al microscopio ottico sulle sezioni sottili del profilo N2 hanno evidenziato la presenza di minerali argillosi di neogenesi, concentrati in (rare) pellicole di argilla all'esterno delle pomice; le pellicole sono quasi assenti negli orizzonti di superficie ed appena osservabili al microscopio ottico nell'orizzonte C. L'analisi chimica elementare effettuata al SEM con l'EDS sulle stesse sezioni ha mostrato che il silicio si è accumulato nelle parti esterne dei granuli di pomice; tali aree sono apparse al microscopio ottico poco alterate (isotrope). Le mappature dei granuli di pomice ottenute con l'EDS hanno mostrato che l'alluminio ha spesso una distribuzione molto diversa dal silicio. Inoltre le mappature ottenute al SEM delle sezioni sottili hanno mostrato in prevalenza granuli di pomice con distribuzione dei cationi alcalini ed alcalino-terrosi molto simili, indicativi di materiali poco alterati. Dalle analisi diffrattometriche è emerso che i minerali di neogenesi sono presenti in tutti gli orizzonti del profilo N2, anche se appena apprezzabili. I minerali riscontrati nelle frazioni fini sono da attribuire a forme incipienti di halloisite nelle due forme idrata ed anidra. Di particolare interesse è stata la presenza di zeoliti con evidenti segni di alterazione negli orizzonti di superficie, ma con picchi più visibili nell'orizzonte C. La presenza di tali minerali è, inoltre, da relazionare agli alti valori di CSC riscontrati nel profilo forestale N2 anche nell'orizzonte minerale C. L'ambiente vulcanico studiato risulta di particolare interesse, per approfondire le conoscenze relative all'alterazione delle zeoliti e alla loro incidenza sulle caratteristiche chimiche specifiche dei suoli flegrei.

Ringraziamenti

Si ringraziano la dott.ssa Paola Adamo ed il dott. Aldo Mirabella per i suggerimenti dati in fase di revisione. Questa ricerca è stata finanziata con i fondi di Ateneo (FAR) dell'Università del Molise e rientra nel programma COST Action 622 Soil Resources of European Volcanic Systems.

Bibliografia

- COLE P.D., SCARPATI C., 1993. A facies interpretation of the eruption and emplacement mechanism of the upper part of the neapolitan Yellow Tuff, Campi Flegrei, Southern Italy-Bull. Volcanol., 55, 311-326.
- DI GIROLAMO P., GHIARA M.R., LIRER L., MUNNO R., ROLANDI G., STANZIONE D., 1984. Vulcanologia e petrografia dei Campi Flegrei. Boll. Soc. Geol. It., 103, 349-413.
- FITZPATRICK E. A., 1984. Micromorphology of Soils. Chapman & Hall, London, p 433.
- Gottardi G., 1978. Natural Zeolites. Occurrence, Properties, Use. L. B. Sand and F.A. Mumpton Eds., Pergamon Press, Oxford, p. 31
- MING D. W., MUMPTON F. A., 1989. Zeolites in Soils. In Minerals in Soil Environments (2nd Edition) - SSSA Book Series, no.1., Ed. J. B. Dixon e S.B. Weed., 873-911.
- SERVIZIO GEOLOGICO D'ITALIA, 1966. Carta geologica d'Italia alla scala 1:100.000, Foglio: 184 Litografia Artistica Cartografica, Firenze.
- SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO SISS, 2000. Metodi di analisi chimica del suolo, Franco Angeli Editore.
- SOIL SURVEY STAFF, 1996. Soil survey laboratory methods manual. Soil Survey Investigations Report No. 42. Version 3.0. U.S. Dept. of Agriculture, National Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- WILSON M. J., 1987. "X-ray powder diffraction methods" - In: A handbook of determinative methods in clay mineralogy. Ed M. J. Wilson - Blackie and Son Ltd, Glasgow and London.

L'INFLUENZA DEL CLIMA SUI PROCESSI DI ALTERAZIONE DEI MINERALI ARGILLOSI IN UNA SEQUENZA ALTIMETRICA DI SUOLI DEL TRENTO

Aldo Mirabella ¹, Markus Egli ², Daniele Giaccai ¹, Giacomo Sartori ³

¹ Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, Piazza D'Azeglio 30, Firenze, Italia

² Department of Physical Geography, University of Zürich, Winterthurerstrasse 190, 8057 Zürich, Switzerland

³ Museo Tridentino di Scienze Naturali, Via Calepina 24, 38100 Trento, Italia

Abstract

The most evident process of podzolization is the eluviation of organic matter bonded to Al and Fe from the surface E horizon to B horizons. Mechanisms of such a process are debated and several hypotheses have been made on its dynamics. On the other hand, clay mineral weathering processes and climate influence are less known. Previous studies on a climosequence of soils of the same age developing on granite in Val Genova have shown that expandable low charge clay minerals form in the eluvial horizon of soils located at 1600-2100 m a.s.l.; these minerals were not detected in the soil developing at 940 m a.s.l. This different behavior was attributed to climate and, as a consequence, to vegetation. In the present paper structural characteristics of clay minerals in these soils were investigated, in order to verify how they are influenced by the different environmental conditions. Results pointed out that the weathering process leading to the formation of low charge expandable clay minerals can be distinct in several phases: i) smectites may derive both from the weathering of chlorite and mica; ii) chlorite loses the brucite trioctahedral layer and transforms into 2:1 dioctahedral clay minerals, showing the presence of Al and Fe polymers within their interlayers, which are called HIV or HIS on the base of their higher or lower layer charge; iii) interlayered clay minerals (HIV, HIS) release Al and Fe polymers by the action of low molecular weight organic acids, which form complexes with these cations and migrate along the profile into the illuvial B horizons; iv) vermiculitic clay minerals lose part of their charge and acquire the property to expand when solvated with ethylene glycol. All these phases are interconnected and, in particular, clay minerals lose their layer charge when they are still Al and Fe interlayered.

Key words: climosequence, podzolization, eluviation, smectite, layer charge.

Riassunto

Il processo più evidente della podzolizzazione è l'eluviazione della sostanza organica legata all'alluminio e al ferro dall'orizzonte superficiale E agli orizzonti B. I meccanismi di questo processo sono stati dibattuti e diverse ipotesi sono state elaborate sulla modalità della sua dinamica. Meno conosciuti sono invece i processi di alterazione a carico dei minerali argillosi e l'influenza che il clima esercita su di essi. Precedenti studi effettuati su una sequenza di suoli coevi che si sviluppano su granito lungo un gradiente altimetrico nella Val Genova in Trentino hanno mostrato che si ha formazione di minerali argillosi espandibili a bassa carica nell'orizzonte eluviale dei suoli che si sviluppano intorno ai 1600-2100 m s.l.m.; questi minerali non sono stati riscontrati nel suolo che si sviluppa a 940 m s.l.m. Questo diverso comportamento è stato attribuito al clima presente alle diverse altitudini e, di conseguenza, alla vegetazione che da esso è influenzata. Nel presente lavoro sono state investigate le caratteristiche strutturali dei minerali argillosi presenti nei medesimi suoli, per verificare come esse vengano influenzate dalle diverse condizioni ambientali. I risultati ottenuti hanno evidenziato che il processo di alterazione che conduce alla formazione di minerali argillosi espandibili a bassa carica può essere distinto in diverse fasi: i) le smectiti possono derivare sia dall'alterazione della clorite che della mica; ii) la clorite perde lo strato triottaetrico brucitico e si trasforma in minerali argillosi diottaedrici di tipo 2:1 che presentano nell'interstrato polimeri di Al e di Fe, che possono essere chiamati HIV o HIS in funzione della maggiore o minore carica di strato; iii) i minerali di tipo 2:1 interstratificati (HIV, HIS) perdono i polimeri di Al e di Fe ad opera degli acidi organici a basso peso molecolare, maggiormente attivi, che formano chelati stabili con questi due cationi e migrano lungo il profilo negli orizzonti di illuviazione B; iv) i minerali argillosi di tipo vermiculitico perdono parte della carica ottaedrica e acquistano la proprietà di espandersi in seguito alla solvatazione con glicole etilenico. Dal lavoro è risultato come queste fasi sono tra loro collegate e in particolare si è notato che i minerali argillosi perdono la loro carica quando ancora presentano nei loro interstrati i polimeri di Al e di Fe.

Parole chiave: climosequenza, podzolizzazione, eluviazione, smectite, carica di strato.

Introduzione

I meccanismi del processo della podzolizzazione, che in modo più evidente si manifesta con l'eluviazione della sostanza organica legata all'alluminio e al ferro dall'orizzonte superficiale E agli orizzonti B, sono stati ampiamente dibattuti e vi sono alcune controversie sul modo in cui l'alluminio ed il ferro vengono traslocati nel sottostante orizzonte Spodico.

L'eluviazione dell'Al e del Fe avviene per opera della sostanza organica, che con questi forma dei complessi organo-metallici nell'orizzonte superficiale E, che poi migrano e precipitano nel sottostante orizzonte B (De Coninck, 1980).

Secondo un'altra teoria, l'Al e il Fe vengono prima traslocati nell'orizzonte B sotto forma di proto-omogolite. In un secondo tempo la sostanza organica migra e reagisce con i minerali amorfi di Al e Fe (Anderson et al., 1982; Farmer et al., 1985).

Altri autori hanno suggerito che, sempre sulla base della teoria classica della podzolizzazione che domina la parte superficiale del profilo (orizzonti O, E e Bhs), l'azione dell'acido carbonico giochi un ruolo maggiore nella dissoluzione dell'Al e del Fe negli orizzonti profondi (Bs, BC e C) (Ugolini et al., 1991; Gustafsson et al., 1995).

Infine, un'altra teoria, in accordo con le prime due teorie, prevede l'azione dei microbi che negli orizzonti profondi degradano una parte dei complessi organo-metallici; l'Al così rilasciato si combina con l'acido silicico presente nella soluzione circolante del suolo per formare l'omogolite, mentre il Fe forma la ferridrite (Lundström et al., 2000).

Recenti ricerche sui Podzol e associati Dystrichrepts in ambienti alpini europei hanno spesso riportato la presenza di minerali espandibili negli orizzonti superficiali (Righi et al., 1993; Carnicelli et al., 1997; Mirabella e Sartori, 1998; Egli et al., 2001a e b). La smectite potrebbe essere il prodotto finale dell'alterazione della mica negli orizzonti di eluviazione E molto lisciviati ed acidi (Righi et al., 1999; Melkerud et al., 2000). Carnicelli et al. (1997) hanno inoltre dimostrato che la smectite può derivare dalla clorite, attraverso la rimozione dell'interstrato e la riduzione della carica.

Diversi autori hanno riportato che la smectite, o vermiculite espandibile con glicole etilenico (EG), si sia formata in seguito alla rimozione dei polimeri idrossidi da minerali interstratificati, che hanno preso origine a loro volta dall'intercalazione pedogenetica di preesistenti fillosilicati espandibili (Malcolm et al. 1969, April et al. 1986). Inoltre, è stato ipotizzato che i minerali interstratificati con idrossidi non si siano mai formati nell'orizzonte superficiale degli Spodosuoli, dove la presenza degli acidi organici impedisce la deposizione dell'alluminio (April et al., 1986).

I calcoli del bilancio di massa nei suoli che derivano da depositi glaciali granitici nelle Alpi Svizzere hanno indicato che l'intensa alterazione dei minerali conduce ad una significativa lisciviazione del Si, dei cationi basici maggiori, e dell'Al in modo particolare dagli orizzonti più superficiali (Egli et al., 2001a). Negli orizzonti più alterati sono state riscontrate la smectite e un minerale interstratificato mica-smectite.

L'origine della smectite nei podzol è stata ricondotta alla clorite ed alla mica; questo risultato supporta l'ipotesi che la smectite sia il prodotto finale dell'alterazione della clorite, mentre l'illite-smectite, o anche la smectite, il prodotto finale dell'alterazione della mica negli orizzonti maggiormente lisciviati e acidificati (Egli et al., 2001b).

I processi di alterazione dei suoli dipendono dai seguenti fattori: roccia madre, clima, topografia, età del suolo ed organismi (Jenny, 1980). Per valutare l'effetto di uno solo di questi fattori sui processi pedogenetici è necessario che tutti gli altri siano costanti. Lo studio di sequenze altimetriche di suoli che si sono sviluppati dalla stessa roccia madre e per un simile periodo di tempo consentono di valutare l'effetto del fattore climatico.

Uno studio mineralogico condotto lungo una sequenza climatica di suoli in una valle alpina del Trentino ha indicato che nell'orizzonte superficiale di tutti i suoli, tranne quello posto all'altitudine più bassa, era presente la smectite, che si era formata mediante la rimozione dell'interstrato idrossido dalla clorite o dai minerali intergradati clorite-vermiculite (Mirabella e Sartori, 1998).

In questo lavoro è stato ripreso lo studio della citata climosequenza per ottenere informazioni più dettagliate dell'effetto del clima sui processi di alterazione dei minerali argillosi e sull'influenza che i polimeri idrossidi esercitano sull'espandibilità dei minerali argillosi a bassa carica.

Area di Studio

Sono stati studiati 5 suoli, che si trovano nella Val Genova in Trentino lungo un gradiente altimetrico che va da 940 a 2440 m (s.l.m.). I suoli sono rappresentativi delle zone altimetriche. Secondo la classificazione FAO-UNESCO (1990) i suoli risultano: Umbric Leptosol (TSG0, a 2440 m), Cambic Podzol (TSG1, a 2170 m), Haplic Podzols (TSG2 e TSG3, a 1830 e 1660 m, rispettivamente) e Spodo-Dystric-Cambisol (TSG5 a 940 m). Il loro substrato pedogenetico è rappresentato da granodiorite tonalitica ed è risultato omogeneo (Egli et al., 2003) e presentano esposizione Nord. Data la posizione nel paesaggio delle aree selezionate, e secondo lo studio geomorfologico di Baroni e Carton (1990), l'età dei suoli varia da 12000 a 16000 anni. Si può assumere che il clima si sia mantenuto più o meno stabile durante il periodo di formazione dei suoli (Egli et al., 2003) e pertanto le variazioni nel grado di alterazione dei suoli possono ricondursi al solo fattore clima, e di conseguenza alla vegetazione, che da esso è condizionata.

I dati climatici sono stati ottenuti dalle vicine stazioni di Pinzolo a 776 m, di Malga Bissina a 1792 m e di Grostè a 2505. A Pinzolo la temperatura media annua è di +8.7°C e le precipitazioni medie annue sono di 1100 mm. A Malga Bissina la temperatura media annua è di +4.3°C e le precipitazioni medie annue sono di 1436 mm. A Grostè la temperatura media annua è di -0.4°C.

Materiali e metodi

Sulla terra fine (<2mm) separata dai campioni di suolo prelevati dai profili selezionati e asciugati all'aria, il pH (in acqua e KCl 1N) è stato determinato per via potenziometrica usando una un rapporto suolo:soluzione di 1:2.5. Il C organico e l'N totali sono stati determinati, rispettivamente, con i metodi Walkley-Black e Kjeldhal. Inoltre sono state misurate le quantità di Fe e Al estraibili con ossalato acido di ammonio (Feo e Alo). La frazione argillosa (<2µm) è stata ottenuta per dispersione con calgon, sedimentazione in acqua e liofilizzazione. La diffrazione ai raggi X è stata eseguita su campioni di argilla orientati su vetrino e sottoposti ai seguenti trattamenti: saturazione con Mg, solvatazione con glicole etilenico (EG) e saturazione con K, seguita dal riscaldamento per due ore a 335°C e 550°C. Sono stati preventivamente estratti con ossalato di ammonio i composti a scarso ordine cristallino di Fe e Al dai campioni di suolo degli orizzonti Bs e BC del profilo TSG2 e degli orizzonti Bs1 e Bs2 del profilo TSG3. In presenza di clorite, l'identificazione della caolinite è stata controllata con l'analisi spettroscopica all'infrarosso.

Le curve diffrattometriche sono state sottoposte a *smoothing* con una funzione a trasformata di Fourier ed elaborate con l'Origin™ PFM, usando l'algoritmo Pearson VII.

Il trattamento con citrato di sodio a caldo è stato effettuato per rimuovere i polimeri di Al e di Fe dagli interstrati dei minerali 2:1. È stata applicata la procedura di Tamura (1958) modificata, utilizzando un tempo di contatto di 24 ore, senza rimozione dell'estrante, riscaldando il campione in autoclave a 135°C. Le curve diffrattometriche di questi campioni sono state confrontate con quelle dei campioni non trattati.

Risultati e discussione

Tutti i suoli sono risultati acidi. L'acidità maggiore è stata riscontrata nei profili TSG1, TSG2 e TSG3, che presentano il caratteristico processo di eluviazione, caratterizzato dall'incremento della percentuale di carbonio organico e delle forme di Al e Fe estraibili in ossalato negli orizzonti B. Tale fenomeno non è evidenziabile nei suoli TSG0 e TSG5, che si trovano, rispettivamente, alla maggiore (2440 m) e alla minore (940 m) altitudine (tab. 1).

La diffrazione ai raggi X ha consentito di rilevare nell'orizzonte superficiale A del profilo TSG0, a 2440 m, la presenza di una piccola quantità di smectite, caratterizzata da un picco a 1.63 nm nel campione solvatato con EG. Il valore leggermente basso del d_{001} potrebbe indicare un certo grado di interstratificazione di questo minerale. Nel suolo sono inoltre presenti la mica, che si presenta alterata per via dell'ampiezza del picco a 1.0 nm, la vermiculite, la vermiculite interstratificata con idrossidi (HIV), caratterizzata da un picco intorno a 1.5 nm che collassa intorno a 1 nm solo dopo il riscaldamento a 335°C, un minerale irregolarmente interstratificato mica-HIV, che anch'esso collassa intorno a 1.0 nm dopo il riscaldamento a 335°C, la clorite, che mantiene la sua posizione intorno a 1.4 nm a seguito del riscaldamento a 550°C, la caolinite col picco a 0.72 nm che sparisce in seguito al riscaldamento a 550°C.

Essendo presenti sia la mica che la clorite, la smectite potrebbe essersi formata dall'alterazione di questi due minerali (Carnicelli et al., 1997; Egli et al., 2001b). L'orizzonte AC si differenzia da quello superficiale per l'assenza della smectite e per una maggiore quantità di mica. Il trattamento con citrato ha rimosso i polimeri di Al e di Fe dall'interstrato dei minerali argillosi 2:1, come risulta dall'espansione del minerale smectitico dell'orizzonte superficiale a 1.71 nm e dal quasi totale collasso ad 1 nm dei minerali 2:1 in seguito a saturazione con K. Nel sottostante orizzonte AC, dopo solvatazione con EG, è distinguibile un componente smectitico a 1.68 nm e un minerale irregolarmente interstratificato mica-vermiculite.

Il profilo TSG1, a 2170 m, presenta nell'orizzonte superficiale AE una più evidente presenza di smectite, come denotato dal picco a 1.71 nm nel campione solvatato con glicole etilenico. In questo orizzonte è presente un minerale regolarmente interstratificato mica-vermiculite, caratterizzato dalla serie di picchi a 2.53 e 1.26 nm, nel quale la vermiculite sembra contenere polimeri di idrossidi negli interstrati. Sono inoltre presenti la mica e la caolinite, mentre la clorite è risultata assente. Il sottostante orizzonte A2 si differenzia da quello superficiale per la presenza dominante del minerale regolarmente interstratificato mica-HIV e per l'assenza della smectite. In questo suolo è stato possibile riscontrare la clorite nell'orizzonte più profondo Bhs, dove inoltre si è ritrovata la mica in maggiore quantità rispetto agli orizzonti sovrastanti. Il trattamento con citrato ha rivelato la presenza di smectite sia nell'orizzonte A2 che Bhs. Inoltre, in tutti gli orizzonti la vermiculite e l'interstratificato mica-vermiculite non presentano polimeri nei pacchetti minerali.

L'orizzonte E del profilo TSG2, a 1830 m, mostra intensità quasi equivalenti dei picchi della smectite e della vermiculite, rispettivamente a 1.64 e 1.46 nm nei diffrattogrammi del campione solvatato con EG. È inoltre presente un minerale regolarmente interstratificato mica-vermiculite, contraddistinto dalla serie di picchi a 2.5 e 1.26 nm. Tutti questi picchi collassano quasi completamente ad 1.0 nm in seguito alla saturazione con K, indicando che gli interstrati dei minerali vermiculitici sono scarsamente occupati dai polimeri di Al (Barnhisel & Bertsch, 1989; Carnicelli et al., 1997). L'HIV e la clorite sono risultate assenti, mentre sono presenti la mica e la caolinite (fig. 1). Il sottostan-

te orizzonte Bhs non presenta minerali espandibili a bassa carica ed è caratterizzato da minerali vermiculitici che in maggior parte sono interstratificati con idrossidi. Anche nel minerale regolarmente interstratificato mica-vermiculite la vermiculite presenta polimeri a idrossidi nell'interstrato, come si può rilevare dal mancato collasso ad 1.0 nm del picco a 1.26, in seguito alla saturazione con K. Infine in questo orizzonte si sono rilevate tracce di clorite. La mineralogia dei sottostanti orizzonti Bs1 e Bs2 è molto simile a quella dell'orizzonte Bhs; con la clorite che tende ad aumentare. Il trattamento con citrato ha prodotto una maggiore quantità di smectite nell'orizzonte E (fig. 1); questo minerale è stato evidenziato anche nell'orizzonte Bhs ed in tracce anche negli orizzonti Bs e BC.

Tabella 1. Alcune caratteristiche chimiche dei suoli studiati 1 Fe o Al estraibili in ossalato di ammonio

Orizzonte	pH H2O	pH KCl	C %	N %	Fe(o)1 %	Al(o)1 %
Profile TSG0						
A	5.3	4.5	5.0	0.18	0.13	n.d.
AC	5.7	4.6	1.4	0.06	0.16	n.d.
Profile TSG1						
AE	4.8	4.0	7.0	0.26	0.69	n.d.
A2	5.1	4.3	4.5	0.26	0.94	0.93
Bhs	4.9	4.3	9.2	0.30	1.35	2.40
Profile TSG2						
E	n.d.	n.d.	7.7	0.38	0.74	0.33
Bhs	4.9	4.1	10.1	0.47	1.88	2.20
Bs	4.8	4.4	9.2	0.33	0.78	3.06
BC	5.1	4.6	4.0	0.13	0.30	2.28
Profile TSG3						
AE	3.8	3.1	11.5	0.69	0.50	0.29
Bhs	4.6	n.d.	11.1	0.60	1.93	1.72
Bs1	4.9	4.3	13.8	0.48	1.10	3.12
Bs2	5.1	4.3	12.3	0.38	1.95	2.91
Profile TSG5						
AE	5.0	4.3	9.8	0.49	0.84	1.50
Bs1	5.2	4.5	5.2	0.25	0.86	1.83
Bs2	5.3	4.6	3.4	0.12	0.75	1.76
BC	5.6	4.8	2.2	0.10	0.42	1.83

L'orizzonte superficiale AE del profilo TSG3 presenta anch'esso quantità comparabili di smectite e di vermiculite. Il picco della smectite a 1.66 nm è più sottile rispetto a quello rilevato nell'orizzonte superficiale del profilo TSG2, indice di una maggiore dimensione apparente nella direzione perpendicolare al piano basale. È anche presente un interstratificato mica-vermiculite, dove la vermiculite risulta parzialmente interstratificata con idrossidi, dato che collassa solo parzialmente ad 1.0 nm, a differenza di quanto si è verificato nel campione dell'orizzonte superficiale E del profilo TSG2. I sottostanti orizzonti Bhs, Bs1 e Bs2 hanno mostrato una mineralogia simile agli orizzonti profondi del profilo TSG2, ma si sono differenziati da questo perché presentano una maggiore quantità di HIV. Tracce di clorite sono state riscontrate in entrambi gli orizzonti Bs e BC. Il trattamento con citrato ha causato la rimozione quasi completa dei polimeri a idrossido dalla vermiculite nell'orizzonte superficiale. Nell'orizzonte Bhs appare il picco della smectite a 1.65 nm, di intensità pari a quello della vermiculite, mentre in quelli inferiori (Bs1 e Bs2) la vermiculite è presente quasi completamente liberata dai polimeri a idrossidi.

Il profilo TSG5, a 940 m, non ha presentato smectite. Il minerale dominante in questo suolo è la vermiculite interstratificata con idrossidi, che mantiene il suo picco ad 1.44 nei diffrattogrammi dei campioni solvatati con EG e saturati con Mg e con K. Questo picco collassa parzialmente ad 1.0 nm in seguito al riscaldamento a 335°C e 550°C; il picco residuo è stato assegnato alla clorite. Sono inoltre presenti la caolinite ed una piccola quantità di mica, che tende ad aumentare con la profondità (fig. 1). Questo suolo è privo di vermiculite. Il trattamento con citrato ha mostrato, anche in questo profilo, la presenza di una piccola quantità di smectite, che diminuisce con la profondità. Questo trattamento ha rimosso solo parzialmente i polimeri dalla vermiculite (fig. 1).

Diverse ricerche condotte negli ambienti alpini europei hanno messo in evidenza che il processo principale dell'alterazione dei minerali argillosi nei Podzol conduce alla formazione di minerali espandibili a bassa carica negli orizzonti superficiali, in seguito alla sostituzione isomorfa del Mg bivalente con l'Al e il Fe trivalenti nei foglietti ottaedrici dei minerali argillosi 2:1 (Mirabella e Sartori, 1998; Lundström et al., 2000; Egli et al., 2001b). In questo

lavoro questo processo è risultato più evidente nei suoli che si sviluppano alle altitudini intermedie, dove la combinazione della piovosità e della temperatura con la presenza di acidi organici a basso peso molecolare favoriscono la rimozione dei polimeri di Fe e Al dagli interstrati dei minerali argillosi. Una piccola quantità di minerali smectitici è stata riscontrata anche nei suoli che si sviluppano alle altitudini maggiori, ma tali componenti non sono stati identificati nel suolo all'altitudine più bassa. Le smectiti potrebbero essere il prodotto finale dell'alterazione della clorite o della mica o di entrambe. È possibile che la smectite derivi dalla clorite, mentre la mica si altera in un primo tempo a minerali regolarmente o irregolarmente interstratificati mica-vermiculite (Egli et al., 2001b; Mirabella et al., 2002).

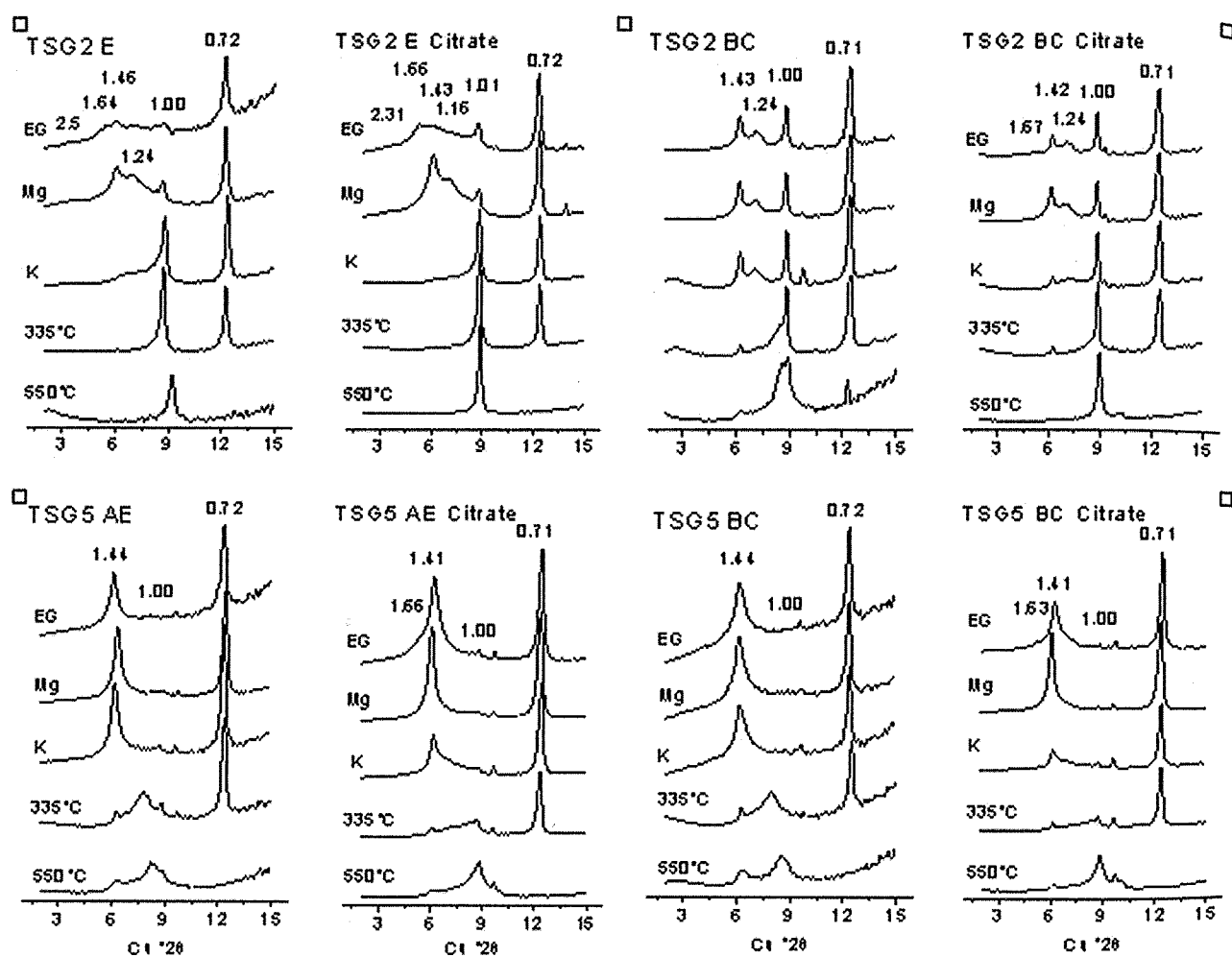


Figura 1. Curve diffrattometriche di alcuni campioni di argilla trattati e non con citrato di sodio a caldo

Il trattamento con citrato di sodio a caldo ha consentito di identificare i minerali smectitici anche negli orizzonti più profondi Bhs e Bs. Con la rimozione dei polimeri operata mediante questo procedimento si è potuto constatare che in questi suoli i polimeri a idrossido impediscono l'espansione dei minerali a bassa carica ad opera della normale procedura di solvatazione con glicole etilenico o con glicerolo senza l'uso di un agente complessante (Barnhisel e Bertsch, 1989; Karathanasis, 1988).

Questo procedimento ha messo in luce che la riduzione della carica dei minerali argillosi nel suolo è un processo che avviene quando ancora gli idrossi-polimeri non sono stati rimossi per azione degli acidi fulvici e degli acidi organici a basso peso molecolare. Questa considerazione è stata evidenziata dal trattamento con citrato, in seguito al quale una maggior quantità di minerali 2:1 è risultata espandibile a seguito della solvatazione con glicole etilenico.

I suoli che si sviluppano vicino al limite della vegetazione arborea (2170-1660 m), dove il processo della podzolizzazione è più intenso, in genere presentano negli orizzonti superficiali vermiculiti e smectiti che non contengono, o solo in piccola quantità, interstrati a idrossidi. Il suolo che si sviluppa a 940 m, che è meno suscettibile all'alterazione, ha presentato la più grande proporzione di vermiculiti interstratificate con idrossidi, che allo stesso tempo conservano la loro alta carica.

Bibliografia

- ANDERSON H.A., BERROW M.L., FARMER V.C., HEPBURN A., RUSSELL J.D., WALKER A.D., 1982. A reassessment of podzol formation processes. *J. Soil Science*, 33, 125-136.
- APRIL R.H., HLUCHY M.M., NEWTON R.M., 1986. The nature of vermiculite in Adirondack soils and till. *Clays and Clay Minerals*, 34, 549-556.
- BARNHISEL R.I., BERTSCH P.M., 1989. Chlorites and hydroxy-interlayered vermiculite and smectite. In *Minerals in Soil Environments* J.B. Dixon e S.B. Weed, eds., Soil Science Society of America, SSSA Book Series, no. 1., 2nd Edition, Madison, Wisconsin, USA, 729 - 788.
- BARONI C. E CARTON A., 1990. Variazioni oloceniche della Vedretta della Lobbia (gruppo dell'Adamello, Alpi Centrali). *Geografia Fisica Dinamica Quaternaria*, 13, 105-119.
- CARNICELLI S., MIRABELLA A., CECCHINI G., SANESI G., 1997. Weathering of chlorite to a low-charge expandable mineral in a spodosol on the Apennine mountains, Italy. *Clays and Clay Minerals*, 45, 28-41.
- DE CONINCK F., 1980. Major mechanisms in formation of Spodic horizons. *Geoderma*, 24, 101-128.
- EGLI M., MIRABELLA A., FITZE P., 2001a. Weathering and evolution of soils formed on granitic, glacial deposits: results from chronosequences of Swiss Alpine environments. *Catena*, 45, 19-47.
- EGLI M., MIRABELLA A., FITZE P., 2001b. Clay mineral formation in soils of two different chronosequences in the Swiss Alps. *Geoderma*, 145-175.
- EGLI M., MIRABELLA A., SARTORI G., FITZE P., 2003. Weathering rates as a function of climate: results from a climosequence of the Val Genova (Trentino, Italian Alps). *Geoderma*, 101, 99-121.
- FAO - UNESCO, 1990. *Soil Map of the World - Revised Legend*. Rome, Italy.
- FARMER V.C., MCHARDY W.J., ROBERTSON L., WALKER A., WILSON M.J., 1985. Micromorphology and sub-microscopy of allophane and imogolite in a podzol Bs horizon: evidence for translocation and origin. *J. Soil Science*, 36: 87-95.
- GUSTAFSSON J.P., BHATTACHARYA P., BAIN D.C., FRASER A.R., MCHARDY W.J., 1995. Podzolisation mechanisms and the synthesis of imogolite in northern Scandinavia. *Geoderma*, 66, 167-184.
- JENNY H., 1980. *The soil resource*. Springer, New York.
- KARATHANASIS A.D., 1988. Compositional and Solubility Relationships Between Aluminum-hydroxy interlayered Soil-Smectites and Vermiculites. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1500-1508.
- LUNDSTRÖM U.S., VAN BREEMEN N., BAIN D., VAN HEES P.A.W., GIESLER R., GUSTAFSSON J.P., ILVESNIEMI H., KARLTUN E., MELKERUD P.-A., OLSSON M., RIISE G., WAHLBERG O., BERGELIN A., BISHOP K., FINLAY R., JONGMANS A.G., MAGNUSSON T., MANNERKOSKY H., NORDGREN A., NYBERG L., STARR M., TAU STRAND L., 2000. Advances in understanding the podzolization process resulting from a multidisciplinary study of three coniferous forest soils in the Nordic Countries. *Geoderma*, 94, 335-353.
- MALCOLM R.L., NETTLETON W.D., MCCRACKEN R.J., 1969. Pedogenic formation of montmorillonite from a 2:1-2:2 intergrade clay mineral. *Clays and Clay Minerals*, 16, 405-414.
- MELKERUD P.-A., BAIN D.C., JONGMANS A.G., TARVAINEN T., 2000. Chemical, mineralogical and morphological characterization of three podzols developed on glacial deposits in Northern Europe. *Geoderma*, 94, 125-148.
- MIRABELLA A., SARTORI G., 1998. The effect of climate on the mineralogical properties of soils from the Val Genova Valley (Trentino, Italy). *Fresenius Environmental Bulletin*, 7, 478-483.
- MIRABELLA A., EGLI M., CARNICELLI S., SARTORI G., 2002. Influence of parent material on clay minerals formation in podzols of Trentino - Italy. *Clay Minerals*, 37, 699-707.
- RIGHI D., HUBER K., KELLER C., 1999. Clay formation and podzol development from postglacial moraines in Switzerland. *Clay Minerals*, 34, 319-332.
- RIGHI D., PETIT S., BOUCHET A., 1993. Characterization of hydroxy-interlayered vermiculite and illite-smectite interstratified minerals from the weathering of chlorite in a Cryorthod. *Clays and Clay Minerals*, 41, 484-495.
- TAMURA T., 1958. Identification of clay minerals from acid soils. *Journal of Soil Science*, 141-147.
- UGOLINI F.C., DAHLGREN R., LAMANNA J., NUHN W., ZACHARA J., 1991. Mineralogy and weathering processes in recent and Holocene tephra deposits of the Pacific Northwest, USA. *Geoderma*, 51, 277-299.

EVOLUZIONE PEDOGENETICA DI UNA TOPOSEQUENZA DI SUOLI SUL PLATEAU BASALTICO DI SEDILO (SARDEGNA CENTRALE)

S. Vingiani¹, D. Righi², F. Terribile¹, S. Petit², A. Vacca³, P. Adamo¹, S. Loddo³

¹ DiSSPA, Università di Napoli Federico II

² UMR-CNRS 6532 "HydrASA", Faculté des Sciences

³ Dipartimento di Scienze della Terra, Università di Cagliari

Abstract

The aim of this work is to study main pedogenetic processes in soils developed from a basaltic parent material. Soils from a toposequence in Sardinia, localised in correspondence of the basaltic plateau of Sedilo, have been selected. Characterization of soils included: i) chemical and physico-chemical analysis, total iron content, ammonium oxalate and dithionite citrate bicarbonate extractable iron of fine earth ($\phi < 2$ mm) fraction, ii) infra-red spectroscopy (FTIR) of fine clay fraction ($\phi < 0.1 \mu\text{m}$), iii) X-ray diffraction of fine sand-silt (200-2 μm) and fine clay fractions and iv) micromorphological study of thin sections.

In the lower part of the sequence (P3) results show the presence of a clay-rich (> 60% clay content) black Vertisol, 100 cm thick, with mainly sub-alkaline reaction and CEC due, up to about 70%, to accessible permanent charges. In the middle (P2) and on the top (P1) of the slope soils are reddish-brown Inceptisols, 80 and 40 cm thick, respectively, with 30-56 % of clay content, neutral and slightly acidic reaction, CEC due for 50-33% to pH dependent charges. XRD analysis show that clay minerals in the Inceptisol P1 are dominated by kaolinite and kaolinite-smectite mixed layers (K/S) with 90% of kaolinite, whereas the Vertisol contains mainly K/S with a smaller proportion of kaolinite (25-60% kaolinite). That proportion of kaolinite layers in the K/S increases from the deepest C (25-40% kaolinite) to the Ap horizon (60% kaolinite). DCB extractable and total Fe contents indicate that in the Vertisol, particularly in the C horizon, iron occurs mostly in silicates, whereas in the Inceptisol P1 iron is present predominantly as oxide and oxy-hydroxide forms. This is confirmed by the FTIR spectra showing Fe-beidellite and nontronite in the fine clays of the Vertisol C horizon.

Different drainage conditions, induced by a gentle slope, at the two end-members of the sequence are thought to govern different pedogenetic processes, with a consequent contrasting mineralogical evolution, in soils developed from the same parent material. The slope favors downward movement of water, which removes silica and soluble cations, promoting the formation of high kaolinite contents, oxides and oxy-hydroxides of Fe and Al. Concentration of soil solutions induced by evaporation in the lower part of the sequence promotes formation of smectites. This relation between topography and soil clay-minerals distribution is similar to that reported for kaolinitic-smectitic red-black soil association in subtropical areas.

Nevertheless, micromorphological studies and chemical analysis of iron content in its different forms put in evidence that the degree of complexity of this pedoenvironment is higher than that indicated by mineralogical analysis.

Key words: basalts, toposequence, red-black soils, kaolinite-smectite mixed layers.

Riassunto

Questo lavoro ha lo scopo di studiare i principali processi pedogenetici in suoli che si sviluppano da una roccia madre di tipo basaltico. Sono stati selezionati i suoli di una toposequenza in Sardegna, ubicati in corrispondenza del plateau basaltico di Sedilo. Per la caratterizzazione dei suoli sono state condotte: i) analisi chimiche e chimico-fisiche, analisi del contenuto di Fe totale ed estraibile in ossalato e ditionito-citrato-bicarbonato (DCB) della frazione terra fine ($\phi < 2$ mm), ii) spettroscopia infrarossa (FTIR) della frazione argilla fine ($\phi < 0.1 \mu\text{m}$), iii) diffrazione a raggi-X delle frazioni sabbioso-limoso (200-2 μm) e argilla fine e iv) studio micromorfologico delle sezioni sottili.

Nella parte bassa della sequenza (P3) i risultati mostrano la presenza di un Vertisuolo nero molto argilloso (contenuto di argilla > al 60%), profondo 100 cm, con reazione prevalentemente subalcalina e CSC dovuta per oltre il 70% a cariche permanenti, mentre nella parte media (P2) ed alta (P1) del versante sono presenti Inceptisuoli rossi, profondi rispettivamente, 80 e 40 cm, con un contenuto in argilla tra 30-56 %, reazione da neutra a debolmente acida, CSC dovuta per il 55-33% a cariche pH dipendenti. Le analisi diffrattometriche a raggi-X mostrano che i minerali argillosi dell'Inceptisuolo P1 sono prevalentemente caolinite e interstratificati caolinite-smectite (K/S), con il 90% di caolinite, mentre il Vertisuolo contiene soprattutto K/S con minore proporzione di caolinite (25-60%). La proporzione di foglietti caolinitici nei K/S aumenta dall'orizzonte più profondo C (25-40% di caolinite) a quello più superficiale Ap (60% di caolinite). Le quantità di Fe totale ed estraibile in DCB e Fe totale indicano che nel Vertisuolo, in particolare nell'orizzonte C, il Fe è presente soprattutto nei silicati, mentre nell'Inceptisuolo P1 il Fe si trova in prevalenza in forma di ossidi ed ossidrossidi. Questi risultati sono in accordo con quelli mostrati dagli spettri FTIR, che evidenziano la presenza di beidellite ferrosa e nontronite nell'argilla fine dell'orizzonte C del Vertisuolo.

Si ritiene che le diverse condizioni di drenaggio, indotte da una seppur lieve pendenza, alle due estremità della sequenza inducano differenti processi pedogenetici, con una conseguente contrastante evoluzione mineralogica, in suoli che si sviluppano dalla stessa roccia ma-

dre. La pendenza favorisce il movimento verso il basso dell'acqua, che induce la rimozione di silicio e di cationi solubili dai suoli delle parti alte della sequenza, portando alla formazione di elevate quantità di caolinite, ossidi ed ossidrossidi di Fe ed Al. La concentrazione della soluzione del suolo, indotta dall'evaporazione, favorisce la formazione di smectiti nella parte bassa della sequenza. Questa relazione tra topografia e distribuzione dei minerali argillosi nel suolo è simile a quella riportata per l'associazione suoli caolinitico-smectitici red-black delle aree subtropicali.

Ciononostante, lo studio micromorfologico e l'analisi chimica delle forme del ferro evidenziano che il grado di complessità di questo pedoambiente è superiore a quello indicato dalle sole analisi diffrattometriche.

Parole chiave: basalti, toposequenza, suoli red-black, interstratificati caolinite-smectite.

Introduzione

Studi su formazione ed origine di minerali argillosi nei suoli hanno assunto negli ultimi decenni rilevanza crescente nella scienza del suolo (Wilson, 1999), considerato che le argille giocano un ruolo fondamentale nella determinazione delle proprietà fisiche e chimiche dei suoli. I principali processi responsabili della formazione di minerali argillosi nei suoli (Millot, 1964) sono: *trasformazione*, a partire da fillosilicati primari presenti nella roccia, e *neoformazione*, da fenomeni di cristallizzazione di gel e/o soluzioni. Negli studi rivolti all'analisi dei processi pedogenetici, risulta interessante focalizzare l'attenzione principalmente sui minerali argillosi di neogenesi, essendo questi strettamente dipendenti dalle condizioni chimiche e chimico-fisiche dell'ambiente di alterazione e quindi in grado di fornire informazioni importanti sul pedoambiente di formazione. A tal fine, le rocce basaltiche rappresentano un substrato geologico ideale in quanto, non presentando fillosilicati primari, i fillosilicati rinvenuti all'interno di un suolo che da esse si sviluppa possono costituire solo prodotto di neogenesi. L'alterazione delle rocce ignee basiche nelle aree tropicali e subtropicali porta alla neoformazione di argille del tipo delle smectiti, che possono trasformarsi in caolinite passando attraverso la formazione di interstratificati caolinite-smectite (K/S). Tale trasformazione, regolata dal drenaggio interno dei suoli, è legata alla lisciviazione di silicio e cationi basici dal suolo, indotta dal rapido movimento delle acque. Le smectiti permangono nei suoli poco drenati, caratterizzati da elevate concentrazioni di silicio e cationi bivalenti nella soluzione del suolo. Questa evoluzione mineralogica è stata dimostrata nei cosiddetti suoli red-black, complessi in cui sono associati Vertisuoli neri smectitici in zone poco drenate ai piedi dei versanti e suoli rossi caolinitici in posizione di alto morfologico e ben drenati. I suoli dei complessi red-black sono stati descritti nelle aree tropicali (Kantor e Schwertmann, 1974; Herbillon et al., 1981; Yerima et al., 1985; Bühmann e Grubb, 1991) e mediterranee (Righi et al. 1999).

La toposequenza scelta in questo studio è costituita da suoli ubicati in Sardegna centrale che si sono sviluppati da *parent material* di tipo basaltico e che presentano i caratteri morfologici dei complessi *red-black*. Lo scopo dello studio è stato analizzare i minerali argillosi di neoformazione e definire le proprietà chimiche e chimico-fisiche dei suoli di questo tipo di sequenza, al fine di ottenere maggiori informazioni sui complessi red-black, ma in area mediterranea, dove le conoscenze risultano ad oggi ancora scarse.

Materiali e metodi

Il sito di studio è ubicato in corrispondenza del plateau basaltico di Sedilo, Sardegna centrale (40°12'N, 8°55'E) (fig. 1a), ad una quota compresa tra 306 e 312 m s.l.m.

Il substrato geologico è costituito da basalto olivino, caratterizzato dalla presenza di clinopirosseni e plagioclasti di tipo labradoritico (Porcu, 1983). Dal punto di vista geologico, si tratta di basalti intraplacca, datati 2.95 ± 0.10 milioni di anni col metodo K/Ar (Beccaluva et al., 1985), emessi durante eventi tettonici di tipo distensivo.

Il clima dell'area è di tipo Mediterraneo, con piovosità media annuale di 699 mm e media stagionale di 291 mm in autunno, 217 mm in inverno, 124 mm in primavera e 67 mm in estate, e temperatura media annuale di 13.5°C (Ente Autonomo del Flumendosa, 1998). L'evapotraspirazione potenziale media annua, calcolata mediante le tavole fornite da Thornthwaite e Mather (1957), è di 740 mm. Il regime di temperatura e quello di umidità del suolo sono stati stimati essere termico e xerico, rispettivamente. I suoli dell'area vengono utilizzati per la coltivazione del grano, alternata al riposo pascolativo.

Lo studio è stato focalizzato su tre pedon localizzati lungo un transetto morfologico (fig. 1b) lungo circa 200 m, caratterizzato da un modesto dislivello (3m circa).

La descrizione dei profili in campagna è stata condotta seguendo le indicazioni dell'ISSDS (1997). Sono stati prelevati campioni sciolti ed aggregati indisturbati di suolo da ciascun orizzonte.

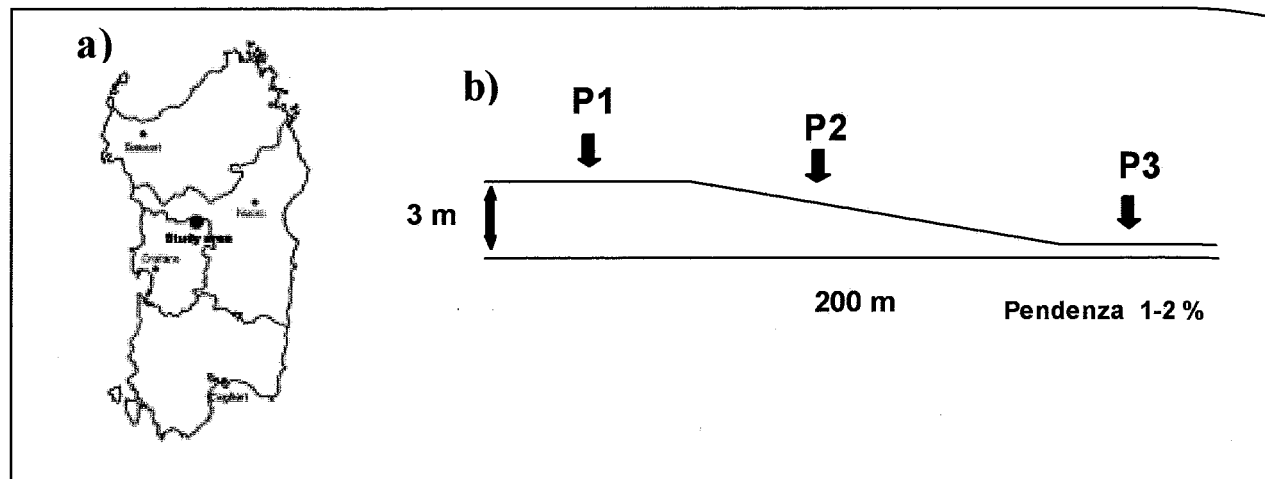


Figura 1. a) ubicazione dell'area di studio; b) disposizione dei profili lungo la toposequenza

I campioni sciolti sono stati setacciati a 2 mm ed analizzati secondo le metodologie indicate dal MIPAF (2000). La granulometria, dopo dispersione con Na esametafosfato, è stata definita con il metodo della pipetta. Il pH è stato misurato in H₂O. La sostanza organica è stata ossidata con dicromato di potassio in presenza di acido solforico e difenilammina solforica. La capacità di scambio cationico (CSC) è stata determinata utilizzando una soluzione di ammonio acetato a pH 7 e le basi di scambio (BS) per Spettrometria ad Assorbimento Atomico (AAS). I suoli sono stati classificati secondo il sistema indicato dal Soil Survey Staff (1999).

Per la misura delle proporzioni di carica permanente e variabile, rispetto alla carica totale, è stata utilizzata la metodica indicata da Anderson e Sposito (1991). Il contenuto di Fe totale nei campioni di suolo e roccia è stato determinato secondo il metodo indicato da Jeanroy (1972): i campioni sono stati inceneriti a 1100°C con Sr metaborato in un forno ad induzione, le perle vetrose ottenute disciolte in HCl e le analisi effettuate all'AAS. I dati ottenuti sono stati riferiti al peso del campione dopo perdita a fuoco a 1000°C in muffola, utilizzando crogioli di porcellana. I tenori di Fe negli ossidi amorfi e cristallini sono stati ottenuti, rispettivamente, per estrazione selettiva con osalato di ammonio acido (NH₄ox) (pH 3), secondo il metodo indicato da Schwertmann (1964), e ditionito-citrato-bicarbonato (DCB), secondo Mehra e Jackson (1960).

La frazione argilla fine ($\phi < 0.1 \mu\text{m}$), dopo trattamento con soluzione diluita di H₂O₂, per la distruzione della sostanza organica, e dispersione con NaOH 1M, è stata separata utilizzando una supercentrifuga Beckman J2-21, con rotore a flusso continuo JCF-Z.

L'analisi mineralogica per diffrazione a raggi-X è stata condotta utilizzando un diffrattometro Philips con radiazione CoK α , Fe filtrata e i diffrattogrammi acquisiti mediante un registratore DACO-MP associato ad un computer che utilizza il programma Diffrac AT (SOCABIM, Francia). Sono stati analizzati:

i) campioni orientati della frazione argilla fine sottoposta ai seguenti pretrattamenti:

- saturazione con Ca²⁺ e solvatazione con etilen glicole (solv. EG), per l'individuazione di minerali espandibili,
- saturazione con Li⁺, riscaldamento a 250°C e solv. EG (Hofmann e Klemen, 1950), al fine di distinguere smectiti diottaedriche con carica tetraedrica da quelle con carica ottaedrica (montmorilloniti da beidelliti/nontroniti).

ii) campioni non orientati della stessa frazione argilla fine, per ottenere le bande 060 e le riflessioni per accertare la presenza di smectiti diottaedriche e triottaedriche; campioni non orientati di polveri della frazione sabbioso-limosa ($200 < \phi < 2 \mu\text{m}$) di tutti gli orizzonti dei suoli in esame e sui frammenti di roccia (non mostrati).

I diffrattogrammi sono stati decomposti in curve delle loro componenti elementari usando il programma di decomposizione DECOMPXR (Lanson 1993). L'utilizzo della tecnica della decomposizione consente di determinare con maggiore precisione la posizione e l'intensità relativa dei picchi di diffrazione. Il programma NEWMOD (Reynolds, 1985) è stato utilizzato per la simulazione dei diffrattogrammi ai fini dell'identificazione e quantificazione degli interstratificati.

L'analisi cristallografica mediante spettroscopia FTIR è stata condotta su dischetti di KBr ottenuti dalla mescolanza di 1 mg di campione di argilla fine (saturato con Ca²⁺) e 300 mg di KBr, sottoposti ad una pressione di 13 kg cm⁻². Gli spettri FTIR sono stati acquisiti usando uno spettrometro Nicolet 5DX.

Gli aggregati indisturbati di suolo sono stati sottoposti a trattamenti di rimozione dell'acqua, saturazione con acetone ed impregnazione con resina poliestere. I blocchi ottenuti sono stati sezionati, spianati, lappati, lucidati ed incolati su vetrino da microscopia. Il blocco aderente al vetrino è stato ulteriormente lavorato fino ad ottenere sezioni dello spessore di 30mm, che sono state analizzate al microscopio ottico in luce piana e circolare, parallela ed incrociata.

Risultati e discussione

In tabella 1 vengono riportate le descrizioni dei 3 profili studiati ed i risultati relativi ad alcune analisi chimiche e chimico-fisiche condotte sulla frazione terra fine ($\phi < 2$ mm) separata dai diversi orizzonti. Nella parte bassa della sequenza è presente un suolo (P3) a profilo Ap-Bss1-Bss2-C-R, profondo circa 100 cm, con colori grigio-scuri (10YR 3/2) e struttura di tipo cuneiforme al di sotto dei 20 cm di profondità. Esso presenta fessure in superficie che penetrano fino a 60-70 cm di profondità e numerose facce di pressione e scivolamento. Il grado di reazione del suolo è subacido in superficie e moderatamente alcalino negli altri orizzonti, il contenuto in argilla è elevato (generalmente superiore al 60.7%, tranne nell'orizzonte C in cui è il 24.6%), il contenuto in sostanza organica varia tra 4.5 e 0.7%, la CSC è superiore a 44.55 $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$, con proporzione di carica permanente (68-75%) nettamente superiore alla carica variabile, ed il complesso di scambio è saturo (100%). Il suolo è stato classificato very fine, smectitic, thermic Typic Haploxerert. Nella parte medio-alta della sequenza è presente un suolo (P2) con caratteristiche molto diverse rispetto a quelle osservate per il P3. E' un suolo a profilo Ap-Bw1-Bw2-Bss-C/R-R, profondo circa 75-90 cm, con colori bruno rossastri (7.5YR 3/4), struttura di tipo prismatica e reazione subacida in superficie e neutra-subalcalina in profondità. Il contenuto in argilla tra i diversi orizzonti varia dal 32.0 al 43.5%, raggiungendo il 56.2% solo in una tasca laterale più profonda (Bss) del profilo. Il contenuto in sostanza organica varia tra 4.3 e 0.7%, la CSC tra 23.34 e 39.28 $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$, con proporzione della carica permanente (50-69%) di poco superiore a quella variabile, il complesso di scambio vicino alla saturazione (77-97%, 64% solo nel Bss). Il suolo è stato classificato mixed, superactive, thermic Typic Haploxerept. Nella parte alta della sequenza è presente un suolo (P1) a profilo Ap-Bw1-Bw2-R, simile al P2, ma di spessore ridotto (circa 40 cm), caratterizzato da colori bruno rossastri (7.5YR 3/3) e struttura poliedrica angolare media. Esso presenta grado di reazione debolmente acido, contenuto in argilla tra 29.8 e 51.1%, sostanza organica tra 4.2 e 2.3%, CSC tra 20.92 e 36.36 $\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$, con proporzione della carica permanente di poco superiore (55-64% della carica complessiva del suolo) a quella variabile, complesso di scambio vicino alla saturazione (80-85%). Il suolo è stato classificato mixed, superactive, thermic Ruptic-Lithic Haploxerept.

Tabella 1. Descrizione dei tre profili studiati e proprietà chimiche e chimico-fisiche dei singoli orizzonti

Profili	Codici orizzonti	Profondità (cm)	Colore	Struttura	pH (H ₂ O)	Argilla (%)	Sostanza organica (%)	CSC ($\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$)	*CP/CT (%)	GSB (%)
P3	Ap	0 - 20	10 YR 3/2	Poliedrica subangolare media, forte	6.66	60.7	4.5	45.50	69	96
	Bss1	20-50	10 YR 3/2	Cuneiforme	7.94	63.9	2.9	46.27	72	100
	Bss2	50-100	10 YR 3/2	Cuneiforme	7.94	61.5	1.8	44.55	74	100
	C	100-110	10 YR 3/3	Massiva	8.08	24.6	0.7	29.60	76	100
	R	110-150	-	Roccia coerente, alterata	-	-	-	-	-	-
P2	Ap	0-35	7.5 YR 3/3	Poliedrica subangolare media, forte	6.33	32.0	4.3	23.34	50	81
	Bw1	35-55	7.5 YR 3/4	Prismatica media, forte	7.94	43.5	1.9	30.56	67	77
	Bw2	55-60/95	5 YR 3/4	Prismatica media, forte	7.21	37.9	1.1	32.11	60	88
	Bss	60/95-70/105	7.5 YR 3/4	Prismatica media, forte	7.35	56.2	1.0	39.28	64	64
	C/R	70/105-150	7.5 YR 3/4	Poliedrica angolare, media	7.75	37.6	0.7	31.58	62	97
	R	> 150	-	Roccia basaltica coerente, alterata	-	-	-	-	-	-
P1	Ap	0-22	7.5 YR 3/3	Poliedrica subangolare media, forte	6.25	29.8	4.2	20.92	55	86
	Bw1	22-34	7.5 YR 3/3	Poliedrica angolare media, forte	6.24	32.8	2.9	21.70	64	80
	Bw2	34-38	7.5 YR 3/2	Poliedrica angolare media, forte	6.31	51.1	2.3	36.36	58	80
	R	> 38	-	Roccia basaltica coerente, alterata	-	-	-	-	-	-

*CP/CT = proporzione di carica permanente (CP) rispetto alla carica totale (CT)

Nei diffrattogrammi ottenuti dall'analisi mineralogica a raggi-X (XRD) condotta sulla frazione sabbioso-limosa ($200 < \phi < 2 \mu\text{m}$) di tutti gli orizzonti dei suoli in esame e sui frammenti di roccia (non mostrati) si evidenziano gli effetti di diffrazione di anortite ed albite (0.447, 0.406, 0.377, 0.366, 0.320 e 0.182 nm) e, limitatamente agli orizzonti di superficie, quelli del quarzo (0.425 e 0.334 nm), mentre non si rileva presenza di fillosilicati. Per quanto riguarda la frazione argilla fine ($\phi < 0.1 \mu\text{m}$), l'analisi XRD e quella spettroscopica infrarossa (FTIR) hanno messo in evidenza che la composizione mineralogica degli orizzonti dei profili P1 e P2 è molto simile. Pertanto verranno riportati solo i risultati relativi ai profili P1 e P3, posti ai due estremi della sequenza. In figura 2 sono mostrati alcuni diffrattogrammi, nella regione compresa tra 3 e $23^\circ 2\theta$, di campioni orientati di argilla fine dell'orizzonte profondo (C) del profilo P3, presaturati con calcio, sia seccati all'aria che solvatati con EG (fig. 2a).

L'effetto di diffrazione a 1.450 nm nel campione secco all'aria ed il suo spostamento a 1.682 nm nel campione solv. EG indica la presenza di componenti espandibili tra i minerali argillosi. Piccole quantità di caolinite ed evidenze della presenza di interstratificati sono indicate dall'effetto di diffrazione a 0.715 nm e dall'andamento del diffrattogramma nella regione compresa tra 9 e $15^\circ 2\theta$, rispettivamente.

In seguito a decomposizione del diffrattogramma, relativo al campione Ca^{2+} e solv. EG, nella regione tra 9 e $15^\circ 2\theta$ (fig. 2b), sono state individuate 5 curve principali, con punti di massimo a 0.990, 0.856, 0.837, 0.741 e 0.715 nm. La curva con picco a 0.990 nm è stata attribuita ad interstratificati illite/smectite (I/S), le curve con picchi a 0.856, 0.837 e 0.741 nm ad interstratificati caolinite/smectite (K/S) con 10, 30 e 90% di caolinite, rispettivamente, e la curva con picco a 0.715 nm alla caolinite. Campioni non orientati sono stati analizzati nella regione di spettro compresa tra 70 e $75^\circ 2\theta$ ed il diffrattogramma ottenuto sottoposto a decomposizione (fig. 3a). Esso ha mostrato la presenza di tre curve elementari con picchi a 0.152, 0.151 e 0.149 nm. Le prime due curve sono state attribuite a smectiti diottaedriche ricche in ferro e ricche in alluminio e ferro, rispettivamente, mentre la terza curva è relativa alla caolinite.

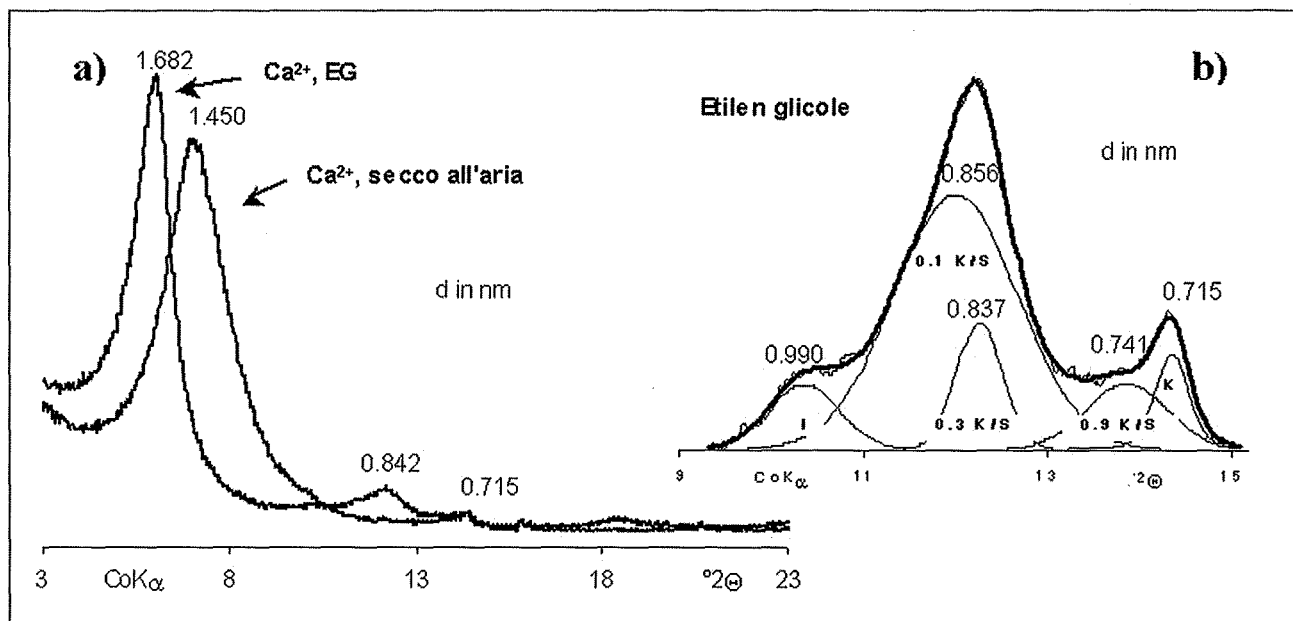


Figura 2. a) e b) diffrattogrammi relativi all'orizzonte C del P3

Il diffrattogramma relativo al campione saturato con Li^+ , riscaldato a 250°C e solv. EG (fig. 3b) non mostra significative differenze rispetto a quello saturato con Ca^{2+} e solv. EG, indicando presenza di smectiti con carica in posizione tetraedrica, che sono, quindi, di tipo beidellite ricca in ferro e nontronite.

In tabella 2 sono riassunti i risultati delle analisi XRD condotte sugli orizzonti dei profili P3 e P1. Dall'orizzonte profondo a quello di superficie del profilo P3 si osserva una riduzione del contenuto di smectite negli interstratificati K/S, e tale andamento risulta più marcato nel profilo P1, in cui la caolinite diviene il minerale dominante nell'orizzonte di superficie. Stesso andamento è seguito dal ferro nelle smectiti, che sono di tipo nontronite nell'orizzonte profondo del P3 e di tipo beidellite alluminosa in quello superficiale del P1.

I risultati delle analisi spettroscopiche FTIR, normalizzati rispetto alla principale banda SiO , sono riportati in figura 4. Per ambedue gli orizzonti del profilo P3, bande di assorbimento ad elevata frequenza sono state osservate a 3700 e 3622 cm^{-1} (fig. 4a). Queste bande sono caratteristiche della caolinite. Per l'orizzonte C, si osserva anche un'altra chiara banda a 3565 cm^{-1} . Questa banda viene comunemente attribuita alle vibrazioni di stretching dei gruppi OH legati a due ioni Fe^{3+} all'interno dei foglietti ottaedrici. Per quanto riguarda la regione delle vibrazioni di

bending dei gruppi OH, per l'orizzonte C (fig. 4b) si osservano 3 bande di assorbimento a 915, 880 e 820 cm^{-1} . La prima banda è dovuta alle vibrazioni dei gruppi OH legati a due ioni Al^{3+} , la seconda ai gruppi OH legati a Fe^{3+} ed Al^{3+} e la terza agli OH legati a due cationi Fe^{3+} . E' possibile osservare come l'intensità di quest'ultima banda decresce nell'orizzonte Ap, indicando una riduzione del contenuto di ferro nelle smectiti dalla profondità alla superficie. Per quanto riguarda le bande a 915 e a 880 cm^{-1} , esse vengono comunemente attribuite sia alle caoliniti che alle smectiti. Nel profilo P1, sia nell'orizzonte Ap che in quello Bw2 prevale la componente caolinittica e la componente smectitica è più ricca in Al. Nella regione delle vibrazioni degli OH bending non si evidenziano bande di assorbimento ad 820 cm^{-1} . Tali risultati sono perfettamente in accordo con quelli ottenuti per diffrazione a raggi-X.

