



Bollettino

della Società Italiana della Scienza del Suolo

Anno XLVII (1998)

No. 2

Lit. 25.000

Atti del Convegno Annuale S.I.S.S. La Qualità del Suolo per un Ambiente Sostenibile Roma Giugno 1997

Introduzione	III	P. Sequi
I Commissione - Fisica del Suolo - presidente M. Pagliari		
Valutazione di alcuni parametri fisico-meccanici di suoli sottoposti a pascolo. Nota I	3	FA. Biondi et Al
Suoli antropici e naturali nell'Appennino ligure: confronto tra alcune caratteristiche chimiche e chimico-fisiche	13	E. Bonifacio et Al
Un metodo per la stima della porosità di un suolo agrario	21	A. Castrignanò et Al
SOILPAR un software per la stima e la validazione dei parametri idrologici del suolo	35	M. Donatelli et Al
Effetto di sistemi colturali diversi e dell'applicazione di compost da RSU sulla dinamica della stabilità strutturale del suolo	43	S. Pellegrini et Al
Studio della qualità dei suoli del sistema "piscine" nella tenuta presidenziale di Castelporziano	55	P. Scandella et Al
Impatto di diverse modalità di gestione del vigneto sulle qualità fisiche di due tipi di suolo	67	N. Vignozzi et Al
Effetto delle tecniche di gestione del vigneto sull'erosività dei suoli del terziario piemontese	73	E. Zanini et Al
II Commissione - Chimica del Suolo - presidente A. Violante		
I noduli di Fe Mn quale trappola pedologica per i metalli pesanti e per il fosforo. Nota I	87	FA. Biondi et Al
Studio di frazioni umiche del suolo mediante elettroforesi capillare	95	G. Bragato et Al
Interazione tra molecole organiche contenenti fosforo e colloidali inorganici del suolo	103	L. Celi et Al
Influenza di ossalato sull'adsorbimento di Cu^{2+} su minerali e suoli a carica variabile	109	A. De Cristofaro et Al
Caratterizzazione termica delle sostanze umiche lungo il profilo di due Vertisoli	119	MT. Dell'Abate et Al
Effetto del livello di saturazione fosfatica sulla estraibilità del fosfato del suolo	129	R. Indiaty et Al
Determinazione del fosforo assimilabile nel suolo - Modifica al metodo Olsen	137	G. Modugno
III Commissione - Biologia del Suolo - presidente L. Gianfreda		
Sintesi micorrizica con <i>glomus mosseae</i> in piante nobili da legno	151	M. Bragaloni et Al
Risposta Biochimica dei suoli ai trattamenti organici	157	B. Ceccanti et Al
Influenza dell'interramento dei residui colturali sulla sostanza organica e su alcune proprietà biologiche del terreno in una prova a lungo termine in ambiente mediterraneo	169	G. Convertini et Al
Effetto di elevate concentrazioni di cadmio sul quoziente metabolico del suolo	183	L. Landi et Al
Integrazione di tecniche fisiche, chimiche e biochimiche per lo studio qualitativo e funzionale di un suolo agrario	189	S. Marinari et Al

continua in II di copertina

IV Commissione - Fertilità del Suolo - presidente A. Benedetti

<i>Distribuzione di nutrienti fra suolo e rizosfera</i>	201	P. Adamo et Al
<i>Monitoraggio di alcune proprietà di un vertisuolo meridionale, ammendato con compost da rifiuti solidi urbani, in relazione alla produzione di frumento e barbabietola</i>	217	D. Ferri et Al
<i>Fertilizzazione minerale ed organica: influenza sulle proprietà biologiche del terreno e sulla disponibilità di Zn, Cd, Cu, Ni, Pb.</i>	233	C. Mondini et Al
<i>Influenza dell'ordinamento colturale e della concimazione sul contenuto di nitrati in un suolo franco sabbioso della Pianura Padana</i>	243	R. Papini et Al
<i>Effetto della lettiera sulla fertilità del suolo in aree riforestate</i>	257	F. Pinzari et Al
<i>Alcune considerazioni sul turnover del carbonio organico in un suolo ammendato con liquame suino</i>	271	G. Rossi et Al
<i>Dinamica della sostanza organica in tre suoli europei in un gradiente climatico</i>	281	R. Spaccini et Al
<i>Valutazione dell'impatto del pascolamento di cinghiali (<i>Sus scrofa</i> L.) sulla fertilità del suolo in area mediterranea</i>	304	A. Trinchera et Al

BOLLETTINO DELLA SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO

EDIZIONE A CURA DEL COMITATO ISNP

Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma
Tel. 06-7005413, Fax 06-7005711

Registrato presso il Tribunale di Roma
il 07/04/1998 al n. 00138/98

PERIODICO TRIMESTRALE

ISSN - 0390-4865

Direttore Responsabile
Prof. Paolo Sequi

Direttore Editoriale
Dr.ssa Rosa Francaviglia

Segretario di Redazione
Sig. Filippo Ilardi

Comitato di Redazione

Prof. Paolo Sequi

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle
Piante

Via della Navicella, 2 - 4, 00184 Roma
tel. 06 7005413 - fax 06 7005711 - e-mail
psequi@uni.net

Dr. Pier Giacomo Arcara

Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa
del Suolo

Piazza D'Azeglio, 30, 50121 Firenze
tel. 055 2491227 - fax 055 241485 - e-mail
arcara@dada.it

Prof. Pietro Violante

Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie,
Università di Napoli
Via dell'Università, 100, 80085 Portici (NA)
tel. 081 7885206 - fax 081 7755130 - e-mail
pieviola@unina.it

Prof. Angelo Aru

Dipartimento di Scienza delle Terra,
Università di Cagliari
Via Trentino, 51, 09100 Cagliari
tel. 070 2006239 - fax 070 282236 - e-mail
aru@vaxcal.unica.it

Prof. Paolo Nannipieri

Dipartimento di Scienza del Suolo e
Nutrizione della Pianta
Università di Firenze, P.le delle Cascine, 15,
50144 Firenze
tel. 055 32881 - fax 055 333273 - e-mail nan-
nip@cscs.fi.cnr.it



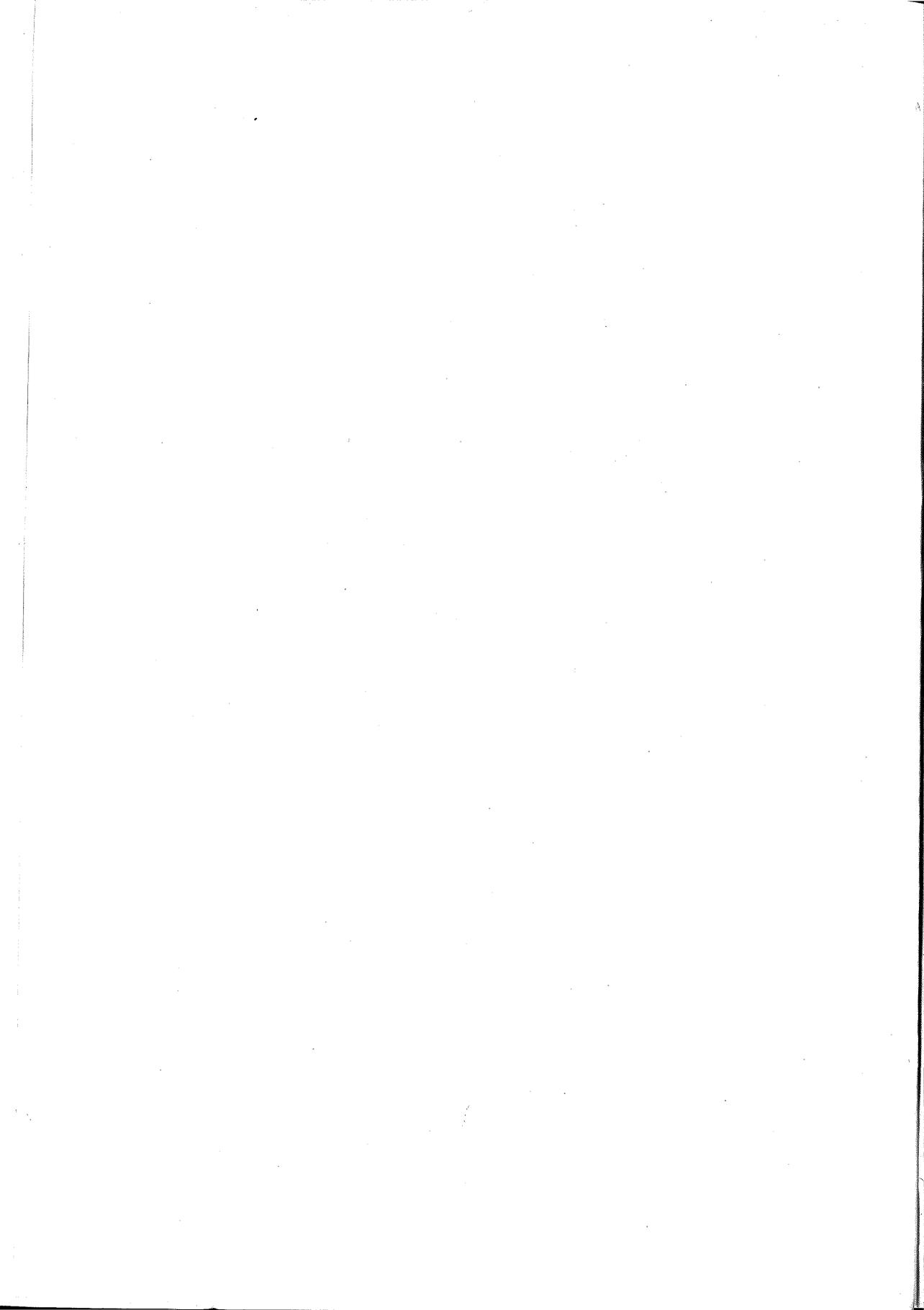
Bollettino

della Società Italiana
della Scienza del Suolo

Anno XLVII

DAZZI

No. 2 1998



INTRODUZIONE

Paolo Sequi

Presidente della Società Italiana della Scienza del Suolo
Direttore dell'Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante

Via della Navicella 4, 00184 Roma

Un manoscritto giovanile del Bainsi, rinvenuto a Damasco nella Biblioteca Nazionale, riporta un aneddoto della vita di Palestrina che vi ri-propongo: in esso si tratta, fra l'altro, di valutazione della qualità del suolo al tempo dei romani.

Narra il Bainsi che il giovane Giannetto (così fu chiamato il sommo Palestrina in tenera età, e dagli amici anche da adulto) aveva ricevuto un premio dal cardinale Andrea della Valle per un evento del quale solo l'alto prelato era a conoscenza: Giannetto lo custodì tutta la vita come una cosa per lui più che preziosa, ritenendo che collegasse la sua ispirazione ai movimenti degli astri del cielo. Il premio era una reliquia d'eccezione, la *santa pietra*: un piccolo gioiello antico, realizzato in oro e avorio. Più che per nobiltà dei materiali crisoeburnei e perfezione del lavoro di cesello, la santa pietra era preziosa per la storia miracolosa che custodiva in sé.

Della storia sono noti tre antichi episodi. Secondo il più recente la santa pietra fu incastonata in una lapide di granito per volere testamentario di tale podestà lucchese Guiscardo, a tutela di un'antica stazione romana situata fra Luni e Lucca, arsa da un incendio nel 1242 e da lui ricostruita nel 1255. Un giovedì santo dopo la sua scomparsa, in base alle sue indicazioni, la lapide fu collocata sul capitello della colonna che segnava il limite del borgo, a formarne l'abaco, e subito, mentre dal cielo si udiva risuonare un remoto ma possente coro mistico, a protezione della colonna comparve un arco di blocchi di marmo massicci e perfettamente levigati, e sull'abaco prodigioso campeggiò una grande ostia sfolgorante. L'ostia scomparve lo stesso giorno, ma l'arco rimase, e divenne la prima porta della nuova cinta muraria realizzata da Castruccio Castracani. Da allora il borgo sarebbe risorto a nuova vita. Sarebbe stato il papa Leone X dei Medici che, nel dona-

re alla cittadina libertà sotto la tutela e le garanzie del Granducato di Toscana, avrebbe ricevuto da un angelo la reliquia distaccata dalla colonna e l'avrebbe più tardi donata all'arciprete della cappella liberiana perché *la usasse per un fine mirabile*.

Come era entrato in possesso della pietra Guiscardo? Ecco l'episodio precedente: gli era caduta fra le ginocchia quando, prostrato ai piedi dell'altare, era stato testimone del miracolo di Bolsena nel 1263. Mentre l'agnostico Pietro da Praga si convertiva alla fede vedendo sgorgare sangue dall'ostia durante la consacrazione, egli era al suo fianco; tutti ricordano come a seguito del miracolo papa Urbano benedisse i paramenti e i lini liturgici intrisi di sangue e istituì la festa del Corpus Domini. Nella chiesa una voce disse a Guiscardo: questa è la pietra che potrai usare a fin di bene, quella ha reso miracolosa la lastra di basalto che forma l'altare. La stessa lastra alla quale per ordine di Diocleziano Cristina fu legata da suo padre Urbano quando fu gettata nel lago, la lastra che anziché affondare annegandola galleggiò miracolosamente e la salvò riconducendola a riva (e questo è il più antico dei tre episodi).

Lo sventurato Urbano di mille anni prima, il padre di quella che divenne poi la Santa Cristina di Bolsena, in realtà non era né cattivo né sprovveduto: riponeva una fiducia illimitata nelle proprietà divine della pietra, tanto da averla inserita nella lastra di basalto prima di legarvi sua figlia e di gettarla in acqua. E qui inizia la parte storica di nostra interesse, quella del tempo dei romani.

Non si sa se Urbano fosse in rapporti di amicizia con qualcuno dei sedici componenti del collegio degli àuguri dell'impero o se fosse egli stesso un àugure. Quel che si conosce per certo è che il *lituus*, lo scettro o, se si vuole, il bastone magico degli àuguri romani, all'epoca recava nella parte terminale dell'estremità ricurva un gioiello crisoelefantino del tipo di quello del quale stiamo parlando. Esso era emblema dell'arte divinatoria, del miracolo, del divino, e se tale era la tradizione consolidata c'è da credere che ve ne fossero i motivi.

Si dimentica spesso quali fossero i compiti degli àuguri nella storia di Roma. Essi erano depositari e interpreti dei vaticini, custodi di segreti e di sapienza scientifica, giudici inappellabili di molte decisioni politiche in pace e in guerra, ma la storia moderna non rende ragione del loro compito e li tratta quasi come stregoni. Si dice oggi che alla base delle loro decisioni ci fossero solo voli di uccelli, movimenti di visceri e altri fatti empirici, ma essi altro non erano in realtà che pretesti per non rivelare i segreti professionali.

Fra i compiti degli àuguri c'erano le limitazioni: le operazioni consistenti nel tracciare i confini delle città, degli edifici sacri, dei terreni. Le limitazioni dei terreni erano di importanza pari a quelle dei templi.

Sono in tanti a parlare dell'agrimensura, una scienza sviluppatissima ai tempi dei Romani. Lo strumento geodetico usato in campagna era la *groma*, e il dibattito in corso da molto tempo sulle sue caratteristiche costruttive e tecniche di maneggio è stato risolto solo nel nostro XX Secolo con la scoperta a Pompei degli elementi di ferro e di bronzo che, reintegrati delle parti di legno perdute, ne hanno consentito la ricostruzione totale. I gromatici tuttavia, ossia gli agrimensori che impiegavano questo strumento, erano operatori tecnici, mentre la parte concettuale, la direzione vera dei lavori, era affidata agli àuguri. I gromatici, erano plebei o liberti, mentre gli àuguri non solo erano eletti fra i patrizi, ma dopo ogni singola elezione venivano *inaugurati* (ossia gli altri àuguri erano consultati a garanzia del loro gradimento e della protezione di Giove) e vestivano *trabee* speciali, toghe ornate di fasce di porpora e cocco riservate alla casta imperiale e a pochi altri eletti. La misurazione di un territorio iniziava sempre con un rito religioso celebrato da un augure che ne emanava le direttive. E il rito religioso poggiava su una liturgia dalle basi tutt'altro che empiriche.

Se infatti le basi tecniche delle misurazioni erano completamente codificate e in altre parole immutabili, non altrettanto si poteva dire delle basi scientifiche che stavano alla base della valutazione della qualità del suolo, indispensabile per poter assegnare agli agricoltori una superficie adeguata alle loro necessità.

In effetti tutta la letteratura latina mette in rilievo l'importanza di un corretto rapporto dell'uomo con il territorio. In più punti della sua opera, Plinio il vecchio ricorda l'importanza della qualità del suolo per un buon risultato colturale; il buon vino si ottiene su terreni vocati (che c'è di nuovo oggi?). Una buona sintesi della mentalità scientifica romana è quella che si ritrova all'inizio dell'opera di Columella, che, dopo aver citato le Georgiche di Virgilio (II, 412) quando enunciano il precetto *ammira le campagne sconfiniate, ma coltiva un potere di dimensioni ridotte*, commenta che si tratta di una massima del tutto tradizionale e saggia e che adeguare le proprie forze alle esigenze della terra è un imperativo assoluto, ben noto anche ai cartaginesi che sembra dicessero che *"l'agricoltore deve essere più forte dei campi che coltiva"*. In effetti, prima di acquistare un terreno bisogna sincerarsi di due elementi fondamentali:

- la salubrità del clima, e
- la fertilità del terreno,

alle quali si devono aggiungere tre altre qualità di importanza ancora primaria:

- la disponibilità di acqua,
- la presenza di strade,
- il carattere dei vicini.

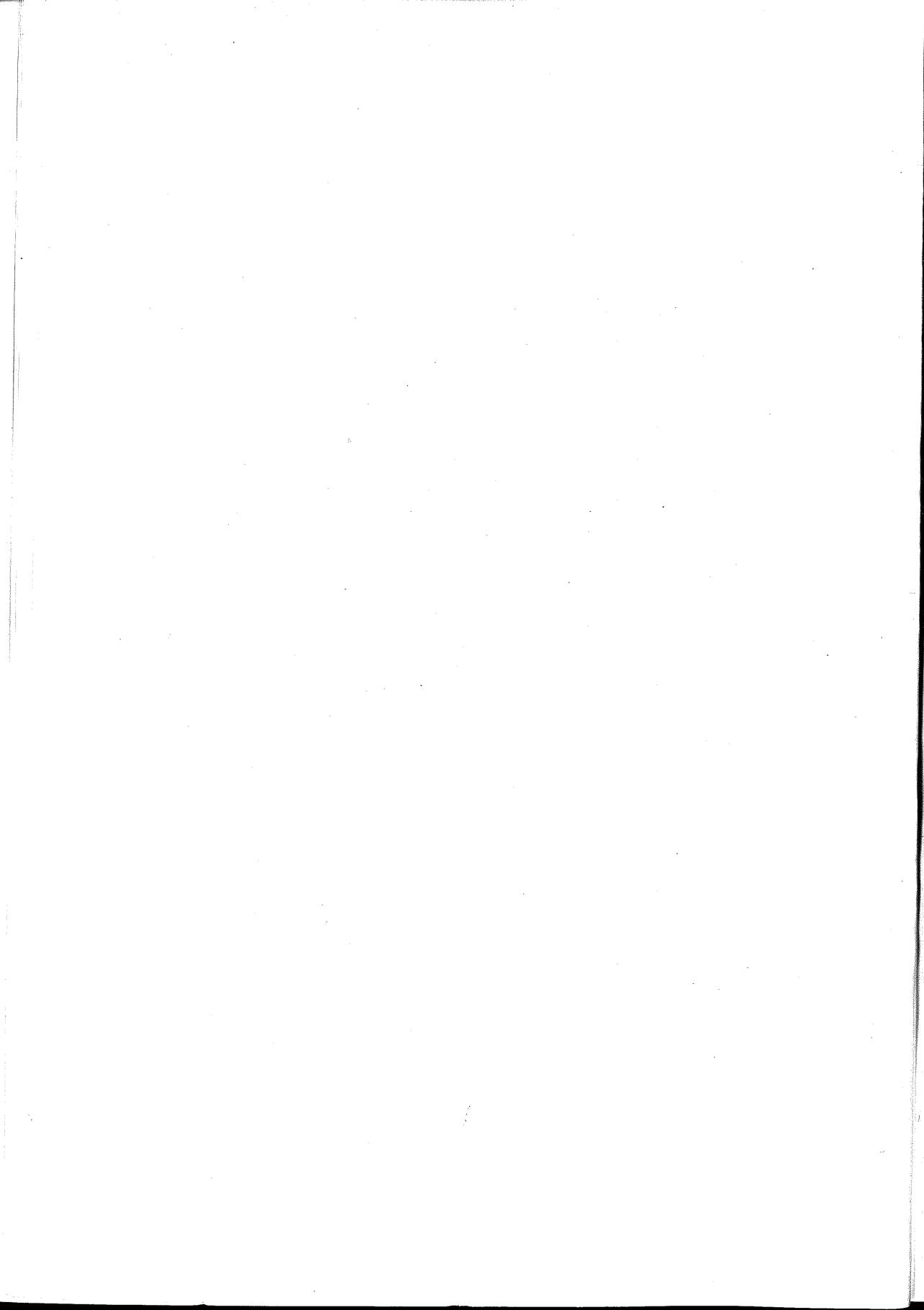
Quali differenze possiamo trovare rispetto alle moderne valutazioni? Soprattutto gli aspetti chimici della fertilità del terreno, dato che ai tempi dei romani si diceva che era inutile cimentarsi con terreni di fertilità scarsa: allora non si erano avute le conquiste della chimica agraria. Se fossimo un po' più sinceri potremmo anche ammettere che noi tendiamo a dimenticare l'ultima di queste qualità, ma più per convenzione che per convinzione, poiché ancor oggi il carattere amichevole o potenzialmente criminale di un vicino si può riflettere direttamente sul valore di un appezzamento di terreno. Fermo restando, certo, che secondo Columella questa qualità è da considerarsi accessoria e mutevole nel tempo. Come oggi.

Produttività maggiore equivaleva per l'agricoltore a minore necessità di terra: gli àuguri disponevano che per gli assegnatari i gromatici delimitassero estensioni di terreno più ridotte. Gli àuguri erano molto gelosi delle proprie conoscenze. *Divinitas quaedam caelium societas* ricorda Plinio: la maestria, intesa anche come capacità professionale di origine divina, è in un certo senso una comunione con i celesti. Così, come assai spesso nella civiltà romana, le forme più elevate del sapere venivano ammantate di mistero e nascoste ai tecnici di rango inferiore, abili ed esperti ma non investiti di poteri decisionali.

È tanto stupefacente quanto poco noto come le centuriazioni romane si riflettano ancora oggi nelle diverse misure agrarie italiane di superficie. La *pertica* milanese è diversa da quelle cremonese, bergamasca, vigevanese, pavese e da molte altre delle provincie vicine; la *biolca* mantovana è diversa da quelle ferrarese, reggiana, modenese, parmense ed altre; il *rubbio* ascolano è diverso da quello orvietano e da quello reatino che a sua volta differisce dagli altri in uso nel Lazio; la *salma* palermitana è diversa da quelle in uso a Caltanissetta, Catania, Messina e Siracusa, per non dire della *giornata* piemontese, del *campo* padovano, della *tornatura* emiliana e romagnola, dello *staiò* toscano e umbro, e così via. Si arriva alla *soma* che usa in provincia di Ancona, che equivale a circa un ettaro in pianura, ma che sale di un venti per cento a mezza costa e di un buon cinquanta per cento in collina. Trascorrono i secoli e i millenni e ancor oggi il problema di base per una civiltà sostenibile resta quello della definizione del-

la qualità del suolo. Il che rende estremamente attuale questo convegno.

Concludo anticipando alcune legittime domande. Come un'opera di Giuseppe Bains sia potuta finire a Damasco, per prima cosa, è un mistero, anche se alla fine del 1700 molti nobili siriani fecero visita a Roma e si interessarono a vicende musicali (o forse astrali) della nostra storia. Come Giovanni Pierluigi da Palestrina, il più grande ingegno musicale di tutti i tempi, avesse maturato una tal fede nelle proprietà esoteriche della pietra è ancora un mistero, pur se la correlazione fra intervalli musicali e movimenti astrali era tutt'altro che nuova, risalendo almeno a Pitagora. Posso solo aggiungere che la pietra miracolosa ebbe poi una storia convulsa e non chiara; si sa per certo solo che fu tumulata in S. Apollinare in Roma con le spoglie di Giacomo Carissimi e che nel corso degli atti vandalici commessi dall'esercito napoleonico nel 1797 essa andò frantumata. Un frammento, reliquia della reliquia, tornò tuttavia a Firenze non si sa come, e fu incastonato da Leopoldo II nel muro di un edificio di Pietrasanta non ben individuato, si dice quello nella cappella di destra del transetto del duomo, alle spalle della sommità della pala d'argento di Leone Tommasi che adorna oggi la Madonna del Sole: ci sarà ancora? Si può annotare che, per virtù della pietra o per qualche altro motivo, e certo con l'aiuto concomitante delle bonifiche realizzate dallo stesso Leopoldo, da allora Pietrasanta divenne città, risorse dal nuovo flagello, la malaria che ne aveva decimato la popolazione, e gli abitanti passarono da poche centinaia a molte migliaia. A testimonianza della reliquia cui tanto teneva, il Palestrina ci ha lasciato una splendida messa, denominata *Petra sancta*. Se l'ascolterete, pensate anche alla scienza del suolo.

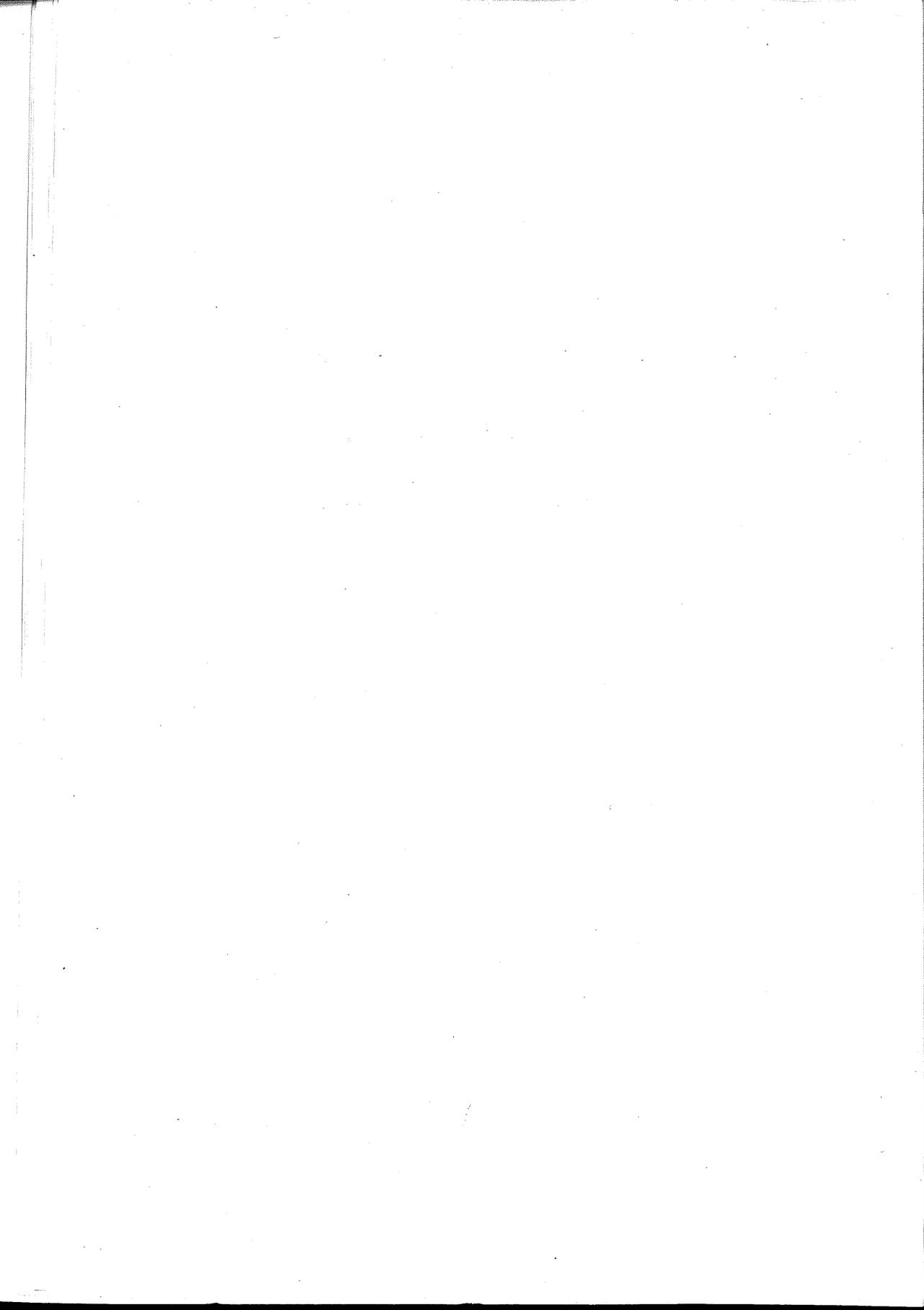




I COMMISSIONE

Fisica del Suolo

Presidente M. Pagliai



VALUTAZIONE DI ALCUNI PARAMETRI FISICO-MECCANICI DI SUOLI SOTTOPOSTI A PASCOLO.

NOTA I

F.A. Biondi ^a, C. Di Dio ^a, A. Figliolia ^a, A. Tinelli ^b

a) Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante (Roma)

b) Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Roma)

Introduzione

Per valutare lo stato fisico dei suoli sottoposti a stress meccanici derivanti dalle attività antropiche, sono state prese in esame alcune zone interne alla Tenuta di Castelporziano (Roma).

L'impatto ambientale in questione è principalmente riferibile al carico del bestiame domestico. In particolare, all'interno della Tenuta sono state prese in considerazione alcune aree di pascolo, di pascolo degradato e di transito del bestiame, oltre ad altre zone prese come confronto non interessate da alcuno stress fisico.

Con il presente studio si vuole collaudare un metodo speditivo di campagna per individuare un possibile limite pascolativo, mettendo a confronto i parametri fisici rilevati.

Scopo del lavoro in questa prima fase di studio è quindi quello di condurre un monitoraggio speditivo per acquisire conoscenze generali sull'ambiente e più in particolare sullo stato fisico.

Materiali e Metodi

I suoli in esame, pur di diversa natura, interessano prevalentemente due unità geo-morfologiche: duna antica e alluvionale. In questa prima nota, tuttavia, non si prenderanno in considerazione le differenze legate alla natura geomorfologica dei substrati. Per quanto riguarda la copertura vegetale, essa non risulta omogenea in tutti i siti, in particolar modo nelle aree

di confronto è generalmente di tipo boschiva, mentre negli altri ambienti è prevalentemente di tipo erbaceo.

Durante i rilievi di campagna è stata effettuata prima una descrizione morfologica e vegetazionale del sito, quindi sono state condotte prove geotecniche, a livello superficiale (0-5 cm) e alla profondità di 10 cm, quali: la *resistenza meccanica del terreno al taglio*, determinata in maniera speditiva mediante "Pocket Penetromer", sia in condizioni di umidità naturale del terreno, che in condizioni di saturazione completa, la *densità apparente* mediante il metodo di campagna del cuneo di sabbia, la *porosità*, determinata per via indiretta e l'*indice di stabilità di struttura* (I.S.) secondo Cavazza (1981) ottenuto mediante valutazione della perdita di peso del terreno contenuto in un apposito cestello con griglia di circa 2mm Ø, dopo lo scuotimento degli aggregati in acqua.

Infine è stata misurata la quantità percentuale della frazione argillosa dei suoli ed il contenuto di sostanza organica, nonché l'*incremento percentuale* della resistenza al taglio dello strato inferiore rispetto a quello superiore applicando la formula $[(R.t._{prof.} - R.t._{super.}) / R.t._{super.}] \times 100$

Risultati

Per quanto riguarda i suoli indisturbati di confronto si sono riscontrati valori di densità apparente minori nello strato superficiale rispetto a quello profondo, rispettivamente $0,82 \text{ g cm}^{-3}$ e $1,19 \text{ g cm}^{-3}$; analogo andamento presenta la resistenza al taglio con $0,62 \text{ kg cm}^{-2}$ in superficie e $0,84 \text{ kg cm}^{-2}$ nello strato profondo. La porosità risulta perfettamente correlabile ai precedenti valori e presenta un andamento inverso, e cioè una quantità di "vuoti" pari al 69 % in superficie, per passare al 56 % nello strato sottostante. L'incremento percentuale della resistenza al taglio risulta pari al 35 %. Mediamente i siti di confronto presentano un buon contenuto di sostanza organica pari al 3,6 %, ed un elevato indice di stabilità di struttura pari a 0,98 (Tabella 1).

Nello strato superficiale delle aree attualmente soggette al pascolo del bestiame domestico, sono stati osservati valori mediamente bassi di densità apparente ($1,06 \text{ g cm}^{-3}$) con una porosità pari al 60 % ed indice di struttura di 0,88, mentre il valore di resistenza al taglio è di circa 1 kg cm^{-2} . Nello strato sottostante (-10 cm), aumenta la densità apparente ($1,20 \text{ g cm}^{-3}$), mentre diminuiscono la porosità (55 %) e la resistenza al taglio (0,94 %). Quest'ultima presenta un incremento percentuale lievemente negativo, pari

Tabella 1

Valori medi dei parametri fisico-chimici

	CONFRONTO	PASCOLO	PASCOLO	TRANSITO
			DEGRADATO	
Densità apparente (superf.) g cm ³	0,82	1,06	1,42	1,55
Densità apparente (10 cm) g cm ³	1,19	1,20	1,35	1,56
porosità (superf.) %	69	60	46	41
porosità (10 cm) %	56	55	49	27
Resistenza al taglio (superf.) (umidità suolo = 50%) kg cm ²	0,62	1,00	1,81	3,77
Resistenza al taglio (10 cm) (umidità suolo = 50%) kg cm ²	0,84	0,94	1,68	1,49
INCREMENTO %		35	-6	-7 -60
$[(R.t._{prof.} - R.t._{super.})/R.t._{super.}] \times 100$				
(s.o. % x 10 + A %)	0,98	0,88	0,80	0,77
sostanza organica %	3,60	2,35	1,47	1,51
argilla %	9,3	21,9	10,5	14,4

al -6%, che evidenzia sintomi di stress meccanici del suolo. Il contenuto di sostanza organica risulta per le aree adibite a pascolo mediamente pari al 2,35 %.

Nei siti di pascolo considerato degradato, dove cioè le caratteristiche fisiche e vegetazionali risultano dare un probabile indice dello stress, la densità apparente da 1,42 g cm⁻³ in superficie diminuisce a 1,35 g cm⁻³ nello strato sottostante, a cui corrisponde però un andamento inverso della porosità che va dal 46 % superficiale al 49 % a -10 cm. La resistenza al taglio varia da 1,81 kg cm⁻² in superficie a 1,68 nello strato -10 cm con un incremento percentuale lievemente negativo, del -7 %. La sostanza organica diminuisce rispetto al controllo assumendo valori prossimi all' 1,5 %; l'indice di stabilità di struttura risulta di 0,94.

Nelle aree di transito del bestiame domestico, si notano valori di elevata densità apparente sia a livello superficiale che nello strato sottostante di circa 1,6 g cm⁻³) ed un forte decremento della porosità il cui valore dal 41 % in superficie scende al 27 % a -10 cm. Anche la resistenza al taglio presenta un brusco decremento passando da un valore elevato del 3,77 Kg cm⁻² in superficie a 1,49 Kg cm⁻² nello strato sottostante, con una diminuzione pari al -60 %, corrispondente ad una forte situazione di stress meccanico. Anche in questi siti, rispetto a quelli di controllo, si assiste ad

un decremento della sostanza organica pari mediamente a 1,5 %. In queste aree, i suoli presentano un indice di stabilità di struttura pari a 0,94.

Da quanto sopra descritto si può dedurre che, considerando i singoli parametri per ciascun ambiente, relativamente alla densità apparente più elevata nello strato superficiale (Figura 1), corrisponde alle zone di transito del bestiame domestico, mentre i valori minori dello stesso parametro si sono riscontrati nelle aree di confronto, come era da attendersi, seguite dalle aree adibite a pascolo. In queste due aree inoltre, la densità apparente superficiale è inferiore rispetto allo strato sottostante, mentre nelle aree soggette a transito rimane pressoché invariata nei due orizzonti, infine nelle aree di pascolo ormai degradate, la densità apparente tende mediamente a diminuire con la profondità.

L'andamento della porosità % (Figura 2) risulta in accordo con quello della densità apparente sia nelle differenti tipologie di siti monitorati che secondo la profondità a cui è stato rilevato il parametro. I suoli che presentano una porosità maggiore superficiale sono i suoli del controllo, mentre quelli che presentano minore porosità superficiale sono quelli relativi ai siti di transito. In tutti i siti, tranne che quelli relativi al pascolo del bestiame, la porosità decresce con la profondità; anche in questo caso il valore della porosità più alto nello strato a -10 cm, risulta quello dei siti di controllo, mentre il minore quello dei siti di transito.

Relativamente alla resistenza al taglio (Figura 3), i terreni, con valori più bassi sono rappresentati da quelli dei siti di confronto che presentano lievi aumenti con la profondità; tutti gli altri siti hanno un andamento inverso. Molto significativo risulta l'andamento dell'incremento percentuale della resistenza al taglio dello strato profondo rispetto a quello superficiale (Figura 4), ad eccezione del controllo che subisce una diminuzione di resistenza al taglio e quindi questo indice risulta positivo, in tutti gli altri siti monitorati risulta negativo, con un decremento massimo nelle aree di transito.

Nell'intento di interpretare l'incremento della densità apparente e della resistenza al taglio nello strato -10cm, sono in corso ricerche sulla microporosità di alcuni siti in studio, che tendono ad evidenziare che i suoli corrispondenti agli ambienti sottoposti a maggiore stress fisico-meccanico (pascolo degradato), presentano una struttura lamellare con andamento sub-parallelo (embriciato). Tali suoli infatti, pur avendo valori alti di porosità totale, hanno una particolare disposizione delle particelle tale che la resistenza al taglio risulti anch'essa elevata.

Figura 1

Istogramma dei valori di densità apparente

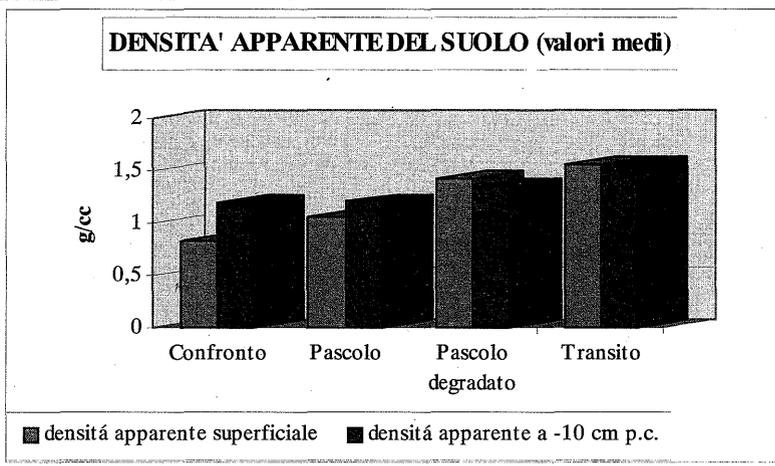


Figura 2

Istogramma dei valori di porosità.

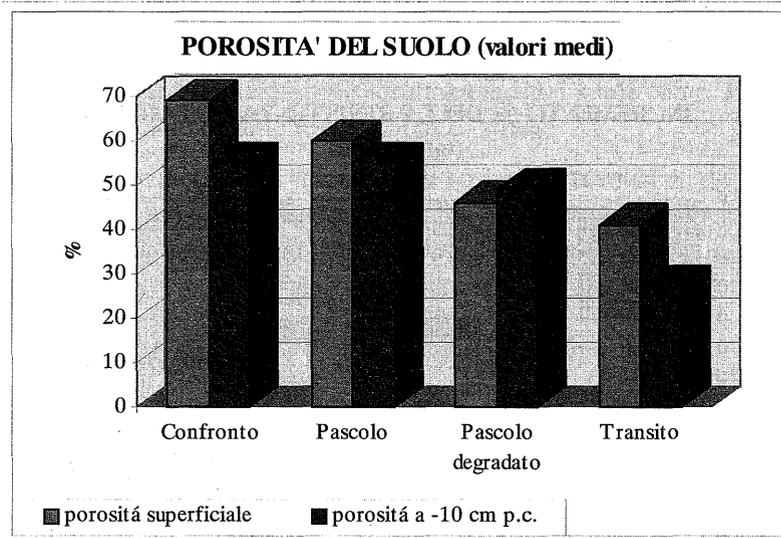


Figura 3

Istogramma dei valori di resistenza al taglio

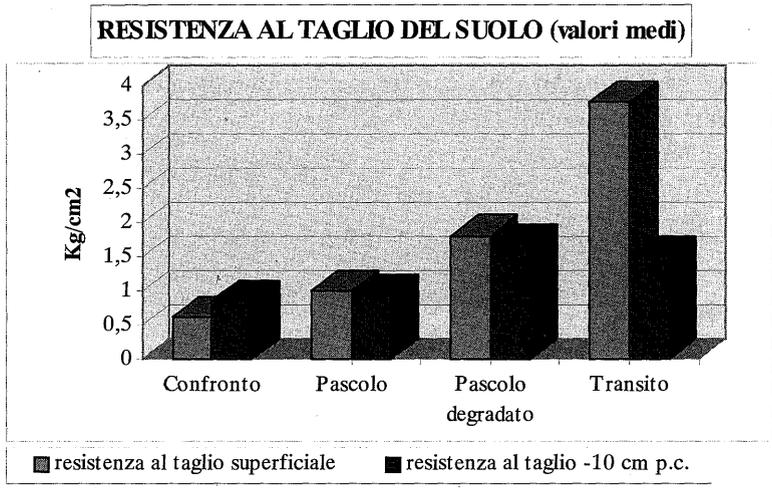


Figura 4

Istogramma dei valori di incremento percentuale della resistenza al taglio

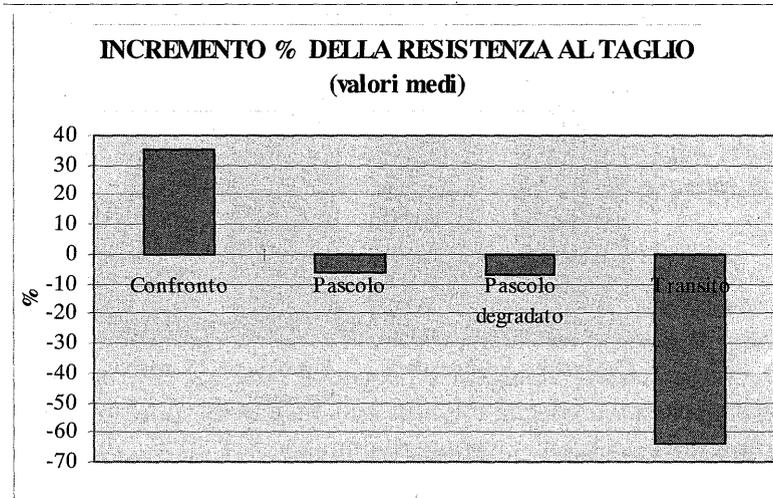
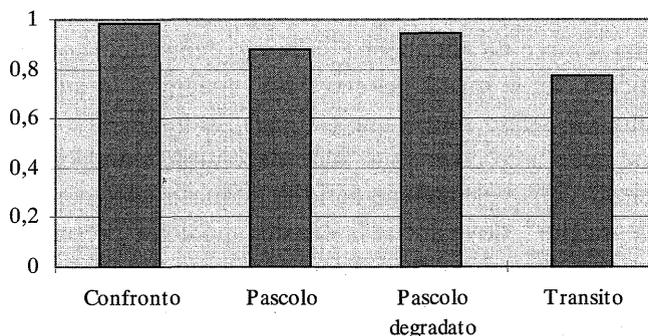


Figura 5

Istogramma dell'Indice secondo Cavazza

**INDICE DI STABILITA' DI STRUTTURA
SECONDO CAVAZZA**


Infine, relativamente all'indice di stabilità di struttura, calcolato secondo la formula di Cavazza, si osserva che il valore minore corrisponde alle aree di transito e quello massimo ai siti rilevati come confronto (Figura 5).

L'andamento della sostanza organica risulta un indice chiaro del decremento di fertilità dovuta allo sfruttamento dei suoli come dimostra il fatto che essa risente di tutte le situazioni di stress.

Si evince che a valori alti di sostanza organica + argilla, corrispondono valori bassi di resistenza al taglio, il che conferma che questi due parametri influiscono notevolmente sulla struttura del terreno.

Conclusioni

Da questa prima fase di indagine sono stati individuati alcuni parametri che caratterizzano in maniera significativa alcuni ambienti sottoposti a stress meccanico. In particolare è emerso che:

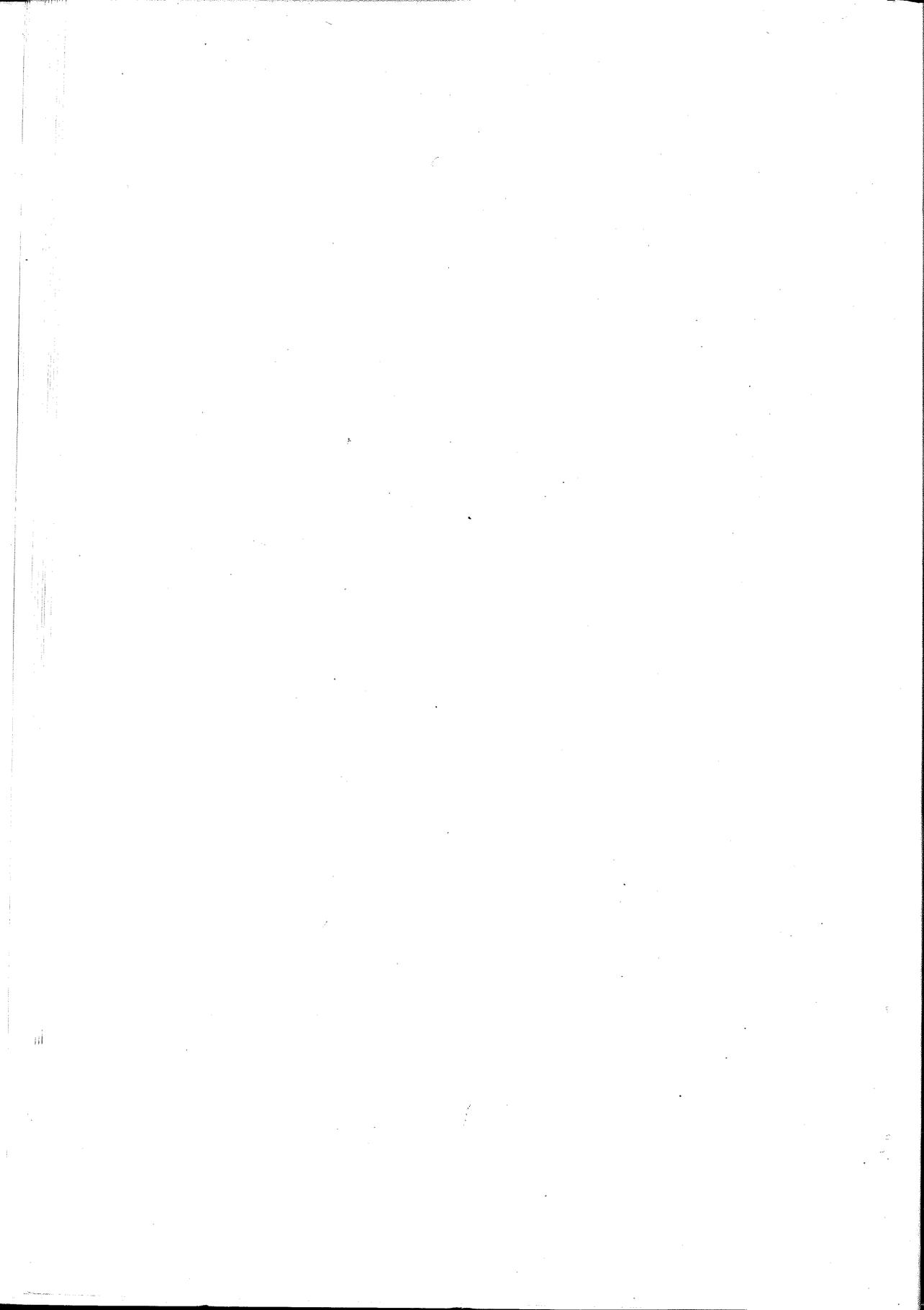
- I valori della densità apparente e il contenuto di sostanza organica, pur avendo andamento opposto, risultano rappresentativi dello stress subito dal suolo. I primi infatti aumentano in funzione del

disturbo, come dimostra il fatto che nelle aree a basso impatto (confronto) i valori risultano prossimi all'unità, mentre in quelle a forte impatto (transito del bestiame e pascolo degradato), si riscontrano valori maggiori di $1,4 \text{ g cm}^{-3}$. Relativamente al contenuto di sostanza organica, i valori maggiori si hanno nelle aree a basso impatto.

- Ovunque è presente una qualsiasi forma di impatto meccanico, si accompagna sempre un'alterazione della resistenza del suolo in senso verticale che si manifesta con valori maggiori in superficie rispetto allo strato sottostante (-10cm). In particolare questo avviene nelle aree dove sono state riscontrate situazioni di "sofferenza" della vegetazione definite in questa sede come "pascolo degradato", dove anche la densità apparente presenta lo stesso andamento, cioè con valori maggiori in superficie che nello strato sottostante. Tale fenomeno indica che il calpestio del bestiame domestico ha creato un "indurimento e una compattazione" del primo strato di suolo modificando conseguentemente altri parametri chimici, idrici e vegetazionali.
 - Valori negativi relativi all'incremento percentuale della resistenza al taglio del suolo tra lo strato di terreno superficiale e quello sottostante, sottolineano situazioni di marcato stress fisico-meccanico; in particolare a valori negativi crescenti corrispondono situazioni di alterazione dell'orizzonte superficiale più marcate.
 - In alcuni siti dove sono stati rilevati valori elevati di densità apparente, è stata notata la scomparsa di diverse specie vegetali tipiche delle aree di pascolo, quali alcune leguminose, sostituite nel caso migliore, da specie particolarmente resistenti alle mutate condizioni fisiche del terreno e non più adatte all'uso pascolativo quali alcune specie con matrice silicea nei fusti e nelle foglie, contenenti spine, o specie bulbose tipiche di zone sottoposte a degrado. Nelle aree caratterizzate da valori di densità apparente superiore a $1,7 \text{ g cm}^{-3}$ si è verificata la scomparsa totale della flora per l'impossibilità dell'accrescimento degli apparati radicali delle piante.
 - È stata inoltre rilevata una possibile correlabilità tra i valori della sostanza organica, argilla e resistenza al taglio, che può fornire un'importante indicazione su un possibile "indice di fertilità fisica" del suolo.
-

Bibliografia

- AJMONE MARSAN F., ARDUINO E. (1991) *Studio della composizione degli aggregati del suolo mediante dissoluzioni selettive* Università di Torino - DI.VA.P.R.A.
- BIONDI F.A., GISOTTI F., DOWGIALLO G., DI DIO C. (1996). "Relazione preliminare di uno studio pedologico applicativo nella Tenuta di Castelporziano". Seminario Monotematico G.D.L. Suolo. Progetto Monitoraggio Ambientale di Castelporziano.
- BLASI C., DOWGIALLO G., FOLLIERI M., LUCCHESI F., MAGI D., PIGNATTI S. E SADORI L. (1993) Atti dei Convegni Lincei 115, XI Giornata dell'Ambiente: "La vegetazione Italiana" Roma
- CAVAZZA L. (1981) "Fisica del terreno agrario". UTET. Torino
- GIGLIOTTI D., BUSINELLI P.L., GIUSQUIAMI M., PAGLIAI M. (1995) "Valutazione delle modificazioni delle proprietà fisiche, chimiche e biochimiche in un suolo ammendato con compost". XIII Convegno Nazionale S.I.C.A.
- GISOTTI G., COLLAMARINI D., (1982) "Suolo e vegetazione nella Tenuta di Castelporziano"- GENIO RURALE - Anno XLV-n.9
- PAGLIAI M., LA MARCA M. AND LUCAMANTE G. (1983) "Effetti del compattamento provocato da differenti tipi di pneumatici su porosità e struttura del terreno". Rivista di Ingegneria Agraria, 3:168-176.
- SOIL SURVEY STAFF U.S.D.A., (1990) "Key to Soil Taxonomy"-S.M.S.S. Technical Monograph n.19-
- SUMMER M.E., STEWART B.A., (1990). "Soil Crusting". Lewis Publishers. London.



*SUOLI ANTROPICI E NATURALI NELL'APPENNINO
LIGURE: CONFRONTO TRA ALCUNE
CARATTERISTICHE CHIMICHE E CHIMICO-FISICHE*

Eleonora Bonifacio, Nicoletta Alliani e Ermanno Zanini

Introduzione

Nell'entroterra ligure ed in alcuni comuni piemontesi dell'arco appenninico è molto diffusa la sistemazione a terrazzo delle superfici agricole. I terrazzamenti, nati in origine a scopo esclusivamente agronomico, sono oggi fondamentali anche per la salvaguardia della risorsa suolo e conferiscono alla zona un aspetto paesaggistico peculiare. Tuttavia, soprattutto nelle condizioni climatiche migliori, vi si pratica l'attività agricola con notevole successo.

Nel comune di Ormea (CN) sono presenti ad oggi circa 700 ha di superfici terrazzate (Luppi et al., 1985), la cui sistemazione è iniziata alla fine del 1500, e si è protratta fino alla fine del 1800, allo scopo di produrre cereali (soprattutto segale), frutta, uva (vitigno "Ormeasco"), patate (Casalis, 1855), mentre oggi risulta in gran parte riconvertita a castagneto da frutto e a bosco misto, sebbene esistano alcuni esempi di produzioni di pregio (fiori e piccoli frutti) negli appezzamenti più facilmente accessibili ai mezzi meccanici.

Notoriamente le sistemazioni a terrazzi dei suoli in pendio contribuiscono al miglioramento della fertilità fisica dei suoli, poiché lo scopo principale è quello di ridurre le limitazioni morfologiche, aumentare la profondità del franco di coltivazione, diminuire la pietrosità superficiale (Landi, 1989); è invece poco noto in letteratura se e in che modo questo tipo di sistemazione contribuisca anche ad un aumento della fertilità chimica.

Scopo di questo lavoro è il confronto delle caratteristiche chimiche e chimico-fisiche dei suoli terrazzati di Ormea con quelle di suoli ana-

loghi non terrazzati, al fine di valutare il loro potenziale utilizzo agricolo-forestale attuale, e inoltre di evidenziare eventuali differenze riguardo alla fertilità chimica.

In questa nota vengono riportati i primi risultati ottenuti.

Materiali e metodi

I suoli terrazzati di Ormea sono situati in uno scenario assai vario per quanto riguarda sia la posizione topografica (pendenza del versante, esposizione, altitudine), sia la litologia (rocce acide come porfiriti e porfidi quarziferi e vari tipi di carbonati). Pertanto, in seguito all'analisi dei principali parametri di stazione, per evidenziare gli aspetti più significativi legati alla fertilità ed ai processi pedogenetici dominanti in questi suoli, sono stati scelti un profilo non terrazzato ed uno antropico su tre litologie diverse: prodotti eluvio-colluviali e/o detritico-colluviali derivanti dai processi di degradazione di rocce porfirite del gruppo dei Porfiroidi del Melogno; sedimenti limoso-argillosi con affioramenti calcarei probabilmente residui di un antico terrazzo fluviale; dolomiti di San Pietro dei Monti. I suoli antropici e quelli naturali sono stati scelti il più possibile simili per quota, uso, esposizione e pendenza del versante. La descrizione delle principali caratteristiche di stazione dei suoli esaminati è riportata in Tabella 1.

Tabella 1

Caratteristiche di stazione (T = terrazzato; NT = non terrazzato)

PROFILO	PROFONDITÀ	COLORE	LITOLOGIA	QUOTA	ESP.	USO
1 T	0-40	10YR 4/4	Porfiroidi	1050	SSE	castagneto
	40-90	10YR 6/3				
1 NT	0-30	10YR 5/4	Porfiroidi	950	SE	castagneto
	30-90	10YR 7/6				
2 T	0-15	7.5YR 3/4	sedimenti	900	S	castagneto
	15-50	7.5YR 4/4				
2 NT	0-20	7.5YR 5/6	sedimenti	900	S	castagneto
	20-50	7.5YR 4/6				
3 T	0-10	7.5YR 4/3	dolomie	950	SW	frutteto
	10-50	7.5YR 4/3				
3 NT	0-30	7.5YR 4/4	dolomie	950	E	castagneto
	30-90	7.5YR 4/4				

Sulla terra fine sono state eseguite le analisi chimiche secondo i metodi della Società Italiana della Scienza del Suolo (SISS, 1985). I risultati analitici sono stati utilizzati per la classificazione di fertilità con il sistema FCC (Sanchez et al., 1982) al fine di ottenere un giudizio riassuntivo e sintetico. È stato altresì calcolato un indice di aggregazione (IA) ottenuto come rapporto tra argilla reale (dopo distruzione dei cementi organici con acqua ossigenata) ed argilla apparente.

Risultati e discussione

Nelle Tabelle 2 e 3 sono riportati i risultati delle analisi chimiche e fisiche, mentre in Tabella 4 è riportata la classificazione di fertilità.

Dall'esame dei profili in campo è emerso che, in tutti i casi si tratta di suoli agli stadi iniziali della loro evoluzione, gli antropici grazie al recente accumulo e rimescolamento di materiale poco alterato durante la sistemazione, i naturali a causa dei processi erosivi che ostacolano la pedogenesi in situ e in nessun caso sono stati evidenziati orizzonti diagnostici. Sono immediatamente evidenti differenze nelle caratteristiche chimiche e fisiche legate soprattutto alla diversità della roccia madre, che peraltro è il fattore pedogenetico più importante nei primi stadi di sviluppo.

Sembra che la differenza principale tra suoli terrazzati e non terrazzati sia legata al tipo e contenuto di sostanza organica: infatti nel terrazzato, quantomeno per quanto riguarda i suoli evoluti su litotipi carbonatici, si ha un maggior contenuto sia in carbonio organico, sia in azoto. In tutti i suoli antropici inoltre il rapporto C/N è molto prossimo a 10, indicando un buon equilibrio tra processi di umificazione e di mineralizzazione della sostanza organica. Nei profili naturali, al contrario, il contenuto in sostanza organica è minore ed il rapporto C/N non è ottimale per l'umificazione, tanto che nei profili 1NT e 3NT la prevalenza di sostanza organica non umificata risulta tra i fattori limitanti la fertilità (r^*). Collegata alla maggior presenza di sostanza organica è la maggior capacità di scambio cationico dei suoli terrazzati su litologia carbonatica. Un'altra importante distinzione tra suoli antropici e naturali, sempre relativa alla componente organica, riguarda la sua distribuzione lungo il profilo: nei suoli antropici la sostanza organica risulta relativamente abbondante anche nell'orizzonte più profondo, mentre nei corrispondenti naturali è concentrata essenzialmente in superficie e l'orizzonte sottostante ne contiene, nel caso dei suoli su porfiriti, quantità pari a circa il 10% dell'orizzonte superficiale.

Oltre alla sostanza organica, altri parametri chimici e fisici risultano decisamente diversi in presenza ed assenza di terrazzamento.

Su roccia porfiriteica infatti, a fronte di una capacità di scambio cationico analoga nelle due situazioni, nei suoli terrazzati è più elevata la saturazione in basi del complesso di scambio rispetto al non terrazzato, in corrispondenza con un pH leggermente più elevato. Il suolo naturale potrebbe quindi presentare come fattore limitante la fertilità il rischio di tossicità da Al. Nei suoli su dolomie la distribuzione dei carbonati lungo il profilo sembra diversa tra terrazzato e non terrazzato, essendo molto più omogenea nel suolo antropico, probabilmente per il rimescolamento effettuato al momento della sistemazione. La quantità di carbonato più bassa rispetto all'orizzonte più profondo del suolo naturale è molto probabilmente dovuta alle opere di spietramento. Un analogo discorso non può essere fatto per i suoli sviluppati su sedimenti argilloso-limosi, dato che i carbonati in questa litologia si presentano come lenti non distribuite in modo omogeneo.

La maggior presenza di sostanza organica, ben umificata e ben distribuita lungo il profilo dovrebbe tradursi in una maggiore differenza tra particelle fini presenti all'analisi granulometrica reale ed apparente nei suoli antropici rispetto a quelli naturali; questo è però visibile in base all'indice di aggregazione solo nei suoli sviluppati su roccia dolomitica, dove è verosimilmente meno importante la presenza di ossidi di ferro cementanti.

In base alla classificazione di fertilità, i fattori maggiormente limitanti sono quelli fisici (e.g., abbondanza di scheletro, scarsa profondità del franco di coltivazione), che pertanto nei suoli antropici risultano attenuati. Limitazioni di tipo chimico sono invece importanti per i suoli su litotipo porfiriteico, in particolare l'acidità e la scarsa saturazione basica del complesso di scambio. Pertanto, in condizioni di buona accessibilità e dove il franco di coltivazione sia sufficientemente profondo, i suoli terrazzati appaiono idonei ad un utilizzo sia agricolo, sia forestale.

Tabella 2

Risultati delle analisi chimiche

Profilo	pH	pH	CO ₃ ⁻	C	N	C/N	CSC	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺
	H ₂ O	KCl	%	%	%			cmoli (+) kg ⁻¹		
1 T	5.8	4.5	-	2.2	0.22	10	12.76	6.30	1.54	1.06
	5.1	3.9	-	1.3	0.10	13	8.52	2.65	0.72	0.56
1 NT	4.8	3.6	-	2.3	0.16	14	15.48	3.18	0.77	0.31
	4.8	3.3	-	0.2	0.06	3	12.69	4.96	1.33	0.20
2 T	6.4	6.0	1.8	2.3	0.21	11	20.13	19.82	0.20	0.11
	7.3	6.7	4.4	2.3	0.19	12	20.65	20.38	0.16	0.11
2 NT	7.8	6.9	0.6	1.3	0.16	8	15.68	15.18	0.34	0.16
	7.8	6.7	0.6	0.9	0.10	9	15.63	15.17	0.23	0.23
3 T	8.0	7.4	23.6	7.1	0.66	11	36.46	30.05	6.06	0.35
	8.1	7.5	25.2	3.8	0.38	10	27.24	23.35	3.70	0.19
3 NT	8.5	7.9	28.4	2.2	0.26	15	24.08	18.17	5.59	0.32
	8.4	7.6	52.2	0.4	0.06	7	10.97	8.51	2.36	0.10

Tabella 3

Analisi granulometrica (dati espressi in %)

Profilo	sabbia gross.		sabbia fine		limo gross.		limo fine		argilla		IA*
	reale	app.	reale	app.	reale	app.	reale	app.	reale	app.	
1 T	29.3	30.5	8.4	18.7	13.1	7.1	33.0	33.2	16.2	10.5	1.5
	26.8	31.5	7.0	12.9	15.5	7.3	33.1	33.7	17.6	14.6	1.2
1 NT	18.3	28.0	14.6	17.9	12.0	10.7	35.4	33.1	19.7	10.3	1.9
	18.2	31.8	14.2	22.6	14.8	6.5	33.2	24.3	19.6	14.8	1.3
2 T	10.4	16.0	24.5	23.7	9.5	11.0	23.0	28.3	32.6	21.0	1.6
	15.0	16.6	23.9	26.7	8.8	7.7	24.2	27.3	28.1	21.7	1.3
2 NT	5.2	9.7	25.8	27.1	13.7	14.5	24.7	29.9	30.6	18.8	1.6
	3.2	4.9	23.6	28.1	13.5	10.6	24.7	28.6	35.0	27.8	1.3
											4.7
3 T	9.3	49.0	23.6	25.1	8.8	4.5	31.7	15.7	26.6	5.7	3.3
	14.3	32.5	22.1	18.2	7.1	9.0	31.8	32.8	24.7	7.5	1.6
3 NT	5.4	19.7	21.2	19.0	9.5	13.2	28.3	25.1	35.6	23.0	1.6
	5.8	7.6	29.9	29.6	13.5	13.6	22.3	21.2	28.5	28.0	1.0

*IA: Indice di aggregazione (argilla reale/argilla apparente)

Tabella 4

Classificazione secondo la fertilità

Profilo	tipo	tipo substrato	fatt. lim. princ.	fatt. lim. agg.
1 T	L	L	h	
1 NT	L	L	ah	r*
2 T	L	R	k	m*
2 NT	L	L	kb	m*
3 T	L	L	kb	
3 NT	C	L	kb	r*

Sembra quindi che i suoli antropici del comune di Ormea presentino caratteristiche maggiormente favorevoli alla fertilità dei loro corrispondenti non terrazzati. Evidentemente sia il miglioramento della struttura, sia quello del complesso di scambio dopo la sistemazione, sono dovuti al fatto che questa favorisce i processi di accumulo, turnover e trasformazione della sostanza organica, mentre in assenza di terrazzamento l'orizzonte superficiale è continuamente asportato ad opera dei processi erosivi. Dunque, sia i suoli naturali, sia quelli antropici, si trovano ai primi stadi di evoluzione ma con una distinzione fondamentale. I primi subiscono un continuo asporto di materiali, per cui si crea con una certa difficoltà un orizzonte superficiale arricchito in sostanza organica relativamente fresca, a diretto contatto con un orizzonte C in cui le caratteristiche della roccia madre in via di alterazione sono predominanti. Nei secondi, al contrario, dopo l'accumulo ed il rimescolamento di materiale, accanto ai processi di "weathering" della roccia madre, si è instaurato un processo di umificazione ed incorporazione di sostanza organica lungo il profilo, il quale ha condotto al miglioramento anche delle principali caratteristiche chimiche legate alla fertilità e ha favorito la formazione di orizzonti di transizione di tipo AC.

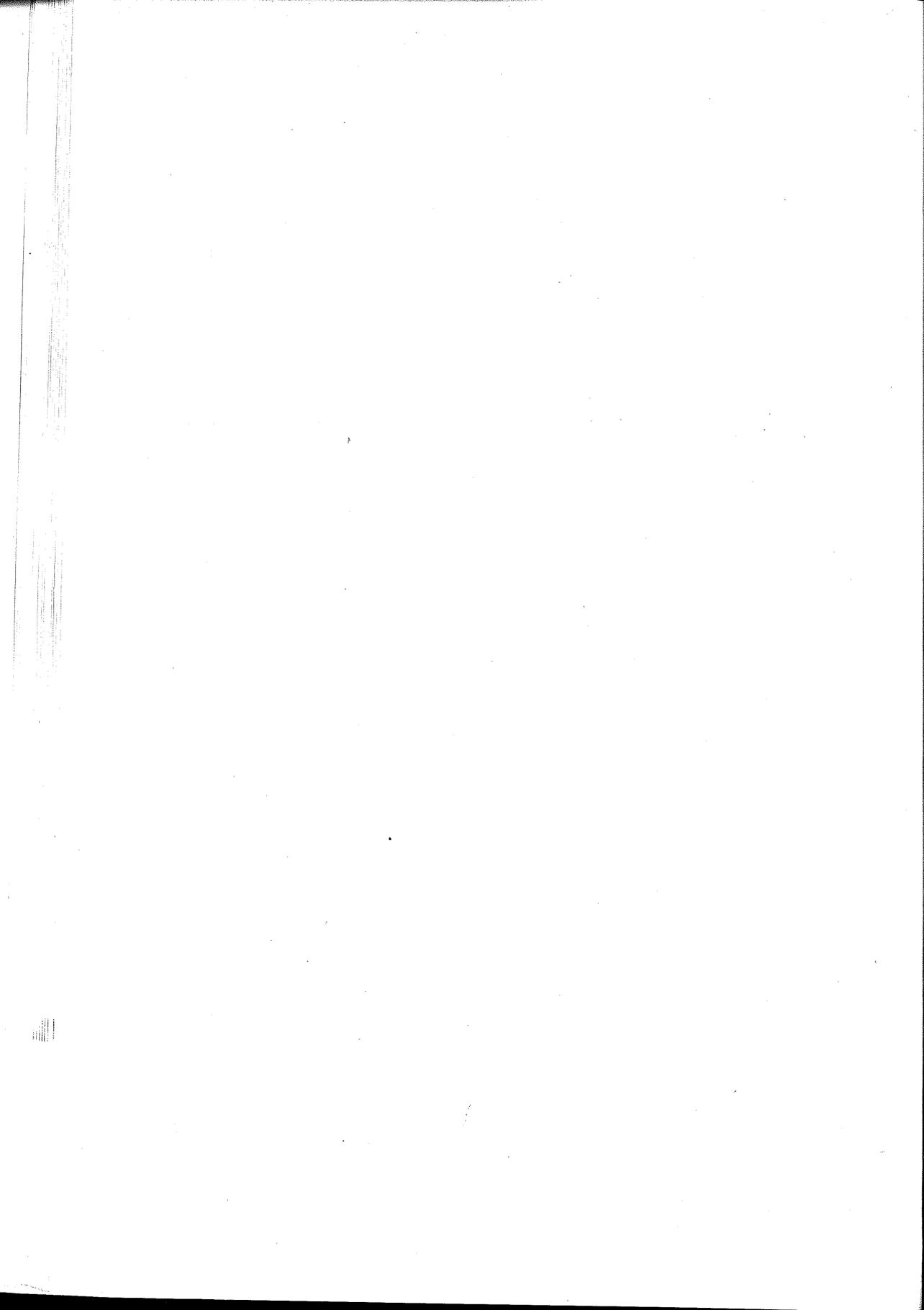
Conclusioni

In seguito al terrazzamento, oltre all'evidente miglioramento della fertilità fisica dei suoli per eliminazione dei vincoli di tipo morfologico, si verifica anche un miglioramento della fertilità chimica. Ciò è principalmente legato al fatto che, nei suoli resi pianeggianti, vengono favoriti i

processi pedogenetici in situ, in primo luogo l'incorporazione di sostanza organica, l'umificazione e il conseguente miglioramento di tutte quelle caratteristiche del suolo che dalla sostanza organica dipendono. In tali condizioni risultano favoriti sia il buon esito dei rimboschimenti artificiali, sia, dove risulti economicamente conveniente, l'esercizio dell'attività agricola, limitatamente a produzioni di pregio.

Bibliografia

- CASALIS G. (1855). Dizionario geografico storico-statistico-commerciale degli Stati di Sua Maestà Re di Sardegna.
- LANDI R. (1989). Revision of land management systems in italian hilly area. Soil Technology Series 1, Cremlingen, 175-188.
- LUPPI A., FRANCHI A., PICCONE G., BIASIOL B., SALSOTTO A., LUCIANI L. (1985). Censimento delle sistemazioni agrarie di difesa nel comune di Ormea. Stigma, Torino.
- SANCHEZ P.A., COUTO W., BUOL S.W. (1982). The fertility capability soil classification system interpretation, applicability and modification. Geoderma 27, 283-309.
- S.I.S.S. (1985). Metodi normalizzati di analisi del suolo. Edagricole, Bologna.



UN METODO PER LA STIMA DELLA POROSITÀ DI UN SUOLO AGRARIO

Annamaria Castrignanò, Rosa Colucci, Marcello Mastrorilli,
Giuseppe Marrone (*)

Riassunto

La qualità del suolo dipende anche dai parametri fisici che influenzano il trasporto di soluzioni, gas o calore attraverso lo spazio dei pori. Si può stimare lo spazio totale occupato dai pori a partire dalle misure di densità, e la distribuzione di quelli più grandi (2-200 μm) dalle curve di ritenzione idrica.