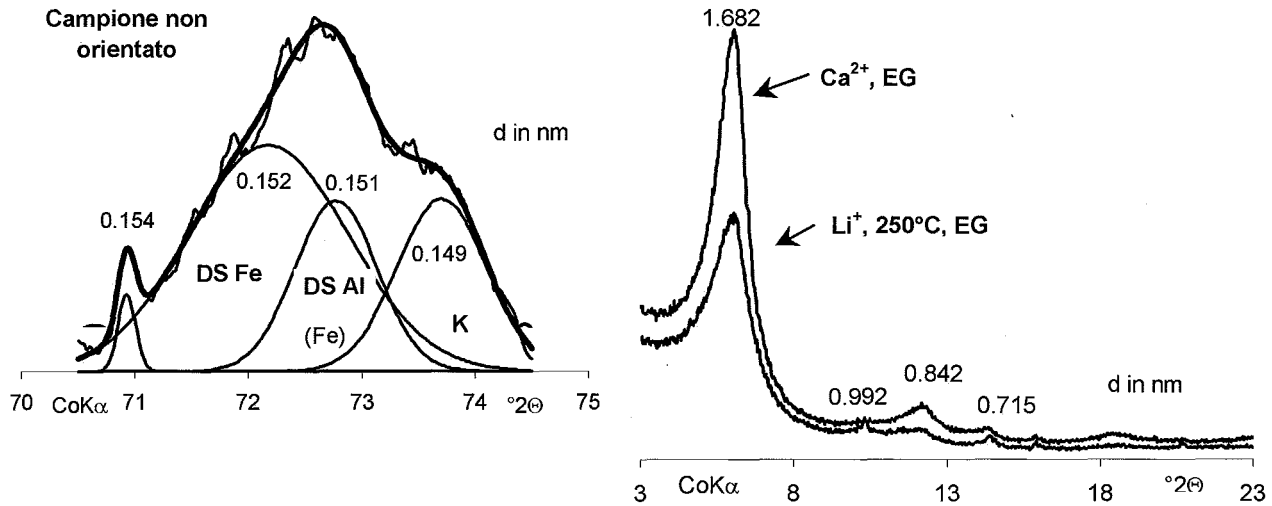


Figura 3. a) e b) diffrattogrammi relativi all'orizzonte C del P3

Tabella 2. Schema riassuntivo delle analisi

Orizzonti di suolo	Minerali argillosi dominanti	(060)	Localizzazione della carica	Tipo di smectite
P3 Ap	0.45 K/S, 0.95 K/S	Smectiti diottaedriche (Al e Fe)	Carica tetraedrica	Beidellite e Nontronite
P3 Bss1/Bss2	0.3 K/S	Smectiti diottaedriche (Al e Fe)	Carica tetraedrica	Beidellite e Nontronite
P3 C	0.1 K/S	Smectiti diottaedriche (Al e Fe)	Carica tetraedrica	Beidellite e Nontronite
P1 Ap	0.9 K/S, K	Smectiti diottaedriche (Al)	Carica tetraedrica	Beidellite
P1 Bw1	0.9 K/S	Smectiti diottaedriche (Al)	Carica tetraedrica	Beidellite
P1 Bw2	0.75 K/S, K	Smectiti diottaedriche (Al)	Carica tetraedrica	Beidellite

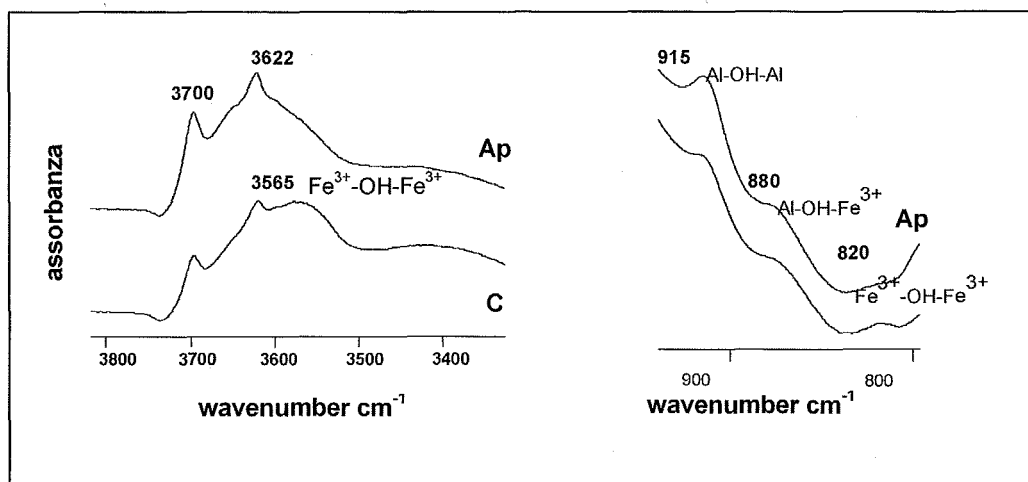


Figura 4. a) e b) spettri FTIR relativi agli orizzonti Ap e C del P3

L'analisi micromorfologica ha evidenziato una certa omogeneità dall'alto verso il basso negli orizzonti del suolo P3, che mostra tipiche caratteristiche vertiche e figure pedologiche quali aureole e linee anisotrope. Un grado di complessità del tutto inaspettato viene invece osservato nel suolo P1. In esso sono presenti numerosi frammenti di coatings di argilla e limo dispersi nella matrice e "pedorelitti", forme costituite da matrice, pellicole di limo, argilla e ferro, racchiuse da un'aureola piuttosto compatta di matrice della granulometria della sabbia. Si tratta di forme tipiche di ambienti umidi, caratterizzati da evoluzione pedogenetica avanzata e certamente più marcata rispetto a quella evidenziata dai risultati dell'analisi mineralogica e cristallografica. Ulteriori informazioni sul grado di alterazione del suolo degli orizzonti del profilo P1 ci vengono fornite dalle analisi del contenuto di Fe totale, estraibile con ossalato d'ammonio (NH_4ox) e ditionito-citrato-bicarbonato (DCB) (fig. 5a). I risultati mostrano che nei due profili il contenuto totale e quello estraibile con NH_4ox non differisce significativamente tra i diversi orizzonti, mentre il contenuto di Fe estraibile con DCB risulta molto più elevato nel P1 rispetto al P3.

indicando quantità più elevate di ossidi di Fe in forma cristallina nell'Inceptisuolo bruno-rossastro. Il rapporto $(\text{Fe DCB} - \text{Fe NH}_4\text{ox})/(\text{Fe totale})$ (fig. 5b) risulta molto più elevato nel profilo P1 (valori compresi tra 0.54 e 0.66) rispetto a quello P3 (valori tra 0.06 e 0.36), indicando che, in accordo con quanto riportato da Diaz e Torrent (1989), i materiali del profilo P1 presentano un maggior grado di alterazione di quelli del P3.

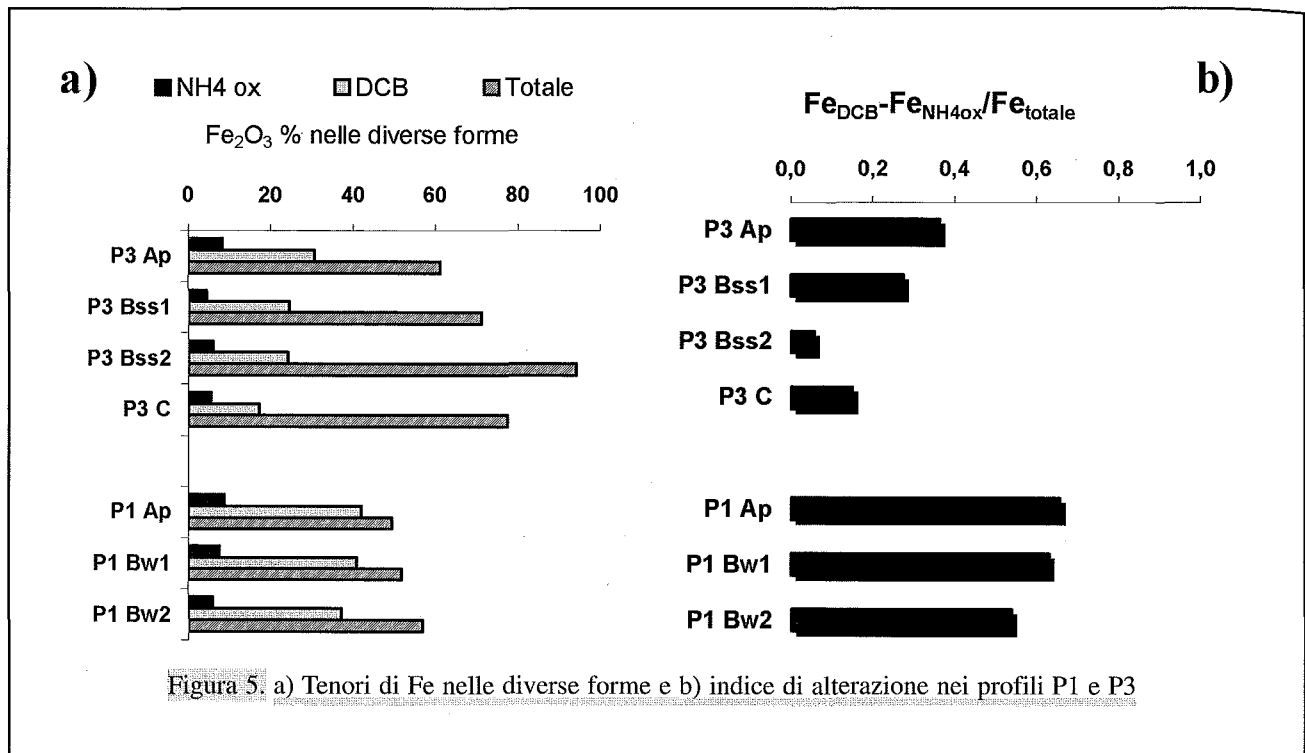


Figura 5. a) Tenori di Fe nelle diverse forme e b) indice di alterazione nei profili P1 e P3

Conclusioni

I risultati ottenuti dalle analisi chimiche, chimico-fisiche e mineralogiche, condotte sulla terra fine e sulle argille fini, mostrano che i suoli di Sedilo, disposti secondo una breve toposequenza, sviluppatasi dallo stesso parent material e nelle stesse condizioni climatiche sono caratterizzati da contrastante evoluzione mineralogica ai due estremi della sequenza. Il Vertisuolo grigio scuro situato nella parte bassa della sequenza è caratterizzato dalla presenza di minerali argillosi interstratificati caolinite/smectite, con ridotta quantità di caolinite e smectiti di tipo nontro-nite e/o beidellite ricca in Fe, mentre l'Inceptisuolo bruno-rossastro nella parte alta è dominato da interstratificati cao-linite/smectite, molto ricchi in caolinite, e da ossidi e ossi-idrossidi di Fe. La distribuzione dei minerali argillosi è si-mile a quella riportata in letteratura per le associazioni caoliniti/suoli rossi - smectiti/suoli neri delle aree subtropica-li. Essa viene messa in relazione con la topografia, ipotizzando che le condizioni di drenaggio, indotte dalla penden-za del versante, rappresentano il parametro principale che governa l'evoluzione mineralogica delle argille in questi suoli. Tale ipotesi è confortata anche dall'aumento dei valori di pH e di GSB negli orizzonti del profilo P3 rispetto a quelli del profilo P1. La lieve pendenza del versante favorisce il movimento dell'acqua verso il basso e l'allontana-mento dal solum di Si, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ , con la formazione di quantità significative di caolinite ed ossidi ed os-si-idrossidi di Fe. La concentrazione delle soluzioni del suolo, indotta dall'evaporazione soprattutto nella parte bassa della sequenza, favorisce la formazione di smectiti. La ridotta quantità di ossidi e ossi-idrossidi di Fe nei suoli della parte bassa della sequenza, rispetto a quelli della parte alta, viene interpretata considerando che almeno una parte del

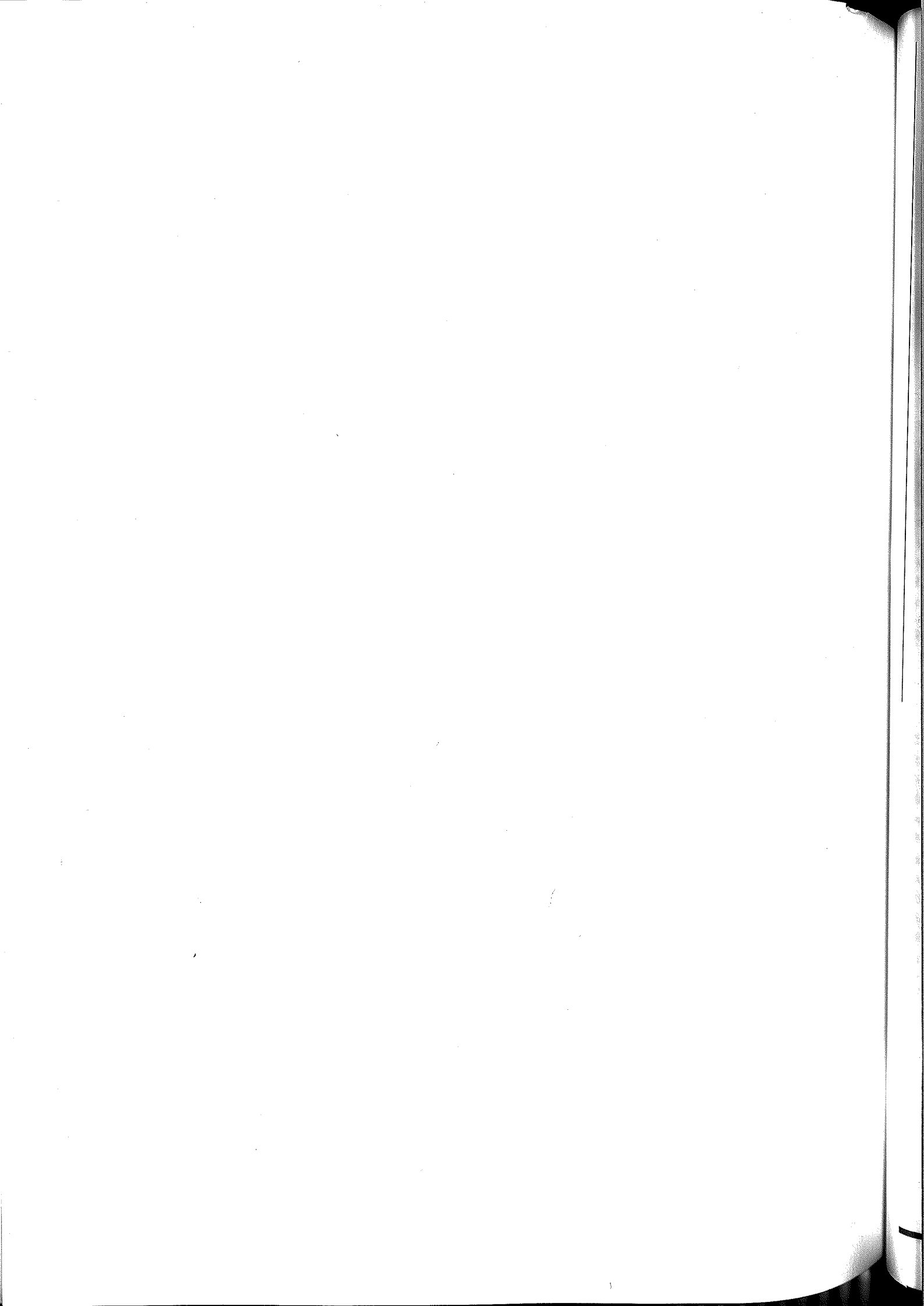
Fe è incorporata nella struttura dei minerali argillosi di neogenesi, le nontroniti, invece di precipitare sotto forma di ossidi e ossi-idrossidi. L'analisi micromorfologica, condotta sulle sezioni sottili di suolo, e gli indici del grado di alterazione del suolo, ottenuti utilizzando i tenori delle diverse forme del Fe negli orizzonti del suolo, evidenziano un maggior grado di complessità di questo ambiente pedologico ed indicano un maggiore grado di alterazione degli orizzonti pedologici sulla sommità della sequenza, rispetto a quelli del suolo presente nella parte bassa. Un'ipotesi di età più antica dei suoli in posizione di alto morfologico potrebbe spiegare i risultati ottenuti.

Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano il Prof. Paolo Baldaccini, per gli utili suggerimenti forniti in fase di individuazione e selezione dell'area di indagine, e la famiglia Onida, per aver gentilmente concesso il permesso di lavorare nella propria azienda agricola. Gli Autori ringraziano inoltre il revisore anonimo per i preziosi commenti che hanno consentito di migliorare la qualità dell'articolo.

Bibliografia

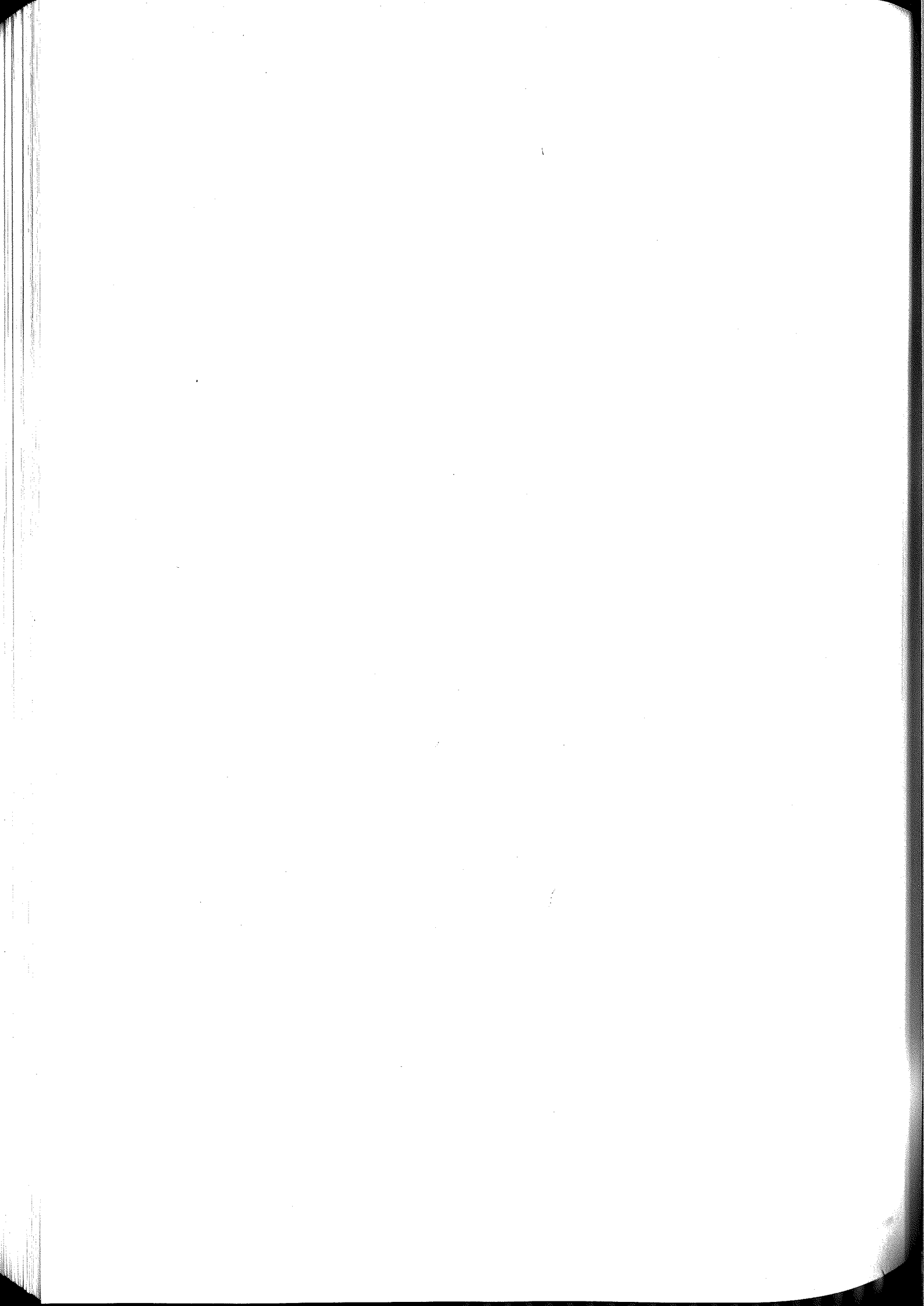
- ANDERSON S.J., SPOSITO G., 1991. Cesium-adsorption method for measuring accessible structural surface charge. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1569-1576.
- BECCALUVA L., CIVETTA L., MACCIOTTA G., RICCI C.A., 1985. Geochronology in Sardinia: results and problems. *Rend. Soc. It. Min. Petr.* 40, 57-72.
- BÜHMANN C., GRUBB P.L.C., 1991. A Kaolin-smectite interstratification sequence from a red and black complex. *Clay Minerals*, 26, 343-358.
- DIAZ M.C., TORRENT J., 1989. Mineralogy of iron oxides in two soil chronosequences of central Spain. *Catena*, 16, 291-299.
- ENTE AUTONOMO DEL FLUMENDOSA, 1998. Nuovo studio dell'idrologia superficiale della Sardegna. Regione Autonoma della Sardegna, Assessorato della Programmazione, Bilancio ed Assesto del Territorio-Centro Regionale di Programmazione, Cagliari, CR-rom
- HERBILLON A.J., FRANKART R., VIELVOYE L., 1981. An occurrence of interstratified kaolinite-smectite minerals in a red-black soil toposequence. *Clay Minerals*, 16, 195-201.
- HOFMANN V.U., KLEMEN R., 1950. Verlust der austauschfähigkeit von lithium-ionen an bentonit durch erhitzung. *Zeitung für Anorganische Chemie*, 262, 95-99.
- ISSDS (Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo), 1997. Guida al rilevamento dei suoli. Progetto U.O.T.
- JEANROY E., 1972. Analyse totale des silicates naturels par spectrométrie d'absorption atomique. Application au sol et à ses constituants. *Chimie Analytique*, 54, 159-166.
- KANTOR W., SCHWERTMANN U., 1974. Mineralogy and genesis of clays in red-black toposequences in Kenya. *Journal of Soil Science*, 25, 67-78.
- LANSON B., 1993. DECOMPXR, X-ray Decomposition Program. ERM, Poitiers, France.
- MEHRA O.P., JACKSON, M.L., 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays and Clay Minerals*, 7, 317-327.
- MILLOT G., 1964. *Geologie des Argiles*. Masson, Paris.
- MIPAF (Ministero delle Politiche Agricole e Forestali), 2000. *Metodi di Analisi Chimica del Suolo*. Collana di metodi analitici per l'agricoltura. Franco Angeli.
- PORCU A., 1983. *Geologia del Graben di Ottana (Sardegna centrale)*. *Rend. Sem. Fac. Scienze Uni. Cagliari*, 53 (2), 1-32
- REYNOLDS, R.C., 1985. NEWMOD A Computer Program for the Calculation of One-dimensional Diffraction Powders of Mixed-layer Clays. R.C. Reynolds, 8 Brook Rd., Hanover, New Hampshire 03755 USA, 315 pp.
- RIGHI D., TERRIBILE F., PETIT S., 1999. Pedogenic formation of kaolinite-smectite mixed layers in a soil toposequence developed from basaltic parent material in Sardinia (Italy). *Clays and Clay Minerals*, 47 (4), 505-514.
- SOIL SURVEY STAFF, 1999. *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second Edition*. USDA-NRCS, Agric. Hand. N. 436, U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- SCHWERTMANN U., 1964. Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.*, 105, 194-202.
- THORNTHWAITE C.W., MATHER J.R., 1957. *Instruction and Tables for Computing Potential Evapotranspiration and the Water Balance*. Publications in Climatology 10 (3), Centerton, NJ.
- WILSON, M.J., 1999. The origin and formation of clay minerals in soils: past, present and future perspectives. *Clay Minerals*, 34, 7-25.
- YERIMA B.P.K., CALHOUN F.G., SENKAYI A.L., DIXON J.B., 1985. Occurrence of interstratified kaolinite-smectite in El Salvador Vertisols. *Soil Science Society of American Journal*, 49, 462-466.





Commissione VIII

Suolo e ambiente



APPLICAZIONE DEL MODELLO DI ANALISI DI RISCHIO RELATIVO (MARR) SU BASE GIS PER LA VALUTAZIONE DELLA PERICOLOSITÀ AMBIENTALE DI MICRODISCARICHE IN VALLE DI SUÈSSOLA (CE, BN)

M. G. Andrisani ¹, I. Borzillo ², A. Buondonno ², E. Coppola ², A. Felli ¹, C. Glorioso ², S. Mattana ³ e S. Vacca ³

¹ ARPAC Campania, Ingegneria Ambientale, Centro Direzionale Isola A3, 80143 Napoli.

² Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli, via Vivaldi 43, 81100 Caserta.

³ Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Sezione di Pedologia, Università di Sassari, Sede di Nuoro.

Abstract

The term "micro-landfills" is commonly used to indicate the unauthorized disposal of urban wastes and wastes by small craft and industrial activities. Even though the volume of the abandoned material is normally tiny, the typology of abandonment and the state of the wastes, as well as the high density of the territorial distribution of the micro-landfills identify in this phenomenon a relevant factor of soil contamination and environmental risk. From this standpoint, studies have been started-up to define a tool for the assessment of the environmental impact connected with the illegal waste disposal, in order to identify the needs of land reclamation works, on the basis of an established suitable order of priority. In particular, the present research has been addressed to the application of a Model of Relative Risk Assessment (MARR), on various sites interested by the micro-landfills in the area of "Valle di Suèssola" (CE, BN - Italy). The Model has been elaborated on the basis of an analysis criterion with additive structure taking 23 factors into consideration, each one with a specific relative weight. In this work are reported the results about the application of the analysis that returns the relative danger of each examined site in a simple numerical value called Index of Relative Risk (IRR). The IRR is normalized in the range 0-100, which corresponds to an assessment of the risk from "zero" to "maximum". In this case, 22 potentially contaminated sites have been identified and classified, with IRR values varying from 23.5 to 64.5. Particularly, 5 sites with IRR > 50 and one site with IRR > 60 have been checked. Therefore the IRR distribution analysis permits an immediate evaluation of the diffusion of the contamination in the considered area and defines the priorities for the land reclamation work.

Key words Relative Risk Assessment, GIS, Impact on soil, Micro-Landfills, Suessola Valley.

Riassunto

Il termine "microdiscariche" è comunemente utilizzato per indicare depositi abusivi, di dimensioni generalmente modeste, di rifiuti domestici e di piccole attività artigianali e industriali. Tuttavia, nonostante il volume del materiale abbandonato sia di norma esiguo, la tipologia di abbandono e lo stato dei rifiuti, nonché l'elevata densità di distribuzione sul territorio delle microdiscariche individuano in tale fenomeno un fattore particolarmente rilevante di contaminazione del suolo e di rischio ambientale. In tal senso, sono stati avviati studi per la definizione di uno strumento di valutazione dell'impatto ambientale connesso con lo smaltimento illecito di rifiuti, al fine di individuare le necessità di interventi di bonifica, sulla base di un idoneo ordine di priorità stabilito. Nello specifico, la ricerca è stata volta ad applicare il Modello di Analisi di Rischio Relativo (MARR), sui siti interessati dalle microdiscariche nell'areale di "Valle di Suèssola" (CE, BN). Il Modello è stato elaborato su un criterio di analisi a struttura additiva prendendo in considerazione complessivamente 23 fattori, ciascuno con specifico peso relativo. In questo lavoro vengono riportati i risultati relativi all'applicazione dell'analisi che restituisce, in un semplice valore numerico, indicato come Indice di Rischio Relativo (IRR), la pericolosità relativa di ciascun sito esaminato. L'IRR è normalizzato nell'intervallo 0-100, cui corrisponde una valutazione di rischio da "nullo" a "massimo". Nel caso in esame, sono stati individuati e classificati 22 siti potenzialmente contaminati, con valori di IRR variabili da 23.5 a 64.5. In particolare, si accertano 5 siti con IRR > 50 e un sito con IRR > 60. L'analisi della distribuzione dell'IRR consente, quindi, un'immediata stima della diffusione della contaminazione nell'area considerata e definisce le priorità di intervento di bonifica.

Parole chiave Analisi di Rischio Relativo, GIS, Impatto sul suolo, Microdiscariche, Valle di Suessola.

Introduzione

L'Analisi di Rischio viene applicata per valutare l'impatto della contaminazione sulla salute dell'uomo e dei biota e sulla qualità dell'ambiente, ed è strumento di valutazione fondamentale nelle procedure di indagine e bonifica dei siti contaminati (Quercia, 2003). Il quadro normativo europeo in tal senso è alquanto articolato, e non si è ancora pervenuti alla definizione di un modello unificato (Quercia, 2003), anche in considerazione sia dell'ampia variabilità di cause e fattori che di volta in volta determinano le condizioni di contaminazione, sia delle specifiche situazioni di vulnerabilità del territorio. Ne consegue talvolta la necessità di elaborare ed adattare idonei modelli di

Analisi di Rischio sito-specifici agili ed efficaci per poter indirizzare i decisori verso le più idonee strategie di intervento in tempi brevi. Tale aspetto assume particolare rilevanza in ambiti territoriali complessi ed ad elevato rischio quale è quello rappresentato dalla regione Campania. In tale regione infatti l'emergenza rifiuti si configura in un quadro particolarmente critico, e vi si è fatto ricorso al Commissariato per l'Emergenza Rifiuti sin dal 1996. Mentre sono ormai chiuse o in fase di esaurimento le discariche ufficiali, e non ancora compiutamente realizzate le strategie di raccolta differenziata e di riciclo previste dal D.Lgs. 22/97, numerosissimi e diffusi sul territorio regionale sono i siti di discarica abusiva, fonte primaria e preoccupante di degrado ambientale. A tutt'oggi, l'ARPA Campania ha censito un migliaio di siti contaminati, o potenzialmente tali, in tutto il territorio regionale, di cui ben 611 nella sola Provincia di Caserta. La maggior parte di essi, pari a 530 ad oggi, ma con preoccupante trend di crescita, è rappresentato da "microdiscariche", ovvero da depositi abusivi, di dimensioni variabili, di rifiuti ingombranti, ovvero "beni durevoli", costituiti per lo più da rifiuti domestici e di piccole attività artigianali e industriali. Benché il volume del materiale abbandonato sia generalmente contenuto, la tipologia di abbandono e lo stato dei rifiuti, nonché l'elevata densità di distribuzione sul territorio delle microdiscariche individuano in tale fenomeno un fattore particolarmente rilevante di contaminazione del suolo e di rischio ambientale. In tal senso, sono stati avviati studi per la definizione di uno strumento di valutazione dell'impatto ambientale connesso con lo smaltimento illecito di rifiuti, al fine di individuare le necessità di interventi di bonifica, sulla base di un idoneo ordine di priorità stabilito; per le prime applicazioni si è utilizzato un Modello di Analisi di Rischio Relativo (MARR) (ARPA Piemonte, 1998), rimodulato sulla base delle peculiarità della Regione Campania (ANPA, 2001), sui siti interessati dagli abbandoni incontrollati nell'areale di "Valle di Suèssola" (CE, BN). Il modello, la cui struttura è stata elaborata dall'ARPA Piemonte ed utilizzata nel relativo Piano di Bonifica Regionale, si basa su un criterio di analisi a struttura additiva, che fosse al contempo semplice ed affidabile, prendendo in considerazione un opportuno numero di indicatori, a ciascuno dei quali è stato assegnato un indice di valutazione con specifico peso relativo. In tal senso, l'applicazione del MARR restituisce un semplice valore numerico indicizzato, definito come Indice di Rischio Relativo (IRR), che identifica la pericolosità dei siti analizzati e ne stabilisce la priorità di intervento nell'ambito del Piano di Bonifica Regionale delle aree inquinate, così come richiesto dall'art. 22, comma 5, del D.Lgs. 22/97. Nel presente lavoro vengono riportati i risultati relativi all'applicazione del MARR ed alla valutazione dell'IRR ad alcuni siti di microdiscariche individuati in Campania nella "Valle di Suèssola" tra le province di Caserta e Benevento.

Materiali e metodi

Area di studio

L'antica "Valle di Suèssola" si incunea tra le propaggini appenniniche che configurano il confine tra le province di Caserta, Benevento e Napoli, racchiusa a N dal Massiccio dei Tifatini e a S dai Monti Suessolani che ospitano il Parco Regionale del Partenio. Ha grossolanamente forma di un triangolo isoscele con vertice a E individuato dalla gola delle Forche Caudine, e base che poggia a O nella Piana Campana tra i Comuni di Cervino e Canello (fig. 1). La geologia del territorio è caratterizzata, nel fondo valle, da cineriti, pomici e dall'ignimbrite trachifonolitica del "tufo grigio campano", prevalentemente pleistocenici, e da calcari giurassico-cretacici nei rilievi collinari. L'altimetria varia dai ca. 30 m slm in pianura ai 798 m slm di M.te Vorrano, con forte acclività dei versanti. Numerosi sono i corsi d'acqua ed i canali, frequentemente utilizzati ai fini irrigui. L'agricoltura è diffusa e altamente produttiva, con olivo sui rilievi e ortive e seminativi, in particolare tabacco, in pianura. Sporadiche ed incomplete sono le informazioni sui suoli, e sono in fase di programmazione il rilevamento pedologico e gli studi di Land Evaluation dell'area in collaborazione con il Settore Ambiente e Tutela del Territorio della Provincia di Caserta. Dal punto di vista amministrativo, la Valle di Suessola ricade negli ambiti di numerosi Comuni in provincia di Caserta. Ai fini dello studio in oggetto, sono stati presi in considerazione i Comuni di Arienzo, Cervino, S. Felice a Canello e S. Maria a Vico, è stato escluso il Comune di Maddaloni in quanto scarsamente rappresentato, mentre si è ritenuto opportuno includere il Comune di Forchia che, pur se appartenente alla Provincia di Benevento, ricade nella naturale continuità geomorfologica che racchiude l'estremità orientale della Valle. Fitta e differenziata è la rete dei trasporti, rappresentata dalle ferrovie, dalle SS.SS. 7 "Appia" e 162 "Valle Caudina", dalle strade provinciali e da numerosissime strade poderali. L'intero territorio considerato occupa una superficie complessiva di 65.15 km², con una popolazione di 42 179 abitanti ed una densità media di popolazione di 647 abitanti km⁻² (tab. 1).

Tabella 1. Comuni della Valle di Suessola

Comune	Quota (metri slm)	Abitanti (ab.)	Superficie (km ²)	Densità di popolazione (ab./km ²)
Arienzo	103	5 200	14.16	365
Cervino	152	5 160	7.96	648
Forchia	282	1 160	5.42	210
San Felice a Canello	31	17 165	26.78	641
Santa Maria a Vico	81	13 494	10.83	1.246

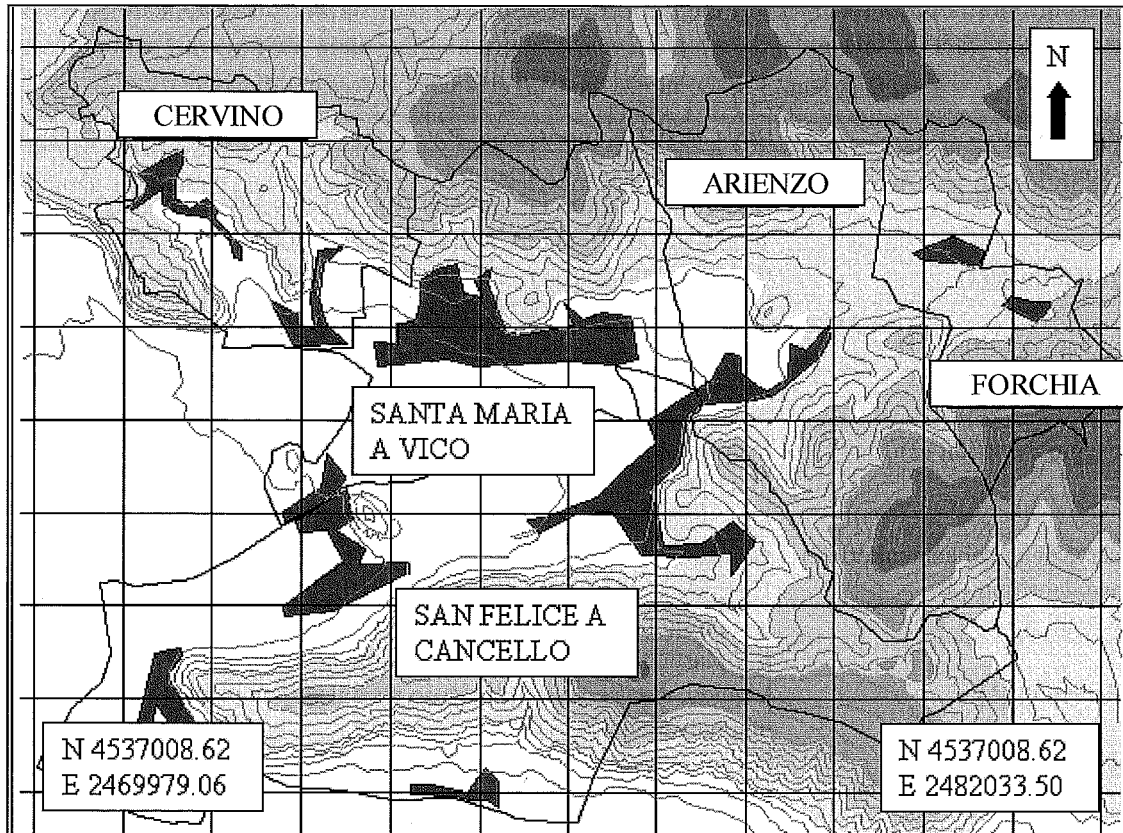


Figura 1. Localizzazione della Valle di Suessola

Modello di Analisi di Rischio Relativo (MARR)

Il Modello di Analisi di Rischio Relativo (MARR) utilizzato nel presente studio è stato sviluppato sulla base di quello proposto da Andrisani nell'ambito delle attività dell'ARPA Piemonte (1988), e successivamente adottato, con modifiche sui fattori d'analisi, nel Piano Regionale di Bonifica dei Siti Contaminati - I° Stralcio, della Regione Campania (ANPA, 2001). Il MARR, basato su un sistema a "punteggi" e "pesi", prende in considerazione 23 fattori di analisi, che rappresentano gli indicatori di rischio contaminazione, raggruppati in 3 categorie principali: caratteristiche del rifiuto, vie di migrazione dei contaminanti e tipologia dei ricettori (tab. 2). Ciascun fattore viene misurato da un indice, ovvero da un "punteggio" (P_i) variabile da 0 a 10 proporzionale all'incidenza del fattore stesso. Il punteggio di ciascun fattore viene poi moltiplicato per un "peso" ($Peso_i$), variabile da 1 a 3 in funzione della rilevanza del contributo del fattore sulle condizioni complessive di rischio. Nel modello proposto, il peso maggiore è rappresentato dalla classe dei rifiuti, con $Peso_i = 3$, ma sono considerati fattori rilevanti, con $Peso_i = 2$, il tipo di stoccaggio dei rifiuti, lo stato di conservazione dei contenitori, la litologia prevalente, la distanza da pozzi e sorgenti, la profondità della prima falda, la contaminazione -accertata o presunta- del suolo e delle acque superficiali e profonde, la presenza di percolato o di gas.

La somma dei punteggi pesati, determinati per i vari fattori, costituisce il Punteggio finale complessivo secondo l'espressione

$$P_{tot} = \sum (P_i) \text{ (Peso}_i\text{)}$$

Considerando che per taluni fattori il punteggio minimo è superiore a 0, il campo di variabilità di P_{tot} è compreso nell'intervallo da $P_{min} = 37$ a $P_{max} = 296$. I valori di P_{tot} vengono quindi normalizzati nell'intervallo 0-100 tramite l'espressione:

$$P_{norm} = 100 [(P_{tot} - P_{min}) / (P_{max} - P_{min})]$$

Va sottolineato che, ad oggi, tale modello di analisi ha subito ulteriori e sostanziali modifiche al fine di valutare con gli stessi criteri anche le attività produttive, attive e dismesse, censite.

Cartografia Digitalizzata

La cartografia digitalizzata ed il Digital Elevation Model (DEM) del territorio sono stati elaborati tramite il software GIS ILWIS 3.1 (2001).

Tabella 2. Fattori utilizzati nel Modello di Analisi di Rischio Relativo

INDICATORI (Peso _i)	SPECIFICHE (punteggio, P _i)
Esistenza di vincoli (1)	Esistenza vincoli (4); nessun vincolo (0)
Superficie dei rifiuti (m ²) (1)	0-99 (0); 100-259 (1); 260-500 (2); 501-999 (3); 1000-3000 (4); 3001-9999 (5); 10000-50000 (7); 50001-100000 (8); oltre 100000 (10); dato non stimabile (5)
Volume dei rifiuti (m ³) (1)	0-99 (0); 100-259 (1); 260-500 (2); 501-999 (3); 1000-3000 (4); 3001-9999 (5); 10000-50000 (7); 50001-100000 (8); oltre 100000 (10); dato non stimabile (5)
Tipo di abbandono dei rifiuti (1)	Sversamento al suolo, cava/scavo, vasca interrata, sversamento in pozzi perdenti (8); cumuli (7); serbatoio interrato (6); fusti, sacchi, vasca fuori terra, serbatoio fuori terra (5); cisterna (4); container asportabile (3)
Tipo di stoccaggio dei rifiuti (2)	Scoperto su terreno, immersi in acqua (8); interrato, coperto su terreno (7); scoperto su pavimento con e senza drenaggio(4); coperto su pavimento senza drenaggio (2), con drenaggio (1)
Stato di conservazione dei contenitori (2)	Non contenuti (8); deteriorati (7); integri (0)
Classificazione dei rifiuti (3)	Urbani pericolosi, speciali pericolosi 10); urbani pericolosi presunti, speciali pericolosi presunti(7); urbani non pericolosi (3); inerti + plastiche > 50% (1); 30% < inerti + plastiche < 50% (2); inerti + plastiche <30% (3)
Stato fisico dei rifiuti (1)	Liquido, emulsione (10); fangoso palabile o pompabile (8); solido polverulento (3), non polverulento (1)
Morfologia prevalente (1)	Area fluviale, area lacustre (10); area paludosa (7); scarpata, versante montano o collinare (6); area pianeggiante (5)
Litologia prevalente (2)	Depositi ghiaiosi, ciottoli, calcari (8); ghiaia-sabbia, sabbia, arenarie (7); tufo (5); sabbia-limo, limo (5); limo-argilla, argilla (2); sconosciuto (4)
Uso terreno circostante (1)	Agricolo (8); residenziale (6); industriale (4)
Distanza centro abitato (m) (1)	0-100 (6); 101-500 (5); 501-1000 (3); oltre 1000 (1)
Distanza da pozzi e sorgenti (m) (2)	0-50 (10); 51-100 (7); 101-500 (4); 501-1000 (2); > 1000 (1)
Abitazioni entro 100 m (1)	1-10 (2); 11-30 (4); oltre 30 (6)
Abitazioni entro 500 m (1)	1-100 (2); 101-200 (4); oltre 200 (6)
Dist. Corso acqua (m) (1)	0-50 (10); 51-100 (7); 101-500 (4); 501-1000 (3); oltre 1000(1)
Dist. via comunale (m) (1)	0-50 (8); 51-100 (6); 101-500 (3); 501-1000 (2); oltre 1000 (1)
Profondità prima falda (m) (2)	0-3 (10); 4-9(7); 10-15(6); 16-18(4); oltre 19 (3); sconosciuto(5)
Contaminazione suolo (2)	Accertata (8); presunta (3); nessuna (0)
Cont. acque superficiali (2)	Accertata (8); presunta (3); nessuna (0)
Cont. acque sotterranee (2)	Accertata (10); presunta (3); nessuna (0)
Presenza di percolato (2)	Si disperde (7); raccolto (3); nessuno (0); sconosciuto (2)
Presenza di gas (2)	Si disperde (8); captato (4); nessuno (0); sconosciuto (3)

Risultati e discussione

Nel territorio analizzato sono state individuate complessivamente 22 microdiscariche, di cui ben tre entro i confini del Parco Regionale del Partenio. Il materiale rinvenuto è di norma costituito da beni durevoli, suppellettili, sanitari, laterizi e residui di muratura, ma si riscontrano anche rifiuti ad alto rischio di tossicità quali materiali

bituminosi, pneumatici e plastiche, frequentemente combusti e potenziale fonte di diossine, accumulatori per veicoli, amianto. La figura 2 mostra la distribuzione delle microdiscariche nei diversi ambiti comunali. Il più elevato numero di siti (9) si rileva nel Comune di S. Felice a Canello, mentre la densità relativa si accerta nel Comune di Forchia, con ben 0.92 siti km⁻² e 0.431 100⁻¹ abitanti. E' altresì da rilevare che ben tre discariche ricadono all'interno del Parco Nazionale del Partenio, nel Comune di S. Felice a Canello.

La figura 3 riporta la distribuzione degli Indici di Rischio Relativi (IRR) delle discariche, espressi dai valori dei punteggi normalizzati (P_{norm}), allocati sul DEM dell'area di studio. Il DEM è stato realizzato rielaborando ed integrando i dati geo-territoriali morfologici con i data-base alfanumerici relativi a ciascuna discarica. Dalla lettura del modello tridimensionale si ottiene un'immediata stima della diffusione della contaminazione sul territorio, e vengono altresì direttamente definite le priorità di intervento di bonifica. Sono stati infatti accertati valori di IRR variabili da 23.5 a 64.5, con valori medi per Comune sostanzialmente uniformi, compresi tra 41.7 e 48.2. Tali punteggi, sia come valori singoli che come valori medi, sono particolarmente elevati, notevolmente più alti dei punteggi attribuiti ad altri siti del Litorale Domizio Flegreo - Agro Aversano nella stessa provincia di Caserta (ANPA, 2001).

In particolare, ben sei siti presentano Indici Rischio Relativo > 50; le componenti principali di rischio determinate in tali siti sono rappresentate dalla coesistenza di fattori ad elevato peso, quali nella fattispecie la presenza di rifiuti pericolosi, la vicinanza a corsi d'acqua, presenza di percolato e di gas, nonché, per alcuni di essi, l'esistenza di vincoli ambientali.

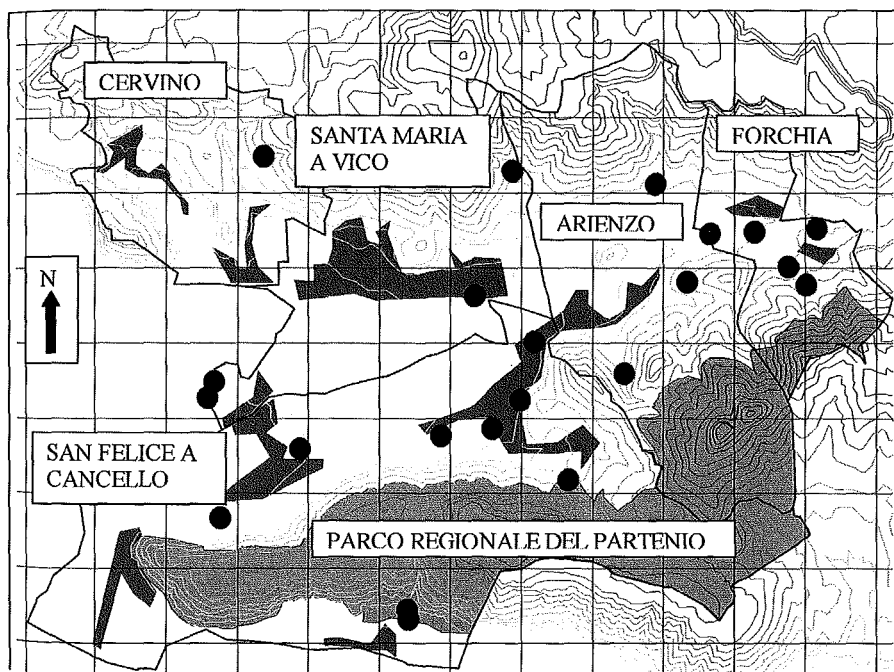


Figura 2.
Distribuzione delle microdiscariche
in Valle di Suessola

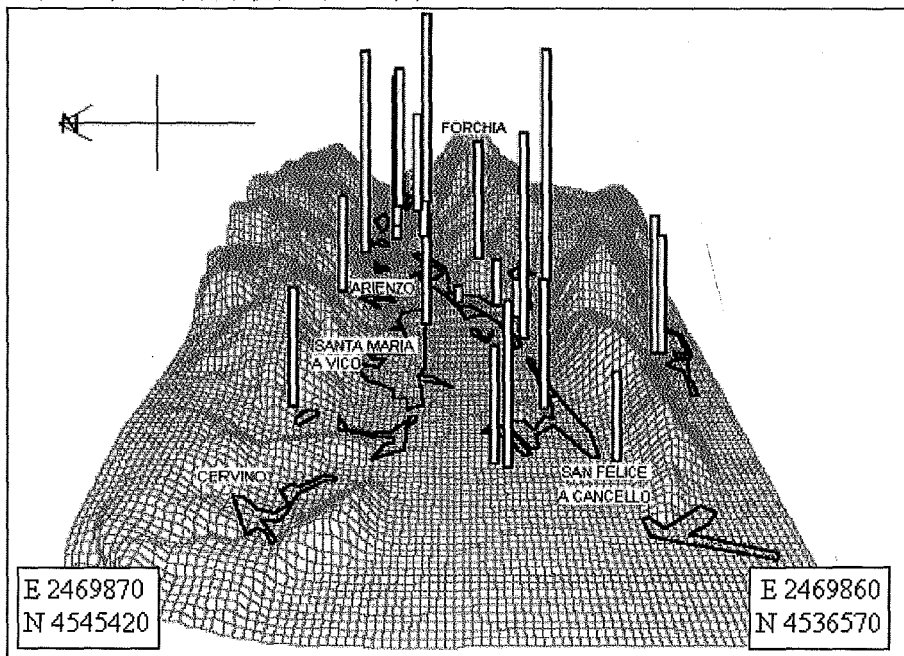


Figura 3.
Digital Elevation Model dell'area
esaminata. In istogramma sono riportati
i valori normalizzati
dell'Indice di Rischio Relativo

Conclusioni

I risultati ottenuti nel presente studio consentono di trarre alcune interessanti conclusioni:

- le microdiscariche rappresentano una fonte finora sottovalutata di diffusa contaminazione ambientale, la cui gravità è stata messa in luce dall'indagine condotta;
- l'impiego integrato della cartografia digitalizzata e del Modello di Analisi di Rischio Relativo consente una efficace ed affidabile valutazione del rischio in relazione ai caratteri del territorio, e si configura come utile strumento di conoscenza e monitoraggio continui, aggiornabile in tempo reale;
- l'attuale struttura del Modello non prende in considerazione la determinazione ad hoc dei caratteri pedochimici del suolo, dal momento che il Modello stesso è finalizzato all'acquisizione immediata di informazioni che consentano idonee scelte decisionali in tempi brevi; è peraltro ovvio che gli aspetti pedogenetici, quali ad esempio l'espressione di caratteri vertici, o psammici, o districi, così come la presenza di orizzonti di profondità induriti, o ancora il grado di reazione, il contenuto di sostanza organica e di argilla, la Capacità di Scambio Cationico, la tessitura e la permeabilità, i rapporti suolo-clima, possono influenzare in modo determinante la vulnerabilità del suolo e degli acquiferi e la mobilità dei contaminanti nel sistema suolo-ambiente; ne consegue pertanto sia la chiara opportunità di introdurre come quarta categoria dei fattori di rischio le proprietà pedochimiche dei suoli, sia la necessità di realizzare in tempi il rilevamento pedologico e la valutazione della qualità dei suoli nelle aree a più elevato rischio attuale e potenziale di contaminazione e degrado.

Bibliografia

- ARPA Piemonte, 1998. Applicazione di metodologie di analisi di rischio per definire le priorità degli interventi di bonifica, a cura di M.G. Andrisani, Piano di Bonifica Regionale, BURP 12/04/2000, supplemento n. 15.
- ANPA – Commissariato Emergenza Rifiuti in Campania –, 2001. Procedura di individuazione dell'ordine di priorità di intervento tra alcuni siti censiti nella provincia di Caserta, a cura di M.G. Andrisani, documento interno.
- D.Lgs. 5/02/1997 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 imballaggi" (G.U. 28/11/1997 n. 278).
- ILWIS 3.1, 2001. ITC ILWIS Development, PCI Geomatics, Richmond Hill, Canada.
- QUERCIA F., 2003. L'analisi di Rischio dei Siti Contaminati nelle normative dei Paesi Europei. Siti Contaminati, 2003/1: 6-16.

CONTAMINANTI INORGANICI DI RECENTE INTRODUZIONE IN SUOLI URBANI. CASO STUDIO: I PARCHI DELLA CITTÀ DI ROMA

E. Beccaloni ¹, R.M. Cenci ², D. Dabergami ², L. Musmeci ¹, E. Stacul ¹, G. Ziemacki ¹

¹ Istituto Superiore di Sanità, Laboratorio Igiene Ambientale, Reparto Igiene del suolo
Viale Regina Elena, 299 - 00161 Roma E-mail: musmeci@iss.it

² Commissione Europea, Centro Comune di Ricerca di Ispra, Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità, Unità Suolo e Rifiuti
T.P. 460 - 21020 Ispra (VA) E-mail: roberto.cenci@jrc.it

Abstract

The causes of potential contamination of soil in urban are fundamentally traceable to pollution emitted from different sources such as domestic heating and vehicular traffic. The areas investigated were some parks in Rome. The use of mosses and superficial soil has permitted the measurement of concentrations of persistent inorganic contaminants introduced into environment during the last ten years, particularly Rh, Pd and Pt from the use of catalytic converters. This monitoring has considered also the spatial-temporal distribution of the concentration of Pb, Cd and Hg.

Riassunto

Tra i contaminanti inorganici persistenti immessi nell'ambiente negli ultimi anni, a causa dell'uso delle marmitte catalitiche, si annoverano anche gli elementi del gruppo del platino (PGES): Palladio Rodio e Platino. Tali metalli esibiscono peraltro una certa tossicità, quindi la loro ricerca in un suolo urbano riveste un ruolo importante.

Tale ricerca ha visto l'impiego come mezzo diagnostico di bioindicatori quali muschi indigeni e il suolo superficiale. Le aree interessate all'indagine sono stati alcuni parchi romani, quali Villa Borghese, Villa Ada e Villa Doria Pamphili. Queste aree sono state scelte perché adiacenti a strade ad alto traffico veicolare. Complessivamente sono state approntate 11 stazioni di prelievo. I contaminanti inorganici persistenti presi in considerazione sono stati: Pt, Rh, Pb, Cd, e Hg.

I valori ottenuti hanno permesso di stimare l'andamento spaziale delle concentrazioni dei microinquinanti e, mediante il calcolo del fattore di arricchimento (F.A.), l'origine delle deposizioni stesse discriminando tra antropica e/o crostale.

Parole chiave: Muschi, suoli, contaminanti inorganici persistenti, PGES

Introduzione

Quando ci si riferisce alla "qualità" di un suolo, normalmente si pensa ad un suolo per uso agricolo oppure residenziale/industriale, difficilmente si pensa ad un suolo urbano.

L'esposizione diretta ad un suolo potenzialmente contaminato attiene anche ad un suolo urbano adibito ad esempio a verde pubblico: basti pensare ai bambini che giocano in un parco cittadino. Pertanto la qualità del suolo urbano in termini igienico-sanitari riveste un ruolo di primaria importanza; il monitoraggio diviene quindi indispensabile.

Le cause di potenziale contaminazione di un suolo urbano sono fondamentalmente riconducibili a ricadute di inquinanti aerodispersi emessi da varie sorgenti, quali principalmente riscaldamento domestico e traffico veicolare. Da tali fonti vengono emessi vari inquinanti, tra cui metalli pesanti, materiale particolato, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), sostanze organiche volatili (benzene), ecc. Tra i contaminanti inorganici persistenti immessi nell'ambiente negli ultimi anni, a causa dell'uso delle marmitte catalitiche, si annoverano anche Rodio, Palladio e Platino. Esistono altre innumerevoli fonti di introduzione nell'ambiente per il platino quali ad esempio: produzione e lavorazione di gioielli, preparazione di medicinali, laboratori dentistici, lavorazioni fotografiche, ecc. (Renner e Schumckler, 1991). La produzione mondiale dei tre elementi ha avuto un impulso importante dal 1980 al 2000; per il Pt si è passato da 70 t anno a 200, per il Pd da 70 a 250 e per il Rh da 6 a 25 t anno (Johnson, 2001). Conseguentemente il flusso di tali metalli verso l'ambiente è aumentato andando a toccare anche aree remote, coinvolgendo la salute di un numero maggiore di persone. I PGES esibiscono peraltro una certa tossicità che può essere paragonata al piombo (Barlow e Sullivan, 1984), inducono reazioni allergiche (Renner, 1979) e numerose altre patologie. Quindi la loro ricerca in un suolo urbano riveste un ruolo importante risultando indispensabile per una corretta gestione dell'ambiente e in particolare dei luoghi pubblici.

L'impiego di indicatori quali ad esempio i muschi indigeni e il suolo, permette di ottenere molteplici informazioni quali la distribuzione spaziale della concentrazione degli elementi indagati, l'origine delle ricadute disci-

Metodo di campionamento

Sia per i muschi che per i suoli, il campionamento è stato condotto effettuando prelievi lungo transetti, definendo il punto zero, in prossimità delle strade ad alta percorrenza procedendo poi con gli altri punti (a 100, 300 e 500 m di distanza dal punto 0) verso l'interno dei parchi nel seguente modo:

- Stazione 1 (distanza 0 dalla strada ad alto scorrimento verso l'interno);
- Stazione 2 (a 100 dalla strada ad alto scorrimento verso l'interno);
- Stazione 3 (a 300 m dalla strada ad alto scorrimento verso l'interno);
- Stazione 4 (a 500 m dalla strada ad alto scorrimento verso l'interno).

Il campione di suolo sottoposto ad analisi era un campione composito ottenuto dalla mescolanza di 5 sottocampioni, (suolo superficiale di profondità pari a circa 5 cm) prelevati nelle stesse stazioni dove erano stati raccolti i campioni di muschio. Per questi ultimi si sono raccolti i 3 cm apicali dei caulidi corrispondenti ad un periodo di crescita pari a 4,5-5 anni (Privitera e Puglisi, 2003).

Nella figura 2 sono rappresentate le modalità di campionamento a transetto utilizzate sia per i suoli che per i muschi e le modalità di campionamento utilizzate per ciascuna stazione per la formazione del campione composito di suolo (Cenci et al., 2003).

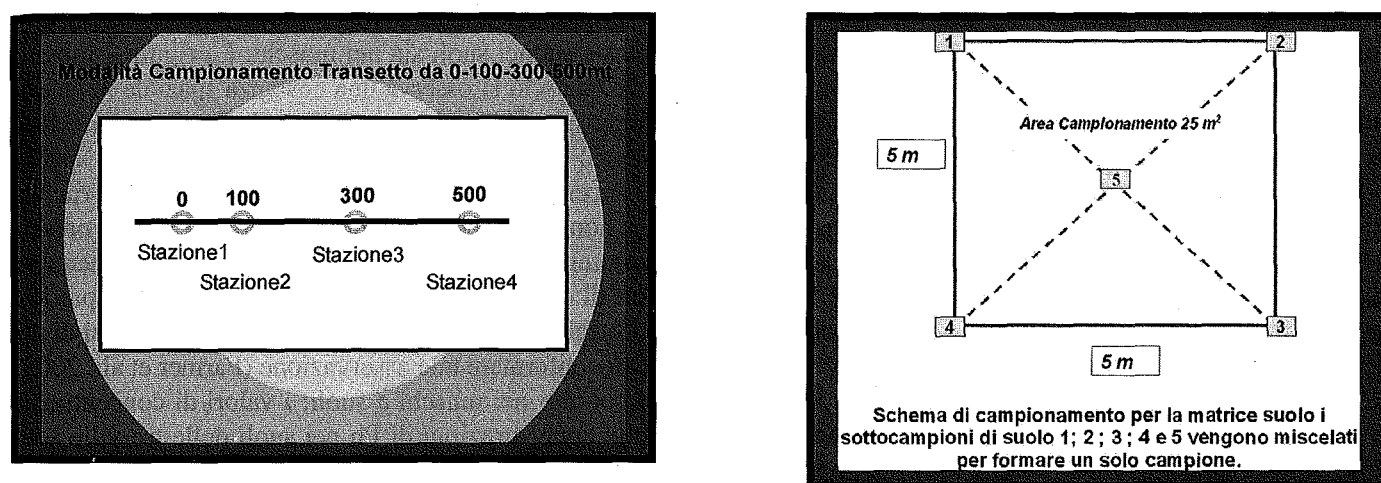


Figura 2. Modalità di campionamento

Metodi di analisi

Per le procedure di raccolta, trattamento e analisi dei campioni di muschi e suolo sono state seguite le linee guida emanate dall'APAT (Cenci, 1999).

I campioni di suolo dopo essere stati essiccati in stufa a 40 °C per 48 h, sono stati setacciati con un setaccio in materiale plastico avente una maglia di 2 mm mediante l'uso di un setacciatore elettrico. La frazione passata al setaccio veniva successivamente macinata e omogeneizzata in un mulino con giara e sfere in ossido di zirconio. Un'aliquota di circa 0.3 g di ciascun campione suolo è stata sottoposta a digestione acida con una miscela di acidi Suprapure (HNO₃ - HCl in un rapporto 1: 3) in forno a microonde ad alta pressione. Per i muschi, dopo essiccamento e macinatura (vedi suoli), circa 150 mg di materiale venivano mineralizzati in ambiente acido (5 ml di HNO₃ e 2 ml di H₂O₂) mediante microonde come per i suoli.

Tutte le soluzioni sono state riprese e portate ad un volume finale di 50 ml con acqua bidistillata. La quantificazione della concentrazione degli elementi indagati è stata effettuata mediante diverse tecniche di spettroscopia a seconda della concentrazione degli analiti in studio e della sensibilità delle diverse tecniche strumentali. Per la determinazione di Pt e Rh è stata utilizzata la Spettroscopia a Plasma Induttivo abbinata ad un rivelatore di Massa ad alta risoluzione (ICP-MS); per la determinazione del Cd e del Pb è stata utilizzata la Spettroscopia in Assorbimento Atomico con correttore di fondo Zeeman. Mentre per la concentrazione del Hg è stata valutata sul campione tal quale senza dissoluzione acida, utilizzando uno spettrometro di assorbimento atomico del tipo AMA solido - liquido (Cossa et al., 2002).

Tutte le procedure sia di dissoluzione che di analisi strumentale sono state controllate mediante l'uso di due materiali di riferimento certificati. Per i muschi è stato scelto il materiale di riferimento Certified Reference Material CRM 482 e per i suoli il CRM 141r.

Risultati e discussione

L'utilizzo di più specie di muschio ha portato ad ottenere una interpretazione "omogenea" dei risultati, in quanto le differenze di adsorbimento dei contaminanti inorganici persistenti da parte dei muschi sono dell'ordine del 10-20% (Rhuling e Steinnes, 1998).

Le figure da 3 a 7 presentano gli andamenti spaziali della concentrazione di tutti gli elementi indagati nelle stazioni delle tre ville.

L'aspetto generale non evidenzia particolari differenze di concentrazione degli elementi indagati sia tra le ville sia in funzione della distanza dalle strade. Questa prima osservazione permette di formulare una ipotesi circa la distribuzione delle ricadute: la sedimentazione degli elementi dispersi nell'aria, avviene in modo alquanto omogeneo e non nelle immediate vicinanze dal punto principale di emissione. Esaminando ogni singolo elemento si può osservare come il Cd (figura 3), nel parco di Villa Ada, presenta una riduzione di concentrazione nei muschi allontanandosi dalla strada. Tale andamento è confermato dai valori ottenuti nei suoli. Per le restanti ville non si osservano particolari variazioni di concentrazione su tutto il transetto. L'elemento Hg nel suolo, indica per tutte le ville concentrazioni più elevate nel punto di maggior vicinanza con la strada, con una tendenza alla riduzione andando verso le aree più interne. Valori particolarmente elevati si osservano nei suoli e nei muschi di villa Borghese. Le restanti due ville evidenziano una distribuzione di concentrazione nei muschi, costante lungo tutto il transetto. La figura 6 illustra l'andamento della concentrazione del Rh, escludendo il secondo campionamento relativo al suolo raccolto nella villa Borghese, non si osservano variazioni pronunciate di concentrazione sia nei suoli sia nei muschi. La figura 7 mostrano la distribuzione della concentrazione di Pt; per quanto riguarda i muschi si osserva una costanza spaziale nella distribuzione della concentrazione. Per i suoli una maggior variazione spaziale si riscontra per il Pt. La figura 5 riassume l'andamento del Pb, escludendo il secondo campionamento per il suolo di Villa Borghese, le distribuzioni spaziali della concentrazione possono essere considerate costanti. Le concentrazioni di piombo nei muschi sono da ritenersi simili a quelle riscontrate in aree urbane (Cenci et al., 2001), e non risentono più delle ricadute da piombo presente nelle benzine, in quanto i muschi raccolti riassumono e hanno integrato le ricadute del Pb e degli altri elementi indagati avvenute negli ultimi 4,5-5 anni. Occorre segnalare i valori di concentrazione riscontrati nei suoli e in particolare di Villa Borghese. Tali valori sono risultati alquanto elevati, l'origine dovrebbe essere imputabile ai decenni di utilizzo di benzine con piombo. Una analisi isotopica permetterebbe di confermare tale osservazione (Farmer et al., 2002). Nella tabella 1, sono riportati i valori medi di concentrazione riscontrati nei muschi e suoli; i valori di concentrazione di mercurio nelle due matrici raccolte nella villa Borghese, e le concentrazioni di Pb nei suoli delle tre ville sono significativamente elevati. I restanti valori rispecchiano situazioni comunemente riscontrate in ambienti urbani.