Da terreni sottoposti per 3 anni consecutivi a due modalità di lavorazione (tradizionale e minima) sono stati prelevati campioni indisturbati a differenti profondità nello strato 0-50 cm. Utilizzando un apparato a "letto di sabbia-caolino" sono state determinate le curve di ritenzione idrica nell'intervallo compreso tra -0.001 MPa e -0.05 MPa. Applicando la relazione caratteristica della capillarità, è stato possibile risalire alla distribuzione della porosità (espressa come frazione dello spazio totale dei pori riempito di acqua) in funzione del raggio medio equivalente dei pori. Ai dati sperimentali così ottenuti è stato adattato, per ciascuna profondità e modalità di lavorazione, un modello matematico di tipo sferico, i cui due parametri di forma hanno permesso di ricavare utili informazioni sul rapporto percentuale dei pori di dimensioni $< 2 \mu\text{m}$ e sul grado di dispersione delle dimensioni equivalenti dei pori, relativamente all'intervallo 2-500 μm .

Per il suolo sottoposto a minima lavorazione i risultati dell'analisi funzionale hanno mostrato: aumento della densità nell'intero profilo, diminuzione della porosità totale, più alta percentuale di pori di dimensione $< 2 \mu\text{m}$. Inoltre, nello strato 10-40 cm è più alta la frazione dei pori compresi tra 10 e 500 μm , responsabili principalmente del trasporto dall'acqua. Invece, con la lavorazione tradizionale si è osservata una maggiore variabilità nelle dimensioni equivalenti dei pori.

Poiché con la lavorazione minima del suolo si ottiene una maggiore frequenza di pori di trasmissione (50-500 μm) che ne migliorano la struttura, essa rappresenta una promettente tecnica nell'ottica di un'agricoltura sostenibile.

Introduzione

La qualità di un suolo dipende da molte proprietà fisiche, specialmente quelle che determinano la ritenzione idrica, il movimento di acqua e soluti, gli scambi gassosi e termici. Nonostante la struttura venga ritenuta fondamentale per caratterizzare la qualità di un suolo, essa rimane ancora una delle proprietà meno studiate e più soggettive, in quanto rappresenta un concetto piuttosto complesso, che sintetizza molteplici aspetti dello stato fisico e chimico di un suolo. La struttura può essere espressa in vari modi, ma forse quello più significativo è rappresentato dalla distribuzione dei pori di differente dimensione e forma, dalla loro disposizione spaziale e dalla continuità tra i pori (interconnettività). Spesso è l'informazione concernente gli spazi vuoti dei pori, piuttosto che quella relativa agli spazi occupati dalle particelle solide, a dimostrarsi più utile nel caratterizzare l'ambiente di crescita delle colture o l'idoneità del suolo a lasciarsi lavorare.

Nella matrice solida esiste un complesso sistema di cavità che si formano fra gli aggregati e all'interno degli aggregati stessi. Questi spazi vuoti sono estremamente variabili in dimensione, forma, orientazione, grado di tortuosità e continuità. A causa della complessità della loro natura, la quantificazione precisa di queste molteplici proprietà dei pori è praticamente impossibile. Recentemente, con l'applicazione della geometria dei frattali a un sistema non euclideo, quale appunto quello dei pori (Perfect e Kay, 1995), è stato possibile ricavare dei parametri sintetici che caratterizzano alcune proprietà di insieme, quali il grado di "frammentarietà" o di "connettività".

Senza ricorrere a procedure così complesse, ma utilizzando i metodi tradizionali della fisica dei suoli, è possibile ottenere una stima dello spazio totale dei pori con precisione relativamente elevata. Con opportune ipotesi anche la distribuzione delle dimensioni dei pori può essere determinata con un grado sufficiente di attendibilità.

Un importante problema, relativo alla caratterizzazione della porosità di un suolo, è legato alla necessità di esprimere le dimensioni di un poro in termini di diametro equivalente di un tubo capillare. Questa identificazione risulta una estrema semplificazione, in quanto il sistema dei pori è

costituito da un insieme di oggetti di forma estremamente variabile e con un complesso di connessioni da sfuggire ad ogni tentativo di schematizzazione.

In questa nota si sono applicati due metodi tradizionali per caratterizzare la porosità di due terreni sottoposti a tecniche diverse di lavorazione (De Giorgio et al., 1997): il primo per stimare la porosità totale dalle misure di densità e l'altro per determinare la distribuzione dei pori sulla base di considerazioni relative alla ritenzione idrica e alla pressione capillare.

Materiali e metodi

Dati

Il suolo in cui è stata stimata la porosità è stato campionato presso l'azienda dell'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari, sita in agro di Foggia, in una prova di campo che riguardava lo studio degli effetti delle lavorazioni sulle caratteristiche fisiche del suolo.

Il suolo è di tipo argilloso-limoso, localizzato in una zona pianeggiante del Tavoliere pugliese, classificato come Typic Chromoxerert, secondo l'USDA. Le principali caratteristiche morfologiche nei primi 30-35 cm di profondità (orizzonte coltivato = Ap) sono: colore dominante della matrice di 7,5YR4/1 (grigio brunastro); scheletro scarso, minuto; aggregazione grumosa; presenza comune di radici erbacee; piccole fessurazioni di 2-3 cm di larghezza, assenza di screziature o concrezioni; ben drenato; limite abrupto e lineare con il successivo suborizzonte. Le caratteristiche fisiche e idrologiche più importanti, con i relativi campi di variazione, sono riportati in tabella 1 (Lopez et al., 1990).

Tabella 1

Valori minimi, medi e massimi, deviazione standard (d.s.) e coefficienti di variabilità (C.V) di alcuni parametri fisici del terreno della prova.

	min	media	max	σ	C.V.
argilla (%)	39.79	44.96	55.11	3.44	7.65
limo (%)	23.25	31.53	39.99	3.75	11.90
sabbia fine (%)	15.60	18.82	23.62	2.03	10.80
sabbia grossa (%)	1.83	4.69	7.01	1.03	21.92
indice di stabilità	1.47	2.85	4.47	0.81	28.36
pH	7.99	8.12	8.37	0.09	1.16
punto appassimento (%p.s.)	19.94	22.47	24.97	1.21	5.40
capacità campo (%p.s.)	36.95	40.43	45.45	1.71	4.22

Il clima, definito come termomediterraneo (classificazione FAO-UNESCO), è caratterizzato da piogge essenzialmente concentrate nel periodo autunno-vernino e da estati con temperature massime che superano spesso i 40°C, con eventi piovosi molto rari, spesso sotto forma di temporali.

Campioni indisturbati di suolo (100 cm³) sono stati prelevati in parcelle (6 x 25 m), sottoposte a due tipi di lavorazione: a) tradizionale, consistente in un'aratura profonda a 45 cm, seguita da aratura superficiale a 25 cm, frangizollatura e fresatura a 10 cm prima della semina e b) minima, comprendente una sola fresatura a 10 cm.

Il prelievo è stato effettuato in 2 momenti distinti: all'inizio della prova, nell'ottobre 1993 e al termine, nell'ottobre 1996; alle seguenti profondità: 5-10, 15-20, 25-30, 35-40, 45-50, 55-60, 75-80, 95-100 cm; nell'annata 1996 il campionamento è stato effettuato fino alla profondità di 50 cm.

In un apparato a letto di sabbia-caolino sono stati quindi determinati i contenuti idrici alle seguenti pressioni: -0.00032, -0.001, -0.0032, -0.0063, -0.01, -0.0216, -0.0512 MPa; per ciascun trattamento e profondità è stata determinata anche la densità apparente del terreno secco (ρ_b) e quella delle particelle (ρ_p) con il metodo del picnometro.

Procedure di calcolo

La porosità totale è stata calcolata dalla densità delle particelle, ρ_p , e da quella apparente, ρ_b . Il rapporto ρ_b / ρ_p , che rappresenta la frazione di volume totale occupato dai solidi, è stato sottratto dall'unità per ottenere la frazione di volume dei pori. La porosità totale, S_t , è stata pertanto calcolata dalla formula:

$$S_t = 1 - \rho_b / \rho_p \quad [1]$$

Per valutare la distribuzione del diametro dei pori, i campioni indisturbati di suolo saturo sono stati collocati in un dispositivo a letto di sabbia-caolino. Imponendo una serie di pressioni negative, l'acqua in eccesso drenava e il volume di acqua rilasciato fra due stadi consecutivi veniva misurato di volta in volta. Questa quantità di acqua è stata ipotizzata essere uguale al volume dei pori drenati.

Per determinare la distribuzione dei pori per classi di diametro è necessario conoscere l'intervallo di variazione delle dimensioni dei pori a ciascuno stadio. In teoria, i pori più grandi dovrebbero drenare per primi, se-

guiti successivamente da quelli sempre più piccoli; in realtà, a causa della forma estremamente irregolare, drencherà per primo il poro che presenta l'apertura più ampia.

Approssimando il poro ad un tubo capillare, il gradiente di pressione, ΔP , che si stabilisce attraverso il menisco tra aria e acqua, può essere espresso dalla seguente relazione:

$$\Delta P = 2 \sigma r_c^{-1} = 2 \sigma \cos\phi r_p^{-1} \quad [2]$$

ove σ è la tensione superficiale dell'acqua (a 20 °C $\sigma = 7.27 \times 10^{-2} \text{ J m}^{-2}$), r_c il raggio di curvatura del menisco (m), ϕ l'angolo di contatto acqua-tubo (gradi) ed r_p il raggio del tubo capillare; ΔP nella (2) è espresso in pascal. Nell'ipotesi che l'angolo di contatto sia zero, "cos ϕ " è uguale a 1 e il raggio di curvatura del menisco diviene uguale a quello di un poro. Pertanto la (2) può essere riscritta come:

$$\Delta P = 2 \sigma r_p^{-1} \quad [3]$$

ove r_p rappresenta la dimensione equivalente di un poro approssimato a un tubo capillare cilindrico.

Rimuovendo l'acqua da un campione di suolo, il raggio di curvatura dell'interfaccia aria-acqua diminuisce; quando r_c eguaglia il raggio effettivo r_p di un dato poro, quest'ultimo drena. Pertanto tutti i pori di raggio inferiore a r_p saranno riempiti di acqua. Applicando una serie di pressioni negative con l'apparato a letto di sabbia-caolino, una volta raggiunto l'equilibrio, queste eguaglieranno le differenze di pressione attraverso il menisco. Tramite la (3), è possibile determinare la dimensione equivalente che separa i pori riempiti d'acqua da quelli già drenati. Noto il volume dell'acqua del campione alle diverse pressioni, θ_v (corrispondente al volume di pori ancora riempiti d'acqua), e dalla porosità totale, S_t , precedentemente calcolata, è possibile, dividendo θ_v per S_t , ottenere la frazione dello spazio totale dei pori occupato dall'acqua. Un modo utile per rappresentare la distribuzione dei pori è quello di riportare, su di un grafico, in ordinate la frazione dello spazio totale dei pori riempita d'acqua, θ_v/S_t , e in ascissa la dimensione equivalente dei pori.

Ai risultati sperimentali così ottenuti si può adattare un modello matematico che presenti un andamento monotono crescente, tendente asintoticamente all'unità per valori sufficientemente elevati della dimensione equivalente dei pori.

Fra le funzioni matematiche che presentano tali caratteristiche, si è scelto un modello sferico del tipo:

$$\theta_v/S_t = C_0 + (1-C_0) [1.5 (r_p/a) - 0.5 (r_p/a)^3] \quad \text{se} \quad r_p \leq a$$

$$\theta_v/S_t = 1 \quad \text{se} \quad r_p > a \quad [4]$$

ove "C₀" ed "a" sono i parametri che definiscono la forma della curva, ai quali si può attribuire un semplice significato fisico. "C₀" rappresenta la porzione dei pori non drenati alla più bassa pressione imposta nel letto di sabbia-caolino (-0.05 MPa), corrispondente ad una dimensione equivalente del poro pari a 2 µm. Il secondo parametro, "a", è una misura della dispersione del diametro dei pori, in quanto corrisponde alla massima dimensione equivalente osservabile nel suolo in esame.

Risultati e Discussione

Il metodo adottato, applicato ai campioni prelevati dal dispositivo sperimentale di Foggia, ci ha permesso di valutare la variazione della porosità del terreno in funzione della profondità di prelievo e di due tecniche di lavorazione in due epoche differenti. La prima epoca corrisponde all'inizio della prova, quando il terreno era stato lavorato uniformemente e la seconda epoca, dopo tre anni di lavorazioni differenziate. L'analisi della varianza (tabella 2), effettuata sui dati di densità apparente del suolo separatamente alle due epoche di prelievo, ha evidenziato un effetto profondità significativo all'inizio della prova, per le particolari caratteristiche morfologiche del profilo pedologico. A questa epoca, il suolo è risultato sufficientemente omogeneo fino ad una profondità di 55-60 cm, dopodiché si è riscontrato un aumento della densità per effetto del carico sovrastante (figura 1). L'effetto delle lavorazioni si è manifestato già dopo 3 anni: al termine della prova, mentre la profondità, come effetto principale, non è stata significativa, sia la lavorazione che l'interazione sono risultate altamente significative. I valori più alti di densità si sono registrati in corrispondenza del suolo sottoposto a "minimum tillage" (in media 1.17 g cm⁻³ contro 1.03 g cm⁻³ del suolo lavorato tradizionalmente) e si sono mantenuti significativamente più elevati lungo tutto il profilo. Per entrambe le modalità di lavorazione si è registrato un aumento di densità a livello di 45-50, dovuto sia all'aumento di carico in profondità che alla "suola di aratura" per il suolo trattato con la tecnica di lavorazione tradizionale.

Tabella 2

Risultati dell'analisi della varianza relativa ai dati di densità all'inizio (1993) e alla fine (1996) della prova.

EFFETTO	VARIANZA	
	I epoca	II epoca
Lavorazione	0.027 n.s.	0.614 **
Profondità	0.127 **	0.142 n.s.
Lavorazione X Profondità	0.004 n.s.	0.027 **

Per determinare la distribuzione delle dimensioni dei pori, si è preferito adattare la (4), utilizzando i logaritmi naturali delle dimensioni equivalenti dei pori, in quanto questi ultimi presentano, generalmente, una distribuzione lognormale. Al fine di verificare gli effetti della lavorazione sulla porosità, al termine dei 3 anni di prova, la regressione non lineare per la stima dei parametri della (4) è stata applicata, separatamente, ad ogni serie di dati. In tabella 3 sono riportati i risultati di tale procedimento, con le stime dei parametri e i relativi errori standard. L'analisi della varianza svolta separatamente su ciascuno dei suddetti parametri ha rivelato che i valori di "a" si sono differenziati significativamente fra le due modalità di lavorazione, ma non alle varie profondità; mentre quelli di "C₀" sono risultati significativamente differenti sia fra i trattamenti che fra le profondità. Il livello di probabilità prescelto è stato dell'1%; la mancanza di un sufficiente numero di gradi di libertà non ha permesso di verificare la significatività dell'interazione.

Interpretando fisicamente questi due parametri, sono possibili altre considerazioni sulla porosità dei suoli sottoposti a diverso trattamento. I valori di "C₀" sono risultati significativamente più elevati, a ciascuna profondità, nel terreno sottoposto alla lavorazione minima. Ciò sta ad indicare che in questo terreno è più elevata la proporzione di pori di dimensioni equivalenti < 2 µm rispetto a quelli più grossi. All'aumentare della profondità si osserva, per entrambi i trattamenti, un incremento di "C₀" lungo il profilo, probabilmente per effetto di un progressivo costipamento del suolo a causa del carico crescente. Questo fatto potrebbe essere indizio di un degrado della fertilità fisica del suolo con la riduzione delle lavorazioni, in quanto i pori più piccoli sono quelli che trattengono l'acqua spesso in forma non disponibile per la pianta; inoltre, l'eccessivo aumento dei micropori rispetto ai macropori può causare l'instaurarsi di condizioni asfittiche.

Figura 1

Densità apparente (g cm^{-3}) in funzione della profondità (cm): * 1993, inizio prova;
 \square 1996, lavorazione minima; \diamond 1996, lavorazione tradizionale

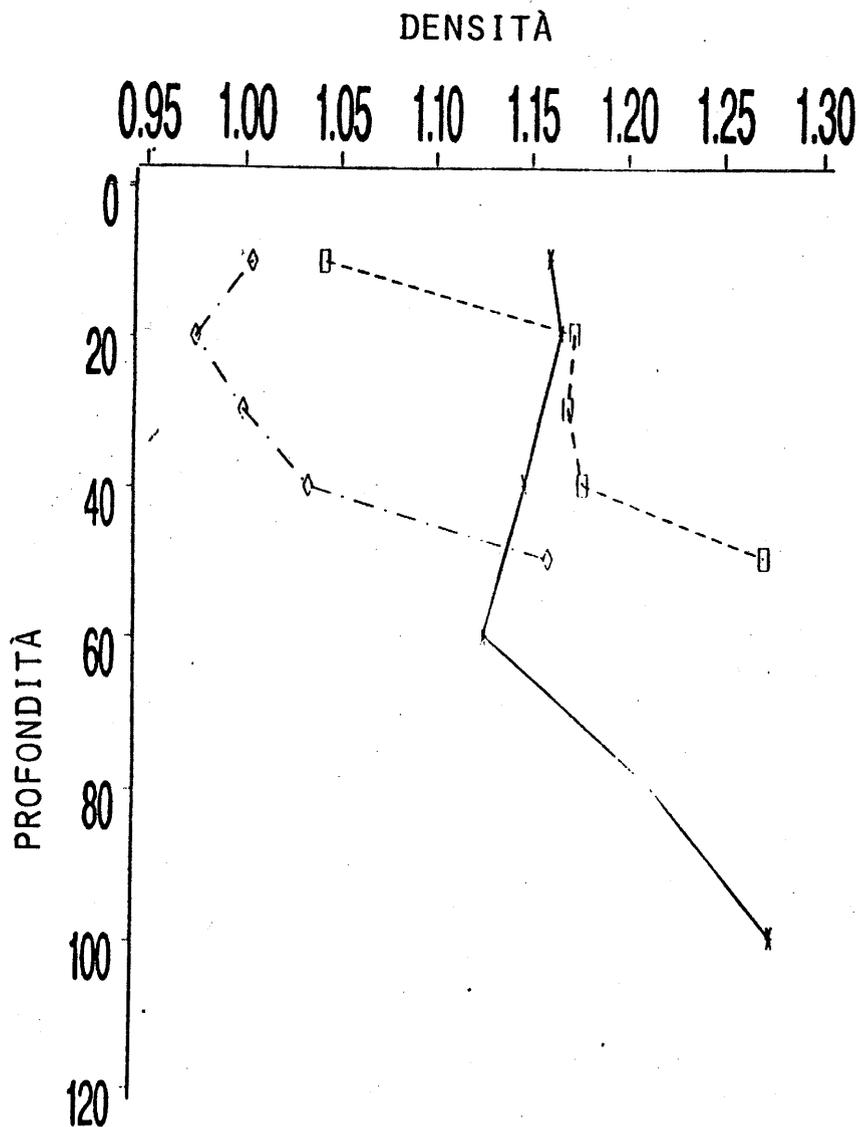


Tabella 3

Parametri di forma della funzione di distribuzione delle dimensioni equivalenti dei pori per ciascuna modalità di lavorazione e profondità dopo i tre anni di prova

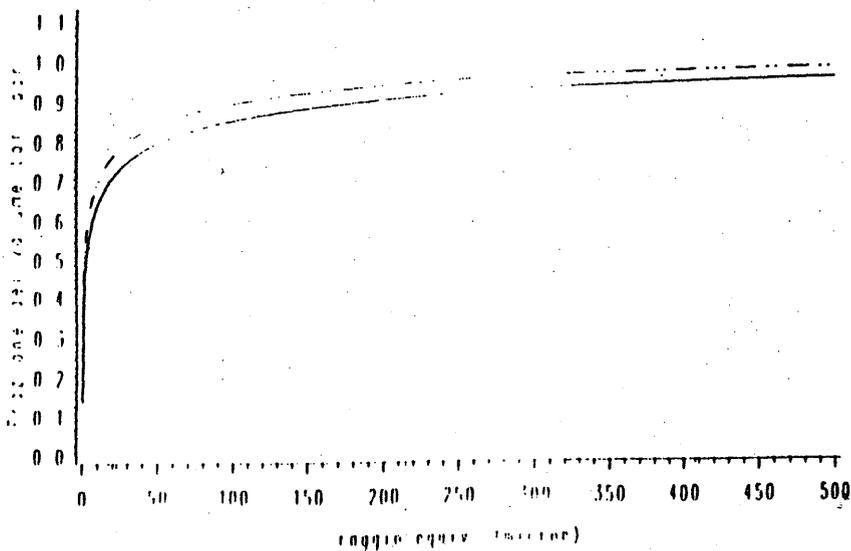
profondità (cm)	"C ₀ "		errore standard di "C ₀ "	
	minima	tradizionale	minima	tradizionale
5-10	0.446	0.382	0.091	0.071
15-20	0.571	0.421	0.108	0.047
25-30	0.560	0.386	0.048	0.034
35-40	0.571	0.426	0.031	0.051
45-50	0.756	0.604	0.032	0.092
	"a"		errore standard di "a"	
	minima	tradizionale	minima	tradizionale
5-10	7.629	8.280	1.309	1.049
15-20	6.100	9.341	1.409	0.938
25-30	5.337	7.732	0.449	0.451
35-40	5.368	7.104	0.300	0.625
45-50	5.638	5.925	0.640	1.235

Per l'altro parametro, "a", la tendenza risulta invertita: per una stessa profondità, i valori più elevati si riscontrano nel terreno sottoposto a lavorazione tradizionale. Ciò indica che in questo terreno sono presenti i pori più grossi e che il sistema nel suo complesso si presenta più disperso. La diminuzione di "a" in profondità è indicativa, come per C₀, di un graduale costipamento del suolo agli strati più profondi, con la conseguente scomparsa dei pori più grossi. È evidente, quindi, che l'effetto della lavorazione è quello di aumentare la variabilità e la dimensione dei pori. I pori più grandi migliorano lo stato fisico del suolo, in quanto favoriscono le condizioni di areazione e di abitabilità per le radici. Tuttavia, solo l'effettiva distribuzione dei pori in ciascuna classe di dimensioni può dare una visione più realistica e completa dell'effetto delle lavorazioni sullo stato poroso.

Figura 2a

Frazione del volume dei pori riempiti dall'acqua rispetto alla porosità totale in funzione del raggio equivalente (mm) alle profondità 5-10 cm e 15-20 cm. La linea tratteggiata corrisponde alla lavorazione minima e quella continua alla lavorazione tradizionale

5-10



15-20

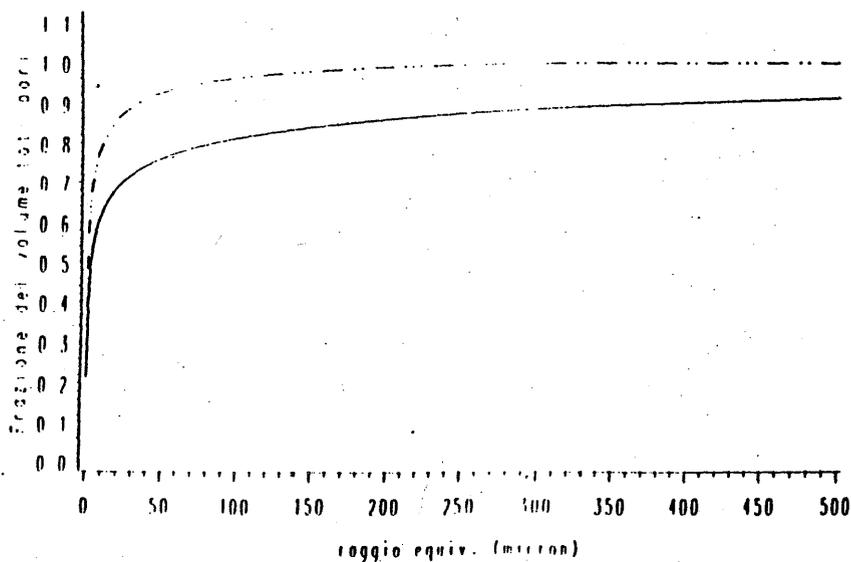
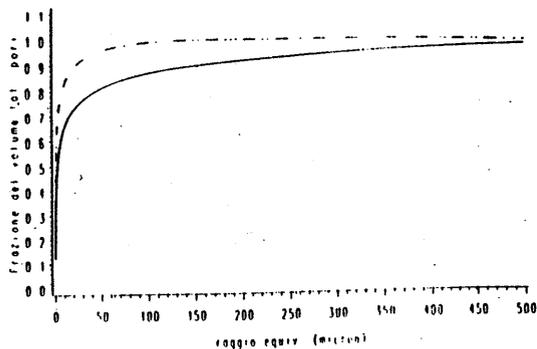


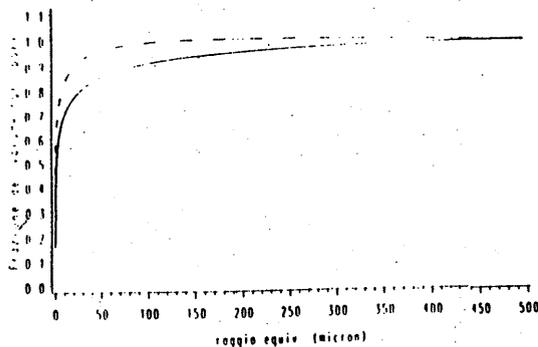
Figura 2b

Frazione del volume dei pori riempiti dall'acqua rispetto alla porosità totale
in funzione del raggio equivalente (mm) alle profondità 25-30, 35-40 e 45-50 cm.
La linea tratteggiata corrisponde alla lavorazione minima
e quella continua alla lavorazione tradizionale

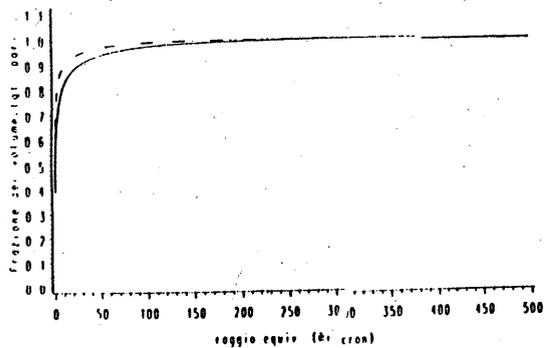
25-30



35-40



45-50



Nella tabella 4 si riporta la porosità totale. Risulta chiaro come, sebbene la porosità totale aumenti per effetto delle lavorazioni, a causa della ridotta densità apparente, tuttavia nel suolo meno lavorato è più alta la proporzione dei pori compresi fra 50 e 500 μm . I pori di queste dimensioni vengono detti pori di "trasmissione" (Greenland, 1977), perchè assicurano il movimento dell'acqua, la crescita delle radici e il mantenimento di buone condizioni strutturali. Nella figura 2 si mette a confronto, per le due modalità di lavorazione, il rapporto tra i pori riempiti di acqua e la porosità totale in funzione del diametro equivalente e della profondità. Questi risultati indicano, come già osservato da altri autori (Pagliai et al., 1983; 1984 e Pagliai, 1988), che le lavorazioni hanno il solo effetto di aumentare gli spazi vani (pori > 500-600 μm), ma nel suolo non lavorato è presente una massa più omogenea di pori più piccoli (30-500 μm), che sono quelli che determinano prevalentemente le proprietà di fertilità fisica di un suolo agrario. Sequi et al. (1985), tra l'altro, hanno trovato che esiste una correlazione positiva tra l'attività enzimatica e il numero di pori compreso fra 30 e 200 μm ; pertanto, essendo più alta nel suolo non lavorato la proporzione di tali pori, se ne può concludere che anche l'attività biochimica risulta favorita.

Tabella 4

Porosità totale media e deviazione standard (d.s.) per ciascuna profondità e tipo di lavorazione al termine dei 3 anni di prova

PROFONDITÀ (cm)	LAVORAZIONE			
	MINIMA		TRADIZIONALE	
	Media	d s	Media	d. s.
5-10	0.601	0.039	0.615	0.028
15-20	0.551	0.040	0.626	0.005
25-30	0.552	0.002	0.617	0.001
35-40	0.549	0.001	0.604	0.006
45-50	0.513	0.007	0.558	0.034

Con la lavorazione minima aumenta la proporzione dei pori di diametro inferiore a 50 μm che costituiscono la riserva idrica per le piante e i microorganismi (Greenland, 1981), il che favorirebbe la capacità a far fronte a prolungati periodi di siccità. Solo una eccessiva predominanza di pori molto piccoli (< 2 μm) può costituire un serio problema, in quanto questi pori trattengono l'acqua del suolo a potenziali così bassi da non essere prontamente disponibile per le colture agrarie. La presenza di tali pori è legata essenzialmente alle caratteristiche tessiturali del suolo in esame e non sembra influenzata dalle lavorazioni.

La differenziazione fra i due trattamenti, particolarmente evidente nello strato intermedio (15-40 cm), tende a ridursi in profondità e nello strato più superficiale, per un probabile compattamento del suolo con eliminazione dei pori più grossi.

È necessario precisare, tuttavia, che il buono stato strutturale del suolo sottoposto ad un ridotto numero di lavorazioni, nel caso particolare in esame, deriva anche dalle sue particolari proprietà vertiche e quindi dalla sua attitudine alla rigenerazione strutturale. Infatti, questi terreni, durante la fase di essiccamento, hanno la capacità di formare piccoli aggregati che ne favoriscono la stabilità.

La porosità costituita dai pori più grossi ($> 600 \mu\text{m}$) nel suolo lavorato risulta maggiore rispetto a quello non lavorato. Tali pori rivestono indubbiamente una grande importanza in quanto, in condizioni di normale drenaggio, sono quasi sempre pieni di aria e quindi assicurano gli scambi gassosi con l'atmosfera esterna. Tuttavia, l'accrescimento radicale ne può risultare, talora, fortemente ostacolato a causa del rapido disseccamento del suolo circostante; anche l'uniformità della profondità di semina può essere compromessa dalla presenza di spazi vuoti troppo grossi (Cavazza, 1981). L'esistenza infine di macropori favorisce la rapida evaporazione e quindi aumenta il pericolo di carenza idrica per le colture, specie in ambienti altamente siccitosi qual è quello in studio durante il periodo estivo.

Conclusioni

Un metodo basato sulle curve di ritenzione idrica del suolo è stato utilizzato al fine di stimare gli effetti che differenti modalità di lavorazione provocano sullo stato poroso del suolo. Questo metodo è stato applicato congiuntamente all'analisi funzionale.

Due sono le ipotesi alla base di questo metodo: la forma dei pori si riconduce a quella di minuscoli tubi capillari e l'angolo di contatto acqua-poro è uguale a zero. Gli eventuali errori che ne possono derivare vengono generalmente ignorati, esprimendo la dimensione del poro in termini di raggio o diametro "equivalente". La principale fonte di errore, tuttavia, risiede nella determinazione del volume del campione e, di conseguenza, in quella della densità apparente. Nel caso di suoli rigonfiabili, infatti, il volume del contenitore cilindrico non può essere ritenuto rappresentativo di quello del campione secco. Un altro possibile errore deriva dal non completo raggiungimento dello stato di saturazione, per cui si sottostima il volume totale occupato dai pori.

I risultati dello studio hanno mostrato che nel suolo sottoposto a "minimum tillage" aumenta la proporzione dei pori di diametro compreso tra 50-500 μm , che rappresentano i pori di trasmissione, ritenuti i più importanti per il movimento dell'acqua e la crescita delle radici. Si è osservato anche un incremento dei pori < 50 μm , che costituiscono la riserva idrica del suolo, unitamente ad una riduzione della macroporosità (> 600 μm), il che favorirebbe la tesaurizzazione dell'acqua del suolo, fatto questo di notevole importanza per un ambiente siccitoso, quale quello del Tavoliere pugliese durante il periodo estivo, e nell'ottica di un'agricoltura sostenibile.

Pertanto, almeno per un suolo argilloso-limoso con caratteristiche vertiche, quindi autoristrutturanti, quale quello studiato, appare proponibile la riduzione dell'intensità di lavorazione, perchè nel suolo si instaurano condizioni di porosità idonee alla crescita delle piante. Inoltre, dal punto di vista economico, l'impiego di energia e manodopera si riduce notevolmente.

Bibliografia

- CAVAZZA, L., 1981. Fisica del terreno agrario. UTET.
- DE GIORGIO, D., RIZZO, V., STELLUTI, M., FERRI, D., CONVERTINI, G., MASTRORILLI, M., 1997. Analisi degli effetti dell'interazione tra riduzione delle lavorazioni del terreno e dosi crescenti di fertilizzazione azotata sul frumento duro. Agricoltura e ricerca (in stampa).
- GREENLAND, D.J., 1977. Soil damage by intensive arable cultivation: temporary or permanent? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 281: 193-208.
- GREENLAND, D.J., 1981. Soil management and soil degradation. *Journal of Soil Science*, 32: 301-322.
- LOPEZ, G., CASTRIGNANÒ, A., COLUCCI, R. E MARRONE, G., 1990. La variabilità spaziale di alcune proprietà fisiche ed idrologiche di un terreno del Tavoliere pugliese. *Ann. Ist. Sper. Agron., Bari*, XXI, 2: 133-142.
- PAGLIAI, M., LA MARCA, M. E 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., LA MARCA, N., LUCAMANTE, G. E GENOVESE, L., 1984. Effects of zero and conventional tillage on the length and irregularity of elongated pores in a clay loam soil under viticulture. *Soil Tillage Res.*, 4: 433-444.
- PAGLIAI, M., 1988. Caratterizzazione della struttura del terreno attraverso le analisi micromorfologiche. Atti del Convegno SISS su: "Giornate di studio sull'analisi del suolo", Verona, 19-21 settembre 1988.
- PERFECT, E. E KAY, B.D., 1995. Applications of fractals in soil and tillage research: a review. *Soil Tillage Res.*, 36: 1-20.
- SEQUI, P., CERCIGNANI, G., DE NOBILI, M. E PAGLIAI, M., 1985. A positive trend among two soil enzyme activities and a range of soil porosity under zero and conventional tillage. *Soil Biology Biochemistry*, 17: 255-256.

Note

(*) I quattro autori hanno contribuito al lavoro in parti uguali.

SOILPAR

UN SOFTWARE PER LA STIMA E LA VALIDAZIONE DEI PARAMETRI IDROLOGICI DEL SUOLO

Marcello Donatelli^a, Marco Acutis^b, Rosa Francaviglia^c

a) Istituto Sperimentale Agronomico, Sezione di Modena

b) Dipartimento di Agronomia, Selvicoltura e gestione del Territorio, Università di Torino

c) Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Roma

Riassunto

L'utilizzazione di modelli per la simulazione di sistemi colturali e per le valutazioni dei loro rilasci di nutrienti e fitofarmaci nell'ambiente impone come requisito minimo la conoscenza del contenuto idrico alla capacità di campo e al punto di appassimento e della conducibilità idraulica alla saturazione. Tuttavia questi parametri non sono oggetto di misure di routine e presentano elevata variabilità spaziale. Una procedura alternativa è la loro stima a partire da dati di più facile disponibilità, come la composizione granulometrica, il contenuto in sostanza organica e la massa volumica apparente. Esistono diverse procedure di stima dei parametri idrologici, che spesso producono risultati diversi tra loro. Il software presentato consente un'agevole stima dei parametri idrologici secondo diversi metodi e incorpora procedure di validazione delle diverse metodologie qualora si disponga di dati misurati. È possibile procedere alla validazione sull'intero set di dati disponibili o su subset definiti in funzione della tipologia del terreno.

Introduzione

L'uso di modelli matematici per studiare sistemi biologici sta rivelando in questi anni le sue enormi potenzialità. Questi modelli, che nel loro interno descrivono quantitativamente i principali processi che regolano i sistemi suolo-pianta in risposta alle perturbazioni date da clima e management, permettono infatti di condurre analisi esplorative di possibili scenari rappresentati da alternative a livello di conduzione tecnologica in varie con-

dizioni ambientali. I modelli richiedono delle informazioni in input che permettono di descrivere il sistema in studio, vale a dire, per esempio, parametri che descrivano suolo, colture e località.

Quando si passa dalla fase di studio a quella applicativa, tentando quindi di simulare sistemi al di fuori di realtà ben conosciute quali quelle delle stazioni sperimentali, non sempre le informazioni a disposizione costituiscono un data set completo per poter applicare i modelli. In particolare, relativamente ai suoli, sono raramente disponibili dati su parametri idrologici del suolo, che sono inputs della massima importanza per i modelli. In letteratura sono disponibili diversi metodi per la stima di questi parametri a partire da dati generalmente disponibili e di acquisizione routinaria. Questi metodi si diversificano almeno in parte per i parametri di input richiesti e forniscono la stima di uno o più parametri idrologici. In genere si tratta di relazioni empiriche tra i dati usualmente disponibili (granulometria) e valori misurati di parametri idrologici. La base quasi sempre empirica di queste relazioni ne può limitare la validità ai data set utilizzati per definire i metodi. Inoltre, raramente questi diversi metodi, pur largamente usati, possono essere confrontati tra loro per la bontà delle previsioni che forniscono.

Il software originale presentato in questo lavoro permette di stimare i parametri di contenuto idrico volumetrico a capacità di campo ($\theta_{FC}; m^3 m^{-3}$) e al punto di appassimento ($\theta_{PWP}; m^3 m^{-3}$), la densità apparente ($\rho_b; t m^{-3}$) e la conducibilità idrica saturata ($K_s; mm h^{-1}$).

Descrizione del software

SOILPAR v 1.0 è attualmente disponibile in versione a 16 bit, installabile su Windows 3.X e su Win 95. La versione 2, a 32 bit, è in corso di sviluppo e conterrà diverse migliorie anche a livello di interfaccia utente. Il programma d'installazione ha un funzionamento estremamente semplice; esso crea una subdirectory che sarà quella di lavoro, e salva alcuni files *.DLL nella subdirectory system di Windows. L'attuale versione del software è in inglese, mentre la versione 2 permetterà di selezionare la lingua tra inglese e italiano.

Avviato il software e selezionato "Data" dal barra del menu, all'utente appare la schermata di Figura 1. I parametri indicati nelle prime dodici righe sono i parametri che l'utente può fornire in input, salvando il file che avrà automaticamente l'estensione SPM (Soil Parameters Measured).

Essendo i profili dei suoli normalmente descritti in termini di

Figura 1

Schermata di SOILPAR ottenuta dalla voce di menu Data: un file dati è stato aperto

Soil Parameters Estimate

File Data Method Graph Validation PrintScreen About Help

Soil data

C:\SOILPAR\MOSP_195.SPM method no method RESTORE VALUES CLEAR

ISA Modena - Az. Molza, S. Prospero dati usati per simulazioni 1995

no parameters estimate

SOIL PARAMETERS	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10
depth from surface [m]	2	4	.59	.8	1	1.19	1.39	1.6	1.8	0
bulk density [t/m ³]	1.28	1.3	1.31	1.37	1.33	1.41	1.3	1.27	1.27	0
wilting point [m/m]	.28	.28	.28	.16	.25	.23	.26	.28	.28	0
field capacity [m/m]	.4	.39	.39	.28	.35	.4	.44	.45	.45	0
sand content [%]	7.79	9.3	6.5	10.3	9.59	7.4	6.09	5.5	6.2	0
silt content [%]	47.2	44.39	48	48.89	55.2	56.5	47.39	40.5	43.29	0
clay content [%]	45	46.29	45.5	40.79	35.2	36.1	46.5	54	50.6	0
coarse fragment content [%]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
organic carbon [%]	1.37	1.39	1.13	.78	.56	.52	.56	.67	.64	0
CEC [cmol/kg]	24.6	25	24	19.69	18.39	18.5	18.6	21.39	19.39	0
Soil pH - in water	7.59	7.5	7.59	7.7	8	8	8.09	8	8	0
saturated hydraulic conduc. [mm/h]	35	42	30	30	20	20	20	20	20	0
ESTIMATED VALUES										
bulk density [t/m ³]										
wilting point [m/m]										
field capacity [m/m]										
saturated hydraulic conduc. [mm/h]										

“orizzonti”, o strati del suolo con caratteristiche diverse a partire dalla superficie fino alla profondità rilevata, l’utente può memorizzare dati fino ad un massimo di dieci strati. Attraverso un click del mouse nella colonna di sinistra, l’utente può avere un help che fornisce informazioni aggiuntive a nome e unità di misura del parametro.

Introdotti i dati, o aperto un file attraverso le voci del menu File→Open, possono essere stimati parametri idrologici secondo diversi metodi. Questi metodi stimano parametri diversi e con input differenziati, secondo quanto riportato in Tabella 1. I metodi correntemente implementati saranno affiancati da altri così come reperiti nella letteratura, oppure estratti da codici sorgenti di software già sviluppati.

La scelta di un metodo per la stima (Rawls, nell’esempio mostrato) modifica la schermata come riprodotto in Figura 2.

Figura 2

Stima di parametri attuata attraverso uno dei metodi disponibili (Rawls)

Soil Parameters Estimate											
File Data Method Graph Validation PrintScreen About Help											
Soil data		method									
C:\SOILPAR\MOSP_195.SPM		RAWLS		RESTORE VALUES		CLEAR					
ISA Modena - Az. Molza, S. Prospero dati usati per simulazioni 1995											
RAWLS method estimates: BD, WP, FC		11-14-1995		22-10-02							
2	SOIL PARAMETERS	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10
I	depth from surface (m)	2	.4	.59	.8	1	1.19	1.39	1.6	1.8	0
O	bulk density (t/m ³)	1.28	1.3	1.31	1.37	1.33	1.41	1.3	1.27	1.27	0
O	wilting point (m/m)	.28	.28	.28	.16	.23	.23	.26	.28	.28	0
O	field capacity (m/m)	.4	.39	.39	.28	.35	.4	.44	.45	.45	0
I	sand content (%)	7.79	9.3	6.5	10.3	9.59	7.4	6.09	5.5	6.2	0
I	silt content (%)	47.2	44.39	48	48.89	55.2	56.5	47.39	40.5	43.29	0
I	clay content (%)	45	46.29	45.5	40.79	35.2	36.1	46.5	54	50.6	0
	coarse fragment content (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	organic carbon (%)	1.37	1.39	1.13	.78	.56	.52	1.56	.67	.64	0
	CEC (cmol/kg)	24.6	25	24	19.69	18.39	18.5	18.6	21.39	19.39	0
	Soil pH - in water	7.59	7.5	7.59	7.7	8	8	8.09	8	8	0
	saturated hydraulic conduc. (mm/h)	35	42	30	30	20	20	20	20	20	0
ESTIMATED VALUES											
	bulk density (t/m ³)	1.33	1.32	1.35	1.39	1.42	1.42	1.41	1.38	1.39	
	wilting point (m/m)	.26	.26	.26	.24	.21	.22	.26	.29	.27	
	field capacity (m/m)	.4	.4	.4	.38	.37	.37	.39	.41	.4	
	saturated hydraulic conduc. (mm/h)										

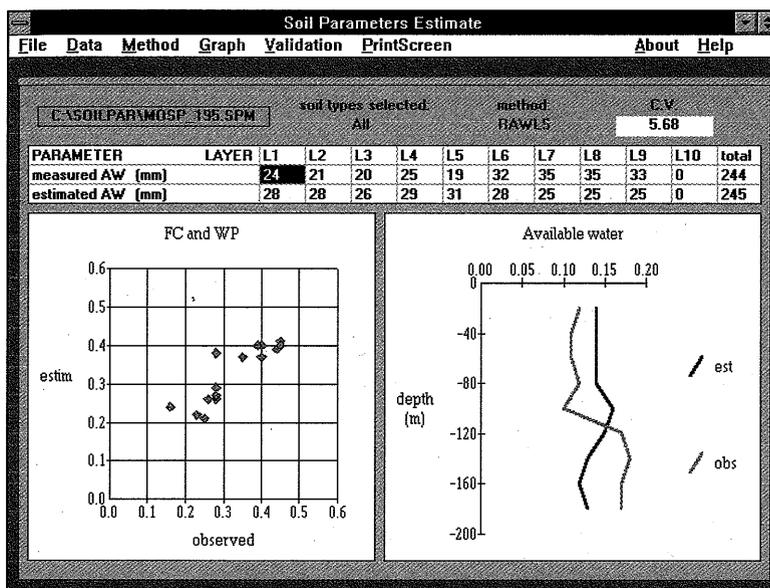
Tabella 1

Metodi per la stima dei parametri, inputs richiesti (I) e outputs prodotti (O)

	Baumer	Brak-R	BSS SS	BSS TS	Camp.	EPIC	Hutson	Jabro	Jaines	Manriq	Rawls
depth	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
ρ_b	O	I	I	I	I	I	I	I	I	I	O
θ_{PWP}	O	O	O	O	O	O	O	-	-	O	O
θ_{FC}	O	O	O	O	O	O	O	-	-	O	O
sand	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
silt	I	I	I	I	I	I	I	I	-	I	I
clay	I	I	I	I	I	I	I	I	-	I	I
coarse	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
org C.	I	I	I	I	-	-	-	I	-	-	-
CEC	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K_s	-	-	-	-	O	-	-	O	O	-	-

Figura 3

Grafici per la valutazione delle stime operate da un metodo (Rawls, nell'esempio)

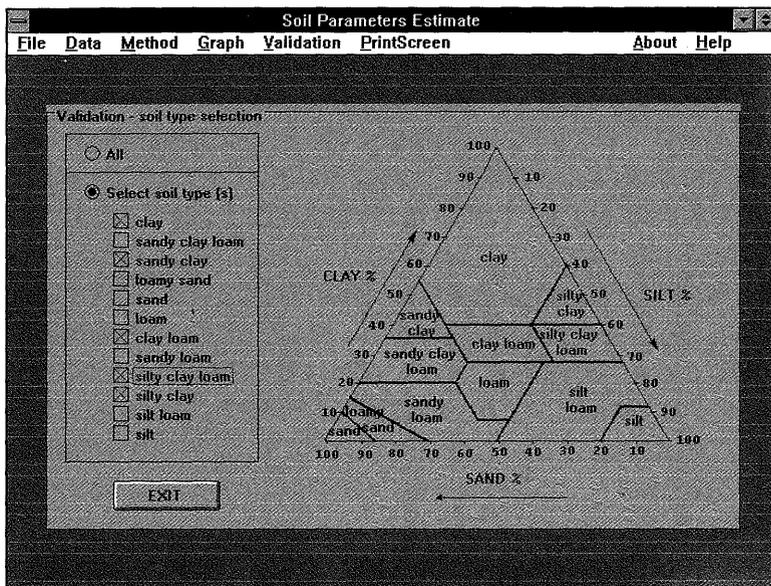


Si noti innanzitutto come adesso sia cambiata la descrizione del file, che nella riga al di sopra della griglia dei dati adesso riporta in luogo di "no method" il metodo di stima utilizzato, i valori stimati e la data in cui è avvenuta la stima. Salvando il file (File→Save), il file viene salvato con lo stesso nome di quello con i dati originali, ma questa volta automaticamente con l'estensione SPE (Soil Parameters Estimated).

Avere effettuato la stima di parametri consente di effettuare altre due operazioni. Una è quella di salvare valori misurati e stimati in un file generale di validazione (File→Save validation); l'uso di questo file, di cui ne esiste uno per ogni metodo, sarà descritto in seguito esaminando le procedure di validazione del modello. L'altra operazione è effettuabile attraverso la voce di menu Graph: consente di confrontare graficamente i valori dei dati misurati e stimati del data set in esame. Per ogni metodo si possono vedere i grafici relativi ai parametri stimati. In Figura 3 sono riportati i grafici relativi a θ_{FC} e θ_{PWP} , e quindi all'acqua disponibile (PAW) da essi calcolata, per il metodo Rawls. Si noti come il grafico di sinistra sia del tipo stimato vs. misurato, mentre quello di destra mostra i dati nel profilo del suolo. Per le valutazioni di PAW, è anche riportato il totale di PAW per l'intero profilo, dato di notevole interesse per le simulazioni di bilancio idrico del suolo.

Figura 4

Selezione di suoli in base alla tessitura per la validazione

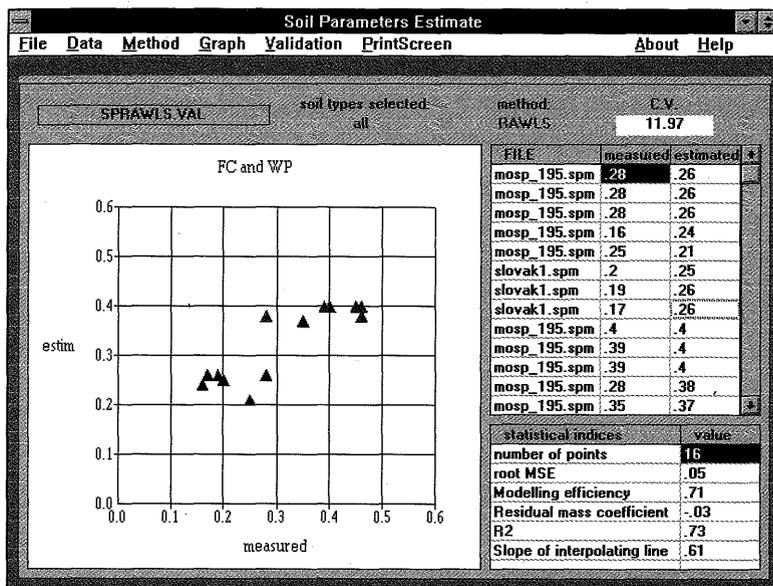


L'utente può effettuare le stime a partire dagli stessi dati con diversi metodi e/o stimare con lo stesso metodo a partire da diversi dataset. Ogni volta è raccomandabile salvare le stime nel file generale di validazione (File→Save validation), che così si arricchirà di una casistica rappresentativa di suoli diversi. Il software evita automaticamente l'inserimento nei files di validazione di dati precedentemente già salvati. La validazione appunto può essere eseguita, per ogni metodo, quando nel file di validazione sono salvate almeno cinque coppie di punti (in genere molte di più). La validazione può essere fatta su tutti i dati presenti nel file, oppure selezionando in base alla classificazione basata sul triangolo delle tessiture, come mostrato nella Figura 4.

La validazione viene effettuata attraverso i menu Validation→metodo→PAW/FC-PWP/BD. La schermata che si ottiene è riportata in Figura 5. Gli indici numerici che sono riportati o calcolati durante la validazione si basano sulle differenze tra valori stimati e misurati. Essi sono: number of points (numero di coppie di dati stimato/misurato); root MSE (deviazione standard); modelling efficiency (efficienza della modellazione), che può assumere valori ≤ 1 , dove 1 è il valore ottimale e valori < 0 indicano che la media dei dati misurati è migliore stima di quella ottenibile con il metodo in esame; residual mass coefficient, con valore ottimale uguale a 0, indica se

Figura 5

Grafici e indici statistici relativi alla validazione



il metodo sovrastima (<0) o sottostima (>0); R^2 , indica la bontà della stima valori stimati vs. valori misurati, con valore ottimale uguale a 1; slope of interpolating line, coefficiente angolare della regressione stimati vs. misurati, con valore ottimale uguale a 1. Gli indici root MSE, modelling efficiency e residual mass coefficient sono calcolati secondo Loague and Green (1991).

Il programma, già in una versione preliminare, ha permesso di discriminare tra le capacità previsionali dei metodi resi disponibili utilizzando un campione di 248 dati sperimentali (Donatelli *et al.*, 1996). In particolare, i metodi Brakensiek-Rawls e British Soil Survey Subsoils hanno presentato una maggiore accuratezza nella stima dei parametri θ_{FC} e θ_{PWP} . Tale lavoro è visibile nell'help del modello. In una nuova versione del software in corso di sviluppo da parte degli stessi autori, verranno aggiunti altri metodi di stima per permettere agli utilizzatori di confrontare le procedure da loro abitualmente utilizzate con altre.

Conclusioni

Il software descritto consente la stima di parametri essenziali per l'uso di modelli di simulazione, permettendo al tempo stesso di valutare diverse opzioni per la stima dei parametri stessi. Ciò consente agli utenti di modelli una scelta più accurata e standardizzata delle metodologie per la stima dei parametri idrologici quando questa si rende necessaria.

Bibliografia

- ASW/EPIC. *Program source code*. TAES, Temple, TX, USA.
- CAMPBELL, G. (1985). *Soil physics with BASIC. Transport Models for Soil-Plant Systems*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 150 pp.
- DONATELLI, M.; ACUTIS, M.; LARUCCIA, N. (1996). *Evaluation of methods to estimate soil water content at field capacity and wilting point*. Proceedings of the 4th Congress of the European Society of Agronomy, Veldhoven, The Netherlands, 86-87.
- JAYNES, D.B.; TYLER, E.J. (1984). *Soil Science*, 138, 4: 298-305.
- JABRO, J.D. (1992) *Trans. of ASAE*, 35 (2), 557-560.
- LEACHW. *Program source code*. DSCAS, New York, NY, USA.
- LOAGUE, K.; GREEN, R.E. (1991). *Statistical and Graphical Methods for Evaluating Solute Transport Models. Overview and Application*. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 51-73.

EFFETTO DI SISTEMI COLTURALI DIVERSI E DELL'APPLICAZIONE DI COMPOST DA RSU SULLA DINAMICA DELLA STABILITÀ STRUTTURALE DEL SUOLO

Sergio Pellegrini, Paolo Bazzoffi, Laura Natarelli, Andrea Rocchini, Nadia Vignozzi, Miranda Morandi

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

Riassunto

Gli effetti di differenti sistemi colturali e dell'aggiunta di compost da RSU sulla stabilità strutturale sono stati valutati in due suoli tipici della collina argillosa, evolutisi da sedimenti di origine lacustre e marina.

La stabilità strutturale è stata valutata attraverso setacciatura a umido e determinazione del diametro medio ponderale (MWD - Mean Weight Diameter) degli aggregati sottoposti a due diversi metodi di inumidimento.

L'aggiunta di compost ha migliorato la stabilità strutturale e l'effetto ammendante si è protratto per tutta la durata della prova, pur raggiungendo la significatività statistica solo durante il primo anno.

Il confronto tra i sistemi colturali ha evidenziato l'effetto positivo dell'avvicendamento fra cereali e coltura foraggera, così come del set aside con arbusti pascolabili, sulla stabilità di struttura del suolo.

Introduzione

L'agricoltura intensiva è responsabile di molti dei fenomeni di degradazione fisica del suolo; la tendenza all'eliminazione delle strutture sistematiche, la modificazione della morfologia dei versanti, l'abbandono delle letamazioni, l'utilizzazione di macchine agricole sempre più potenti e pesanti, la monosuccessione e una minore attenzione alle rotazioni colturali, hanno contribuito ad aumentare la sensibilità dei suoli ai fenomeni di dissesto (Bazzoffi e Chisci, 1995; Norton et al., 1986; MacRae e Mehuys, 1985; Guerra, 1994).

Il deterioramento della struttura favorisce il compattamento e la formazione di croste superficiali con conseguente diminuzione della fertilità fisica del suolo; in modo particolare la riduzione della porosità, e soprattutto il peggioramento della qualità del sistema dei pori, ostacola l'emergenza del seme, l'espansione degli apparati radicali e l'infiltrazione dell'acqua, rendendo il suolo più vulnerabile nei confronti dei fenomeni erosivi (Pagliai et al., 1983; Watts et al., 1996).

La capacità degli aggregati di resistere alle forze disgreganti operate da vari agenti fisici e fisico-chimici risulta di fondamentale importanza nel prevenire e ridurre l'erosione idrica del suolo e la formazione di croste superficiali (Dexter, 1988).

Il distacco di microaggregati e particelle elementari ad opera delle idrometeore, rappresenta la prima fase del processo erosivo (Kirkby, 1980), perciò una maggiore stabilità degli aggregati contribuisce alla diminuzione dell'erodibilità dei suoli (Wischmeier e Smith, 1978).

Questa correlazione a carattere generale è ben nota, mentre invece incerta è la possibilità di utilizzare misure di stabilità strutturale per valutare l'erodibilità del suolo. Ciò è dovuto alla difficoltà nel simulare e valutare, attraverso prove di laboratorio, tutta la varietà di condizioni e processi che controllano in natura questa caratteristica fisica del suolo (El-Swaify e Dangler, 1977; Poesen e Govers, 1986; Bryan et al., 1989; Ekwue, 1990).

Anche se tali tests non possono essere considerati, per le loro caratteristiche intrinseche, un mezzo universalmente valido per la determinazione dell'erodibilità (Haynes, 1993), quantificare attraverso un indice la stabilità degli aggregati, può risultare utile per valutare il comportamento del suolo in relazione a diversi fattori agronomici e meccanici, fornendo indicazioni valide per l'individuazione delle migliori agrotecniche (Chisci et al., 1989; Bazzoffi et al., 1995).

In questa nota si riportano i risultati di due prove parcellari finalizzate alla valutazione dell'erosione, nel cui ambito si è voluto definire l'effetto di differenti sistemi colturali e dell'aggiunta di compost da RSU (Rifiuti Solidi Urbani) sulla stabilità strutturale di due suoli tipici della collina argillosa, evolutisi da sedimenti di origine lacustre e marina.

In genere l'applicazione di compost risulta migliorare la struttura, la porosità e le caratteristiche idrologiche del suolo (Khaleel et al., 1981; Felton, 1995).

Non si hanno invece indicazioni riguardo agli effetti su tali caratteri fisici da parte di alcuni sistemi colturali a basso input agrotecnologi-

co, previsti dalla PAC nell'ambito dei programmi per la riduzione delle eccedenze produttive (set aside), finalizzati sia all'incremento della produzione di biomassa per il pascolamento estensivo che alla prevenzione dei fenomeni di degradazione del suolo.

Materiali e metodi

Le prove sono state condotte nei Centri sperimentali dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo. A Fagna (Scarperia - Firenze), su un suolo argilloso limoso (Tabella 1) classificato come Typic Udorthent (Jannone et al., 1984), in 6 delle 12 parcelle (10 x 20 m) organizzate in blocchi randomizzati, sono state applicate in un'unica somministrazione, su terreno preparato per la semina, 4,5 t di compost da RSU per parcella (pari a 1,6 t di S.O., Tabella 2), subito incorporato nei primi 10 cm mediante lavorazione con erpice rotativo; per l'intera durata della prova le parcelle sono state coltivate a mais. A Vicarello (Volterra - Pisa), su un suolo a tessitura argilloso limosa (Vertic Xerorthent - Delogu e Lulli, 1982) (Tabella 1), il disegno sperimentale è consistito in 10 parcelle (75 x 15 m) suddivise in due blocchi randomizzati con le seguenti tesi: 1) cereali (*Hordeum vulgare* L. e *Triticum durum* L.), 2) lavorato continuo, 3) set aside ad arbusti pascolabili (*Atriplex halimus* L.) con trasemina iniziale di sulla (*Hedysarum coronarium* L.), 4) erba medica (*Medicago sativa* L.), 5) vegetazione spontanea.

Tabella 1

Principali caratteristiche fisiche e chimiche dei due suoli

		Fagna	Vicarello
Scheletro	%	0	0
Sabbia	%	5,5	18,2
Limo	%	50,1	42,2
Argilla	%	44,4	39,6
Sostanza organica	%	1,9	1,4
CSC	(meq/100 g)	33,7	25,2
pH (H ₂ O)		7,6	8,2
CaCO ₃ attivo	%	1,5	8,4
Limite liquido	%	60,6	51,5
Limite plastico	%	31,3	23,2

Tabella 2

Principali caratteristiche del compost (valori riferiti alla s.s.)

Umidità	%	32,7
Vetro e residui > 2 mm	%	20,8
Vetro e residui < 2 mm	%	37,1
Metalli ferrosi	%	0,1
Plastica	%	0,1
Ceneri 550°C	%	64,0
pH (H ₂ O)		7,5
C/N		21
Sostanza organica	%	36,0
N totale (Kjeldahl)	‰	9,8
P totale (P ₂ O ₅)	%	0,37
K totale (K ₂ O)	%	0,73

La stabilità strutturale è stata valutata attraverso il metodo della setacciatura a umido per la determinazione del diametro medio ponderale (MWD - Mean Weight Diameter) degli aggregati stabili. Con cadenza semestrale si sono prelevati campioni indisturbati di suolo dell'orizzonte Ap, che sono stati seccati all'aria, setacciati tra 9,51 e 4,75 mm e sottoposti a oscillazione verticale in acqua per 10 minuti ad una velocità di 30 oscillazioni/minuto, dopo essere stati inumiditi in due modi diversi:

1. inumidimento rapido per immersione diretta;
2. inumidimento per risalita capillare su letto di sabbia.

Il primo metodo è stato utilizzato per ottenere un indice correlabile all'azione di forte distruzione della struttura causata da piogge intense o dall'irrigazione su terreno asciutto.

Attraverso tale metodo si simula l'effetto dovuto al repentino ingresso dell'acqua all'interno degli aggregati. Quando l'aumento della pressione interna supera le forze di coesione, l'aggregato si rompe e dalla disgregazione risultano aggregati più piccoli e particelle elementari che vanno ad aumentare la frazione del materiale facilmente erodibile e a occludere i pori di maggiori dimensioni. Ciò è causa della diminuzione della rugosità superficiale, del peggioramento della capacità di infiltrazione e, di conseguenza, dell'aumento del coefficiente di deflusso (Poesen, 1981).

Il secondo metodo è stato scelto allo scopo di simulare l'azione disgregatrice di piogge poco erosive o di eventi piovosi su terreno umido.

In questa condizione l'effetto *slaking* non raggiunge intensità paragonabili a quelle causate dall'immersione diretta e la disgregazione avviene per cracking, piuttosto che per la pressione interna dell'aria confinata (Truman e Bradford, 1990).

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 la determinazione dell'indice MWD (Van Bavel, 1949):

$$MWD = \sum_{i=1}^n W(i)X_i$$

dove:

MWD = diametro medio ponderale (mm);

X_i = media aritmetica della dimensione delle maglie dei setacci i e $i-1$ (mm);

$W(i)$ = frazione, sul peso totale del campione, degli aggregati trattenuti sul vaglio i ;

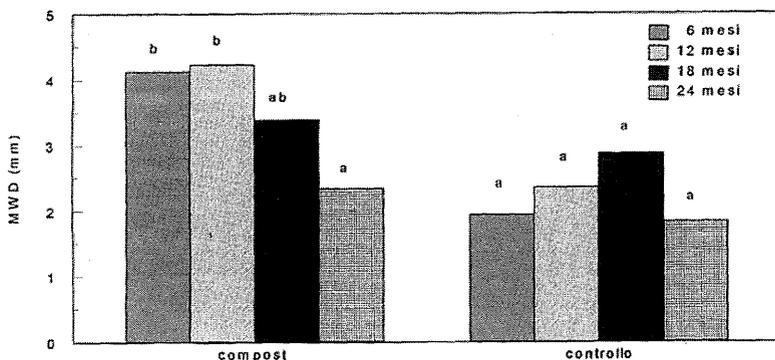
n = numero delle classi dimensionali, inclusa quella che passa attraverso il vaglio più fine.

Risultati e discussione

L'aggiunta di compost ha determinato un generale miglioramento della stabilità strutturale e l'effetto ammendante si è protratto per tutta la durata della prova (Figura 1).

Figura 1

Effetto del compost sulla dinamica della stabilità strutturale degli aggregati
(metodo con inumidimento rapido; separazione delle medie
con il test MDS, $p \leq 0,05$).

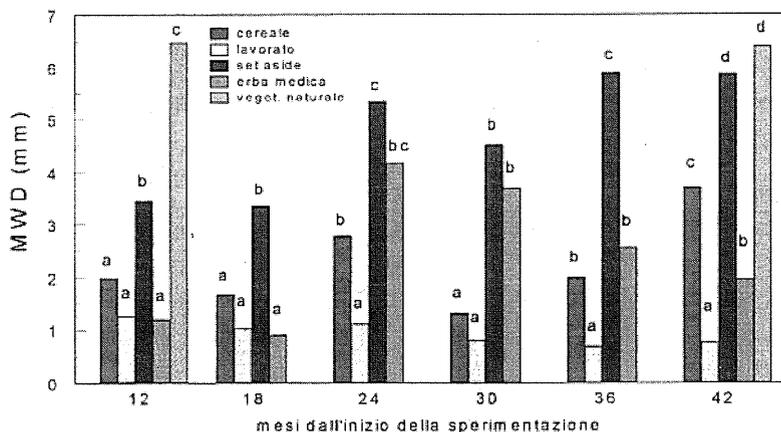


Dopo 6 e 12 mesi dall'applicazione del compost i campioni delle parcelle trattate presentavano valori dell'indice MWD significativamente più alti rispetto al controllo ($p \leq 0,05$). A distanza di 18 e 24 mesi l'effetto strutturante era ancora apprezzabile, pur non raggiungendo la significatività statistica.

Nella prova volta a valutare l'effetto dei sistemi colturali, i valori più elevati di stabilità si sono osservati nelle parcelle interessate da una vegetazione spontanea evolutasi naturalmente per oltre 20 anni (Fig. 2). La tesi a set aside ha mostrato valori dell'indice MWD significativamente migliori ($p \leq 0,05$) rispetto al cereale, per l'intera durata della sperimentazione. La gestione a set aside inoltre, ha fatto registrare valori di stabilità strutturale significativamente più alti per i primi 18 mesi nei confronti del prato di medica. Dopo la completa affermazione del prato gli indici non hanno mostrato differenze significative.

Figura 2

Effetto dei diversi sistemi colturali sulla dinamica della stabilità strutturale degli aggregati (metodo con inumidimento rapido; separazione delle medie effettuata per singola epoca con il test MDS, $p \leq 0,05$).



La gestione a set aside ha manifestato dopo soli 3 anni indici di stabilità pari a quelli dell'incolto naturale, a riprova dell'influenza positiva della sostanza organica, degli apparati radicali e dell'attività microbiologica sulla stabilità strutturale degli aggregati (Figura 2).

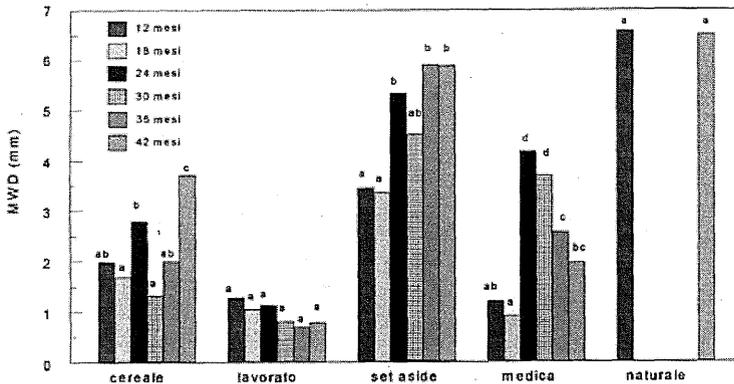
Alla luce di questi risultati tale modello di gestione sembra proponibile nelle aree marginali dell'Italia Centromeridionale al fine di limitare i processi di degradazione del suolo e favorire la stabilizzazione dei versanti (Chisci et al., 1991).

Interessante è risultata la dinamica della stabilità della struttura nelle tesi a cereale ed erba medica. Dal secondo anno queste tesi hanno presentato valori di stabilità significativamente più alti rispetto al lavorato continuo e i campioni di suolo delle parcelle a erba medica hanno raggiunto valori di MWD paragonabili a quelli delle tesi a arbusti pascolabili (Figura 2).

Dopo 3 anni, seguendo la pratica agronomica della zona, è stato effettuato l'avvicendamento fra coltura foraggera e cereale; a pochi mesi dalla semina la stabilità degli aggregati delle parcelle a grano è risultata significativamente più elevata rispetto a quanto riscontrato per la stessa tesi nelle due stagioni precedenti, facendo supporre un effetto positivo della rotazione colturale su questo parametro fisico (Figura 3).

Figura 3

Effetto dei diversi sistemi colturali sulla dinamica della stabilità strutturale degli aggregati (metodo con inumidimento rapido; separazione delle medie effettuata per singola tesi con il test MDS, $p \leq 0,05$).



L'esame degli indici MWD (Tabella 3), consente di fare alcune ulteriori considerazioni.

L'aggiunta di compost ha determinato un notevole miglioramento della stabilità degli aggregati, con entrambi i metodi di analisi. Ciò testimonia l'effetto positivo della sostanza organica su questa caratteristica fisica del suolo (Khaleel et al., 1981; Ekwue, 1990). Comunque, la percentuale di aumento della stabilità risulterebbe inferiore a quanto osservato a Vicarello, a causa di una diversa mineralogia del suolo (Bazzoffi et al., 1995).

Tabella 3

Variatione della stabilità strutturale in funzione dei trattamenti (valori medi riferiti all'intera durata delle prove; *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$)

metodo di inumidimento	compost vs. controllo	lavorato vs. cereale	erba medica vs. cereale	set aside vs. cereale	veg. naturale vs. cereale
rapido	+ 58% ***	- 58% **	+ 8% n.s.	+ 211% ***	+ 288% ***
capillare	+ 28% ***	- 18% *	- 5% n.s.	+ 123% ***	+ 133% ***

Il confronto fra gli indici di stabilità relativi ai diversi sistemi colturali ha evidenziato la forte riduzione della stabilità di struttura causata dalla lavorazione continua (Tabella 3), secondo un trend costante.

Sebbene la comparazione delle medie non abbia raggiunto la significatività statistica, appare comunque evidente come tale decadimento sia avvenuto principalmente dopo circa 30 mesi dalla prima lavorazione (Figura 3).

Le tesi a set aside e con vegetazione spontanea hanno messo in risalto una forte valenza conservativa nei confronti della struttura del suolo, con incrementi medi dell'indice MWD rispettivamente del 211% e del 288% rispetto al cereale (Tabella 3). Tali risultati sono stati ottenuti con il metodo ad inumidimento rapido degli aggregati; pertanto l'effetto stabilizzante di queste gestioni conservative risulta ampiamente dimostrato.

Il miglioramento della stabilità, seppur consistente, indotto dall'aggiunta del compost, non raggiunge quello delle gestioni arbustive; ciò fa supporre che oltre all'effetto della sostanza organica siano determinanti le azioni di natura fisico-meccanica e chimica operate dal capillizio radicale, almeno relativamente allo strato superficiale del suolo.

Conclusioni

La necessità di conservare la risorsa suolo contro i rischi a cui è soggetta, sia a causa dell'intensificazione colturale nelle aree di pregio che dell'abbandono nelle aree marginali, dovrebbe essere una delle esigenze prioritarie nell'ambito di politiche agricole volte a favorire la sostenibilità ambientale dell'attività agricola.

La struttura del suolo, per il suo ruolo di primaria importanza nel determinare la fertilità fisica, deve essere salvaguardata, prevenendo o ponendo rimedio ai fenomeni responsabili della sua degradazione.

Nelle condizioni studiate si è rilevato che le rotazioni hanno un effetto positivo nel mantenere e migliorare le caratteristiche di stabilità strutturale, mentre le lavorazioni frequenti, tipiche delle gestioni ad alto input agrotecnico, provocano in molti suoli un peggioramento progressivo delle condizioni di fertilità fisica. Questo aspetto è quindi da considerare con attenzione nelle situazioni in cui si attuano questi modelli gestionali, valutando la possibilità di ricorrere a tecniche agronomiche alternative per la lotta alle infestanti, per l'interramento dei concimi ed il controllo della competizione idrica e nutrizionale.

L'utilizzazione di biomasse ottenute da rifiuti urbani, allo scopo di aumentare la dotazione di sostanza organica dei suoli, ha mostrato un

effetto positivo sulla struttura, anche se per un periodo di tempo piuttosto limitato e di entità inferiore a quanto riscontrato attraverso modelli gestionali con elevata valenza di ricostituzione ambientale (set aside arbustivo).

Gli indici di stabilità di struttura utilizzati nella prova risultano in grado di evidenziare in maniera soddisfacente le differenze, anche lievi, dovute ai trattamenti, consentendo di monitorizzare la dinamica di questo parametro fisico e facendo intravedere un loro possibile utilizzo all'interno di modelli deterministici per la previsione dell'erosione.