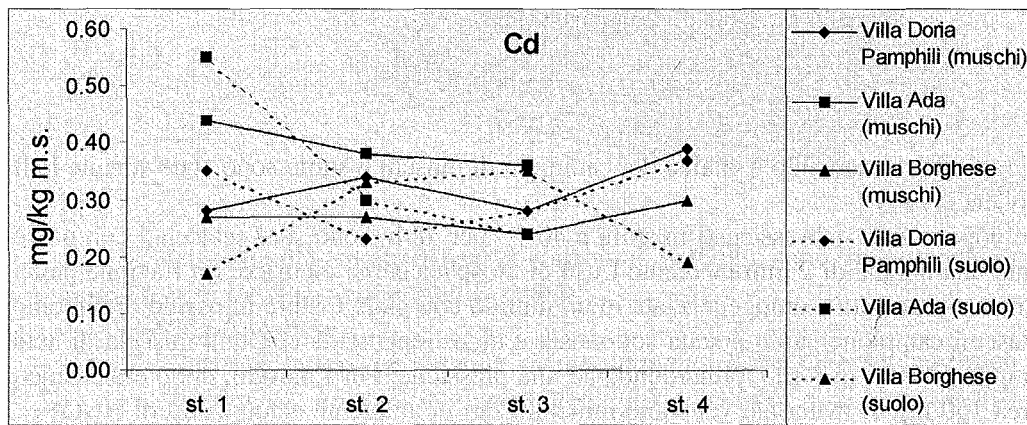


Figura 3.
Andamento spaziale della concentrazione del Cd

Figura 4.
Andamento spaziale della concentrazione del Hg

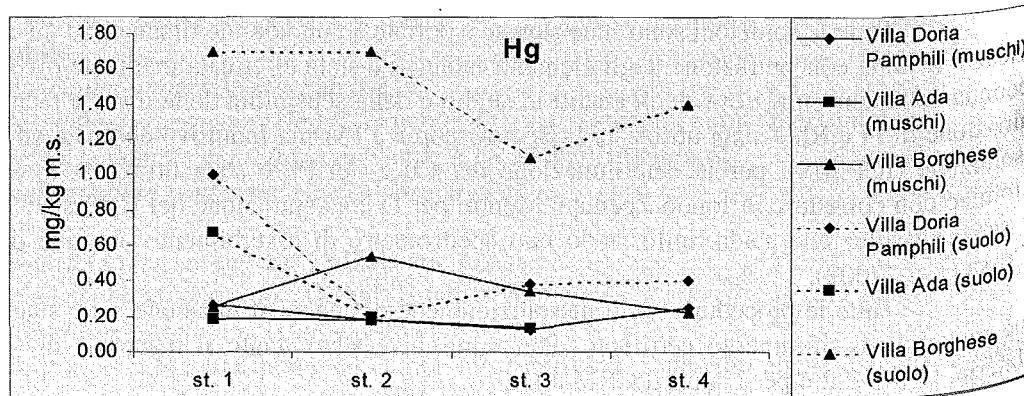


Figura 5.
Andamento spaziale della concentrazione del Pb

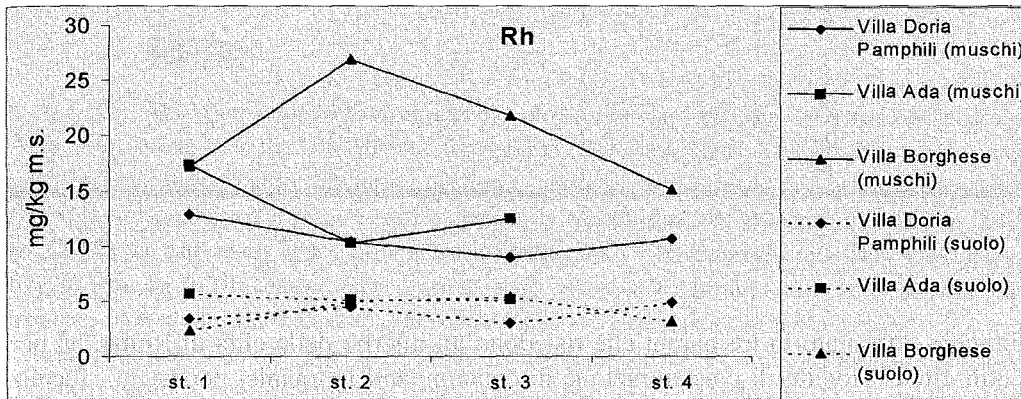
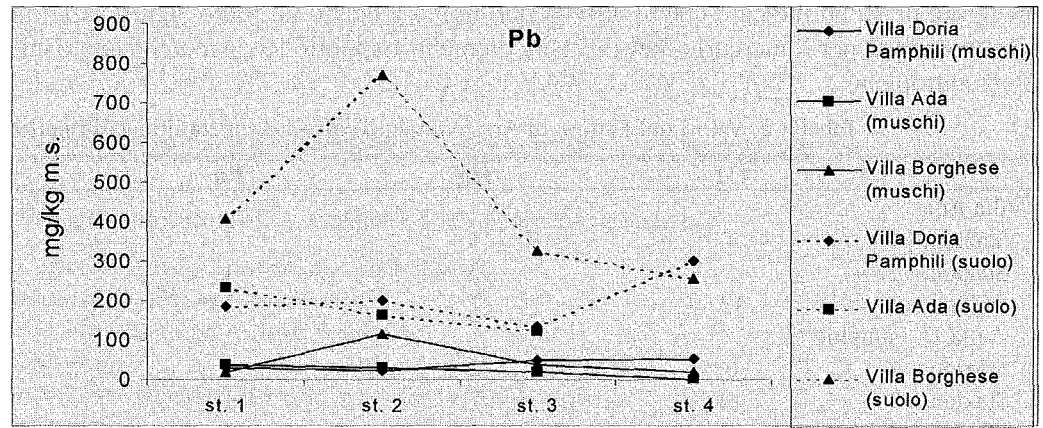


Figura 6.
Andamento spaziale della concentrazione del Rh

Figura 7.
Andamento spaziale della concentrazione del Pt

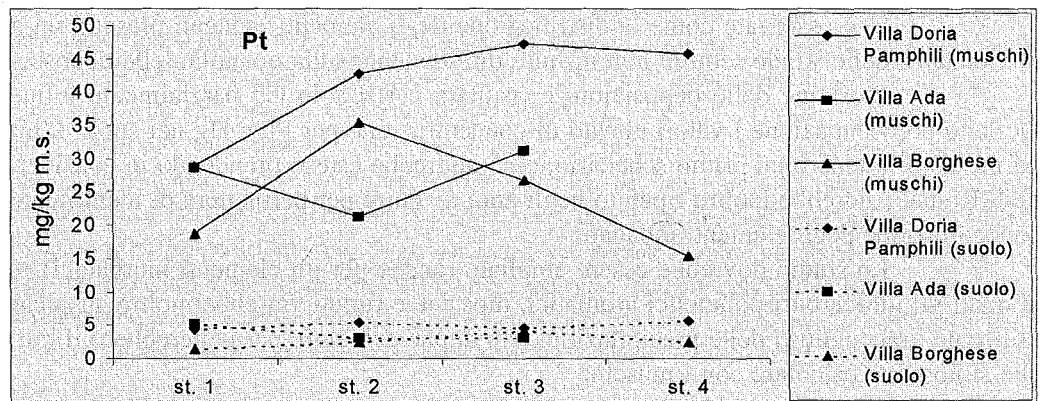


Tabella 1. Valori medi di concentrazione degli elementi Al, Cd, Hg, e Pb (mg/kg m.s.), Pt e Rh (mg/kg m.s.) riscontrati in muschi e suolo nelle ville considerate

	Al	Cd	Hg	Pb	Pt	Rh
Muschi						
Villa Ada	11900	0.39	0.17	28	3.9	5.3
Villa Borghese	7900	0.27	0.34	48	2.7	4.0
Villa Doria Pamphili	10600	0.32	0.21	38	5.1	2.9
*Trezzo D'adda		0.90	0.17	35		
Suolo						
Villa Ada	63100	0.36	0.35	173	27	13
Villa Borghese	63600	0.26	1.48	440	24	20
Villa Doria Pamphili	71000	0.31	0.50	205	41	11
*Trezzo D'adda		0.67	0.13	88		

*Cenci et al., 2003

Nella tabella 2 sono riportati i valori dei Fattori di Arricchimento (Olmez, 1985) ottenuti attraverso muschi e suoli raccolti nelle tre Ville di Roma. Essi evidenziano per l'elemento Cd, in circa la metà delle stazioni, un FA

maggiore di 10 ad indicare che le attività dell'uomo giocano un ruolo significativo nell'innalzare la concentrazione. In minor entità per il mercurio, per i restanti elementi l'apporto terrigeno/crostante risulta predominante rispetto alle attività antropiche.

Tabella 2. Valori del Fattore di Arricchimento calcolati sui suoli raccolti nelle tre ville di Roma

	Cd	Hg	Pb	Rh	Pt
Villa Ada					
Stazione 1	4	1	1	2	1
Stazione 2	5	2	1	2	1
Stazione 3	12	7	1	3	1
Villa D. Pamphili					
Stazione 1	6	2	1	2	1
Stazione 2	12	7	1	4	1
Stazione 3	12	4	4	4	1
Stazione 4	4	2	1	2	1
Villa Borghese					
Stazione 1	25	2	1	2	1
Stazione 2	4	2	1	1	1
Stazione 3	5	2	1	2	1
Stazione 4	14	1	1	2	1

Conclusioni

Lo studio di monitoraggio affrontato in tre parchi che risiedono all'interno della città di Roma, ha permesso di ottenere informazioni utili circa il livello di concentrazione di contaminanti inorganici persistenti, focalizzando l'attenzione sulla loro dispersione e successiva ricaduta.

Si è osservato come la distribuzione degli elementi indagati presenti un andamento alquanto omogeneo, la vicinanza delle strade sembra non influire direttamente sulla quantità delle deposizioni.

L'origine delle deposizioni è risultata per il solo Cd parzialmente influenzata dalle attività dell'uomo. Destano preoccupazione i valori elevati di concentrazione per Pb e Hg nei suoli. L'impiego di suoli e di muschio ha permesso di ottenere un primo schedario, esso andrebbe esteso prendendo in considerazione molte più aree della città di Roma. Andrebbe inoltre ripetuto negli anni a venire per permettere di identificare gli andamenti nel tempo della concentrazione degli elementi indagati.

Lo studio dovrebbe essere ampliato (anche per gli elementi inorganici) estendendolo a composti organici quali gli idrocarburi policiclici aromatici, diossine e furani. Sarebbe inoltre auspicabile affiancare alle tecniche qui utilizzate i raccoglitori delle precipitazioni, tali apparecchiature permetterebbero il raffronto con i tassi di deposizione che si possono calcolare con i muschi.

Bibliografia

- BARLOW S.M., SULLIVAN F.M., 1984. Reproductive hazards of industrial chemicals. Academic Press, London-New York-Orlando/Florida.
- 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. Serie II: 241-263 pp.
- CENCI R.M., LEVA F., FORNASIER F., CANTONE P., DABERGAMI D., SENA F., MENCHINI G., MATCOVICH P., 2001. Valutazione delle ricadute di elementi in tracce nella provincia di Gorizia mediante l'utilizzo di suoli e muschi. *Inquinamento*. Anno XLIII. 33: 44-51 pp.
- CENCI R.M., BARBIERE M., BO F., CORACE C., COCHEO V., CONTINI S., DABERGAMI M.D., D'ALBERTI F., D'ALESSANDRO M., DE SAEGER E., DI NICOLANTONIO S., LEITA L., LOCORO G., LEVA F., MONDINI C., PARACCHINI, SENA F., SKEJO-ANDRESEN H., STELLA S., TRINCHERINI P., UMLAUF, G., 2003. Monitoraggio ambientale antecedente l'entrata in funzione di un termodistruttore. CD, EUR 20674 IT.
- COSSA D., COQUERY M., NAKLE K., CAISSE D., 2002. Dosage du mercure total et du monométhylmercure dans les organismes et les sédiments marins. Editions Ifremer France. 28 pp.
- FARMER G. J., EADES L. J., ATKINS H., CHAMBERLAIN D.F., 2002. Historical trend in the Lead Isotopic Composition of Archival Sphagnum Mosses from Scotland (1838-2000). *Environ. Sci. Technol.* 36: 152-157 pp.
- JOHNSON M., 2001. Platinum Report. London (various issues 1987-2001).
- OLMEZ I., GULOVALI M.C., GORDON G.E., 1985. Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ.*, 19: 1663 pp.
- PRIVITERA M., PUGLISI M., 2003. Università degli Studi di Catania. Comunicazione personale.
- RENNER H., 1979. Platin metals and compounds (in German), in: Ullmanns Encyklopadie der technischen chemie, 4th Ed. 18.697-728 pp.
- RENNER H., SCHUMCKLER G., 1991. Platinum-Group metals. Metals and Their Compounds in the Environment. Ed. E. Merian. 1135-1151 pp.
- RHULING A., STEINNES E. 1998. Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. *Nord: 15*, 67 pp.

ALTERAZIONI DELLE PROPRIETÀ FISICO-MECCANICHE, CHIMICHE E MINERALOGICHE IN UN VERTIC XEROFLUVENT CONTAMINATO DA SCORIE DI FONDERIA

A. Buondonno¹, G. Battaglia¹, M. Bucci¹, A. Colella², E. Coppola¹, A. Langella³

¹ Dipartimento di Scienze Ambientali, Seconda Università degli Studi di Napoli,
Via Vivaldi 43, 81100 Caserta, e-mail: andrea.buondonno@unina2.it

² Dipartimento di Scienze della Terra, Università di Napoli Federico II
Via Mezzocannone 8, 80134 Napoli

³ Dipartimento di Scienze Geologiche ed Ambientali, Facoltà di Scienze, Università del Sannio
Via Port' Arsa 11, 82100 Benevento.

Abstract

This paper deals with the deviation of physical-mechanical, chemical, physical-chemical and mineralogical features observed in a Vertic Xerofluent from the Low Volturno River Basin (Campania region, Southern Italy), contaminated by the illegal disposal of foundry slags. The major mineralogical constituents of slags were magnetite and zincite, and, subordinately, hematite, calcite and quartz; slags were alkaline (pH 10.1), consisted of particles with an extremely variable diameter ($50 \text{ mm} > \varnothing > 16 \text{ mm}$: 2.4%; $16 \text{ mm} > \varnothing > 2 \text{ mm}$: 46.3%; $\varnothing < 2 \text{ mm}$: 52.3%) and particularly high content of Cd and Pb (total-Cd = 1082 mg kg^{-1} , total-Pb = 46941 mg kg^{-1} , DTPA-Cd = 38.9 mg kg^{-1} , DTPA-Pb = 207.8 mg kg^{-1}). The comparison between the main pedochemical features in Ap horizons of the contaminated soils and those of the reference ones showed substantial alterations in polluted soils; the incorporation of waste material in soil caused an artificial enrichment of the coarser sandy fraction (from 438 g kg^{-1} to 777 g kg^{-1}), shifting the soil texture from silty loam to sandy loam; consequently, a dilution of the whole soil body occurred, thus decreasing the organic carbon (from 11.03 g kg^{-1} to 3.87 g kg^{-1}) and the clay content, with subsequent decline of the cation exchange capacity (from $10.4 \text{ cmol[+]} \text{ kg}^{-1}$ to $3.6 \text{ cmol[+]} \text{ kg}^{-1}$). The contamination was also associated to a moderate increase of soil pH (from 7.6 to 9.1) and electrical conductivity (from 0.201 dS m^{-1} to 0.578 dS m^{-1}). The amounts of Cd and Pb in the polluted soils (total-Cd = 197 mg kg^{-1} , total-Pb = 12174 mg kg^{-1} , DTPA-Cd = 17.0 mg kg^{-1} , DTPA-Pb = 53.1 mg kg^{-1}) were dramatically higher than the respective extracted from the reference soils (total-Cd = 3.8 mg kg^{-1} , total-Pb = 63.5 mg kg^{-1} , DTPA-Cd = 0.1 mg kg^{-1} , DTPA-Pb = 2.1 mg kg^{-1}). XRD analyses were carried out to characterize the mineralogical properties of slags and to detect slag particles in soil. Contaminated soil samples analyses showed that magnetite and zincite mainly accumulated in soil surface horizon at 0-5 cm, but they were still evident at 20 cm depth. Furthermore, the same minerals tend to concentrate in the coarser soil fraction (2-0.2 mm) more than in the fine ones (<0.2 mm and <0.1 mm). SEM and EDS analyses evidenced the weathering of slag particles in soil, clearly connected with the soil chemical pollution. On the whole, the achieved results showed that the sparingly-soluble contaminant slag particles were finely subdivided and intimately mixed with the soil matrix. Therefore they cannot be removed by a simple way, and, in addition, they represent a long-lasting, continuous risk source for soil and environment safety. Such considerations provide useful information to better understand and clarify the pollution processes in the investigated soils, and to properly address the subsequent soil remediation strategies.

Key words: illegal dumps, toxic-noxious wastes, soil contamination, Vertic Xerofluvents.

Riassunto

Sono state analizzate le alterazioni delle proprietà fisico-meccaniche, chimiche, chimico-fisiche e mineralogiche in un Vertic Xerofluent del Bacino del Basso Volturno (Campania), contaminato in seguito allo smaltimento illegale di scorie di fonderia. Il materiale contaminante è costituito prevalentemente da magnetite, zincite e, in quantità minori, da hematite, calcite e quarzo, a reazione alcalina (pH 10.1), con granulometria variabile ($50 \text{ mm} > \varnothing > 16 \text{ mm}$: 2.4%; $16 \text{ mm} > \varnothing > 2 \text{ mm}$: 46.3%; $\varnothing < 2 \text{ mm}$: 52.3%) e contenuto particolarmente elevato di Cd e Pb (Cd-totale = 1082 mg kg^{-1} , Pb-totale = 46941 mg kg^{-1} , Cd-DTPA = 38.9 mg kg^{-1} , Pb-DTPA = 207.8 mg kg^{-1}). Dal confronto tra le principali caratteristiche pedochimiche determinate negli orizzonti Ap dei suoli contaminati e quelle riscontrate in suoli di riferimento campionati in aree adiacenti non contaminate, sono risultate rilevanti le alterazioni a carico dei suoli contaminati; a seguito dell'intima commistione del materiale contaminante con la matrice suolo, favorita dalle proprietà vertiche, si è accertato infatti un arricchimento artificioso della frazione sabbiosa (da 438 g kg^{-1} a 777 g kg^{-1}), un notevole decremento del contenuto di C organico (da 11.03 g kg^{-1} a 3.87 g kg^{-1}) e della Capacità di Scambio Cationico (da $10.4 \text{ cmol[+]} \text{ kg}^{-1}$ a $3.6 \text{ cmol[+]} \text{ kg}^{-1}$), un aumento della Conducibilità Elettrica (da 0.201 dS m^{-1} a 0.578 dS m^{-1}) e del pH (da 7.6 a 9.1). In riferimento alla presenza di Cd e Pb nei suoli contaminati, entrambi gli elementi presentano valori di concentrazione (Cd-totale = 197 mg kg^{-1} , Pb-totale = 12174 mg kg^{-1} , Cd-DTPA = 17.0 mg kg^{-1} , Pb-DTPA = 53.1 mg kg^{-1}), di gran lunga superiori a quelli osservati nei suoli di riferimento (Cd-totale = 3.8 mg kg^{-1} , Pb-totale = 63.5 mg kg^{-1} , Cd-DTPA = 0.1 mg kg^{-1} , Pb-DTPA = 2.1 mg kg^{-1}). Mediante XRD sono state caratterizzate le proprietà mineralogiche del contaminante ed è stata accertata la presenza di residui tossici nel suolo. L'analisi diffrattometrica dei cam-

pioni di suolo contaminati ha evidenziato che la presenza di magnetite e zincite è strettamente connessa sia con il grado di contaminazione che con l'intensità delle alterazioni fisico-meccaniche, chimiche, chimico-fisiche indotte dalla presenza di materiale contaminante nel suolo. In particolare, magnetite e zincite si accumulano principalmente nella frazione più grossolana (2-0.2 mm) del livello più superficiale dell'orizzonte Ap (0-5 cm), ma sono risultate ancora evidenti a 20 cm di profondità. I risultati ottenuti in questa indagine evidenziano come il concetto di contaminazione vada esteso al riscontro di generale alterazione dei caratteri del suolo oltre che alla presenza di sostanze indesiderate, ed indirizzano verso un approccio più approfondito ed articolato per la definizione e l'accertamento della contaminazione del suolo.

Parole chiave: discariche abusive, rifiuti tossico-nocivi, contaminazione del suolo, Vertic Xerofluent.

Introduzione

La contaminazione è una delle cause globali di riduzione di qualità del suolo, e quindi di degradazione, che destano sempre più crescente preoccupazione sia in ambito scientifico (Blum, 1998; James e Kovalick, 2000; Logan, 2000; Oldeman, 1994) che a livello di enti pubblici (Ministero dell'Ambiente, 2001) ed organismi sovranazionali (CCE, 2002).

La recente Comunicazione della Commissione delle Comunità Europee "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" (CCE, 2002) identifica la contaminazione come uno dei principali fattori di degrado del suolo in Europa, insieme con l'erosione, la perdita di sostanza organica, la salinizzazione, la compattazione, l'impermeabilizzazione, la contrazione della biodiversità. Il diffondersi di situazioni di degrado e inquinamento ambientale ha indotto i diversi Paesi europei a dotarsi di specifiche normative finalizzate alla bonifica dei siti contaminati (Prokop *et al.*, 2002). Va ancora osservato che la contaminazione del suolo è frequentemente associata ad interventi abusivi ed alla penetrazione di attività illegali (Camera dei Deputati, 1999). Del termine "contaminazione" o "inquinamento" vengono fornite numerose definizioni. La classica definizione di Holdgate (1979) precisa che si verifica inquinamento allorquando "l'uomo introduce nell'ambiente sostanze o forme di energia capaci di mettere a rischio la salute dell'uomo, di danneggiare le risorse biotiche ed abiotiche e di impedire il legittimo uso dell'ambiente". Secondo Singh (1998) i termini "contaminazione" ed "inquinamento" ("contamination" e "pollution") denotano di fatto due differenti livelli di danneggiamento del suolo, considerando contaminazione "l'immissione nell'ambiente di sostanze che alterano la funzionalità del suolo", e inquinamento "il raggiungimento di condizioni di grave danneggiamento del suolo" che si risolvono in "degradazione del suolo". Per altri versi, Knox *et al.* (1999) definiscono l'inquinamento come la "presenza di sostanze derivanti dall'attività antropica in concentrazioni tali da costituire un significativo rischio di danneggiamento per gli utilizzatori del suolo e da restringere le sue potenzialità d'uso", mentre identificano come contaminazione le condizioni di "deviazione dalla composizione normale del suolo". Tale approccio appare particolarmente interessante, in quanto configura la contaminazione del suolo non solo in termini quantitativi, relativamente al contenuto anomalo di sostanze indesiderate, ma anche in termini qualitativi che prendono in considerazione l'insieme dei caratteri pedologici alterati per effetto della contaminazione stessa.

Su tali premesse si è dato avvio ad uno studio finalizzato a valutare il tipo e l'intensità delle alterazioni dei caratteri del suolo indotte dai fenomeni di contaminazione. In questo lavoro vengono presentati i risultati relativi ad un'indagine condotta su suoli contaminati in discariche abusive di rifiuti tossico-nocivi in Campania.

Materiali e metodi

Area studio

Nell'ambito di indagini coordinate dalla Procura della Repubblica di S. Maria Capua Vetere, i Nuclei Operativi Ecologici dei Carabinieri (NOE) hanno individuato, a partire dal 1999, numerosi siti di discarica abusiva nel Bacino del Basso Volturno, dove sono state smaltite, tra l'altro, non meno di 14000 tonnellate di rifiuti tossico-nocivi solidi (figura 1).

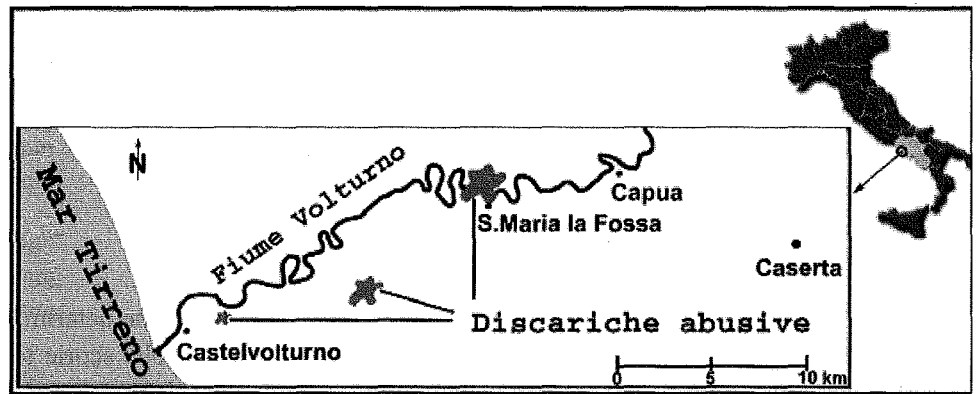
Il Bacino del Basso Volturno fa parte della Piana Campana ed è delimitato dal Mare Tirreno (O), dal Massico e Roccamonfina (N), dai Tifatini e Monte Maggiore (E) e dai Campi Flegrei (S). Il comprensorio, che occupa circa 60 000 ha, rappresenta una delle aree più fertili e di maggior valore economico-produttivo della Campania, con allevamenti bufalini, frutticoltura (pesco, susino), cerealicoltura (mais), orticoltura, colture industriali (soprattutto pomodoro e tabacco).

Nell'area delle discariche abusive le colture prevalenti sono cerealicole, ortive, pesco e vite. La stessa area è stata interessata, nel periodo 2000 - 2003, da cinque esondazioni del fiume Volturno, che hanno provocato il cedimento di parte della sponda del fiume stesso, con conseguente trasporto del materiale tossico-nocivo nei sedimenti fluviali.

Figura 1.

Localizzazione delle discariche abusive nel Bacino del Basso Volturno.

Le aree sono proporzionali alle superfici occupate dalle discariche



Suoli

Il pedotipo dominante nell'area di discarica investigata è un Vertic Xerofluent mixed, calcareous, mesic (USDA Soil Taxonomy, 1999) profondo > 200 cm, e con fessurazioni profonde circa 80 cm. Nelle aree di discarica abusiva sono stati campionati, a due diverse profondità (0-5 cm, 5-20 cm), due suoli contaminati: il primo (SC1) in un appezzamento coltivato a cerealicole (frumento) in cui era evidente la presenza delle scorie tossiche, il secondo (SC2) in un'area adibita alla coltivazione del pomodoro in cui non si riscontrava evidenza macroscopica di scorie. Il suolo non contaminato di riferimento (SNC) è stato campionato in un'area adiacente coltivata a mais (orizzonte Ap, 0-20 cm). I suoli sono stati analizzati in accordo con i Metodi Ufficiali emanati dal Mi.P.A.F. (1999).

Analisi diffrattometrica

L'analisi XRD è stata effettuata mediante diffrattometro automatizzato Philips PW 1730/3710, con monocromatore a grafite e radiazione $\text{CuK}\alpha$, operando a 40 kV e 30 mA, alle seguenti condizioni di acquisizione: campo di scansione 2θ compreso fra 3° e 70° , ampiezza dell'intervallo di scansione $0.02^\circ 2\theta$ ed un conteggio di 2 s per step, utilizzando il software dedicato Philips APD 3.6.

Risultati e discussione

Scorie

Il materiale tossico smaltito è costituito da scorie di fonderia contenenti considerevoli quantità di cadmio e piombo (tab. 1).

Le scorie sono caratterizzate da marcata alcalinità, elevata conducibilità elettrica e granulometria estremamente variabile. La densità del materiale varia nell'intervallo $1.30\text{-}1.35 \text{ kg dm}^{-3}$ per le particelle con $\varnothing < 2 \text{ mm}$, e nell'intervallo $2.57\text{-}2.62 \text{ kg dm}^{-3}$ per le particelle $50 \text{ mm} > \varnothing > 16 \text{ mm}$.

L'analisi diffrattometrica del materiale contaminante ha evidenziato la presenza predominante di spinelli a Fe e Mn, ovvero magnetite-manganocromite, e di zincite, mentre pirite, hematite, calcite e quarzo sono presenti in quantità minori (tab. 2).

Tabella 1. Principali proprietà dei materiali tossico-nocivi smaltiti (scorie di fonderia)

	Media	min	max
Cd totale mg kg^{-1}	724	318	1305
Pb totale mg kg^{-1}	32954	9937	59900
Cd estraibile ^a mg kg^{-1}	83	36	164
Pb estraibile ^a mg kg^{-1}	1211	48	3540
C.E. ^b dS m^{-1}	17.152	1.910	38.600
pH ^b	10.2	9.9	10.7
granulometria			
50 mm > \varnothing > 16 mm	4.7	4	6
16 mm > \varnothing > 2 mm	46.3	45	48
$\varnothing < 2 \text{ mm}$	52.3	46	60

^a estraibile in DTPA; ^b Conducibilità Elettrica e pH in sospensione suolo/ H_2O 1:2.5 w/v.

Tabella 2. Principali proprietà mineralogiche delle scorie di fonderia

	Magnetite	Zincite	Pirite	Hematite	Calcite	Quarzo
Scorie	xxxx ^a	xxx ^b	x ^d	x	xx ^c	x

a xxxx: estremamente abbondante; b xxx: molto abbondante; c xx: abbondante; d x: poco abbondante.

Suoli

Dal confronto tra le principali caratteristiche pedochimiche determinate nei suoli contaminati e quelle riscontrate nel suolo di riferimento si evidenzia che lo smaltimento delle scorie tossiche ha indotto una sostanziale alterazione delle proprietà fisico - meccaniche, chimiche e mineralogiche dei suoli contaminati. Gli effetti negativi della contaminazione sono aggravati e resi più evidenti sia dalla natura del materiale smaltito, che presenta granulometria e densità simili a quelle del suolo, sia dall'espressione dei caratteri vertici e dal self-mulching del suolo stesso, che hanno favorito l'intima commistione delle scorie con i pedis (tabella 3).

Tabella 3. Principali proprietà dei suoli contaminati e di riferimento

	SNC	SC1 (0-5 cm)	SC1 (5-20 cm)	SC2 (0-5 cm)	SC2 (5-20 cm)	media (0-5 cm)	media (5-20 cm)
Evidenza scorie	NO	SI	SI	NO	NO		
Sabbia g kg ⁻¹	438	777	605	677	324	727	465
Limo g kg ⁻¹	462	200	362	262	492	132	427
Argilla g kg ⁻¹	100	23	33	61	184	42	108
C O ^a g kg ⁻¹	11.03	3.87	6.60	5.90	4.78	4.88	5.69
CSC b cmol[+] kg ⁻¹	10.4	3.6	4.9	4.4	20.3	4.0	12.6
C.E. c dS m ⁻¹	0.201	0.392	0.228	0.578	0.258	0.485	0.243
pH ^c	7.62	8.47	8.37	9.15	8.74	8.81	8.55
Cd- Totale mg kg ⁻¹	3.8	84.1	27.6	196.7	25.3	40.4	26.4
Pb- Totale mg kg ⁻¹	63	8192	2632	12174	1180	10183	1906
Cd- DTPA mg kg ⁻¹	0.1	13.0	10.7	17.0	10.5	15.0	10.6
Pb- DTPA mg kg ⁻¹	2.1	53.1	31.9	34.9	10.8	44.0	21.3

a carbonio organico; b Capacità di Scambio Cationico; c Conducibilità Elettrica e pH in sospensione suolo/H₂O 1:2.5 w/v.

Le quantità di cadmio e piombo, totali ed estratte in DTPA, dai suoli contaminati sono risultate drasticamente più elevate di quelle estratte dai suoli di riferimento (tab. 3). In entrambi i casi i quantitativi totali di Cd e Pb risultano ampiamente superiori ai limiti massimi ammissibili a norma del D.M. 471/99 (Ministero dell'Ambiente, 1999) per le aree "ad uso verde pubblico, privato e residenziale", pari rispettivamente a 2 e 100 mg kg⁻¹. Lo stesso campione di riferimento mostra, tuttavia, un quantitativo di cadmio totale superiore ai limiti di legge, probabilmente a causa delle prolungate fertilizzazioni che apportano cadmio al suolo come impurezza (Alloway, 1995; Merngel e Kirkby, 1987). La contaminazione dei campioni SC2, nei quali non si osserva un'evidenza macroscopica di scorie, va attribuita alla distribuzione del materiale tossico-nocivo attraverso le acque di irrigazione, attinte direttamente nel fiume Volturno in prossimità di un punto di cedimento della sponda in corrispondenza del quale il materiale contaminante è franato in acqua depositandosi nel sedimento fluviale.

L'incorporamento del materiale di rifiuto nel suolo ha provocato un arricchimento artificioso della frazione sabbiosa grossolana particolarmente evidente nei campioni di superficie SC1 (0-5 cm) e SC2 (0-5 cm), modificandone la tessitura da franca a sabbioso-franca; ne è conseguita, quindi, una diluizione del suolo che ha causato una diminuzione pressochè proporzionale del contenuto di carbonio organico e di argilla, con un conseguente decremento della capacità di scambio cationico. La contaminazione è inoltre associata ad un moderato incremento del pH del suolo e della conducibilità elettrica (tab. 3).

Le indagini diffrattometriche evidenziano, nei campioni di suolo contaminati, la presenza dei minerali costituenti le scorie tossico-nocive, peraltro assenti nel campione non contaminato; in particolare, magnetite, zincite e pirite sono più abbondanti nei campioni di superficie e, in essi, nella frazione granulometrica più grossolana. Tale risultato è in accordo con quanto osservato a proposito dello shift artificioso della tessitura verso le classi più grossolane (tab. 4).

Tabella 4. Minerali costituenti il materiale tossico nocivo rintracciati nei suoli contaminati tramite XRD

		Magnetite	Zincite	Pirite
SC1 (0-5 cm)	∅ > 0.2 mm	xx b	xx	tr d
	∅ > 0.106 mm	x c	x	-
	∅ < 0.106 mm	x	x	-
SC1 (5-20 cm)	∅ > 0.2 mm	x	x	-
	∅ > 0.106 mm	tr	tr	-
	∅ < 0.106 mm	tr	tr	-
SC2 (0-5 cm)	∅ > 0.2 mm	xxx a	xxx	x
	∅ > 0.106 mm	xx	xx	-
	∅ < 0.106 mm	xx	xx	-
SC2 (5-20 cm)	∅ > 0.2 mm	x	tr	-
	∅ > 0.106 mm	tr	tr	-
	∅ < 0.106 mm	tr	tr	-

a xxx: molto abbondante; b xx: abbondante; c x: poco abbondante; d tr: in traccia.

Conclusioni

I risultati ottenuti in questa indagine evidenziano come il concetto di contaminazione vada vantaggiosamente esteso al riscontro di condizioni di alterazione dei caratteri del suolo anche sotto l'aspetto mineralogico, fisico-meccanico, chimico e chimico-fisico, ed indirizzano verso un approccio più approfondito ed articolato per la definizione e l'accertamento della contaminazione del suolo, rispetto alle classiche procedure di routine basate sulle mere valutazioni quantitative del contenuto di sostanze indesiderate. Tale approccio integrato, peraltro, consente una più chiara e dettagliata comprensione dei fattori e processi che hanno portato alla contaminazione del suolo, e fornisce quindi un maggiore numero di concreti elementi probatori per delineare un più affidabile "modello concettuale" di contaminazione così come previsto dallo stesso D.M. 471/99 (Ministero dell'Ambiente, 1999).

Bibliografia

- BLUM W.E.H., 1998. Basic Concepts: Degradation, Resilience, and Rehabilitation. In: *Methods for Assessment of Soil Degradation*, Lal R., Blum W.E.H., Valentine C. and Stewart B.A. (eds.), *Advances in Soil Science*, CRC Press LLC, Boca Raton, FL, USA, 1-16.
- ALLOWAY B.J., (ed.) 1995. *Heavy metals in soils*, 2d ed., Blackie Academic and Professional, Glasgow, UK.
- CAMERA DEI DEPUTATI- Senato della Repubblica, Commissione Parlamentare d'inchiesta sul ciclo dei rifiuti e sulle attività illecite connesse 1999. Forum sul tema "I crimini contro l'ambiente e la lotta alle ecomafie", Camera dei Deputati, Segreteria generale - Ufficio pubblicazioni e informazione parlamentare, Roma.
- CCE - Commissione delle Comunità 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, COM (2002) 179, 16.04.2002.
- HOLDGATE M.W., 1979. *A Perspective of Environmental Pollution*. University Press, Cambridge, UK.
- JAMES S.C., KOVALICK W.W. jr., 2000. *International Perspectives on Contaminated Land*. In: *Remediation Engineering of Contaminated Soils*, Wise D.L., Trantolo D.J., Cichon E.J., Inyang H.I. and Stottmeister U. (eds.), Marcel Dekker Inc., New York, USA, 1-62.
- KNOX A.S., GAMERDINGER A.P., ADRIANO D.C., KOLKA R.K., KAPLAN D.I., 1999. Sources and Practices Contributing to Soil Contamination. In: *Bioremediation of Contaminated Soils*, Adriano D.C., Bollag J.M., Frankenberger W.T. jr. and Sims R.C. (eds.), *Agronomy Monograph no. 37*, ASA - CSSA - SSSA, Madison, WI, USA, 53-87.
- LOGAN T.J., 2000. Soils and Environmental Quality. In: *Handbook of Soil Science*, M.E. Sumner (ed.), Boca Raton, FL, USA, CRC Press, G/165-169.
- MENGEL K., KIRKBY E.A., 1987. *Principles of Plant Nutrition*. 4th edition, International Potash Institute Ed., Bern.
- Mi.P.A.F.- Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, 2000. *Metodi di Analisi Chimica del Suolo*, - Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo n.1124.2, FrancoAngeli Ed., Milano, Italy.
- MINISTERO DELL'AMBIENTE, 1999. Decreto Ministeriale 25 ottobre 1999 n.471 (Bonifica dei siti contaminati).
- MINISTERO DELL'AMBIENTE, 2001. *Relazione sullo stato dell'Ambiente*. La Piramide, Roma.
- OLDEMAN R.L., 1994. The Global Extent of Soil Degradation. In: *Soil Resilience and Sustainable Land Use*, Greenland D.J. and Szabolcs I. (eds.), CAB International, Wallingford, Oxon, UK, 99-118.
- PROKOP G., SCHAMANN M., EDELGAARD I., 2002. Management of contaminated sites in Western Europe. European Environment Agency Ed., Copenhagen, Denmark, 171 pp.
- SINGH B.R., 1998. Soil Pollution and Contamination. In: *Methods for Assessment of Soil Degradation*, Lal R., Blum W.E.H., Valentine C. and Stewart B.A. (eds.), *Advances in Soil Science*, CRC Press LLC, Boca Raton, FL, USA, 279-299.
- SOIL SURVEY STAFF - United States Department of Agriculture, 1999. *Soil Taxonomy, A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil*

L'INDICE DI QUALITÀ DEI SUOLI PER UNA CORRETTA GESTIONE DEL TERRITORIO: IL CASO DELLA PROVINCIA DI PADOVA

Alessandro Buscaroli, Giovanni Casalicchio, Isabella Muratori, Filippo Zanella

Alma Mater Studiorum, Università Studi di Bologna - Corso di Laurea in Scienze Ambientali di Ravenna
Via dell'Agricoltura, 5 - 48100 RA

Abstract

The scope of work has been to define a soil quality index, which might describe, as a whole, the relevant features and provide prompt information on the agricultural potential of the region analysed, thus being a guide in managing the resource.

The study has taken into account the territory of the Province of Padua, for an area of about 214000 Ha. Chemical-physical data of 32 different soil parameters have been gathered and analysed. Said data have been obtained both from the area pedological cartography and from precise surveys carried out during several podological campaigns arranged on behalf of different Organisations.

Data gathered have been entered in a suitable geographical information system that has enabled the relevant control, analysis and information return. Once the overall database has been implemented within the Arcview software, data have been imported by means of the Idrisi software which has made the thorough analysis possible. Precise data related to each single parameter taken into account have been regionalized by ordinary kriging after researching, for each of them, the function which better described the model for spatial distribution. Afterwards, maps obtained on the basis of qualification criteria (potential) of values detected, have been re-classified according to an agricultural utilisation of the soil and, therefore, of the vocation for agriculture. Said indexing has been arranged according to 10 judgement classes, from the lowest (class 1) to the highest (class 10). Once the maps with the relevant credit judgements for each parameter have been obtained, a relative weight has been attributed according to the importance that each parameter has in the pedological and agronomic fields. As an additional evaluation criterion, the number of available sampling spots and therefore the information density, has been taken into account. Low densities have caused a decrease in the weight attributed to the parameter under examination. Once all the parameters information levels have been prepared and evaluated, it has been possible to arrange the final analysis, through a Multi-criteria Evaluation (M.C.E.).

The final result of said processing has highlighted that the soils of the region are substantially qualified for agricultural use except for a few areas where only small shares of organic matter have been detected and some others where high rates of active limestone.

Key words: Soil Quality, GIS, kriging, land management.

Riassunto

Scopo del lavoro è stato quello di definire un indice di qualità dei suoli che fosse in grado di descrivere, in maniera complessiva, le caratteristiche degli stessi e potesse fornire un'immediata informazione sulla potenzialità agricola del territorio esaminato e quindi essere di guida, nella gestione della risorsa.

Lo studio ha preso in esame il territorio della Provincia di Padova, per una superficie di circa 214000 Ha. Della zona sono stati raccolti ed analizzati i dati chimico fisici di 32 diversi parametri del suolo. Tali dati sono stati derivati sia dalle informazioni contenute nella cartografia pedologica della zona, sia da rilievi puntuali eseguiti nel corso di numerose campagne podologiche realizzate per conto di diversi Enti.

I dati raccolti sono stati inseriti in un idoneo sistema informativo geografico che ne ha permesso la gestione, l'analisi e la restituzione delle informazioni. Una volta implementato il database complessivo all'interno del software Arcview, i dati sono stati importati con il software Idrisi che ha consentito l'analisi vera e propria. I dati puntuali relativi ad ogni singolo parametro considerato, sono stati regionalizzati mediante kriging ordinario dopo aver ricercato, per ognuno di essi, la funzione che meglio descrivesse il modello di distribuzione spaziale. In seguito si è proceduto alla riclassificazione delle mappe ottenute sulla base di criteri di idoneità (potenzialità) o meno dei valori individuati, rispetto ad un utilizzo agricolo del suolo e quindi della vocazione agricola. Tale indicizzazione è stata impostata sulla base di 10 classi di giudizio, dalla più scadente (classe 1), a quella più idonea (classe 10). Una volta ottenute le mappe con i giudizi di merito, per ogni parametro, si è proceduto ad attribuire un peso relativo sulla base dell'importanza più o meno rilevante che ogni parametro assume in campo pedologico ed agronomico. Come ulteriore fattore di valutazione sono stati considerati il numero di punti di campionamento disponibili e quindi la densità dell'informazione. Densità basse hanno portato ad un decremento del peso attribuito al parametro in esame. Una volta preparati e valutati tutti i livelli informativi dei parametri è stato possibile impostare l'analisi finale, mediante una valutazione a criteri multipli (M.C.E.).

Il risultato finale di tale elaborazione ha messo in evidenza una sostanziale condizione di idoneità all'utilizzo agricolo dei suoli della zona, fatte salve alcune zone in cui si rinvenivano scarse aliquote di sostanza organica ed altre in cui si registrano elevati tenori in calcare attivo.

Parole chiave: Qualità del suolo, GIS, kriging, gestione territoriale.

Introduzione

La necessità di definire indici di qualità dei suoli risulta esigenza assodata e diffusa all'interno della comunità scientifica (Arshad e Martin, 2002; Bouma, 2002; Granatstein e Bezdicek, 1992; Herrick, 2000; Karlen et al., 1997).

Come riportato da Schoenholtz et al. (2000), la definizione della qualità del suolo è un processo di applicazione delle conoscenze acquisite per raggiungere, come obiettivo, la gestione sostenibile degli agro-ecosistemi.

A livello metodologico sono diversi i modelli applicativi proposti (es. Doran e Parkin, 1994, Doran e Jones, 1996; Pierce e Larson, 1991) che tuttavia basano il loro fondamento sulla individuazione di un set di parametri ritenuti significativi, ai quali vengono attribuiti pesi relativi.

Rispetto ai parametri da considerare nella valutazione, il panorama risulta assai variegato ed ampio come è possibile notare dalla consultazione della bibliografia relativa (ANPA, 2000; ANPA, 2001; OCSE, 1993; OECD, 1999; Nortcliff, 2002; Schoenholtz et al., 2000;).

Per quanto riguarda gli indicatori chimici, ad esempio, 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) ora TES (Territorio e Suolo) ha individuato, all'interno dello schema di riferimento DPSIR (Driving forces, Pressure, State, Impact and Response), un centinaio d'indicatori, la metà dei quali ritenuti prioritari (Nappi, 2000).

Allo stato attuale tuttavia non vi è un accordo completo e generale sulla metodologia da applicarsi e sui parametri da considerarsi nella definizione della qualità del suolo. In questo panorama s'inserisce la metodologia proposta con lo scopo di stimolare il dialogo tra studiosi del suolo e di fornire strumenti operativi utili nella gestione della risorsa suolo.

Materiali e metodi

Raccolta dati ed implementazione del dB

Definire la qualità di un suolo significa innanzitutto individuare i parametri che permettono un'esauriente descrizione del suolo stesso, considerando il suo eventuale utilizzo a fini agronomici e silvo-pastorali. I dati su cui sono state effettuate le elaborazioni derivano dalle analisi fatte su campioni di terreno nella Provincia di Padova per differenti scopi, dagli anni '80 fino al 2000.

Tali dati sono stati resi disponibili dal Centro Agro-Ambientale di Castelfranco Veneto, dalla Provincia di Padova, nelle sue sezioni Ambiente ed Agricoltura, e dall'Ispettorato all'Agricoltura.

I dati dei parametri disponibili, una volta raccolti, sono stati tutti indistintamente utilizzati per generare la banca dati. La maggior parte dei parametri analizzati risulta in elenco tra quelli considerati prioritari dalla comunità scientifica, mentre altri sono stati comunque considerati perché descrittivi di caratteristiche del suolo e ritenuti significativi per la determinazione di un indice di qualità.

In fase di realizzazione del data base si è reso necessario omogeneizzare i dati disponibili. Per tale motivo, ad esempio, tutti i valori relativi alla dotazione in materia organica sono stati riportati a C_{org} usando il valore di conversione 1,72 mentre, al riguardo di alcuni microelementi (es. Fe e Mn assimilabili), sono state create due tabelle di conversione a seconda dell'estrante impiegato (DTPA o EDTA) (D.M., 1999).

L'elenco complessivo dei parametri disponibili viene riportato in tabella 1, unitamente all'importanza assoluta attribuita a ciascuno di essi ed all'ambito di applicazione dello stesso. Infatti, mentre alcuni parametri risultano difficilmente modificabili, essendo intimamente legati alle caratteristiche pedologiche della zona, altri sono invece in parte modificabili mediante opportune pratiche agronomiche. Per tale motivo il set di parametri è stato suddiviso ed elaborato in maniera distinta per generare due indici di qualità dei suoli, uno pedologico e l'altro agronomico.

Ai parametri in possesso, ne sono stati aggiunti altri, indiretti, derivanti dall'applicazione di pedotransfert functions, quali l'umidità equivalente, la porosità, l'indice di plasticità e l'indice di stabilità.

Per una porzione territoriale più limitata, corrispondente alla zona dei Colli Euganei, si è reso disponibile un ulteriore set di dati e per tale motivo si è proceduto a determinare gli indici di qualità, in maniera distinta, anche per questa zona.

Tabella 1. Lista dei parametri disponibili per il calcolo dei due indici di qualità ed importanza relativa attribuita a ciascun parametro

Parametro	Importanza	Indice	Parametro	Importanza	Indice
pH	1	IQA, IQP	Pendenza	0.5	IQP
Calcare attivo	1	IQA, IQP	Umidità eq.	0.5	IQA
Rocciosità	1	IQP	Struttura	0.5	IQP
S.O.	0.95	IQA, IQP	Drenaggio	0.5	IQP
Profondità solum	0.95	IQP	Porosità	0.45	IQP
Orizz. inidonei	0.9	IQP	Calcare totale	0.45	IQA, IQP
CSC	0.85	IQA	Fe assimilabile	0.45	IQA
Tessitura	0.85	IQP	Mn assimilabile	0.4	IQA
GSB	0.8	IQA	B assimilabile	0.4	IQA
Scheletro	0.75	IQP	N totale	0.35	IQA
Pietrosità	0.75	IQP	Profondità falda	0.3	IQP
ESP	0.7	IQP	Cu assimilabile	0.2	IQA
P assimilabile	0.65	IQA	Molibd. Index	0.2	IQA
N assimilabile	0.6	IQA	Zn assimilabile	0.2	IQA
C/N	0.6	IQA	Ca/Mg	0.15	IQA
K scambiabile	0.6	IQA	Mg/K	0.15	IQA
Mg scambiabile	0.6	IQA	Ca/K	0.15	IQA
Cd assimilabile	0.55	IQA	Salinità	0.1	IQP
Pb assimilabile	0.55	IQA	Indice stabilità	0.1	IQA
Ni assimilabile	0.55	IQA	Indice plasticità	0.1	IQA
As assimilabile	0.55	IQA	Colore	0.1	IQP
Hg assimilabile	0.55	IQA	Cu totale	0.05	IQA
Cr assimilabile	0.55	IQA	Zn totale	0.05	IQA

Allestimento mappe tematiche puntuali

A partire dal database implementato, per ogni parametro, è stato creato un livello informativo puntuale che rappresentasse la distribuzione dei valori relativi all'interno delle zone di studio; sono state perciò generate 36 mappe tematiche puntuali. Il software utilizzato per questa prima elaborazione dei dati è stato ArcView Gis versione 3.1 (ESRI, 1996).

Elaborazione (analisi superficiale e kriging)

La fase successiva è stata quella di interpolazione dei dati puntuali relativi ad ogni parametro per estendere il dato su tutta la zona di studio attraverso analisi geostatistica realizzata mediante il software IDRISI 32 (Eastman, 1999). Questo software ha permesso di utilizzare modelli di regionalizzazione al fine di ottenere superfici che mantenessero gli elementi di variabilità locale propri del campione di dati.

Per quanto riguarda la scelta della risoluzione spaziale da utilizzarsi, si sono effettuati diversi test per verificare quale si adattasse meglio al caso di studio. È stata pertanto effettuata un'interpolazione a differenti risoluzioni (pixel di 10m, 25m, 50m e 100m) della mappa della distribuzione del B assimilabile nella zona dei Colli Euganei. La scelta finale è ricaduta sulla risoluzione spaziale di 25m, che rappresenta il miglior compromesso tra livello di dettaglio raggiunto e tempi d'elaborazione richiesti. Con tale risoluzione, le basi raster generate hanno una dimensione di 2840 righe per 3040 colonne per la Provincia di Padova e 920 righe per 720 colonne per i Colli Euganei.

L'analisi geostatistica può essere articolata nelle fasi seguenti: analisi della distribuzione superficiale, analisi direzionale, creazione del modello previsionale, interpolazione.

L'analisi della distribuzione superficiale è mirata alla ricerca d'eventuali direzionalità nella distribuzione del set di dati. Si valuta la variazione delle coppie di dati in funzione della distanza reciproca. Dall'interpolazione dei punti si ottiene una curva che rappresenta il modello attraverso il quale si effettuerà l'interpolazione. La curva modello è caratterizzata da: nuggett (numero di minima ordinata), sill (valore di varianza al quale la curva raggiunge l'asintoto) e range (distanza entro la quale la funzione di correlazione è valida).

Si procede, infine, alla fase di interpolazione, attraverso l'operatore Kriging Ordinario, in cui il modello di distribuzione appena creato è applicato ai dati al fine di ottenere la mappa a distribuzione continua.

Normalizzazione dei valori dei parametri

Le mappe ottenute dal kriging sono state riclassificate convertendo i valori dei parametri in IP (indice del parametro), ottenendo in output delle mappe con valori variabili da 1 (situazione di qualità pessima) a 10 (situazione di qualità ideale) (tab. 2). Le mappe così ottenute presentano un contenuto informativo specifico e caratteristico in quanto rappresentano la distribuzione della qualità associata ad ogni parametro.

Tabella 2. Valori di normalizzazione dei parametri e relativo giudizio qualitativo

Indice del Parametro	Giudizio qualitativo
1	Pessima
2	Scadente
3	Mediocre
4	Insufficiente
5	Appena sufficientemente positiva
6	Sufficientemente positiva
7	Discreta
8	Buona
9	Ottima
10	Ideale

Attribuzione dei pesi (importanza parametro e densità)

Tutti i parametri utilizzati nel presente studio sono stati messi a confronto tra loro allo scopo d'individuare una graduatoria d'importanza specifica e quindi definire, per ognuno di essi, un peso relativo. I pesi così individuati, compresi tra 1 per i parametri più importanti e 0,05 per i meno rilevanti, sono riportati in tabella 1.

Anche la densità d'informazione per ogni parametro, cioè il numero di dati disponibili rispetto alla superficie complessiva dell'area di studio, è stata considerata come ulteriore elemento di valutazione nell'individuazione del peso da attribuire ad ogni parametro. Per ognuno di essi si è determinata la densità di distribuzione dei punti di campionamento ed è stato calcolato un fattore densità (D) mediante la formula $D = 1 - e^{-Kd \cdot dens}$ dove Kd rappresenta una costante e dens la densità di campionamento. In pratica tale formula è stata applicata per densità inferiori a 0,5 punti per km² mentre per densità maggiori il fattore è stato assunto pari a 1. La densità dei punti di campionamento verificata nelle due aree varia nel modo seguente: per il territorio provinciale si riscontra una densità minima di 0,08 punti per km², con un valore minimo di fattore D di 0,55 a una densità massima di 1,9 punti per km², con un valore di D pari a 1. Per quanto riguarda l'area dei Colli Euganei invece, la densità dei punti varia da un minimo di 0,08 punti per km², con un valore minimo di fattore D di 0,55 a un massimo di 7,1 punti per km², con un valore di D pari a 1.

MCE e produzione dell'indice finale

Gli indici di qualità finali, sono stati ottenuti attraverso un'analisi a criteri multipli (MCE) (Saaty e Vargas, 1994). La MCE può essere realizzata attraverso diverse procedure; quella utilizzata è la "combinazione lineare pesata" (WLC) che prevedeva l'inserimento delle singole mappe dei parametri e dei valori di importanza e densità relativi. La formula che sta alla base del calcolo è la seguente:

$$\text{Indice di qualità} = \frac{\sum_{i=1}^N IP_i \times IA_i \times D_i}{\sum_{i=1}^N IA_i \times D_i}$$

dove N rappresenta il numero totale dei parametri dell'indice di qualità, IP_i il valore di indice del parametro i-esimo, IA_i la sua importanza assoluta e D_i il suo fattore di densità.

Risultati

Dal punto di vista qualitativo, le aree indagate manifestano complessivamente caratteristiche molto soddisfacenti. L'analisi della mappa della qualità agronomica dei Colli Euganei (fig. 1) rileva una condizione molto soddisfacente. La classe di qualità di fondo ha valore 8, e copre praticamente tutta l'area. Oscillazioni da questo valore predominante sono rappresentate dalla classe di valore 7 e dalla classe di valore 9, rappresentate con la medesima frequenza ma caratterizzate da una differente distribuzione sul territorio. Le aree di qualità 9 sono molto sparse, concentrate principalmente nella zona settentrionale e nella fascia orientale. Le aree di classe 7 invece sono molto più omogenee, e sono rappresentate prevalentemente da un'area molto vasta nella parte meridionale dei Colli Euganei. All'interno di questa zona si possono inoltre notare delle piccole aree di classe 6. La classe 6 è la classe di qualità più bassa riscontrabile dal punto di vista agronomico ed è sita nella fascia meridionale, e l'abbassamento della qualità in questo punto è causato principalmente da due fattori: l'abbondante presenza di calcare, sia attivo che totale, unito alla scarsa presenza di sostanza organica.

L'analisi della mappa della qualità agronomica dei suoli della Provincia di Padova (fig. 2) rileva una condizione molto buona. Il valore di fondo è rappresentato dalla classe di qualità di valore 8, ma una vastissima parte del territorio è costituita da aree di classe 9. Dal punto di vista agronomico i suoli della Provincia di Padova si trovano in condizioni molto soddisfacenti e non presentano particolari problemi. Tuttavia si possono notare numerose piccole aree in cui la qualità è sensibilmente inferiore, compresa tra una classe di qualità 6 e 7 ed è determinata dalle alte concentrazioni di calcare attivo, assieme alle scarse aliquote di sostanza organica.

Al riguardo degli indici di qualità pedologica, la situazione risulta oltremodo favorevole ad un uso agricolo dei suoli con alcune zone che manifestano un debole decremento dell'indice di qualità determinato dalla locale presenza di tessiture franco sabbiose ed aliquote di scheletro elevate.

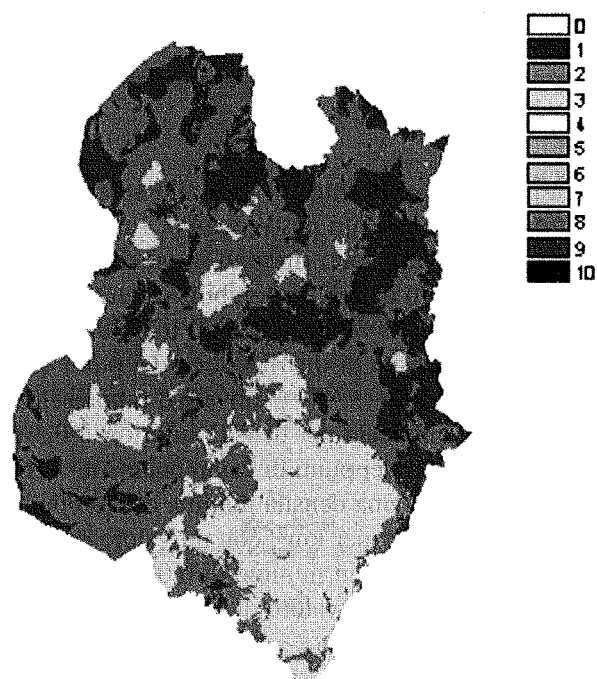


Figura 1. Indice di qualità agronomico dei Colli Euganei. Per il significato dei codici si rimanda alla tabella 2

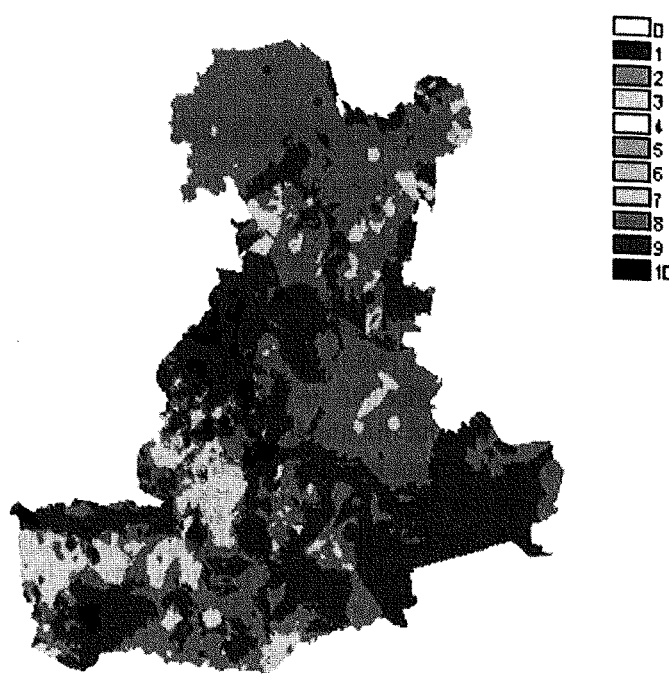


Figura 2. Indice di qualità agronomico della Provincia di Padova. Per il significato dei codici si rimanda alla tabella 2

Conclusioni

Da un punto di vista metodologico, l'applicazione proposta, sembra rispondere in maniera adeguata alla necessità di definire indici di qualità della risorsa suolo. Da una verifica eseguita rispetto all'indice di qualità pedologico, le aree qualitativamente peggiori ricadono in percentuale superiore su suoli ascrivibili all'ordine degli Entisols (S.S.S., 1998), mentre le classi di qualità migliore interessano principalmente suoli ascrivibili all'ordine degli Inceptisols e Mollisols. I parametri considerati ed i pesi individuati sembrerebbero quindi idonei a rappresentare le reali condizioni pedologiche della zona.

L'attuale evoluzione del modello di approccio, che prevede l'incrocio diretto dei parametri ritenuti significativi, offre alcuni indubbi vantaggi. Rispetto a quanto proposto da Buscaroli et al. (2003), l'attuale struttura si presenta più leggera, priva cioè di livelli successivi d'incrocio. Questa impostazione consente la modificazione agevole del set di parametri analizzati e del peso attribuito ad ognuno di essi, ed una verifica diretta dell'effetto generato da ogni singolo parametro. Questa semplicità permette inoltre di poter predisporre, in maniera assai agevole mappe di qualità indirizzate a specifiche tipologie culturali.

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 chiamato a gestire la risorsa.

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 così strutturati, potrebbero essere utilmente integrati con altri aspetti della vita del suolo quali ad esempio, parametri biologici, per fornire uno strumento più completo di valutazione della risorsa al fine di un uso sostenibile.

Bibliografia

- ANPA - CTN_SSC, 2001. Atlante degli indicatori del suolo. Torino.
- ANPA - CTN_SSC, 2000. Indicatori e indici ecotossicologici e biologici applicati al suolo. Torino.
- ARSHAD M. A., MARTIN S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 153-160.
- BOUMA J., 2002. Land quality indicators of sustainable land management across scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 129-136.
- BUSCAROLI A., CASALICCHIO G., MURATORI I., 2003. Applicazione G.I.S. nell'elaborazione di un indice di qualità dei suoli del Comune di Cesena. *Bollettino Società Italiana Scienza del Suolo*. (In press.).
- 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., JONES A. J., 1996. Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publication 49, Soil Science Society America, Madison, WI, USA.
- 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.
- HERRICK J. E., 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management. *Applied Soil Ecology* 15, 75-83.
- KARLEN D. L., MAUSBACH M. J., DORAN J. W., CLINE R. G., HARRIS R. F., SCHUMAN G. E., 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4-10.
- 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.
- NORTCLIFF S., 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88 (2002) 161-168
- 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.
- SAATY T. L., VARGAS L. G., 1994. The analytic Hierarchy Process Series. University of Pittsburgh, 7 voll.
- SCHOENHOLTZ S. H., VAN MIEGROET H., BURGER J. A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*. 138, 335-356.
- SOIL SURVAY STAFF, 1998. Keys to Soil Taxonomy. 8th ed. USDA, Natural Res. Conserv. Serv., U. S. Govt. Print. Office, Washington, DC.

MANUTENZIONE ORDINARIA DEL TERRITORIO: APPROCCIO METODOLOGICO E APPLICAZIONE A DUE AREE PILOTA

A. Caimi ¹, S. Stanchi ¹, E. Zanini ¹, R. Chiabrando ², G. Garnero ²,

D. Godone ², M. Calafiore ³, C. Rossi ³, R. Giannini ⁴, M. Quaglia ⁴

¹ Università degli Studi di Torino, DIVAPRA – Chimica Agraria

Via Leonardo da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TO), Italia. E-mail angelo.caimi@unito.it

² Università degli Studi di Torino, DEIAFA – Topografia e Costruzioni rurali

Via Leonardo da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TO), Italia

³ Provincia di Torino, Assessorato Lavori Pubblici, Trasporti e Viabilità, Settore Difesa del Suolo

C.so G. Lanza 75, Torino, Italia

⁴ Cooperativa CORINTEA arl

Lungodora Liguria 58, Torino, Italia

Abstract

Turin Province has promoted the "Territorial Ordinary Maintenance" project.

We defined a method to detect and classify land hazard in two benchmark river basins: the first located in Susa Valley, the second in Piova river watershed.

The base and derived map information was integrated through GIS based analysis and thematic overlay obtaining the criticity map. Integrating map algebra results with field surveys data led to the land units definition. These units show lack of land maintenance.

The final result are a map, describing the tipology of ordinary maintenance action and the corresponding timetable, and a technical handbook, defining maintenance.

These criteria allow decision makers to carry out land planning and hazard assessing following a standardised approach.

Riassunto

La manutenzione ordinaria del territorio e la difesa del suolo soffrono della mancanza di un impianto concettuale e di un approccio univoco al problema nella stesura di un Piano di Interventi.

La necessità della ricerca di una metodologia d'analisi per l'individuazione di criticità ed interventi di manutenzione ordinaria nei bacini collinari e montani, messa in evidenza dal D.G.P 1655-268964/2001 e promossa dalla Provincia di Torino nell'ambito del Progetto Strategico "Manutenzione del Territorio", ha portato alla realizzazione di una matrice guida e al suo collaudo su due ambiti territoriali.

Sono state scelte due aree pilota, con diverse caratteristiche geologiche, geomorfologiche e vegetazionali, la prima localizzata in Alta Val Susa e la seconda corrispondente all'intero bacino del Torrente Piova (Valle Sacra). Il metodo di lavoro, articolato in diverse fasi, ha previsto analisi cartografiche, rilievi in campo e successive elaborazioni dei dati, producendo schede essenziali che, raccolte in un manuale, evidenziano le fonti di dissesto e suggeriscono gli opportuni interventi.

Tutto il processo è stato supportato da Sistemi Informativi Geografici (GIS) che, da ultimo, hanno permesso la stesura di carte facilmente leggibili ed interpretabili in fase esecutiva.

Il lavoro ha prodotto: una "Carta di Criticità" che mette in risalto le problematiche territoriali, una "Carta degli Ambiti" che definisce porzioni omogenee di territorio per caratteristiche intrinseche, una "Carta degli Interventi" che esplicita le azioni e la loro tempistica e, infine, un "Manuale degli Interventi" da utilizzare in fase realizzativa.

Parole chiave: pianificazione, valutazione delle terre, GIS.

Introduzione

Cause naturali o antropiche, preparatorie o determinanti, possono essere motivo d'innescio di una moltitudine di fenomeni gravitativi che tendono a modificare i rilievi geomorfologici e che la letteratura riunisce genericamente nella voce "Dissesto idrogeologico". Manutenzione del territorio altro non è che l'operare, teorico e pratico, per arginare, ove possibile, questo fenomeno che oggi è spesso causa di disagi intollerabili all'uomo e alle sue opere, sia direttamente, sia con una continua e irreversibile perdita di suolo. Diventa quindi esigenza irrinunciabile operare organicamente impostando strumenti che siano, assieme, di verifica e di operatività, creando carte tematiche che, pur non avendo la pretesa di fornire tempi, luoghi e numeri riguardo agli eventi eccezionali, permettano di evidenziare carenze e bisogni, evitando che anche l'ordinarietà possa essere fonte di danni e disagi.

Sulla base di queste premesse, con D.G.P. 1655-268964 del 18.12.2001 è stato avviato dalla Provincia di Torino il Progetto Strategico "Manutenzione del Territorio".

Si è osservato infatti che interventi di manutenzione straordinaria, effettuati in un momento di emergenza, o comunque isolati fra loro, sono talvolta inefficaci se non addirittura dannosi, perché progettati senza tener conto a sufficienza degli effetti nel tempo, degli effetti nello spazio (a valle e a monte dell'opera) e degli effetti sulle altre componenti del sistema. Si rende pertanto necessaria una pianificazione preventiva, che si realizza con interventi di manutenzione ordinaria, attraverso un piano operativo che coinvolga le Comunità Montane e i Comuni, individuando come soggetti gli operatori presenti sul territorio e gli agricoltori residenti nelle aree montane e rurali (AA.VV., 2001).

L'Amministrazione provinciale ha quindi incaricato un gruppo di professionisti, in collaborazione con il proprio servizio tecnico e sotto la supervisione scientifica della Facoltà di Agraria dell'Università di Torino, di elaborare un metodo di analisi atto a codificare un modello univoco nella manutenzione ordinaria del territorio, impostato sul concetto delle Unità Ambientali Omogenee che, testato su due aree pilota, risultasse poi applicabile a svariati ambiti territoriali.

Scopo di questo lavoro è descrivere l'iter metodologico ed i risultati ottenuti.