Bibliografia

- BAZZOFFI P., CHISCI G. 1995. Fruttiviteicoltura di collina, limitazione dell'erosione e dell'inquinamento. Rischi idrologici ed erosivi. *Agricoltura*, (10), 34-36.
- BAZZOFFI P., MBAGWU J.S.C., CHUKWU W.J.E. 1995. Statistical models for predicting aggregate stability from intrinsic soil components. *Intern. Agrophysics*, 9, 1-9.
- BRYAN R.B., GOVERS G., POESEN J. 1989. The concept of soil erodibility and some problems of assessment and application. *Catena*, 16, 393-412.
- CHISCI G., BAZZOFFI P., MBAGWU J.S.C. 1989. Comparison of aggregate stability indices for soil classification and assessment of soil management practices. *Soil Technology*, 2, 113-133.
- CHISCI G., STRINGI L., MARTINEZ V., AMATO G., GRISTINA L. 1991. Ruolo degli arbusti foraggeri nell'ambiente semi-arido siciliano. 2. Funzione protettiva contro l'erosione idrometeorica. *Rivista di Agronomia*, 25, 332-340.
- DELOGU F., LULLI L. 1982. Nota pedologica su cinque piccoli bacini idrografici sperimentali della Valdera (Pisa). *Annali dell'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo*, 15, 141-155.
- DEXTER A.R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 11, 199-238.
- EKWUE E.I. 1990. Effect of organic matter on splash detachment and the process involved. *Earth Surface Processes and Landforms*, 15, 175-181.
- EL-SWAIFY S.A., DANGLER E.W. 1977. Erodibility of selected tropical soils in relation to structural and hydrologic parameters. In: *Soil Erosion: Prediction and Control*. (ed. Soil Cons. Soc. Am., Spec. Pub. 21), 105-114.
- FELTON G.K. 1995. Temporal variation of soil hydraulic properties on urban amended mine soils. *Transaction of the ASAE*, 38, 775-782.
- GUERRA A. 1994. The effect of organic matter content on soil erosion in simulated rainfall experiment in W. Sussex, UK. *Soil Use and Management*, 10, 60-64.
- HAYNES R.J. 1993. Effect of sample pretreatment on aggregate stability measured by wet sieving or turbidimetry on soils of different cropping history. *Journal of Soil Science*, 44, 261-270.
- JANNONE R., FERRARI G., RODOLFI G. 1984. Applicazione del metodo pedogeomorfico N.U.L.M. alla cartografia di dettaglio dei suoli nel centro sperimentale di Fagna. *Annali Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo di Firenze*, 15, 53-80.
- KHALEEL R., REDDY K.R., OVERCASH M.R. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste application: a review. *Journal of Environmental Quality*, 10, 133-141.
- KIRKBY M.J. 1980. The problem. In: *Soil Erosion* (eds M.J. Kirkby, R.P.C. Morgan), pp. 1-16. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, UK.

- MACRAE R.J., MEHUYS G.R. 1985. The effect of green manuring on the physical properties of temperate-area soils. In: *Advances in Soil Science* (ed B.A. Stewart), pp. 71-94. Springer-Verlag, New York, USA.
- NORTON L.D., SCHROEDER S.L., MOLDENHAUER W.C. 1986. Differences in surface crusting and soil loss as affected by tillage methods. In: *Assessment of surface sealing and crusting* (eds F. Callebaut, D. Gabriels and M. De Boodt), pp. 64-71. Flanders Research Centre for Soil Erosion and Soil Conservation, Ghent, Belgium.
- PAGLIAI M., BILDOM E.B.A., LEDIN S. 1983. Changes in surface structure (crusting) after application of sewage sludges and pig slurry to cultivated soils in northern Italy. *Geoderma*, **30**, 35-53
- POESEN J. 1981. Rainwash experiments on the erodibility of loose sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, **6**, 285-307.
- POESEN J., GOVERS G. 1986. A field-scale study of surface sealing and compaction on loam and sandy soils. 2: Impact of soil surface sealing and compaction on water erosion processes. In: *Assessment of surface sealing and crusting* (eds F. Callebaut, D. Gabriels and M. De Boodt), pp. 183-193. Flanders Research Centre for Soil Erosion and Soil Conservation, Ghent, Belgium.
- TRUMAN C.C., BRADFORD J.M. 1990. Effect of antecedent soil moisture on slash detachment under simulated rainfall. *Soil Science*, **150**, 787-798.
- VAN BAVEL C.H.M. 1949. Meanweight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **14**, 20-23.
- WATTS C.W., DEXTER A.R., LONGSTAFF D.J. 1996. An assessment of the vulnerability of soil structure to destabilisation during tillage. 2. Field trials. *Soil & Tillage Research*, **37**, 175-190.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. *USDA, Handbook n. 537*.

Contributi

- Pellegrini S.: elaborazione dati e analisi di laboratorio.
- Bazzoffi P.: impostazione delle ricerche e elaborazione dati.
- Natarelli L., Rocchini A., Vignozzi N.: analisi di laboratorio.
- Morandi M.: contributo ai rilievi in campo.

1971

STUDIO DELLA QUALITÀ DEI SUOLI DEL SISTEMA "PISCINE" NELLA TENUTA PRESIDENZIALE DI CASTELPORZIANO ()*

P. Scandella, F. Fricano, G. Mecella, N. Di Blasi., D. Cennamo,
R. Palluzzi

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante

Introduzione

Scopo dello studio è la conoscenza delle caratteristiche idropedologiche dei suoli, che regolano la presenza e l'evoluzione nel tempo degli invasi naturali denominati "piscine" presenti nella Tenuta di Castelporziano. A tal fine lo studio si è focalizzato sull'analisi dettagliata delle caratteristiche idropedologiche che condizionano la presenza o meno dell'acqua nei suoli. Essi fungono da supporto a tali invasi e, in quanto corpi naturali con ben determinate caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche, ne condizionano l'esistenza e quindi l'evoluzione.

Materiali e metodi

In questa prima fase dello studio sono state prese in considerazione piscine caratterizzate da suoli aventi come substrato pedogenetico sia la formazione Olocenica, denominata in letteratura Duna Recente (Udipsamment aquico), prevalentemente costituita da sabbie eoliche fini grigio-giallastre, sia la formazione più estesa territorialmente nell'ambito della Tenuta, di età Pleistocenica, nota come Duna Antica (Paleudalfs) e costituita da sabbie quarzose, che vanno da fini a grossolane, ricche in minerali vulcanici provenienti dal disfacimento dei contigui affioramenti e sede del maggior numero di piscine (Arnoldus et al., 1991; Gisotti e Collamarini, 1982; Ventriglia, 1990; Servizio Protezione Civile, 1986).

Su 20 piscine distribuite in tutta l'area della Tenuta, sia temporanee che permanenti, sono stati prelevati campioni di suolo al limite delle piscine vere e proprie e nei dintorni delle stesse, sempre comunque all'interno del bacino di raccolta delle acque meteoriche.

Il confronto tra le caratteristiche chimiche e fisiche dei profili interni e di quelli esterni ha permesso, in prima approssimazione, di formulare ipotesi sul sistema di raccolta e di convogliamento delle acque meteoriche e di falda da parte del bacino nelle piscine e sulla conseguente situazione idropedologica, che consente la permanenza per periodi più o meno lunghi delle acque nell'invaso.

Sui campioni prelevati dai vari orizzonti, generalmente fino ad una profondità media di 80-100 cm, sono state eseguite le analisi idropedologiche necessarie a definire i movimenti d'acqua in seno al terreno (Romano e Mecella, 1982; U.S.D.A., 1951).

Le prove idropedologiche di campo, eseguite con l'infiltrometro a doppio cilindro, per la misura della permeabilità verticale superficiale e con il permeometro di Guelph, per la permeabilità profonda, hanno dato risultati non sufficientemente rappresentativi, in quanto la permeabilità superficiale è troppo condizionata dal rimescolamento dell'orizzonte superficiale a causa del "rooting" degli animali della Tenuta, cinghiali in particolare, e quella profonda è stata inficiata dall'esiguo spessore degli orizzonti impermeabili. In tal senso i valori di permeabilità degli orizzonti sono stati valutati sulla base dei risultati della conducibilità idraulica effettuata in laboratorio.

Risultati e discussione

L'elaborazione dei dati ricavati dalle analisi dei campioni di terreno prelevati nei profili delle differenti piscine, sia temporanee che permanenti, ha permesso di riconoscere nell'evoluzione delle stesse due principali tipologie, legate ad un diverso sistema di alimentazione, raccolta e permanenza delle acque nell'invaso. Una tipologia riguarda le piscine ubicate nell'area centro-settentrionale della Tenuta e caratterizzate da un substrato pedogenetico costituito dalla formazione Duna Antica; la seconda tipologia riguarda quegli invasi che insistono sulla formazione Duna Recente, che interessa invece la fascia costiera della Tenuta.

Nelle Figure 1 e 3 sono riportati grafici esemplificativi relativi a due piscine che costituiscono un chiaro esempio dei due sistemi riconosciuti: la piscina T16 ubicata nella zona centrale della Tenuta, sui terreni della Duna Antica e la T29 (Piscina Pozzo Napoliello), il cui substrato pedogenetico è quello della Duna Recente.

Sotto il profilo analitico sono state prese in considerazione la conducibilità idraulica, in quanto espressione della permeabilità, nonché la composizione granulometrica e la ESP, in quanto parametri che maggiormente condizionano la permeabilità del sistema.

Come si può osservare dal grafico relativo alla piscina T16.1 l'elevata percentuale in argilla determina fin dal secondo orizzonte (30-55 cm) una impermeabilizzazione del sistema, come evidenziato anche dall'andamento delle curve relative alla conducibilità idraulica, che passa da 20 a 3 mm/h ed alla ESP, che invece aumenta gradualmente con la profondità, passando da valori di 2,1 a 7,7%. L'influenza che il sodio di scambio ha sulla permeabilità è da collegare alla deflocculazione dei colloidali argillo-umici, che un eccesso di concentrazione di tale elemento comporta.

Confrontando tali dati con quelli relativi alla piscina T29 (Pozzo Napoliello) ubicata a sud della Tenuta, si evidenzia una composizione granulometrica con netta prevalenza della frazione sabbiosa (circa 80%) in tutti gli orizzonti investigati, che determina una permeabilità dei terreni decisamente elevata, con valori da 110 a 450 mm/h. Per quanto concerne i primi orizzonti, la permeabilità viene condizionata dalla presenza di sodio di scambio lisciviato dalla superficie del suolo, dove si deposita ad opera dell'aerosol marino.

Dall'esame dei dati analitici relativi alle 20 piscine in studio si evidenzia che le caratteristiche chimiche dei suoli appaiono fortemente influenzate dal substrato pedogenetico, facendo così individuare due sistemi distinti di suoli e quindi di piscine. La prima tipologia denominata "Sistema della Duna Recente", è caratterizzata da suoli sabbiosi, calciosaturi, permeabili e quindi poco idonei alla formazione di orizzonti idromorfi: in questi suoli l'esistenza delle piscine è da mettere in relazione alla presenza di una falda sottosuperficiale, il cui affioramento in superficie in corrispondenza di depressioni morfologiche ne sostiene appunto l'alimentazione.

La seconda tipologia, chiamata "Sistema della Duna Antica", è invece costituita da suoli argillosi, di reazione acida, con un grado di saturazione basica basso, una percentuale di sodio di scambio spesso elevata e con permeabilità molto bassa e quindi idonea alla formazione di orizzonti di pochi centimetri di spessore, dal tipico aspetto idromorfo, caratterizzati da screziature grigie ed a bande azzurro-verdastre tipiche di ambienti riducenti: in questi suoli l'esistenza delle piscine è assicurata dalla presenza di questi orizzonti impermeabili, che fungono da acquiclude e garantiscono così la permanenza dell'acqua nell'invaso, anche per lunghi periodi.

Figura 1

Composizione granulometrica, conducibilità idraulica ed ESP del profilo relativo all'invaso della piscina T16

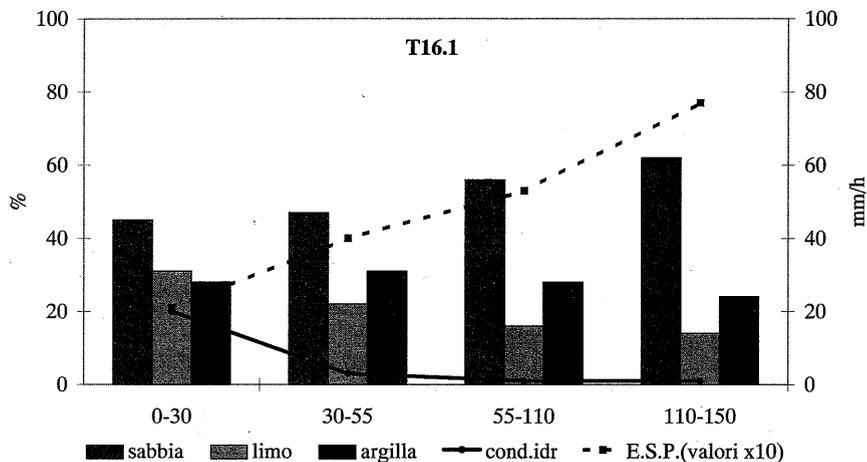
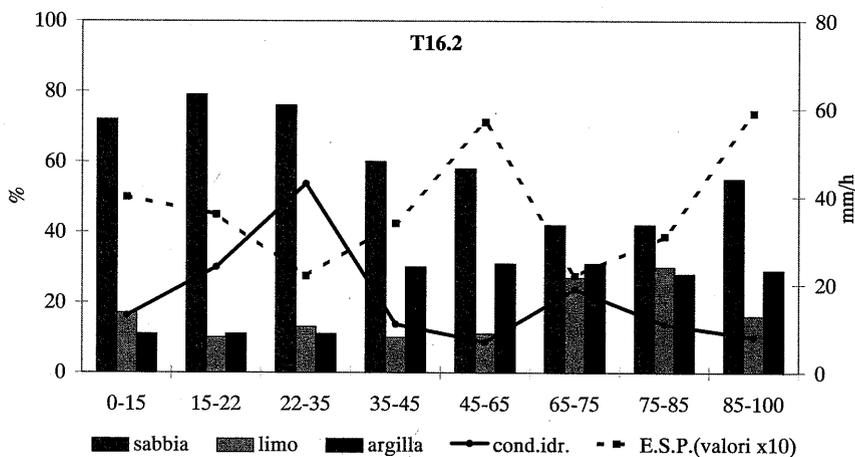


Figura 2

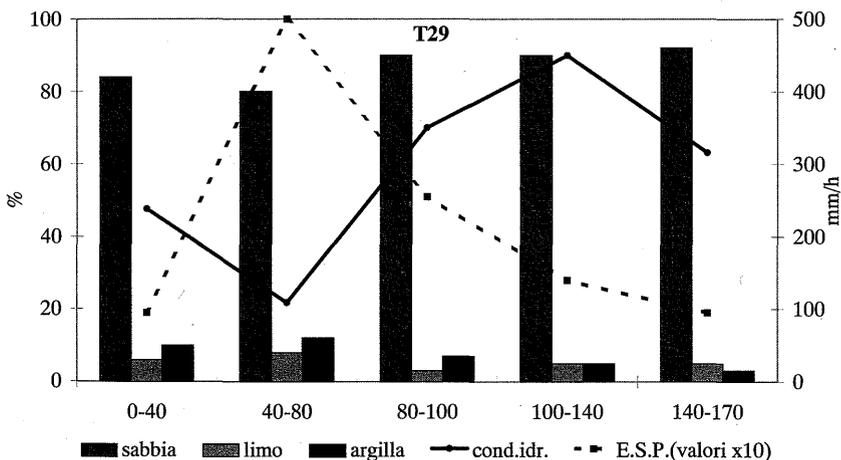
Composizione granulometrica, conducibilità idraulica ed ESP del profilo relativo al bacino della piscina T16



Per quanto concerne il sistema di alimentazione e permanenza dell'acqua in queste piscine, un approfondimento dell'analisi dei dati ha evidenziato un sistema più complesso. Infatti prendendo in considerazione i due profili relativi alla piscina T16 (Figg. 1 e 2), di cui uno all'interno del vero e proprio invaso della piscina (T16.1) ed uno esterno ad esso (T16.2), ma situato sempre dentro il bacino di raccolta delle acque, si osserva una netta differenza nelle caratteristiche fisiche e chimiche. Analizzando i medesimi parametri, conducibilità idraulica, composizione granulometrica ed ESP relativi al sondaggio T16.2 fuori piscina, l'andamento dei valori evidenzia la presenza di tre orizzonti (0-15; 15-22; 22-35 cm) in cui prevale nettamente la frazione sabbiosa (circa 80%), per poi passare, in corrispondenza dell'orizzonte di accumulo tra i 40-60 cm, ad una composizione più argillosa. Questo orizzonte di illuviazione è messo chiaramente in evidenza dall'andamento della conducibilità idraulica, che aumenta nei primi tre orizzonti per ridiscendere in concomitanza dell'orizzonte di accumulo. La curva del sodio di scambio conferma l'andamento della conducibilità idraulica.

Figura 3

Composizione granulometrica, conducibilità idraulica ed ESP
del profilo relativo alla piscina T29



Si delinea quindi l'esistenza di un bacino di raccolta nell'intorno dell'invaso della piscina caratterizzato da suoli superficiali sabbiosi a media permeabilità con caratteristiche tipiche dei suoli lisciviati, a cui seguono orizzonti di accumulo di argilla illuviata a bassa permeabilità. Questo sistema consente all'acqua di infiltrarsi nel suolo attraverso gli orizzonti sabbiosi e, una volta raggiunto lo strato di argilla illuviata decisamente meno permeabile, di muoversi lateralmente fino all'invaso, nel quale a causa delle elevate percentuali di argilla, i fenomeni di idrosaturazione determinano l'accumulo di acqua in superficie.

Conclusioni

Dallo studio eseguito sulle piscine della Tenuta si evidenzia come le analisi di laboratorio delle caratteristiche chimiche e fisiche dei suoli siano state di ausilio per una migliore comprensione dei movimenti dell'acqua nel suolo e quindi per l'individuazione delle diverse modalità di "funzionamento" del sistema piscine. Tali dati hanno evidenziato come i suoli rilevati siano fortemente influenzati dal substrato pedogenetico (Duna Antica e Duna Recente), e come quest'ultimo abbia influito sul sistema di alimentazione e di permanenza nel tempo dell'acqua nelle piscine.

In effetti le piscine site sui terreni della Duna Recente, caratterizzanti la fascia costiera della Tenuta, presentano caratteristiche tessiturali e chimiche che li rendono poco idonei alla formazione di orizzonti idromorfi, per cui l'esistenza delle piscine in quest'area è legata all'affioramento della falda in superficie, in zone topograficamente più depresse, e la presenza o meno di acqua negli invasi dipende dalle oscillazioni stagionali della superficie piezometrica (Figura 4).

Per quello che concerne il sistema individuato nei terreni della Duna Antica, il fenomeno risulta più complesso. I profili analizzati hanno messo in evidenza un duplice sistema: uno relativo all'invaso vero e proprio, nel quale le caratteristiche genetiche del suolo ne determinano l'impermeabilità, accentuata inoltre dalla deposizione di particelle a granulometria molto fine trasportate per erosione superficiale delle aree circostanti; l'altro legato al bacino di raccolta, in cui la permeabilità degli orizzonti superficiali permette l'infiltrazione di acqua nel suolo dove, raggiunto lo strato meno permeabile si muove lateralmente fino a raggiungere la depressione costituita dall'invaso vero e proprio, in cui i fenomeni di idrosaturazione si trasformano in acqua superficiale (Figura 5). In tale sistema, dunque, l'accumulo di acqua meteorica nell'invaso risulta assicurata dalla presenza nel profilo di livelli impermeabili, mentre le oscillazioni stagionali risultano condizionate sia dall'entità delle precipitazioni che dall'ampiezza del bacino di raccolta.

Figura 4

Sistema delle piscine della Duna Recente

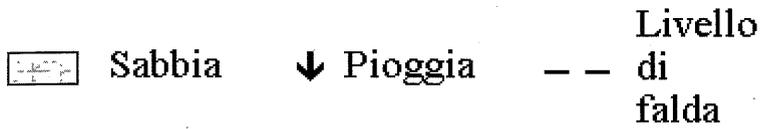
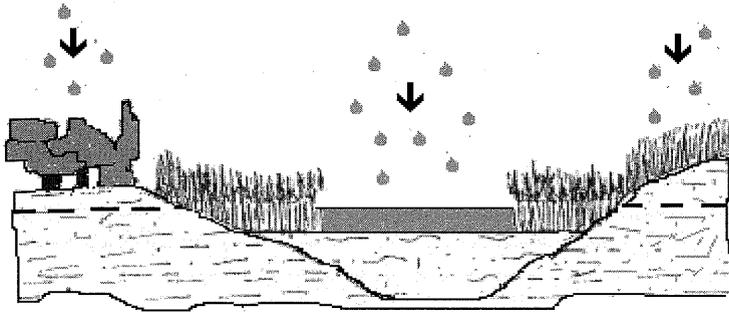
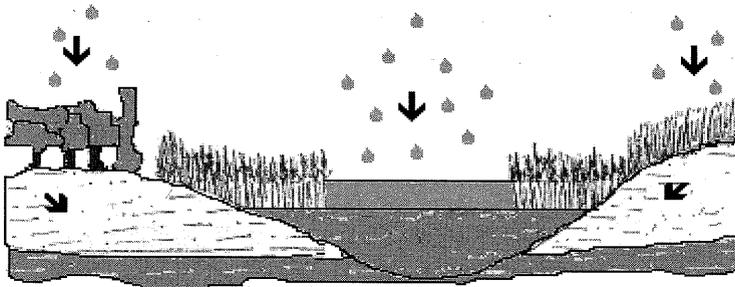


Figura 5

Sistema delle piscine della Duna Antica



Bibliografia

- ARNOLDUS A., ANSELMINI B., CATALANO F., MILLI S., ZARLENGA F. (1991). *Analisi Paleoambientale dei depositi (Duna rossa) contenenti Industria Musteriana e affioranti nell' Area di Castelporziano - Pomezia (Roma)*. ENEA Com. Naz. Ricerca e Sviluppo Energia Nucleare ed Energie Alternative - Area energia, ambiente e salute.
- GISOTTI G., COLLAMARINI D. (1982). *Suolo e vegetazione nella Tenuta di Castelporziano*. Genio Rurale, anno XLV, n. 9.
- Romano E., Mecella G., (1982). *Guida pratica per il rilevamento delle caratteristiche pedoagronomiche dei terreni*. Supplemento Annali I.S.N.P. - Roma.
- VENTRIGLIA U. (1990). *Idrogeologia della Provincia di Roma. III volume - Regione vulcanica dei Colli Albani*. Amministrazione Provinciale di Roma. Assessorato LL.PP. Viabilità e Trasporti.
- SERVIZIO PROTEZIONE CIVILE (1986). *Indagine idrogeologica in località Valle del Renaro e Villa Presidenziale all'interno della Tenuta di Castelporziano*. Provincia di Roma - Assessorato alla Protezione Civile.
- U.S.D.A. (1951). *Soil Survey Manual*. Handbook n. 18. Soil Survey Staff, Washington.

Note

Si ringrazia la Tenuta Presidenziale di Castelporziano per aver consentito alla pubblicazione dei dati rilevati nella Tenuta stessa.

IMPATTO DI DIVERSE MODALITÀ DI GESTIONE DEL VIGNETO SULLE QUALITÀ FISICHE DI DUE TIPI DI SUOLO¹

Nadia Vignozzi, Sergio Pellegrini, Marcello Pagliai ²

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

Riassunto

È stato valutato l'impatto di differenti modalità di gestione del vigneto - lavorazione con ripper, inerbimento naturale, inerbimento controllato con *Bromus*, con *Lolium*+*Festuca*, con Trifoglio - sulle qualità fisiche di due suoli (franco argilloso e franco limoso argilloso), quantificate attraverso la caratterizzazione del sistema dei pori mediante analisi di immagine su sezioni sottili preparate da campioni indisturbati di terreno, e la determinazione della stabilità strutturale.

I risultati hanno evidenziato che i valori di porosità e la distribuzione dimensionale dei pori, nei due suoli, non mostrano rilevanti differenze fra le varie tesi. Nei terreni lavorati appariva evidente la formazione di croste superficiali rispetto a quelli inerbiti aumentando così i rischi erosivi. Per quanto concerne la stabilità strutturale si sono riscontrate invece differenze di comportamento fra i due tipi di suolo.

Introduzione

Fra i principali fattori di degradazione ambientale vi è senza dubbio l'erosione del suolo, la quale assume dimensioni preoccupanti con l'intensificarsi dei metodi di coltivazione. La necessità di prevenire fenomeni di degradazione strutturale e di ridurre i rischi erosivi ha stimolato la messa a punto di tecniche colturali e modelli di gestione del suolo "più semplificati", al fine di ridurre, non solo gli input energetici, ma anche l'impatto ambientale.

Molti degli esperimenti riportati nella letteratura nazionale ed internazionale degli ultimi anni, hanno dimostrato come, generalmente, le tecniche colturali alternative alla lavorazione tradizionale migliorino le qualità fisiche del terreno (Auerswald et al., 1994; Pagliai et al., 1995). Questi risultati positivi dipendono molto, comunque, dal tipo di suolo. A questo proposito sarebbe interessante valutare per ogni ambiente pedologico quali fra le diverse tecniche di gestione alternative rispondono in maniera migliore all'esigenza, sempre più sentita, di avere una agricoltura moderna sostenibile, che persegua cioè non solo ed esclusivamente l'obiettivo produttivo, ma anche quello di protezione dell'ambiente.

Ciò è tanto più importante nelle zone declivi ove i suoli sono più vulnerabili ai fenomeni degradativi. Il vigneto, anche per la sua diffusione in ambienti collinari, è senz'altro una delle colture più studiate al fine di individuare tecniche colturali alternative rispetto alla lavorazione tradizionale.

Lo scopo di questo lavoro è, appunto, quello di valutare l'adattabilità di due tipi di suolo investiti a vigneto all'adozione di diversi modelli di gestione, attraverso la caratterizzazione delle condizioni strutturali del terreno mediante le misure di porosità, con l'ausilio dell'analisi di immagine su sezioni sottili di campioni indisturbati di suolo, e la stabilità degli aggregati.

Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta, nell'ambito del progetto "Chianti Classico 2000", in due vigneti sperimentali denominati "Lilliano" e "Albola 2", situati rispettivamente nei comuni di Castellina in Chianti e Radda in Chianti.

Nei due campi, caratterizzati da diversi tipi di terreno, il primo franco argilloso ed il secondo franco limoso argilloso, è in corso dal 1994 una sperimentazione volta a valutare gli effetti di diverse modalità di gestione del vigneto - lavorazione con ripper, inerbimento naturale, inerbimento controllato con Bromus, con Lolium+Festuca, con Trifoglio - sulla qualità delle uve e dal 1996 sulle qualità fisiche del suolo, legate, queste ultime, ai rischi di erosione ed alla protezione dell'ambiente. L'esperimento è stato programmato con sei ripetizioni per tesi.

Per le misure di porosità campioni indisturbati di terreno sono stati prelevati nello strato superficiale (0-10 cm) delle parcelle dei due suoli all'inizio di settembre.

I campioni sono stati essiccati seguendo il metodo che prevede la sostituzione dell'acqua con l'acetone (Murphy, 1986) e impregnati sotto vuoto con una resina poliestere; una volta induriti, da ognuno di questi campioni è stata preparata una sezione sottile, verticalmente orientata, delle dimensioni di 6x7 cm e dello spessore di 20-25 μm (Murphy, 1986).

Le sezioni sottili sono state poi fotografate seguendo una procedura descritta da Pagliai et al. (1984) per differenziare i pori dai granuli di quarzo e rendere possibile l'analisi di immagine, basata sull'individuazione di vari livelli di grigio su una scala di 256 intervalli. Queste foto, che ricoprivano un'area di 4,5x5,5 cm^2 sulla sezione onde evitare possibili alterazioni sui bordi, sono state esaminate mediante un analizzatore di immagine usando il software PC-IMAGE, prodotto dalla "Foster Findlay Associates" (Londra), per le misure di porosità. I pori sono stati caratterizzati secondo la loro forma (espressa dal seguente fattore di forma: $\text{perimetro}^2/(4\pi \cdot \text{area})$), e divisi in tre gruppi morfologici: pori più o meno regolari (fattore di forma 1-2); pori irregolari (fattore di forma 2-5); pori allungati (fattore di forma >5). I pori di ciascun gruppo sono stati poi ulteriormente suddivisi in classi dimensionali secondo il loro diametro equivalente per i regolari e irregolari e secondo la loro larghezza per quelli allungati (Pagliai et al., 1983, 1984). Le sezioni sono state anche esaminate al microscopio polarizzatore Zeiss R POL a 25 ingrandimenti per le osservazioni micromorfologiche.

L'indice di stabilità di struttura è stato determinato sulla frazione 1-2 mm di campioni di terreno prelevati nello strato superficiale (0-10 cm), seguendo il metodo a determinazione unica con depurazione dalla sabbia ed oscillazione verticale. L'indice di stabilità di struttura è quello adottato da Cavazza (1981) ed è definito dall'espressione $(C-D/A+B-D) \cdot 100$, dove A è il peso degli aggregati all'inizio della determinazione, C il peso degli aggregati rimasti dopo 30' di oscillazione raccolti, mediante getto di acqua distillata, dal cestello in una capsula di vetro ed essiccati in stufa a 105°C, B il peso della capsula di vetro, D il peso della sabbia. Ogni determinazione è stata effettuata in triplo.

Risultati e discussione

I risultati hanno evidenziato che la porosità nei due suoli generalmente non mostrava differenze significative fra la lavorazione e l'inerbimento (Tabella 1), ciò indica che in questi tipi di suolo sono sufficienti pochi cicli di inumidimento-essiccamento per annullare l'effetto delle lavorazioni.

Anche l'analisi del sistema dei pori non ha mostrato rilevanti

differenze nella distribuzione dimensionale dei pori fra le diverse tesi, in entrambi i tipi di suolo (Figure 1 e 2). Tale caratterizzazione dei pori in base alla loro forma e dimensione consente una valutazione delle qualità del suolo perchè, ad esempio, la crescita delle radici e i movimenti dell'acqua dipendono proprio da queste caratteristiche dei pori. Secondo Greenland (1977) i pori allungati compresi fra 50 e 500 μm , detti di "trasmissione", sono i più importanti per i flussi idrici ed è stato dimostrato che la grande massa degli apparati radicali si sviluppa in questi pori (Pagliai e De Nobili, 1993). I risultati dei suoli in esame evidenziano, in genere, che i pori allungati di trasmissione costituiscono la parte preponderante della porosità e di conseguenza sono indice di buone qualità strutturali dei suoli.

Tabella 1

Effetto di differenti tipi di tecniche colturali sulla porosità del terreno espressa come percentuale di area occupata dai pori maggiori di 50 μm per sezione sottile (media di 6 ripetizioni):

a) suolo franco argilloso; b) suolo franco limoso argilloso

	<i>PORI</i>			<i>POROSITÀ</i>
	<i>regolari</i>	<i>irregolari</i>	<i>allungati</i>	<i>Totale</i>
a)				
Lavorazione con ripper	3,5 a	3,6 a	7,9 a	15,0 a
Inerbimento naturale	3,2 a	3,4 a	5,2 ab	11,8 ab
Bromus	2,6 a	3,2 a	6,6 a	12,4 a
Lolium+Festuca	3,1 a	3,9 a	6,8 a	13,8 a
Trifoglio	2,6 a	3,6 a	3,5 b	9,7 b
b)				
Lavorazione con ripper	2,1 a	3,7 a	9,8 a	15,6 a
Inerbimento naturale	1,9 a	2,9 a	8,6 a	13,4 ab
Bromus	2,6 a	4,3 a	9,1 a	16,0 a
Lolium+Festuca	1,9 a	2,5 a	10,8 a	15,2 a
Trifoglio	1,9 a	2,6 a	5,5 b	10,0 b

(I valori seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente differenti secondo il test di Duncan al livello del 5%)

La discissura con ripper, adottata in sostituzione dell'aratura tradizionale, può spiegare i valori di porosità ottenuti, in quanto è stato dimostrato come questo tipo di lavorazione, in certi tipi di terreno, influenzi positivamente il sistema dei pori nel suo complesso (Pagliai et al., 1989; 1995).

Figura 1

Variazioni della distribuzione dimensionale dei pori, espressa come diametro equivalente per i pori regolari e irregolari e larghezza per i pori allungati, nel suolo franco argilloso

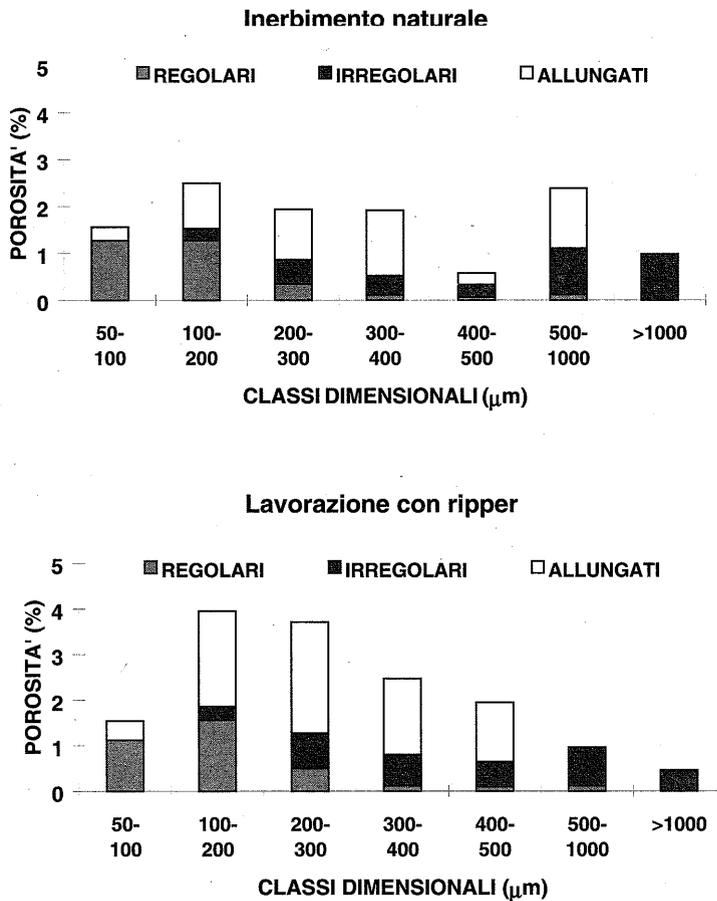
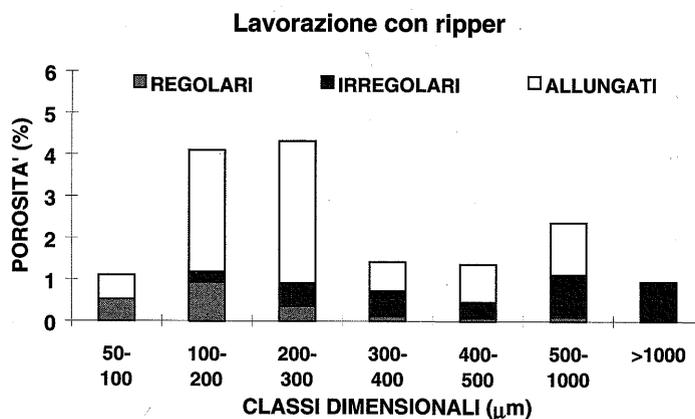
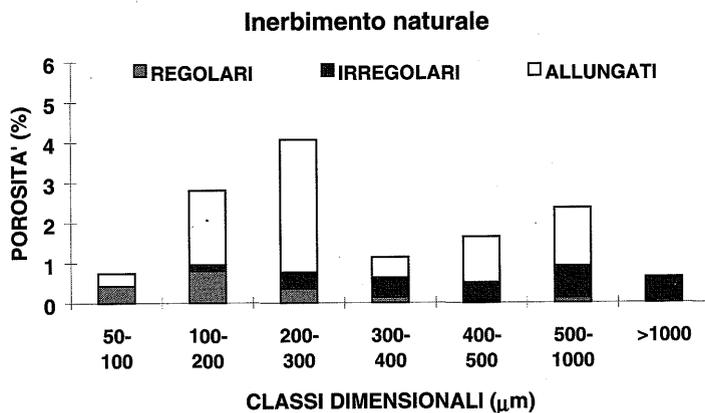


Figura 2

Variazioni della distribuzione dimensionale dei pori, espressa come diametro equivalente per i pori regolari e irregolari e larghezza per i pori allungati, nel suolo franco limoso argilloso

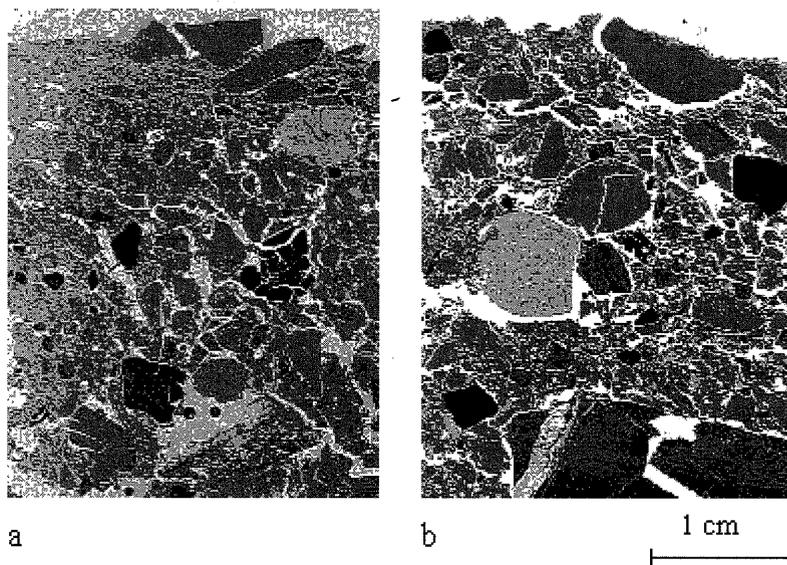


L'esame microscopico delle sezioni sottili ha rivelato alcune differenze fra i terreni lavorati e quelli inerbiti. Nei primi appariva evidente la formazione di croste superficiali con conseguente riduzione della continuità verticale dei pori, la quale poteva avere riflessi sull'infiltrazione dell'acqua, aumentando così i rischi erosivi (Fig. 3). Lo spessore della crosta è risultato comunque ridotto rispetto a quello che generalmente si ritrova nei terreni sottoposti a lavorazione tradizionale (Pagliai et al., 1995). Nello stra-

to immediatamente sottostante, come confermato dai valori di porosità ottenuti e soprattutto dalla distribuzione dimensionale dei pori, è stata riscontrata in tutte le tesi e in entrambi i tipi di suolo una buona struttura del terreno di tipo poliedrico sub-angolare.

Figura 3

Macrofotografie di sezioni sottili, verticalmente orientate, dello strato superficiale (0-6 cm) di un terreno franco limoso argilloso sottoposto a (a) discissura con ripper e (b) ad inerbimento naturale

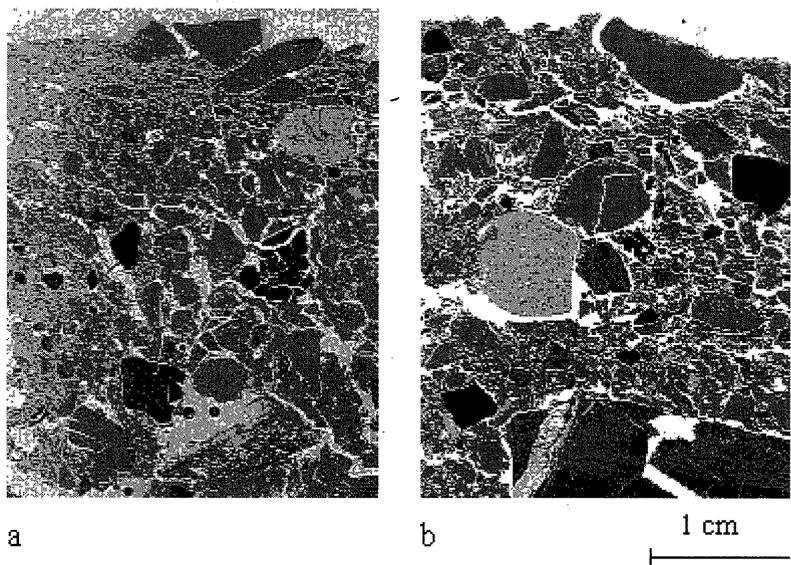


Per quanto concerne la stabilità strutturale si sono riscontrate differenze di comportamento fra i due tipi di suolo: in quello franco argilloso la più bassa stabilità strutturale si otteneva nel terreno lavorato e aumentava significativamente nel terreno inerbito, fino a raggiungere i massimi valori nell'inerbimento con trifoglio, mentre nel terreno franco limoso argilloso il bromus aumentava significativamente la stabilità strutturale (Figura 4).

to immediatamente sottostante, come confermato dai valori di porosità ottenuti e soprattutto dalla distribuzione dimensionale dei pori, è stata riscontrata in tutte le tesi e in entrambi i tipi di suolo una buona struttura del terreno di tipo poliedrico sub-angolare.

Figura 3

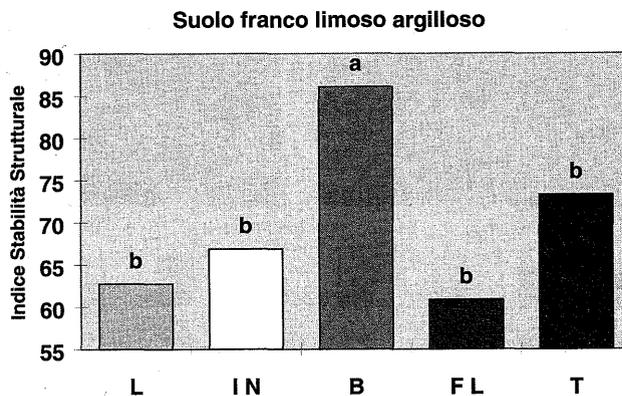
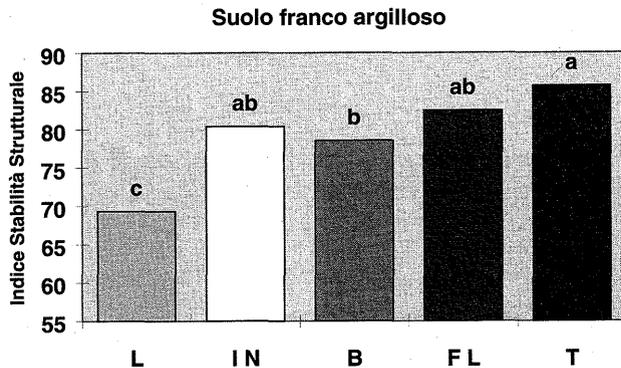
Macrofotografie di sezioni sottili, verticalmente orientate, dello strato superficiale (0-6 cm) di un terreno franco limoso argilloso sottoposto a (a) discissura con ripper e (b) ad inerbimento naturale



Per quanto concerne la stabilità strutturale si sono riscontrate differenze di comportamento fra i due tipi di suolo: in quello franco argilloso la più bassa stabilità strutturale si otteneva nel terreno lavorato e aumentava significativamente nel terreno inerbito, fino a raggiungere i massimi valori nell'inerbimento con trifoglio, mentre nel terreno franco limoso argilloso il bromus aumentava significativamente la stabilità strutturale (Figura 4).

Figura 4

Indice di stabilità strutturale nelle diverse tesi poste a confronto (L = Lavorazione; IN = Inerbimento naturale; B = Bromus; FL = Festuca + Lolium; T = Trifoglio).
(Le tesi contrassegnate dalla stessa lettera non sono significativamente differenti impiegando il test di Duncan al livello del 5%)



Conclusioni

Questi risultati necessitano, ovviamente, di ulteriori verifiche non tanto per gli effetti sul suolo, ma per le relazioni con gli andamenti climatici che si susseguono negli anni e che possono interagire con la produzione; tuttavia si può affermare che l'introduzione dell'inerbimento riduce i rischi di degradazione strutturale e di erosione. Questa azione si realizza

soprattutto grazie al miglioramento della stabilità di struttura, dovuto probabilmente ad un aumento della sostanza organica e ad una più intensa attività biologica, e con la protezione dall'azione battente delle piogge da parte della copertura vegetale, evitando così la formazione di croste superficiali.

L'adozione di tecniche di lavorazione alternative a quelle tradizionali, quale la discissura con ripper, rappresenta, quindi, un risultato positivo per il raggiungimento dell'obiettivo di compatibilità fra attività produttiva e protezione dell'ambiente verso il quale l'agricoltura moderna deve puntare con sempre maggior rigore. Se, tuttavia, come sembra (Ferrini et al., 1995), la funzione produttiva del vigneto non risulta penalizzata, l'inerbimento rappresenta sicuramente un ulteriore passo avanti verso tale obiettivo, soprattutto considerando la capacità di questa gestione del suolo di ridurre il rischio erosivo.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il Dott. S. Porcinai per la collaborazione e l'assistenza prestate, la Dott.ssa O. Grasselli per il contributo fornito nella messa a punto del piano dei rilievi in campo, il Sig. A. Rocchini per l'assistenza tecnica.

Bibliografia

- AUERSWALD K., MUTCHLER C.K. E MCGREGOR K.C. (1994). The influence of tillage-induced differences in surface moisture content on soil erosion. *Soil and Tillage Research*, 32, 41-50.
- CAVAZZA L. (1981). *Fisica del terreno Agrario*. UTET, Torino.
- FERRINI F., MATTII G.B., STORCHI P. (1995). Effects of various ground cover on berry and musts characteristics of Sangiovese wine grape in the Brunello di Montalcino area. *Acta Horticulturae*, 427, 29-35.
- GREENLAND D.J. (1977). Soil damage by intensive arable cultivation: temporary or permanent? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 281, 193-208.
- MURPHY C.P. (1986). *Thin section preparation of soil and sediments*. A B Academic Publishers, Herts, pp.149.
- PAGLIAI M., LA MARCA M. E LUCAMANTE G. (1983). Micromorphometric and micromorphological investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage. *J. Soil Sci.* 34, 391-403.
- PAGLIAI M., LA MARCA M., LUCAMANTE G. E GENOVESE L. (1984). Effects of zero and conventional tillage on the length and irregularity of elongated pores in a clay loam soil under viticulture. *Soil Tillage Res.* 4, 433-444.
- PAGLIAI M., PEZZAROSSA B., MAZZONCINI M., BONARI E. (1989). Effect of tillage on porosity and microstructure of a loam soil. *Soil Technology*, 2, 345-358.

PAGLIAI M., DE NOBILI M. (1993). Relationships between soil porosity, root development and soil enzyme activity in cultivated soils. *Geoderma*, 56, 243-256.

PAGLIAI M., RAGLIONE M., PANINI T., MALETTA M., LA MARCA M. (1995). The soil structure after ten years of conventional and minimum tillage of two Italian soils. *Soil and Tillage Research*, 34, 209-223.

Note

¹ Ricerca condotta nell'ambito del progetto "Chianti Classico 2000" in collaborazione con il Dipartimento di Coltivazione e Difesa delle Specie Legnose dell'Università degli Studi di Pisa

² L'impostazione, la discussione e la stesura del lavoro sono da attribuirsi in parti uguali ai tre autori

*EFFETTO DELLE TECNICHE DI GESTIONE
DEL VIGNETO SULL'ERODIBILITÀ
DEI SUOLI DEL TERZIARIO PIEMONTESE*

Ermanno Zanini, Riccardo Scalenghe, Nicoletta Alliani,
Bruno Biasiol

Riassunto

La ricerca ha considerato in un primo arco di un triennio le condizioni di diversa gestione possibile dell'inerbimento del vigneto come fattore esogeno d'instabilità e di rischio di erosione. In un appezzamento rappresentativo ed attrezzato sono stati valutati i parametri che più probabilmente potevano influenzare la stabilità degli aggregati degli orizzonti superficiali ed applicato un modello matematico in grado di ottimizzare la descrizione della dinamica strutturale e di fornire indici di fragilità degli aggregati di semplice determinazione ed interpretazione.

Premessa e scopo del lavoro

Nel Bacino Terziario Piemontese la viticoltura ha portato ad una pesante trasformazione del paesaggio e la pratica del diserbo totale ha talora prodotto gravi dissesti pedo-ambientali. Tra le principali cause di degrado va annoverato il ruscellamento superficiale che provoca la perdita dal suolo di soluti e di sedimenti sospesi originati dalla disgregazione delle unità strutturali degli orizzonti superficiali (Anderson, 1951; Chisci e Morgan, 1986; De Ploey, 1990). Il presente lavoro ha inteso quantificare la tendenza al degrado dei versanti coltivati a vite per mezzo della miglior definizione possibile della stabilità strutturale.

Materiali e metodi

La ricerca ha considerato in un primo arco di un triennio le condizioni di diversa gestione possibile dell'inerbimento del vigneto come fattore esogeno d'instabilità e di rischio di erosione. Ciò è stato fatto in un apprezzamento rappresentativo ed attrezzato valutando i parametri che più probabilmente potevano influenzare la stabilità degli aggregati degli orizzonti superficiali ed applicando un modello semplice adatto all'interpretazione ottimale di indici di fragilità degli aggregati.

La ricerca, iniziata nella primavera del 1994 e finanziata dalla Regione Piemonte, è stata svolta in un'azienda sita nell'area collinare del Piemonte sud-orientale (Centro Sperimentale Vitivinicolo Tenuta Cannona di Carpaneto, AL).

Metodo di analisi della stabilità strutturale e modellistica

Il metodo di analisi della stabilità strutturale può essere definito come "Yoder modificato" (1936) ed è già stato validato in ambienti appenninici (Zanini et al., 1995; Albertson et al., 1995) ed è in pratica un metodo di setacciatura a umido di aggregati sottoposti ad abrasione meccanica dopo lenta saturazione d'acqua non sotto vuoto (Kemper, 1965; Dikson, 1991; Haynes, 1993).

La distruzione meccanica degli aggregati a saturazione è fatta in parallelo su più sottocampioni di 10 g di aggregati tra 1 e 2 mm di diametro, saturati lentamente a basso sotto vuoto e agitati in acqua distillata per tempi progressivi (da 0 a 60' con intervalli di 5') entro i setacci con maglie al limite delle sabbie fini (250 µm). la frazione ritenuta è successivamente dispersa con Na-esametafosfato per la correzione della sabbia grossa.

Il modello interpretativo dei risultati parte dall'assunto che il tasso di distruzione degli aggregati sia esclusivamente in funzione della quantità di aggregati degradabili e non della quantità di campione e quindi la disaggregazione è esponenziale. Il modello proposto segue una cinetica di primo ordine secondo una curva di saturazione del tipo

$$y(x) = m (1 - e^{-nx})$$

dove: y = perdita di aggregati; x = tempo di abrasione; m = stima della perdita massima potenziale di aggregati; n = velocità di disaggregazione.

Nella presente ricerca è stato applicato ai dati sperimentali un modello asintotico che tiene conto anche della perdita di aggregati per "esplosione" dei capillari pieni d'aria al momento della saturazione:

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

dove: y = perdita di aggregati; x = tempo di agitazione in acqua; a = stima della perdita di aggregati per esplosione a saturazione; b = stima della perdita massima di aggregati per abrasione; $a+b$ = stima della perdita massima potenziale di aggregati; c = parametro che controlla l'estensione temporale della funzione.

La funzione $y(x)$ è asintotica e non ha quindi un range temporale finito. Il fattore c è stato introdotto perché ai fini pratici si può pensare che la disaggregazione oltre a un certo punto diventi irrilevante. Nel nostro caso abbiamo fissato tale valore a $x_{\max} = 3c$, tempo in cui $y(x_{\max}) = a + 0.95b$, di conseguenza il valore di c che limita la validità temporale della funzione è $c = 1/3 x_{\max}$. la derivata prima $y'(x)$ esprime la velocità istantanea di disaggregazione

$$y'(x) = (b/c)e^{-x/c}$$

e al momento 0 esprime quindi la velocità iniziale di disaggregazione indipendente dalla perdita per "esplosione" degli aggregati.

Il valore della funzione inversa

$$x(y) = -c \lg[1 - (y-a)/b]$$

esprime quindi il tempo necessario per raggiungere una perdita y , espressione da cui è possibile ottenere per esempio il valore

$$x_{50} = -c \lg[1 - (y_{50}-a)/b]$$

cioè il tempo di dimezzamento degli aggregati sottoposti ad azione abrasiva.

Campionamento ed analisi complementari

Il campionamento relativo al confronto inerbimento/lavorazione è stato ripetuto due volte nel 1994 (giugno e dicembre), tre volte nel 1995 (aprile, luglio e novembre) e tre volte nel 1996 (maggio, luglio e novembre). Esso è stato effettuato in due interfilari inerbiti non contigui e in due interfilari lavorati, diversi ogni volta, evitando i due filari di confine tra zona inerbita e non inerbita nonché quelli di bordo. Il suolo del vigneto può essere

classificato secondo l'USDA Soil Taxonomy come Typic Dystrochrept, franco-sabbioso, calcareo, mesico.

I campioni di suolo sono stati prelevati lungo la linea di massima pendenza ogni 4 m, evitando i primi 4 m dalle capezzagne, per un totale di 16 per l'inerbito e 16 per il non inerbito.

La profondità di campionamento per l'inerbito è stata di 5 cm, mentre nel lavorato si è prelevato entro la soglia di lavorazione il più possibile in superficie.

Su ogni campione di aggregati standard è stata eseguita la porosimetria mediante intrusione di Hg. In particolare è stata valutata la porosità % sul totale (pori al di sotto di $80\ \mu\text{m}$), la macroporosità ($80\text{-}30\ \mu\text{m}$), la mesoporosità ($30\text{-}1\ \mu\text{m}$) e la microporosità ($1\ \mu\text{m} - 3.2\ \text{Å}$). Si tenga conto che macro e mesopori corrispondono in questo caso alla porosità utile in termini di trattenuta d'acqua disponibile (White, 1987).

Ogni campione è stato analizzato per alcuni parametri chimici che potevano essere influenzati dal tipo di gestione del vigneto. Sono stati utilizzati i metodi standardizzati SISS (1985). Sono stati determinati: pH in acqua e in KCl, C organico, N totale, rapporto C/N, Calcare totale e attivo.

Risultati

Nelle Tabelle 1-3 sono riportati i valori medi della perdita iniziale per esplosione degli aggregati, della perdita per abrasione nel tempo e del range stimato di massima abrasione confrontati nei tre anni di osservazione tra parte lavorata per il diserbo e parte inerbita.

Nelle Tabelle 4 e 5 sono riportati i confronti tra i valori derivati dal modello: velocità di disaggregazione all'inizio dell'abrasione e stima del tempo di dimezzamento degli aggregati.

Tabella 1

Confronto tra i valori del parametro a del modello
(perdita per esplosione g/100g di aggregati)

	Data	Lavorato (A)	Inerbito (B)	t- test	A/B
		media	media		
serie 1	Giu-94	0,29	0,18	n.s.	1,6
serie 2	Dic-94	0,13	0,12	n.s.	1,1
serie 3	Apr-95	0,34	0,12	*	2,8
serie 4	Lug-95	0,43	0,07	*	6,1
serie 5	Nov-95	0,56	0,10	**	5,6
serie 6	Mag-96	0,25	0,03	*	8,3
serie 7	Lug-96	0,48	0,06	**	8,0
serie 8	Nov-96	0,57	0,08	**	7,1

n.s. = non significativo; * P<0.05; ** P<0.01.

Tabella 2

Confronto tra i parametri b del modello (perdita per abrasione
nel tempo g/100 g di aggregati)

	Data	Lavorato (A)	Inerbito (B)	t- test	A/B
		media	media		
serie 1	giu-94	88,0	86,0	n.s.	1,0
serie 2	dic-94	90,0	82,0	n.s.	1,1
serie 3	apr-95	88,0	90,0	n.s.	1,0
serie 4	lug-95	86,0	89,0	n.s.	1,0
serie 5	nov-95	88,0	88,0	n.s.	1,0
serie 6	mag-96	91,0	82,0	n.s.	1,1
serie 7	lug-96	90,0	89,0	n.s.	1,0
serie 8	nov-96	91,0	89,0	n.s.	1,0

n.s. = non significativo; * P<0.05; ** P<0.01.

Tabella 3

Stima del range di massima disaggregazione 3c (minuti di abrasione)

	Data	Lavorato (A)	Inerbito (B)	t- test	A/B
		media	media		
serie 1	giu-94	9,6	9,6	n.s.	1,0
serie 2	dic-94	8,4	12,0	n.s.	0,7
serie 3	apr-95	12,6	16,4	n.s.	0,8
serie 4	lug-95	10,8	13,7	n.s.	0,8
serie 5	nov-95	12,3	15,6	n.s.	0,8
serie 6	mag-96	7,2	16,8	**	0,4
serie 7	lug-96	12,3	17,7	**	0,7
serie 8	nov-96	14,4	23,7	**	0,6

n.s. = non significativo; * P<0.05; ** P<0.01.

Tabella 4

Confronto tra le velocità iniziali di disaggregazione y' (g/min/100 g)

	Data	Lavorato (A)	Inerbito (B)	t- test	A/B
		media	media		
serie 1	giu-94	27,5	26,9	n.s.	1,0
serie 2	dic-94	32,1	20,5	*	1,6
serie 3	apr-95	21,0	16,5	n.s.	1,3
serie 4	lug-95	23,9	19,5	n.s.	1,2
serie 5	nov-95	21,5	16,9	n.s.	1,3
serie 6	mag-96	37,9	14,6	**	2,6
serie 7	lug-96	22,0	15,1	*	1,5
serie 8	nov-96	19,0	11,3	**	1,7

n.s. = non significativo; * P<0.05; ** P<0.01.

Tabella 5

Confronto tra i valori del tempo di dimezzamento x50 stimati dal modello (minuti)

	Data	Lavorato (A)	Inerbato (B)	t- test	A/B
		media	media		
serie 1	giu-94	2,2	2,2	n.s.	1,0
serie 2	dic-94	1,9	2,8	n.s.	0,7
serie 3	apr-95	2,9	3,8	n.s.	0,8
serie 4	lug-95	2,5	3,2	n.s.	0,8
serie 5	nov-95	2,8	3,6	n.s.	0,8
serie 6	mag-96	1,7	3,9	**	0,4
serie 7	lug-96	2,8	4,1	*	0,7
serie 8	nov-96	3,3	5,5	**	0,6

n.s. = non significativo; * P<0.05; ** P<0.01.

Le Figure 1 e 2 mostrano il confronto tra le porosimetrie degli aggregati standard rispettivamente a Dicembre 1994 (fine del primo anno di osservazione) e Novembre 1996 (fine del terzo anno di osservazione). Nella Tabella 6 sono riportati i confronti tra i parametri chimici considerati

Tabella 6

Caratteristiche chimiche medie dei suoli campionati (A= diserbato; B= inerbato)

data	pH		pH		CaCO ₃		CaCO ₃		C%		N%		C/N	
	H ₂ O	H ₂ O	KCl	KCl	totale	totale	attivo	attivo	A	B	A	B	A	B
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
giu 94	8,4	8,4	7,5	7,5	19,5	12,8*	9,5	4,6*	0,48	0,51	0,06	0,06	8,3	9,2
dic 94	8,4	8,3	7,1	7,1	17,8	14,2*	9,4	4,9*	0,54	0,52	0,07	0,10	8,2	9,5
apr 95	8,6	8,5	7,4	7,5	18,4	14,1*	9,6	4,2*	0,49	0,59	0,06	0,06	7,8	8,2
lug 95	8,3	8,5	7,4	7,5	17,9	12,9*	9,1	3,8*	0,61	0,52	0,09	0,06	6,9	6,6
nov 95	8,3	8,4	7,3	7,3	18,4	12,0*	10,4	4,4*	0,64	0,65	0,09	0,06	8,5	8,9
mag94	8,4	8,1	7,4	7,3	16,0	13,0*	5,2	3,5*	0,43	2,67*	0,06	0,25*	7,1	10,5
lug 95	8,3	8,2	7,3	7,4	18,1	16,0*	9,2	5,3*	0,63	0,88*	0,08	0,10	7,6	8,2
dic 95	8,3	8,1	7,2	7,3	19,7	12,8*	9,5	5,3*	0,45	1,60*	0,08	0,15*	5,8	10,2

(*) differenza significativa almeno al livello P<0.05

Figura 1

Porosimetria degli aggregati standard alla fine del primo anno di osservazione

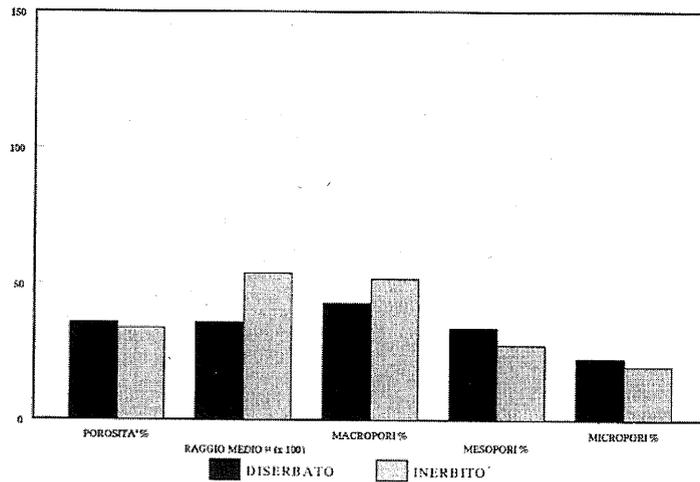
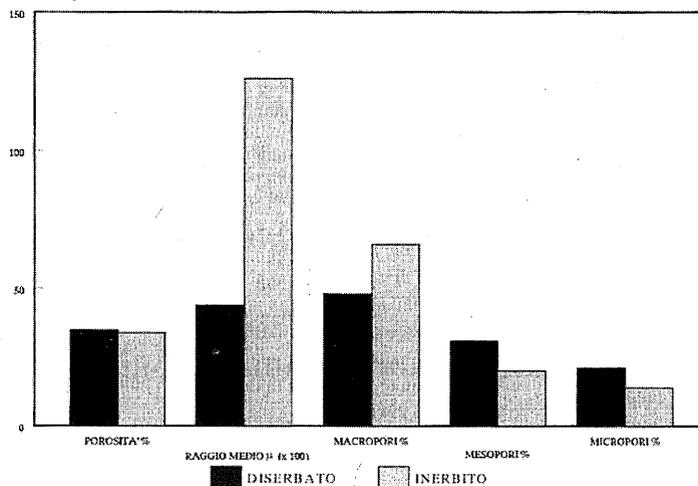


Figura 2

Porosimetria degli aggregati standard alla fine del terzo anno di osservazione



Discussione

L'esame dei risultati conferma l'assoluta fragilità del suolo del vigneto considerato. Era d'altronde cosa nota che sulle pendici delle colline del Piemonte sud-occidentale tra Aquis e Ovada (AL) oltre ad essere presente con frequenza un suolo altamente erodibile questo è in genere fortemente antropizzato sia per le necessità della gestione del vigneto, sia da interventi sistematori di grande importanza.

Tutti gli indicatori forniti dal modello adottato sono su valori di rischio, tranne il parametro **a** (perdita per esplosione a saturazione), sia nella parte costantemente inerbita, sia in quella diserbata meccanicamente.

Malgrado questa indicazione preliminare, l'analisi dei dati ottenuti dopo tre anni di osservazione consente di osservare differenze tra i due diversi tipi di gestione. Si tenga comunque conto che nel 1994 i controlli sono stati solo due, essendo la prova iniziata solo nel giugno di tale anno.

Il modello esponenziale ha indicato che mediamente il valore del parametro **a**, pur rimanendo basso ad indicare una "falsa" cementazione, cioè una semplice compattazione delle particelle del suolo resistente all'idratazione per presenza di una micro-capillarità piuttosto modesta (meno del 25% della porosità totale), varia nel tempo in modo significativo: la perdita nella parte diserbata è progressivamente in aumento, mentre quella della parte inerbita è in calo. Il rapporto tra i valori dei due appezzamenti indica che il diserbo meccanico dopo tre anni ha indotto un aumento statisticamente significativo di questo parametro fino a 7-8 volte rispetto a quello della zona inerbita.

Il parametro **b** non ha mostrato alcuna differenza tra le due gestioni del vigneto e neppure variazioni nel tempo di osservazione che evidentemente è troppo breve per avere un riscontro in termini di debolezza strutturale. Comunque entro 60 minuti di abrasione gli aggregati standard vengono pressoché totalmente distrutti.

Il parametro **3c**, che indica il tempo necessario per raggiungere il 95% della distruzione totale, è tuttavia risultato fortemente influenzato dalla diversa gestione ad indicare un aumento della stabilità strutturale con la pratica dell'inerbimento.

Dopo i primi due anni i valori si sono significativamente alzati ed il tempo di abrasione necessario per raggiungere la massima distruzione nell'ultimo prelievo non è lontano dal doppio nell'inerbito rispetto al diserbato (23.7' contro 14.4'). Questo risultato si conserva se si valuta anche il

tempo di dimezzamento stimato degli aggregati: il parametro derivato x_{50} ha mostrato infatti un comportamento del tutto analogo.

La velocità di disaggregazione all'inizio dell'abrasione dopo saturazione è sostanzialmente diminuita nel tempo durante i tre anni, raggiungendo valori anche più che dimezzati nella parte inerbita rispetto a quella di serbata.

L'inerbimento sembra aver agito sulle caratteristiche di porosità degli aggregati: nel 1996 rispetto al 1994 il raggio medio dei pori si è più che raddoppiato, a fronte di una porosità totale pressoché invariata, e la frequenza di pori di maggior dimensione è notevolmente aumentata. Ciò è da porre in relazione con la riduzione della perdita per esplosione: i capillari più piccoli sono relativamente meno frequenti ed è soprattutto in questi che l'aria intrappolata al momento della saturazione esercita una pressione ed induce l'esplosione di parte dell'aggregato. Si consideri tale dato anche in relazione alla maggior ritenuta di acqua disponibile.

La maggiore stabilità strutturale legata all'inerbimento ha altresì un riscontro nell'aumento del contenuto di sostanza organica osservato dopo tre anni: da valori estremamente bassi si passa a valori decisamente ragionevoli. Inoltre il rapporto C/N è indicativo di un'eccessiva mineralizzazione nella zona lavorata, dovuta probabilmente alla pedoturbazione periodica che favorisce processi ossidativi, e oltre tutto è in diminuzione ad indicare un peggioramento della situazione. Tale parametro è al contrario divenuto nella zona inerbita decisamente più accettabile con valori medi anche intorno a 10, notoriamente indicativi di un giusto equilibrio tra attività mineralizzatrice ed umificazione.

La presenza degli apparati radicali erbacei e la maggiore attività umificatrice sembra aver contribuito se non ad un'acidificazione dell'orizzonte più superficiale, almeno ad una certa decarbonatazione.

Conclusioni

Il modello sperimentato per lo studio della dinamica strutturale degli aggregati, sottoposti ad azione abrasiva simulata e confrontabile con quella che avviene durante il ruscellamento superficiale, si è mostrato già dopo soli tre anni di osservazione sensibile alle variazioni indotte dal tipo di gestione del vigneto. La valenza del modello risiede soprattutto nella possibilità di quantificare la stabilità degli aggregati e di esprimere giudizi oggettivi sull'erodibilità dell'orizzonte superficiale. Nel breve periodo di osserva-

zione è già stato possibile tarare il modello sul sistema "vigneto" in una condizione di fragilità estrema quale quella dell'appezzamento considerato, emblematica di molti ambienti vitati nel Terziario Piemontese.

I risultati sono stati incoraggianti in termini di stabilità strutturale indotta dalla pratica dell'inerbimento. A tale situazione potrebbe associarsi una ridotta perdita di suolo e di nutrienti per erosione: non è stato possibile controllare tale dato, come inizialmente previsto, per il sopravvenire di eventi meteorologici eccezionali.

Si può a ragione ritenere che il modello validato sarà in grado di diventare un utile strumento di valutazione applicabile al sistema "vigneto" e già sin d'ora può, sulla base dei risultati ottenuti, essere utilizzato a livello dimostrativo e divulgativo.

Bibliografia

- ALBERTSON, J.D., ZANINI, E., BONIFACIO, E. & NIELSEN, D.R., 1995, Kearney Foundation of Soil Science Conference Proceedings: "Vadose zone hydrology - cutting across disciplines". Davis, California, Poster session, 1-4.
- ANDERSON, H.W., 1951, *J. Soil Water Conserv.*, 6: 129-133.
- CHISCI, G. & MORGAN, R.P.C., 1986, Soil erosion in the European Community, A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 233.
- DE PLOEY, J., 1990, *Catena*, 17:175-183.
- DICKSON, J.B., RASIAH, V., GROENEVELT, P.H. 1991, *Can. J. Soil Sci.*, 71(1):67-72.
- HAYNES, R.J., 1993, *J. Soil Science*, 44, 261-270.
- KEMPER, W.D., 1965, In: C.A. Black (ed) *Method of soil analysis*, I. Agronomy, 9:511-519.
- S.I.S.S., 1985, *Edagricole*, Bologna, pp.100.
- YODER, R.E., 1936, *J. Am. Soc. Agron.*, 28:237-351.
- ZANINI, E., BONIFACIO, E. & NIELSEN, D.R., 1995, Kearney Foundation of Soil Science Conference Proceedings: "Vadose zone hydrology - cutting across disciplines". Davis, California, Poster session, 169-170.
- WHITE, R.E., 1987, *Introduction to the principles and practice of soil science*, Blakwell, Oxford, II ed., pp.2

1771



II COMMISSIONE

Chimica del Suolo

Presidente A. Violante

1777

I NODULI DI FE MN QUALE TRAPPOLA PEDOLOGICA PER I METALLI PESANTI E PER IL FOSFORO. NOTA I

F.A. Biondi ^a, C. Di Dio ^a, A. Figliolia ^a, R. Gorga ^b e R. Indiatì ^a

a) I.S.N.P. (Ist. Sper. Nutrizione Piante - Roma)

b) C.N.R. (Ist. Trattamento dei Minerali - Roma)

Riassunto

Nel seguente studio vengono illustrati i risultati della ricerca sulla genesi e le caratteristiche chimico-fisiche e mineralogiche di particolari formazioni pedologiche nelle quali sono presenti noduli di Fe Mn, che in determinate situazioni ambientali svolgono un importante ruolo di "trappola pedologica", accumulatori preferenziali di detti metalli e del fosforo.

Introduzione

Il manganese, dal punto di vista geochimico (Goldschmidt, 1937), essendo un metallo altamente litofilo lo si ritrova prevalentemente concentrato nelle zone periferiche della superficie terrestre.

La microscopia ottica è stata data ampiamente utilizzata, insieme ad altre tecniche di indagine, per evidenziare il comportamento geochimico in particolare del manganese, in condizioni di elevate concentrazioni di elementi nel suolo capaci di fissare metalli pesanti (Barrese et al., 1986)

Il manganese, come il ferro, nei processi di alterazione e trasformazione passa in soluzione come $Mn(HCO_3)_2$ e viene poi depositato in ambiente ossidante nelle acque circolanti in forma tetravalente come ossido e idrossido manganico. In presenza di sostanze umiche ed in ambiente riducente è stabile in soluzione, mentre precipita come idrossido formando concrezioni, noduli, fanghi, quando l'anidride carbonica viene liberata dall'azione di alcuni batteri (Abbruzzese, 1980, 1987; Barbieri et al., 1993; Boe-

ro, 1996). Il manganese può ritornare in soluzione se si verificano nuovamente condizioni anaerobiche proprie di ambiente riducente.

L'idrossido manganico, può adsorbire sia i metalli alcalino-terrosi come Be, Mg, Ca dando luogo a fasi cristalline (tipo BaMn_2O_5), sia prodotti cristallini carattere spiccatamente metallico come Ti, Co, Ni, Cu, Cr, Zn, Pb, W, Tl (Rankana e Sahama, 1950; Childs, 1975).

Scopo del seguente lavoro è stato verificare in alcuni suoli, il cui profilo presenta evidenti formazioni di noduli di ossidi di ferro-manganese, l'influenza di questi ultimi sulla dinamica del fosforo e di alcuni metalli pesanti.

Materiali e Metodi

I noduli di Fe-Mn sono stati campionati da un suolo, localizzato presso la Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Roma), definito secondo la classificazione americana (Soil Taxonomy, 1990): Palexeralf aquico. Tale suolo si è originato nel Wurmiano su duna antica costiera.

Dallo studio del profilo del suolo, emerge presenza di un orizzonte argillico, formatosi in particolari condizioni morfologiche (possibili ex aree interdunali), che nel tempo hanno portato alla formazione di una falda sospesa effimera in prossimità della superficie; nel profilo pertanto i caratteri di idromorfia sono ormai consolidati e ben evidenti. Tale suolo presenta un epipedon di tipo ochrico in cui la sostanza organica, dopo i primi 5 cm, scende al di sotto dell' 1% e risulta debolmente legata alla frazione minerale che è costituita per più dell'80 % da sabbia quarzifera. Al di sotto si trova un orizzonte E di eluviazione. Dopo un primo orizzonte B di transizione si osserva quindi un passaggio abrupto verso l'orizzonte B argillico per un sensibile aumento della frazione argillosa (Tabella 1).