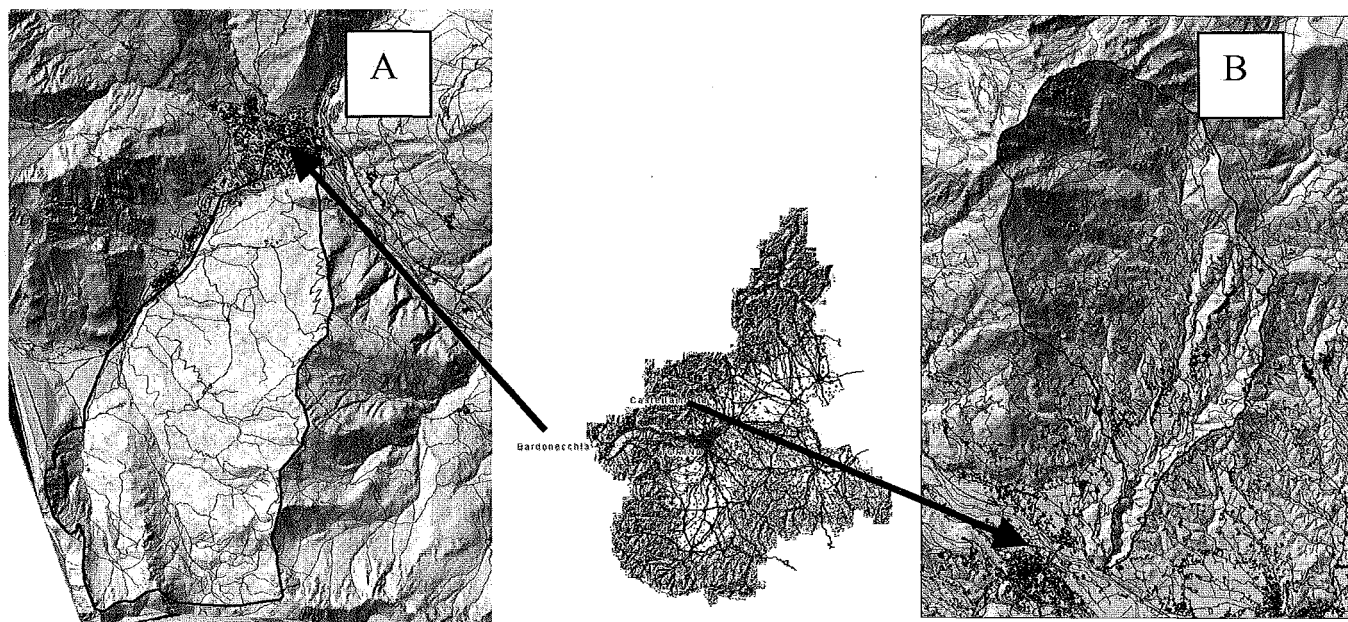


Figura 1. Aree di studio: (A) Bardonecchia, (B) Valle Sacra

Materiali e metodi

Sono state scelte due aree di studio, entrambe in Provincia di Torino, ritenute rappresentative per la sostanziale differenza delle variabili stazionali, che si traduce in una diversa tipologia di dissesti attuali o potenziali.

La prima area, Soil Region F (Leptosol-Cambisol region, with Podzols of South-Western Alps) del Piemonte (ARPA Piemonte, 2003), è localizzata in Alta Val Susa nel Comune di Bardonecchia (fig. 1A), comprende la Dora di Melezet ed i suoi affluenti in destra orografica, dalla Diga delle Sette Fontane sino alla confluenza con la Dora di Rochemolles, con un'altezza massima di 2665 m e una minima, alla sezione di chiusura, di 1256 m. L'assetto geologico nel settore superiore è modellato in calcari, dolomie e carnirole meso-cenozoiche della Falda del Gran San Bernardo, mentre nel settore inferiore affiorano i calcescisti e le pietre verdi della Falda Piemontese (Polino, 1999). Le coperture forestali sono caratterizzate da popolamenti di conifere (larici e abeti), con forme di colonizzazione degli ex coltivi da parte di specie riferibili all'acero-tiglio-frassineto (IPLA, 1996; Montacchini et al., 1982). Dal punto di vista morfodinamico l'area risulta particolarmente attiva: per processi naturali l'alterabilità degli affioramenti settentrionali evolve in vistose frane di crollo e le aste fluviali mostrano una grande capacità di trasporto solido; le porzioni di territorio potenzialmente difese dalle coperture vegetali risultano poco stabili a causa del rimodellamento antropico dei versanti per la realizzazione di piste da sci.

La seconda area, Soil Region H (Leptosol region with Podzols and Cambisols of the central Alps) del Piemonte (ARPA Piemonte, 2003), è situata nella porzione settentrionale del Canavese, in Valle Sacra (fig. 1B), ed insiste sul bacino del Torrente Piova che si sviluppa tra una quota massima di 2406 m e una minima di 370 m. L'assetto tettonico della zona è caratterizzato da grande complessità per la presenza di unità di genesi diversa: zona Sesia-Lanzo con micascisti e gneiss minuti, zona del Canavese con argilloscisti e calcari del Terziario che ricoprono uno zoccolo

più antico riferibile al Permiano e unità delle ultrabasiti di Castellamonte (Biino et al., 1988). L'ambiente esprime le condizioni di transizione tra collina e montagna. Le coperture vegetali sono estremamente varie, così come le modalità di gestione silvo-pastorali, e riferibili prevalentemente alla fascia del Castanetum (IPLA, 1996). La dinamica di versante si manifesta in numerosi e vari fenomeni gravitativi superficiali, mai rilevanti, spesso favoriti dal succedersi di piccoli incendi che ricorrono immancabilmente nella stagione invernale; le dinamiche d'alveo non hanno mai raggiunto, storicamente, momenti parossistici, ma il succedersi di parecchi restringimenti di sezione, accentuati altresì dal proliferare della vegetazione ripariale, favorisce fenomeni di esondazione per impedimento dei deflussi.

Sono state utilizzate le seguenti carte di base: modello digitale del terreno (DEM) con dimensione delle celle di 10 metri elaborato dalle curve di livello della Regione Piemonte di pari equidistanza; copertura del suolo ed uso del suolo, ottenute per riclassificazione a partire dalle coperture forestali ed altri usi del suolo contenuti nei PTF (Piani Territoriali Forestali), forniti da IPLA e Regione Piemonte; carte geologiche (F. 54-Oulx e F. 42-Ivrea)

Ai tematismi di base sono stati assegnati gradi di criticità potenziale che fanno riferimento a cinque classi (1: criticità molto bassa; 2: criticità bassa; 3: criticità media; 4: criticità elevata; 5: criticità molto elevata). I criteri fondamentali che hanno portato alla assegnazione delle classi sono:

- : classi di criticità assegnate facendo riferimento al "Rapporto sullo stato dell'ambiente" (ARPA Piemonte, 1999) dove vengono riportate le percentuali di aree in frana del territorio piemontese per unità litologiche
- copertura del suolo: grado di protezione esercitato nei confronti dell'erosione e della perdita di suolo per dinamiche legate alla posizione evolutiva del popolamento nella serie vegetazionale
- pendenze: suddivise in 5 intervalli (0-10%; 10-20%; 20-40%; 40-60%; >60%) significativi in relazione ai fenomeni di erosione superficiale e conseguente perdita di risorsa suolo (Hippoliti, 1994).

Alle carte di base sono state inoltre affiancate la "Carta dei Dissesti" e la "Carta degli Attraversamenti ed Opere di Difesa dei Corpi Idrici" redatte dall'Amministrazione Provinciale.

Successivamente, il lavoro è stato integrato da rilievi diretti effettuati in campo che hanno permesso di analizzare:

- posizione delle silvofacies nello stadio successionale dei popolamenti forestali
- forme di governo selvicolturale, loro tipologia ed eventuale stato di abbandono
- segni di fenomeni gravitativi potenziali o in atto (formazioni di fessure di taglio, segni di erosioni laminari o incanalate, ecc.)
- numero ed efficienza delle opere di attraversamento dei corpi idrici
- problemi legati all'accessibilità delle aree potenzialmente soggette a dissesto per interventi selvicolturali e di manutenzione.

Risultati

Mediante analisi GIS sono state delimitate delle Unità Ambientali Amogenee con procedura parametrica a punteggio semplice. I valori relativi ai singoli tematismi, riadattati con la verifica in campo, hanno prodotto la Carta di Criticità (fig. 2), sempre organizzate in cinque classi.

Sulla Carta di Criticità sono riportate le cause predisponenti la riduzione:

- dell'efficacia delle coperture vegetali come naturale ostacolo alla perdita di suolo
- della stabilità dei versanti
- della funzionalità delle opere di difesa idrogeologica
- della funzionalità delle opere di difesa idraulica
- della funzionalità idraulica dei corsi d'acqua e dei relativi attraversamenti.

Tabella 1. Distribuzione delle classi di criticità nelle aree di studio (A) Bardonecchia, (B) Valle Sacra

AREA DI STUDIO	CLASSE	SUPERFICIE (ha)	SUPERFICIE (%)
A	5	163.6	10.9
A	4	573.4	38.0
A	3	631.8	41.9
A	2	84.3	5.6
A	1	54.8	3.6
B	5	1161.4	39.9
B	4	1200.9	41.2
B	3	461.7	15.9
B	2	87.6	3.0
B	1	0.5	<1.0

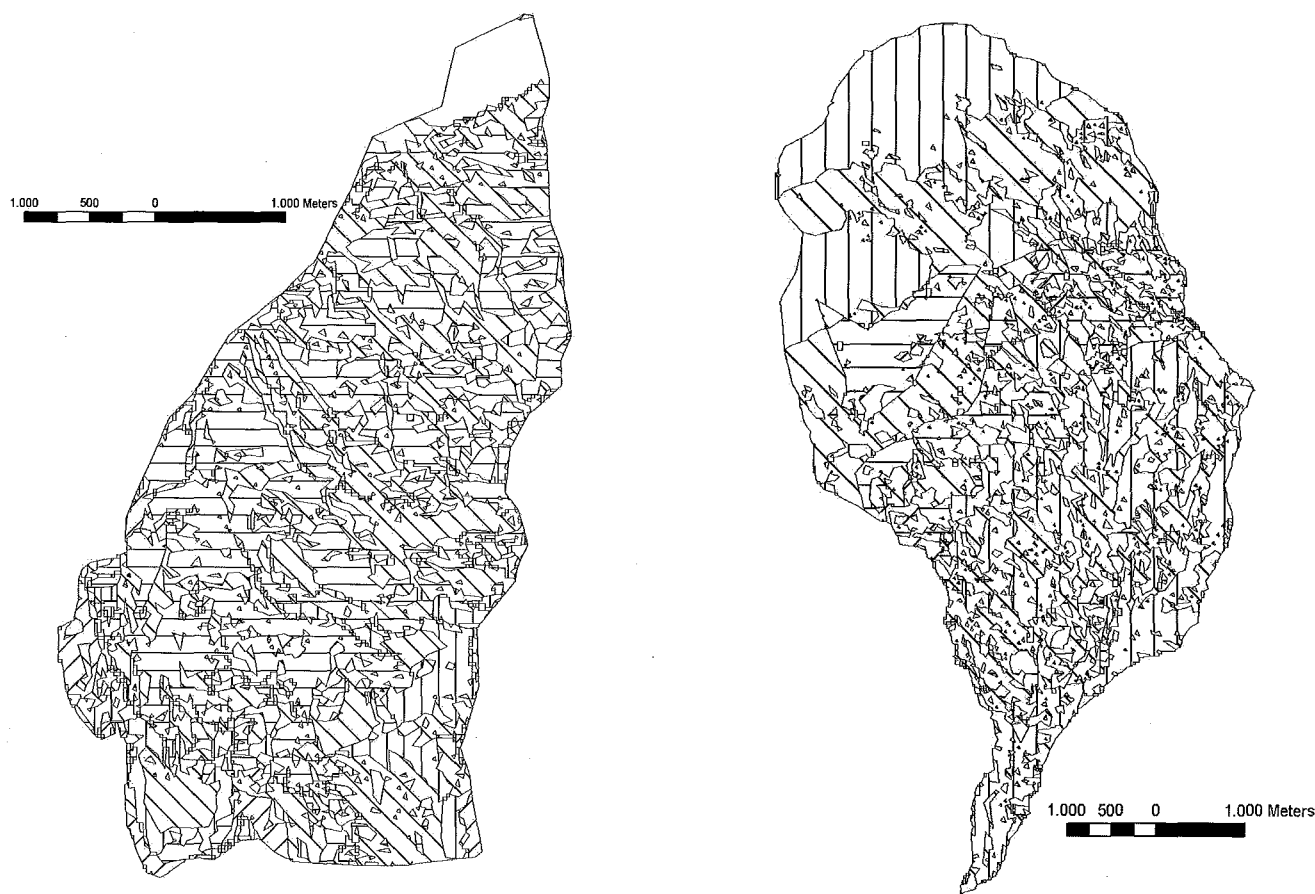


Figura 2. Carta di Criticità: (A) Bardonecchia, (B) Valle Sacra

Nelle due aree pilota, come atteso, le criticità riscontrate differiscono qualitativamente e quantitativamente (tab. 1).

Nell'area A il dissesto attuale e potenziale è sostanzialmente legato alle caratteristiche geologiche e morfologiche ed è correlato con il forte impatto antropico derivante dalla gestione e manutenzione delle piste da sci.

La classe a criticità più elevata (5) fa fondamentalmente riferimento a balze dolomitiche aggettanti su ampie fasce detritiche. Le caratteristiche delle rocce carbonatiche determinano ampie zone soggette ad alterazione chimico-fisica spinta; il conseguente innesco di fenomeni gravitativi alimenta vistosamente il trasporto solido delle aste torrentizie. Ad opera delle stesse si notano altresì, su superfici particolarmente acclivi, dinamiche di dissesto superficiale come scorrimenti traslativi e reptazione. La classe 4 si inserisce sulle aree interessate dai comprensori sciistici; si è notata una regimazione delle acque superficiali assolutamente carente che ha causato fenomeni di erosione incanalata profonda. Inoltre, non esistendo un reticolo idrografico di raccordo, le opere esistenti convogliano le acque nel territorio circostante dove causano frane, anche estese, del tipo debris-flow. La classe 3 presenta poche zone di erosione attiva anche se, puntualmente, si notano fratture di trazione ad andamento orizzontale. In questo caso la copertura forestale, pur correttamente gestita, è costituita da popolamenti monospecifici di abete rosso (*Picea abies* Kanst) che, presentando apparati radicali superficiali con scarsa capacità di ancoraggio del terreno, risultano poco adatti ad assicurare la funzione protettiva del bosco. Le prime due classi coprono complessivamente una porzione del territorio inferiore all'10%.

In Valle Sacra le forme di dissesto, pur essendo in parte correlate alle dinamiche litologiche e morfologiche, sono sostanzialmente influenzate dallo stato di abbandono delle coperture vegetali. La classe 5 è interessata da fenomeni gravitativi e presenta settori di versante con tendenza alla formazione di fessure di taglio in grado di facilitare le infiltrazioni delle acque superficiali. Nella classe 4, di estensione di poco superiore alla precedente, predominano invece dissesti legati ad aspetti vegetazionali, ascrivibili a quattro diverse tipologie: superfici frequentemente percorse da incendio colonizzate da felci; superfici occasionalmente percorse dal fuoco colonizzate da betuleti di neoformazione praticamente puri; rimboschimenti di larice fuori areale, effettuati in seguito al passaggio di incendi, sofferenti di instabilità fisico meccanica; castagneti stramaturi in stato di abbandono e conseguente degrado delle passate opere di regimazione delle acque e sistemazioni di versante. La classe 3 è caratterizzata essenzialmente dalla presenza di popolamenti di antica invasione su aree con condizioni diffuse di marginalità direttamente legate alla riduzione del presidio del territorio e all'abbandono delle tradizionali attività agro-silvo-pastorali. Le serie vegetali in un secolo hanno già raggiunto un discre-

to stadio evolutivo contribuendo ad un miglioramento della stabilità dei versanti. Questo fenomeno si accentua ulteriormente nella classe 2 dove il cammino verso lo stadio climacico è ancor più avanzato. La classe 1 copre una frazione trascurabile del bacino; si tratta di rare zone a bassa pendenza non interessate da fenomeni morfodinamici.

In conclusione, si osserva che nella prima area prevalgono dissesti localizzati di notevole entità soprattutto nelle porzioni più elevate del bacino e quindi prive di insediamenti antropici. Gli effetti indiretti dei fenomeni innescati possono ugualmente minacciare le infrastrutture e gli abitati localizzati a valle. Al contrario, nella seconda area, il dissesto, benchè di minore entità, interessa una porzione non indifferente del territorio, dove insediamenti ed infrastrutture sono particolarmente rappresentati.

Con la valutazione delle diverse tipologie di criticità a parità di grado, la carta è stata ulteriormente affinata con la creazione di una "Carta delle Unità d'Ambito". Le Unità d'Ambito, 23 per l'area di Bardonecchia e 37 per la Valle Sacra, evidenziano quindi porzioni di territorio omogenee per caratteristiche strutturali, dinamica intrinseca, classe e tipo di criticità in cui la manutenzione ordinaria, opportunamente e puntualmente supportata dall'analisi territoriale, potrà conformarsi in modo ottimale alle esigenze territoriali nell'ottica della prevenzione.

Stante che il concetto stesso di manutenzione ordinaria è legato ad un operare che prosegue nel tempo, le Unità d'Ambito dovranno essere rivisitate concettualmente e decisionalmente, affinché l'ambiente sia sorretto e monitorato attraverso una continua indagine critica.

Ne segue che, a scadenze che la Provincia ha fissato in sei anni, in un riproporsi periodico dell'opera di monitoraggio e dell'asestamento territoriale, sia i piani generali che le azioni particolari si dovranno adeguare alle risposte date dall'area all'azione antropica. Nessuna opera, infatti, sarebbe pienamente efficace se mancasse un'azione, qualitativa e quantitativa, di controllo dell'andamento dei fenomeni.

La fase successiva prevede pertanto la realizzazione di:

- stazioni di monitoraggio finalizzate al controllo periodico di aree
- stazioni di monitoraggio finalizzate al controllo periodico di situazioni puntuali
- stazioni di monitoraggio finalizzate al controllo periodico di sezioni d'alveo.

Per facilitare l'attuazione delle opere di manutenzione ordinaria da parte degli Enti e dei soggetti che operano sul territorio è stato infine elaborato un "Manuale degli Interventi", organizzato in schede esecutive che descrivono ogni singola azione da intraprendere. Ogni scheda contiene informazioni identificative e di localizzazione dei siti da sottoporre a quello specifico tipo di manutenzione. Il collegamento tra "Unità d'Ambito" e il "Manuale degli Interventi" è fornito da un "Abaco Ambiti-Interventi", che suggerisce, per ciascuna "Unità d'Ambito" individuata e descritta, una tipologia manutentiva ritenuta ottimale. Tale elaborato costituisce lo strumento fondamentale per il passaggio dalla fase decisionale e pianificatoria a quella gestionale ed è tradotto in supporto cartografico nella "Carta degli Interventi" fornendo quindi uno strumento di facile lettura. Infatti, terminata la fase analitica ci si immerge in un contesto che non è più decisionale ma operativo e, a questo punto, l'operatore necessita di informazioni organizzate in modo essenziale, tanto da risultare facilmente leggibili ed applicabili, evitando possibili dubbi interpretativi.

Conclusioni

Lo schema metodologico descritto propone una procedura operativa per la manutenzione ordinaria del territorio e per la difesa del suolo da fenomeni erosivi e di dissesto. La scelta delle aree di studio, molto diverse per problematiche individuate e processi in atto, si è dimostrata ottimale in quanto ha portato alla individuazione di una vasta casistica di dissesti, sia puntuali che diffusi. Ciò ha consentito di elaborare schede, legende ed Abaco Ambiti-Interventi il più possibile esaurienti, completi e comunque rappresentativi delle casistiche riscontrabili nel territorio provinciale.

Lo studio ha permesso di definire il metodo di riferimento che verrà adottato dall'Amministrazione Provinciale per la pianificazione degli interventi di manutenzione ordinaria finalizzati alla prevenzione del dissesto del territorio.

Bibliografia

- RIVALTA L., BALLOCCA A., FOIETTA P., MANNONI S., RICCI B., ROSSI C., 2001. Relazione introduttiva, Atti del Convegno "La manutenzione ordinaria del territorio", Torino, 9 marzo 2001, Provincia di Torino, 8-11
- ARPA Piemonte, 1999. Rapporto sullo Stato dell'Ambiente in Piemonte, ARPA, Torino, CD ROM
- ARPA Piemonte 2003. Rapporto sullo Stato dell'Ambiente in Piemonte, ARPA, Torino, 65-66
- BIINO G., COMPAGNONI R., NALDI M., 1988. The Canavese Zone near Ivrea (Western Alps). Rend. Soc. Geol. It., 11, 85-88
- HIPPOLITI G., 1994. Le utilizzazioni forestali, CUSL, Firenze, 85-89
- IPLA, Regione Piemonte, 1996. I tipi forestali del Piemonte, Torino, 49-81
- MONTACCHINI F., CARAMIELLO R., FORNERIS G., PIERVITTORI R., 1982. Carta della vegetazione della valle di Susa ed evidenziazione dell'influsso antropico., Collana del Programma Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente" (CNR), Torino
- POLINO R., (coordinatore) 1999. Note illustrative della carta geologica d'Italia alla scala 1:50.000 (F. 153-Bardonecchia), Servizio geologico d'Italia, Roma

VALUTAZIONE DELLA CONTAMINAZIONE DA RADIOCESIO IN SUOLI DELLA VALLE DEL LYS (AOSTA)

D. Cantelli ¹, M. Clemenza ², R. Comolli ¹, E. Previtali ²

¹ Dip.to di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi di Milano-Bicocca.

² Dip.to di Fisica "G. Occhialini", Università degli Studi di Milano-Bicocca e INFN sez. Milano.

Abstract

The radioactive cesium contamination in the environment is essentially due to two causes:

- nuclear test explosions in atmosphere;
- fall outs in nuclear power plant reactors.

The radiocesium delivered in the atmosphere is mainly constituted by two radioisotopes: ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs. Both decays β^- with subsequent emission of characteristic gamma rays.

Using this peculiar property the activity of radionuclides have been measured with gamma rays spectroscopy using High Purity Germanium (HPGe) detectors. Soil samples coming from a pedological transect of the Lys Valley have been analyzed, performing an altimetric scanning of the contamination (from 300 to 3175 m).

The soils are classified as Fluvisols, Cambisols, Regosols and Podzols, with Skeletic characteristics.

In addition to the ¹³⁷Cs analysis, which is the most abundant radioisotope, it has been considered also the ¹³⁴Cs contamination, because its short half-life time ($t_{1/2}$) indicates a recent contamination. Moreover, knowing the value of the isotopic ratio ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs transported by the Chernobyl radioactive cloud and comparing it with the experimental data of the analyzed soil samples, we can establish the correlation between the accident fall out and the contaminations.

The events possibly responsible of the radiocesium contamination can be: the accident FALL OUT occurred during April 1986 at the reactor n. 4 of the Chernobyl power plant; the nuclear and thermonuclear test explosions in atmosphere made in the period between 1945 and 1970 (mainly in the years from 1956 to 1962).

¹³⁷Cs is present in the soil especially in the upper 5 cm and the migration along the soil decreases with altitude. Also the ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs ratio is lower with altitude.

During the passage of the Chernobyl cloud (from the 1st to 7th May 1986) soils at high altitude were covered with snow, on which the dry deposition of Cs occurred. During snowmelt the underlying soil was deeply frozen because of the long period of autumn exposure to the low temperatures (in absence of snow cover), or for the presence of permafrost.

This situation probably strongly hindered infiltration of water and therefore reduced the Cs contamination produced by the Chernobyl accident.

This fact can explain the values of the ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs ratio and the relative lower content of ¹³⁴Cs at high altitude, also in soil surface horizons.

The pedological study revealed anthropic disturbance in many soils, confirmed also by the radiocesium distribution along the soil profile.

Key words: Radionuclides, Chernobyl, Contamination, Cs, Alpine Soils.

Riassunto

La contaminazione da cesio radioattivo nell'ambiente è dovuta essenzialmente a due cause:

- test nucleari condotti in atmosfera;
- incidenti occorsi ai reattori nucleari di potenza.

Il radiocesium è costituito principalmente da due radioisotopi, ¹³⁷Cs e ¹³⁴Cs, entrambi emettitori β^- ; al decadimento β^- sono associate emissioni γ caratteristiche.

Attraverso l'utilizzo della spettroscopia gamma con rivelatori High Purity Germanium (HPGe) è stata misurata l'attività dei radionuclidi in campioni di suolo provenienti da un transetto pedologico della Valle del Lys, effettuando in tal modo una scansione altimetrica della contaminazione (da 300 a 3175 m di quota).

I suoli oggetto d'indagine appartengono ai Fluvisols, Cambisols, Regosols e Podzols, spesso con carattere Skeletic.

Oltre al ¹³⁷Cs, che rappresenta il radioisotopo più abbondante, è stata presa in considerazione anche la contaminazione da ¹³⁴Cs poiché, dato il suo tempo di dimezzamento ($t_{1/2}$) relativamente breve (circa 2 anni), la sua presenza è indice di una contaminazione recente. Inoltre, conoscendo il valore teorico del rapporto isotopico ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs della nube radioattiva dovuta all'incidente di Chernobyl e confrontandolo con i dati sperimentali dei campioni di suolo analizzati, si possono trarre indicazioni relative all'evento che ne ha causato la dispersione.

Nell'area oggetto di studio, gli eventi responsabili della presenza di radiocesio sono l'incidente occorso nell'aprile 1986 al reattore n. 4 della centrale di Chernobyl e le esplosioni nucleari e termonucleari condotte in atmosfera nel periodo 1945-1970 (principalmente negli anni dal 1956 al 1962).

Il ^{137}Cs è presente nei suoli soprattutto nei primi 5 cm di spessore e la migrazione lungo il profilo pedologico verticale diminuisce all'aumentare della quota. Anche i rapporti $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ risultano più bassi all'aumentare della quota del sito di campionamento.

Al momento del passaggio della nube di Chernobyl (dall'1 al 7 maggio 1986) il suolo, oltre una certa quota, era coperto di neve, sulla quale si è dunque avuta la deposizione secca di Cs; allo scioglimento della neve il suolo sottostante, profondamente ghiacciato a causa del lungo periodo di esposizione autunnale (in assenza di copertura nevosa) alle temperature rigide, oppure per la presenza di permafrost, ostacolava l'infiltrazione dell'acqua di fusione e dunque di Cs. Questo fatto può spiegare i valori del rapporto $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ed il relativo basso contenuto di ^{134}Cs ad alta quota, anche negli orizzonti superficiali.

Lo studio pedologico ha evidenziato in molti suoli segni di disturbo antropico, confermato inoltre dalla distribuzione di radiocesio lungo il profilo.

Parole chiave: Radionuclidi, Chernobyl, Contaminazione da Cs, Suoli Alpini.

Introduzione

La contaminazione ambientale dovuta ad isotopi radioattivi ha una genesi che si può far risalire a due eventi, che costituiscono la maggior fonte di contaminazione da radionuclidi artificiali a livello globale: i test nucleari condotti in atmosfera e gli incidenti occorsi ai reattori nucleari di potenza. Tuttora risulta che il fallout radioattivo dovuto ai test su armi nucleari compiuti in atmosfera da numerosi paesi, tra cui ex URSS, USA, Francia, Inghilterra, Cina (più di 400 esplosioni dal 1945 ad oggi) è l'evento che a livello planetario ha avuto l'impatto ambientale maggiore. La deposizione di radionuclidi, in particolare ^{137}Cs , dovuta al fallout radioattivo globale è più alta alle medie latitudini di entrambi gli emisferi, diminuendo verso i Poli. Inoltre, il deposito per ricaduta radioattiva nell'emisfero australe è circa un terzo di quello dell'emisfero boreale: di 423 esplosioni nucleari condotte in atmosfera tra il 1945 ed il 1980, solo il 12,5% è infatti avvenuto nell'emisfero sud. La deposizione complessiva di ^{137}Cs precedente a Chernobyl è stata stimata essere di circa 736 PBq nell'emisfero boreale e di circa 230 PBq nell'emisfero australe (Schuller et al., 1993). Per ciascun emisfero, la deposizione complessiva derivata da test su armi nucleari può generalmente essere considerata uniforme (Barisic et al., 1999).

Attualmente, in regioni non coinvolte da rilasci di reflui radioattivi o da incidenti nucleari, è possibile valutare la concentrazione di radiocesio dovuta esclusivamente a fallout radioattivo da test nucleari. Le concentrazioni misurate in un'area del sud del Cile, dotata di queste caratteristiche, mostrano una concentrazione di ^{137}Cs nel suolo comprese tra 3 e 17 Bq/kg. Questi valori possono essere considerati come il fondo ambientale di radioattività dovuto a ^{137}Cs (Schuller et al., 1993).

I radionuclidi prodotti e liberati a seguito dell'esplosione si disperdono nell'ambiente in modi differenti, per via del peso dei frammenti, dell'entità dello scoppio, delle condizioni meteorologiche. La prima frazione di frammenti è costituita da quelli più pesanti prodotti dall'esplosione, che ricadono al suolo entro poche ore. La seconda frazione di frammenti finisce nella troposfera e può ricadere dopo alcuni giorni. Le particelle, infatti, sono sufficientemente piccole da poter essere trasportate come aerosol e quindi seguono le leggi della dispersione, venendo infine deposte al suolo con le piogge. La terza frazione, raggiunge la stratosfera: poiché essa non è interessata da alcun tipo di precipitazione, le particelle contaminate possono permanere in questo strato atmosferico anche per mesi o anni.

Nelle prime ore del 26 aprile 1986 il mondo assistette al più grande incidente mai verificatosi ad un impianto nucleare. Il reattore RBMK da 1000-Mwe moderato a grafite, dell'unità 4 della centrale di Chernobyl in Ucraina, 90 Km a nord di Kiev, fu completamente distrutto per un incidente durante un test di spegnimento del reattore. Il fallout radioattivo dovuto all'incidente coinvolse tutta l'Europa. La nube radioattiva passò sull'Italia nella settimana dal 1 al 7 maggio; variazioni dei livelli di radioattività si registrarono anche negli Stati Uniti ed in Cina (Eisenbud e Gesell, 1997). Complessivamente 11000 PBq di radionuclidi furono rilasciati in atmosfera, di cui solo il 3% rappresentato da ^{137}Cs (OECD, 1995). Tra i nuclidi rilasciati, ^{137}Cs ha valori intermedi di $t_{1/2}$, caratteristica che gli ha permesso di disperdersi nell'ambiente, al contrario dei radionuclidi con breve $t_{1/2}$, e contemporaneamente gli conferisce un'attività maggiore rispetto a radionuclidi con elevato tempo di dimezzamento, quali ad esempio ^{239}Pu ($t_{1/2} = 2,41 \cdot 10^4$ a), che quindi emettono meno radiazioni nell'unità di tempo.

In questo lavoro si è misurata l'attività dei radionuclidi in campioni di suolo provenienti da un transetto pedologico della Valle del Lys.

Oltre al ^{137}Cs , che rappresenta il radioisotopo più abbondante, è stata presa in considerazione anche la contaminazione da ^{134}Cs poiché, dato il suo tempo di dimezzamento relativamente breve (circa 2 anni), la sua presenza è indice di una contaminazione recente. E' infatti possibile (Dubois e De Court, 2001), conoscendo il valore teorico del rapporto isotopico $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ della nube radioattiva dovuta all'incidente di Chernobyl (pari a 0,5), confrontarlo con i dati sperimentali dei campioni di suolo analizzati e trarne ipotesi relative all'evento che ne ha causato la dispersione.

Materiali e metodi

La Valle del Lys (nota anche con il nome di Valle di Gressoney) è situata nella parte nord-occidentale dell'arco alpino (Alpi Graie), in Val d'Aosta. Si estende su un notevole dislivello: dalla quota di circa 300 m di Pont St. Martin, fino ai 4532 m del Lyskamm orientale, appartenente al massiccio del Monte Rosa. I substrati sono tutti prevalentemente costituiti da rocce metamorfiche e ignee acide, così come i materiali parentali dei suoli. Tutte le fasce fitoclimatiche sono rappresentate nella valle: dai boschi di castagno e di latifoglie mesofile si sale alle faggete, alle peccete, ai lariceti e alla fascia degli arbusti al di sopra del limite degli alberi. Il paesaggio è fortemente marcato dalla presenza di prati e maggenghi nella parte bassa, di pascoli in quella più elevata, a testimonianza del prolungato e intenso utilizzo antropico. La copertura pedologica è costituita, nelle parti basse e medie della valle, da Cambisols (FAO, ISRIC, ISSS, 1998) e localmente, nei fondivalle e sulle conoidi, da Fluvisols; nella parte medio alta dei versanti, sotto peccete e lariceti, dominano i Podzols, mentre nella fascia delle praterie di alta quota si rinvengono spesso Regosols e talvolta Leptosols.

La regione climatica alpina è interessata in autunno-inverno e in primavera da depressioni bariche che provengono dall'Atlantico, dal Golfo di Genova e dal Mediterraneo, mentre nel medio inverno sono presenti condizioni di tempo stabili grazie all'anticiclone centroeuropeo. Durante l'estate, invece, l'anticiclone delle Azzorre impedisce la circolazione atmosferica, provocando un forte riscaldamento del suolo con formazione di nubi cumuliformi a evoluzione diurna, che danno vita a rovesci temporaleschi. La meteorologia delle Alpi è caratterizzata da precipitazioni nevose associate a sistemi frontali che giungono da OSO e SE in inverno, mentre in tarda primavera e in estate si hanno precipitazioni collegate a temporali. In inverno si possono sovente avere inversioni termiche anche a bassa quota. Il massiccio del Monte Rosa è esposto direttamente a venti provenienti da N e NE. Tali venti, non conformi quindi con la circolazione atmosferica generale, hanno un'origine continentale, si presentano secchi e con temperature molto basse (Sironi, 2000).

Il campionamento per l'analisi di contaminazione da radiocesio è stato effettuato lungo un transetto altitudinale, dalla quota di 312 m s.l.m. (Pont St. Martin) fino ai 3173 m dell'Alta Luce (Hochliecht). I punti di campionamento sono stati individuati sulla base della quota, senza curarsi di garantire un'esposizione costante. La scelta dei punti di campionamento (7 in totale) è stata volta a ottenere un quadro generale sulla deposizione di radiocesio durante il passaggio della nube di Chernobyl. Sono state campionate soltanto stazioni a prato, pascolo o vegetazione erbacea rada, allo scopo di mantenere caratteristiche di copertura del suolo comparabili, in relazione al ruolo svolto dalla vegetazione come filtro alla deposizione degli inquinanti. Il campionamento è stato eseguito tenendo conto che il radiocesio raramente oltrepassa i primi 30-40 cm di spessore del suolo (Hulse et al., 1999; Barisic et al., 1999) e che la sua distribuzione è fortemente legata ai colloidi elettronegativi (Eisenbud e Gesell, 1997; Avery, 1996; Tsukada et al., 1998; Fisk e Sanderson, 1999; Seel et al., 1995; Astori et al., 1999): a lato di un campionamento tradizionale per orizzonti, necessario per la caratterizzazione pedologica, si è proceduto campionando per strati, ogni 5 o 10 cm di spessore. Tutte le analisi sono state condotte sulla terra fine (diametro < 2 mm), utilizzando le metodiche ufficiali del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (2000): il pH è stato misurato potenziometricamente in acqua (1/2,5 p/v); la classe tessiturale è stata determinata con il metodo per levigazione alla pipetta, previa dispersione con sodio esametafosfato; la sostanza organica è stata determinata con metodo Walkley-Black e in un caso (elevata presenza di sostanza organica) per incenerimento del campione in muffola; la capacità di scambio cationico è stata misurata con $\text{BaCl}_2 + \text{TEA}$ tamponato a pH 8,1; i cationi scambiabili, estratti in BaCl_2 come detto in precedenza, sono stati determinati con assorbimento atomico.

La contaminazione da radiocesio è stata valutata utilizzando la spettroscopia γ attraverso l'utilizzo di due rivelatori al Germanio Iperpuro HPGe. Questi hanno un'efficienza intrinseca di circa il 30% ed una risoluzione energetica a 1,33 MeV di 1,77 keV. L'efficienza per i vari campioni analizzati è stata stimata come funzione dell'energia γ , utilizzando una simulazione basata sul metodo Monte Carlo. Si è utilizzata la libreria Geant4, che fa parte del programma scientifico dell'INFN, come progetto riportato nella commissione di Calcolo dell'INFN. La calibrazione è stata portata a termine utilizzando una sorgente multi γ certificata dall'ENEA.

^{134}Cs e ^{137}Cs hanno tempi di dimezzamento di 2,048 e 30,07 anni rispettivamente; decadono entrambi β^- con energia di transizione di 2058,7 e 1175,63 keV.

Risultati e discussione

I suoli rinvenuti nelle 7 stazioni di rilevamento rappresentano adeguatamente le tipologie pedologiche della valle: dai Fluvisols della piana alluvionale della Dora, si passa ai Cambisols delle quote medie, fino ai Podzols della fascia dei pascoli alti (tab. 1). A quote ancora maggiori sono stati campionati un Fluvisol (da ripetuti apporti colluviali) e un Regosol. Si tratta in gran parte di suoli con elevata presenza di scheletro, con caratteri eutrici nella parte

medio-bassa della valle, districi in alto. I caratteri di naturalità sono evidenti ovunque, ma nel Fluvisol di fondovalle (profilo 1) gli orizzonti di superficie presentano segni di vecchie lavorazioni, mentre il Cambisol di quota 790 (profilo 2) è disturbato da fattori antropici, mostrando compattazione e riporti di materiale.

Tabella 1. Caratteri principali dei profili pedologici esaminati

Profilo	Quota	Orizzonti	Orizzonti	Spessore del solum	Classificazione
n.	m. s.l.m	genetici	diagnostici	cm	WRB
1	312	Ap1-Ap2-AB-2C	mollico	55	Humi-Mollic Fluvisol (Endoskeletal)
2	790	A1-A2-BA-Bw-C	ocrico-cambico	63	Eutri-Endoskeletal Cambisol
3	1365	A1-A2-Bw-CB	ocrico-cambico	30	Eutri-Skeletal Cambisol
4	1841	A1-A2-BAw	ocrico-cambico	35 e oltre	Dystri-Skeletal Cambisol
5	2265	A-BE-Bs-BC-C	ocrico-spodico	45	Skeletal-Entic Podzol
6	2710	A-C-C'-C''	ocrico	5	Dystric Fluvisol
7	3173	A-CA-C	ocrico	5	Dystri-Leptic Regosol

L'analisi dei profili ha permesso di valutare la contaminazione della zona in esame da parte del radiocesio, ed in particolare di stimare l'impatto dell'incidente di Chernobyl nell'area considerata. I valori del rapporto $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ hanno permesso di attribuire al fallout successivo all'incidente la maggior parte della contaminazione dei primi centimetri di suolo (tab. 2).

L'attività di ^{134}Cs e ^{137}Cs , normalizzata al 1986, è stata utilizzata per calcolare il rapporto $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$, che permette di valutare l'importanza relativa della contaminazione dovuta a Chernobyl rispetto a quella precedente, dovuta ai test nucleari condotti in atmosfera.

Il rapporto calcolato è stato confrontato con il rapporto teorico della nube emessa dopo l'incidente, pari a circa 0,6: valori paragonabili indicano che la contaminazione è attribuibile prevalentemente a Chernobyl, valori minori sono indicativi della presenza di contaminazione pre-Chernobyl, tanto più importante quanto minore è il rapporto.

In accordo con la letteratura, l'analisi dei campioni ha mostrato come l'attività di ^{137}Cs diminuisca lungo il profilo pedologico. Questo decremento è giustificato sia dal fatto che l'apporto di Cs al terreno proviene esclusivamente dall'alto, per deposizione atmosferica o per risospensione e successiva deposizione di particelle al suolo, sia dal fatto che il movimento del Cs nei suoli è molto ridotto. L'affinità di questo elemento con i colloidi del suolo determina una forte immobilizzazione del cesio nel profilo e causa tempi di residenza molto lunghi negli strati più superficiali del suolo.

Confrontando gli andamenti di entrambi i radioisotopi lungo i diversi profili pedologici (fig. 1), osserviamo una sostanziale analogia, il che rafforza le ipotesi sopra esposte.

Analizzando il profilo 2, campionato a quota 790 m, osserviamo che l'andamento di ^{137}Cs lungo il profilo non è esponenziale (come sarebbe caratteristico di un suolo non disturbato), ma presenta una distribuzione quasi omogenea lungo i primi tre orizzonti; il dato è confermato dalle osservazioni pedologiche, che individuano un suolo disturbato da attività antropica.

Prendendo in considerazione tutti i profili nel loro insieme possiamo altresì affermare che:

- il radiocesio è presente soprattutto nei primi 5 cm di spessore;
- la migrazione del radiocesio lungo il profilo diminuisce all'aumentare della quota;
- i rapporti $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ risultano più bassi all'aumentare della quota di campionamento: ciò significa che nei suoli alle alte quote si rinvenivano solo labili tracce dell'evento di Chernobyl (fig. 2).

Di fronte a questi dati si possono avanzare alcune ipotesi interpretative, non necessariamente alternative fra loro:

- la nube di Chernobyl possedeva una distribuzione disomogenea di radionuclidi (minore nella sua parte più elevata);
- la nube è passata sulla valle a quote relativamente basse, risparmiando pertanto le zone più elevate;
- al momento del passaggio della nube il suolo, oltre una certa quota, era ancora coperto di neve, sulla quale si è avuta deposizione di Cs.

Riguardo all'ultima ipotesi, che riteniamo particolarmente significativa, è interessante valutare l'andamento delle temperature e lo spessore delle precipitazioni nevose (in fig. 3 quelle relative alla stazione di Gressoney-La-Trinité) nei mesi che immediatamente precedono l'evento di Chernobyl. Dall'esame del grafico si rileva che le temperature minime, alla fine di novembre, erano particolarmente basse (media delle minime dell'ultima decade: $-11\text{ }^{\circ}\text{C}$).

L'assenza di una copertura nevosa alla superficie ha verosimilmente determinato il congelamento del suolo, che con ogni probabilità ha interessato consistenti spessori, soprattutto alle quote vallive più elevate. A partire dai primi giorni di dicembre del 1985 si registrano le prime nevicate, che verso fine gennaio 1986 diventano copiose (415 cm a Gressoney), così come accade per larga parte della Val d'Aosta (Mercalli, 203). Anche in seguito le nevicate sono abbondanti, soprattutto in quota (ancora in aprile al lago Gabiet - m 2340 - si registrano 350 cm di neve fresca).

Tabella 2. Contaminazione da radiocesio nei profili pedologici esaminati

Profilo	Profondità cm	^{137}Cs		^{137}Cs 1986		^{134}Cs		^{134}Cs 1986		$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 1986	
		Bq/Kg	err.	Bq/Kg	err.	Bq/Kg	err.	Bq/Kg	err.		err.
1	0-10	77.316	0.956	110.340	1.364	0.300	0.022	53.197	0.285	0.482	0.006
	10-20	28.989	0.458	41.388	0.654	0.109	0.018	19.463	0.508	0.470	0.014
	20-30	13.161	0.376	18.791	0.537	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	30-40	13.394	0.403	19.125	0.576	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	40-50	4.600	0.544	6.569	0.777	nr	nr	nr	nr	nr	nr
2	0-5	53.955	0.751	76.967	1.071	0.201	0.021	35.526	0.387	0.462	0.008
	5-10	44.538	0.640	63.490	0.912	0.188	0.023	32.842	0.497	0.517	0.011
	10-15	34.116	0.559	48.621	0.797	0.121	0.030	21.104	1.255	0.434	0.027
	15-20	11.415	0.202	16.264	0.288	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	20-25	4.741	0.142	6.753	0.202	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	25-30	0.919	0.071	1.309	0.101	nr	nr	nr	nr	nr	nr
3	0-5	125.011	1.881	178.554	2.686	0.431	0.062	77.411	1.585	0.434	0.011
	5-10	35.851	0.537	51.238	0.769	0.139	0.017	25.566	0.394	0.499	0.011
	10-15	15.147	0.307	21.675	0.439	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	15-20	5.053	0.168	7.231	0.241	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	20-25	1.743	0.100	2.494	0.143	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	25-30	1.065	0.166	1.525	0.238	nr	nr	nr	nr	nr	nr
4	0-5	52.546	0.636	75.909	0.919	0.162	0.013	34.346	0.219	0.452	0.006
	5-10	6.447	0.195	9.311	0.281	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	10-15	1.751	0.063	2.529	0.091	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	15-20	1.137	0.088	1.643	0.126	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	20-25	0.676	0.062	0.976	0.090	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	25-30	2.162	0.110	3.123	0.159	nr	nr	nr	nr	nr	nr
5	0-5	15.740	0.248	22.548	0.355	0.049	0.011	9.267	0.426	0.411	0.020
	5-10	0.259	0.012	0.371	0.017	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	10-15	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	15-20	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	20-25	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	25-30	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
6	0-5	58.283	0.802	84.123	1.158	0.119	0.016	24.844	0.441	0.295	0.007
	5-10	2.999	0.175	4.329	0.253	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	10-15	0.816	0.097	1.177	0.140	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	15-20	0.662	0.102	0.956	0.148	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	20-25	0.211	0.003	0.304	0.004	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	25-30	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
7	0-5	29.092	0.406	41.379	0.577	0.076	0.011	12.900	0.259	0.312	0.008
	5-10	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	10-15	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr
	15-20	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr	nr

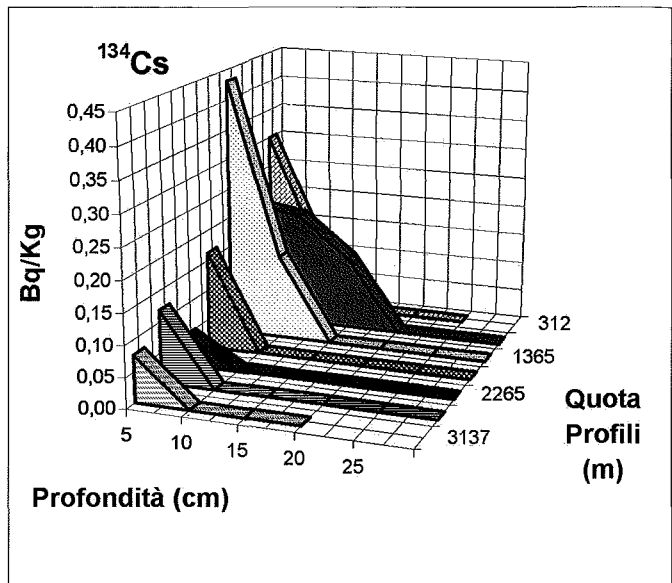
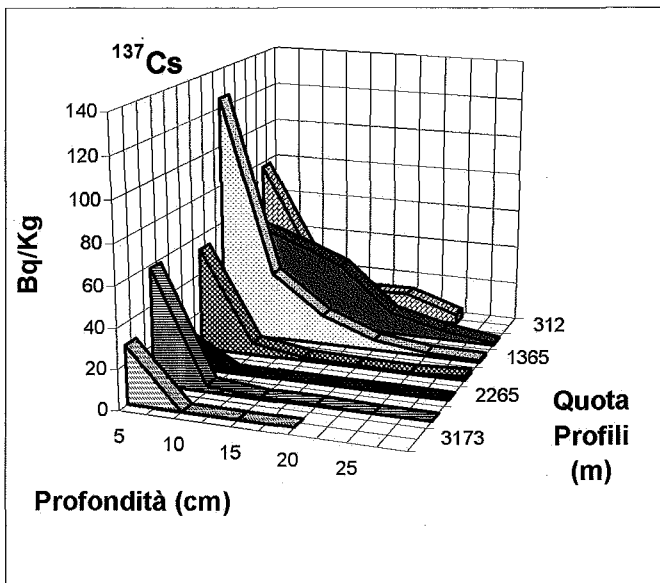


Figura 1. Andamento del ^{137}Cs e del ^{134}Cs lungo i profili alle varie quote di campionamento.

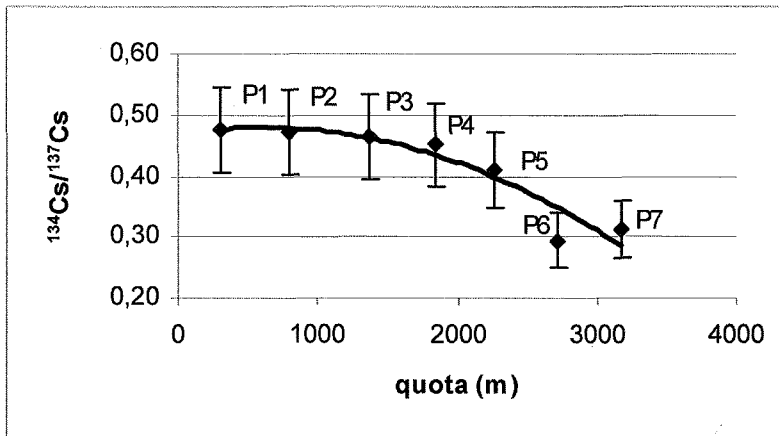
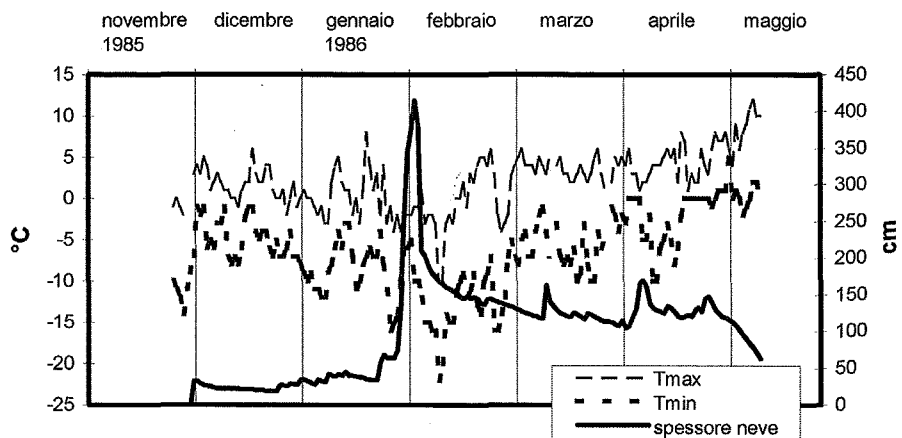


Figura 2. Andamento del rapporto isotopico $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$, riportato al 1986, relativo ai primi 5 cm di spessore (10 cm per il profilo P1) in funzione della quota

Figura 3. Temperature dell'aria e spessori della neve a Gressoney-La-Trinité (m 1631). (novembre 1985-maggio 1986)



A inizio maggio 1986, al passaggio della nube di Chernobyl, a Gressoney vi erano ancora circa 100 cm di neve al suolo, seppure in rapido scioglimento. A Gressoney d'Ejola (m 1850) l'ultima neve scomparirà dal suolo il 30 maggio.

Se dunque, in misura crescente con l'altitudine, il terreno si presentava coperto di neve al momento del passaggio della nube radioattiva, la deposizione di Cs non poteva che avvenire, in quota, sulla coltre nevosa. Al momento dello scioglimento della neve, che al di sopra dei 1800 m è avvenuto a partire dalla fine di maggio 1986, l'ac-

qua di fusione (contenente radiocesio) può avere incontrato difficoltà di infiltrazione all'interno del suolo, che in quel momento poteva presentarsi ancora ghiacciato, ed è stata in buona parte convogliata nel reticolo idrografico superficiale. A questo riguardo, va considerata anche la possibile presenza di permafrost nel profilo dei suoli di quota elevata (Guglielmin, 1977; Guglielmin et al., 2003).

Questi dati, e le ipotesi avanzate, potrebbero spiegare la minore presenza, all'aumentare della quota, di Cs dovuto alla deposizione di Chernobyl.

In conclusione, si conferma che il rapporto radioisotopico $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ è un efficace mezzo di indagine per stabilire la tipologia, l'entità e le dinamiche di questo tipo di contaminazione radioattiva.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano Catia Nocenti per il fondamentale contributo fornito per l'analisi delle misure di radioattività e Oliviero Cremonesi per la preziosa assistenza nell'utilizzo ed ottimizzazione della simulazione Monte Carlo per il calcolo dell'efficienza dei rivelatori.

Gli autori inoltre ringraziano la Società Meteorologica Italiana per i dati termopluviometrici cortesemente messi a disposizione.

Bibliografia

- ASTORI E., BIANCHI D., CAMMARATA E., GASTALDO S., MARZOLLA N., RABBIA G., VESCOVI A., PRIANO L., 1999. "Surface contamination of radiocaesium measured and calculated in South Piemonte, Alessandria, Italy". *Journal of Environmental Radioactivity*, 45: 29-38.
- AVERY S.V., 1996. "Caesium accumulation by microorganism: uptake, mechanisms, competition, compartmentalization and toxicity". *Journal of Industrial Microbiology*, 14: 76-84.
- BARISIC D., VERTACKNIC A., LULIC S., 1999. "Cesium contamination and vertical distribution in undisturbed soils of Croatia". *Journal of Environmental Radioactivity*, 46: 361-74.
- DUBOIS G., DE CORT M., 2001. "Mapping ^{137}Cs deposition: data validation methods and data interpretation". *Journal of Environmental Radioactivity*, 53: 271-289.
- EISENBUD M., GESELL T., 1997. *Environmental Radioactivity*. Academic Press, San Diego (USA).
- FAO, ISRIC, ISSS, 1998. *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Report 84. FAO, Roma, 90 pp.
- FISK S., SANDERSON W.C.W., 1999. "Chernobyl derived Radiocaesium in heather honey and its dependence on deposition pattern". *Health Physics*, 77: 431-5.
- GUGLIELMIN M., 1997. *Il permafrost alpino*. Concetti, metodologia e metodi di individuazione. Quaderni di Geodinamica Alpina e Quaternaria, 101 pp.
- GUGLIELMIN M., ALDIGHIERI A., TESTA B., 2003. "PERMACLIM: a model for the distribution of mountain permafrost, based on climatic observations". *Geomorphology*, 51: 245-257.
- HULSE S.E., IBRAHIM S.A., WHICKER F.W., CHAPMAN P.L., 1999. "Comparison of ^{241}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentration on soil around Rocky Flats". *Health Physics*, 76: 275-287.
- MERCALLI L., (cur.) 2003. *Atlante climatico della Valle d'Aosta*. Società Meteorologica Subalpina, Torino, 416 pp.
- Mi.P.A.F. - Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, 2000. *Metodi di analisi chimica dei suoli*. Collana di metodi analitici per l'agricoltura. Franco Angeli Editore, Milano, 474 pp.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (1995) *Chernobyl Ten Years on*.
- SCHULLER P., LOVERGREEN C., HANDL J., 1993. " ^{137}Cs Concentration in soils, prairie plants and milk from sites in southern Chile". *Health Physics*, 64: 157-161.
- SEEL J.F., WHICKER F.W., ADRIANO D.C., 1995. "Uptake of ^{137}Cs in vegetable crops grown on a contaminated lakebed". *Health Physics*, 68: 793-799.
- SIRONI S., 2000. *Studio delle variazioni ambientali del ghiacciaio del Lys (Monte Rosa) nel XX secolo attraverso l'utilizzo di sistemi informativi*. Tesi di Laurea in Scienze Ambientali, Università di Milano Bicocca.
- TSUKADA H., SHIBATA H., SUGIYAMA H., 1998. "Transfer of Radiocaesium and stable Caesium from substrata to mushrooms in a pine forest in Rokkasho-mura, Aomori, Japan". *Journal of Environmental Radioactivity*, 29: 149-60.

PLATINO, PALLADIO, RODIO ED ELEMENTI IN TRACCE IN SUOLI E MUSCHI DELLA VALLE D'AOSTA

R.M. Cenci ¹, R. Ferrarese ², P. Trincherini ¹, D. Dabergami ¹ e M. Zublena ²

¹ Commissione Europea, Centro Comune di Ricerca di Ispra, Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità, Unità Suolo e Rifiuti T.P. 460 - 21020 Ispra (VA) - Tel: 0332-789771; Fax: 0332-780651 E-mail: roberto.cenci@jrc.it

² A.R.P.A. (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente) Valle d'Aosta

Reg. Borgnalle, 3- 11100 Aosta - Tel: 0165/278511 Fax:0165/278555 E-mail:aei@arpa.vda.it

Abstract

The potential human impact in the Valley D'Aosta Region, concerning the introduction of elements Pt, Pd and Rh in the environment, has been obtained from 40 samples of superficial soil and terrestrial mosses collected in the study area. For a large investigation of the quality of the soil, the following elements have been analysed: As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Tl, V, Zn and Al. The anthropogenic activities do not appear to have significantly increased the element concentrations of these. This environmental investigation has revealed valuable information on inorganic concentrations of elements in soil and mosses. The concentrations obtained are a base line for future investigations, and will permit the determination of trends in trace element depositions.

Riassunto

Il potenziale impatto antropico, a seguito dell'immissione di contaminanti inorganici persistenti nell'ambiente, è stato valutato attraverso i risultati ottenuti dall'abbinamento e dall'analisi di 40 campioni (suoli superficiali e muschi) raccolti sul territorio della Regione Valle D'Aosta. Lo studio è stato realizzato dall'A.R.P.A. (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente) Valle d'Aosta in collaborazione con l'Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità del Centro Comune di Ricerca di Ispra (VA). I campionamenti sono stati effettuati nel periodo luglio-agosto 2001 in 20 siti distribuiti sull'intero territorio regionale.

Gli elementi presi in considerazione nell'indagine sono stati: As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Pd, Pt, Rh, Sb, Sc, Ti, Tl, V, Zn e Al. Quest'ultimo elemento è servito per identificare e discriminare l'origine delle ricadute, che è risultata essere prevalentemente influenzata dal substrato. Le attività imputabili all'uomo sembrano non influire in modo importante nell'innalzare le concentrazioni. Fanno eccezione platino e mercurio la cui origine è prevalentemente antropica in tutte le stazioni: per quest'ultimo l'origine appare imputabile ad attività che si svolgono a livello più generale. Il rateo di deposizione appare alquanto ridotto per la maggior parte degli elementi indagati, evidenziando valori simili a quelli riscontrati in aree a bassa pressione antropica. Si discostano gli elementi Co, Cr e Ni il cui rateo di deposizione è risultato sovrapponibile a quello ottenuto in aree industriali/urbane.

Questa indagine ambientale ha permesso di ottenere un quadro generale relativo alle concentrazioni di elementi inorganici in suoli e muschi: tali informazioni potranno servire come punto di riferimento per successive indagini, permettendo un monitoraggio puntuale dell'area della regione Valle D'Aosta.

Parole chiave: Muschi, suoli, elementi in tracce, metalli pesanti, platino, rateo di deposizione

Introduzione

Il suolo presenta una lenta capacità di autodepurazione per i contaminanti organici e inorganici. Il continuo flusso di metalli pesanti verso il suolo, derivante prevalentemente da attività antropiche, fa diminuire significativamente tutte le funzioni bio-chimico-fisiche riducendo la "vitalità" stessa del suolo. Tra i contaminanti inorganici devono essere considerati anche gli elementi del gruppo del platino (platino, rodio e palladio). Questi ultimi elementi hanno avuto, a partire dalla metà degli anni ottanta, un incremento di produzione a seguito del loro massivo impiego come componenti per catalizzatori nelle marmitte di autoveicoli.

Scopo dell'indagine

Il potenziale impatto antropico, a seguito dell'immissione di contaminanti persistenti inorganici nell'ambiente, è stato valutato attraverso i risultati ottenuti dall'abbinamento e dall'analisi di 40 campioni (suoli superficiali e muschi) raccolti sul territorio della Regione Valle D'Aosta. Gli elementi indagati sono stati: As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Ti, Tl, V, Zn, Pt, Pd, Rh, Fe e Al. Dallo studio di monitoraggio sono state ottenute le seguenti informazioni:

- Distribuzione spaziale della concentrazione nei muschi
- Distribuzione spaziale della concentrazione nei suoli
- Origine delle ricadute
- Rateo di deposizione.

Area di indagine

La superficie complessiva della Valle d'Aosta è di circa 3230 km²; essa confina a nord e a ovest con la Francia e la Svizzera, mentre a est e a sud con il Piemonte. Dal punto di vista morfologico, il suo territorio presenta una struttura assai regolare che si sviluppa in una serie di valli, confluenti ciascuna in una di rango superiore, a partire dai canali delle quote più elevate fino a raggiungere il fondovalle. Lo studio è stato realizzato dall'A.R.P.A Valle d'Aosta in collaborazione con l'Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità del Centro Comune di Ricerca di Ispra (VA). I campionamenti sono stati effettuati nel periodo luglio-agosto 2001 in 20 siti distribuiti sull'intero territorio regionale.

Materiali e metodi

Per tutte le procedure sono state utilizzate le metodiche pubblicate da ANPA (Agenzia Nazionale Protezione Ambiente) ora APAT (Cenci, 1999).

Sono stati raccolti i 3 cm apicali dei caulidi di muschio, corrispondenti a una crescita avvenuta in circa 3,5 anni. Per quanto riguarda i suoli, dopo asportazione della lettiera, in ciascuna stazione venivano raccolti i 5 cm superficiali nei vertici e nelle intersezioni delle diagonali di un quadrato avente lato pari a 5 metri. I 5 sottocampioni sono stati miscelati a formare un unico campione.

I campioni di suolo, essiccati alla temperatura di 40 °C, sono stati disgregati a mano in mortaio di porcellana e setacciati in setaccio di polietilene con luce pari a 2 mm. La frazione passata al setaccio è stata macinata in mulino planetario con corpo e sfere in biossido di zirconio, identica operazione di macinatura è stata eseguita per i campioni di muschio (fig. 6). Una aliquota omogenea di circa 250 mg veniva successivamente mineralizzata in ambiente acido mediante microonde. Le soluzioni sono state utilizzate per quantificare la concentrazione degli elementi mediante Plasma a Induzione abbinato alla Massa (ICP-MS). La concentrazione del mercurio totale è stata misurata su campione solido mediante Spettrometria di Assorbimento Atomico (Cenci et al., 2003).

Per il calcolo del Rateo di Deposizione è stata utilizzata la seguente formula proposta da Rühling (1994).

$$R.D. = \frac{C_{EL}}{(F.E.) \times (T_a) \times (F_R)}$$

C_{EL} = Concentrazione dell'elemento nel muschio (mg/kg)

F.E. = Fattore di efficienza per l'elemento

T_a = Periodo coperto dai caulidi (anni), nel caso in esame 3,5 anni

F_R = Fattore di Rühling = $[\log_{10}(\text{concentrazione dell'elemento nel muschio})] = [0,59 + 1,0 \log_{10}(\text{deposizione atmosferica})] \cong 4$

Il calcolo del Fattore di Arricchimento permette di identificare l'origine delle deposizioni, discriminando tra antropica e naturale. Tale informazione è stata ottenuta "normalizzando" i valori di concentrazione degli elementi indagati nei suoli e nei muschi con l'elemento conservativo alluminio. E' stata utilizzata la seguente formula (Puckett and Finegan, 1980; Olmez et al., 1985).

$$F.A. = \frac{[El]_{\text{muschio}} / [Al]_{\text{muschio}}}{[El]_{\text{suolo}} / [Al]_{\text{suolo}}}$$

[El] = Concentrazione dell'elemento desiderato

[Al] = Concentrazione dell'alluminio

Quando 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 in eguale misura.

Analisi statistica

Per valutare le possibili correlazioni tra il contenuto degli elementi e il grado di contaminazione delle rispettive aree, è stata applicata l'Analisi delle Componenti Principali (PCA) (Aceto et al., 2003). Per tutti gli elementi, si è utilizzato il valore medio di concentrazione, ottenuto dall'analisi dei muschi raccolti nelle 20 stazioni di campionamento. La figura 1, illustra la combinazione delle due principali componenti, e rappresenta circa la metà (49,8%)

della varianza totale. In ciascuna figura (1 e 2) viene riportata la numerazione da 1 a 20 delle rispettive stazioni e i simboli degli elementi considerati. Nel dettaglio si osserva come le stazioni 9 e 12 siano interessate dalle più elevate concentrazioni di Al, Sc, Fe, Co, Cr, Ni e Cu, mentre per le stazioni 2, 15, 18 e 13 si osservano i valori più ridotti di concentrazione per gli stessi elementi, ma più elevati per il solo Bi.

Le stazioni 7 e 8 hanno elevate concentrazioni in As e Mn, ma ridotte per gli elementi Sb, Pb e Cd. La stazione 16, posta nel quadrante superiore, ha caratteristiche opposte alle due stazioni menzionate.

Per quanto riguarda le restanti stazioni, comprese all'interno dei campi delimitati dai valori +2 e -2, si assume che i valori di concentrazione non siano particolarmente discordanti tra loro, evidenziando per gli elementi indagati un situazione alquanto omogenea.

La PCA applicata ai suoli (fig. 2), ha permesso di spiegare il 61.3% dell'informazione totale. Lungo la PC1, con 35.4% di varianza, le stazioni 12, 3, 11, 1, 16 e 14 presentano le concentrazioni più elevate per gli elementi Mn, Fe, Sc, V, Co, Cr, Al e Ni. La stazione 19 è caratterizzata da elevati valori di Tl, Sb e Bi. Considerando la seconda componente (PC2), si osserva che le stazioni 4, 7, 5, 6 e 13 sono maggiormente ricche di Zn, Cd e Cu e povere per gli altri elementi. La stazione 16 si contraddistingue per le elevate concentrazioni di Mo, Sb, Tl e Bi e basse per Zn, Cu e Cd.