Sono state condotte le analisi per la caratterizzazione chimico-fisica dei diversi orizzonti. Indagini sul contenuto di metalli totali sono state condotte sia sui noduli, che per i terreni dei diversi orizzonti dell'intero profilo, attraverso mineralizzazione a caldo con HNO_3 e HClO_4 concentrati e successiva lettura mediante spettrometria al plasma.

I campioni sottoposti allo studio sono stati preparati con il metodo "standard" in sezioni lucide e sottili in modo tale da mantenere la rappresentatività della mineralizzazione mediante le due superficie speculari. Le analisi nella microscopia ottica sono state effettuate sui preparati lucidi rite-

Tabella 1

Caratteristiche pedologiche PALEXERALF AQUICO

Orizzonti	A ₁	A ₂	E cn	B c n g ₁	B t c n g ₂	B t c n g ₃
Profondità cm	0-4/6	4/6-30/40	30/40-60	60-90	90-110	110-oltre
Colore (umido)	5YR 2/2	7,5YR 4/4	10YR 6/4	7,5YR 5/6	10YR 5/4	10YR 6/4
Screziature	—	5YR 4/6	7,5YR 5/8	2,5Y 4/2	5YR 3/3	7,5YR 5/6
(colore umido)				5YR 5/8	7,5YR 5/8	10Y 5/2
				10Y 5/2	7,5Y 5/1	
					10YR 5/2	
Tessitura	SF	SF	S	S	SF	FSA
Sabbia grossa (%)	53,8	54,0	52,6	57,2	53,2	44,8
Sabbia fine (%)	33,7	33,9	38,0	34,6	28,3	25,8
Limo (%)	8,0	9,5	5,9	3,6	6,0	8,9
Argilla (%)	4,6	2,6	3,6	4,6	12,6	20,6
pH (H ₂ O) 1:2,5	4,8	5,0	6,0	6,6	6,4	6,7
pH (KCl) 1:2,5	3,6	4,1	4,6	5,1	4,8	5,3
Capacità di campo%	8,7	5,7	3,5	3,7	12,8	22,6
Punto di appassimento (%)	6,6	2,5	1,6	1,8	6,8	13,2
Conducib. µs/cm 1:2	41	28	27	31	46	48
CaCO ₃ tot. (%)	—	—	—	—	—	—
Carb. org. (%)	2,27	0,46	0,18	0,20	0,54	0,21
Sost. org. (%)	3,91	0,79	0,31	0,34	0,93	0,36
N totale (%) ss	0,09	0,02	< 0,01	0,12	< 0,01	< 0,01
C/N	25	23	18	2	n.d.	n.d.
P ₂ O ₅ assim. (ppm)	8,2	5,8	3,3	2,5	3,3	1,6
P ₂ O ₅ tot. (ppm)	283,5	170,6	115,4	136,0	178,9	103,0
P-SI	15,4	7,5	3,9	3,8	9,4	6,9
Ca meq 100g ⁻¹	1,21	0,46	0,52	0,81	2,32	5,63
Mg meq 100g ⁻¹	0,66	0,43	0,38	0,58	2,58	4,08
Na meq 100g ⁻¹	0,18	0,10	0,11	0,12	0,30	0,89
K meq 100g ⁻¹	0,13	0,05	0,04	0,03	0,09	0,15
Acidità di scambio Meq 100g ⁻¹	4,52	1,58	0,57	3,48	2,99	4,55
C.S.C. totale Meq 100g ⁻¹	6,7	2,62	1,62	1,94	8,28	15,3
Saturaz. basi (%)	32	39,7	49,8	78,8	63,9	60,8
Fe (%) (in ditonito)	0,085	0,0620	0,094	0,058	0,082	0,044
Al (%) (in ditonito)	0,046	0,028	0,038	0,024	0,017	0,008

nendo la priorità più importante per la determinazione dei minerali di manganese e dei minerali metallici (opachi) rispetto alle frazioni quarzoso-felspatiche (trasparenti). Queste ultime sono state analizzate in sezione sottile nonostante la difficoltà della loro preparazione da un materiale estremamente fragile e incoerente.

Lo studio diffrattometrico dei noduli è stato effettuato impiegando un apparecchio Philips, utilizzando la radiazione $K\alpha$ del rame (= 1,5405 Å).

Risultati

I noduli appaiono di forma irregolare, di diametro variabile a secondo della profondità del suolo (mediamente circa 5 cm) e presentano spesso notevoli frastagliature e zone cave che fanno supporre che in alcuni casi tali concrezioni abbiano inglobato e avvolto radici, o almeno che queste ultime erano presenti all'inizio della antica e lenta formazione dei noduli.

Le osservazioni delle sezioni sottili, al microscopio in luce riflessa ha permesso di studiare le caratteristiche mineralogiche e tessiturali dei minerali presenti in quantità minime inclusi nella mineralizzazione della frazione sabbiosa.

In merito ai campioni analizzati relativi ai minerali di manganese l'interpretazione dei diffrattogrammi ottenuti risultano di difficile lettura sia per la posizione che l'intensità dei picchi.

Macroscopicamente la tessitura dei noduli sabbiosi a grana eterogenea è tipica di quelle rocce sedimentarie clastiche, incoerenti o scarsamente compattate, prevalentemente quarzose, con clasti costituiti da granuli di minerali o da frammenti di rocce aventi dimensioni fra 0,05 mm e 1,5 mm disposti caoticamente.

I granuli di quarzo presentano un diverso grado di arrotondamento, essendo a volte anche a carattere spigoloso. Probabilmente si tratta di rimescolamenti di altro materiale poco evoluto di altra provenienza; generalmente il minerale di manganese costituisce un sottile orlo intergranulare.

Le analisi microscopiche convenzionali e le indagini pedologiche effettuate sui campioni di suolo di questi orizzonti rivelano: i) una composizione mineralogica costituita prevalentemente da granuli frammentari di quarzo con relitti di feldspati alcalini, plagioclasti, anfiboli e pirosseni in netto subordine; ii) noduli di Fe-Mn formati da nuclei di aggregati concrezionari degli

stessi minerali insieme a ossidi e idrossidi di Mn e Fe dispersi nel terreno.

Molto evidenti sono i caratteri strutturali di questa particolare figura pedogenetica, specialmente laddove i rapporti esistenti tra gli elementi opachi costituiti da ossidi di Mn e Fe insieme a minerali metallici, legati a complessi processi di demineralizzazione ed a forme locali di precipitazione, vengono depositati intorno a particelle microgranulari di quarzo, feldspati ed elementi ferromagnesiaci che agiscono da nuclei di aggregazione.

Infatti indagini specifiche alla microsonda elettronica confermano che la distribuzione del Fe e del Mn nelle concrezioni mammellonari si trovano intorno ai clasti e agli aggregati del sedimento sabbioso.

La presenza di fasi del Fe e del Mn sotto forma di ossidi e idrossidi sono da relazionare all'alterazione di preesistenti minerali primari: rondonite, rodocrosite e da quelli a basso contenuto di Mn, come siderite, dolomite, diopside (Pieruccini, 1951, 1956; Di Cobertaldo, 1970; Lahiri, 1971; Mart e Sass, 1972).

Il minerale di manganese che si riscontra nelle sabbie di Castelporziano può essere indicato con il nome di "manganomelano" (Gorga, 1995) termine generico che comprende i minerali tipo MnO_2 , terrosi e reniformi, di aspetto esterno amorfo, separati da soluzioni colloidali (Ramdohr e Strunz, 1967). Alcuni Autori riconoscono l'esistenza di passaggi graduali fra "psilomelano" duro e "wad" leggerissimo e incoerente.

I noduli quindi sono formati principalmente da ossidi e ossidrossidi di ferro e manganese, ed inglobano granuli di quarzo ed in subordine anfiboli e pirosseni. Differenti minerali per l'ossidazione del ferro si osservano macroscopicamente dalle diverse colorazioni che presentano i noduli nel loro spaccato, che vanno dal rosso molto scuro probabilmente per presenza di ematite, al giallo-arancione per la presenza di goethite e/o lepidocrocite; non è da escludere la possibile presenza di ferridrite, suffragata dall'alto contenuto di fosforo riscontrato nei noduli rispetto al terreno circostante.

L'alternanza di colorazione tra il nero rossastro e il rosso chiaro, fa ipotizzare una disposizione stratificata di ossidi e ossidrossidi di Fe con quelli di Mn.

Dalla tabella 2, dove sono riportate le concentrazioni dei metalli contenuti nei noduli e negli orizzonti del profilo del suolo ospitante emerge che i noduli oltre ad avere concentrazioni molto elevate e maggiori rispetto al suolo ospitante di Fe, Al e Mn presentano anche concentrazioni non trascurabili di alcuni metalli pesanti quali Cr, Ni, Cu, Pb e Zn maggiori rispetto al suolo, dove si osserva un decremento dei medesimi man mano che

ci si sposta negli orizzonti inferiori per poi presentare un aumento nel primo orizzonte argillico.

Tabella 2

pH, colore, P_2O_5 ass, P_2O_5 to., P-SI e metalli pesanti
presenti nei noduli e nel suolo

Parametri	Noduli	Orizzonti del PALEXERALF AQUICO		
		A ₁	A ₂	E _{cn}
<i>prof. cm</i>	-60/~100	0-4/6	4/6-30/40	30/40-60
<i>pH (H₂O)</i>	—	4,8	5,0	6,0
<i>colore</i>	5YR 2/2	5YR 2/2	7.5YR 4/4	10YR 6/4
<i>P₂O₅ ass (ppm)</i>	7,42	8,2	5,8	3,3
<i>P₂O₅ tot. (ppm)</i>	1931,16	283,5	170,6	115,4
<i>P-SI</i>	33,75	15,4	7,5	3,9
<i>Fe tot (ppm)</i>	81960	848,5	624	429,5
<i>Al tot. (ppm)</i>	5263,5	462,8	276,1	137
<i>Mn tot. (ppm)</i>	4866,5	103,2	107,4	67,4
<i>Cr tot. (ppm)</i>	192,4	49,4	52,0	41,8
<i>Cd tot. (ppm)</i>	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
<i>Ni tot. (ppm)</i>	44,9	n.r.	n.r.	n.r.
<i>Pb tot. (ppm)</i>	36	n.r.	n.r.	n.r.
<i>Cu tot. (ppm)</i>	33,4	26,8	25,2	21,8
<i>Zn tot. (ppm)</i>	55,9	40,2	26,4	24,4

Molto significativo risulta l'andamento lungo il profilo ed il confronto tra suolo e noduli della concentrazione di P totale ed dell'indice d'adsorbimento fosfatico (S.I.). Questo parametro è correlato alla capacità di ritenzione del P del suolo, determinato dal rapporto: $X/\log C$, dove X è la quantità di P adsorbito (mg/100g suolo) in seguito all'aggiunta di 1,5 g P/kg in una soluzione 0.02 KCl e dibattimento per 24 ore ad un rapporto suolo: soluzione 1:20 (Bache and Williams, 1971), e C è la concentrazione di P in soluzione espressa in μ mol/litro. Appare evidente l'alta capacità di assorbire fosforo da parte dei noduli rispetto al suolo, dove invece tende a decrescere con la profondità. L'elevato valore del S.I. nei noduli è collegato prevalentemente alle alte concentrazioni di Fe, Al e Mn. Tale fenomeno è inoltre confermato dagli alti contenuti di P totale, probabilmente presente sotto forma di variscite e strengite (Mozaffari, 1994).

I valori del S.I. nel suolo, risultano maggiori nell'epipedon rispetto agli orizzonti sottostanti; infatti questo parametro diminuisce con la profondità per aumentare lievemente in corrispondenza dell'orizzonte argillico. Tale andamento è correlabile con la sensibile diminuzione del contenuto di Fe, Al e della sost. org. lungo il profilo.

Conclusioni

Le analisi effettuate sui noduli presenti in un suolo classificato come Palexeralf Aquico, evidenziano le peculiarità di queste particolari formazioni pedologiche nel costituire dei veri e propri punti di accumulazione preferenziale " nella cattura di alcuni metalli pesanti e per il fosforo.

Riguardo la genesi di queste formazioni pedologiche, rinvenute all'interno degli orizzonti compresi principalmente tra i 60 e i 100 cm di profondità, si ritiene che i noduli si siano originati in seguito ad una lisciviazione di metalli favorita da situazioni climatiche diverse dalle attuali e da una situazione di idromorfia in ambiente subacido. Una situazione di elevata piovosità ha favorito non solo la lisciviazione dei metalli dall'epipedon ricco di sostanze fulviche verso gli orizzonti sottostanti, ma è risultata essere collegata alla presenza di una falda fluttuante e dovuta all'orizzonte argillico formatosi ad una profondità di circa 65 cm. A tale profondità si trovano più frequentemente i noduli. Variazioni di pH, e del potenziale redox, dovute principalmente alla fluttuazione della falda, hanno provocato cicli di ossidazione o la riduzione dei metalli, portando prima ad arricchire la concentrazione di metalli in fase acquosa ed a farli precipitare per formare minerali secondari di neoformazione sotto forma di concrezioni e noduli. Infatti le concentrazioni dei metalli pesanti negli orizzonti superficiali sono particolarmente basse mentre appaiono notevolmente alte nei noduli ed in accordo con i dati riportati da da McKenzie (1980).

Bibliografia

- ABBRUZZESE C. (1980) "Estrazione del manganese da un minerale povero del Lazio mediante lisciviazione riducente" Boll. Ass. Min. Subalp., XVII (3-4); pp. 592-600
- ABBRUZZESE C. (1987) "Il manganese: risorse, situazione industriale ed aspetti economici" L'Ind. Mineraria, 2: 21-27
- BACHE, B.W. AND E.G. WILLIAMS (1971) "A phosphate sorption index for soils." J. Soil Sci. 22: 289-301.
- BARRESE E., GIAMPAOLO C., GRUBESSI O., MOTTANA A. (1986) "Rancièite from Mazzano Romano (Latium, Italy)". Miner. Mag., 50: 111-118

- BARBIERI M., BARRESE E., GIAMPAOLO C., GRUBBESI O., MOTTANA A., VOLTAGGIO M. (1993) "Genesis of the manganese deposit Mazzano Romano (Latium, Italy)" *Geologica Romana*, 29: 113-129
- BOERO V. (1996) "Argille e minerali delle argille: ossidi e ossidrossidi di Fe; ossidi ed ossidrossidi di Mn". Giaveno, Univ. degli Studi di Torino
- CHILDS C.W. (1975) "Composition manganese concretions from some New Zeland soils" *Geoderma* 13; pp.141-152
- DI COLBERTADO D. (1970) "Giacimenti minerari" CEDAM II Padova
- GOLDSCHMIDT V.M. (1937) "The principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks" *J. Chem. Soc.* 665
- GORGA R. (1995) "Minerali di manganese nelle vulcaniti di Castel Cellesi nell'Alto Lazio (Italia)" *Rend. Fis. Acc. Lincei* s.9, 6: 211-221
- LAHIRI D. (1971) "Mineralogy and genesis of manganese oxide and silicate rocks in Kajlidongri and surrounding areas, Jhabua districts, Madhya Pradesh, India" *Econ. Geol.*, 67: 1176-1185
- MART J., SASS E. (1972) "Geology and origin of the manganese ore of Um Bogma, Sinai" *Econ. Geol.*, 67:145-155
- MCKENZIE R.M. (1980) "The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron" *Aust. S. Soil. Res.* 18; pp.61-73
- MOZAFFARI M., SIMS J.T.(1994) "Phosphorous availability and sorption in an atlantic coastal plain watershed dominated by animal-based agriculture" *Soil Sci.* 157. 97-107
- PIERUCCINI R. (1951): "Sulla diffusione del manganese in alcuni sedimenti calcareo-selciosi dell'Appennino settentrionale Toscano Contributo allo studio del comportamento del manganese entro i sedimenti: suo ciclo geochimico" *Atti Soc. Toscana Sc. Nat., Mem., s. A*, 58: 1-59
- PIERUCCINI R. (1956): "Qualche considerazione sul comportamento e sul ciclo geochimico del manganese" *Symp. mang., T. I. Mexico.*
- RAMDOHR P., STRUNZ H. (1967) "Klockmanns lehrbuch der mineralogie" F. Enke Verlag, Stuttgart
- RANKAMA K., SAHAMA TH. G. (1950) "Geochemistry" Chicago.
- SOIL SURVEY STAFF U.S.D.A., (1990) "Key to Soil Taxonomy"-S.M.S.S. Technical Monograph n.19.

STUDIO DI FRAZIONI UMICHE DEL SUOLO MEDIANTE ELETTROFORESI CAPILLARE

Gilberto Bragato e Antonella Mori

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, S.o.p. di Gorizia

Riassunto

L'elettroforesi capillare (EC) è una tecnica analitica che negli ultimi anni ha trovato ampia utilizzazione in biologia molecolare. La rapida dissipazione del calore consentita dal capillare di silice fusa consente di incrementare notevolmente il voltaggio e la capacità di separazione della EC. Nei capillari con superficie interna non ricoperta, la separazione viene influenzata dal flusso elettroosmotico, originato dalle interazioni tra gruppi della silice aventi carica negativa e cationi del tampone, che trasporta tutti i soluti verso il catodo. L'elettroforesi capillare è stata provata con frazioni umiche a diversa massa molecolare estratte dall'orizzonte Ah di uno Spodosuolo. Le corse elettroforetiche sono state effettuate dall'anodo al catodo in capillari non rivestiti usando un tampone TRIS-fosfato a pH 8,3. Il flusso elettroosmotico è stato determinato misurando il tempo di migrazione del marcatore neutro mesitil ossido. I tempi di migrazione delle diverse frazioni sono risultati essere simili, con un leggero decremento dalla frazione con massa molecolare più bassa (1-5 kDa) alla frazione con massa molecolare più alta (50-100kDa), con una significativa differenza solo tra i tempi di ritenzione medi delle frazioni estreme. Le medesime frazioni sono state poi separate in soluzioni di tampone elettroforetico in cui era stato disciolto polietilenglicole (PEG) 4000 in concentrazione fino al 15% (p/v), valutando l'effetto setacciante del polimero. Le mobilità elettroforetiche sono diminuite al crescere della massa molecolare media e con la soluzione tampone al 5% di PEG si è ottenuto il più ampio intervallo di relazione lineare ($r=-0,96$; $P<0,01$) tra tempi di migrazione e masse molecolari medie.

Introduzione

La CE è una tecnica elettroforetica relativamente giovane che sfrutta colonne capillari di 50-100 μm di diametro interno per aumentare l'efficienza di dissipazione del calore prodotto nel passaggio della corrente ionica e per abbassare la corrente medesima (Jorgenson e Lukacs, 1981). Sfruttando questi fenomeni, il potenziale elettrico applicato può essere innalzato di 3 ordini di grandezza, ottenendo una elevata efficienza di separazione e una notevole risoluzione (Weinberger, 1993). Nelle colonne capillari diviene però determinante il flusso elettroosmotico (EOF), trascurabile invece nelle tecniche elettroforetiche tradizionali. L'EOF viene generato dalle cariche negative dei gruppi silanolici dissociati presenti sulle pareti interne del capillare, che originano un doppio strato elettrico all'interfaccia tampone/supporto. Nella elettroforesi dall'anodo al catodo il campo elettrico applicato fa muovere i cationi dello strato diffuso del doppio strato verso il catodo, trascinandolo con sé il resto della soluzione, molecole neutre e anioni compresi (Figura 1).

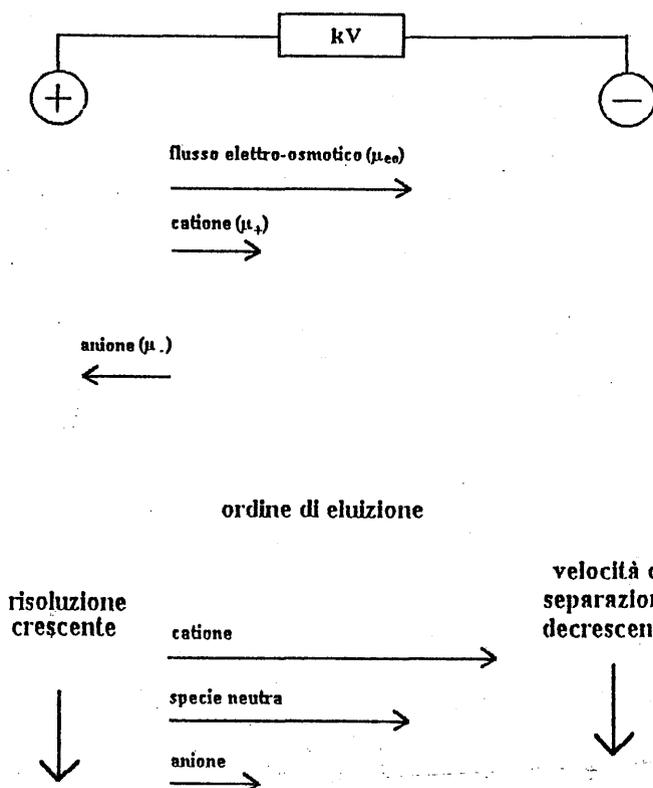
Usando l'elettroforesi in gel di poliacrilammide, De Nobili e Fornasier (1996) hanno evidenziato l'esistenza di una stretta relazione lineare tra il logaritmo della massa molecolare (MM) di frazioni umiche a diversa polidispersione, estratte da due diversi suoli forestali, e la loro mobilità elettroforetica assoluta, proponendo di adottare questo tipo di tecnica elettroforetica come metodo analitico per determinare se le sostanze umiche di campioni diversi abbiano la medesima origine. Sulla scorta dei risultati ottenuti dagli autori citati, ci siamo posti l'obiettivo di mettere a punto procedure analitiche che consentissero di ottenere analoghi risultati con la CE. In questo studio, in particolare, volevamo valutare, in colonne capillari non rivestite, se soluzioni non setaccianti (solo tampone) o setaccianti (contenenti PEG in concentrazioni crescenti) fossero in grado di differenziare le mobilità elettroforetiche delle frazioni studiate.

Materiali e metodi

Le frazioni umiche sono state estratte dall'orizzonte Ah di un Haplorthod tipico evoluto su substrato scistoso a 1900 m s.l.m. Le sostanze umiche sono state estratte con NaOH 0,5M in atmosfera di N_2 (rapporto di estrazione 1:10), filtrate su filtro Millipore da 0,2 μm e trattate con resina scambiatrice (Amberlite IR 120 H^+ Carlo Erba) per portare la soluzione a pH 7. Il frazionamento è stato effettuato per ultrafiltrazione su membrane

Figura 1

Ordine di eluizione nelle elettroforesi dall'anodo al catodo

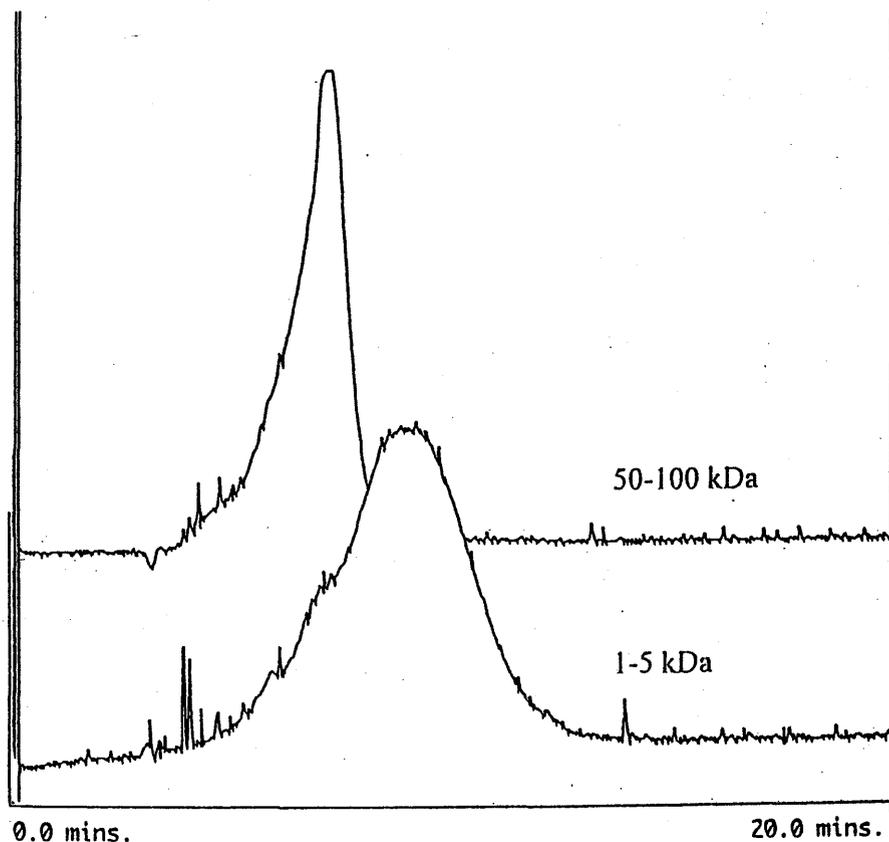


Amicon YM, ottenendo frazioni con i seguenti intervalli di massa molecolare (MM): 1-5, 5-10, 10-30, 30-50 e 50-100 kD. L'ultrafiltrazione è stata condotta con $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0.1M a pH 7,1 fino a limpidezza della soluzione in uscita. La soluzione è stata quindi dializzata in flusso di acqua distillata fino a scomparsa del pirofosfato, concentrata sulla medesima membrana e conservata a -18°C .

L'EC è stata effettuata con uno strumento Applied Biosystem mod. 270 A (USA), utilizzando colonne capillari in silice fusa della Composite Metal Services (GB) aventi $75\ \mu\text{m}$ di diametro interno e lunghe 55 cm (30 cm fino al rivelatore). Le corse elettroforetiche sono state condotte a 30°C usando tampone tris-idrossimetilamminometano (TRIS)-fosfato 0,05M a pH 8,3. Nel tampone è stato diluito polietilenglicole (PEG 4000 BDH, GB) in concentrazioni crescenti dallo 0% al 15%. Il flusso elettroosmotico è sta-

Figura 2

Elettroferogrammi in fase libera delle frazioni 1-5 e 50-100 kDa



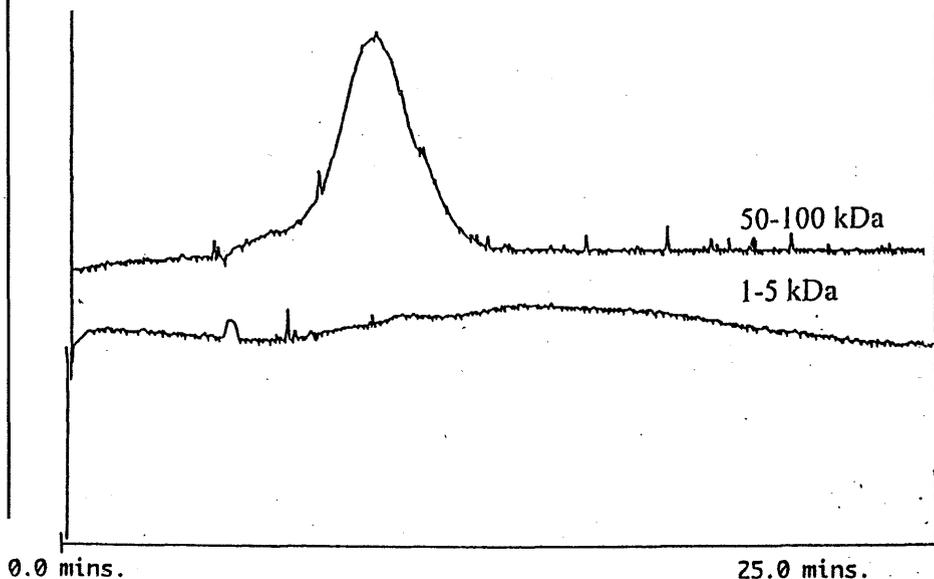
to misurato usando mesitol ossido (Fluka, D) come marcatore neutro: il mesitol ossido è stato diluito nel tampone alla concentrazione dell'1% (v/v). Le condizioni analitiche erano le seguenti: iniezione anodica idrodinamica, 2 s; potenziale, 14 kV (corrente di 9 μ A); tempo di analisi, 15-40 min; rivelazione, 360 nm. Al termine di ogni corsa il capillare è stato lavato con le seguenti soluzioni: NaOH 0,1M, 5 min; TRIS-fosfato, 5 min; TRIS-fosfato più PEG, 10 min. Ogni serie omogenea di analisi è stata ripetuta tre volte.

Risultati e discussione

In Figura 2 sono riportati gli elettroferogrammi delle frazioni 1-5 e 50-100, rappresentativi dei profili delle frazioni umiche analizzate in fase

Figura 3

Elettroferogrammi in PEG 5% delle frazioni 1-5 e 50-100 kDa



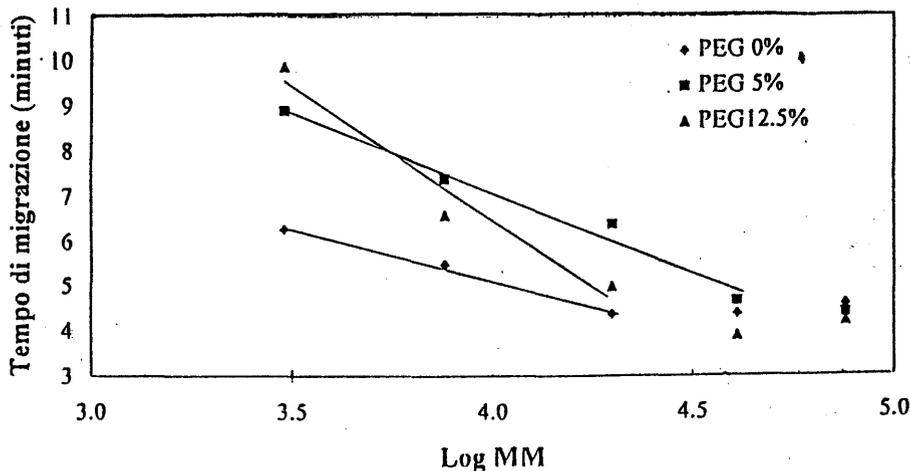
libera (tampone senza PEG). Tutte le frazioni presentano una sola banda di migrazione, che però si allarga al diminuire della MM della frazione: la larghezza del picco (a metà altezza) è pari a 3.4 min per la frazione 1-5 ed pari a 1.3 min per la frazione 50-100. L'allargamento del picco è imputabile ai più lunghi tempi di migrazione delle frazioni con MM minore, al loro maggiore coefficiente di diffusione e alla più ampia gamma di cariche molecolari.

L'aggiunta di PEG 4000 al tampone provoca un ulteriore allargamento della banda di migrazione (Figura 3), più contenuto nelle frazioni a maggiore MM: dal confronto tra le due figure si nota un raddoppiamento dell'ampiezza del picco della frazione 50-100 (da 1,3 a 2,2 min) e un allargamento non più misurabile della banda della frazione 1-5.

In Figura 4 i tempi di migrazione dei massimi di assorbimento delle frazioni umiche sono riportati in funzione del logaritmo della MM media nominale (in Da). È da notare che, nonostante le molecole umiche abbiano carica negativa al pH del tampone, esse vengono trascinate verso il catodo (e il rivelatore) dal flusso elettrosmotico: quanto maggiore è il rapporto carica/massa dell'anione, tanto più lenta sarà la sua migrazione nel capillare. Con 0% PEG, i tempi di migrazione più bassi (in media 4,2 min) sono stati registrati nelle tre frazioni a MM maggiore e il tempo più alto in corri-

Figura 4

Tempi di migrazione in funzione del logaritmo della massa molecolare con tampone a diverse concentrazioni di PEG



spondenza della frazione a MM più piccola (6,2 min). Con l'aggiunta di PEG (5% e 12,5%) si verifica un setacciamento molecolare delle frazioni, segnalato dall'innalzamento generale dei tempi di migrazione e dalla tendenza ad una diminuzione del tempo di migrazione al crescere della MM. L'ampiezza dell'intervallo di linearità tra log MM e tempo di migrazione varia, però, con la concentrazione del PEG. Con PEG 5% la linearità è elevata ($r=-0,96$ $P<0,01$) tra le frazioni con 1-5 (log MM = 3,48) e 30-50 (log MM = 4,60), mentre con PEG 12,5% la relazione è lineare fino alla frazione 10-30 (log MM= 4,30).

Conclusioni

La nostra indagine ha confermato che l'elettroforesi capillare può essere applicata alle sostanze umiche. In fase libera (solo tampone) e in presenza di EOF, le frazioni con MM compresa tra 5 e 100 kD presentano tempi di migrazione equivalenti, dimostrando di avere un rapporto carica/massa costante al variare delle dimensioni molecolari. La dissoluzione di PEG nel tampone ha consentito di effettuare un setacciamento molecolare durante le corse elettroforetiche, producendo una separazione delle frazioni umiche in funzione della MM. Il più ampio intervallo di linearità della relazione tra tempo di migrazione e logaritmo della MM è stato otte-

nuto con tampone al 5% di PEG, concentrazione che potrebbe essere utilizzata per misurare la MM di frazioni umiche a partire da misure di mobilità elettroforetica. La diminuzione dell'errore sperimentale, ottenibile eliminando l'EOF, dovrebbe permettere di incrementare la precisione dell'analisi elettroforetica.

Bibliografia

- DE NOBILI M. E F. FORNASIER (1996) - Assesment of the effect of molecular size on the electrophoretic mobility of humic substances. *European Journal of Soil Science*, **47**, 223-230.
- JORGENSON J.W. E K.D. LUKACS (1981) - Zone electrophoresis in open-tubular glass capillaries. *Analytical Chemistry*, **53**, 1298-1302.
- WEINBERGER R. (1993) - Pratical capillary electrophoresis. Academic Press, New York.

1771

INTERAZIONE TRA MOLECOLE ORGANICHE CONTENENTI FOSFORO E COLLOIDI INORGANICI DEL SUOLO

Luisella Celi, Elisabetta Barberis, Franco Ajmone Marsan
e Maria Martin

Di.Va.P.R.A., Chimica Agraria
Via Leonardo da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TORINO)

Introduzione

L'agricoltura intensiva è caratterizzata da elevati livelli di produzione vegetale e animale. In alcune regioni europee le necessità di alimenti per il bestiame eccedono notevolmente la produzione vegetale cosicché una considerevole quantità di mangimi deve essere importata da altre regioni. È stato stimato che solo circa 1/4 - 1/5 del P contenuto nei mangimi lascia il sistema agricolo sotto forma di prodotti animali mentre la restante parte viene distribuita sul suolo dove, a causa della sua scarsa mobilità, tende ad accumularsi. Ciò ha provocato l'incremento del tenore di fosforo in molti suoli fino a livelli ben superiori a quelli richiesti per la nutrizione vegetale, con notevoli conseguenze sia dal punto di vista ambientale che agronomico.

Mentre molto è noto circa il destino del fosfato inorganico, meno studiate sono le reazioni che concernono il fosforo organico. Esso costituisce dal 29 al 65 % del P totale ed è presente in diverse forme quali inositolfosfati e altri zuccheri, fosfolipidi e acidi nucleici. Gli inositolfosfati sono tra le forme più presenti nel suolo perché, nonostante siano rilasciati più lentamente rispetto ad altri esteri, vengono velocemente stabilizzati, accumulandosi fino a raggiungere in alcuni suoli il 50% del P organico e il 25 % del P totale (Anderson, 1980). L'accumulo sembra essere dovuto all'adsorbimento di questi composti da parte dei costituenti del suolo con conseguente rallentamento della loro degradazione (Stewart e Tiessen, 1987). McKercher e Anderson (1989), in uno studio sull'adsorbimento di inositol esa, tri e mono fosfato su un suolo argilloso, hanno messo in rilievo che il fenomeno era governato dal contenuto in argilla e in sostanza organica, nonché dal numero di gruppi fosfato presenti sul monoestere. Recenti studi su idrossidi di fer-

ro e alluminio (Shang et al., 1990; Shang et al., 1992) e su goethite (Ognalaga et al., 1994) hanno dimostrato che monoesteri del fosfato quali il glucosio-1-fosfato e l'inositoloesafosfato sono adsorbiti sugli stessi siti dello ione fosfato.