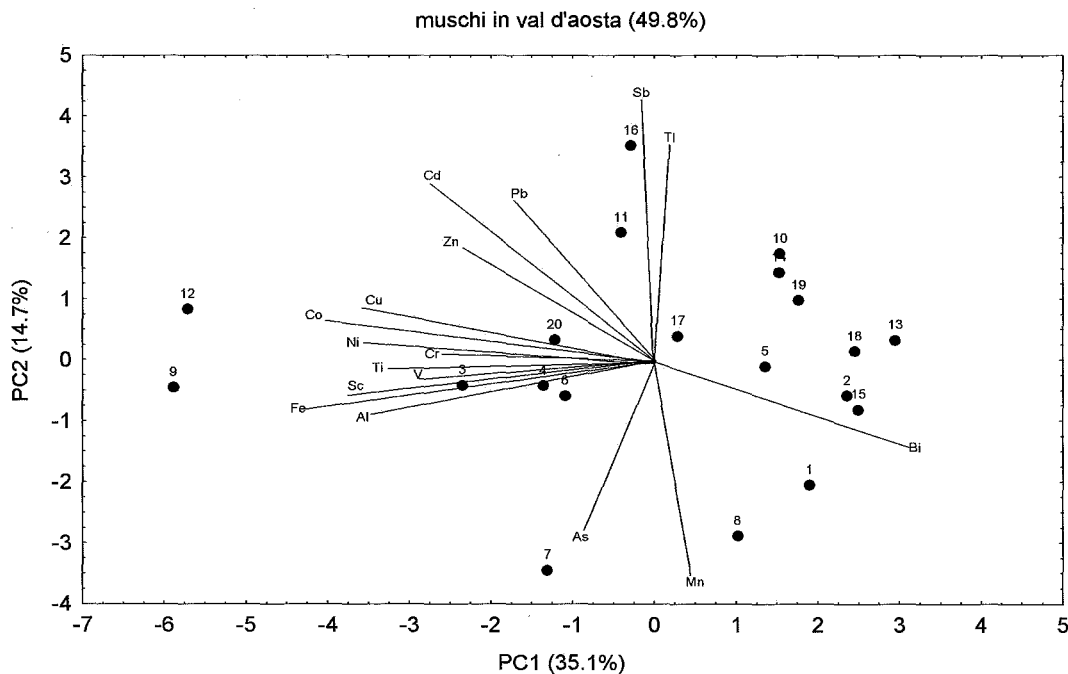


Figura 1. Combinazione grafica di PC1 verso PC2, muschi Valle D'Aosta

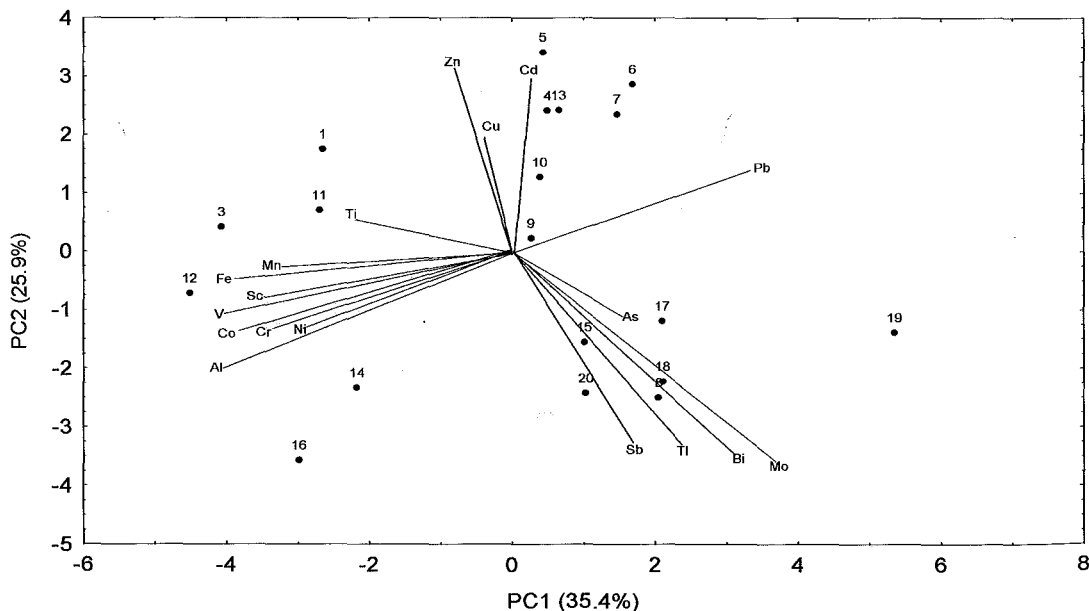


Figura 2. Combinazione grafica di PC1 verso PC2, suoli Valle D'Aosta

Risultati

I valori della concentrazione media e mediana, minimo e massimo per ciascun elemento sono riportati in tabella 1. La distribuzione spaziale della concentrazione, nei suoli e nei muschi, è risultata alquanto monotona (figg. 3, 4 e 5), fatta eccezione per alcuni elementi in un numero ristretto di aree come evidenziato dall'Analisi delle Componenti Principali. Le concentrazioni nei suoli, degli elementi del gruppo del platino (Pt, Rh e Pd), sono state rispettivamente pari a 0.9; 1.5 e 212 ng/g, mentre nei muschi 27; 1.3 e 406 ng/g. Tali valori evidenziano un modesto impatto sull'ambiente attribuibile alle attività antropiche, i valori di concentrazione sono inferiori a quanto riscontrato in aree ad elevato traffico veicolare (Cenci et al., 2001).

Il rateo di deposizione (tab. 1) appare alquanto ridotto per la maggior parte degli elementi indagati, evidenziando valori simili a quelli riscontrati in aree a bassa pressione antropica. Fanno eccezione gli elementi Co, Cr e Ni i cui ratei di deposizione sono risultati rispettivamente pari a 4.4; 26 e 39 g/ettaro anno, tali valori sono presenti in aree a vocazione industriale/urbana (Cenci et al., 2003; Mantovi et al., 2003).

In generale le attività imputabili all'uomo sembrano influire in modo irrilevante nell'innalzare le concentrazioni degli elementi considerati. L'origine degli elementi appare prevalentemente crostale come raffigurato nella tabella 2. In particolare per elementi quali Mo, Pb e Tl, solo in un numero limitato di aree, l'origine è imputabile alle attività dell'uomo. Tali attività, sull'intera area indagata, sembrano avere un ruolo importante per Pt e Hg. Per quest'ultimo elemento le influenze dovute a fattori antropici possono risultare non locali, ma provenire da attività che vengono svolte in aree lontane.

Tabella 1. Valori di concentrazione degli elementi ricercati nei muschi e corrispettivi ratei di deposizione

Elementi	media	mediana	val. max.	val. min.	rateo di deposizione
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	g/ha anno
Cr	36	22	174	8	26
Ni	31	16	176	6	39
Cu	17	14	41	6	21
Zn	99	94	145	72	154
Cd	0.4	0.4	1.0	0.3	0.5
Pb	19	16	51	8	17
Al	5450	5070	9650	2500	el. conservativo
Sc	2.0	1.9	3.8	0.7	1.6
Ti	315	210	1410	58	33
V	10	8.9	26	3	11
Mn	243	220	527	69	347
Fe	4080	3660	8980	1680	non valutato
Co	4.1	2.6	13.2	1.3	4.4
As	1.9	1.4	6.6	0.54	5.6
Mo	1.2	1.1	3.2	0.11	6.1
Sb	0.15	0.14	0.39	0.01	0.2
Tl	0.05	0.04	0.14	0.01	0.08
Hg	0.08	0.07	0.160	0.05	0.12
Bi	0.08	0.09	0.16	0.01	0.1
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	
Rh	1.3	0.9	3.2	0.80	0.002
Pt	27	20	50	4.60	0.04
Pd	406	334	646	142	0.6

Tabella 2. Fattori di Arricchimento (F.A.) ottenuti attraverso i muschi e i suoli raccolti sul territorio della Regione Valle D'Aosta (in grassetto sono riportati i valori >15)

Sta	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Sc	Ti	V	Hg	Mn	Co	As	Mo	Sb	Tl	Bi	Rh	Pt	Pd
1	0	1	1	7	3	10	3	0	1	21	7	1	31	18	3	14	1			
2	1	1	1	6	4	19	3	0	1	59	7	1	9	38	14	17	2			
3	1	1	3	3	3	10	2	0	1	24	2	1	3	33	1	3	8			
4	4	3	7	1	2	3	2	0	1	10	2	2	2	10	1	1	1			
5	7	4	1	4	2	6	4	0	2	57	2	3	1	5	1	1	0			
6	2	1	1	2	1	2	2	1	2	12	2	1	1	5	1	0	1			
7	1	1	0	1	1	2	2	0	1	4	2	1	1	5	1	11	3	4	48	6
8	3	3	4	5	4	7	2	1	2	127	9	2	0	4	2	1	2	9	151	21
9	9	18	4	3	4	2	2	0	2	8	2	5	1	3	2	1	2	6	306	12
10	4	6	179	11	6	8	2	0	1	53	6	13	3	13	26	1	188			
11	1	2	7	5	7	46	2	0	2	21	3	2	5	32	8	57	121			
12	2	3	6	7	12	10	2	3	2	8	2	3	2	110	7	18	10	7	62	5
13	2	2	3	4	4	5	2	0	1	24	2	1	2	32	3	3	13			
14	1	1	4	16	8	19	2	0	2	38	3	1	5	41	8	1	3			
15	5	6	7	15	7	9	3	0	2	41	8	2	6	14	3	1	1			
16	0	0	9	13	14	22	3	1	1	28	2	0	3	1	5	2	3	4	442	24
17	2	3	8	5	3	6	4	0	2	13	3	27	4	8	2	2	2			
18	9	9	7	12	8	5	4	1	2	23	10	2	1	10	3	2	4			
19	3	3	9	6	2	2	2	0	2	10	2	2	1	2	1	1	0			
20	2	2	3	7	2	4	2	1	2	13	1	1	2	5	4	1	1			

Muschi

As (mg/kg m.s.)

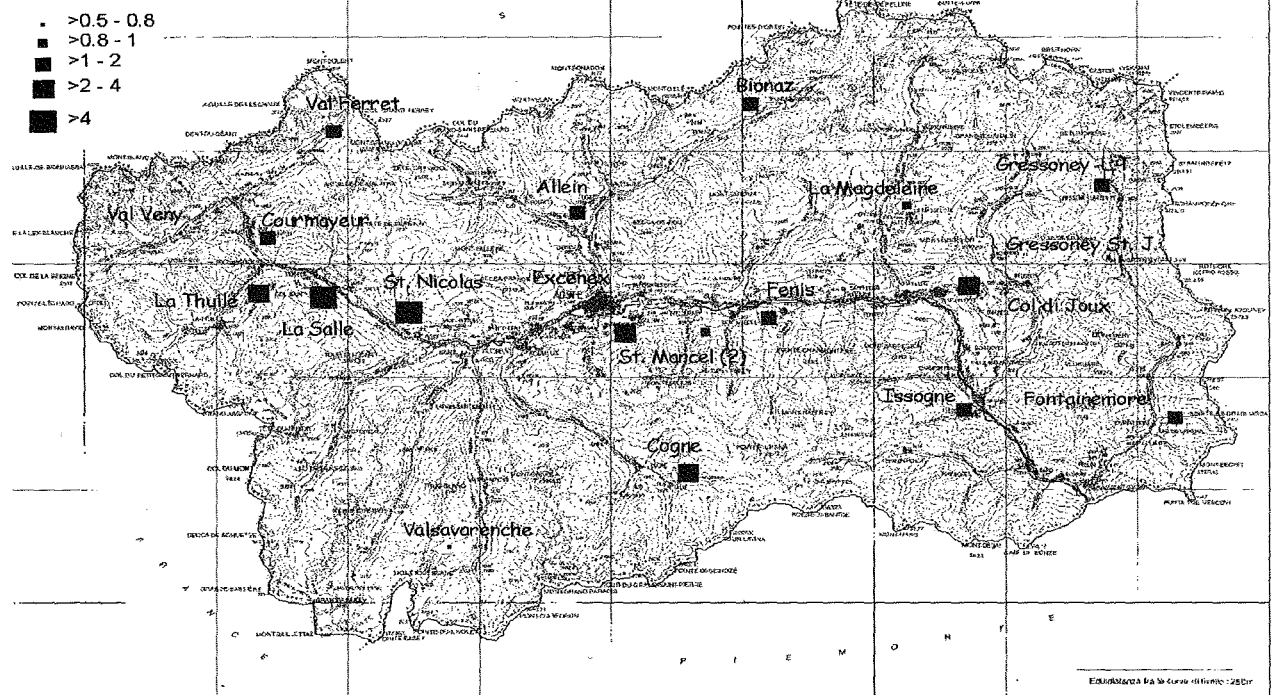


Figura 3. Distribuzione spaziale della concentrazione di As nei muschi

Muschi

Pb (mg/kg m.s.)

- >5 - 10
- >10 - 15
- >15 - 20
- >20 - 40
- >40

- = muschi
- = suolo

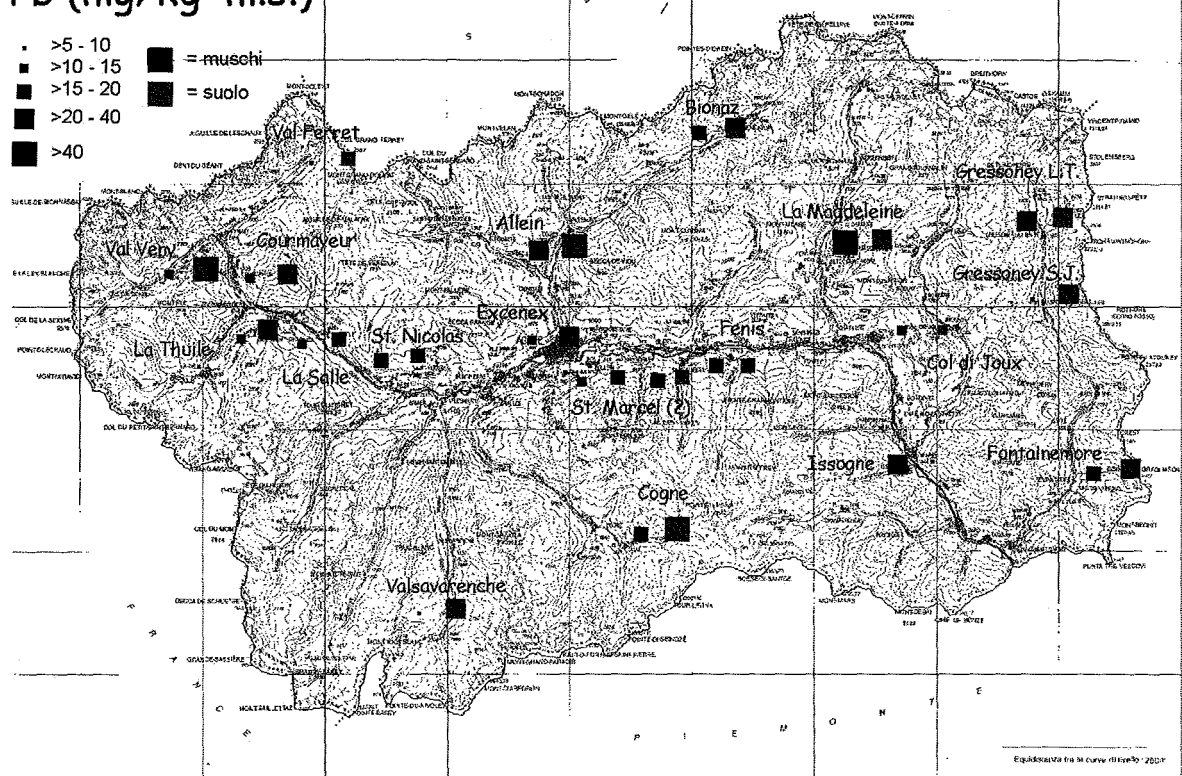


Figura 4. Distribuzione spaziale della concentrazione di Pb nei muschi e nei suoli

Muschi

V (mg/kg m.s.)

- >3 - 5
- >5 - 8
- >8 - 10
- >10 - 20
- >20

- = muschi
- = suolo

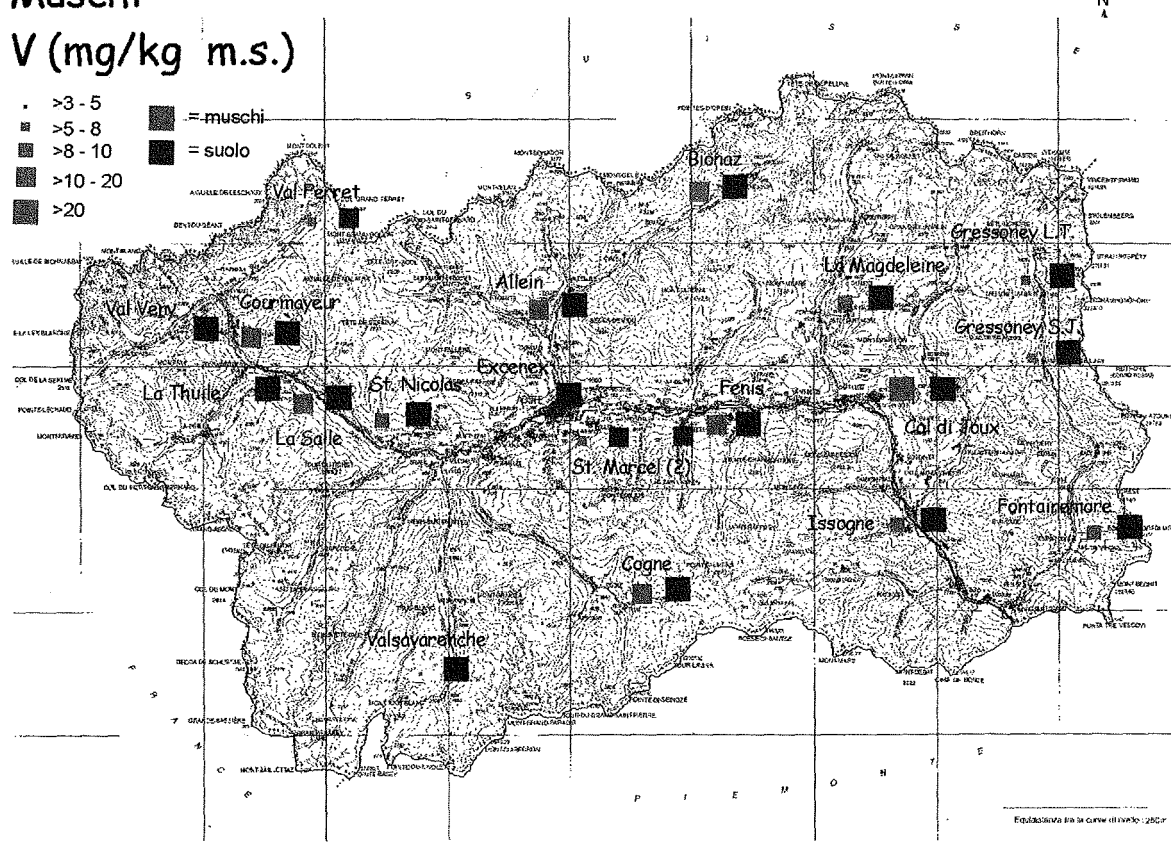


Figura 5. Distribuzione spaziale della concentrazione di V nei muschi e nei suoli



Figura 6. Contenitore in ossido di zirconio per la fase di macinatura dei muschi

Conclusioni

Questa indagine ambientale ha permesso di ottenere un quadro generale relativo alle concentrazioni di contaminanti persistenti inorganici in suoli e muschi.

La distribuzione spaziale degli elementi è risultata alquanto monotona, evidenziando l'assenza di importanti fonti contaminanti. L'entità delle ricadute rispecchia un ambiente a ridotta antropizzazione, con una buona "qualità" ambientale. Quanto detto è confermato dall'origine degli elementi indagati che è imputabile prevalentemente al substrato. Occorre comunque segnalare gli elevati valori di deposizione riscontrati nei muschi per gli elementi Co, Cr e Ni dovuti ad attività interne all'area indagata o provenienti da fonti "lontane". Per Hg, Pt, Mo e Tl l'origine delle ricadute è risultata mista, antropica e derivante dal substrato. Tra questi il Hg è il solo elemento presente quasi totalmente nell'atmosfera, quindi ubiquitario su tutto il pianeta; le fonti interne all'area indagata potrebbero influire nell'aumentare la concentrazione solo in ridotte aree.

Le informazioni ottenute in questa prima indagine potranno servire come punto di riferimento per successive ricerche, permettendo un monitoraggio puntuale dell'area della regione Valle D'Aosta.

Bibliografia

- ALBERTI F., ABOLLINO O., CONCA R., MALANDRINO M., MENTASTI E., SARZANINI C., 2003. The use of mosses as environmental metal pollution indicators. *Chemosphere*. 50: 333-342 pp.
- ALBERTI F., 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.
- ALBERTI F., ALEFFI M., LEVA F., TRINCHERINI P., CORACE C., DI NICOLANTONIO S., ALLEGRI 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 pp.
- ALBERTI F., BEONE G.M., DABERGAMI D., NAPPI P., BARBERIS R., BESOZZI A., MUSMECI L., 2003. Utilizzo di muschi e suoli per valutare le deposizioni atmosferiche di elementi in tracce nella regione Piemonte. *Biologi Italiani*. XXXIII 1, 61-72 pp.
- ALBERTI F., BARBIERE M., BIDOGLIO G., BO F., CORACE C., COCCEO V., CONTINI S., DABERGAMI D., D'ALBERTI F., D'ALESSANDRO M., DE SAEGER E., DI NICOLANTONIO S., LEITA L., LOCORO G., LEVA F., MONDINI C., PARACCHINI B., SENA F., SKEJO-ANDRESEN H., STELLA S., TRINCHERINI P., UMLAUF G., 2003. Monitoraggio ambientale antecedente l'entrata in funzione di un termodistruttore. (CD). EUR 20674 IT.
- ALBERTI F., CENCI R.M., PICCININI S., 2003. La rilevanza delle fonti extra-agricole ed agricole di metalli pesanti per suoli italiani. *RS Rifiuti Solidi*. XVII 1, 33-41 pp.
- ALBERTI F., GULOVALI M. C., GORDON G. E., 1985. Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ*. 19: 1663 pp.
- ALBERTI F., KETT K.J., FINEGAN E.J., 1980. An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories. Canada. *Can. J. Bot*. 58: 2073-2089 pp.
- ALBERTI F., 1994. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe. *Nord*, 58 pp.

INDICATORI E INDICI AMBIENTALI RELATIVI ALLA MATRICE SUOLO: L'ESPERIENZA DEL CENTRO TEMATICO NAZIONALE TERRITORIO E SUOLO

G. Fabietti, T. Niccoli, M. CuvIELLO, R. Barberis

ARPA Piemonte - Area Ricerca e Studi - Torino

Abstract

The main activities of National Topic Centre on Terrestrial Environment (CTN TES) are: the choice of useful indices and indicators to describe the soil matrix, the development of guidelines for the construction of these indices and indicators, the census of the sources of necessary data for the formulation of indicators and indices and the acquisition of the available data, the validation and integration of these data. To face the approach to such a complex matrix like soil, four different themes were defined to represent four particular soil aspects, broadly correlated: soil quality, physical and biological degradation, local and diffuse contamination, land use. The indicators are organized in the four different themes applying the DPSIR framework.

The most relevant indicators chosen and constructed by CTN TES were published in APAT publication "Annuario 2002 dei dati ambientali".

Key words: Indicators, soil quality, soil degradation, soil contamination

Riassunto

Tra le attività del Centro Tematico Nazionale Territorio e Suolo (CTN TES) vi sono quelle correlate all'individuazione di indicatori e indici utili a descrivere la matrice suolo, le linee guida per la loro costruzione, il censimento delle sorgenti dei dati necessari per il popolamento, la qualificazione e l'integrazione di questi dati. L'approccio ad una matrice così complessa avviene attraverso quattro diverse tematiche ampiamente correlate tra loro, quali la Qualità del suolo, la Degradazione fisica e biologica, la Contaminazione del suolo e l'Uso del territorio. All'interno delle quattro tematiche gli indicatori sono organizzati secondo lo schema DPSIR (Driving, Pressure, State, Impact, Response).

Il CTN TES ha scelto e popolato diversi indicatori, i principali dei quali sono stati pubblicati sull'Annuario 2002 dei dati ambientali dell'APAT.

Parole chiave: Indicatori, qualità del suolo, degradazione del suolo, contaminazione del suolo

Introduzione

Il suolo costituisce l'interfaccia tra la vita (biosfera), la terra (geosfera), l'aria (atmosfera) e l'acqua (idrosfera) e il suo ruolo multifunzionale, 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, è essenziale per la vita su questo pianeta. Il suolo assolve una moltitudine di compiti ambientali, economici, sociali e culturali, ma vi è spesso competizione tra i diversi possibili usi e tale competizione è tanto più elevata quanto maggiore è la concentrazione di diverse attività in spazi ristretti.

Il recente documento della Commissione Europea sulla protezione del suolo - COM (2002)179 - evidenzia i maggiori problemi che interessano i suoli europei, simili, pur nella particolarità e nella grande eterogeneità del nostro territorio, a quelli italiani: 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.

Il documento europeo pone con forza la necessità di creare una rete di monitoraggio del suolo che sia in grado di fornire dati certi e confrontabili; questa condizione è indispensabile anche per poter costruire e aggiornare gli indicatori che descrivono la qualità dei suoli, il loro stato di contaminazione e di degradazione, l'uso del territorio.

L'utilizzo di indicatori in tutte le tematiche ambientali è ormai una pratica in via di consolidazione, grazie alle numerose iniziative internazionali (OECD, FAO, UNEP), europee (Eurostat, Agenzia Ambientale Europea) e nazionali (Ministero dell'Ambiente, APAT).

In particolare, nel settore ambientale è sempre più utilizzato lo schema DPSIR (Determinanti, Pressioni, Stato, Impatto e Risposte) che permette di rappresentare sinteticamente le conoscenze ambientali su di una determinata matrice attraverso un numero limitato di indicatori, collegati tra di loro tramite il citato schema DPSIR e facilmente leggibili sia da parte del mondo scientifico, sia da parte dei decisori politici.

Il lavoro di valutazione e selezione degli indicatori potenzialmente utilizzabili per rappresentare la qualità dei suoli, i processi di degradazione e contaminazione e l'uso del territorio è iniziato, nel sistema agenziale, alcuni anni fa, con l'avvio del progetto sui Centri Tematici Nazionali (CTN) da parte dell'Agenzia Nazionale per la Protezione Ambientale (ANPA), ora diventata Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT).

In particolare, il CTN Suolo e Siti Contaminati (CTN SSC), ora diventato CTN Territorio e Suolo (CTN TES), ha prodotto diversi documenti (ANPA 2001-1, ANPA 2001-2, APAT 2002-1, APAT 2002-2) sugli indicatori utilizzabili per il suolo, tenendo presente che, in carenza di una apposita rete di monitoraggio ambientale dei suoli, è possibile costruire solo una parte degli indicatori che sarebbero utili per descrivere compiutamente questo tema.

Materiali e metodi

Il lavoro del CTN SSC, e successivamente del CTN TES, ha permesso di costruire numerosi indicatori suddivisi su diversi temi: qualità dei suoli, degradazione fisica e biologica dei suoli, contaminazione dei suoli da fonti diffuse e da fonti puntuali, uso del territorio. Per evidenti ragioni di spazio, gli indicatori scelti vengono qui descritti in modo molto sintetico, rimandando per i dettagli ai siti WEB www.sinanet.apat.it e www.arpa.piemonte.it.

Le metodologie di lavoro utilizzate nella individuazione degli indicatori sono quelle comunemente definite dal sistema di coordinamento dei CTN, facente capo all'APAT, e si ispirano chiaramente ai lavori internazionali condotti dall'Agenzia Europea per l'Ambiente, da Eurostat, dall'OCSE e da altre istituzioni e organizzazioni (EEA 2001, EUROSTAT 2001, OECD 2000, FAO 2002).

La definizione di indicatori ed indici che siano in grado di rappresentare una determinata matrice ambientale, sia nell'ambito di processi di valutazione della matrice stessa, sia come reporting dello stato dell'ambiente, avviene attraverso l'utilizzo dello schema, ormai ben noto, siglato DPSIR, cioè Driving forces, Pressure, State, Impact e Response. Nell'ambito del vasto elenco di indicatori individuati (Nappi 2000), sono stati scelti quelli prioritari, sulla base di alcuni criteri fondamentali, definiti in accordo con APAT, quali quelli sotto riportati.

Gli indicatori e gli indici sono da considerare sicuramente prioritari se rispondono ad una domanda derivante da:

- normative o documenti programmatici di rilevanza europea (Direttive CE, elenchi EU/EEA/EIONET, settori prioritari 6° programma d'azione CE, elenchi ETC/EEA,...);
- normative o documenti programmatici di rilevanza nazionale (leggi e norme nazionali, relazione nazionale sullo stato dell'ambiente, programmi nazionali di monitoraggio...).

Tra gli altri indicatori e indici, non compresi nel punto precedente, sono da considerare prioritari quelli che rispondono ai seguenti criteri:

- l'uso potenziale della risorsa di informazioni, cioè la scelta di dati, indicatori ed indici che rappresentino settori e temi di rilevante importanza tematica e settoriale; ad esempio indicatori ed indici proposti ed utilizzati in diversi rapporti regionali sullo stato dell'ambiente oppure dati normalmente utilizzati nella rappresentazione di un determinato tema;
- la possibilità concreta di ottenere le metainformazioni, cioè la certezza dell'esistenza dei dati oppure della loro reperibilità entro tempi brevi (1-2 anni); una forte carenza nella copertura geografica è da considerare un fattore penalizzante;
- la qualità delle metainformazioni; le informazioni sono tanto più valide quanto più rispondono a procedure standardizzate di raccolta e di elaborazione; sono sicuramente da preferire le metainformazioni raccolte in risposta a periodici monitoraggi rispetto a quelle derivanti da campagne ad hoc;
- il costo di produzione delle metainformazioni; devono essere scelti quei dati, indicatori ed indici per i quali l'inserimento nel CDS non crea dei costi aggiuntivi troppo elevati; se poi si tratta di dati non derivanti da monitoraggi già normalmente effettuati, deve essere valutato anche il costo di produzione dei dati;
- l'esistenza di procedure di aggiornamento e di manutenzione delle metainformazioni
- facilità di aggiornamento periodico delle informazioni;
- rappresentatività di temi di rilevanza nazionale e attinenza a criteri di massima protezione ambientale;
- sufficiente sensibilità a piccoli cambiamenti ambientali sociali ed economici.

Risultati e discussione

Qualità dei suoli

La complessità dei suoli e la loro variabilità spaziale fa sì che solo attraverso la comprensione dei fenomeni che hanno dato origine al suolo stesso si possa fornire un'informazione attendibile sulla qualità ambientale dei suoli. Ciò richiede l'ausilio di un sistema di descrizione e rappresentazione semplificato, ma pur sempre strutturato su più livelli e su approssimazioni successive; ogni altra semplificazione che attribuisca a un'area il valore relativo a un punto, rappresenta una forzatura che necessariamente può indurre all'errore. Per tale motivo, nella costruzione degli indicatori ambientali sulla qualità dei suoli, è opportuno ricorrere all'esperienza maturata in ambito pedologico, dove sono stati sviluppati strumenti e metodiche idonei a rappresentare le caratteristiche dei suoli nella loro variabilità.

Molti di quelli identificati sono indicatori di stato e rappresentano le principali caratteristiche chimiche e fisiche del suolo: profondità, contenuto in scheletro, pH, sostanza organica, capacità di scambio cationica, tessitura, fosforo e potassio scambiabile. La maggior parte dei dati disponibili è stata raccolta, nelle varie regioni, nell'ambito di indagini pedologiche e non per il monitoraggio della qualità ambientale dei suoli. Onde evitare di arrivare a conclusioni errate, i gestori dei dati pedologici ritengono poco corretto il loro utilizzo per altri scopi che non siano quelli per cui sono stati raccolti. Sugeriscono, quindi, l'utilizzo non dei dati elementari, ma di dati rielaborati a partire da questi. Per questo motivo, considerata la disomogeneità dei dati e il gran numero di gestori degli stessi, allo stato attuale non è possibile rappresentare su scala nazionale gli indicatori basati su dati pedologici.

Un altro gruppo di indicatori descrive il livello di presenza di alcuni elementi chimici che possono contaminare il suolo e, attraverso di esso, le acque. Questi elementi possono accumularsi nel suolo anche a seguito delle pratiche agricole di concimazione e difesa antiparassitaria, ovvero possono derivare da altre attività antropiche.

In attesa dunque di poter disporre di dati pedologici utilizzabili a scala nazionale, l'APAT ha dato priorità ai due indicatori riportati in tabella 1, relativi al contenuto di metalli pesanti e al bilancio di nutrienti (azoto e fosforo) ed utilizzati anche a livello europeo.

Tabella 1. Quadro delle caratteristiche degli indicatori per la qualità dei suoli

Nome Indicatore	Finalità	DPSIR	Riferimenti Normativi
Contenuto in metalli pesanti totali nei suoli agrari	Descrivere la presenza di metalli pesanti nel suolo dovuta alle caratteristiche dei materiali originari o a sostanze usate per la difesa antiparassitaria o per la fertilizzazione	S	D. lgs. 99/92 DPR 915/82 D. lgs. 22/97 DM Ambiente 27/03/98 DM Ambiente 471/99
Bilancio di nutrienti nel suolo (Input/Output di nutrienti)	Definire la situazione di <i>deficit</i> o di <i>surplus</i> di nutrienti per unità di superficie coltivata	S	D. lgs. 152/99 DM MiPAF 19/04/99 "Approvazione del Codice di Buona Pratica Agricola"

Degradazione fisica e biologica dei suoli

I principali processi di degradazione fisica e biologica del suolo sono generalmente riconducibili a: erosione, salinizzazione, sodicizzazione, compattamento, formazione di croste superficiali e di strati compatti lungo il profilo, perdita di sostanza organica, deterioramento della struttura.

I due terzi dei suoli del nostro Paese presentano preoccupanti problemi di degradazione a causa di una gestione territoriale non sempre corretta, soprattutto nelle aree ove più forte è stata l'attività antropica, la quale non sempre si svolge in maniera compatibile con i criteri fondamentali della conservazione del suolo. È evidente che la modernizzazione dell'agricoltura degli ultimi 30 anni, se nell'immediato ha portato a un aumento produttivo, nel lungo termine ha prodotto, in alcuni casi, tangibili fenomeni di degradazione del suolo e quindi dell'ambiente. D'altro canto anche la pianificazione "urbanistica" del territorio (aree industriali e urbane con le relative infrastrutture) raramente, in particolar modo in passato, ha tenuto conto dell'impatto ambientale prodotto, soprattutto per quanto concerne il suolo, con conseguente innesco di fenomeni di degradazione, in molti casi, molto spinta.

È quindi necessario quantificare proprio questi aspetti di degradazione del suolo e, soprattutto, è fondamentale definire quella soglia oltre la quale un processo degradativo diventa irreversibile, accelerando così i processi di dissesto e di desertificazione. A questo proposito un esempio tipico è rappresentato dall'erosione del suolo: non è pensabile praticare un'agricoltura, sia pure sostenibile, capace di annullarla completamente; è importante però conoscere il limite, per ogni determinato ambiente pedologico, entro il quale l'erosione deve essere contenuta.

Molto più difficile risulta essere la quantificazione di altri fenomeni di degrado, quali la perdita di struttura, la formazione di strati compatti lungo il profilo, il crepacciamento, la formazione di croste superficiali, le variazioni di porosità e di conducibilità idraulica satura, il rilascio di sedimenti da aree agricole. Per questi indicatori non sono al momento disponibili dati con copertura nazionale, anche se si stanno mettendo a punto diverse tecniche di valutazione che utilizzano, ad esempio, le foto aeree o i rilievi satellitari, oppure che cercano di stimare i fenomeni per via indiretta. Un esempio di applicazione di indicatore "proxi" è proprio la stima del rischio di compattazione in relazione al numero e alla potenza delle trattrici.

La capacità di un suolo di mantenere le sue molteplici funzioni è però connessa non solo alle proprietà fisiche precedentemente citate, ma anche a quelle chimiche e biologiche. Molte di queste proprietà sono una funzione del contenuto di sostanza organica, che a sua volta è la principale riserva terrestre di elementi essenziali quali carbonio (C), azoto (N), fosforo (P) e zolfo (S). L'importanza della componente biologica del suolo è frequentemente sottovalutata, per cui si rileva una grande mancanza di dati proprio sugli indicatori biologici e, di conseguenza, lo scarso uso di questa tipologia di indicatori sul suolo, contrariamente ad altre matrici ambientali quali l'acqua e l'aria.

Tra i molti indicatori teoricamente utilizzabili per rappresentare queste problematiche, i tre riportati in tabella 2 rappresentano quelli al momento costruibili, anche se con dettaglio non sempre soddisfacente. Il primo di questi indicatori è rappresentato dalla desertificazione, anche se essa è, a rigor di logica, il risultato finale dei diversi processi degradativi, molti dei quali citati in precedenza; a livello nazionale e internazionale, viene però spesso utilizzata essa stessa come indicatore sintetico, generalmente rappresentandola come aree a rischio di desertificazione.

Tabella 2. Quadro delle caratteristiche degli indicatori per la degradazione fisica e biologica dei suoli

Nome Indicatore	Finalità	DPSIR	Riferimenti Normativi
Desertificazione	Stimare il rischio di desertificazione dei suoli italiani	P	Convenzione UN CCD 1994 L 170/97 D. lgs. 152/1999 CE-COM (2002)179
Rischio di compattazione del suolo in relazione al numero e potenza delle trattrici	Stimare il rischio di compattamento del suolo dovuto al passaggio di macchine pesanti sul suolo agrario	P	5EAP: cap. 5 (risorse naturali) Agenda 21: cap. 7 (domanda di uso del territorio) 6EAP, CE-COM (2002)179
Erosione idrica del suolo	Stimare il rischio di erosione del suolo dovuta all'azione superficiale dell'acqua in sistemi agricoli complessi (bacini)	I	5EAP: cap. 5 (risorse naturali) Agenda 21: cap. 7 (domanda di uso del territorio) 6EAP, CE-COM (2002)179

Contaminazione dei suoli (da fonti diffuse, da fonti puntuali e siti contaminati)

La Comunicazione della CE - COM(2002)179 - 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 valutarne 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 contaminazione locale o puntiforme, identificabile con il ben noto problema dei siti inquinati da bonificare, e contaminazione diffusa, associando quest'ultimo fenomeno "alla deposizione atmosferica, a determinate pratiche agricole e ad inadeguate operazioni di riciclo dei rifiuti e trattamento delle acque reflue".

Gli indicatori che possono rappresentare i due sottotemi della contaminazione da fonti diffuse e della contaminazione puntuale sono molto numerosi; tali indicatori devono individuare in termini qualitativi e quantitativi i livelli di incidenza dei fenomeni antropici che interagiscono col suolo in modo tale da quantificarne l'impatto e la sostenibilità nel tempo. Perciò, a livello di contaminazione diffusa, in tabella 3 vengono riportati soprattutto indicatori che cercano di misurare l'intensità delle attività agricole e dell'uso dei mezzi di produzione agricola, valutando nel contempo le risposte già date dal sistema.

Tabella 3. Quadro delle caratteristiche degli indicatori per le contaminazione suoli da fonti diffuse e da fonti puntuali

Nome Indicatore	Finalità	DPSIR	Riferimenti Normativi
Vendita di fertilizzanti minerali (N, P, K)	Fornire la variazione nel tempo dei quantitativi degli elementi fertilizzanti N, P, K, utilizzati in agricoltura da dati di fertilizzanti immessi sul mercato o applicati al suolo	P	L 748/84 e succ. mod. e integr. e Direttiva "Nitrati" 91/676/CEE e D.lgs. 152/99 DM MiPAF 19/04/99 "Approvazione del Codice di Buona Pratica Agricola" CE - COM (2002) 179
Vendita di prodotti fitosanitari (erbicidi, fungicidi, insetticidi)	Fornire una valutazione indiretta sul grado di contaminazione del suolo e la tendenza all'uso di prodotti fitosanitari in agricoltura	P	Codice comportamentale per la distribuzione e l'uso di prodotti fitosanitari: FAO (Roma 1986, modificato 11/89) DM MiPAF 19/04/99 "Approvazione del Codice di Buona Pratica Agricola" CE - COM (2002) 179 CE - COM (2002) 349
Allevamenti ed effluenti zootecnici	Valutare l'incidenza del carico di bestiame sul territorio attraverso la produzione di azoto rapportata alla SAU trattabile	P	D. lgs. 152/99 DM MiPAF 19/04/99 "Approvazione del Codice di Buona Pratica Agricola"
Siti contaminati	Fornire la situazione puntuale delle aree che necessitano sicuramente interventi di bonifica del suolo e/o delle acque superficiali e sotterranee	P	D. lgs. 22/97 (art. 17) DM Ambiente 471/99 leggi regionali
Siti contaminati di interesse nazionale	Fornire la situazione puntuale sulla bonifica dei siti di interesse nazionale	P	L 426/88, L 388/2000 DM Ambiente 468/2001 L 179/2002
Siti bonificati	Descrivere il numero e la localizzazione dei siti bonificati	R	D. lgs. 22/97 (art. 17); DM Ambiente 471/99; leggi regionali

L'inquinamento del suolo da fonti puntuali, e quindi la presenza di siti contaminati, rappresenta una compromissione della qualità del suolo tale da impedire, spesso in modo assoluto, le funzioni che il suolo stesso dovrebbe svolgere. Per questo sottotema, lasciando ad altri capitoli alcuni aspetti relativi alle determinanti e alle pressioni, vengono qui riportati alcuni indicatori costruiti con i primi dati resi disponibili dall'avvio delle Anagrafi regionali dei siti da bonificare realizzate in attuazione del DM Ambiente 471/99.

Uso del territorio

Questo tema considera, analizza e rappresenta i dati relativi al territorio e, in particolare, al suolo, ove e per quanto possibile, secondo la dimensione territoriale dei fenomeni; rientrano in questo tema tutte le problematiche correlate al land cover e al land use. Il tema prevede l'analisi della situazione e della evoluzione territoriale anche, e soprattutto, avvalendosi delle tecniche di remote sensing, cioè del telerilevamento, e cerca di rappresentarle soprattutto attraverso l'uso del Sistema di Informazione Geografica (GIS), con un'integrazione basata sul territorio e un'integrazione settoriale. Nel primo caso, si cerca di dare ai dati e alle informazioni quel contenuto spaziale che è fondamentale per trasformarli in reali strumenti di supporto alle decisioni a livello locale, regionale o nazionale; nel secondo, si usa un altro livello di aggregazione delle informazioni su settori, produttivi o di servizio, che sono ben individuati a livello di politiche settoriali, come i trasporti, l'agricoltura, l'energia, il turismo, i cambiamenti climatici, la gestione integrata delle acque, la cooperazione internazionale.

In altre parole, accanto a una visione verticale del problema, che segue i ben noti schemi MDIAR (Monitoring, Data, Information, Assessment, Response) e DPSIR (Driving, Pressure, State, Impact, Response), occorre considerare una dimensione orizzontale dell'evolversi delle risorse e dei fenomeni naturali, diversa dai confini amministrativi, quali zone urbane, aree rurali, montagne, coste, e così via, senza dimenticare le integrazioni con i settori produttivi.

L'individuazione degli indicatori per questo tema è ancora in fase iniziale, per cui quelli rappresentati in tabella 4 sono solo primi esempi di indicatori sull'uso del territorio.

Tabella 4. Quadro delle caratteristiche degli indicatori per l'uso del territorio

Nome Indicatore	Finalità	DPSIR	Riferimenti normativi
Uso del suolo	Fornire un quadro generale delle principali attività antropiche e/o economiche presenti sul territorio	S	5EAP: cap. 5 (risorse naturali), tabella 10 (protezione della natura e biodiversità) Agenda 21: cap. 7 (domanda di uso del territorio), 6EAP
Urbanizzazione e infrastrutture	Rappresentare l'occupazione del territorio da urbanizzazione e infrastrutture, che è considerata come la principale forma di perdita irreversibile di suolo	P	5EAP: cap. 5 (risorse naturali), tabella 10 (protezione della natura e biodiversità) Agenda 21: cap. 7 (domanda di uso del territorio) Direttiva 85/377/CEE 6EAP, CE-COM (2002) 179
Siti di estrazione di minerali di seconda categoria (cave)	Descrivere la diffusione di siti estrattivi e relativi impianti e ottenere informazioni sulla quantità di suolo che viene sottratta all'attività agricola; indirettamente, può quindi rappresentare un indicatore di perdita di suolo e può fornire informazioni su potenziali siti inquinati	P	RD 29/07/1927, n. 1443 DPR 14/01/1972, n.2 DPR 24/07/1977, n.616 L 752/82 DM Ambiente 23/12/1991
Siti di estrazione di minerali di prima categoria (miniere)	Quantificare le attività antropiche di "siti di estrazione di minerali di prima categoria" a elevato impatto ambientale-paesaggistico strettamente correlate al contesto geologico e geomorfologico locale	P	RD 1443/27 L 179/02 CE COM(2002)179
Siti di estrazione di risorse energetiche	Quantificare le attività antropiche di "siti di estrazione di risorse energetiche" a elevato impatto ambientale-paesaggistico strettamente correlate al contesto geologico e geomorfologico locale	P	RD 1443/27 DPR 485/94 DPR 526/94 DM Ambiente 23/12/1991

Uno sviluppo particolare a livello settoriale di indicatori di uso del territorio può riguardare l'agricoltura.

E' ben noto che le relazioni tra ambiente e agricoltura sono estremamente complesse e di duplice natura.

Da un lato, l'agricoltura subisce l'impatto negativo dell'ambiente e dei vari settori produttivi, per esempio attraverso la riduzione della superficie agricola. Dall'altro, essa viene additata come una delle principali responsabili dell'inquinamento delle acque, dell'erosione, dell'inquinamento e dell'acidificazione dei suoli, dell'aumento dell'effetto serra, della perdita di habitat, di diversità biologica, della semplificazione del paesaggio e delle condizioni di malessere degli animali allevati.

Negli ultimi tempi le relazioni tra ambiente e agricoltura sono divenute ancora più complesse a causa della comparsa di questioni di portata globale che l'agricoltura è chiamata ad affrontare nel prossimo futuro. L'incremento demografico, la trasformazione dei costumi alimentari, il progresso scientifico e tecnologico, lo sviluppo economico e commerciale avranno l'effetto di aumentare la domanda dei prodotti agricoli e di terreni e di acqua necessari per rispondere a questa domanda, anche in competizione con altre forme d'uso (industria, edilizia, trasporti, infrastrutture, ecc.).

Così, mentre in passato i principali obiettivi dell'agricoltura erano legati all'aumento della produttività delle colture, adesso è diventato prioritario lo sviluppo di un'agricoltura sostenibile, in grado di ridurre l'inquinamento e il degrado ambientale, di fornire servizi ambientali e, al tempo stesso, mantenere una buona capacità di produzione. Questa esigenza risulta rafforzata dalle accresciute preoccupazioni dei consumatori per quanto riguarda la sicurezza, l'origine e la qualità dei prodotti agricoli.

D'altra parte, occorre segnalare che proprio l'agricoltura ha un ruolo positivo e un elevato potenziale per generare processi di segno opposto, in grado di ridurre l'inquinamento e il degrado ambientale e di fornire servizi ambientali, diverse opzioni nelle strategie di mitigazione dei cambiamenti climatici, e al tempo stesso mantenere una sufficiente capacità di produzione e fornire alimenti sicuri e di qualità.

Al fine di fornire un'evidenza empirica a chi si occupa dell'elaborazione e dell'attuazione di politiche sul livello di sostenibilità raggiunta dal nostro Paese nel settore agricolo e segnalare eventuali tendenze verso forme a minore impatto, in tabella 5 viene presentata una serie di indicatori. Essi sono stati selezionati in base ad alcuni principi ritenuti in grado di consentire ai responsabili politici e alle collettività di individuare i problemi agroambientali cruciali nel nostro Paese e di comprendere, controllare e valutare la relazione tra pratiche agricole e loro effetti benefici o nocivi sull'ambiente, di valutare entro quale misura le politiche agricole rispondano all'esigenza di promuovere un'agricoltura in armonia con l'ambiente.

Tabella 5. Quadro delle caratteristiche degli indicatori per l'agricoltura

Nome Indicatore	Finalità	DPSIR	Riferimenti Normativi
Aziende e superficie agricola utilizzata	Fornire una descrizione del territorio effettivamente destinato ad attività agricole produttive	D	
Gestione dei suoli agrari	Fornire un'informazione sulle modalità di gestione dei suoli agrari	D/P	
Gestione delle risorse idriche	Fornire la ripartizione della superficie irrigata per metodi di irrigazione	D/P	D.lgs. 152/99 D.lgs. 258/00
Uso di fertilizzanti	Presentare l'intensità d'uso sulle aree agricole dei fertilizzanti chimici e organici	D/P	Direttiva 91/676/CEE
Uso di fitofarmaci	Presentare l'intensità d'uso sulle aree agricole dei fitofarmaci	D/P S	
Area con elementi di naturalità (siepi, filari, boschetti)	Fornire una misura degli elementi di naturalità	R	Direttiva <i>Habitat</i> e Uccelli Reg. CE 2080/92 e 2078/92
Superfici adibite a coltivazioni a basso impatto ambientale	Stimare l'andamento temporale e spaziale delle adesioni ai regolamenti CEE che incentivano l'agricoltura a basso impatto ambientale	R	Reg. 92/2078/CEE - 92/2080/CEE, 91/2092/CEE, 88/1094/CEE
Area convertita ad arboricoltura	Fornire una misura delle superfici di piantagioni forestali realizzate con i fondi previsti dal regolamento CE 2080/92	R	Reg. CE 2080/92 e 1257/99
Eco-efficienza in agricoltura	Fornire delle indicazioni sull'eco-efficienza del settore agricolo, cioè sulla capacità di slegare i fattori di crescita economica dall'aumento dei fattori di pressione e di impatto		6EAP ; CE - COM(2002) 179 (Protezione del suolo) CE - COM (2002) 349 (Uso sostenibile di pesticidi) CE - COM (2002) 394 (Revisione PAC)

Gran parte degli indicatori qui presentati fanno riferimento a quelli individuati dall'OCSE, dall'Agenzia Europea dell'Ambiente e da EUROSTAT per i fattori relativi all'integrazione tra Agricoltura e Ambiente.

Per il popolamento di alcuni di essi sono stati utilizzati i risultati della scheda "Ambiente e Territorio" inserita nel questionario predisposto dall'ISTAT, nell'ambito dell'Indagine sulla struttura e sulle produzioni delle aziende agricole 1998. L'individuazione dei quesiti, nonché delle specifiche per la rilevazione dei dati e la bonifica, sono il risultato d'una intensa collaborazione tra l'APAT e il servizio Agricoltura dell'ISTAT.

Sul tema dell'uso del territorio, un impulso fondamentale allo sviluppo di nuovi indicatori può avvenire proprio dalla progressiva e rapida diffusione delle tecniche di telerilevamento e, più in generale, di remote sensing. Ad esempio, il completamento del progetto Corine Land Cover 2000 (CLC2000) e il confronto con i dati del CLC1990 forniranno delle indicazioni utilissime allo sviluppo di nuovi indicatori, così come il completamento di diversi progetti europei, quali LUCAS, GMES, INSPIRE, EUROSION ed altri ancora.

Conclusioni

L'insieme degli indicatori sintetizzati nelle tabelle 1-5 e consultabili sui siti internet precedentemente citati permette di avere una discreta descrizione dell'attuale situazione ambientale dei suoli italiani. E' però necessario un deciso miglioramento nella capacità di produzione e raccolta dei dati necessari alla costruzione di questi indicatori, compresi ovviamente quelli qui non indicati proprio per carenza o scarsa affidabilità dei dati. Perché ciò avvenga, occorre che si realizzino due condizioni: l'entrata a regime della rete SINAnet, così come previsto dal piano di sviluppo approvato nel mese di novembre 2001, e l'attivazione di una rete nazionale, organizzata su base regionale, di monitoraggio ambientale dei suoli. In merito a quest'ultimo aspetto, risulterà di fondamentale importanza la capacità di concretizzare in tempi medio-brevi le indicazioni che stanno emergendo a livello europeo come attuazione della CE-COM (2002) 179, seguite con grande cura dal CTN TES.

Proprio il sistema agenziale, che rappresenta il cuore dei CTN, può essere il fattore vincente sia nell'organizzazione e gestione della rete di monitoraggio, sia nel funzionamento della rete SINAnet.

Ringraziamenti

Si ringraziano tutti i componenti del CTN SSC e del CTN TES appartenenti all'APAT (ex ANPA), alle ARPA di Piemonte, Veneto, Liguria, Toscana, Emilia Romagna, Campania, Marche, Friuli e Calabria, all'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante di Roma, all'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze, all'Istituto per la Chimica del terreno del CNR di Pisa e al Dipartimento di Chimica Analitica dell'Università di Torino.

Bibliografia

- ANPA, 2001 - 1. Atlante degli indicatori del suolo - RTI CTN_SSC 3/2001
 ANPA, 2001 - 2. Verso l'Annuario dei dati ambientali - Stato dell'Ambiente 5/2001
 ANPA, 2002. Guida tecnica su metodi di analisi per il suolo e i siti contaminati - Utilizzo di indicatori ecotossicologici e biologici" RTI CTN_SSC 2/2002
 APAT, 2002. Annuario dei dati ambientali 2002 - Stato dell'Ambiente 7/2002
 EEA, 2001. Data collection guidelines for the Kiev 2003 - Technical Report n. 66
 EUROSTAT, 2001. Towards agri-environmental indicators - Integrating statistical and administrative data with land cover information - KS-AZ-01-001-EN-I
 FAO, 2002. Handbook on the collection on data and compilation of agri-environmental indicators - A step-by-step guide
 OECD. 2000. Environmental indicators for agriculture
 NAPPI P., 2000. Rappresentare la qualità del suolo mediante indicatori e indici: l'esperienza del CTN suolo e siti contaminate - Rendiconti Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL - Memorie di Scienze Fisiche e Naturali - 118° (2000), Vol. XXIV, pp 249-274

INTERAZIONE TRA MICROMORFOLOGIA DEL TERRITORIO E CARATTERI CHIMICO FISICI DEI SUOLI COME CONTRIBUTO ALLA INTERPRETAZIONE DI DELINEAZIONI PEDOLOGICHE IN AMBIENTI RIVIERASCHI DEL PO (RO FERRARESE)

Massimo Gherardi, Samantha Lorito, Gilmo Vianello

Centro Sperimentale per lo Studio e l'Analisi del Suolo - Università di Bologna

Abstract

The pedogenesis of areas among PO river was influenced by continuous modification of the hydrologic systems and wetland drain. The consequence is the formation of different micro-ecosystem with unhomogeneous soil properties and characteristic, that causes many problems during the individuation of homogeneous pedologic units.

In order to create a more correct pedologic map, topographic and photogrammetric evaluations were compared, in GIS environment, with new and old chemical-physics soil analysis. This kind of data were store in a geo-database and used to individuate both the soil evolution during hydrologic modifications of the last century and better represent homogeneous soil units for map creations.

Riassunto

Nelle aree prospicienti il basso corso del fiume Po la formazione dei suoli è stata sin da tempi remoti fortemente condizionata dalla modificazione del sistema idrico superficiale, alla quale si è aggiunta negli ultimi secoli l'azione della bonifica. In tal modo vasti territori di pianura si sono diversificati in più micro ambienti, talora compenetrati, che rendendo difficoltosa la delimitazione di unità di paesaggio complicano di conseguenza il rilevamento pedologico.

In tale contesto è risultato efficace associare alle valutazioni topografiche, fotointerpretative e alle rilevazioni di campo, una serie di procedure integrando in ambiente Gis informazioni desunte dal database pedologico regionale e dati chimico-fisici dei suoli relativi a campagne di rilevamento avviate negli anni 1937 e 1955/61.

L'area di indagine riferita al territorio del Comune di Ro Ferrarese è caratterizzata da due sistemi di paesaggio: uno a morfologia più rilevata, a ridosso del corso del Po, con presenza di suoli sabbiosi poco evoluti derivanti da sedimenti alluvionali a tessitura grossolana (Calcaric Arenosols) ed uno a morfologia più depressa, con suoli più evoluti franco argilloso limosi derivati da sedimenti alluvionali e palustri a tessitura medio fine (Calcaric, Haplic, Gleyic Cambisols); all'interno di tali sistemi di paesaggio i suoli vengono per lo più delineati come unità cartografiche complesse

Il confronto tra dati chimico-fisici dei suoli rilevati in epoche differenti, pur tenendo conto delle diversità nei metodi di analisi, rappresenta una fonte informativa di sicuro interesse, in quanto la creazione di una banca dati pedologico-ambientale estesa ad un ampio arco temporale consente la verifica di linee evolutive dei suoli, da relazionarsi in particolare a differenti forme di gestione del territorio; allo stato attuale si può quindi ritenere valido l'utilizzo del dato storico nella revisione e nell'ampliamento delle informazioni fornite dalla cartografia pedologica esistente permettendo di individuare, all'interno di consociazioni di suoli, unità cartografiche semplici.

Parole chiave: suolo, GIS, micromorfologia, data base chimico-fisico, cartografia

Introduzione

In presente lavoro fa parte di un programma d'indagine a più ampio respiro finalizzato ad analizzare l'ambiente e le caratteristiche dei suoli che si sono sviluppati in un'area di recente bonifica, come quello delle Valli ferraresi; questo comprensorio della Pianura Padana è stato infatti oggetto negli anni '60 di un'importante opera di bonifica idraulica, consentita dall'evoluzione tecnica caratteristica di quegli anni e che assieme ai miglioramenti fondiari risollevò l'economia agricola ed il benessere delle popolazioni, anche grazie alla salubrità dell'ambiente che da tale intervento derivò.

Prima della bonifica le acque avevano una lenta possibilità naturale di deflusso e, ristagnando, provocavano improduttività agricola e malaria. I terreni, situati a quote prossime o inferiori rispetto al livello del mare, potevano essere adibiti soltanto a prato-pascolo o utilizzati per lo sfalcio di erbe palustri (Pappini, 1951). Serpieri (1957), più in generale, afferma: "Così intenso il bonificamento della terra è dunque parte integrante dell'umano incivilimento: è, come questo, progresso, sviluppo, con le sue avanzate, i suoi arresti, i suoi regressi: è insomma storia umana".

La bonifica ha quindi consentito in questa zona dell'Emilia-Romagna la coltivazione delle aree emerse, che richiedono tuttora una continua manutenzione del sistema artificiale di allontanamento delle acque attraverso il

sollevamento meccanico con idrovore ed una rete di scoline e canali. Si è così determinata una evoluzione profonda dell'uso del suolo, con il passaggio dalle coltivazioni estensive sino ad un'agricoltura intensiva supportata da un sistema di macchinari e mezzi che hanno anche portato ad una modificazione del suolo stesso.

Da qui gli obiettivi dell'indagine mirata a:

- approfondire la conoscenza dell'ecosistema utilizzando strumenti e metodologie idonei ad uno studio oggettivo del pedopaesaggio del sistema agro - forestale;
- migliorare le conoscenze pedologiche del territorio attraverso l'elaborazione di dati chimico fisici riferiti ad analisi sui suoli eseguite nel passato;
- organizzare ed elaborare le conoscenze territoriali per una più attenta gestione della risorsa suolo e delle altre risorse ad esso strettamente correlate;
- avviare un processo di monitoraggio per valutare e confrontare le trasformazioni dei caratteri chimici e fisici dei suoli in tempi ravvicinati;
- creare un idoneo database per facilitare l'accessibilità e la consultazione dei dati come servizio agli addetti ai lavori e come collegamento alle istituzioni che operano nel settore.

Materiali e metodi

L'area d'indagine fa riferimento all'intero territorio comunale di Ro Ferrarese, situato nella zona nord della provincia di Ferrara, e a limitate porzioni dei comuni limitrofi di Berra, Copparo e Ferrara.

L'indagine effettuata sul territorio si andata sviluppando in due fasi: la prima ad impronta ambientale attraverso l'approfondimento delle unità di paesaggio e la seconda, pedologica, atta a migliorare le conoscenze della cartografia dei suoli attraverso l'utilizzo di dati storici (fig. 1).

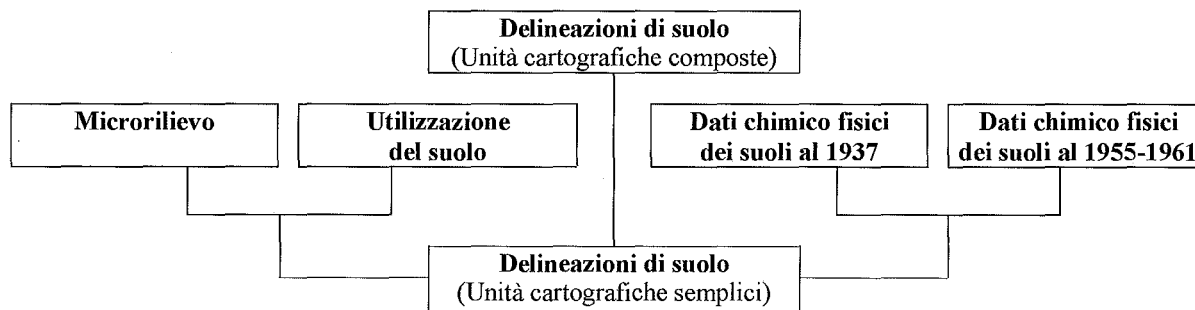


Figura 1. Diagramma di flusso

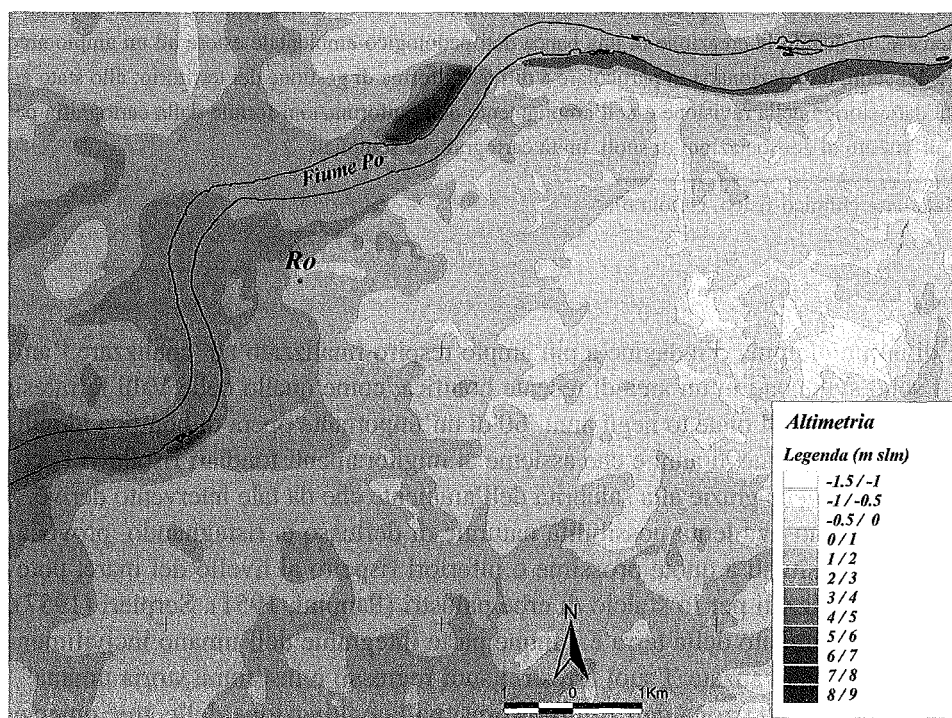


Figura 2. Carta del microrilievo

Entrambe le indagini sono state effettuate mediante l'utilizzo di idonei sistemi informativi geografici (Idrisi 32, ArcView 3.2). Lo studio ha previsto la ricostruzione del microrilievo a scala di dettaglio (1:10.000) (fig. 2), l'interpretazione delle diverse tipologie di uso del suolo alla scala di semidettaglio (1:25.000), l'analisi delle delineazioni di suolo cartografate in forma di consociazioni dal Servizio Pedologico della Regione Emilia-Romagna (fig. 3) e la realizzazione di un data-base dei parametri chimico-fisici dei suoli (fig. 4) riferiti a due campagne pedoagronomiche risalenti al 1937 (Ferrari et al., 1937) e al 1955-1961 (A.N.B.).

Carta delle delimitazioni pedologiche e punti di campionamento

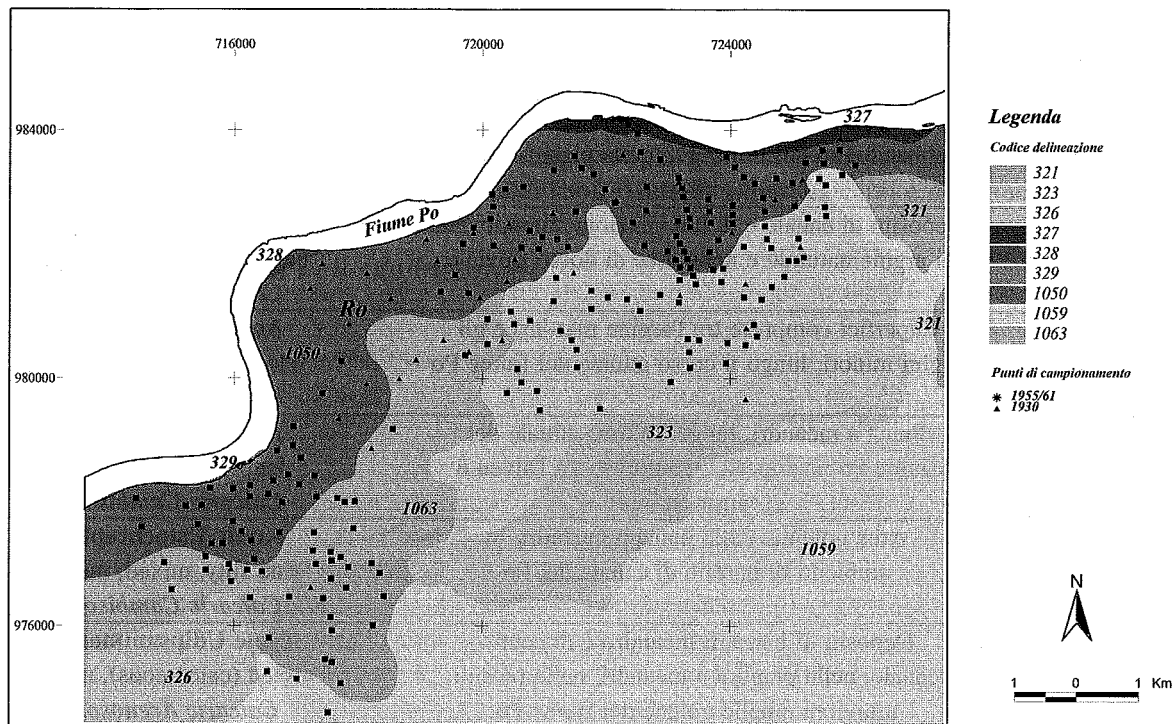


Figura 3. Carta delle delimitazioni pedologiche in unità cartografiche complesse (Carta dei suoli della Regione Emilia - Romagna)

Tabella 1.

Legenda riferita alla carta delle delimitazioni di suolo in unità cartografiche complesse (fig. 3). Numeri e sigle delle delimitazioni fanno riferimento al catalogo del Servizio dei Suoli della Regione Emilia-Romagna.

Unità cartografiche complesse	Unità cartografiche semplici consociate
321	RUI2 + VAL1 + VAL2
323	RUI1 + VAL1 + VAL2
326	RUI2 + VAL1
327	CAS2 + CASZ
328	CAS2
329	CAS2 + CASZ
1050	CAS1 + CNO1 + SDZ1
1059	BAU1 + BOC1
1063	RUI1 + RUI2

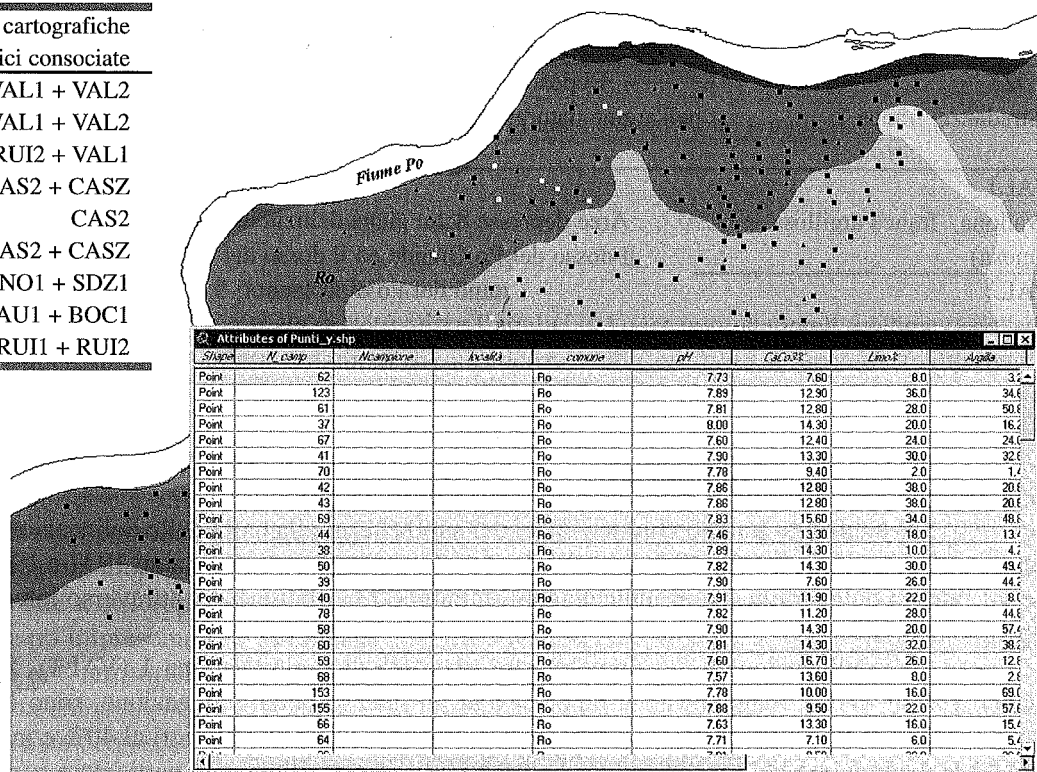


Figura 4. Esempio del data base dei dati chimico-fisici, desunti dagli archivi storici, associato alla cartografia delle delimitazioni pedologiche

Tabella 2. Sigle delle unità cartografiche semplici utilizzate per la redazione della carta delle delimitazioni di suolo (figura 5). Di ogni delimitazione di suolo vengono riportate le caratteristiche ambientali e le classificazioni USDA-Soil Taxonomy-1994 e FAO-1988 (in corsivo)

Unità cartografiche semplici		
Denominazione	Ambiente	Classificazione
BAU1 (Baura, franca argillosa limosa)	Zone di transizione e raccordo tra i dossi abbandonati del fiume Po, nella piana deltizia	Aquic Ustochrepts , fine silty, mixed, mesic <i>Haplic Calcisols</i>
BOC 1 (Boccaleone, franca limosa)	Deposito di canale e di tracimazione, in ambiente di argine naturale e nelle aree di dosso fluviale.	Aquic Ustochrepts , corse silty, mixed, mesic <i>Calcaric Cambisols</i>
CAS1 (Castelvetro, raramente inondabili)	Superfici comprese tra l'argine maestro e gli argini minori, lungo il corso attuale del fiume Po	Aquic Ustochrepts , loamy, mixed, mesic <i>Calcaric Cambisols</i>
CAS2 (Castelvetro, su aree frequentemente inondabili)	Piana a meandri, lungo il corso attuale del fiume Po, in superfici comprese tra l'alveo e gli argini minori	Aquic Ustochrepts , loamy, mixed, mesic <i>Calcaric Cambisols</i>
CASZ (Castelvetro, limosa fine)	Aree golenali della piana a meandri, in ambienti di barra e di canale del Po	Aquic Ustochrepts , fine silty, mixed, mesic <i>Calcaric Cambisols</i>
CNO1 (Cà Nova, franca sabbiosa fine)	Depositi di barra di meandro e di centro canale, nella pianura a meandri, nelle recenti alluvioni e nelle golene del fiume Po	Typic Udipsamments , mixed (calcareous), mesic <i>Calcaric Arenosols</i>
RUI1 (Ruina, franca argillosa limosa)	Aree rilevate che dalle depressioni della piana deltizia si raccordano al dosso attuale del fiume Po	Aquic Ustochrepts , fine silty, mixed, mesic <i>Calcaric Cambisols</i>
RUI2 (Ruina, franca argillosa limosa con substrato argilloso e torboso)	Aree depresse sotto il livello del mare della piana deltizia, dei depositi palustri e dei depositi di marea	Aquic Ustochrepts , fine silty, mixed, mesic <i>Calcaric Cambisols</i>
RUI3 (Ruina, franca limosa)	Come sopra ma nella parte occidentale e più prossima al fiume	Aquic Ustochrepts , silty, mixed, mesic <i>Calcaric Cambisols</i>
SDZ1 (Stradazza, franca)	Depositi di ventaglio di rotta o di canale, nell'argine naturale prossimale (dosso attuale del fiume Po)	Udifuventic Ustochrepts , coarse loamy, mixed, mesic <i>Calcaric Cambisols</i>
VAL1 (Vallona, franca argillosa limosa)	Aree depresse della piana deltizia interna, tra il dosso del Po Grande ed il dosso del vecchio ramo del Po di Volano.	Vertic Endoaquepts , fine, mixed, mesic <i>Gleyic Cambisols</i>
VAL2 (Vallona, argillosa limosa, a solum sottile)		Vertic Endoaquepts , fine, mixed, mesic <i>Gleyic Cambisols</i>

Risultati e discussione

Il confronto tra dati chimico-fisici dei suoli riferiti alla carta delle delimitazioni pedologiche riunite in unità cartografiche composte (fig. 3) con quelli desunti dalle rilevazioni degli anni 1937 e 1955-1961 ha permesso di operare all'interno delle delimitazioni indicate con i numeri 323, 1050 e 1063 attraverso interrogazioni mirate del database pedologico (fig. 5).

La delimitazione n. 323 presenta tre tipologie di suolo: Vallona 1 (VAL1), Vallona 2 (VAL 2) e Ruina 1 (RUI1). I suoli VAL1, maggiormente rappresentati all'interno della delimitazione, sono caratterizzati da una tessitura franco limoso argillosa e in particolare presentano contenuti in argilla inferiori al 40% e in limo superiori al 60%; i suoli VAL2 si distinguono dai precedenti per la tessitura limoso argillosa e in particolare per contenuti in argilla superiori al 40% e in limo inferiori al 60%. A loro volta i suoli RUI1 si distinguono dai suoli VAL1 per un contenuto in argilla inferiore al 36%. Tutti i suoli della delimitazione risultano molto calcarei e debolmente o moderatamente alcalini.

La delimitazione n. 1050 presenta tre tipologie di suolo: Castelvetro 1 (CAS1), Cà Nova 1 (CNO1) e Stradazza 1 (SDZ1). I suoli CAS1 sono caratterizzati da una tessitura da franco limosa a franca (argilla > 28%); i suoli CNO1 da una tessitura da franco sabbiosa a sabbiosa (sabbia > 60%). Intermedi i suoli SDZ1, con tessitura da franco sabbiosa a franca. Tutti i suoli della delimitazione risultano molto calcarei e moderatamente alcalini.

La delimitazione n. 1063 presenta due tipologie di suolo: Ruina 1 (RUI1) e Ruina 3 (RUI3). I suoli RUI1, come già visto, presentano una tessitura franco argilloso limosa, con contenuti in argilla compresi tra il 28 ed il 36% e in limo inferiori al 70%; i suoli RUI3 si distinguono per una tessitura franco limosa, contenuti in argilla inferiori al 28% e in limo superiori al 70%. Anche questi suoli risultano molto calcarei e debolmente o moderatamente alcalini.

Carta dei suoli nelle delimitazioni

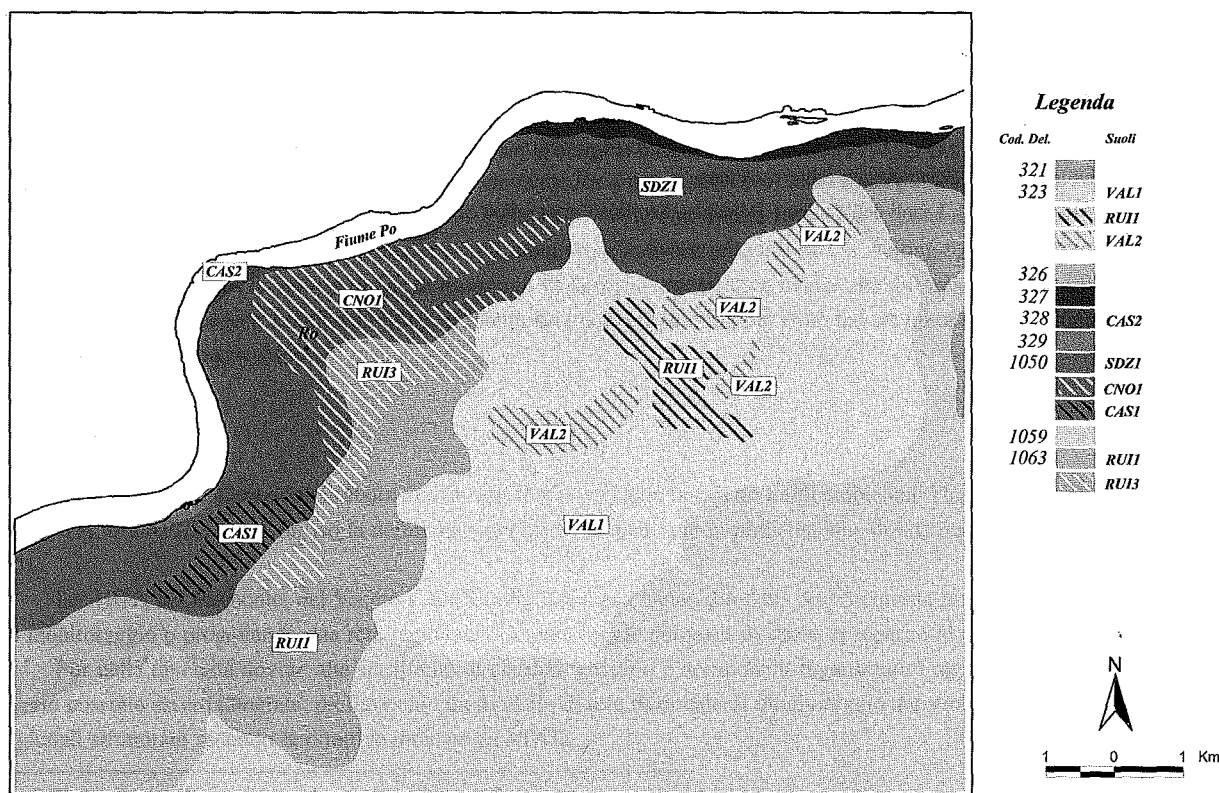


Figura 5. Carta delle delimitazioni pedologiche definite in unità cartografiche semplici

Conclusioni

Dal punto di vista ambientale si è potuto verificare che:

- la ricostruzione del microrilievo a scala di dettaglio e l'analisi del paesaggio hanno evidenziato elementi di fragilità ambientale, relazionati in particolare a fenomeni di subsidenza e alla presenza di un reticolo idrografico quasi interamente artificiale.

Dal punto di vista della cartografia dei suoli si è dimostrato che:

- i dati chimico fisici dei suoli riferiti al passato rappresentano una fonte informativa di sicuro interesse, in quanto possono essere utilmente impiegati nell'ambito di indagini di carattere ambientale, nei limiti imposti dalle diverse metodologie di analisi adottate;
- la creazione di una banca dati pedologico - ambientale estesa ad un ampio arco temporale consente la verifica di linee evolutive dei suoli da relazionarsi in particolare a differenti forme di gestione del territorio;
- il GIS si rivela un imprescindibile strumento operativo nelle fasi di acquisizione, gestione ed analisi di ingenti moli di dati territoriali di diversa origine.

Dal punto di vista chimico - fisico si è osservato che:

- il trend tendenziale della reazione del suolo mostra uno spostamento del pH da valori di neutralità a valori moderatamente alcalini; il fenomeno è da imputare alla aumentata presenza di ioni sodio scambiabili nella soluzione del suolo con conseguente accumulo sui siti di scambio dei minerali argillosi e delle sostanze umiche;

- la sostanza organica mostra una generalizzata decrescita a causa delle pratiche agricole che non hanno provveduto a reintegrare la soglia minima di fertilità; tra queste l'uso del concime chimico sostitutivo di quello organico, le lavorazioni più profonde, l'abbandono degli avvicendamenti colturali, nonché il diminuito interesse per le colture foraggere;
- i carbonati sono presenti in percentuali pressoché stabili e tali da definire questi suoli come permanentemente calcarei.

Bibliografia

A.N.B. Associazione Nazionale Bieticoltori, 1961, Raccolta dati chimico - fisici.

BALLESTRA G., BERTOZZI R., BUSCAROLI A., GHERARDI M., VIANELLO G., 1996. Applicazione dei sistemi informativi geografici nella valutazione delle modificazioni ambientali e territoriali, FrancoAngeli Editore, Milano.

BUSCAROLI A., GHERARDI M., VIANELLO G., 2002. Indagine preliminare sull'evoluzione dei suoli in ambiente di recente bonifica (Delta del Po - Valli ferraresi). In "Bollettino della Società Italiana della Scienza del Suolo", 51 (1-2), pp. 637-650.

FERRARI C., FIANO E., SANDRI G., 1937. I terreni della provincia di Ferrara. Ann.Sper. Agr., XXVIII.

FRACASSO S., ROSETTI P., VIANELLO G., VITTURI A., 2002. Modello integrato di monitoraggio su differenti realtà territoriali collegate ad un sistema informativo geografico, FrancoAngeli Editore, Milano.

REGIONE EMILIA-ROMAGNA, 1994. I suoli dell'Emilia - Romagna, Servizio Cartografico Ufficio Pedologico, Bologna.

VERSO IL MONITORAGGIO AMBIENTALE DEI SUOLI ITALIANI: IL LAVORO DEL CENTRO TEMATICO NAZIONALE TERRITORIO E SUOLO ATTRAVERSO LE ESPERIENZE DELLE ARPA EMILIA ROMAGNA, PIEMONTE E VENETO

Paolo Giandon ¹, Daniela Ballardini ², Renzo Barberis ³

1 ARPAV, Centro Agroambientale - Castelfranco Veneto (TV)

2 ARPA Emilia Romagna, Sezione Provinciale di Ravenna

3 ARPA Piemonte, Area Studi e Ricerche - Torino

Abstract

In the framework of the set up of an Italian Soil Monitoring Network for environmental purposes, the National Environmental Protection Agency (APAT) promoted the definition of first elements for a network project in a report published in 2001.

The Environmental Protection Agencies of Piemonte, Veneto and Emilia Romagna regions already applied this project through some initial monitoring activities or setting up a regional soil monitoring network proposal that is waiting for specific resources.

As each region has its own peculiar territory and its specific organisative model, the different regional soil monitoring network proposal can be integrated to foresee a national wide soil monitoring network coming out from the set up of many regional networks structured on the basis of indications given by APAT.

Riassunto

In vista della realizzazione in Italia di una rete di monitoraggio del suolo a fini ambientali l'Agenzia Nazionale per la Protezione Ambientale (ANPA, ora APAT) ha promosso la definizione dei primi elementi per la progettazione di tale rete raccolti in un documento pubblicato nel 2001.

Le ARPA del Piemonte, del Veneto e dell'Emilia Romagna hanno già fatto propria questa impostazione attivando alcune prime iniziative di monitoraggio o progettando una rete regionale di monitoraggio dei suoli in attesa di reperire le risorse necessarie.

Pur nelle diversità dovute alle specificità di ciascun territorio e dei modelli organizzativi regionali le proposte di rete regionale di monitoraggio possono essere integrate, prefigurando un modello di rete nazionale di monitoraggio del suolo risultante dalla messa a punto di tante reti regionali strutturate secondo le direttive indicate da APAT.

Parole chiave: Rete di monitoraggio, suolo, maglia fissa, siti rappresentativi.

Introduzione

La situazione del monitoraggio in Italia per quanto riguarda il suolo è ancora piuttosto frammentaria e riguarda solo iniziative sporadiche legate a circoscritte esigenze di conoscenza di poche realtà regionali e locali. La progettazione di una rete nazionale adeguatamente strutturata è dunque una necessità impellente, anche in risposta alle richieste provenienti dalla Commissione Europea e dall'Agenzia Europea per l'Ambiente.

In tal senso la Comunicazione della Commissione "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" COM(2002) 179 del 16 aprile 2002 ha segnato un punto di svolta dell'attenzione dell'Unione Europea verso la protezione del suolo. In tale documento si affrontano le principali problematiche dei suoli europei e si tracciano le linee strategiche per l'elaborazione di una politica di salvaguardia del suolo nei prossimi anni.

Un ambito specifico di intervento è individuato nel "monitoraggio delle minacce per il suolo", in merito al quale la Comunicazione afferma che "per la protezione a lungo termine del suolo sarà necessario assicurare lo sviluppo di una base di informazioni, sistemi di monitoraggio e indicatori più completi per determinare le condizioni prevalenti del suolo e valutare l'impatto delle diverse politiche e pratiche".

Viene ritenuto importante quindi giungere gradualmente, in tutti gli stati, ad una rete capillare ed omogenea in grado di rilevare con periodicità alcune caratteristiche del suolo, che richiederà la collaborazione delle Amministrazioni centrali, regionali, locali e delle Istituzioni di ricerca.

Fin dal 2001 il Centro Tematico Nazionale "Suolo e siti contaminati" (ora "Territorio e Suolo"), struttura promossa dall'Agenzia Nazionale per la Protezione Ambientale (ANPA, ora APAT, cioè Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici) in forma di rete fra le Agenzie Regionali, ha affrontato la necessità di definire

gli elementi tecnici più importanti per la struttura della rete nazionale di monitoraggio del suolo, avviando una serie di confronti con istituti di ricerca, università e regioni ed elaborando un documento tecnico in cui venivano fornite alcune indicazioni generali sulle caratteristiche principali della rete di monitoraggio (ANPA, 2001).

Tale proposta, condivisa successivamente da diversi tecnici coinvolti nel processo di consultazione e di valutazione del documento, ha subito un'evoluzione a seguito di alcune prime applicazioni tentate da qualche regione e degli sviluppi che a livello europeo ha avuto l'interesse sul tema, come sopra accennato.

In questo lavoro sono presentate alcune iniziative avviate dalle regioni Veneto, Emilia Romagna e Piemonte relativamente all'organizzazione di una rete di monitoraggio dei suoli.

Materiali e metodi

La proposta di rete nazionale di monitoraggio del suolo elaborata dal Centro Tematico Nazionale Territorio e Suolo che prevede quattro livelli di conoscenza ambientale del suolo:

- le informazioni di base sui suoli contenute nelle carte dei suoli, che costituiscono sempre un elemento chiave per la scelta dei siti di monitoraggio e per l'interpretazione dei risultati, oltre che per la loro estensione al territorio;
- le informazioni relative all'uso del suolo ricavabili mediante telerilevamento, possibilmente integrato con rilievi a terra per meglio descrivere le pressioni sul suolo dei diversi tipi di uso;
- una rete di monitoraggio degli inquinanti inorganici ed organici o di eventuali caratteristiche di facile misura (es.: carbonio organico, CSC, pH) configurata sulla base di una maglia rigida; in alternativa utili informazioni, per una prima fase conoscitiva, possono derivare dall'analisi dei campioni di suolo prelevati in corrispondenza dei profili descritti nel corso della realizzazione di carte dei suoli, la cui rappresentatività è da valutare in relazione ad ogni singolo parametro;
- una rete di monitoraggio delle relazioni pressione-impatto composta da alcuni siti di riferimento allestiti in modo da raccogliere il maggior numero di informazioni possibili sui fenomeni di degrado nei principali tipi di suolo sulla base di diffuse modalità di gestione e di priorità stabilite da tecnici e decisori (degrado fisico).

Essi rispondono agli obiettivi che sono stati fissati per la rete e consistono in:

- conoscenza delle attuali caratteristiche e proprietà dei suoli;
- monitoraggio nel tempo (breve e lungo periodo) ed in situazioni diverse della presenza di particolari sostanze contaminanti, inorganiche ed organiche, nel suolo;
- valutazione dei cambiamenti delle caratteristiche e proprietà del suolo come conseguenza della presenza di forme di degrado ed inquinamento;
- supporto ai processi decisionali mediante strumenti di previsione e modellizzazione calibrati sui siti della rete.

Il raggiungimento dei quattro livelli conoscitivi potrà procedere per fasi successive consentendo il progressivo consolidamento di un sistema informativo in grado di gestire ed integrare tutte le informazioni raccolte.

Particolare attenzione viene posta sulla necessità di garantire la congruità e l'integrazione fra diversi elementi della rete, in particolare:

- fra le reti regionali la cui sommatoria dovrebbe costituire la rete nazionale in modo da consentire alle ARPA autonomia di gestione ed al coordinamento nazionale l'acquisizione di dati confrontabili;
- fra i diversi fenomeni degradativi in modo che un parametro monitorato possa essere utilizzato per la valutazione di tutti i fenomeni per i quali risulta importante;
- fra la rete di monitoraggio del suolo e le altre reti di monitoraggio (aria, acqua, natura);
- fra approccio tipologico, che deriva da una elaborazione delle informazioni basata sulla conoscenza e valutazione dell'esperto, ed approccio sistematico che invece si basa sull'elaborazione dei dati con metodi statistici.

L'impostazione generale della rete di monitoraggio dipende molto dalla scelta dei siti in cui sono eseguite le misure oltre che dai parametri che si intende determinare e dalle modalità di organizzazione del flusso delle operazioni e dei dati.

I criteri per l'individuazione dei siti della rete segue l'indicazione relativa ai diversi livelli di conoscenza del suolo e quindi si differenziano fra criteri per la maglia fissa e criteri per i siti rappresentativi o di riferimento. Nel primo caso la scelta è relativa al passo e posizionamento della maglia fissa, mentre nel secondo essa richiede un esame preliminare di alcuni elementi distintivi del suolo che possono fornire indicazioni sulla rappresentatività dei siti prescelti.

Gli elementi di valutazione della rappresentatività individuati sono:

- la tipologia dei suoli in relazione ai diversi ambienti pedopaesaggistici e/o climatici;
- l'uso del suolo;
- le combinazioni suolo-uso del territorio;
- le diverse forme di degrado del suolo e la diversa esposizione agli inquinanti.

In particolare per la tipologia dei suoli si propone di fare riferimento a:

- comportamento funzionale dei suoli in relazione ai principali processi degradativi e di inquinamento;
- classificazione tassonomica (Soil Taxonomy e WRB) cercando di raggruppare suoli simili come risultato dei diversi fattori della pedogenesi;
- relazioni suolo-paesaggio e suolo-clima che condizionano il comportamento del suolo soprattutto rispetto alle funzioni che svolge.

La proposta ANPA, riprendendo le indicazioni fornite all'Agenzia Europea per l'Ambiente, prevede di definire dei siti chiave nazionali, da utilizzare come riferimento di base per il coordinamento del monitoraggio nazionale e per la validazione delle metodologie di monitoraggio e di analisi dei dati, dei siti di riferimento, necessari per l'approfondimento del monitoraggio a scala regionale, e dei siti specialistici, per monitorare situazioni di interesse locale o regionale che rispondono a particolari esigenze.

Solo in seguito alla realizzazione di una struttura di base organizzata su un numero relativamente basso di siti chiave, di riferimento e specialistici, sarà possibile creare le basi per l'avvio di una attività di monitoraggio più capillare ed oggettiva.

La prima rete di appoggio basata su siti chiave nazionale dovrebbe essere limitata ad un numero variabile da 4 a 6 per ogni regione, a cui far seguire l'attivazione progressiva di siti di riferimento in numero variabile da 10 a 40 per regione (in base alla superficie territoriale, alle diverse situazioni di variabilità riscontrate, alle differenti esigenze locali etc), con l'obiettivo di raggiungere un numero indicativo di 480 siti dislocati su tutto il territorio italiano.

Tale dimensionamento corrisponde ad una densità media di 1 campione ogni 625 kmq, considerata la dimensione minima per ottenere rappresentazioni sufficientemente dettagliate ad ampia scala.

Partendo dal numero totale di campioni da realizzare, è stato ipotizzato un numero indicativo di siti da realizzare per singola regione, mettendo in relazione la superficie di queste ultime con quella totale italiana e considerando la percentuale di territorio effettivamente occupata da suolo (tab. 1).

Tabella 1. Numero indicativo di siti chiave e siti di riferimento da attivare per ogni regione

REGIONE	Siti chiave	Siti di riferimento	TOTALE
Abruzzo	2	15	17
Basilicata	2	14	16
Calabria	3	21	24
Campania	3	19	22
Emilia - Romagna	4	31	35
Friuli - Venezia G.	2	11	13
Lazio	3	25	28
Liguria	1	8	9
Lombardia	4	34	38
Marche	2	14	16
Molise	1	6	7
Piemonte	4	37	41
Puglia	3	28	31
Sardegna	4	35	39
Sicilia	4	37	41
Toscana	4	33	37
Trentino-Alto A.	3	19	22
Umbria	2	12	14
Valle d'Aosta	1	4	5
Veneto	3	26	29
TOTALE	55	429	484

Risultati e discussione

Nelle tre regioni considerate, Emilia Romagna, Piemonte e Veneto, sono state avviate iniziative di primo monitoraggio del suolo; in attesa che i decisori politici diano indicazioni e mettano a disposizione le risorse necessarie per una stabile organizzazione del monitoraggio del suolo.

Considerando i quattro livelli conoscitivi che la proposta dell'ANPA (RTI 2/2001) ha individuato, le tre regioni presentano situazioni leggermente diverse ma in via di allineamento; infatti rispetto alla conoscenza dei suoli Emilia Romagna e Piemonte dispongono già di una carta dei suoli in scala 1:250.000, in corso di revisione per un adeguamento alle indicazioni del Progetto Metodologie per la stesura della Carta dei Suoli d'Italia alla scala 1:250.000, mentre il Veneto sta ultimando la stesura della cartografia realizzata proprio nell'ambito della citata Carta dei Suoli d'Italia.

Per quanto riguarda invece la conoscenza dell'uso del suolo per tutto il territorio nazionale è disponibile il Corine Land Cover (1993), con una scala di riferimento pari a 1:250.000, che, pur essendo datato, costituisce comunque un valido supporto alla scala considerata; tra l'altro è previsto per il Corine un periodico aggiornamento il prossimo dei quali sarà disponibile a breve ad una scala di 1:100.000.

I rimanenti due livelli sono l'oggetto delle iniziative appena avviate non essendo mai stata realizzata una rete di monitoraggio del suolo in Italia estesa a livello regionale e continuata nel tempo.

Emilia Romagna

ARPA e Uffici Regionali hanno prodotto un documento "Proposta di organizzazione di una rete regionale di monitoraggio dei suoli", secondo il quale il monitoraggio del suolo deve essere suddiviso in due livelli:

- un primo livello che prevede un monitoraggio a larga scala di parametri fondamentali (rete a maglia fissa);
- un secondo livello con monitoraggio intensivo e permanente per siti rappresentativi.

Con il primo livello sono acquisiti elementi conoscitivi sullo stato dei suoli conseguenti a processi di degradazione diffusa mediante la misurazione di un numero fisso e limitato di parametri (pH, CSC, sostanza organica, calcare totale, tessitura e metalli pesanti) in 894 punti di rilevamento individuati applicando al territorio di pianura e collina una rete fissa di 4 x 4 km geograficamente coerente con la rete europea di 16 x 16 km dell'ICP-Forest (figura 1).

Con il secondo livello viene realizzato uno studio dei fattori di pressione e della loro dinamica, per valutarne gli effetti in relazione al tipo di suolo, all'uso e alle pratiche adottate; le attività sperimentali realizzate in siti rappresentativi dovranno valutare opportunamente natura ed evoluzione dei principali caratteri del suolo.

I siti rappresentativi sono scelti in base ai seguenti criteri:

- differenti tipologie di suolo in termini di distribuzione e variabilità spaziale e capacità di rappresentare ambienti sottoposti a stress;
- uso del suolo e combinazione suolo-uso del territorio;
- possibilità di reperimento di dati da precedenti studi;
- interazione con altre reti di monitoraggio ambientale;
- diversa esposizione agli inquinanti.

La proposta prevede di istituire 13-14 siti, distribuiti sul territorio regionale, scelti con criteri di rappresentatività, che costituirebbero il primo nucleo della rete di siti di riferimento individuati in numero di 35 dal documento ANPA; 4 di questi potranno costituire i siti chiave nazionali della rete europea.

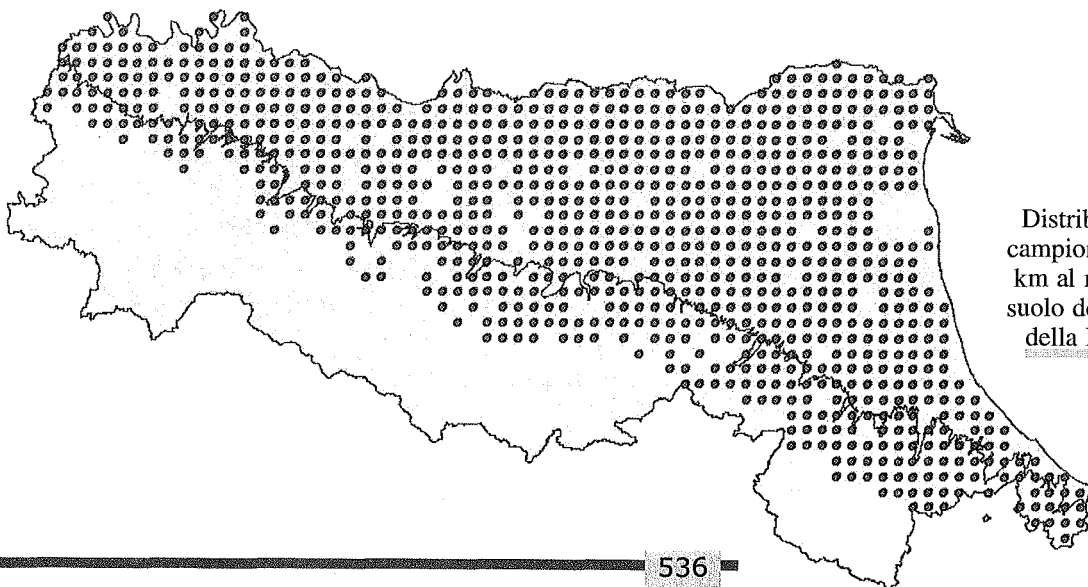


Figura 1.
Distribuzione degli 894 punti di campionamento della maglia 4 x 4 km al netto delle superfici di non suolo dell'area di pianura e collina della Regione Emilia Romagna

La scelta dei siti è stata fatta utilizzando un approccio per gruppi funzionali senza però tenere in considerazione l'uso del suolo nelle diverse situazioni; in ogni caso anche in presenza di diverse forme di uso del suolo queste potrebbero essere riprodotte nell'ambito dello stesso sito, purché la combinazione ottenuta possa considerarsi rappresentativa.

Piemonte

L'ARPA del Piemonte ha avviato nel 2001 alcune iniziative propedeutiche all'avvio della rete regionale di monitoraggio dei suoli; nel corso del biennio 2001-2002 sono state censite le varie realtà a livello Europeo ed è stato preparato il documento propedeutico alla definizione dei parametri di una rete Nazionale. Sulla base del documento è stata sviluppata una prima rete di punti, applicando alla scelta degli stessi un criterio di rappresentatività basato sulla disponibilità di conoscenze approfondite della matrice suolo; sono stati individuati 220 punti in aree di pianura e collina (figura 2) nei quali sono stati prelevati circa 450 campioni per la caratterizzazione pedologica e chimica, con particolare riguardo ai metalli pesanti. I campionamenti hanno interessato lo strato superficiale di suolo, generalmente identificabile con lo strato arato dei terreni agrari, e lo strato (20 cm) immediatamente successivo.

Nell'anno successivo si è invece realizzato un monitoraggio a maglia fissa applicando l'esistente rete europea LUCAS (European Community 2003) per l'individuazione dei siti di campionamento. La rete LUCAS ha un passo di 18 km ed ha portato all'individuazione per tutto il territorio regionale di 78 punti (figura 2); nel 2002 sono stati considerati solo i 30 punti riguardanti le aree agricole di pianura e collina. Su ciascun sito è stata eseguita la caratterizzazione del suolo e un campionamento per l'analisi, oltre ai metalli pesanti, dei microinquinanti organici (IPA, PCB, diossine e furani). Anche in questo caso sono stati interessati lo strato superficiale arato e quello (20 cm) immediatamente sottostante. La stessa rete 18x18 permette di effettuare 26 campionamenti, previsti nel 2003, che ricadono in aree con terreni naturali. I punti rimanenti ricadono su aree edificate od occupate da infrastrutture o comunque non campionabili.

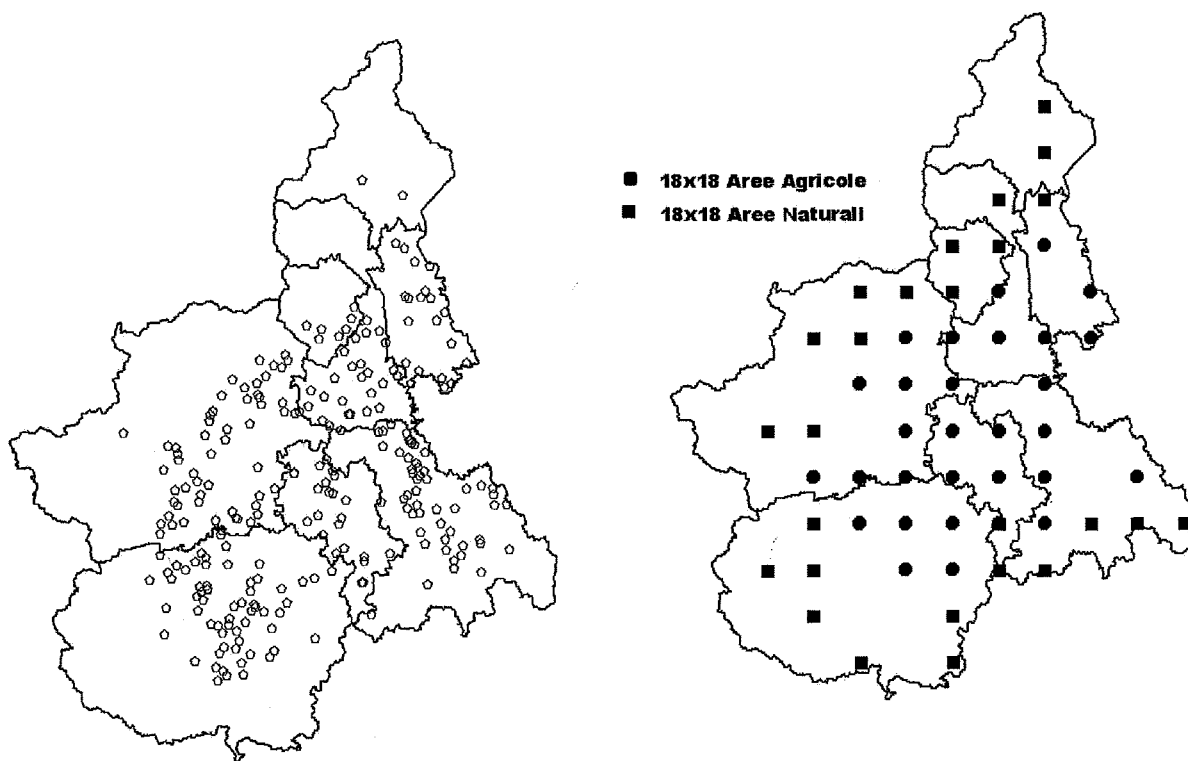


Figura 2. A destra ubicazione dei 220 punti di campionamento individuati nelle aree di pianura e collina della Regione Piemonte sulla base di criteri di rappresentatività; a sinistra ubicazione dei punti della rete LUCAS (18 x 18 km)

La tipologia di rete permette di effettuare degli infittimenti di maglia con un passo di 9x9 km (103 punti fattibili) e di 4,5 x 4,5 km (481 punti fattibili). I punti di maglia infittita possono essere a loro volta campionati nel loro complesso o stratificati tra le varie tipologie di suolo che rappresentano, tramite il confronto con la carta dei suoli alla scala 1:250.000. Di questi, ad esempio, si può scegliere di campionare, in prima istanza, solamente quelli che ricadono su tipologie di suolo scarsamente o per niente indagate dalle rete 18x18 km.

Veneto

L'ARPAV ha avviato dal 1998 un'indagine sul contenuto di metalli pesanti parallelamente agli studi per la realizzazione di carte dei suoli in scala 1:50.000. Per ciascun profilo considerato rappresentativo di un tipo di suolo è stato analizzato il contenuto di metalli pesanti nei vari orizzonti; più di recente l'analisi viene limitata al primo orizzonte A, nel quale possono concentrarsi gli apporti di origine antropica, ed al primo orizzonte B che invece non dovrebbe risultare interessato da arricchimenti di origine esterna e quindi indicare qual è il livello di fondo caratteristico del suolo considerato.

Questo tipo di monitoraggio potrebbe essere alternativo a quello strutturato per maglia fissa con il vantaggio di una più facile riconducibilità ai tipi di suolo descritti dalla cartografia pedologica e per contro lo svantaggio di una più difficile applicabilità dei metodi statistici.

Nel Veneto è anche stata fatta una applicazione del metodo indicato dal documento ANPA per l'individuazione dei siti di riferimento mediante criteri di rappresentatività.

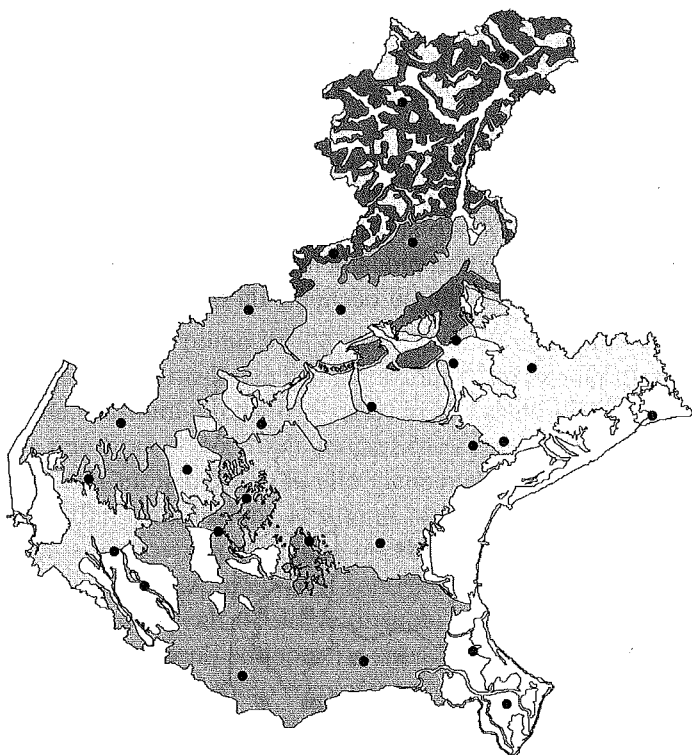


Figura 3.

Posizionamento dei siti rappresentativi in funzione delle combinazioni tipologia di suolo-uso del territorio per la Regione Veneto

Le diverse tipologie di suoli sono state individuate a partire dalla carta ecopedologica del Veneto alla scala 1:250.000 elaborata nell'ambito della Carta Ecopedologica d'Italia realizzata dall'European Soil Bureau per conto del Ministero dell'Ambiente.

La suddivisione rappresentata nella carta è stata semplificata cercando di individuare aree omogenee dal punto di vista dei pedo-paesaggi e del pedoclima, in modo da fare sintesi delle informazioni e ottenere un numero più contenuto di unità cartografiche.

Relativamente all'uso del suolo una prima semplificazione delle classi previste dal livello 3 del Corine Land Cover ha portato ad individuare 14 classi che sono state poi ulteriormente raggruppate in 7 sistemi colturali a cui corrispondono particolari pressioni ambientali che possono essere causa di degrado (montagna: foreste e pascoli, fondovalle coltivati; collina: vigneti e boschi, seminativi e vigneti; pianura: seminativi, seminativi e frutteti, seminativi e vigneti, prati). Dalla combinazione delle principali tipologie di suolo con i sistemi colturali individuati sono state individuate 20 diverse situazioni che possono essere rappresentate da 27 siti posizionati come riportato in figura 3; similmente a quanto previsto dalla proposta dell'Emilia Romagna i siti rappresentativi sono posizionati in corrispondenza di aziende sperimentali che possono consentire una gestione controllata delle attività sperimentali condotte nei siti.

Conclusioni

Le iniziative di monitoraggio proposte dalle tre regioni sono state avviate prima o contemporaneamente alla discussione promossa dal CTN-TES sull'organizzazione di una rete nazionale di monitoraggio del suolo a fini ambientali. al di là delle differenze particolari, in generale si possono riscontrare alcuni elementi di base che sono condivisi, in particolare:

- l'importanza della conoscenza dei suoli che può derivare dalla realizzazione di una cartografia pedologica secondo metodologie standard che garantiscono possibilità di integrazione (es: Manuale delle Procedure per un Database georeferenziato dei suoli europei dell'European Soil Bureau; 1999);
- la necessità di distinguere due livelli di monitoraggio, il primo relativo all'evoluzione dei parametri influenzati da fenomeni di tipo diffuso, che può avere uno schema di rilevamento a maglia fissa o per punti significativi ma comunque con un'adeguata densità di osservazioni e quindi un limitato numero di parametri misurati, ed il secondo relativo allo studio delle dinamiche dei processi di degradazione ca-

ratteristici di particolari combinazioni fra caratteristiche dei suoli e pressioni dovute a specifiche forme di conduzione dei terreni agrari;

- l'importanza che le scelte adottate a livello regionale consentano di prefigurare gli elementi per la costituzione di una rete nazionale ed europea utile per le decisioni politiche necessarie alla salvaguardia del suolo.

Bibliografia

- ANPA - CTN_SSC, 2001. Elementi di progettazione della rete nazionale di monitoraggio del suolo a fini ambientali. Rapporti APAT, RTI CTN_SSC n. 2/2001.
- ANPA - CTN_SSC, 2002. Elementi di progettazione della rete nazionale di monitoraggio del suolo a fini ambientali. Linee guida per un manuale di organizzazione e gestione della rete. Rapporti APAT, RTI CTN_SSC n. 1/2002.
- COSTANTINI E.A.C., D'ANTONIO A., 2001. Attualità e prospettive dei progetti "Metodologie pedologiche" e "Carta dei suoli d'Italia a scala 1:250.000". In: Bollettino della S.I.S.S. 50 (2) pp. 205-218.
- EUROPEAN COMMUNITY, 2003. European statisticians monitor territory. European Community Working Papers and Studies 2003, ISBN 92-894-4984-5 - pp. 26
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 2001. Proposal for a European soil monitoring and assessment framework. Technical report n. 61, pp. 58.
- COMMISSIONE EUROPEA, 2002. Verso una strategia tematica per la protezione del suolo. COM 179/2002.
- GIANDON P., VINCI I., FANTINATO L., 2000. Heavy metal concentration in soils of the Basin draining in the Venice Lagoon. In: Bollettino della S.I.S.S. 49 (1-2) pp. 359-366.
- EUROPEAN SOIL BUREAU 1999. Database georeferenziato dei suoli europei - Manuale delle Procedure, versione 1.1. JRC-European Commission, ISSDS, SAI, EUR 18902IT.
- HEYMANN Y., STEENMANS C., CROISSILLE G., BOSSARD M., 1994. Corine Land Cover - Technical Guide. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg.
- VINCI I., GARLATO A., MOZZI P., SARTORI G., 2003. Soil map at 1:250.000 scale of the Veneto Region: working methods in a multiscale approach. In press.

CONFRONTO TRA LIVELLO NATURALE ED "USUALE" DEI METALLI PESANTI NEI SUOLI DELLA PIANURA VENETA IN RELAZIONE AL MATERIALE PARENTALE

Paolo Giandon, Roberta Cappellin, Francesca Ragazzi, Ialina Vinci

ARPAV, Centro Agroambientale - 31033 Castelfranco Veneto (TV)

Abstract

In the frame of soil survey carried out in Veneto region in the period 1997-2000, total and available fractions of heavy metals were detected in soil samples from 315 profiles. Investigated area is located in the central part of Veneto regione, surrounded by the Venice Lagoon on the south-east side, the Livenza River on the east, the Euganei Hills on the west and the Prealps Mountains on the north. Heavy metals analysis were performed mainly on the top soil (315 samples of A horizons), and partly on the sub-soil (172 samples of B and C horizons).

Parent material determines the heavy metal concentration in soil, particularly for zinc, nickel, cadmium, lead, chromium and arsenic. Some relationship was found between total and available fractions for copper, lead and cadmium, and between some soil characteristics, like texture and organic matter, and some metals; the ratio between available and total fractions assumes different values for each considered metal. Zinc, copper and lead are accumulated in the top soil more than other metals.

Riassunto

Nell'ambito delle indagini pedologiche eseguite in Veneto negli anni 1997-2000, è stata determinata la frazione totale e disponibile di metalli pesanti su campioni prelevati da 315 profili. L'area oggetto di indagine si trova nella zona di pianura compresa tra la laguna di Venezia a sud-est, il fiume Livenza a est, i Colli Euganei ad ovest e le Prealpi a nord. Le analisi dei metalli sono state eseguite prevalentemente sugli orizzonti superficiali (315 campioni di orizzonti A), e in parte anche sugli orizzonti profondi e sul substrato (172 campioni di orizzonti B e C).

Il materiale di partenza condiziona il livello dei metalli nel suolo, in particolare per zinco, nichel, cadmio, piombo, cromo e arsenico. Sono state rilevate correlazioni fra frazione assimilabile e totale per rame, piombo e cadmio, e tra alcune caratteristiche del suolo, quali tessitura e sostanza organica, e alcuni metalli; il rapporto tra frazione assimilabile e totale presenta valori diversificati tra i diversi metalli. Per zinco, rame e piombo è stato evidenziato un accumulo dei metalli nell'orizzonte superficiale.

Parole chiave: Metalli pesanti, livello naturale, livello usuale, monitoraggio.

Introduzione

L'aumentata circolazione nell'ambiente di emissioni gassose e sostanze di rifiuto da attività industriali e civili che ha accompagnato lo sviluppo economico soprattutto nella seconda metà del secolo scorso, ha aumentato sempre più l'attenzione da parte delle istituzioni alla protezione del suolo da un possibile eccessivo accumulo delle sostanze inquinanti ed ha indotto una maggiore richiesta di conoscenza in particolare sul contenuto di metalli pesanti dei suoli.

Per eseguire il monitoraggio del contenuto di metalli pesanti nel suolo possono essere adottati due differenti approcci secondo la proposta di norma ISO/CD 19258: il primo, denominato "sistematico", è basato sul campionamento dei suoli mediante una maglia regolare, mentre nel secondo, denominato "tipologico", i suoli vengono campionati sulla base di una stratificazione dei principali materiali di partenza, tipi di suolo e usi del territorio.

Nell'ambito delle indagini pedologiche eseguite in Veneto in tempi diversi (AA.VV. 1995 e 1996, Giandon et al. 2001), è stata determinata la concentrazione di metalli pesanti in campioni prelevati in corrispondenza dei profili (Giandon et al., 2000), nel tentativo di comprendere se sia in atto un accumulo di tali elementi nell'orizzonte più superficiale dei suoli. Infatti le concentrazioni rilevate negli orizzonti più profondi possono essere considerate come livello naturale del metallo nel suolo essendo in stretta relazione alla composizione chimica del materiale di partenza da cui il suolo ha avuto origine; i suoli della pianura veneta presentano un pH sempre maggiore di 7, ed in tali condizioni i metalli stabiliscono un forte legame ionico con i colloidali organici ed argillosi e pertanto la possibilità di movimento è molto ridotta.

Materiali e metodi

L'area oggetto di indagine si trova nella zona di pianura compresa tra la Laguna di Venezia a sud-est, il fiume Livenza a est, i Colli Euganei ad ovest e le Prealpi a nord; in questa zona negli ultimi quattro anni sono state condotte alcune indagini pedologiche, a cura del Centro Agroambientale dell'ARPAV, alla scala 1:50.000 e ad una den-

sità di circa 1 profilo ogni 250 ha. I metalli pesanti analizzati negli orizzonti dei profili sono: arsenico, cadmio, cobalto, cromo, mercurio, nichel, piombo, rame e zinco (Giandon et al., 2000; Giandon et al., 2001).

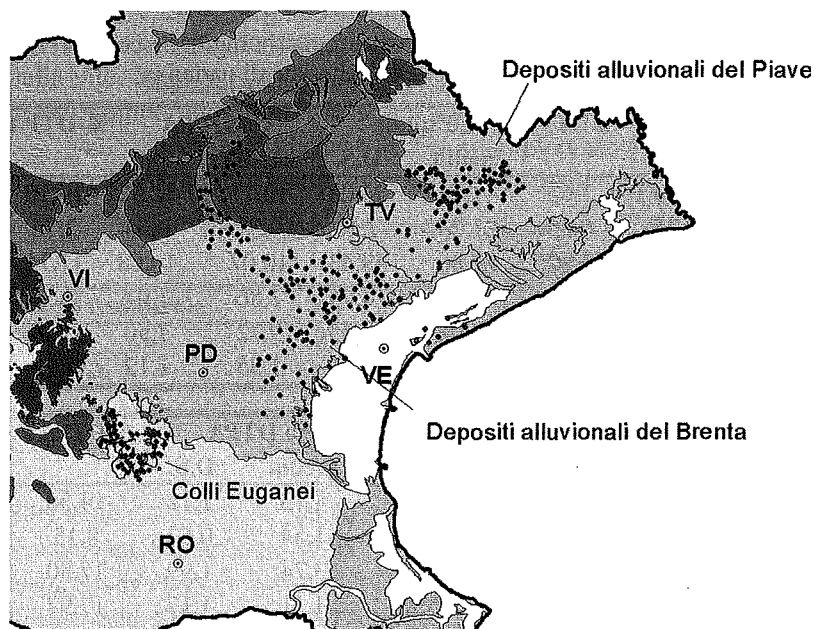


Figura 1. Posizione dei punti di prelievo in relazione al materiale di partenza (estratto dalla carta dei suoli del Veneto in scala 1:250.000)

Le analisi dei metalli sono state eseguite prevalentemente sui campioni degli orizzonti (A) (315 campioni) e degli orizzonti profondi (B e C, 172 campioni). In figura 1 è indicata la posizione dei punti di prelievo in relazione al materiale di partenza.

Le analisi sono state eseguite secondo i metodi ufficiali di analisi chimica dei suoli (D.M. 13.09.99 e D.M. 25.03.02); la frazione totale è stata determinata mediante attacco con acqua regia mentre quella disponibile, solo per cadmio, cromo, nichel, piombo, rame e zinco, mediante estrazione con DTPA; in entrambi i casi la determinazione finale è stata eseguita con ICP ottico. Su tutti i 487 campioni sono stati determinati Cd, Cr, Ni, Pb, Cu e Zn totali e disponibili e Co totale; di questi per 387 è stato analizzato anche l'arsenico totale e per 429 il mercurio totale. Oltre ai metalli su tutti i campioni è stata eseguita anche l'analisi di altri parametri tra cui tessitura, pH e sostanza organica.

Risultati e discussione

Relazione tra frazione totale e frazione disponibile

Il primo aspetto considerato per l'interpretazione dei risultati è la verifica dell'esistenza di una relazione tra la concentrazione della frazione disponibile e quella della frazione totale per ciascun metallo; tale verifica è stata eseguita esaminando la correlazione esistente tra i risultati per le diverse forme analizzate ad un livello di significatività $p > 0,01$.

Partendo dal presupposto che la frazione totale di ciascun elemento comprende sia le forme native degli elementi che quelle esogene, mentre nella frazione assimilabile prevalgono le forme esogene tra cui quelle di origine antropica, più facilmente complessate da agenti chelanti come il DTPA, una correlazione elevata tra le due frazioni rappresenta una situazione di equilibrio dinamico in cui una parte della frazione totale è comunque anche disponibile. Un rapporto elevato tra frazione disponibile e frazione totale potrebbe essere dovuto ad un maggiore apporto al suolo di metalli dall'esterno (Petruzzelli, 1989) oltre che al risultato dell'interazione di vari processi chimico-fisici che rendono gli elementi più disponibili.

L'elemento con la più alta correlazione fra le due frazioni è il rame ($r=0,927$), seguito dal piombo ($r=0,627$) e dal cadmio ($r=0,402$); per i rimanenti il coefficiente riscontrato è molto basso. Per quanto riguarda il rapporto tra frazione disponibile e totale questa presenta valori diversificati fra orizzonti superficiali e profondi (tab. 1); nei primi rame, piombo e cadmio presentano valori elevati (tra il 10 e il 40), mentre zinco, nichel e cromo presentano valori molto bassi (generalmente inferiori al 2%).

Relazione tra concentrazione dei metalli e caratteristiche del suolo

Riguardo al carbonio organico sono state individuate deboli correlazioni positive con il nichel in DTPA ($r=0,444$) ed il cadmio in DTPA ($r=0,300$) mentre non si è evidenziata nessuna relazione con le rispettive forme totali.

Il contenuto di argilla è invece positivamente correlato al contenuto di zinco ($r=0,354$), nichel ($r=0,339$), cromo ($r=0,592$) e cobalto ($r=0,505$) totali; gli stessi elementi presentano correlazione negativa con il contenuto di sabbia. Nessuna relazione è invece stata evidenziata tra limo e metalli, né tra pH e contenuto di metalli, sia totali che assimilabili, nel suolo.

In tabella 2 viene evidenziata la relazione tra classe tessiturale e concentrazioni dei metalli. Alcuni metalli, come cromo, nichel, cobalto, zinco, presentano una evidente affinità per la componente argillosa, mentre per al-

tri, come rame, piombo, cadmio, arsenico e mercurio, le concentrazioni rilevate tra le diverse classi non denotano alcuna tendenza particolare; i suoli della classe sabbiosa presentano valori di concentrazione sensibilmente più bassi per tutti i metalli, ad eccezione del mercurio che sembra non avere alcuna relazione con le componenti solide del suolo.

Tabella 1. Medie e deviazioni standard delle concentrazioni di metalli pesanti estratti con acqua regia (in mg/kg) e con DTPA (in mg/kg) e rapporto tra frazione in DTPA e frazione totale in suoli da differente materiale di partenza

Materiale di partenza	orizz.	n.	Zn totale		Zn DTPA		%DTPA	Cu totale		Cu DTPA		% DTPA
			media	D.S.	media	D.S.		media	D.S.	Media	D.S.	
Depositi	sup.	14	112,30	19,36	1,74	0,89	1,62	47,88	34,08	10,77	11,52	19,10
alluv. Brenta	prof.	14	92,67	24,84	0,44	0,35	0,49	21,03	7,11	0,51	0,34	2,76
Depositi	sup.	12	97,80	31,85	3,64	2,45	3,82	72,86	48,43	10,07	10,68	11,74
Colli Euganei	prof.	12	70,28	44,69	0,88	0,85	1,56	24,52	14,95	1,86	1,01	8,52
Depositi	sup.	13	90,04	22,73	1,79	0,99	2,02	59,02	32,45	9,72	7,90	15,08
alluv. Piave	prof.	13	71,28	36,91	0,72	1,28	0,82	23,22	6,89	1,35	1,12	5,75

Materiale di partenza	orizz.	Ni totale		Ni DTPA		% DTPA	Pb totale		Pb DTPA		%DTPA
		media	D.S.	media	D.S.		media	D.S.	media	D.S.	
Depositi	sup.	20,54	4,32	0,19	0,21	1,07	29,96	9,06	4,13	1,12	14,36
alluv. Brenta	prof.	19,48	8,49	0,03	0,03	0,13	20,11	8,44	1,54	0,63	8,15
Depositi	sup.	80,33	56,58	1,98	1,96	3,98	21,83	9,87	3,74	1,99	17,50
Colli Euganei	prof.	101,24	115,76	1,17	1,34	3,73	8,70	6,26	1,11	1,17	17,97
Depositi	sup.	75,07	80,96	0,62	0,36	1,11	16,41	3,97	3,77	0,74	24,11
alluv. Piave	prof.	61,55	48,61	0,47	0,51	0,81	9,00	5,17	1,77	1,08	19,89

Materiale di partenza	orizz.	Cd totale		Cd DTPA		% DTPA	Cr totale		Cr DTPA		%DTPA
		media	D.S.	media	D.S.		media	D.S.	media	D.S.	
Depositi	sup.	0,66	0,15	0,09	0,02	13,15	26,51	6,47	n.d.	n.d.	n.d.
alluv. Brenta	prof.	0,57	0,17	0,01	0,01	1,63	22,52	9,98	n.d.	n.d.	n.d.
Depositi	sup.	0,34	0,12	0,12	0,05	38,78	61,15	22,37	0,20	0,03	0,37
Colli Euganei	prof.	0,14	0,16	0,02	0,04	19,87	55,23	40,03	0,20	0,04	0,56
Depositi	sup.	0,23	0,13	0,09	0,02	47,86	58,74	30,52	0,18	0,03	0,35
alluv. Piave	prof.	0,11	0,11	0,01	0,03	6,17	47,93	24,83	0,18	0,03	0,45

Materiale di partenza	orizz.	Co totale		As totale		Hg totale	
		media	D.S.	media	D.S.	media	D.S.
Depositi	sup.	10,23	2,72	15,29	5,34	0,54	0,31
alluv. Brenta	prof.	9,07	3,51	17,18	5,22	0,54	0,28
Depositi	sup.	12,40	4,45	16,44	13,64	0,23	0,12
Colli Euganei	prof.	8,74	5,36	8,36	4,81	0,16	0,11
Depositi	sup.	9,55	3,11	9,70	2,42	0,17	0,13
alluv. Piave	prof.	9,38	5,39	10,10	5,21	0,11	0,12

Contenuto "usuale" e "naturale" in funzione di diversi materiali di partenza

Per i profili in cui erano disponibili le concentrazioni di metalli di tutti gli orizzonti sono stati selezionati i risultati degli orizzonti superficiali e degli orizzonti B di alterazione situati a profondità maggiore di 70 cm e di spessore superiore a 20 cm; tali valori dovrebbero rappresentare il contenuto "naturale" (orizzonti profondi) e quello "usuale" (orizzonti superficiali) nell'accezione data dal documento ISO/CD 19528: "la concentrazione che risulta sia dal contenuto naturale pedo-geochimico che dal moderato apporto al suolo da sorgenti diffuse". Sono stati scelti gli orizzonti B in quanto più simili per materiale parentale agli orizzonti A, perché nella pianura alluvionale sono frequenti le discontinuità nella granulometria dei sedimenti all'interno del profilo. La scarsa influenza dei processi pedogenetici sul contenuto iniziale di metalli pesanti è stata testata su un campione di 25 profili nei quali le determinazioni analitiche sono state eseguite per tutti gli orizzonti; su questi non sono state riscontrate differenze tra le concentrazioni di metalli tra gli orizzonti B e C.

I risultati (tab. 1) sono stati raggruppati in funzione di tre diversi materiali di partenza: i depositi alluvionali del fiume Brenta, quelli del fiume Piave e i depositi colluvio-alluvionali dei Colli Euganei che derivano sia da rocce vulcaniche che sedimentarie.

Generalmente la concentrazione dei metalli nell'orizzonte superficiale è maggiore per effetto di un più o meno lieve accumulo dovuto all'apporto da sorgenti diffuse (deposizioni atmosferiche o distribuzione di fertilizzanti e pesticidi).

Le differenze di concentrazione tra orizzonti superficiali e profondi sono maggiori per alcuni metalli, come rame e zinco, che sono più frequentemente presenti nei prodotti utilizzati per la difesa antiparassitaria, soprattutto della vite, e per la nutrizione animale, da cui sono poi trasferiti nelle deiezioni zootecniche distribuite al suolo; anche per il piombo tale differenza è elevata.

I valori di nichel e cromo sono piuttosto elevati nelle aree dei Colli Euganei e della pianura del Piave, in entrambi gli orizzonti; in questo caso tali valori sono da attribuire esclusivamente al contenuto naturale (Consalter et al., 1998).

Tabella 2. Valori medi di concentrazione dei metalli pesanti estratti con acqua regia (in mg/kg) in relazione alle differenti classi tessiturali

Classe tessiturale	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	Co	As	Hg
Clay	118,39	50,35	71,65	25,06	0,36	63,24	12,98	16,63	0,22
Silty clay	95,98	58,05	49,57	20,49	0,45	49,72	12,31	12,42	0,18
Silty clay loam	84,15	51,43	41,73	20,72	0,44	38,39	10,53	13,68	0,24
Clay loam	84,90	34,78	27,01	30,88	0,58	32,27	11,18	13,17	0,18
Loam	82,93	50,43	22,79	22,74	0,50	25,25	8,69	14,40	0,21
Silty loam	85,90	53,34	19,85	22,26	0,50	23,95	7,77	13,73	0,25
Sandy loam, Sandy clay	79,95	39,16	28,28	19,03	0,48	24,03	8,11	14,41	0,22
loam, Sandy clay-									
Loamy sand, Sand	45,77	23,12	7,48	22,46	0,22	8,28	2,86	7,32	0,43

Confronto fra limiti di legge e valori misurati

I limiti relativi alla concentrazione di metalli pesanti nel suolo sono definiti dalla direttiva europea sull'utilizzo dei fanghi di depurazione in agricoltura e dalla legge nazionale relativa all'utilizzo in agricoltura del compost da RSU (D.C.I. 27/07/84); tali valori sono stati considerati per valutare il rischio collegato alle concentrazioni che sono state misurate nei campioni analizzati; in tabella 3 tutti i risultati sono stati raggruppati secondo classi create a partire dai sopra citati limiti.

Per cadmio (87 %) e mercurio (91 %) la maggior parte dei campioni si trova nella classe di concentrazione molto bassa, e per il 100 % (Cd) e 98 % (Hg) nelle classi bassa e molto bassa.

Le concentrazioni di nichel sono per il 62 % dei casi nella classe di concentrazione molto bassa, per il 28 % nella bassa, per il 6 % nella media e per il 4 % in quella elevata; queste ultime sono per lo più concentrate nell'area dei Colli Euganei e dovute all'origine vulcanica del materiale di partenza.

Le concentrazioni di cromo sono per il 36 % nella classe molto bassa, per il 47 % nella bassa e per il 13 % nella media; anche per il cromo i livelli mediamente elevati sono dovuti principalmente al materiale di partenza, infatti negli orizzonti profondi il cromo è generalmente compreso fra 40 e 60 mg/kg.

Tabella 3. Risultati delle analisi degli orizzonti superficiali classificati sulla base dei limiti di legge; in grassetto i limiti per la concentrazione massima ammissibile nei terreni soggetti all'utilizzo di fanghi in agricoltura previsti della direttiva regionale (DGRV 3247/95)

Cd		Cr		Cu		Hg		Ni		Pb		Zn		As	
mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
<0,75	87	<25	36	<25	19	<0,5	91	<25	62	<25	54	<75	30	<2,5	2
0,75-1,5	13	25- 50	47	25-50	33	0,5-1	7	25-50	28	25-50	40	75-150	65	2,5-5	13
1,5-3	0	50-75	13	50- 100	26	1-2	2	50- 75	6	50- 100	5	150- 300	5	5- 10	22
>3	0	>75	4	>100	22	>2	0	>75	4	>100	1	>300	0	>10	63

Le concentrazioni di piombo sono nella classe molto bassa per il 55% dei casi, per il 40% nella bassa, per il 5% nella media e per l'1% in quella elevata; i suoli con il maggiore contenuto di piombo sono situati nella periferia della città di Mestre-Venezia che è intensamente popolata e quindi ad elevate intensità di traffico.

Le concentrazioni di zinco sono nella classe molto bassa per il 30% dei casi, per il 65% nella bassa, e per il 5% nella media.

Le concentrazioni di rame sono nella classe molto bassa per il 15% dei casi, per il 41% nella bassa, per il 30% nella media e per il 14% in quella elevata.

Questi livelli sono piuttosto elevati se confrontati con quelli degli altri metalli e trovano giustificazione nell'utilizzo frequente del rame per la difesa antiparassitaria della vite (Deluisa *et al.*, 1995).

L'arsenico non è sempre considerato dalle normative ambientali che pongono limiti relativi ai metalli nel suolo; molti suoli del Veneto hanno un contenuto relativamente elevato di arsenico, normalmente compreso tra 10 e 20 mg/kg ma talvolta anche superiore a 50.

Il 60 % dei campioni analizzati ha più di 10 mg/kg di arsenico, limite previsto dalla normativa regionale veneta per l'utilizzo di fanghi in agricoltura (DGRV 3247/95); i suoli con il maggiore contenuto in arsenico sono quelli sviluppati sui depositi alluvionali del Brenta (17,18 negli orizzonti profondi), mentre quelli sviluppatisi sulle alluvioni del Piave presentano una concentrazione di arsenico attorno ai 10 mg/kg, ed essendo le concentrazioni negli orizzonti profondi agli stessi livelli, risulta chiara la correlazione con il materiale di partenza. Conclusioni

Le più elevate correlazioni tra frazione assimilabile e totale sono state trovate per rame, piombo e cadmio, mentre le correlazioni sono molto basse per zinco e nichel; la determinazione della frazione assimilabile ha fornito una chiave di lettura dei dati che deve essere confermata mediante ulteriori approfondimenti circa la relazione tra la frazione assimilabile, l'origine dell'elemento e la pericolosità nei confronti delle piante.

Solo per il carbonio organico è stata evidenziata una debole correlazione con nichel e cadmio assimilabili, mentre non c'è nessuna correlazione con la frazione totale; zinco, nichel, cromo e cobalto sono correlate con l'argilla. In generale nei suoli considerati non è particolarmente utile lo strumento della correlazione per prevedere una variazione del contenuto dei metalli in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche.

La concentrazione nell'orizzonte superficiale è più elevata rispetto a quella dell'orizzonte profondo; le differenze sono maggiori per alcuni metalli, come zinco e rame, utilizzati sia nella difesa antiparassitaria che nell'alimentazione degli animali, e piombo che potrebbe essersi depositato per effetto di fenomeni di trasporto atmosferico, ipotesi comunque da verificare e non dimostrata nel presente lavoro. Tale evidenza dimostra che l'approccio delineato dalla proposta di norma ISO/CD 19258 relativa alla determinazione del livello di fondo dei metalli nel suolo è corretto e può essere utilizzato per un monitoraggio dell'accumulo diffuso di tali elementi.

Le concentrazioni delle frazioni totali dei metalli misurate sono generalmente al di sotto dei limiti stabiliti dalla normativa ambientale, con qualche eccezione, in particolare per l'arsenico, dovuta alle caratteristiche geochimiche del materiale di partenza (livello di fondo naturale). Di tale particolarità si sta già tenendo conto, anche nelle procedure di bonifica dei siti contaminati, per definire i livelli da considerarsi accettabili per i diversi usi del suolo.

Bibliografia

- AA.VV., 1995. I suoli di Piombino Dese e Trebaseleghe. ESAV, Serie Pedologia n. 1.
- AA.VV., 1996. I suoli dell'area a DOC del Piave, Provincia di Treviso. ESAV, Serie Pedologia n. 2.
- AA.VV., 1996. I suoli dell'area a DOC del Piave, Provincia di Venezia. ESAV, Serie Pedologia n. 3.
- AA.VV., 1996. I suoli dell'area a DOC dei Colli Euganei. ESAV, Serie Pedologia n. 4.
- CONSALTER A., GIANDON P., GHERARDI M., SIMONI A., VIANELLO G., 1998. Approccio metodologico per definire la distribuzione e il differente grado di concentrazione in metalli nei suoli per cause naturali ed antropiche. In: Sensibilità e vulnerabilità del suolo: metodi e strumenti di indagine, Progetto Panda, Franco Angeli Ed., pp. 279-303.
- DELUISA A., GIANDON P., AICHNER M., BORTOLAMI P., BRUNA L., LUPETTI A., NARDELLI F., STRINGARI G., 1995. Copper Pollution in Italian vineyard soils. In: Communication in Soil and Plant Analysis, 27/5-8, pp. 1537-1548.
- D.M. 13.09.1999. Approvazione dei metodi ufficiali di analisi chimica del suolo.
- D.M. 25.03.02. Rettifiche al decreto 13 settembre 1999 riguardante l'approvazione dei metodi ufficiali di analisi chimica del suolo.
- GIANDON P., VINCI I., FANTINATO L., 2000. Heavy metal concentration in soils of the Basin draining in the Venice Lagoon. In: Bollettino della S.I.S.S. 49 (1-2) pp. 359-366.
- GIANDON P., RAGAZZI F., VINCI I., FANTINATO L., GARLATO A., MOZZI P., BOZZO G.P., 2001. La carta dei suoli del bacino scolante in laguna di Venezia. In: Bollettino della S.I.S.S. 50, pp. 273-280.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1985. Trace elements in soil and plant. CRC Press, 315p.
- PETRUZZELLI G., 1989. Recycling wastes in agriculture: heavy metal bioavailability. In: Agriculture, Ecosystem and Environment, 27 pp. 493-503.

MODELLI E CARTOGRAFIA DI VULNERABILITÀ DEI SUOLI AI PROCESSI DI DESERTIFICAZIONE. IL CASO DEL COMUNE DI SASSARI

Salvatore Madrau ², Claudio Zucca ¹, Mario De Roma ², Daniele Pittalis ¹

¹ Centro Interdipartimentale di Ateneo NRD (Nucleo Ricerca Desertificazione)

c/o Dip. di Sc. Zootecniche, Università di Sassari

² Dipartimento di Ingegneria del Territorio, Università di Sassari

Abstract

In the present work, a pedological survey and GIS techniques have been integrated to assess vulnerability to desertification of the soils of an area of Northern Sardinian (Municipality of Sassari). The ESA model (Environmentally Sensitive Areas to desertification), developed within the MEDALUS III project, has been applied.

The ESA model uses a set of fifteen indicators that are grouped in four categories (soil, climate, vegetation and land management). To obtain all necessary pedological informations, all available cartographical documents were analysed and several pedological observations carried out in the area in the frame of various projects and surveys were recovered and valorised.

The integration in a GIS of all thematic layers required by the model and the following implementation underlined the high vulnerability to desertification of the study area.

Riassunto

Nel presente lavoro, osservazioni pedologiche e tecniche di elaborazione GIS sono state integrate allo scopo di valutare la vulnerabilità alla desertificazione dei suoli di un'area della Sardegna settentrionale (Comune di Sassari). Ai fini della valutazione della vulnerabilità è stato applicato il modello ESA (Environmentally Sensitive Areas to desertification) sviluppato nell'ambito del progetto MEDALUS III, che utilizza un set di quindici indicatori raggruppati in quattro categorie (qualità del suolo, del clima, della vegetazione e della gestione del territorio). L'ottenimento delle informazioni pedologiche necessarie ha richiesto l'analisi di tutti i documenti cartografici disponibili, nonché il recupero e la valutazione di numerose osservazioni pedologiche effettuate nell'area nel corso di vari progetti e campagne di rilevamento. L'integrazione nel SIT/GIS di tutti i piani informativi tematici richiesti dal modello e la successiva implementazione hanno evidenziato l'elevata vulnerabilità alla desertificazione dell'area considerata.

Parole chiave: Rischio di desertificazione; GIS; ESA; Sardegna.

Introduzione

La desertificazione è una delle più gravi emergenze ambientali e minaccia circa un quarto delle terre del pianeta (Dregne, 1991). Tale fenomeno è divenuto ormai un importante problema ambientale anche nel Nord del Mediterraneo e quindi in Italia. Il concetto di desertificazione ha subito nel corso degli anni delle modificazioni direttamente connesse alla evoluzione dello studio di tale fenomeno (Enne e Zucca, 2000).

La definizione adottata dall'Assemblea Generale delle Nazioni Unite e inserita nel testo della Convenzione per la Lotta alla Desertificazione ("Degradazione delle terre in aree aride, semi aride e secco sub-umide, derivante da diversi fattori, comprese le variazioni climatiche e l'impatto antropico"; UNCCD, 1994) tiene conto di tutti quei processi che concorrono alla riduzione del potenziale biologico ed economico delle terre presenti in determinate regioni climatiche e assegna un ruolo centrale all'azione dell'uomo.

La Convenzione riserva uno specifico Annesso (Annesso IV) al Mediterraneo del nord, del quale l'Italia fa parte. In queste regioni le aree a rischio di desertificazione presentano, secondo la UNCCD, un'elevata vulnerabilità naturale a causa delle scarse precipitazioni, della frequenza degli eventi estremi, della ridotta copertura vegetale dovuta anche all'alta frequenza di incendi boschivi, della limitata resistenza della vegetazione alla siccità, dei suoli altamente erodibili o ad elevata pendenza. A queste cause si sommano fattori sociali ed economici quali le condizioni di crisi dell'agricoltura tradizionale con il conseguente abbandono di vaste aree che divengono marginali, lo sfruttamento eccessivo delle risorse idriche, la massiccia concentrazione delle attività economiche lungo le fasce costiere, le forti aggregazioni di aree urbane, il turismo e l'agricoltura intensiva. I processi di degradazione dei suoli costituiscono una componente centrale del complesso sistema di processi che causano la desertificazione. La degradazione dei suoli infatti compromette una vasta gamma di funzioni vitali che i suoli svolgono anche "a servizio" delle altre componenti dell'ecosistema, e della società. Si calcola che nella UE 52 milioni di ettari (oltre il 16% della superficie totale) siano colpiti da

forme di degrado e non a caso nel maggio 2001 la Commissione Europea ha riconosciuto nella perdita di suolo e nella diminuzione della fertilità la minaccia principale allo sviluppo sostenibile (COM, 2002). I processi segnalati come principali responsabili sono: erosione, diminuzione della sostanza organica, contaminazione, impermeabilizzazione, compattazione, diminuzione della biodiversità del suolo, salinizzazione, inondazioni e smottamenti.

L'Italia ha ratificato la UNCCD nel 1997 come Paese affetto in particolare a livello delle regioni meridionali e insulari. La Sardegna è una regione sensibile, per via della presenza di molte delle problematiche che caratterizzano il fenomeno nel bacino del mediterraneo e soprattutto per l'accentuarsi di alcune di queste: per esempio i problemi legati alla disponibilità dell'acqua e alla gestione di tale risorsa, la fortissima pressione pastorale, l'elevata incidenza degli incendi forestali, l'urbanizzazione costiera disordinata.

I paesi e le regioni affette hanno la necessità di sviluppare metodi di modellizzazione e rappresentazione cartografica della vulnerabilità territoriale per favorire una pianificazione sostenibile. Vista la complessità del fenomeno e la molteplicità dei fattori coinvolti, la valutazione della sensibilità del territorio alla desertificazione deve comportare una analisi multidisciplinare di numerosi fattori ambientali e antropici. Nel presente lavoro è stato utilizzato un metodo rispondente a queste caratteristiche, il metodo ESAs (Environmentally Sensitive Areas to desertification - Kosmas, 1998) sviluppato nell'ambito del progetto MEDALUS III.

Materiali e metodi

Il territorio comunale di Sassari interessa una superficie di 54693 ha. L'area è caratterizzata da una notevole complessità geologica, morfologica e pedologica.

Climaticamente è riconducibile al tipo mediterraneo bistagionale con precipitazioni distribuite prevalentemente nei mesi autunnali ed invernali, valori minimi nei mesi estivi in concomitanza con i massimi termici annui. Dal punto di vista fitoclimatico il territorio ricade nella fascia del Lauretum. Il climax più diffuso nell'area in studio è quello delle foreste miste di sclerofille sempre verdi termoxerofile che interessa le zone collinari interne e quello delle boscaglie e delle macchie termoxerofile litoranee lungo le coste.

In accordo con la Carta dei Suoli della Sardegna sono state riconosciute nel territorio comunale di Sassari le seguenti unità di paesaggio principali:

- *Paesaggi delle formazioni metamorfiche del Paleozoico e relativi depositi di versante.* Interessano una vasta serie di rilievi collinari, con forme particolarmente aspre ed accidentate nel tratto più meridionale, che separa le piane della Nurra dal mare di Sardegna. Si tratta di superfici con ampi tratti a roccia affiorante, fortemente erose, destinati alla macchia e al pascolo. Quest'ultimo nelle morfologie più dolci è in rotazione con i cereali. Vi sono diffusi Xerorthents, Haploxerepts e Dystroxerepts litici, ricchi in scheletro, neutri o subacidi, dalla scarsa capacità di scambio.

- *Paesaggi delle formazioni arenacee del Permo - Trias e relativi depositi di versante.* Sono osservabili su superfici di modesta estensione ai margini dei rilievi metamorfici della Nurra. Di colore dal rosso bruno al viola scuro, danno origine a Xerorthents e Haploxerepts litici e tipici. Spesso fortemente erose, queste aree sono generalmente incolte e destinate alla macchia e al pascolo.

- *Paesaggi delle formazioni calcaree cristalline del Mesozoico e relativi depositi di versante.* Interessano una serie di modesti rilievi e piccole piane che, si spingono dalla foce del rio Fiume Santo nel Golfo dell'Asinara fino al promontorio di Capo Caccia. Il bosco e la macchia prevalgono nelle morfologie più accidentate; nei versanti più dolci e nelle piane cedono il posto alla cerealicoltura, alle colture ortive irrigue, alla vite e all'olivo. Vi sono diffusi Xerorthents litici e Rhodoxeralfs litici e tipici, erosi e sempre associati ad ampi tratti a roccia affiorante. Ai piedi dei versanti sono frequenti gli accumuli di carbonati secondari in profondità.

- *Paesaggi delle formazioni effusive acide del Mesozoico e relativi depositi di versante.* Sono delle superfici dalla morfologia variabile dalla collinare alla pianeggiante diffuse ad est del territorio in studio al confine con Osilo. A tratti pietrose, rocciose e fortemente erose, sono generalmente destinate al pascolo arborato localmente in rotazione alla cerealicoltura. Il pedotipo più diffuso è rappresentato dagli Haploxerepts litici che cedono il posto agli Xerorthents nelle morfologie più accidentate e agli Haploxerepts nei compluvi e nelle piane alluvionali presenti tra i rilievi stessi.

- *Paesaggi delle formazioni sedimentarie del Cenozoico e relativi depositi di versante.* È uno dei paesaggi più diffusi nel territorio di Sassari. Interessa superfici dalla morfologia variabile dalla collinare alla pianeggiante. Nelle aree prossime al centro urbano, collinari, erose, con ampi tratti a roccia affiorante domina l'ulivo che cede il posto alla cerealicoltura nelle morfologie più dolci. Su queste superfici sono osservabili Xerorthents, Haploxerepts litici, tipici, vertici e Rhodoxeralfs litici. Ai piedi dei versanti e nei compluvi sono presenti Haploxeralfs e Rhodoxeralfs molto potenti e con orizzonti calcici ben sviluppati.

- *Paesaggi delle alluvioni mio-plioceniche e pleistoceniche e dei depositi eolici pleistocenici.* Diffuse nelle grandi piane della Nurra sono limitati a est dal Rio Mannu a sud e a ovest rispettivamente dai rilievi sedimentari e metamorfici. Pianeggianti o debolmente ondulate, sono state oggetto di intensi processi erosivi che hanno asportato

ingenti masse del suolo attuale. Sono generalmente destinate alla cerealicoltura in rotazione al pascolo. Vi dominano Haploxeralfs e Paleixeralfs, poco potenti a cui segue un pacco di ghiaie e ciottoli di quarzo fortemente cementati che coprono dei paleosuoli, erosi, con potenti orizzonti a plintite.

- *Paesaggi delle alluvioni recenti ed attuali.* Occupano fasce di limitata ampiezza parallele ai corpi idrici. Queste superfici sono spesso destinate a colture irrigue sia erbacee che arboree. Il pedotipo dominante è rappresentato da Xerofluvents tipici le cui caratteristiche chimiche e fisiche sono in funzione della litologia dei bacini a monte. Localmente i Xerofluvents possono assumere caratteristiche vertiche o cedere il posto agli Haploxerepts.

Il metodo ESAs è stato sviluppato sulla base di osservazioni effettuate, nel periodo temporale 1996-1998, su quattro diverse target-areas ubicate in Grecia, Italia (Val d'Agri), Portogallo e Spagna. A tutt'oggi, risulta che l'applicazione di tale metodologia in Italia sia avvenuta quattro volte (escludendo le target-areas), di cui una in Sardegna, due volte in Sicilia e una in Puglia (Motta, 1999; Iannetta et al., 2002; Montanarella et al., 2000).

Tale metodo si basa sulle informazioni derivanti da indicatori chiave relativi alla qualità del suolo, della vegetazione, del clima e della gestione del territorio per individuare aree caratterizzate da diverso grado di sensibilità alla desertificazione. Complessivamente il modello utilizza 15 indicatori: 6 per il suolo, 4 per la vegetazione, 3 per il clima, 2 per la qualità della gestione del territorio (fig. 1). L'elaborazione degli indici ESA avviene, inizialmente, attraverso il calcolo (o la misura) dei singoli indicatori. Quindi ai valori misurati si associa un valore indice sulla base di tabelle di conversione (tab. 1).

Determinati questi valori indice per tutti e 15 gli indicatori se ne calcola la media geometrica, ottenendo i valori di SQI, CQI, VQI e MQI (fig. 2). I valori che ciascun indice può assumere rientrano in un range all'interno del quale sono definite tre classi di qualità, secondo apposite tabelle di conversione (esempio per SQI nella tab. 2).

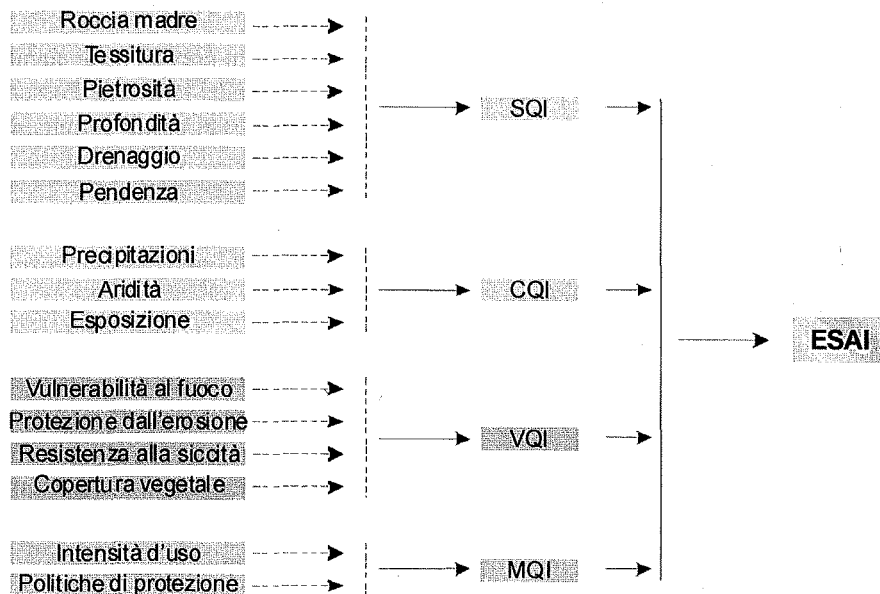


Figura 1. Diagramma di flusso per la determinazione delle ESAs

Tabella 1. Esempio di tabella di conversione valori/coefficienti. Tessitura del suolo

Classe	Descrizione	Tessitura	Indice
1	Buona	F, FSA, FS, SF, FA	1.0
2	Moderata	AS, FL, FLA	1.2
3	Scarsa	L, A, AL	1.6
4	Molto Scarsa	S	2.0

Per ciascuno si possono così individuare delle aree caratterizzate da alta, moderata o bassa qualità. I valori assoluti dei quattro indici vengono infine a loro volta utilizzati come fattori di una nuova media geometrica per la determinazione del valore finale dell'indice di sensibilità alla desertificazione o ESAl (Environmentally Sensitive Area Index). I valori che questo indice può assumere rientrano in un range all'interno del quale sono definite quattro classi, di cui due ulteriormente suddivise in tre sottoclassi (tab. 3). Per la rappresentazione cartografica di ciascun indicatore occorre disporre di uno specifico strato informativo al fine di poter effettuare l'operazione di overlay matematico necessaria al calcolo dell'indice ESA.

SQI	(Roccia madre * Tessitura * Pietrosità * Profondità * Drenaggio * Pendenza) ^{1/6}
CQI	(Precipitazioni * Aridità * Esposizione) ^{1/3}
VQI	(Rischio d'incendio * Protezione dall'erosione * Resistenza alla siccità * Copertura) ^{1/4}
MQI	(Intensità d'uso * politiche di protezione) ^{1/2}
ESAI	(SQI * CQI * VQI * MQI) ^{1/4}

Tabella 2.

Tabella di attribuzione delle classi dell'Indice di Qualità del Suolo (SQI)

Classe	Descrizione	Range
1	Alta	<1.13
2	Moderata	Da 1.13 a 1.45
3	Bassa	>1.46

Figura 2. Formule di calcolo degli Indici intermedi e dell'Indice Finale a partire dai coefficienti

Tabella 3. Definizione delle Classi e sottoclassi ESAs

Classe	Sottoclasse	Descrizione
CRITICA	C3, C2, C1	Aree altamente degradate a causa di una precedente gestione errata e che possono produrre un cosiddetto impatto off-site, cioè costituire una minaccia per l'ambiente delle aree circostanti. Per esempio aree fortemente erose soggette a forti deflussi superficiali e perdite di materiale sedimentario.
FRAGILE	F3, F2, F1	Aree in cui qualsiasi cambiamento che alteri il delicato equilibrio tra risorse naturali e attività umane può, verosimilmente, portare alla Desertificazione. Per esempio quelle aree in cui il riscaldamento conseguente all'effetto serra, provoca un incremento delle condizioni di aridità, quindi una diminuzione della copertura vegetale e, infine, un aumento dei fenomeni erosivi.
POTENZIALE	P	Aree a rischio Desertificazione solo in previsione di significativi cambiamenti climatici o di particolari combinazioni d'uso del territorio. Possono far parte di questa categoria terreni abbandonati che non sono stati gestiti correttamente in passato.
NON AFFETTA	N	

Per la realizzazione del layer pedologia per esempio, è stata digitalizzata la Carta Pedologica del Piano Urbanistico Provinciale in scala 1: 50.000 (Madrau, 2000). La carta include 31 unità cartografiche raggruppate nelle 9 unità di paesaggio già descritte. Di notevole importanza si è dimostrata l'acquisizione dei dati riguardante i 150 profili di suolo ricadenti nell'area in studio e descritti nel corso di precedenti ricerche. Infatti l'applicazione delle tabelle di conversione ha presentato per quanto riguarda i parametri pedologici (tessitura, pietrosità, drenaggio, profondità) la ben nota difficoltà dell'extrapolazione di valori parametrici quantitativi da una carta pedologica, con l'assegnazione, a ciascuna unità cartografica, di valori medi per i parametri interessati. Questo è stato fatto non solo sulla base delle note illustrative, ma anche sulla base di informazioni complementari (le osservazioni pedologiche disponibili) ed esperienze dirette. Le osservazioni disponibili sono state inserite nella banca dati geografica al fine d'individuare quelle ricadenti in ciascuna unità cartografica. L'acquisizione di tali dati si è dimostrata fondamentale per integrare le informazioni disponibili, anche se non per tutte le U. C. è stato possibile reperire informazioni complementari.

Risultati e discussione

L'elaborazione è stata effettuata mediante software GIS ARC VIEW 3.2, con dati in formato GRID (tutti i layer vettoriali sono stati quindi "rasterizzati"). Il calcolo delle medie geometriche avviene attraverso l'utilizzo di operatori matematici di prodotto e potenza che agiscono sui valori degli attributi di ciascun pixel appartenente a ciascuno strato informativo sovrapposto. Di seguito sono analizzati i risultati ottenuti, sia rispetto ai singoli indici di qualità parziali, sia rispetto all'indice ESA. Relativamente ai primi (grafici in figura 3) e in particolare alla qualità del suolo, l'area in studio ricade per il 72% in classe 2 (qualità moderata). Solo il 4% in classe di qualità alta e il restante 20% circa presenta qualità bassa (classe 3). Riguardo all'ESAI secondo i risultati ottenuti (tab. 4 e fig. 4) la classe N corrispondente alle aree non affette da Desertificazione non è presente.

Le aree potenziali sono invece presenti anche se su estensioni insignificanti. Le aree fragili (F1, F2, F3) interessano circa il 20% del territorio comunale, concentrandosi maggiormente intorno all'area urbana di Sassari e in particolare nelle aree occupate da oliveti caratterizzate da buona qualità della gestione e da qualità dei suoli e della vegetazione moderate.

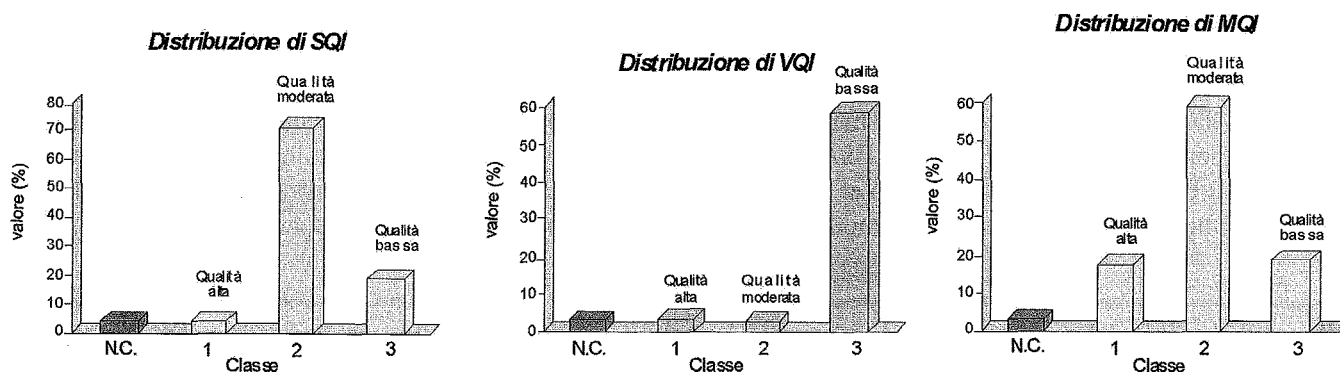


Figura 3. Distribuzione degli indici di SQI, VQI, MQI nelle rispettive classi di qualità

Tabella 4. Incidenza delle diverse classi ESAs nel territorio comunale di Sassari

Classe	Tipo	Subtipo	Range ESAI	Area (ha)	Area (%)
0	Non classificata	N.C.	0	2705	4,9
1	Non affetta	N	< 1.170	0	0
2	Potenziale	P	1.170 - 1.225	15	0,03
3	Fragile	F1	1.225 - 1.265	358	0,7
4	Fragile	F2	1.265 - 1.325	4470	8,2
5	Fragile	F3	1.325 - 1.375	5820	10,7
6	Critica	C1	1.375 - 1.415	5293	9,7
7	Critica	C2	1.415 - 1.530	21624	39,8
8	Critica	C3	> 1.530	14017	25,8

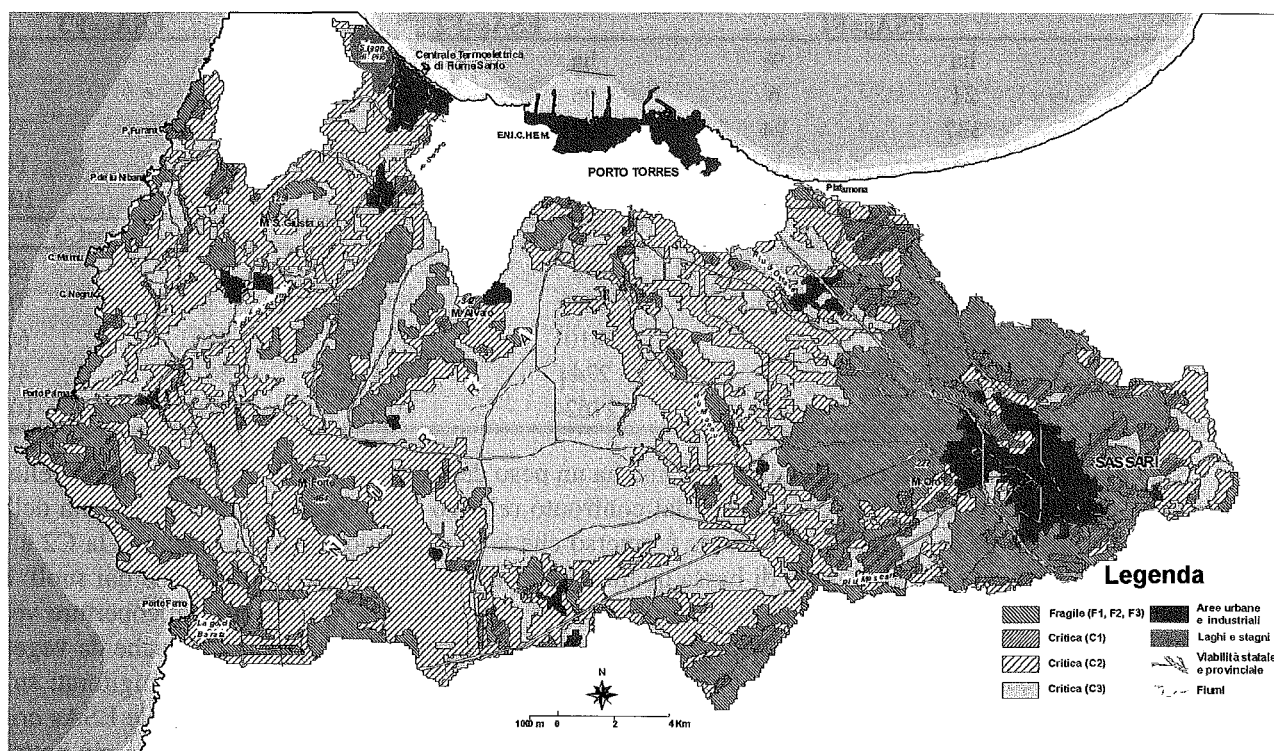


Figura 4. Carta del rischio di desertificazione (ESAs)

La maggior parte dell'area in studio, circa il 75%, è interessata dalle sottoclassi C1, C2, C3 che identificano la classe critica di sensibilità alla Desertificazione. Tali aree sono diffuse in maniera piuttosto omogenea sul territorio comunale. La sottoclasse C3, in particolare, si concentra nella parte centrale dell'area in studio occupata in gran parte da colture agrarie a seminativi non irrigui (53% ricadente in C3), e relativamente al suolo su una unità pedologica appartenente al paesaggio delle formazioni calcaree cristalline del Mesozoico. Aree rilevanti si trovano anche in

corrispondenza dei rilievi metamorfici della Nurra caratterizzati da intensi processi erosivi (sovrappasciamento, incendi, interventi non appropriati di miglioramento dei pascoli) che hanno asportato ingenti volumi di suolo.

Alcune statistiche incrociate hanno consentito di valutare il peso dei singoli indicatori rispetto al risultato finale (ESAI). L'analisi si è soffermata maggiormente sui rapporti tra le classi più sensibili (fragili e critiche). Ponendo per esempio in relazione le classi ESAI con le classi dell'indice di qualità del suolo SQI (tab. 5), si evidenzia che le classi ESAI più critiche includono al loro interno suoli appartenenti a tutte le classi SQI, anche se nella classe C3 si concentrano suoli di classe 2 e 3 (moderata e bassa qualità), per il 60% e 40% rispettivamente.

Tabella 5. Statistiche incrociate ESA/SQI

ESAs	SQI=1		SQI=2		SQI=3	
	ha	%	ha	%	ha	%
N.C.	4	0,2	409	1,0	8	0,1
P	4	0,2	10	0,0	0	0
F1	21	1,0	337	0,0	0	0
F2	96	4,4	3921	9,4	453	4,6
F3	405	18,6	4594	6,5	821	8,3
C1	368	16,9	4186	10,4	739	7,5
C2	1279	58,7	18101	45,3	2244	22,7
C3	0	0	8403	21,3	5611	56,8
TOTALE	2178	100	39961	100	9876	100

Valutando rispetto a SQI (tab. 6) si osserva d'altra parte che la classe 3 tende a mantenersi in proporzioni costanti relativamente a ciascun tipo di ESA considerato, con l'eccezione della classe C3 nella quale costituisce il 40%. Considerando le ESAs C2, C1 e F3 si vede come queste presentino distribuzione simile delle classi SQI, nell'ordine del 10% (classe 3), 80% (classe 2) e 6% (classe 1).

Tabella 6. Statistiche incrociate SQI/ESA

SQI	ESAs=F1		ESAs=F2		ESAs=F3	
	ha	%	ha	%	ha	%
SQI=1	21	6	96	2,1	405	7
SQI=2	337	94	3921	87,7	4594	79
SQI=3	0	0	453	10,2	821	14
Totale	358	100	4470	100	5820	100
SQI	ESAs=C1		ESAs=C2		ESAs=C3	
	ha	%	ha	%	ha	%
SQI=1	368	6,9	1279	5,9	0	0
SQI=2	4186	79,1	18101	83,7	8403	60
SQI=3	739	14	2244	10,4	5611	40
Totale	5293	100	21624	100	14014	100

Si può in sintesi affermare che l'indice SQI non ha un peso determinante nella discriminazione delle classi ESAI. Queste considerazioni sono state confermate dal confronto relativo all'incrocio tra ESAI e qualità della vegetazione (VQI) e tra SQI e VQI. Da tale elaborazione è emerso che le classi critiche ed in particolare la C2 e la C3 sono influenzate in maniera decisiva dai valori di bassa qualità della vegetazione e solo in subordine dai suoli: quando i suoli sembrano avere un peso rilevante, questo si deve in realtà alla concomitante presenza di coperture vegetali di scarsa qualità. Infatti il 58% dei suoli di classe 3 ricade in aree caratterizzate simultaneamente anche da vegetazione di classe 3 (colture cerealicole in presenza di suoli su formazioni calcaree cristalline e pascoli migliorati su suoli dei paesaggi delle metamorfite). Viceversa la vegetazione di classe 3, che ricade per circa il 95% nelle ESAs critiche, è associata solo per il 18% a suoli di medesimo livello di qualità. Considerazione analoga, ma ancora più netta, vale nel caso del confronto con l'indice di qualità della gestione (MQI). L'indice CQI non ha esercitato un peso significativo sul risultato dell'elaborazione.

In conclusione si può affermare che il territorio comunale di Sassari è certamente a rischio, infatti, il 75% di questo è compreso nelle classi critiche che come detto includono le aree già altamente degradate. Di tali classi la C3, la più critica, si concentra in particolare in aree dove l'azione antropica con attività agricole non sempre razionali e con una errata gestione, ad esempio il mancato rispetto della vocazione agricola e l'adozione di colture che contribuiscono ad aumentare la vulnerabilità del territorio, ha contribuito in maniera decisiva alla degradazione ambien-

tale. Le aree C3 sono per la maggior parte occupate da colture agrarie a seminativi asciutti, le quali si concentrano tra l'altro sui suoli nei paesaggi delle formazioni calcaree cristalline, che occupano gran parte del settore centrale del territorio e che sono generalmente superficiali e particolarmente vulnerabili nei confronti dell'erosione.

Una validazione sul terreno sarà effettuata successivamente ad ulteriore conferma di quanto affermato.

Ringraziamenti

Lavoro realizzato nell'ambito del progetto INTERREG III - MEDOCC DesertNet ("Suivi et actions de lutte contre la désertification dans la region Méditerranéenne européenne").

Bibliografia

- DREGNE H., KASSAS M., ROZANOV B., 1991. A new assessment of the world status of desertification. *Desertification Control Bulletin* 20: 6-18, UNEP.
- EC, 2002. Comunicazione della commissione al Consiglio e al Parlamento europeo, al Comitato Economico e Sociale e al Comitato delle Regioni. Verso una strategia per la protezione del suolo. COM(2002) 179. Bruxelles.
- ENNE G., ZUCCA C., 2000. Indicatori di Desertificazione per il Mediterraneo Europeo stato dell'arte e proposte di metodo, ANPA-NRD.
- IANNETTA M.- GIORDANO L., GIORDANO F., GRAUSO S., SCIORTINO M., ROSSI L., BONATI G., 2002. Individuazione delle zone sensibili alla desertificazione nella regione Siciliana. In pubblicazione.
- KOSMAS C., KIRKBY M., GEESON N., 1999. The MEDALUS project Mediterranean desertification and land use, Manual on key indicators of desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification. European Commission, Brussels.
- MONTANARELLA L., PARACCHINI R., RUSCO E., 2000. Programma d'azione per la lotta alla siccità e alla Desertificazione. Indicazione delle aree vulnerabili in Puglia. EUR 19590 IT.
- MOTTA M., 1998. Sviluppo di una metodologia per l'individuazione di aree sensibili alla desertificazione in ambiente mediterraneo (Sardegna centro-orientale), con acquisizione di informazioni mediante elaborazione di immagini telerilevati, Tesi di laurea, Corso di laurea Scienze Ambientali, Università di Milano.
- PITTALIS D., 2002. Applicazione di una metodologia per l'individuazione di aree sensibili alla desertificazione nel territorio comunale di Sassari mediante elaborazione GIS, Tesi di laurea, 2001 - 2002, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Sassari.
- UNCCD, 1994. United Nations Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa.

USO DEL GIS PER INDIVIDUARE POSSIBILI RELAZIONI TRA LA DISTRIBUZIONE SPAZIALE DEL MAL DELL'ESCA DELLA VITE E LE CARATTERISTICHE PEDOLOGICHE IN DUE VIGNETI TOSCANI. RISULTATI PRELIMINARI

Marco Panichi ¹, Rosanna Cuniglio ¹, Alberto Agnelli ², Giuseppe Corti ², Marco Moriondo ³

¹ Dipartimento di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università degli Studi di Firenze

² Dipartimento di Scienze Ambientali e delle Produzioni Vegetali, Università Politecnica delle Marche

³ Dipartimento di Scienze Agronomiche e Gestione del Territorio Agro-Forestale, Università degli Studi di Firenze

Abstract

A wide range of symptoms characterizes the esca disease, and this makes difficult the prediction of the attack in the vineyard, both within the current year and during the years. The high variability in the occurring of the esca disease has been attributed to numerous factors that are considered co-responsible for its development. During the last years, among these factors was involved the soil. It has been hypothesized that redoximorphic conditions, due to pedogenetic properties of the soil or not efficient drainage, can induce a chronic suffering of the vines; these conditions could increase the plants immunodeficiency and make the vines more vulnerable to attacks of esca pathogens. The non-regular distribution of the redoximorphic horizons in the soil can be due to the nature of the parent material, the movement of the water through the profile, and the management of the vineyard. From these considerations, on four vineyards the health conditions of each plant were examined and a disease distribution map was created. These data, together with geological and topographic information, has allowed us to generate a GIS with the aim to recognize possible links between the distribution of the esca disease and the soil characteristics. Results indicated that the esca disease is more diffused in the vineyard areas where water stresses are stronger.

Riassunto

Il mal dell'esca della vite è caratterizzato da un ampio spettro di manifestazioni e questo rende difficile la sua previsione all'interno del vigneto, sia nell'arco dello stesso anno che nel corso degli anni. Questa notevole variabilità nella comparsa della malattia è da ricercare nei numerosi fattori che concorrono allo sviluppo della stessa, tra i quali negli ultimi anni è stato incluso il suolo. Studi precedenti hanno ipotizzato che la presenza nel suolo di condizioni asfittiche dovute a proprietà pedogenetiche o ad opere di drenaggio poco efficienti possa indurre una causa di sofferenza cronica della vite che, in simili condizioni, vedrebbe ridurre le proprie difese immunitarie così da diventare più facilmente preda di patogeni. La distribuzione degli orizzonti asfittici all'interno dei vigneti può seguire un andamento a "macchia di leopardo" e questo può essere dovuto a più cause: la natura e l'andamento degli strati della roccia madre, il movimento dell'acqua all'interno del suolo e la gestione del vigneto. A partire da queste considerazioni sono stati effettuati rilievi di campo dello stato sanitario delle singole piante su quattro vigneti campione ed è stata creata una carta della distribuzione della malattia. Mediante la sovrapposizione delle carte geologica, topografica e della distribuzione della malattia è stato creato un GIS, ossia un database implementabile con nuove osservazioni e con nuovi parametri con lo scopo di individuare possibili relazioni tra la distribuzione della malattia e le caratteristiche del suolo. I risultati ottenuti suggeriscono che la malattia ha maggiore incidenza nelle aree del vigneto dove per motivi geomorfologici e gestionali vi sono le massime condizioni di stress idrico, sia per eccesso sia per difetto.

Parole chiave: mal dell'esca, GIS, orizzonti redoximorfici, umidità del suolo.

Introduzione

Il mal dell'esca della vite è una patologia provocata da un complesso di funghi fra i quali *Fomitiporia punctata*, *Phaeoacremonium chlamydosporum* e *Phaeoacremonium aleophilum* (Surico et al., 2000). La malattia si può manifestare in due modi: la forma acuta o colpo apoplettico, che porta la pianta a morte nell'arco di pochi giorni, e la forma cronica, con la comparsa della tipica foglia tigrata. Il mal dell'esca ha una sintomatologia che, osservata nel tempo, mostra una grande variabilità: comparsa ripetuta o alternata negli anni della forma cronica, oppure colpo apoplettico su pianta sana o su pianta che ha manifestato la forma cronica in modo continuo o alternato negli anni precedenti. Questa discontinuità nella manifestazione dei sintomi non consente di seguire in maniera accurata l'andamento della malattia e la sua distribuzione all'interno del vigneto, sia nell'arco dello stesso anno che nel corso degli anni. La sola causa fungina del mal dell'esca non è sufficiente a spiegare la variabilità della sua manifestazione; infatti, da sempre sono stati citati altri fattori come concause predisponenti la pianta a contrarre la malattia: cultivar, portinnesto, forma di allevamento, età, gestione del vigneto, clima. Tra questi fattori, da alcuni anni è stato incluso il suolo (Corti e Cuniglio, 1999). In particolare, è stato ipotizzato che la presenza nel suolo di condizioni asfittiche dovute a caratteri-

stiche pedogenetiche o al posizionamento di opere di drenaggio malfunzionanti possono indurre una sofferenza cronica della vite. In simili condizioni, è presumibile che le difese immunitarie della pianta diminuiscano a tal punto che la essa sia più facilmente preda di patogeni. La presenza di orizzonti asfittici all'interno dei vigneti può avere una distribuzione a "macchia di leopardo" e questo può essere dovuto a più cause: la natura e l'andamento degli strati di roccia madre, il movimento dell'acqua all'interno del suolo e la gestione del vigneto.

Al fine di trovare una relazione tra la distribuzione del mal dell'esca e le caratteristiche geo-pedologiche dei vigneti è stato creato un GIS, uno strumento che consente di raccogliere, elaborare, trasformare, rappresentare e archiviare dati spaziali provenienti dal mondo reale (Peverieri, 1995). A questo scopo è stato approntato un lavoro di sovrapposizione di informazioni relative a geologia e distribuzione puntuale delle manifestazioni della malattia.

Materiali e metodi

Questo studio è stato condotto su quattro vigneti nelle località di Malpensata, nel comune di Radda in Chianti (SI) e di Donnini, nel comune di Reggello (FI). I suoli derivano da due litologie: alberese quelli di Radda in Chianti e arenaria (Macigno del Chianti) quelli di Donnini.

L'alberese è una formazione turbiditica costituita da calcari marnosi e marne calcaree, biancastri, raramente con sottili livelli basali calcarenitici, risalente al Paleocene e all'Eocene medio-inferiore. Il macigno del Chianti è una formazione turbiditica costituita nei suoi affioramenti più tipici da potenti strati arenacei, di colore grigio-acciaio al taglio fresco e ocra all'alterazione, con granulometria basale da grossolana a media, talora microconglomeratica; tali strati possono essere intercalati da sottili lenti argillose o argilloso-siltose. Occasionalmente, sono presenti anche strati turbiditici calcareo marnosi, di colore grigio al taglio fresco e bianco avana all'alterazione, e strati argillosi a frattura da scagliosa ad aciculare con colorazione nera.

Per ogni vigneto si riportano le principali caratteristiche stazionali.

Vigneto Malpensata 1, località Malpensata, comune di Radda in Chianti, provincia di Siena

Altitudine: 500 m s.l.m.

Pendenza: 5-10%

Orientamento dei filari: NO-SE

Esposizione: SE

Estensione del vigneto: 7200 m²

Precipitazione media annua: 834 mm

Temperatura media annua: 12.1°C

Età dell'impianto: 16 anni

Vitigni: Sangiovese 100%

Roccia madre: alberese

Vigneto Malpensata 2, località Malpensata, comune di Radda in Chianti, provincia di Siena

Altitudine: 490 m s.l.m.

Pendenza: 5-10%

Orientamento dei filari: NO-SE

Esposizione: SE

Estensione del vigneto: 4500 m²

Precipitazione media annua: 834 mm

Temperatura media annua: 12.1°C

Età dell'impianto: 30 anni

Vitigni: Sangiovese 70%, Malvasia e Trebbiano 30%

Roccia madre: alberese

Vigneto Montalbano, località: Donnini, comune di Reggello, provincia di Firenze

Altitudine: 340 m s.l.m.

Pendenza: 5-6%

Orientamento dei filari: NE-SO

Esposizione: SO

Estensione del vigneto: 7000 m²

Precipitazione media annua: 1289 mm

Temperatura media annua: 12.7°C

Età dell'impianto: 30 anni

Vitigni: Sangiovese 70%, Malvasia e Trebbiano 30%

Roccia madre: arenaria

Vigneto Frosonaia, località: Donnini, comune di Reggello, provincia di Firenze
 Altitudine: 370 m s.l.m.
 Pendenza: 3-4%
 Orientamento dei filari: NO-SE
 Esposizione: NO
 Estensione del vigneto: 5100 m²
 Precipitazione media annua: 1289 mm
 Temperatura media annua: 12.7°C
 Età dell'impianto: 31 anni
 Vitigni: Sangiovese 70%, Malvasia e Trebbiano 30%
 Roccia madre: arenaria

Le osservazioni sullo stato sanitario delle piante sono state effettuate mediante rilievi in campo. Le piante prive di foglia tigrata ma con sintomi relativi a patologie diverse dal mal dell'esca o a carenze nutritive sono state classificate come sane; le piante con foglie, grappoli e tralci completamente avvizziti o secchi sono state classificate come piante morte per colpo apoplettico; le viti con la caratteristica foglia tigrata, evidente o agli stadi iniziali, sono state classificate come malate di mal dell'esca in forma cronica; infine, le piante non presenti sul filare sono state classificate come mancanti. Queste fallanze possono essere dovute a cause diverse (rottura meccanica durante le lavorazioni, altre patologie), ma la gran parte sono imputabili a mal dell'esca.

In campo sono stati rilevati anche una serie di punti mediante GPS, in modo da avere le coordinate geografiche dei vigneti.

Attraverso il software IDRISI, i vigneti sono stati georiferiti, ossia sono state associate ad ogni punto dell'immagine le sue coordinate spaziali, al fine di poter sovrapporre la stessa immagine con altri dati relativi allo stesso punto del territorio cui si riferiscono.

Il La.M.M.A (Laboratorio per la Meteorologia e la Modellistica Ambientale) ha fornito la carta geologica informatizzata, fogli 107 e 113, scala 1:100000, mentre è stata acquisita dalla Regione Toscana la carta topografica, fogli 276070 e 287090, scala 1:10000.

L'identificazione degli affioramenti rocciosi mediante rilievi di campo ad hoc e osservazioni della Carta Geologica d'Italia (Servizio Geologico d'Italia) hanno permesso l'individuazione e la rappresentazione dell'andamento degli strati geologici.

Mediante il software Arcview sono state sovrapposte la carta geologica, quella topografica ed i risultati delle osservazioni patologiche effettuate nei vigneti, così da ottenere un GIS con il quale si è potuto rappresentare la distribuzione spaziale della malattia.

Risultati e discussioni

- | | |
|-----|---|
| × | piante mancanti |
| ≠ | piante malate |
| ● | piante morte |
| * | piante sane |
| al | Alberese |
| mgC | Macigno del Chianti |
| | Inclinazione ed immersione degli strati |

La legenda riportata a lato è valida per tutte le carte, mentre la scala di rappresentazione è riportata su ogni singola carta

Per ogni vigneto campionato è riportata la carta della distribuzione della malattia con coordinate riferite al sistema Gauss-Boaga, fuso ovest Roma 40.

L'inclinazione e l'immersione degli strati è disegnata seguendo le indicazioni della Carta Geologica d'Italia e dei risultati dei rilievi di campo.

I vigneti di Malpensata (suolo su alberese) sono contigui ma di età differente e appartenenti a due proprietari. Il vigneto Malpensata 1, impiantato 16 anni fa, risulta complessivamente sano con due zone più colpite (aree a e b delimitate in fig. 1). Nell'area b è presente una continuità delle piante malate sulla stessa fila, cosa questa che si ritrova solo in un altro dei casi studiati, il vigneto Montalbano (fig. 3).

Il vigneto Malpensata 2 (fig. 2), di 30 anni di età, presenta una maggiore diffusione della malattia, con una distribuzione delle piante malate ed assenti più uniforme. Le piante morte, non molte rispetto a quelle malate, sono assenti nell'area C e sembrano distribuite secondo tre linee preferenziali con andamento analogo ai filari: NO-SE. I vigneti di Radda in Chianti (Malpensata 1 e Malpensata 2) non hanno evidenziato una relazione nella distribuzione della malattia, anche se si nota uno stesso andamento delle piante morte, NO-SE, analogo ai filari. La differenza più evidente sembra essere il numero delle piante malate ed assenti, maggiori nel vigneto Malpensata 2, che potrebbe essere associato alla differenza di età tra i due vigneti.

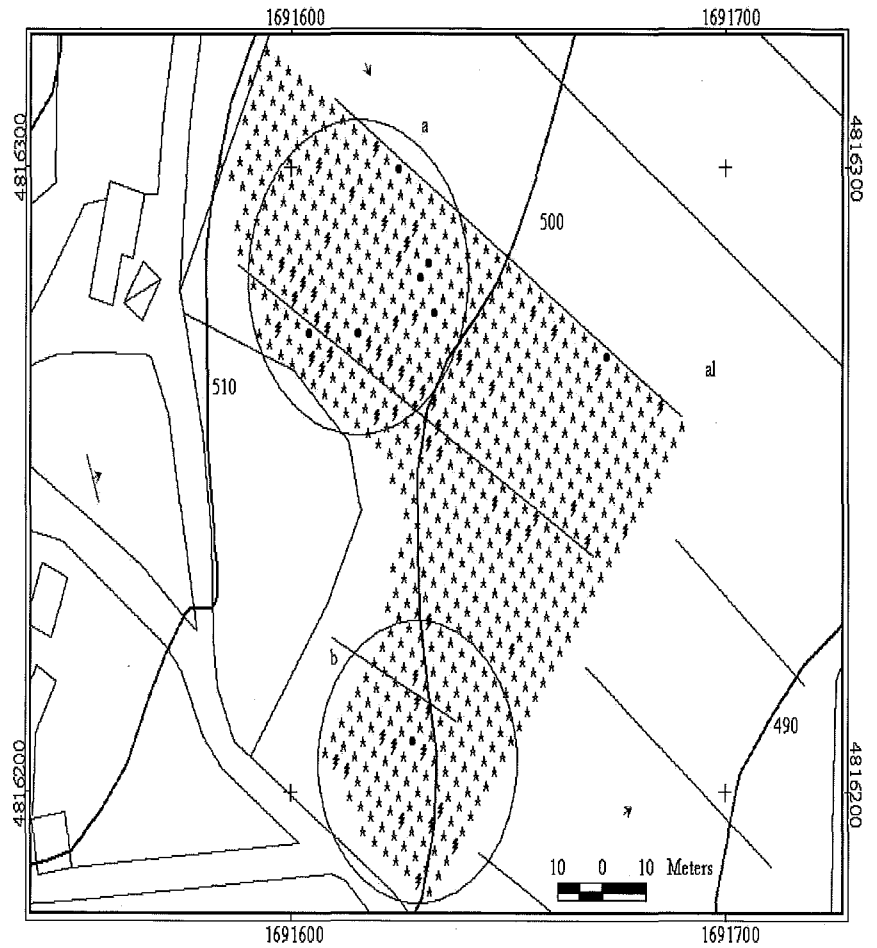


Figura 1.

Vigneto Malpensata 1.

Mappa della distribuzione della malattia.

Le aree cerchiata in figura mostrano le zone in cui sono particolarmente diffuse le piante malate e le piante morte

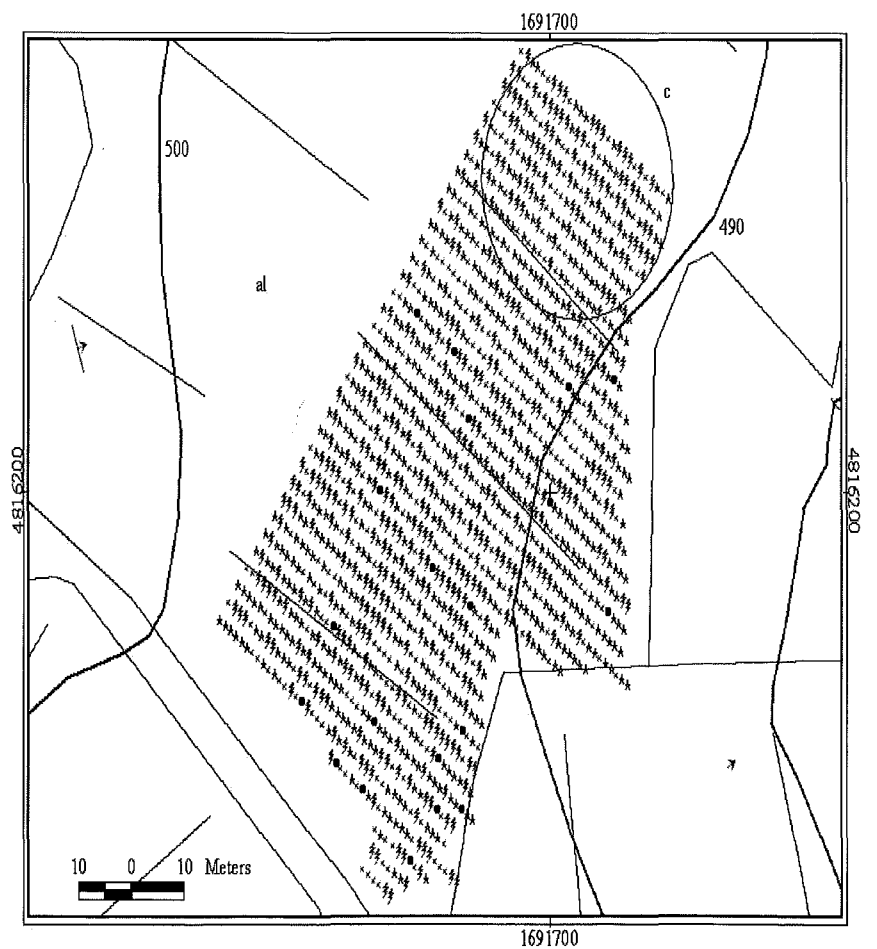


Figura 2.

Vigneto Malpensata 2.

Mappa della distribuzione della malattia.

L'area cerchiata in figura mostra la zona in cui sono assenti piante morte.

Le piante morte sembrano seguire un andamento analogo ai filari: NO-SE

Nel vigneto Montalbano (suolo su arenaria) si ha una maggior distribuzione della malattia nella parte sinistra del vigneto dove, a causa dell'influenza degli strati rocciosi e del livellamento eseguito al momento dell'impianto, vi sono le condizioni di minore disponibilità di acqua (fig. 3). Nelle aree a e b prevalgono le piante assenti, mentre nella zona c prevalgono le piante malate. Nella parte destra del vigneto, invece, sono molte le piante sane. Si osserva una fascia di piante morte e malate nell'area d del vigneto, con distribuzione trasversale rispetto ai filari. Nella parte sinistra è presente anche una continuità di piante malate sulla fila che è assente nella parte destra. L'andamento delle piante morte nella zona centrale del vigneto sembra seguire le curve di livello, ma anche l'andamento degli strati rocciosi.

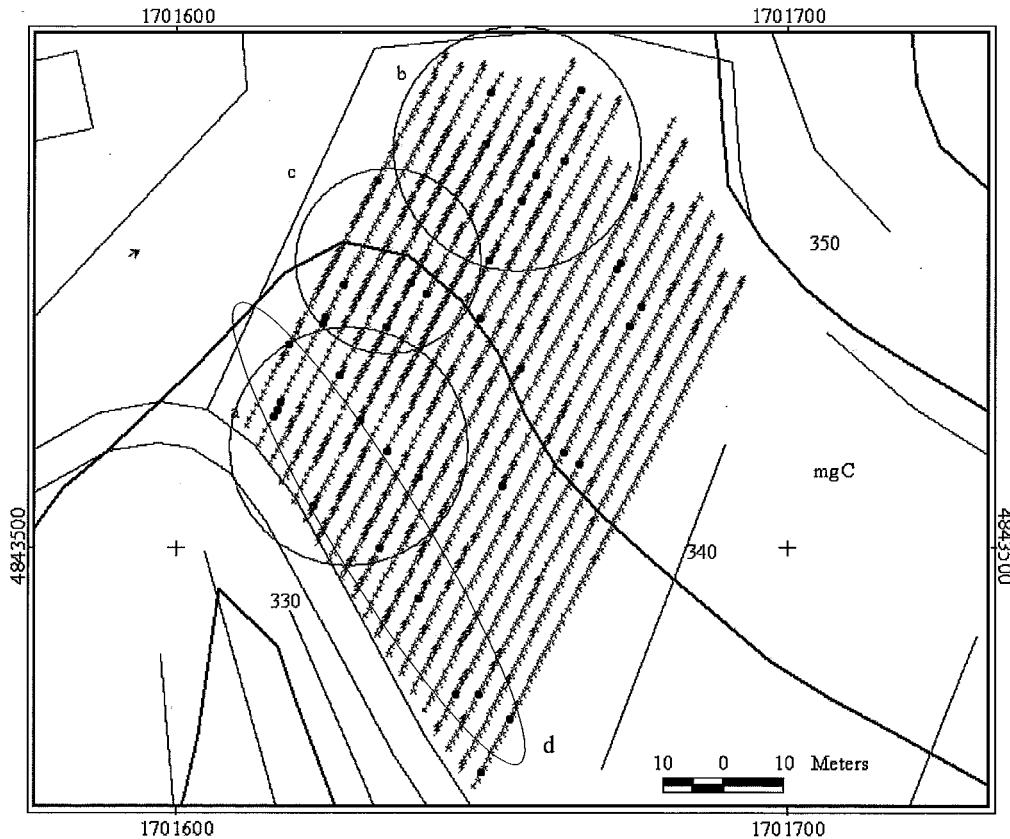


Figura 3.

Vigneto Montalbano.
Mappa della distribuzione della malattia.

Le aree a e b, cerchiata in figura, mostrano le zone in cui prevalgono le piante assenti, mentre l'area c indica una zona in cui prevalgono le piante malate.

L'area d, mostra l'andamento trasversale all'orientamento dei filari, delle piante morte

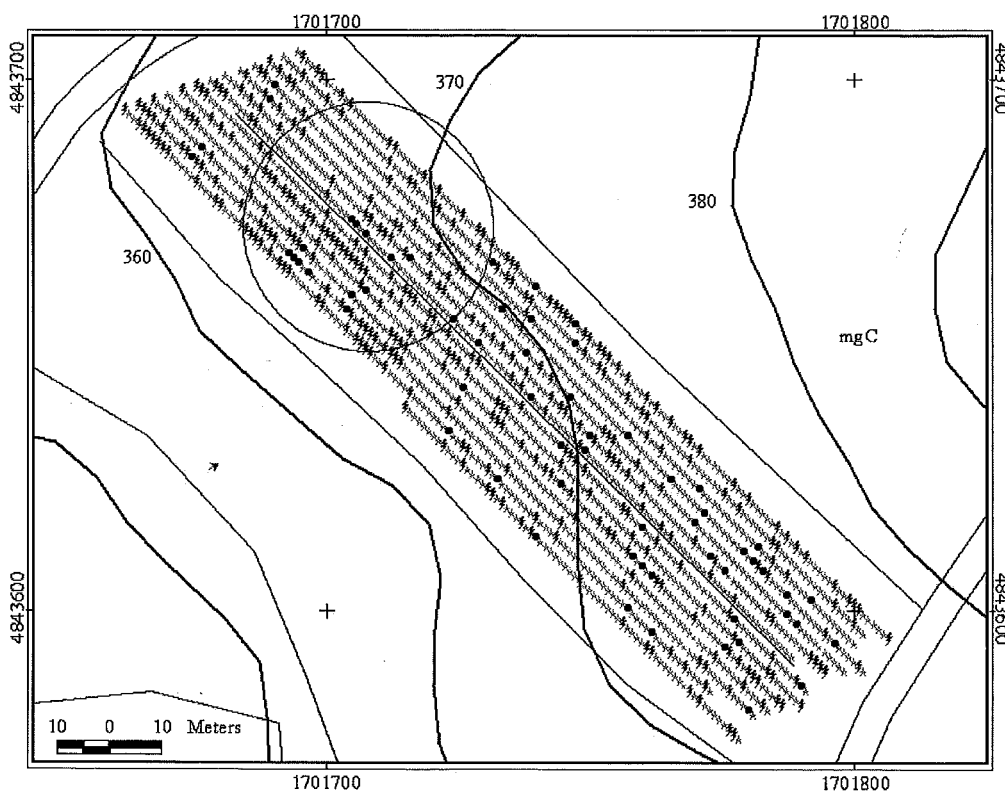


Figura 4.

Vigneto Frosonaia.
Mappa della distribuzione della malattia.

L'area cerchiata in figura mostra la zona in cui è stato eseguito un drenaggio supplementare (ad impianto già fatto) dove sembrano particolarmente diffuse le piante morte

Il vigneto Frosonaia (suolo su arenaria) presenta una distribuzione uniforme delle piante malate e morte; la zona a NO, corrispondente al fondo del vigneto, sembra essere più colpita (fig. 4).

Si evidenzia un'area di piante morte in corrispondenza di una zona dove, successivamente all'impianto (comunicazione del proprietario), è stato eseguito un drenaggio supplementare (delimitato in figura). Pochissime le piante assenti, grazie ad un'oculata gestione da parte del titolare.

Conclusioni

Questo lavoro intende essere un punto di partenza per uno studio della dinamica della distribuzione del *mal dell'esca* della vite, permettendo la creazione di un archivio di dati utilizzabili in anni successivi ed integrabili con rilevamenti dei parametri già considerati e di altri ancora da considerare (umidità del suolo, elementi nutritivi, elementi tossici).

Ciononostante, da questa fase iniziale emerge che, nelle situazioni indagate, il *mal dell'esca* inizi e difonda seguendo l'andamento degli strati rocciosi. Per tale motivo, la malattia produce i maggiori danni in aree del vigneto dove per motivi geomorfologici e gestionali vi sono le massime condizioni di stress idrico, sia per eccesso sia per difetto. Ciò confermerebbe quanto ipotizzato da Ricci et al. (2003) riguardo alla possibilità che la malattia prenda campo a partire da aree del vigneto dove, oltre al verificarsi di carenze nutritive, le condizioni sono ulteriormente peggiorate da stress idrici.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare Marco Vieri, Marco Bindi e Federico Ricci per la preziosa collaborazione.

Bibliografia

- CORTI G., CUNIGLIO R., 1999. Vite: caratteristiche del suolo e incidenza del *mal dell'esca* L'Informatore Agrario, 40: 64-66.
- PEVERIERI G., 1995. GIS strumenti per la gestione del territorio. Editrice Il Rostro. Milano. 148 pp.
- RICCI F., CORTI G., CUNIGLIO R., AGNELLI A., 2003. Study of soils developed on Pliocene deposits under vines showing or not symptoms of esca disease. Tuscany, Italy. Agrochimica (sottoposto per la pubblicazione).
- SURICO G., MARCHI G., BRACCINI P. E MUGNAI L., 2000. Epidemiology of esca in some vineyards in Tuscany (Italy). Phytopathologia Mediterranea, 39: 190-205.

MONITORAGGIO DELLO STATO DI SALINIZZAZIONE DEI SUOLI E DELLE ACQUE NELLA PIANA DI MURAVERA –VILLAPUTZU (SARDEGNA SUD-ORIENTALE): RISULTATI DI UN ANNO DI ATTIVITÀ

R. Puddu, S. Fanni, D. Manca, M. G. Mameli

Centro Regionale Agrario Sperimentale

Abstract

It is reported a synthesis of the results of one year of measurements on soils and waters with problems of salinization in the Muravera-Villaputzu alluvial flat (south-eastern Sardinia). The collected data are converging in a data base and are elaborated with the purpose to know the evolution of the phenomenon in four monitoring sites cultivated with citrus crops and to characterize the more suitable recoveries of the compromised areas.

The results indicate that levels of soil salinity are related to the management of water irrigation and to the precipitations trend, the water salinity in the first monitoring year reveals low values, while a single year of observations is resulted insufficient in order to establish relationships between the plants nutrition, productivity of the cultivations and levels of soil salinity.

Key words: salinization, soil and water monitoring, citrus crops.

Riassunto

Viene riferita una sintesi dei risultati di un anno di monitoraggio dello stato di salinizzazione dei suoli e delle acque di irrigazione in quattro aziende agrumicole della piana di Muravera-Villaputzu (Sardegna sud-orientale). I dati raccolti stanno convergendo in una banca dati e vengono elaborati con la finalità di conoscere l'incidenza del fenomeno sulle colture ed individuare gli interventi più idonei per il recupero delle aree compromesse.

I risultati hanno evidenziato come i livelli di salinità dei suoli nei siti monitorati rivelino una forte dipendenza dalla gestione irrigua operata oltre che dall'andamento pluviometrico annuale, quelli delle acque di irrigazione siano complessivamente risultati entro valori contenuti, mentre un solo anno di osservazioni è risultato insufficiente per stabilire rapporti diretti tra stato nutrizionale delle piante, produttività delle colture e livelli di salinità delle aziende monitorate.

Parole chiave: salinizzazione, monitoraggio suoli, falde, colture agrumicole.

Introduzione

Il CRAS di Cagliari ha in corso un progetto di studio sulla salinizzazione dei suoli e delle acque in un'area agrumicola di notevole interesse economico per la Sardegna: la piana di Muravera-Villaputzu, situata nella parte terminale del fiume Flumendosa e interessata da fenomeni di intrusione marina. Le finalità principali del progetto sono: analisi della diffusione territoriale della salinizzazione; incidenza del fenomeno sulle colture (agrumi spp.); individuazione di idonei interventi di contrasto del fenomeno e possibilità di recupero delle aree compromesse. Per tali scopi lo studio è stato organizzato in due fasi: A) indagine conoscitiva; B) fase di monitoraggio. Sulla base dei risultati emersi durante la prima fase, realizzata tra i mesi di settembre e novembre 2000, è stato possibile individuare alcune aree campione su cui impostare l'attività di monitoraggio pluriennale, attualmente in corso, per il controllo dell'evoluzione del fenomeno in relazione ai fattori climatico-ambientali e colturali.

La 2ª fase del progetto sta interessando 4 aziende ubicate in aree a differente livello di compromissione. I risultati esposti costituiscono una prima elaborazione ed interpretazione dei dati raccolti tra l'aprile 2002 e l'aprile 2003.

Materiali e metodi

Le attività di monitoraggio stanno interessando quattro aziende agrumicole in cui vengono periodicamente seguiti campionamenti sui suoli, sulle acque di irrigazione e sulle piante (fig. 1).

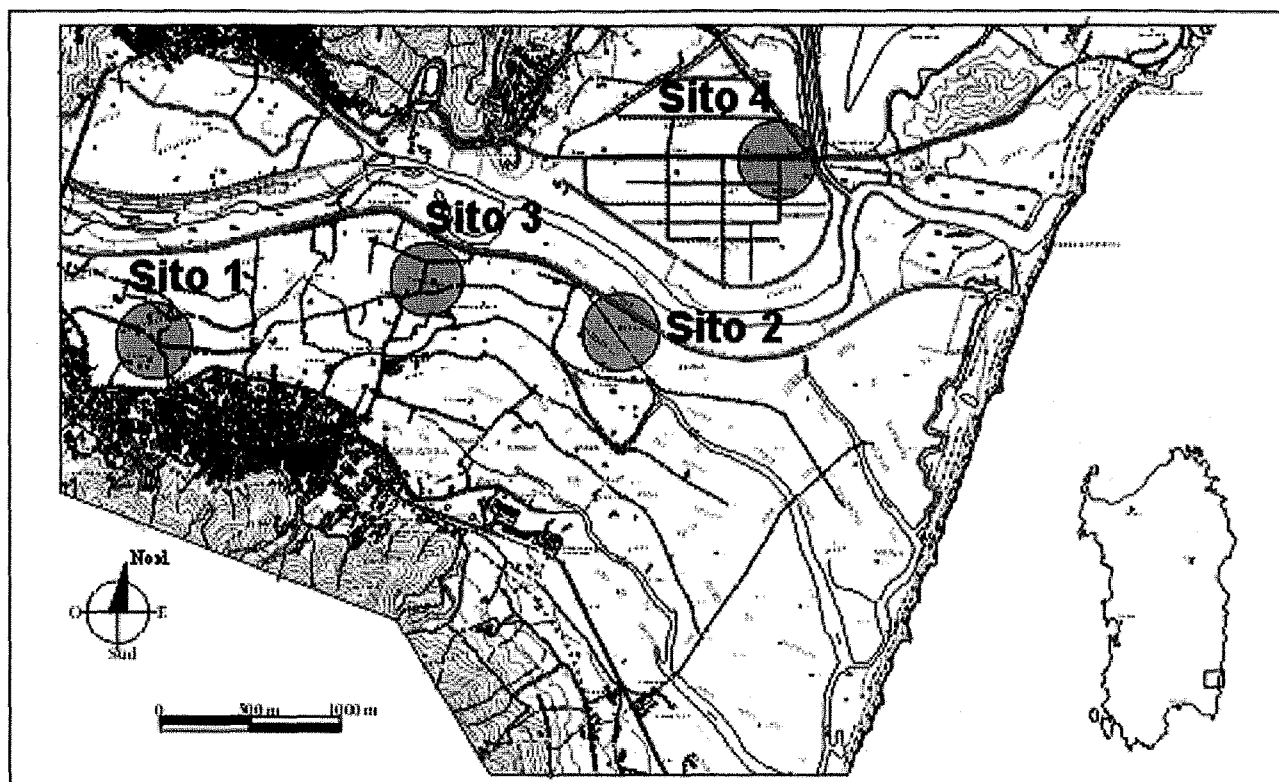


Figura 1. Localizzazione delle aree di monitoraggio

Una sintesi dei dati aziendali e la frequenza dei campionamenti sono illustrate in tabella 1 e tabella 2.

Per ogni azienda sono stati individuati 5 punti di campionamento, o unità di prelievo, posti a formare un'ipotetica X all'interno di una superficie sufficientemente rappresentativa e variabile da azienda a azienda, denominati con le lettere A B C D E a partire dal punto più vicino al Nord geografico. A ciascun punto di campionamento dei suoli è stata associata la pianta più vicina per mettere in relazione le variabili pedologiche con l'aspetto e il comportamento della pianta stessa. Sono state escluse dal campionamento tutte le piante poste ai bordi del campo. Tale metodo è stato reputato ottimale in quanto consente di elaborare i dati secondo due diverse procedure:

- 1) confronto dei parametri nell'ambito della stessa azienda: si considerano i dati puntuali, riferiti cioè alle singole unità di prelievo, e le loro variazioni nel tempo;
- 2) confronto tra le diverse aziende: si utilizza il dato medio derivato dai 5 punti di campionamento.

Tabella 1. Dati aziendali dei siti di monitoraggio

Caratteristiche aziendali				
Codice Siti	SITO 1 - Az. C	SITO 2 - Az. S1	SITO 3 - Az. S2	SITO 4 - Az. T
Simbolo di riferimento per le rappresentazioni grafiche	◆	▼	●	□
Coordinate geogr. (UTM)	32 S 0549093 4364561	32 S 0551829 4364305	32 S 0550441 4364697	32 S 0552800 4365187
Distanza dalla costa (mt)	4800	1950	3450	1450
Superficie monitorata (mq)	5500	4500	3000	7000
N. piante	115	249	85	151
Sesto di impianto (mt)	7x7	6x3	6x6	5x5
Anno d'impianto	1971	1979	1969	1989
Tipo di cultivar	Washington navel	Washington navel	Washington navel	Washington navel
Fonte di approvvig. irriguo	Pozzo trivellato	Pozzo trivellato	Pozzo scavato	Condotta consortile
Profondità del pozzo (mt)	21	30	4,5	---
Tipo di irrigazione	Goccia	Goccia/Sommersione	Goccia/Sommersione	Microjet

Tabella 2. Piano di monitoraggio

SUOLI	FREQUENZA DI CAMPIONAMENTO		
	unico/annuale	trimestrali	mensili
Parametri fisici			
Tessitura, Carb.Org., Sost.Org.	x		
Contenuto idrico		x	
Densità apparente	x		
Parametri chimici			
Set completo di analisi standard	x		
ECe (mS/cm)		x	
pH		x	
ESP		x	
SAR		x	
Salinità (mg/l)		x	
ACQUE DI IRRIGAZIONE			
Parametri fisico-chimici	unico/annuale	trimestrali	mensili
Profondità falda			x
Temperatura		x	x
ECw		x	x
pH		x	x
Cationi (Ca ⁺⁺ , Na ⁺ , Mg ⁺⁺ , K ⁺ , Fe ³⁺ , Mn ⁺⁺ , Al ³⁺)		x	
Durezza totale		x	
SAR		x	
Nitrati, Nitriti, NH ₄ ⁺		x	
Ossigeno disciolto		x	
Cloruri, Solfati, Carbonati, Bicarbonati		x	
PIANTE			
Tipo di analisi/osservazioni	unico/annuale	trimestrali	mensili
Esame diagnostico in situ:		x	
Stato di accrescimento		x	x
Sintomi di fitotossicità		x	x
Presenza di entomopatogeni		x	x
Analisi fogliari (su circa 30 foglie/pianta)		x	

Risultati e discussione

Suoli

Nei suoli i valori più alti di salinità sono stati registrati nel Sito 2 e nel Sito 4, entrambi distanti meno di 2 km dalla costa. Nei mesi estivi nel Sito 4 è stata riscontrata anche un'elevata sodicità per il superamento della soglia del 15% di ESP nello strato 40-80 cm. Il Sito 3 invece ha manifestato problemi di sodicità nel mese di ottobre 2002, con il valore di ESP più alto in assoluto rilevato negli strati superficiali. Il Sito 1 ha mostrato sempre i valori più bassi di tutti i parametri di salinità (fig. 2).

Il contenuto idrico (fig. 3) in tutti i siti ha subito variazioni stagionali in funzione dei differenti apporti idrici sia meteorici che irrigui; nel Sito 4 si è sempre avuto, nei quattro trimestri, un tasso di umidità superiore alla capacità di campo dovuto alla differente gestione dell'irrigazione operata rispetto agli altri siti, nei volumi somministrati e nei turni irrigui adottati. Nel Sito 3, tra luglio e ottobre, il suolo non è mai stato irrigato, ed il tasso di umidità residua registrato è derivato dalle sole acque di precipitazione dei mesi primaverili.

L'analisi tessiturale (fig. 4) e delle curve di ritenuta idrica (fig. 5) ha evidenziato come esista una relativa omogeneità delle proprietà fisico-strutturali all'interno di ciascun sito; solamente nel Sito 2 l'aumento della capacità di ritenzione nello strato profondo è nettamente più marcato per un incremento della frazione limosa.

Monitoraggio dello stato di salinizzazione dei suoli e delle acque nella piana di Muravera -Villaputzu (Sardegna sud-orientale): risultati di un anno di attività

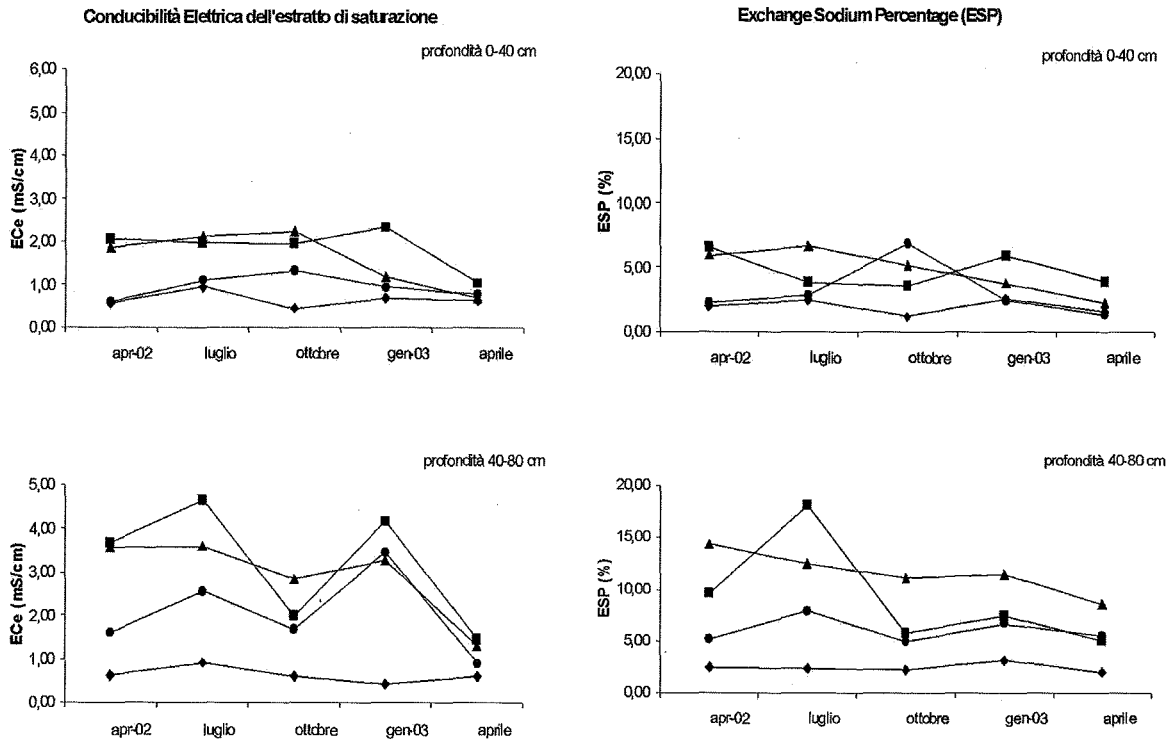


Figura 2
Andamento dei parametri ECe ed ESP nei 4 siti di monitoraggio

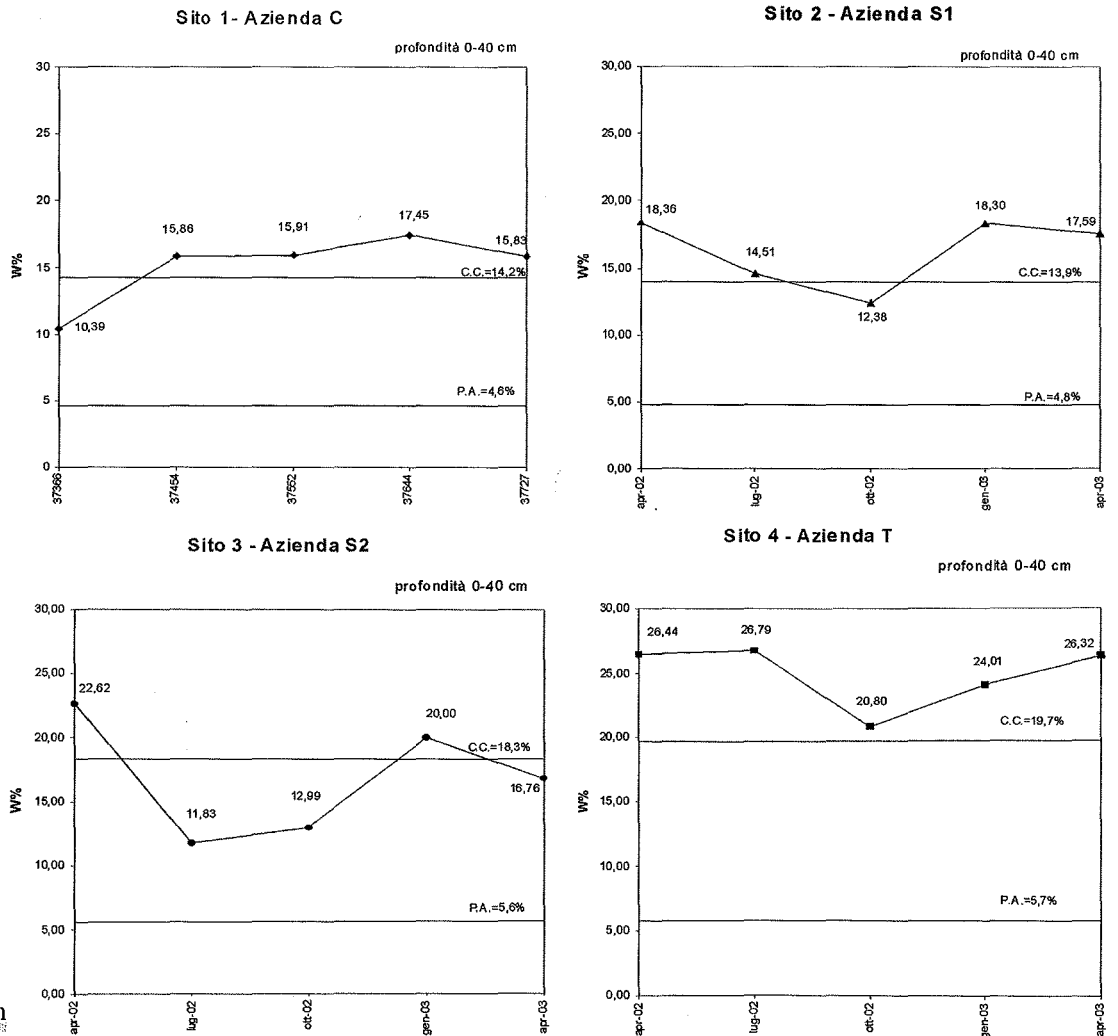


Figura 3
Contenuto idrico registrato nei quattro trimestri nello strato 0-40 cm

Le differenze di gestione irrigua nei diversi siti di monitoraggio si riflettono sullo stato di salinizzazione dei suoli nei diversi periodi dell'anno. I volumi di adacquata e i turni adottati nel Sito 4 hanno positivamente influito sul mantenimento della salinità entro valori contenuti. L'indicazione più importante data dalle osservazioni del 1° anno è che, in questa azienda, la permanenza di contenuti idrici superiori alla capacità di campo costituisce la condizione più favorevole ad un abbassamento della salinità dei suoli. Invece, l'alta permeabilità dei suoli del Sito 1, dovuta all'elevato contenuto in sabbia (65%), esige una gestione irrigua con turni più frequenti e volumi di adacquamento minori rispetto agli altri siti. Grazie a tale requisito, i suoli qui presenti non sono suscettibili di accumuli significativi di sali a tutte le condizioni di idratazione, anche qualora irrigati con acque di qualità inferiore a quella riscontrata.



Figura 4. Composizione granulometrica dei suoli monitorati

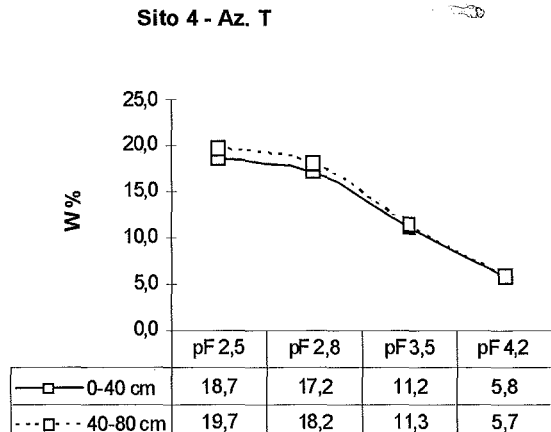
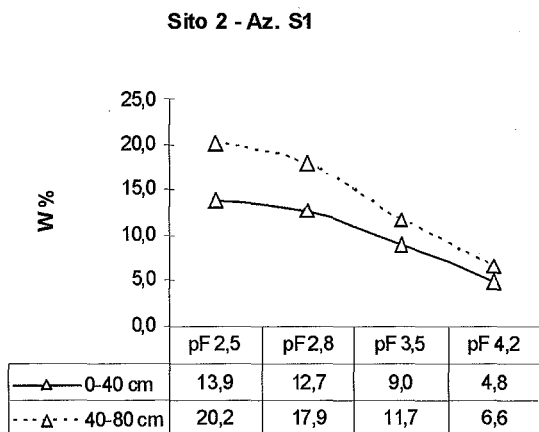
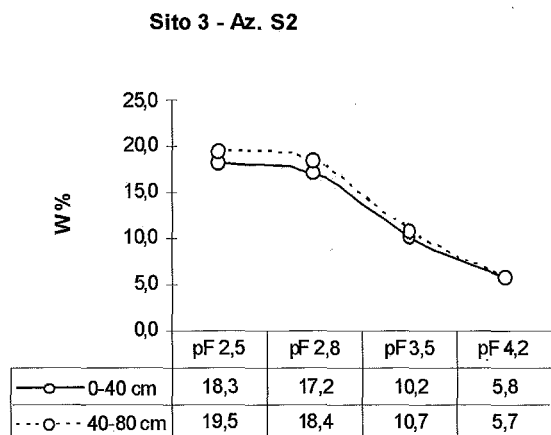
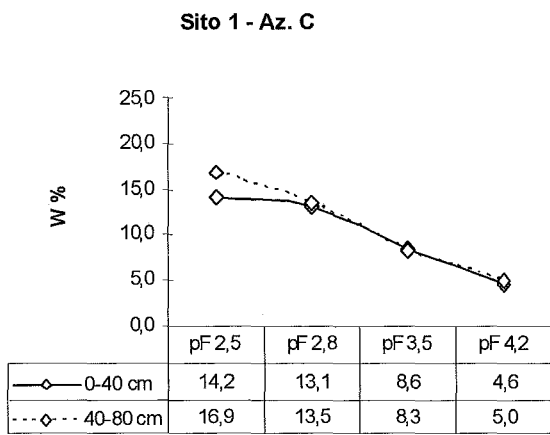


Figura 5. Curve di ritenuta idrica dei suoli monitorati

Acque di irrigazione

Nelle acque di irrigazione la conducibilità elettrica più elevata è stata riscontrata nell'azienda del Sito 3, servita dalle acque di un pozzo scavato a 4,5 mt di profondità. I valori misurati sono rientrati nella classe di salinità ALTA. In ordine crescente di qualità segue il Sito 4, la cui azienda di riferimento è servita dal Consorzio di Bonifica della Sardegna Meridionale con opere di presa che captano le acque del Flumendosa a circa 3 km dalla foce. In questo sito i valori più alti sono stati registrati nel periodo estivo, quando il fiume raggiunge la minima portata e le acque marine risalgono per alcuni chilometri all'interno della piana sino al punto di captazione del Consorzio. Nei Siti 1 e 2, irrigati con le acque di due pozzi trivellati a circa 30 metri di profondità, i valori hanno avuto un andamento quasi costante, oscillando all'interno del range di salinità MEDIA, con la sola eccezione del mese di marzo 2003 quando nel Sito 2 si è avuto un considerevole aumento della ECw, con valori doppi rispetto al mese precedente, determinato dalla dissoluzione dei sali disciolti nel terreno durante la risalita della falda dopo le abbondanti precipitazioni primaverili.

Una sintesi dei dati relativi alle acque di irrigazione è mostrata in figura 6 dove la conducibilità elettrica delle acque e la profondità della falda misurata nei 4 trimestri sono poste a confronto con la piovosità e la conducibilità elettrica dei suoli. Si evidenzia come nel Sito 3 alla maggiore ECw delle acque non è corrisposta la maggiore ECE nei suoli grazie alla sospensione dell'irrigazione da parte del proprietario durante i mesi estivi.

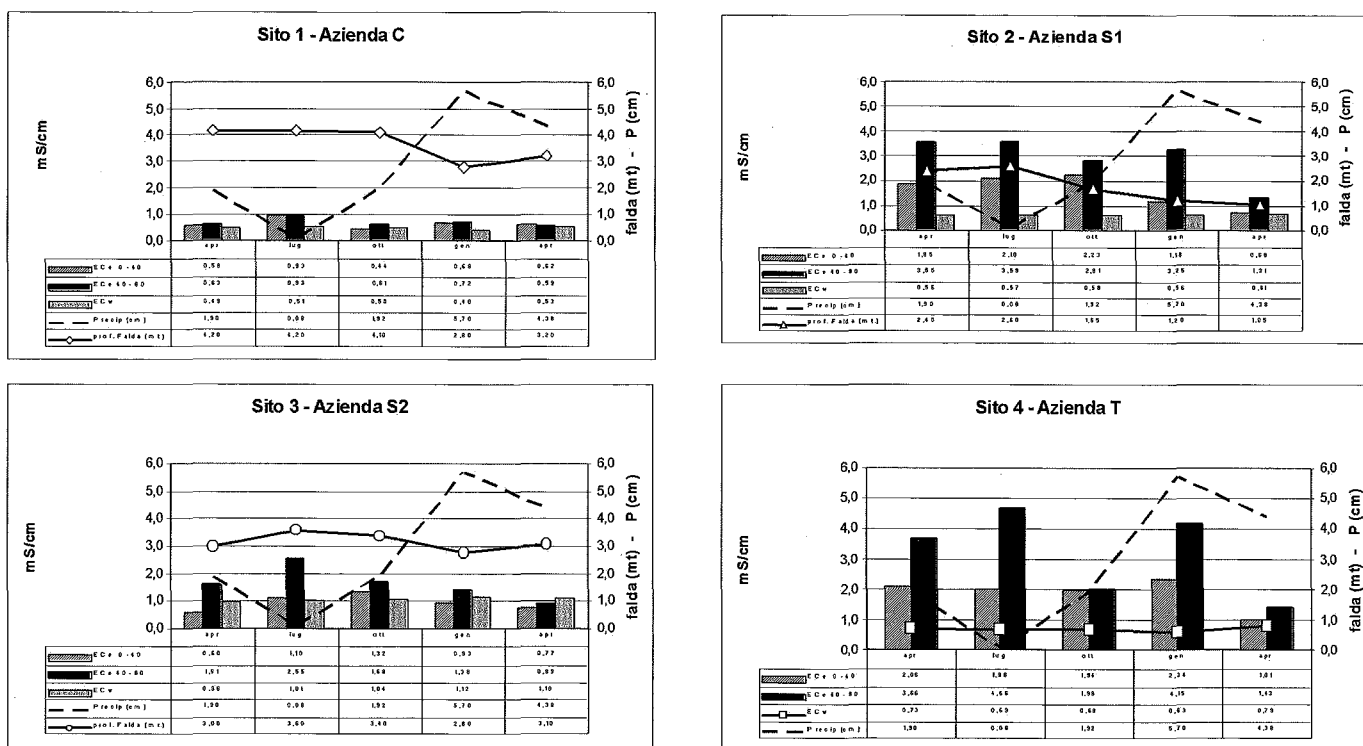


Figura 6. Confronto tra Conducibilità Elettrica dei suoli (ECE) e delle acque irrigue (ECw) con le precipitazioni e il livello della falda

Piante

Le attività di monitoraggio sulle piante sono state eseguite secondo due criteri principali: 1) esami diagnostici in situ, finalizzati ad una valutazione visiva dello stato di salute delle piante, consistenti principalmente in osservazioni dirette sullo stato di accrescimento, sui sintomi di fitotossicità e sulla presenza di entomopatogeni su ognuna delle 5 piante per sito; 2) esami di laboratorio, finalizzati alla valutazione dello stato nutrizionale delle piante, consistenti nell'esecuzione di analisi fogliari sui campioni provenienti dalle 5 piante. In media sono state campionate 30 foglie per pianta, di età non inferiore ai 4-5 mesi, prelevate ad altezza d'uomo lungo l'intera circonferenza della chioma. I risultati delle analisi fogliari, parzialmente riportati nelle tabella 3 come media dei 5 valori campionari di ciascun sito, mettono a confronto gli elementi Ca, Mg, K e Na con le basi di scambio del suolo espresse come % dell'elemento sulla C.S.C. Ad ognuno dei valori dei parametri fogliari è stato affiancato il giudizio agronomico secondo le classi determinate da Chapman per l'arancio (Chapman H.D., 1968). Per le basi di scambio del suolo, invece, la valutazione è stata effettuata in base alle classi di ampiezza proposte da Lucci e Sbaraglia (Lucci, Sbaraglia, 1993). L'influenza dei parametri pedologici sullo stato nutrizionale delle piante è stata infine valutata con il test di correlazione lineare semplice di Pearson (n = 75). La tabella 4 mette particolarmente in evidenza come il Na e il K siano, tra tutti gli elementi

fogliari, quelli maggiormente influenzati dai parametri di salinità del suolo, risultando sempre positivamente correlati in maniera altamente significativa con la ECe, l'ESP e il SAR; risultano inoltre altamente correlati con tutte le basi scambiabili del suolo ad eccezione del Ca. Solo il Na risulta fortemente influenzato anche dalla CSC, a conferma della sua alta rappresentatività come ione nel complesso di scambio. Gli esami diagnostici in situ hanno indicato che le condizioni di maggiore sofferenza si riscontrano nei frutteti interessati da suoli con i livelli di salinità e sodicità più elevati (Sito 2 e Sito 4), evidenziate dallo stato vegetativo stentato e accentuate da problemi fitosanitari diffusi.

Tabella 3. Confronto tra parametri fogliari e parametri del suolo

		Fasi vegetative									
		fioritura		accrescimento		frutto		stasi			
		frutto		sviluppato		vegetativa					
		apr_02		lug		ott		gen_03			
Sito 1 - Az. C	Calcio	foglie	%	4,89	O	6,48	A	6,10	A	5,21	O
		suolo	% / CSC	78,42	Alto	76,66	alto	79,16	alto	78,74	alto
	Magnesio	foglie	%	0,24	B	0,24	B	0,26	O	0,22	B
		suolo	% / CSC	17,24	molto alto	18,58	molto alto	16,66	molto alto	16,78	molto alto
	Potassio	foglie	%	0,41	B	0,45	B	0,51	B	0,22	D
		suolo	% / CSC	2,04	medio	2,30	medio	2,52	medio	1,68	basso
Sodio	foglie	%	0,08	O	0,09	O	0,05	B	0,07	O	
	suolo	% / CSC	2,24	normale	2,46	normale	1,70	normale	2,84	normale	
Sito 2 - Az. S1	Calcio	foglie	%	4,12	O	4,38	O	3,74	O	3,74	O
		suolo	% / CSC	55,84	medio	58,04	medio	49,98	basso	56,50	medio
	Magnesio	foglie	%	0,42	O	0,35	O	0,35	O	0,33	O
		suolo	% / CSC	31,36	molto alto	25,24	molto alto	38,98	molto alto	32,16	molto alto
	Potassio	foglie	%	0,89	B	1,42	O	1,38	O	1,13	O
		suolo	% / CSC	2,68	medio	4,06	medio	3,00	medio	3,80	medio
Sodio	foglie	%	0,14	O	0,09	O	0,09	O	0,11	O	
	suolo	% / CSC	10,12	Alto	9,52	leggerm. a.	8,04	leggerm. a.	7,54	leggerm. a.	
Sito 3 - Az. S2	Calcio	foglie	%	4,57	O	5,56	O	5,71	O	5,82	O
		suolo	% / CSC	74,96	Alto	65,64	medio	71,44	alto	72,68	alto
	Magnesio	foglie	%	0,37	O	0,29	O	0,30	O	0,31	O
		suolo	% / CSC	19,26	molto alto	19,20	molto alto	20,48	molto alto	20,64	molto alto
	Potassio	foglie	%	0,55	B	0,78	B	0,63	B	0,37	B
		suolo	% / CSC	2,04	medio	2,30	medio	2,12	medio	2,28	medio
Sodio	foglie	%	0,08	O	0,05	B	0,06	B	0,07	O	
	suolo	% / CSC	3,72	normale	5,38	leggerm. a.	5,92	leggerm. a.	4,26	normale	
Sito 4 - Az. T	Calcio	foglie	%	4,13	O	4,34	O	3,97	O	3,98	O
		suolo	% / CSC	63,08	medio	55,84	medio	59,96	medio	61,66	medio
	Magnesio	foglie	%	0,25	B	0,22	B	0,21	B	0,22	B
		suolo	% / CSC	23,90	molto alto	24,28	molto alto	26,46	molto alto	21,16	molto alto
	Potassio	foglie	%	0,93	B	1,14	O	1,12	O	1,21	O
		suolo	% / CSC	4,90	medio	6,94	alto	8,98	molto alto	5,46	alto
Sodio	foglie	%	0,15	O	0,13	O	0,08	O	0,14	O	
	suolo	% / CSC	8,08	leggerm. a.	10,94	alto	4,60	normale	6,74	leggerm. a.	

D = Deficiente B = Basso O = Ottimale A = Alto E = Eccessivo

Tabella 4. Correlazioni tra parametri del suolo (strati 0-40 cm e 40-80 cm) ed i livelli nutrizionali fogliari (n = 75)

		FOGLIE						
		N	P	K	Ca	Mg	Na	
SUOLI	pH	0-40	-0,083	0,311 **	0,464 ***	-0,315 **	0,345 **	0,211
		40-80	0,148	0,074	0,199	-0,159	0,118	0,078
	Ca scamb.	0-40	0,182	-0,351 **	-0,205	0,067	-0,131	0,136
		40-80	-0,096	-0,313 **	-0,518 ***	0,313 **	-0,104	-0,203
	Mg scamb.	0-40	0,309 **	-0,088	0,401 ***	-0,405 ***	-0,177	0,449 ***
		40-80	-0,070	0,037	0,400 ***	-0,451 ***	0,245 *	0,542 ***
	K scamb.	0-40	0,344 **	-0,106	0,441 ***	-0,341 **	-0,339 **	0,385 ***
		40-80	0,356 **	-0,042	0,427 ***	-0,256 *	-0,331 **	0,193
	Na scamb.	0-40	0,155	-0,119	0,239 *	-0,281 *	-0,130	0,336 **
		40-80	-0,078	-0,226	0,211	-0,204	0,084	0,517 ***
	C.S.C.	0-40	0,323 **	-0,364 **	0,077	-0,124	-0,214	0,326 **
		40-80	-0,106	-0,422 ***	-0,102	-0,108	0,014	0,415 ***
	E.S.P.	0-40	0,058	-0,070	0,269 *	-0,302 **	-0,035	0,344 **
		40-80	-0,067	-0,149	0,261 *	-0,216	0,129	0,468 ***
	ECe	0-40	0,066	-0,071	0,307 **	-0,279 *	-0,016	0,448 ***
		40-80	-0,012	-0,121	0,283 *	-0,258 *	0,047	0,540 ***
	S.A.R.	0-40	-0,047	-0,160	0,266 *	-0,300 *	0,111	0,607 ***
		40-80	-0,064	-0,167	0,231 *	-0,233 *	0,153	0,508 ***
		S	Fe	B	Zn	Mn	Cu	
SUOLI	pH	0-40	0,321 **	-0,041	0,275 *	0,398 ***	0,065	0,278 *
		40-80	-0,138	0,044	0,221	-0,038	-0,188	-0,167
	Ca scamb.	0-40	0,129	0,100	0,090	-0,224	0,336 **	0,191
		40-80	0,110	0,101	-0,398 ***	-0,122	0,090	0,133
	Mg scamb.	0-40	0,301 *	-0,084	0,663 ***	-0,094	0,319	0,315
		40-80	0,055	-0,114	0,562 ***	0,205	-0,013	0,132
	K scamb.	0-40	0,131	-0,078	0,633 ***	-0,161	0,274	0,269 *
		40-80	0,135	-0,078	0,530 ***	-0,147	0,221	0,254 *
	Na scamb.	0-40	0,144	-0,155	0,268 ***	-0,061	0,106	0,194
		40-80	0,016	-0,157	0,407 ***	0,134	-0,012	0,015
	C.S.C.	0-40	0,244 *	-0,017	0,399 ***	-0,210	0,411 ***	0,304 **
		40-80	0,188	-0,056	0,242 **	0,032	0,130	0,287
	E.S.P.	0-40	0,095	-0,170	0,249 **	0,028	0,023	0,147
		40-80	-0,025	-0,155	0,383 ***	0,147	-0,031	-0,028
	ECe	0-40	-0,007	-0,154	0,407 ***	0,009	0,170	0,113
		40-80	0,012	-0,175	0,446 ***	0,139	0,136	0,071
	S.A.R.	0-40	-0,004	-0,143	0,382 ***	0,054	0,053	0,159
		40-80	-0,100	-0,112	0,372 **	0,126	-0,075	-0,065

Pearson simple correlation coefficient: $r = 0,232$ per $p \leq 0,05$ * = correlato; $r = 0,302$ per $p \leq 0,01$ ** = molto correlato;

$r = 0,380$ per $p \leq 0,001$ *** = fortemente correlato

Conclusioni

I dati raccolti ed elaborati durante il 1° anno di osservazioni nei 4 Siti di monitoraggio hanno permesso di trarre, in via preliminare, i seguenti risultati.

I livelli di salinità dei suoli hanno rivelato una forte dipendenza dalla gestione irrigua operata nelle singole aziende e dall'andamento annuale delle precipitazioni. In generale, i parametri analizzati hanno evidenziato un'attenuazione del fenomeno di salinizzazione dei suoli rispetto al 2000, anno in cui si è svolta la prima fase di studio, sicuramente riconducibile alle maggiori precipitazioni verificatesi negli anni 2001-2002. L'effetto dilavante delle piogge, combinato alla riduzione dei volumi irrigui con acque di scarsa qualità, è stato particolarmente evidente nel Sito 3, dove i valori dei parametri sono risultati dimezzati rispetto a quelli registrati nel 2000. Dopo le piogge primaverili, inoltre, nel Sito 2 sono stati riscontrati fenomeni di dissoluzione dei sali contenuti nel suolo e la loro presa in carico

da parte delle acque durante la risalita della piezometrica. Il peggioramento dell'acqua in questo sito, che per tutto l'anno è rientrata in una classe di media qualità, potrebbe costituire nuovamente un rischio per il suolo superficiale qualora la stessa venisse immediatamente riutilizzata per l'irrigazione. Questo aspetto ha dato un'importante indicazione, di validità generale per tutte le aree interessate da una falda superficiale con alti livelli di salinità, sulle azioni da intraprendere per contrastare il rischio di salinizzazione, ossia impedire la risalita della piezometrica sino alla zona di influenza con la rizosfera attraverso opportune opere idrauliche. Tale azione dovrebbe risultare prioritaria rispetto ai tradizionali interventi di bonifica operati nell'area, quali lisciviazioni, drenaggi superficiali, solfatazioni.

I valori dei parametri di salinità delle acque irrigue sono complessivamente risultati entro livelli contenuti. Tra i siti irrigati con acque di pozzo solamente il Sito 3, che attinge dalla falda più superficiale, ha costantemente rivelato una scarsa qualità. Le acque del Flumendosa, distribuite dal Consorzio di Bonifica della Sardegna Meridionale nella parte settentrionale della piana, invece hanno mostrato una variabilità stagionale in funzione delle portate del fiume, con evidente peggioramento nei mesi estivi.

Coi dati sinora disponibili è prematuro stabilire l'esistenza di strette relazioni tra stato nutrizionale delle piante, produttività delle colture e livelli di salinità delle aree indagate. Per quanto i cali quali-quantitativi delle produzioni lamentati dagli operatori agricoli debbano ancora trovare conferma, è indubbio che, alla luce di quanto osservato in campo, le condizioni vegetative più stentate siano state riscontrate nei frutteti che insistono sui suoli a maggior contenuto salino e sodico.

I risultati esposti suggeriscono che un solo anno di monitoraggio non può dare risposte definitive per risolvere i problemi di salinizzazione dei suoli e delle falde di quest'area, ma hanno fornito un'indicazione preliminare sui modelli di gestione aziendale che dovrebbero essere attuati al fine di contrastare il fenomeno.

Tali modelli, basati su un'oculata gestione della risorsa irrigua, devono tendere ad una programmazione dell'irrigazione in termini di quantità e turni di adacquamento, non solo in funzione della disponibilità idrica ma anche della qualità della risorsa e delle caratteristiche del suolo, nonché all'individuazione di interventi e di opere che eludano permanentemente il rischio. In quest'ottica, la progressiva intensificazione e diffusione territoriale del fenomeno di salinizzazione potrebbe essere solo temporanea e tutt'altro che irreversibile.

Bibliografia

- AA.VV., 2000. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. Collana Metodi analitici per l'agricoltura, Edizione Franco Angeli.
- AA.VV., 2001. Metodi ufficiali di analisi delle acque per uso irriguo e zootecnico. Collana Metodi analitici per l'agricoltura, Edizione Franco Angeli.
- CARTA GEOLOGICA D'ITALIA ALLA SCALA 1:50.000, 2001, Foglio 549-Muravera.
- CHAPMAN H.D., 1968. The mineral nutrition of citrus. *The Citrus Industry*, 2: 127-289
- GIARDINI L., BORIN M., GRIGOLO U., 1993. La qualità delle acque per l'irrigazione. *L'informatore agrario*, 20: 29-76.
- INTRIGLIOLO F., CARUSO A., INTELISANO S., RUSSO G., GIUFFRIDA A., 1999. Studio agronomico dei suoli della Calabria coltivati a bergamotto e stato nutrizionale delle piante. *Italus Hortus*, 6, 5: 21-32
- PUDDU R., SANNA F., FANNI S., FANTOLA F., MANCA D., MEREU G., FADDA N., LAI P., ONANO M., 2002. Realizzazione di un sistema di monitoraggio per il controllo del fenomeno di salinizzazione dei suoli: risultati della fase conoscitiva nella piana di Muravera-Villaputzu (Sardegna sud-orientale). *Bollettino SISS* 51, 1-2: 607-625.
- SBARAGLIA M., LUCCI E., 1993. Guida all'interpretazione delle analisi del terreno. Aspetti agronomici del software Pedon-Italia. Studio Pedon.

INDAGINE SULLA QUALITÀ CHIMICO-FISICA DI SUOLI INVESTITI A MELETO NEL SUD ITALIA

Gabriella Rossi, Adele Figliolia, Silvia Socciarelli, Bruno Pennelli, Andrea Marcucci

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante – via della Navicella,4 –00184 Roma - e-mail:g.rossi@isnp.it

Abstract

The research monitored the soil characteristics of agricultural areas devoted to the typical Italian fruit products, the "Annurca" apple. The trial was carried out in Campania on three fruit farms. The soil sampling took into account the farm extension and the tillage depth, mainly. For each farm, the soil was characterized for a physical-chemical characteristics, nutrients and heavy metals contents. The results showed an average fertility in all soils farms. The heavy metal soil concentrations not underlined a soil contamination.

Riassunto

Obiettivo del presente lavoro è stato quello di caratterizzare, per le loro proprietà chimico-fisiche alcuni suoli di aree dedicate alla coltivazione della mela annurca, produzione tipica diffusa in Campania. L'indagine è stata condotta presso tre aziende frutticole situate nel casertano. Per ciascun sito sono stati prelevati campioni di suolo tenendo conto di alcuni fattori quali, ad esempio, l'estensione dell'azienda e la profondità delle lavorazioni. I risultati conseguiti hanno evidenziato in generale uno stato di fertilità media con differenze tra le aziende per quanto riguarda alcuni dei parametri determinati, ivi comprese le concentrazioni di nutrienti e metalli pesanti. Confrontando le concentrazioni di questi ultimi con i limiti proposti per i suoli agrari non inquinati dal gruppo di lavoro "Metalli Pesanti" operante nell'ambito della L.748/84, si evidenzia che, per alcuni degli elementi considerati, la frazione biodisponibile si pone nell'intervallo di attenzione stabilito dal gruppo di lavoro stesso.

Parole chiave: Prodotti tipici, mela Annurca, IGP, frutticoltura.

Introduzione

La produzione di specie frutticole tipiche e di qualità non può prescindere dalla razionalizzazione delle tecniche colturali (Marangoni et al. 1997; Regione Emilia-Romagna, 2003). Più in generale, un'attenta e corretta pratica agricola aziendale dovrebbe tenere conto delle situazioni di deficit o surplus di elementi nutritivi di origine organica ed inorganica nel suolo coltivato e, attraverso modelli di bilancio input/output, ottimizzare le pratiche di fertilizzazione e di difesa fitosanitaria per evitare problemi di ordine colturale, come l'insorgere di fitopatie (Fregoni e Bavaresco, 1984), ambientale, come la lisciviazione di elementi nutritivi con rischio di inquinamento delle acque superficiali e profonde (Benedetti et al., 1997) o l'accumulo di metalli pesanti nel suolo (Rossi et al., 2000; Rossi et al. 2002), ed economico a seguito di un uso non razionale delle risorse (Figliolia et al., 2000).

In Europa la melicoltura è diffusa soprattutto in Germania, in Francia ed in Italia (Rivaroli S., 2002). Nel nostro Paese, in particolare, la produzione si concentra per circa l'80% del raccolto nazionale al Nord (Trentino Alto Adige, Emilia Romagna e Veneto). Altre aree produttive di una certa importanza sono localizzate in Piemonte, in Lombardia ed in Campania.

Nell'ambito del riconoscimento e della tutela di alcune produzioni frutticole tipiche dell'Italia Meridionale (de Franciscis E., 2003), viene annoverata anche la mela Annurca campana che è in attesa di riconoscimento a carattere comunitario per la registrazione definitiva della Indicazione Geografica Protetta (IGP), ai sensi del regolamento CEE n.2081/1992. A tal proposito, il Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (MiPAF), con DM del 27/04/2001, pubblicato sulla G.U. del 15/05/2001 Serie generale n° 111, ha accordato la protezione nazionale transitoria alla denominazione "Melannurca Campana" per il prodotto ottenuto in conformità al Disciplinare di produzione, pubblicato sulla G.U. del 26/03/2001 Serie generale n° 71, che si riferisce ai biotipi "Annurca" e "Annurca Rossa del Sud". Va precisato che le zone tradizionalmente legate alla coltivazione di questo frutto si trovano in alcuni areali del casertano, del beneventano e del napoletano. La produzione frutticola pari a 70-75.000 tonnellate medie annue, rappresenta oltre il 60% della produzione regionale di mele ed il 5% circa di quella nazionale.

La mela Annurca è diffusa sia come cultivar tradizionale "Annurca" che nelle sue varietà più note: "Annurca Rossa del Sud", mutazione selezionata nel 1979 da Limongelli (Grassi G, Limongelli F., 2000) e "Annurca Bella del Sud". I parametri di identificazione varietale comunemente utilizzati si basano su alcune caratteristiche morfologiche. Più recentemente (Zhu et al., 1997; Zhu et al., 1998; Lo Scalzo et al., 2001) si sta procedendo alla identificazione di marcatori dell'aroma e del DNA che permettano di discriminare velocemente, ed in modo inequivocabilmente,

le, le diverse cultivar di "Annurca" e "Annurca simili", anche ai fini della tutela del consumatore. Dall'esame della letteratura si evince che pochi sono gli studi che mettono in relazione le caratteristiche dei suoli dei luoghi di produzione con la tipicità di un prodotto frutticolo.

In questo lavoro, svolto nell'ambito del progetto finalizzato: "Valorizzazione dei prodotti tipici: definizione di parametri e tecniche a garanzia dell'origine e qualità (VATIPICI)", finanziato dai due ministeri MiPAF e MiUR e coordinato dall'Istituto Sperimentale per la Frutticoltura - S.O.P. di Caserta, si presentano i risultati del primo anno di indagini condotte su suoli investiti a meieto con l'intento di caratterizzarne lo stato di fertilità chimico-fisica ed evidenziare l'eventuale presenza di contaminanti (metalli pesanti).

Materiali e metodi

La prova è stata condotta presso tre aziende frutticole ubicate in diversi comuni del casertano. In ogni azienda viene coltivata una delle seguenti cultivar di mele: "Annurca classica" (R), "Bella del Sud" (VP) e "Rossa del Sud (MA).

I tre diversi comuni nei quali sono ubicate le aziende agricole sono tutti citati nel Disciplinare di Produzione della Indicazione Geografica Protetta "Melannurca Campana".

Per ogni azienda i campionamenti di suolo sono stati eseguiti nello strato arabile (0 - 40 cm), tenendo conto di alcuni fattori, quali l'estensione dell'azienda, la disformità nella struttura del terreno e le diverse pratiche agronomiche.

Su tutti i campioni, essiccati e vagliati a 2 mm, sono stati determinati i seguenti parametri chimico-fisici, seguendo i Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo (G.U. n.121, 1992): tessitura, pH, capacità di scambio cationico e basi di scambio, carbonio organico, fosforo assimilabile, azoto totale.

Sono stati inoltre determinate le concentrazioni di cadmio, rame, ferro, manganese, nichel, piombo e zinco in forma totale, mediante digestione nitrico-perclorica a 140°C (Izza et al., 1994), ed in forma biodisponibile o assimilabile, mediante estrazione in DTPA (Lindsay e Norwell, 1982; Haq et al., 1980). In quest'ultimo caso, solo per l'azienda (MA), caratterizzata da valori di pH inferiori a 6,5, l'estrazione è stata effettuata con una soluzione di EDTA (Lakanen e Erviö, 1971). I valori delle concentrazioni negli estratti sono stati determinati mediante spettrometria al plasma (ICP). Le medie dei dati analitici sono stati sottoposte ad analisi della varianza univariata per $p = 0,05$; il confronto è stato condotto per parametro tra le aziende.

Risultati e discussione

Per la valutazione dello stato di fertilità chimico-fisica dei suoli dei meleti oggetto di studio, i risultati analitici ottenuti sono stati confrontati con i valori di riferimento per le analisi del terreno proposti nel Codice di Buona Pratica Agricola (Tittarelli et al., 1995).

Tabella 1. Caratteristiche chimico-fisiche dei suoli (s.s. 105 °C)

	Unità di misura	R	VP	MA
pH (in H ₂ O 1:2.5)		7,1 a	6,7 b	6,1 c
CaCO ₃ (metodo calcimetrico)	%	assente	assente	assente
CSC (ammonio acetato)	meq 100g ⁻¹	18,83 a	16,65 b	16,07 b
Na ⁺	% di CSC	3,51 a	2,53b	1,87 b
K ⁺	% di CSC	7,28 b	13,81 a	12,94 a
Ca ⁺⁺	% di CSC	78,22 a	73,51 b	74,61 b
Mg ⁺⁺	% di CSC	10,99 a	10,15 a	10,58 a
P ass. (Olsen)	mg kg ⁻¹	71,8 a	63,4 a	53,3 a
C org. (Spriger e Klee)	%	3,77 a	3,18 ab	1,92 b
S.O.	%	6,49 a	5,49 ab	3,31 b
N tot.(analizzatore automatico)	%	0,29 b	0,23 c	0,36 a
argilla (< 0,002 mm)	g kg ⁻¹	285	305	190
limo (0,02-0,002 mm)	g kg ⁻¹	427	390	495
sabbia (2-0,02 mm)	g kg ⁻¹	288	305	315
Tessitura (ISSS)	A-L	A-L	L-S	

Lettere diverse indicano differenze significative per $p \leq 0,05$.

La prima (R) e la seconda (VP) azienda considerate sono caratterizzata da una tessitura argilloso-limosa e capacità di scambio cationico media. Il pH è neutro in R e leggermente subacido in VP (tab. 1).

La terza azienda presa in esame (MA), è caratterizzata da un suolo a tessitura limoso-sabbiosa e valori medi per la C.S.C. Il valore di pH, pari a 6,1, è il più basso tra le aziende. In questo caso, essendo il pH vicino all'acidità, sarebbe opportuno correggere il terreno con apporti di calce poiché la coltura del melo predilige i terreni neutri.

Tutti i suoli esaminati sono risultati non calcarei e ben forniti in sostanza organica.

Non si sono evidenziate condizioni di deficit per quanto riguarda le dotazioni di macronutrienti (N,P,K) e mesoelementi (calcio e magnesio scambiabili).

Tutte le aziende presentano elevati valori di fosforo assimilabile, variando da 53,3 (MA) a 71,8 (R) $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$. E' da considerare che l'assenza di calcare riscontrata in tutti i siti ed il carattere di neutralità o subacidità dei suoli sono condizioni che favoriscono la solubilizzazione del fosforo rispetto a suoli fortemente calcarei in cui si verificano fenomeni di insolubilizzazione. A tal proposito, la concentrazione di fosforo assimilabile dovrebbe essere monitorata nel tempo al fine di ottimizzare le pratiche di concimazione fosfatica ed evitare il rischio di inquinamento delle acque superficiali ed eventualmente profonde.

Considerando le quantità di micronutrienti e di metalli pesanti analizzati (tab. 2), si evidenzia come, nelle tre aziende, le concentrazioni di piombo nella forma totale si attestino sui valori elevati delle medie regionali di suoli agrari italiani; lo stesso risultato è emerso per il cadmio (ANPA, 2001), i cui valori rientrano nei limiti dell'intervallo di attenzione proposti dal gruppo di lavoro "Metalli Pesanti" operante nell'ambito della L.748/84 (compresi tra 1,7-5).

Le concentrazioni totali di rame, manganese e zinco rientrano nei valori medi per i suoli agrari italiani (pari rispettivamente a 50, 1000 e 90 mg kg^{-1}) mentre i livelli di nichel determinati nelle tre aziende sono al di sotto del valore medio riportato in letteratura, pari a 50 mg kg^{-1} (Riffaldi e Levi-Minzi, 1989). I suoli di tutte le aziende risultano ben dotati in ferro (Kabata-Pendias e Pendias, 2000).

Tabella 2. Concentrazioni di micronutrienti e metalli pesanti totali nei suoli. ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$)

	R	VP	MA
Cd	2,93a	2,19a	2,68a
Cu	52,67b	48,57b	68,00a
Fe	33125,56a	30700,50a	33456,80a
Mn	1016,11a	988,53a	1159,73a
Ni	20,83a	14,53c	17,70b
Pb	51,17a	49,77a	54,60a
Zn	114,06a	90,77b	114,00a

Lettere diverse indicano differenze significative per $p \leq 0,05$

Tabella 3. Concentrazioni di micronutrienti e metalli pesanti assimilabili ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$).

	R	VP	MA
Cd	<0,05	<0,05	<0,05
Cu	3,12 b	2,54 b	21,29 a
Fe	47,79 b	22,70 c	175,74 a
Mn	38,35 b	31,44 b	128,12 a
Ni	<0,05	<0,05	<0,05
Pb	3,97 b	2,80 c	19,98 a
Zn	9,58 b	5,16 c	12,38 a

Lettere diverse indicano differenze significative per $p \leq 0,05$

N.B. Le concentrazioni sono estratte in DTPA nelle aziende R e VP, in EDTA nell'azienda MA

Per quanto riguarda le aliquote biodisponibili di cadmio e piombo (tab.3), il primo è risultato non determinabile al contrario del secondo, le cui concentrazioni in R e VP rientrano in valori considerati normali mentre nella terza azienda (MA) raggiungono i 20 mg kg^{-1} , situandosi al limite massimo dell'intervallo di attenzione indicato per i suoli agrari non inquinati dal su citato gruppo di lavoro. Tale fenomeno, pur non rappresentando un indice di inquinamento in atto, indica una condizione di rischio di potenziale contaminazione per un suolo agrario.

Prendendo in considerazione gli altri elementi, si evidenzia come, rispetto ai suoli R e VP, il ferro ed il manganese siano presenti in concentrazione molto alta nel suolo MA. Risultano più elevati, in modo significativo, anche i valori di rame e zinco, ponendosi nell'intervallo di attenzione proposto dal già citato gruppo di lavoro "Metalli Pesanti" operante nell'ambito della L.748/84. Nel caso dello zinco, R e VP sono risultati ben dotati di questo elemento in forma biodisponibile.

Il rapporto percentuale tra la forma assimilabile e totale di ogni elemento precedentemente considerato è riportato in figura 1, dal cui esame risulta confermato che il suolo della terza azienda (MA) caratterizzato da un pH sub-acido e da una tessitura limoso-sabbiosa, presenta la frazione biodisponibile di micronutrienti e metalli pesanti, più elevata rispetto a quella delle altre aziende. Nell'azienda MA, pur non ravvisandosi una situazione di contaminazione in atto, dovrebbero essere tenute sotto controllo le concentrazioni di alcuni metalli pesanti in forma assimilabile, in particolare del piombo, al fine di evitare fenomeni di fitotossicità o contaminazione dei frutti.

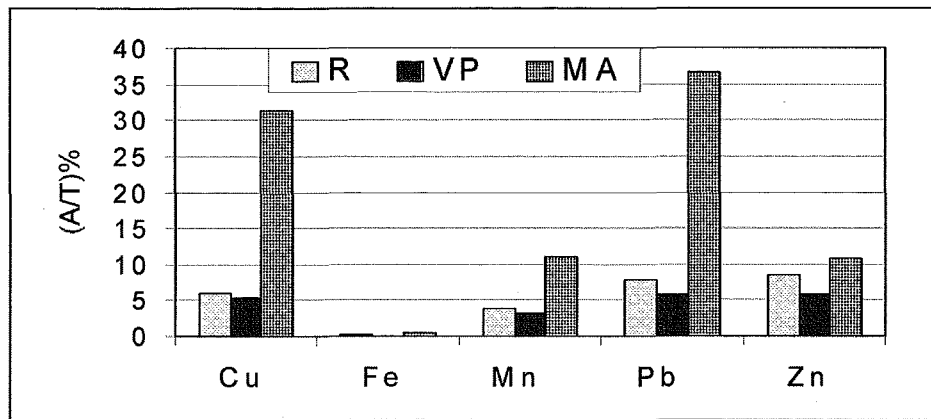


Figura 1. Rapporto concentrazione assimilabile /totale %

Ringraziamenti

Si ringrazia la Sezione di Nutrizione Azotata e Microbiologia del Terreno (ISNP) per aver fornito i valori di azoto totale e carbonio organico totale.

Publicazione n. 10 del P.F. "VATIPICI - Valorizzazione di prodotti tipici: definizione di parametri e tecniche a garanzia dell'origine e qualità".

Bibliografia

- ANPA Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, 2001. "Atlante dagli indicatori del suolo" RTI CTN_SSC 3/2001.
- DE FRANCISCIS E., 2003. "Marchi collettivi, qualità e certificazione", Campania Agricoltura, Gennaio-Febbraio 2003: 27-28.
- FREGONI M., BAVARESCO L., 1984. "Il rame nel terreno e nella nutrizione della vite". Vignevini. 5: 37-49.
- BENEDETTI A., ROSSI G., SPALLACCI P., MARCHETTI R., VITTORI ANTISARI L., 1997. "Disponibilità azotata per la coltura del mais fertilizzata con effluenti zootecnici ed urea di sintesi su suolo argilloso - limoso". Atti del XV Convegno Nazionale della Società Italiana di Chimica Agraria - Il sistema suolo - pianta, Viterbo, 33-40
- FIGLIOLIA A., ROSSI G., BENI C., 2000. "Un decennio di utilizzazione agricola di fanghi di depurazione civile: aspetti ambientali, economici ed energetici". Ricerca applicata e progettualità nel campo del riciclaggio dalla prevenzione al mercato del prodotto finito. RICICLA - Rimini, 10 novembre. GAZZETTA UFFICIALE n° 305 del 06 novembre 1984 Supplemento Ordinario - L. 19 ottobre 1984 n. 748.
- GAZZETTA UFFICIALE n° 121 del 25 maggio 1992 Supplemento Ordinario - "Metodi di analisi chimica del suolo" (D.M. 11 maggio 1992)
- GRASSI G., LIMONGELLI F., 2000. "La mela annurca campana" Italus Hortus vol.7, n.3-4, maggio-agosto: 61-64.
- HAQ A.U., BATES T.E. SOON Y.K., 1980. "Comparison of extractants for plant available zinc, cadmium, nickel and copper in contaminated soils" Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 772-777.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 2000. "Elements of group VIII" Chapter 13 in Trace Elements in soils and plants. CRC Press 2000 Boca Raton Florida.
- LAKANEN E., ERVIÖ R., 1971. "A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil" Suom. Maataloustiet. Seuran Julk. 123:232-233
- LINSLEY W.L., NORWELL W.A., 1978. "Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper" Soil Sci. Am. J. 42: 421-428.
- LO SCALZO R., TESTONI A., GEMMA A., 2001. "Annurca apple fruit, a southern Italy apple cultivar: textural properties and aroma composition" Food Chemistry 73, 333-343.
- REGIONE EMILIA ROMAGNA, 2003. "Disciplinari di Produzione Integrata 2003" - Norme tecniche di coltura -Melo e Pero.
- RIFFALDI R., LEVI-MINZI R., 1989. "Il controllo degli inquinanti in agricoltura: gli inquinanti inorganici." Capitolo 28, Chimica del Suolo, coordinatore Paolo Sequi, Patron Editore Bologna.
- RIVAROLI S., 2002. "La melicoltura italiana consolida le posizioni di mercato" L'Informatore Agrario n. 38 04/10/2002: p. 35.
- ROSSI G., FELICI B., SOCCIARELLI S., EGGER E., FIGLIOLIA A., 2000. "Il rame nel vigneto: accumulo nel suolo, nel vegetale e nel prodotto finale". Convegno della Società Italiana Scienza del Suolo, Venezia, 12-16-Giugno
- ROSSI G., PENNELLI B., SOCCIARELLI S., A. FIGLIOLIA., 2002. "Effects of medium-term amendment with sewage sludges on heavy metal distribution in soil" In: Soil Mineral-Organic Matter-Microorganism Interactions and Ecosystem Health. Developments in Soil Science, Volume 28A. A. Violante, P.M. Huang, J.M. Bollag and L. Gianfreda (Eds.), Elsevier Science B.V. (Amsterdam - Boston - London - New York - Oxford - Paris - San Diego - San Francisco - Singapore - Sidney - Tokyo). 99-197
- TITTARELLI F., CANALI S., BENEDETTI A., 1995. "Le analisi del terreno" in Quaderno Panda n° 2 Guida al Codice di Buona Pratica Agricola. Edagricole ed. 223-229.
- ZHU S.L., MANFREDI P., MONTI L.M., RAO R., 1997. "RAPDs markers useful for the identification of the "Annurca" apple variety and its sport "Rossa del Sud". Adv. Hort. Sci. 11: 120-122.
- ZHU S.L., SANTANGELO I., MANFREDI P., MONTI L.M., RAO R., 1998. "Identificazione di marcatori AFLP per distinguere la cv. "Annurca" tradizionale dai tipi "Annurca simili". Rivista di Frutticoltura.6: 69-71.



**Informazioni dal
Comitato di redazione**

NUOVO REGOLAMENTO PER LA STAMPA DI LAVORI SUL BOLLETTINO DELLA SISS

1. L'edizione del bollettino della SISS è curata dal "Comitato di Redazione del Bollettino SISS", in collaborazione con il Consiglio Direttivo della Società.
2. Il "Comitato ISNP" cura l'allestimento per la stampa e la correzione delle bozze del Bollettino.
3. Sono ammessi alla valutazione per la stampa sul Bollettino sia contributi dei soci che di non soci, sia i lavori presentati in forma di comunicazione orale che di poster nei Convegni SISS.
4. I lavori pubblicabili dovranno essere afferenti alla scienza del suolo e potranno riguardare:
 - Note scientifiche originali, anche a valenza locale. Versioni in italiano di lavori pubblicati in inglese su riviste straniere, i quali devono essere comunque rielaborati con taglio originale. Lavori in lingua inglese, francese o spagnola di autori stranieri presentati in convegni della Società.
 - Recensioni.
 - Note informative a carattere divulgativo e tecnico che andranno ad arricchire la specifica rubrica de "I soci informano".
5. I lavori pubblicati potranno essere: i) atti di convegni organizzati o patrocinati dalla SISS, ii) contributi liberi di soci e non soci, iii) raccolte di note a carattere tematico.
6. Il numero massimo di pagine di ogni articolo è di norma 8 complessive. Articoli più lunghi potranno essere accettati a giudizio del Comitato di Redazione o dell'editor di sessione.
7. Le note scientifiche presentate per la stampa sul Bollettino verranno accettate solo previa revisione dei referees. E' necessario un doppio referaggio dei lavori e parere dell'editor come condizione per l'accettazione della loro pubblicazione.
8. Il Comitato si avvarrà per il referaggio delle note del contributo scientifico dei soci, oltre che di esperti di chiara fama nazionale ed internazionale.
9. Nel caso di contributi liberi, il Comitato di Redazione del Bollettino SISS assicura che il referaggio venga compiuto entro quattro mesi dal ricevimento del lavoro da pubblicare.
10. Nel caso di convegni, è prevista la figura dell'editor di sessione, al quale vengono demandate le funzioni di editing.
11. E' previsto che gli organizzatori del convegno raccolgano i contributi e li trasmettano agli editors di sessione improrogabilmente entro un mese dalla chiusura del convegno.
12. Gli editors di sessione scelgono i referees, curano i contatti con gli stessi e con gli autori, ed hanno la responsabilità per la decisione definitiva sulla pubblicazione degli articoli.
13. Gli editors di sessione assicurano che il lavoro di referaggio venga portato a termine entro quattro mesi dalla chiusura del convegno ed accertano che gli autori abbiano recepito le indicazioni dei referees, o ne abbiano adeguatamente motivato il non recepimento.
14. Nel caso che i lavori abbiano bisogno di un ulteriore controllo di revisione dei referees, questo verrà in ogni caso portato a termine entro sei mesi dalla chiusura del convegno.
15. I lavori corretti verranno trasmessi al Comitato ISNP per la loro stampa entro sei mesi dalla chiusura del convegno; i lavori non trasmessi entro tale periodo non verranno pubblicati.
16. Il Comitato ISNP assicura la stampa del bollettino entro quattro mesi dal ricevimento dei lavori.
17. La pubblicazione degli atti di un convegno avviene di norma entro un anno dal suo svolgimento.
18. Il Comitato ISNP provvede ad inviare agli autori le istruzioni necessarie per richiedere la stampa degli estratti, il cui costo è a carico degli autori stessi.

NUOVE ISTRUZIONI PER GLI AUTORI

Informazioni generali

I manoscritti devono essere inviati alla redazione su floppy disk da 3,5" o altro supporto magnetico, e su carta di buona qualità (2 copie), di formato comune (A4 o lettera). Si prega di usare programmi di word processor operanti in ambiente DOS-Windows (Microsoft Word 6.0 o successivi).

Usare la font Times New Roman 11 punti, con spaziatura singola tra linee, ed evitare formattazioni di paragrafo (spaziature, rientri di riga, interlinee, ecc.), sillabazioni forzate, note a piè di pagina (raccoglierle a fine capitolo). Dove necessario, possono usarsi termini in corsivo, sottolineati, in grassetto.

Le tabelle, chiamate nel testo "tabella 1", "(tab. 1)", e nella didascalia "Tabella 1.", in archivi di foglio elettronico (Excel, Word) devono essere più semplici possibile, senza bordi o filetti, righe superflue o altra formattazione (p.e. invii all'interno della cella).

Diagrammi, figure, immagini, chiamate nel testo "figura 1", "(fig.1)", e nella didascalia "Figura 1.", verranno stampati in toni di grigio e devono essere riportati su file distinti dal testo, in formato .tiff ad altissima risoluzione in pixel, usando i più comuni programmi di grafica. Nelle copie su carta, stampare tutti i file grafici alla fine del testo con una stampante ad alta risoluzione. Usando fogli elettronici per i grafici, inviare anche il file contenente il grafico e i dati originali: per legende e titoli degli assi, usare carattere Arial 14 pt e riportare il titolo del grafico nel testo e non all'interno del grafico stesso.

I testi non devono di norma superare le otto pagine complessive.

Il manoscritto deve essere organizzato in:

Titolo

Autori (Nome per esteso, Cognome)

Affiliazioni, con indirizzo postale completo, e-mail dell'autore corrispondente

Telefono, fax (per scopi di redazione)

Riassunto

Parole chiave (3-5)

Title and Abstract

Key words (3-5)

Introduzione

Materiali e Metodi

Risultati e Discussione

Conclusioni

Ringraziamenti (se necessari)

Bibliografia

Ciascuno dei suddetti sottotitoli deve essere scritto con carattere 11 punti con un'interlinea vuota sopra e sotto.

Riferimenti bibliografici

Usare il formato degli esempi seguenti:

... come ha detto Sequi (1998)

... sappiamo che l'agricoltura non inquina (Sequi, 1998)

... effetto dei metalli pesanti sull'attività microbica del suolo (Leita et al., 1995; Wardle e Ghani, 1995).

Le referenze devono essere in ordine alfabetico. Nel caso di più citazioni di autore/i, seguire l'ordine cronologico e aggiungere una lettera a fianco (es. 1998a) per più citazioni nello stesso anno.

La lista dei riferimenti bibliografici deve essere come segue.

Articolo su rivista:

BILLAUX P., 1978. Estimation du "regime hydrique" des sols au moyen des données climatiques. La méthode graphique: son utilisation dans le cadre de la Taxonomie Americaine des sols. Editions de L'Orstom, Ser. Pedol., 3: 317-318.

Articolo o documento pubblicato su internet:

ESDP, 1999. European Spatial Development Perspective. [Online] consultabile su http://www.europa.eu.int/comm/regional_policy/sources/docoffic/official/reports/som_en.htm (verificato 10.10.2003).

Articolo in volume:

ESWARAN H., REICH P., 2002. Human impact on landsystems of the World. In: A. Faz et al. (ed.) Sustainable use and management of soils in arid and semiarid regions. Proc. Int. Symp., Cartagena, Murcia, Spagna, 22-26 settembre 2002, Vol. II: 361-363.

Monografia o libro:

SOIL SURVEY STAFF, 1998. Keys to Soil Taxonomy. SMSS Technical Monograph n.19, Pocahontas press, Blacksburg, Virginia, U.S.A., pp. 541.

Floppy disk o CD:

VAN WAMBEKE, A. 1986. Newhall simulation model, a basic program for the IBM PC. Dep. of Agron., Cornell University, Ithaca, NY. [floppy disk computer file]

Cartografia:

WORLD SOIL RESOURCES 1994. Pedo-climatic domains of Europe. U.S. Dep. of Agriculture, Soil Conservation Service. Printed map. Washington D.C. U.S.A.

Rapporto di referaggio

Autori

Titolo

	SI	NO
1. L'articolo è di interesse generale ed innovativo o ha comunque una valenza territoriale che lo rende utile per l'ampliamento delle conoscenze sul suolo in Italia		
2. E' ben organizzato e conciso, con chiara introduzione e conclusione		
3. Il titolo indica il contenuto ed è sufficientemente conciso		
4. Il riassunto è sufficientemente informativo, contiene i principali risultati		
5. L'abstract/il testo è scritto in buon inglese		
6. Le parole chiave sono appropriate e complete		
7. Gli obiettivi sono chiari e ben circostanziati		
8. I metodi sono corretti ed aggiornati		
9. I risultati sono esposti in modo chiaro ed esaustivo		
10. L'elaborazione dei dati è appropriata		
11. La discussione dei risultati e le interpretazioni sono supportate dai dati presentati		
12. Le conclusioni sono giustificate e correlate con la problematica esposta		
13. I riferimenti bibliografici sono riportati esattamente, necessari e aggiornati		
14. Le tabelle sono tutte chiare e necessarie		
15. Le figure sono tutte chiare e necessarie e i titoli sono informativi e appropriati		
16. Le figure e le tabelle sono di buona qualità e i titoli sono informativi e appropriati		
17. L'articolo è accettabile per la pubblicazione tale e quale		
18. L'articolo è accettabile per la pubblicazione con piccole modifiche		
19. L'articolo è accettabile con moderate modifiche		
20. L'articolo è accettabile con grandi modifiche		
21. L'articolo non è pubblicabile		

Si intende: accettabile con piccole modifiche un lavoro che non richieda riorganizzazione, ma solamente correzioni di imperfezioni, accettabile con moderate modifiche un lavoro che richieda revisioni nello scopo o nell'interpretazione di risultati ma che presenta un impianto sperimentale solido e corretto, accettabile con grandi modifiche un lavoro che richieda una riorganizzazione dei dati o una revisione delle interpretazioni, anche tramite un diverso trattamento dei dati stessi.

Commenti (possono essere aggiunti su fogli separati)

Per il revisore: desidera essere identificato ed è disponibile ad essere contatto per eventuali chiarimenti? (barrare la risposta)

SI

NO

Nome e recapito

MODULO PER LA RICHIESTA DEGLI ESTRATTI DEL BOLLETTINO SISS

Completare e spedire all'attenzione del Dr. G. Mecella – Comitato ISNP
Via della Navicella, 2-4 – 00184 Roma
FAX 06 7005711

Cognome _____ Nome _____

Denominazione ed Indirizzo Ente _____

Tel. _____ FAX _____ E-mail _____

Tariffe degli estratti

N° estratti	Costo € (Euro)	
	1-8 pagine	Più di 8 pagine
50	X	Y
100	XX	YY
150	XXX	YYY

Titolo dell'articolo:

Primo autore:

Numero degli estratti:

N.B. Gli estratti saranno ordinati alla tipografia al momento dell'ordine di stampa e comunque solo dopo che il Comitato ISNP avrà ricevuto il buono d'impegno da parte dell'Ente di appartenenza. Indicare di seguito:

Denominazione dell'Ente (se diverso da quello del richiedente)

Indirizzo _____

C. F. o Partita IVA _____

Persona da contattare per il pagamento _____

Tel. _____ FAX _____ E-mail _____

Data _____ Firma _____

Da compilare a cura del Comitato ISNP: Volume _____ Numero _____ Pagine _____