Al fine di ampliare la conoscenza sul comportamento dei diversi colloidali del suolo vs. i composti organici contenenti fosfato è stato studiato l'adsorbimento di inositoloesafosfato da parte di una goethite sintetica e di un'illite standard. I dati sono stati confrontati con quelli ottenuti con fosfato inorganico.

Materiali e Metodi

Goethite

La goethite (Gt) è stata preparata seguendo il metodo descritto da Schwertmann e Cornell (1991). Dopo aver disciolto $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ in H_2O deionizzata, è stato aggiunto KOH 5 M e la soluzione è stata mantenuta per 60 ore sotto agitazione e a 343 K. La sospensione è stata quindi centrifugata, lavata con H_2O deionizzata e liofilizzata.

Illite

L'illite Fithian (IFt) è stata fornita dal Ward Natural Science Establishment Inc. Per i nostri esperimenti è stata separata la frazione con diametro inferiore a 2 μm per dispersione dell'illite in acqua deionizzata a pH 8.5 e ripetuti processi di sedimentazione e decantazione. Questa frazione è stata saturata con KCl e dializzata contro H_2O deionizzata.

Analisi chimiche e mineralogiche

Per le fotografie al microscopio elettronico a trasmissione (TEM), i campioni sono stati dispersi in alcool etilico. Lo strumento utilizzato è un Cambridge S4. L'area superficiale specifica (SSA) è stata determinata con il metodo BET, utilizzando N_2 come adsorbato in un analizzatore Sorptomatic 1900, Fisons Instruments.

Fosfato

Per questo studio sono stati utilizzati fosfato di potassio monobasico (Pi) e potassio inositol esafosfato (IHP). Le soluzioni di fosfato organico sono state preparate in H₂O deionizzata, portate a pH 4.5 e conservate a 378 K. Per ogni soluzione è stato controllato che non avvenisse idrolisi dell'IHP misurando il livello di fosfato inorganico nelle soluzioni.

Isoterme di adsorbimento

Al fine di ottenere una buona dispersione degli aggregati e l'idratazione dei siti adsorbenti, la goethite e l'illite sono state equilibrate, prima dell'adsorbimento, per 24 h a 298 K con H₂O e acidificate con HCl per raggiungere un pH finale di 4.5.

Dopo 24 h, a 3.5 mL di ciascuna sospensione (contenente 30 mg di Gt o 100 mg di IFt) sono stati aggiunti 3.5 mL di soluzioni contenenti Pi o IHP a pH 4.5 e a concentrazione variabile tra 0 e 0.1 M.

Le sospensioni sono state quindi agitate per 24 h a 298 K e al buio. All'equilibrio, sono state centrifugate (3000 rpm per 15 min) e quindi filtrate attraverso una membrana 0.025 µm Millipore. I filtrati sono stati analizzati per determinare la quantità di Pi in soluzione all'equilibrio, seguendo il metodo descritto da Ohno e Zilbiske (1991). Per l'analisi del P organico l'IHP è stato idrolizzato con H₂SO₄ concentrato e HClO₄ concentrato.

La quantità di fosforo adsorbita Q_a è stata determinata dalla differenza tra la concentrazione iniziale e quella all'equilibrio mediante l'espressione:

$$Q_a = 1 \cdot 10^{-6} [(C_o - C_e) V] / (m \cdot SSA)$$

dove C_o è la concentrazione iniziale e C_e quella all'equilibrio [mol/L], m è la massa dell'adsorbente [g]; SSA, la sua superficie specifica [m²/g]; V, il volume della soluzione [L].

Tutti gli esperimenti sono stati duplicati. Sono stati anche preparati campioni senza adsorbente per assicurarsi che non avvenissero fenomeni di adsorbimento sulle pareti del contenitore.

Risultati e discussione

Goethite

La goethite sintetizzata presentava un'area specifica di 42 m²/g, leggermente inferiore alla media (Torrent et al., 1990), e si mostrava ben cristallina e di forma aciculare al TEM.

Per quanto riguarda l'adsorbimento, la quantità di composti adsorbita dalla goethite aumentava progressivamente fino a raggiungere un *plateau* a 2.3 µmol/m² per il Pi e 0.64 µmol/m² per l'IHP (Figura 1). I valori del coefficiente K dell'equazione di Langmuir indicavano che la goethite ha minor affinità per il Pi che non per l'IHP (Tabella 1). La quantità massima di IHP adsorbita corrisponde a circa un quarto della quantità di Pi, indicando che l'IHP occupa uno spazio equivalente a quattro molecole di Pi. Ciò potrebbe essere dovuto al maggior ingombro sterico dell'IHP che impedirebbe la massima occupazione dei siti di adsorbimento o alla parziale rigidità della molecola organica che si legherebbe con quattro dei suoi sei gruppi fosfato, lasciandone liberi due.

Tabella 1

Coefficienti di Langmuir delle isoterme di adsorbimento di Pi e IHP da parte della goethite e dell'illite

	X _{MAX} (µmol/m ²)	K (L/mol)	R ² (N=10)
Gt-Pi	2.3	5647	0.996
Gt-IHP	0.64	19081	0.891
IFt-Pi	0.82	7478	0.872
IFt-IHP	0.38	226923	0.994

Illite

L'illite presentava un'area specifica di 75 m²/g. La quantità di composti adsorbita dall'IFt aumentava progressivamente fino a 0.82 µmol/m² per il Pi e 0.38 µmol/m² per l'IHP (Figura 2). I valori di K indicavano che, come per la goethite, l'illite mostra una maggiore affinità per la forma organica del fosfato (Tabella 1).

La quantità massima di IHP adsorbita corrisponde alla metà del-

Figura 1

Isoterme di adsorbimento di Pi e IHP da parte della goethite

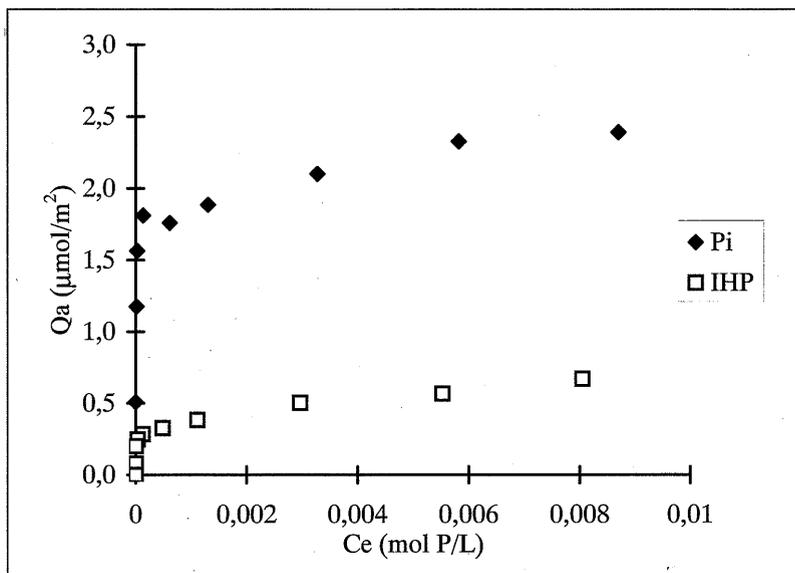
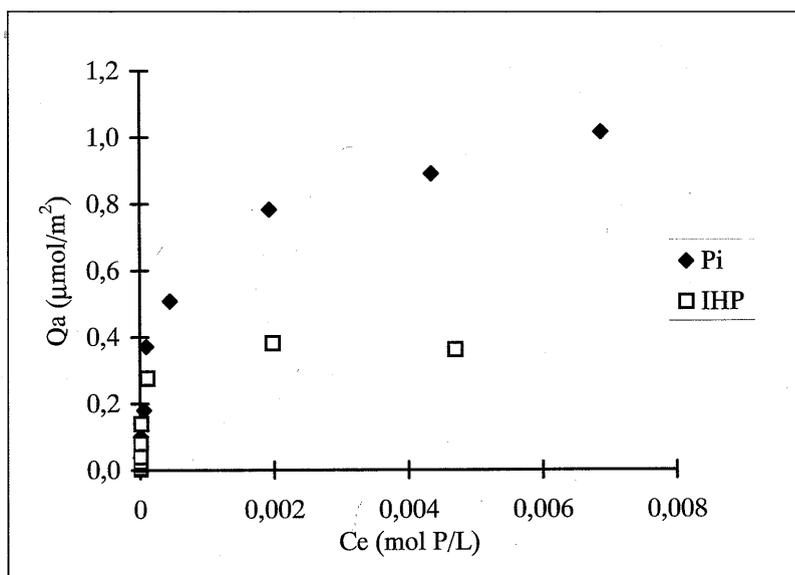


Figura 2

Isoterme di adsorbimento di Pi e IHP da parte dell'illite



la quantità di Pi indicando che l'IHP occupa uno spazio equivalente a due molecole di Pi. L'IHP si legherebbe perciò con due dei suoi sei gruppi fosfato, lasciandone liberi quattro.

Conclusioni

I dati ottenuti forniscono delle indicazioni su come l'IHP interagisce con la goethite e l'illite. Per entrambe le matrici la sottrazione di fosfato dalla soluzione è maggiore se il P è presente nella forma organica. La goethite ritiene una mole di IHP ogni quattro moli di Pi mentre l'illite ne adsorbe una ogni due di Pi. Questa molecola appare interagire con la goethite attraverso quattro dei suoi gruppi fosfato, portando alla formazione di un complesso molto stabile. Questi fenomeni giustificano l'accumulo di questa molecola nel suolo. Risulta evidente che ulteriori ricerche sono necessarie per un'interpretazione approfondita dei meccanismi di adsorbimento.

Bibliografia

- ANDERSON G., 1980. Assessing organic phosphorus in soils. In: F. E. Khasawneh et al. The role of phosphorus in agriculture. ASA Madison WI, pp. 411-431.
- MCKERCHER R. B. E G. ANDERSON, 1989. Organic phosphate sorption by neutral and basic soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 20:723-732.
- OGNALAGA M., FROSSARD E. E THOMAS F., 1994. Glucose-1-phosphate and myo-inositol hexaphosphate adsorption mechanisms on goethite. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58:332-337.
- OHNO T. E ZIBILSKE L.M., 1991. Determination of low concentration of phosphorus in soil extracts using malachite green. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55:892-895.
- SHANG C., HUANG P.M. E STEWART J.W.B., 1990. Kinetics of adsorption of organic and inorganic phosphates by short-range ordered precipitate of aluminium. *Can. J. Soil Sci.*, 70:461-470.
- SHANG C., STEWART J.W.B. E HUANG P.M., 1992. pH effects on kinetics of adsorption of organic and inorganic phosphates by short-range ordered aluminium and iron precipitates. *Geoderma*, 53:1-14.
- STEWART J. W.B. E TIESSEN H., 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry*, 4:1-60.
- TORRENT J., BARRÓN V. E SCHWERTMANN U., 1990. Phosphate adsorption and desorption by goethites differing in crystal morphology. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54:1007-1012.
- SCHWERTMANN U. E CORNELL R.M., 1991. Iron oxides in the laboratory. Preparation and characterization. VCH, Weinheim, Germania.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato realizzato in parte con fondi MURST 40%

INFLUENZA DI OSSALATO SULL' ADSORBIMENTO DI Cu^{2+} SU MINERALI E SUOLI A CARICA VARIABILE

A. De Cristofaro^a, D.H. Zhou^b, J.Z. He^b, A. Violante^a

a) Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie, Università di Napoli "Federico II"
Portici (Napoli), Italia

b) Department of Soil Science and Agrochemistry, Huazhong Agricultural University
Wuhan, China

Introduzione

Le proprietà mineralogiche e chimico-fisiche dei suoli hanno una notevole influenza sui processi di adsorbimento di ioni metallici e, conseguentemente, sulla loro mobilità in ecosistemi terrestri ed acquatici.

Le sostanze umiche, gli ossidi di Al, Fe e Mn e i fillosilicati sono i principali responsabili dell'adsorbimento di elementi metallici nei suoli. Le sostanze umiche hanno la più elevata capacità di adsorbire ioni metallici, anche per la possibilità di formare con essi complessi chelati stabili (Swift et al., 1995). Ossidi di Al, Fe e Mn ed allofani possono adsorbire specificamente ioni come il Cu^{2+} sulle loro superfici, caratterizzate dalla presenza di un elevato numero di gruppi ossidrilici (-OH) ed aquo (-OH₂) (Parfitt e Russel, 1977; Mc Bride, 1989). I fillosilicati, infine, possono fissare ioni metallici, anche con elevata selettività (Harsh e Doner, 1984), su siti carichi negativamente presenti sulle loro superfici.

Leganti organici (quali acido ossalico, malico, tartarico, succinico, fumarico, etc.) rilasciati dalle radici delle piante e dai microrganismi, hanno un ruolo importante nei fenomeni di adsorbimento, desorbimento e mobilizzazione di macro- e microelementi nel suolo (Bar-Yosef, 1991; Marschner, 1995). Diversi acidi chelanti, infatti, possono aumentare o ridurre la disponibilità e l'assorbimento radicale di microelementi, come Cd, Cu, Zn, Ni, Pb (Elliott e Huang, 1981; Bowers e Huang, 1986; Chairidchai e Ritchie, 1990, 1992; Sakurai e Huang, 1995). Tuttavia, ad oggi, poche informazioni sono disponibili sull'influenza di composti chelanti, presenti nella rizosfera, sull'adsorbimento di elementi metallici su fillosilicati e minerali e suoli a carica variabile.

Obiettivo di questo lavoro è stato studiare l'influenza di concentrazioni crescenti di acido ossalico e del pH sull'adsorbimento di Cu^{2+} su fillosilicati (montmorillonite e complessi $\text{Al}(\text{OH})_x$ -montmorillonite), ossidi di alluminio e suoli a carica variabile.

Materiali e Metodi

Sono stati utilizzati come substrati adsorbenti:

- i) la frazione $< 2 \mu\text{m}$ di una **montmorillonite di Crook** (Wyoming, U.S.A.) (Mt).
- ii) un **complesso $\text{Al}(\text{OH})_x$ -montmorillonite** (OH-Al-Mt), preparato aggiungendo montmorillonite a AlCl_3 0.1 M (3 mmoli di Al per grammo di argilla). La sospensione ottenuta è stata neutralizzata con NaOH 0.1 M fino a pH 5.5, dializzata fino a completa eliminazione dei cloruri, congelata ed infine liofilizzata.
- iii) un **ossido di alluminio** (bayerite), preparato aggiungendo KOH 0.18 M a una soluzione 0.06 M di $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$, fino a pH 9.0, ed invecchiando la sospensione ottenuta per 30 giorni a temperatura ambiente. Il prodotto di precipitazione dell'alluminio, dializzato, congelato e liofilizzato, ha mostrato all'analisi di diffrazione ai raggi X picchi a 4.73, 4.36, 3.07 e 2.20 Å, caratteristici della bayerite.
- iv) le frazioni argillose di due **suoli acidi** della Cina Meridionale, provenienti dalle province di Hainan (suolo I) ed Hunan (suolo II) e classificati rispettivamente come Oxisuolo ed Ultisuolo. Le frazioni argillose, separate per sedimentazione dopo dispersione dei campioni di suolo agli ultrasuoni, sono state sottoposte a trattamento con perossido di idrogeno per ossidare la sostanza organica.

Alcune proprietà chimico-fisiche e mineralogiche dei campioni utilizzati sono riportate in Tabella 1.

Le prove di adsorbimento di Cu^{2+} in assenza o presenza di ossalato sono state condotte aggiungendo a 100 mg di minerale puro o a 200 mg di suolo soluzioni contenenti quantità variabili di Cu^{2+} e ossalato, in vo-

lumi finali di 10 ml per i minerali e 25 ml per i suoli. Le quantità di Cu^{2+} in soluzione erano pari a 0.40 mmoli/L (40 $\mu\text{moli/g}$) per la montmorillonite, il complesso OH-Al-Mt e la bayerite e 0.20 mmoli/L (25 $\mu\text{moli/g}$) per le frazioni minerali dei suoli. Sono stati utilizzati rapporti molari ossalato/ Cu^{2+} crescenti. Tutte le soluzioni sono state preparate in KCl 0.002 M al fine di mantenere costante la forza ionica.

I campioni sono stati incubati per 4 ore a pH costante (pH 4.5 per i minerali puri e pH 5.0 per il suolo), utilizzando un titolatore automatico Radiometer (Copenhagen). Alcune prove sono state condotte a pH diversi (pH 3.0 - 7.0), al fine di valutare l'influenza del pH sull'adsorbimento degli ioni metallici.

Tabella I

Descrizione dei campioni utilizzati

Campione	A.S.* (m^2/g)	PCZ#	Descrizione
Mt	847	n.d.	Na-montmorillonite d 0.01 = 12.4 Å
OH-Al-Mt	336	5.13	OH-Al-Mt (3 mmoli Al/g argilla) d 0.01 = 14.1 Å
Bayerite	105	8.90	Bayerite d 0.01 = 4.73, 4.36 Å
Suolo I	164	3.87	Frazione minerale: Caolinite (80%), Idromica, Gibbsite
Suolo II	300	3.50	Frazione minerale: "1.4 intergrade minerals", Idromica, Gibbsite

*A.S. = Area Superficiale determinata gravimetricamente con EGME (Carter et al., 1986)

PCZ = Punto di carica zero determinato col metodo della "salt titration" (Sakurai et al., 1988)

Le sospensioni finali sono state centrifugate a 10000 g e le concentrazioni di Cu^{2+} nei surnatanti sono state determinate per spettrometria di assorbimento atomico (spettrometro Perkin Elmer 3030B). Le quantità adsorbite di Cu^{2+} sono state calcolate per differenza tra le quantità ritrovate nei surnatanti e quelle inizialmente aggiunte.

Risultati e Discussione

In figura 1 sono riportate le quantità di Cu^{2+} adsorbite sui minerali Mt, OH-Al-Mt, bayerite e su un suolo (suolo II), in presenza di concentrazioni crescenti di ossalato.

All'aumentare del rapporto molare ossalato/ Cu^{2+} sono state osservate evidenti variazioni dell'adsorbimento di ioni Cu^{2+} sui diversi substrati.

Le quantità di Cu^{2+} adsorbite sui minerali e sulla frazione argillosa del suolo II in assenza di legante organico variavano da 8.70 $\mu\text{moli/g}$ per la bayerite, 6.70 $\mu\text{moli/g}$ per il complesso OH-Al-Mt e 4.35 $\mu\text{moli/g}$ per la montmorillonite, fino a 4.25 $\mu\text{moli/g}$ per l'Ultisuolo. Gli ioni metallici sono stati, dunque, adsorbiti in quantità minori sulla montmorillonite e sul suolo II ed in quantità sensibilmente più elevate sui minerali a carica variabile, caratterizzati dalla presenza di un elevato numero di siti $-\text{AlOH}$ e $-\text{AlOH}_2$ (complesso OH-Al-Mt e bayerite), a conferma della elevata capacità di questi minerali ad adsorbire ioni metallici (Kinniburgh et al., 1975, 1976; Harsh e Doner, 1984; Mc Bride, 1989).

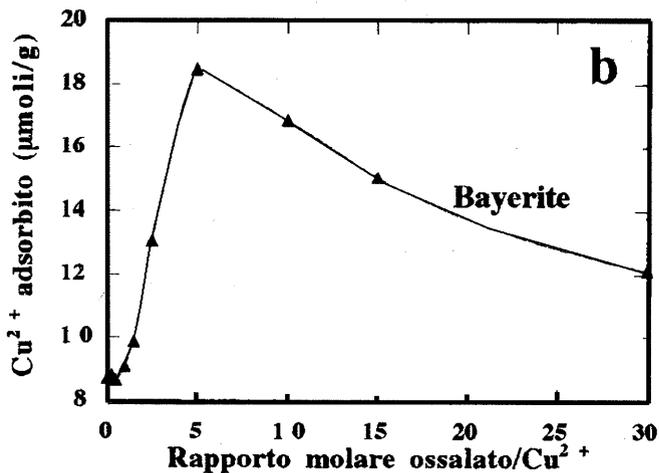
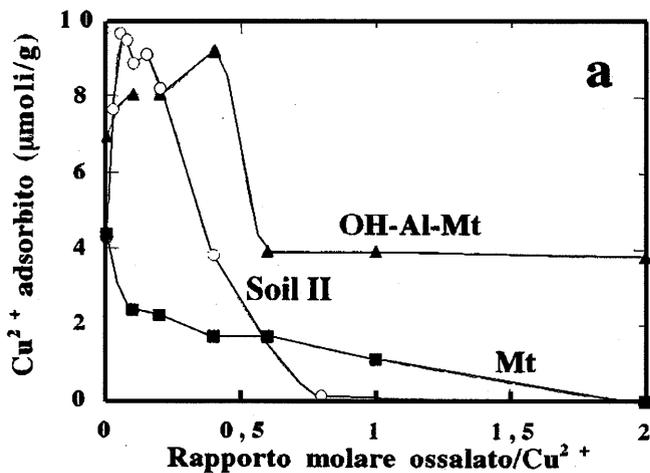
In presenza di basse concentrazioni di ossalato in soluzione (bassi rapporti molari ossalato/ Cu^{2+} (R), quali $R < 0.5$ per il complesso OH-Al-Mt, $R < 5$ per la bayerite ed $R < 0.05$ per le frazioni minerali dei suoli), sono stati osservati incrementi variabili delle quantità di Cu^{2+} adsorbite sui substrati.

In particolare, a $R = 0.5$ l'adsorbimento di Cu^{2+} sul complesso OH-Al-Mt è aumentato del 35% (9.10 $\mu\text{moli/g}$), rispetto al valore registrato in assenza di ossalato, mentre sulla frazione argillosa dell'Ultisuolo, caratterizzato dalla presenza di "1.4 intergrade minerals" e di gibbsite, a $R = 0.05$, è stato registrato un aumento di adsorbimento del 115% (9.14 $\mu\text{moli/g}$, figura 1a). Anche l'adsorbimento di Cu^{2+} sulla bayerite è variato, al crescere della concentrazione del legante organico, fino a $R = 5$, aumentando fino al 111% (18.4 $\mu\text{moli/g}$ fissate sulla superficie del minerale, figura 1b). Tuttavia, a più elevati rapporti molari legante organico/ Cu^{2+} l'adsorbimento di ioni metallici sui minerali è diminuito su tutti i substrati all'aumentare di R. Soltanto per la montmorillonite (figura 1a) e per il suolo I (dati non mostrati) si è, invece, manifestata una diminuzione continua dell'adsorbimento.

Molti fattori concorrono a realizzare l'adsorbimento del Cu^{2+} su ossidi di Al e minerali e suoli a carica variabile, in presenza di concentrazioni crescenti di ossalato.

Figura 1

Quantità di Cu^{2+} adsorbite su un complesso OH-Al-Mt, su una montmorillonite e su un Ultisuolo (a) e su un ossido di alluminio (b), all'aumentare del rapporto molare ossalato / Cu^{2+}



La presenza degli anioni organici può, infatti, determinare dei cambiamenti delle proprietà di superficie dei minerali, come variazioni della loro carica superficiale o del numero di siti disponibili per l'adsorbimento degli ioni metallici, degli anioni organici o delle specie Cu-ossalato presenti in soluzione.

Leganti organici come l'ossalato, frequentemente riscontrabili nel suolo come essudati radicali o metaboliti microbici, possono essere facilmente adsorbiti su minerali a carica variabile, specialmente a pH acidi (Huang e Violante, 1986; Violante e Gianfreda, 1993; Vance et al., 1996).

La fissazione di leganti organici sulle superfici di ossidi metallici e minerali a carica variabile, può abbassare il punto di carica zero dei minerali (Huang e Violante, 1986), aumentando il numero di siti carichi negativamente su cui gli ioni Cu^{2+} possono essere fissati. Inoltre, all'aumentare della concentrazione di ossalato può aversi formazione di complessi Cu-ossalato e $\text{Cu}(\text{ossalato})_2$ (l'ultimo carico negativamente), che possono favorire l'adsorbimento degli ioni metallici sui siti di legame dei minerali. Secondo Bowers e Huang (1986), infatti, complessi chelati forti possono essere adsorbiti come entità uniche sulle superfici minerali.

A concentrazioni di ossalato relativamente alte, invece, la fissazione degli ioni metallici tende a diminuire, probabilmente a causa della copertura di molti siti di adsorbimento sulle superfici dei minerali dovuta alla fissazione dei leganti organici.

Sembra interessante notare che l'adsorbimento di Cu^{2+} in presenza di ossalato ha mostrato lo stesso andamento sui minerali puri e sui suoli utilizzati. Ad esempio, l'adsorbimento di Cu^{2+} sulla montmorillonite di Crook è diminuito in modo continuo all'aumentare della concentrazione del legante organico. Andamento simile è stato osservato per il suolo I, contenente elevate quantità di fillosilicati (caolinite, 80%). L'adsorbimento di Cu^{2+} in presenza di ossalato sul suolo II, caratterizzato da un elevato ammontare di "1.4 nm intergrade minerals", (He et al., 1994) e dalla presenza di gibbsite, è risultato simile all'adsorbimento del Cu^{2+} ottenuto sul complesso $\text{Al}(\text{OH})_x$ -montmorillonite di sintesi (OH-Al-Mt), che presentava caratteristiche simili a quelle dei minerali "1.4 nm intergrade", e sulla bayerite.

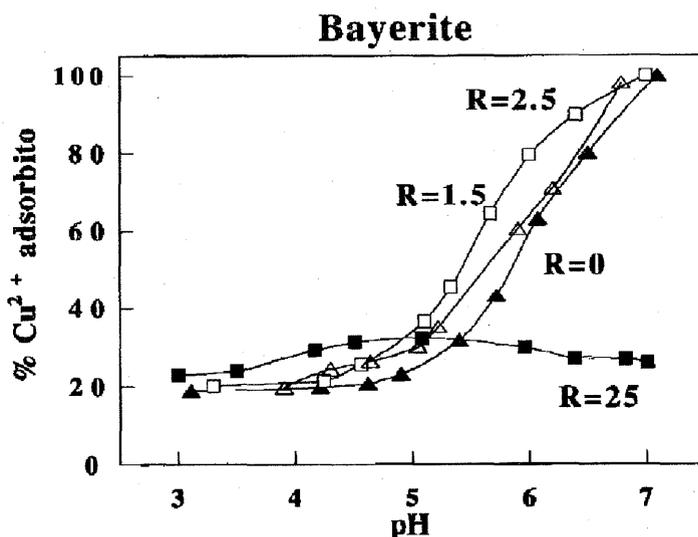
Influenza del pH

L'adsorbimento di anioni organici e cationi metallici su minerali a carica variabile è fortemente influenzato dal pH del sistema (Huang e Violante, 1986; Violante e Gianfreda, 1993; Kinniburgh et al., 1975, 1976).

In figura 2 sono riportate le quantità di Cu^{2+} adsorbite (% di quelle inizialmente aggiunte) sulla bayerite al variare del pH e in presenza di concentrazioni crescenti di ossalato ($R = 0$, $R = 1.5$, $R = 2.5$, $R = 25$).

Figura 2

Quantità di Cu^{2+} adsorbite su una bayerite al variare del pH (3.0-7.0) e della concentrazione di ossalato ($R = \text{rapporto molare ossalato}/\text{Cu}^{2+}$)



L'adsorbimento di Cu^{2+} in assenza del legante organico è risultato aumentare fortemente a $\text{pH} > 4.5 - 5.0$, fino a $\text{pH} 7.0$, evidentemente a causa dell'aumento di siti carichi negativamente della superficie della bayerite. La presenza di basse concentrazioni di ossalato (fino ad $R = 2.5$) ha determinato una lieve diminuzione del valore di pH_{50} , calcolato per l'ossido di alluminio, secondo Kinniburgh et al. (1976). Tale valore di pH, corrispondente al pH al quale veniva fissato il 50% del Cu^{2+} inizialmente aggiunto, è indicativo dell'affinità degli ioni metallici per le superfici minerali.

Il pH_{50} della bayerite, risultato pari a 5.83 in assenza di ossala-

to, è diminuito a 5.37 a $R = 2.5$. Su altri minerali puri sono state ottenute diminuzioni ancora più marcate dei valori di pH_{50} (dati non mostrati).

Concentrazioni di ossalato molto elevate (rapporto molare ossalato/ $Cu^{2+} = 25$) hanno significativamente ridotto l'adsorbimento di ioni metallici sulla bayerite a $pH > 4.5 - 5.0$ (figura 2). Evidentemente la presenza di così elevate quantità del legante organico in soluzione promuoveva la formazione di complessi ossalato-Cu altamente solubili, che non potevano essere adsorbiti sulle superfici della bayerite.

Conclusioni

La presenza di crescenti concentrazioni di ossalato ha mostrato effetti differenti sull'adsorbimento di Cu^{2+} su minerali e suoli a carica variabile. L'adsorbimento di Cu^{2+} , a pH acidi (4.5 - 5.0), è diminuito regolarmente all'aumentare della concentrazione di ossalato sulla montmorillonite e sulla frazione minerale di un Oxisuolo, mentre è inizialmente aumentato e quindi diminuito, ad $R > 0.05$ su un Ultisuolo, e rispettivamente ad $R > 0.5$ e ad $R > 5$ su un complesso Al-OH-Mt e su una bayerite.

I diversi effetti osservati dipendono dai fattori influenzanti l'adsorbimento del Cu^{2+} sui vari minerali in presenza di ossalato, quali i cambiamenti delle proprietà di superficie dei minerali (variazioni della carica superficiale, del numero di siti disponibili per l'adsorbimento degli ioni metallici, degli anioni organici o delle specie Cu-ossalato presenti in soluzione).

È stato anche accertato che l'adsorbimento del Cu^{2+} su minerali e suoli dipendeva fortemente dal pH . In presenza di concentrazioni crescenti di ossalato ($R \leq 2.5$) sono state osservate diminuzioni dei valori di pH_{50} per alcuni minerali studiati, indicative di un aumento dell'affinità degli ioni metallici complessati con l'ossalato per le superfici dei minerali.

Bibliografia

- BAR-YOSEF B. 1991. Root excretions and their environmental effects: influence on availability of phosphorus. In: *The plant roots: the hidden half. Books in soils, plants and the environment: (Y. Waisel, A. Eshel and U. Kafkafi, eds.)* Marcel Dekker, Inc. New York. pp. 529 - 557.
- BOWERS A.R., HUANG C.P. 1986. Adsorption characteristics of metal-EDTA complexes onto hydrous oxides. *J. Colloid Interface Sci.* 110: 575-590.
- CARTER D.L., MORTLAND M.M., KEMPEL W.D. 1986. Specific surface. In: *Methods of Soil Analysis. Part I.* (A. Klute, ed.) ASA-SSSA Publisher, Madison, WI. pp. 413-423.

- CHAIRIDCHAI P., RITCHIE G.S.P. 1990. Zinc adsorption by a lateritic soil in the presence of organic ligands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1242-1248.
- CHAIRIDCHAI P., RITCHIE G.S.P. 1992. The effect of pH on Zn adsorption by a lateritic soil in the presence of citrate and oxalate. *J. Soil Sci.* 43: 713-728.
- ELLIOTT H.A., HUANG C.P. 1981. Adsorption characteristics of some Cu(II) complexes on aluminosilicates. *Water Res.* 15: 849-855.
- HARSH J.B., DONER H.E. 1984. Specific adsorption of copper on a hydroxy-aluminum-montmorillonite complex. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1034 -1039.
- HEJ.Z., LI X.Y., XU F.L., Wang Y.J. 1994. 1.4 intergrade mineral derived from smectite in soils. *Chinese Science Bulletin.* 39: 676-680.
- HUANG P.M., VIOLANTE A. 1986. Influence of organic acids on crystallization and surface properties of precipitation products of aluminum. Pages 159-221 In: *Interactions of soil minerals with natural organics and microbes.* (P.M. Huang and M. Schnitzer eds.) SSSA Spec. Publ. No. 17. SSSA, Madison, WI.
- KINNIBURGH D.G., SYERS J.K., JACKSON M.L. 1975. Specific adsorption of trace amounts of calcium and strontium by hydrous oxides of iron and aluminum. *Soil Sci Soc. Amer. Proc.* 39: 464-470.
- KINNIBURGH D.G., JACKSON M.L., SYERS J.K. 1976. Adsorption of alkaline earth, transition and heavy metal cations by hydrous oxide gels of iron and aluminum. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 40: 796-799.
- MARSCHNER H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd Edition. Academic Press Limited, London.
- MCBRIDE M.B. 1989. Adsorption characteristics of some copper (II) complexes on aluminosilicates. *Water Res.* 15: 849-855.
- PARFITT R.L., RUSSELL T.D. 1977. Adsorption on hydrous oxides: IV. Mechanisms of adsorption of various ions on goethite. *J. Soil Sci.* 28: 297-305.
- SAKURAI K., OHDATE Y., KYUMA K. 1988. Comparison of salt titration and potentiometric titration methods for the determination of zero point of charge. *Soil Sci. Plant Nutr.* 34: 171-182.
- SAKURAI K., HUANG P.M. 1995. Cadmium adsorption on the hydroxyaluminum-montmorillonite complex as influenced by oxalate. Pages 39 - 46. Chapter 4. In: *Environmental Impact of Soil Component Interactions* (P.M. Huang et al., eds.) CRC Press, Inc., Boca Raton.
- SWIFT R.S., RATE A.W., MC LAREN R.G. 1995. Interactions of copper with soil humic substances. Pages 19 - 27 In: *Environmental Impact of Soil Component Interactions* (P.M. Huang et al., eds.) Chapter 2. CRC Press, Inc., Boca Raton.
- VANCE G.F., STEVENSON F.J., SIKRA F.J. 1996. Environmental chemistry of aluminum-organic complexes. Pages 169-220 In: *The Environmental Chemistry of Aluminum.* (G. Sposito ed.) CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- VIOLANTE A., GIANFREDA L. 1993. Competition in adsorption between phosphate and oxalate on an aluminum hydroxide montmorillonite complex. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1235-1241.

1177
1177
1177

CARATTERIZZAZIONE TERMICA DELLE SOSTANZE UMICHE LUNGO IL PROFILO DI DUE VERTISUOLI

Maria Teresa Dell'Abate ^a, Anna Benedetti ^a, Carmelo Dazzi ^b

a) Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Roma

b) Istituto di Agronomia Generale - Università di Palermo

Riassunto

Sono state studiate le proprietà termiche delle sostanze umiche separate lungo il profilo di due Vertisuoli siti in un'area della Sicilia centrale, dissimili in quanto a posizione nel paesaggio e al colore e classificati secondo la quarta edizione delle Keys to Soil Taxonomy come Typic Chromoxerert e come Typic Pelloxerert. Lo studio, condotto mediante calorimetria a scansione differenziale (DSC) e termogravimetria (TGA), ha evidenziato cinetiche di reazione significativamente diverse tra i due gruppi di campioni. Ciò è in accordo con il diverso turnover della sostanza organica determinato dalla differente dinamica dell'acqua nei due siti, confermandone l'influenza esercitata sulla composizione chimico-strutturale delle sostanze umiche. Le tecniche utilizzate si sono perciò dimostrate un'utile metodica d'indagine delle condizioni di degradazione della sostanza organica del suolo in funzione sia delle condizioni pedomorfologiche che della gestione agraria cui il suolo è sottoposto.

Premessa

La sostanza organica è un importante costituente dei Vertisuoli, in grado di influenzarne le proprietà chimico-fisiche, biologiche e biochimiche (Clement et al., 1996), risultando perciò di fondamentale importanza per la qualità del suolo. Il suo turnover è generalmente rapido e può influenzare la composizione chimica delle sostanze umiche, in quanto esse costituiscono un sistema dinamico di componenti più e meno attive, coinvolte nei pro-

cessi relativi alla formazione ed evoluzione della sostanza organica del suolo (Haider, 1992). In questo contesto la caratterizzazione delle sostanze umiche può costituire un utile strumento di indagine delle condizioni di degradazione della sostanza organica del suolo. La termoanalisi in particolare, descrivendo delle cinetiche di decomposizione o di ossidazione termica in condizioni controllate, può fornire importanti indicazioni circa la "qualità" della sostanza organica di un suolo e le sue eventuali interazioni con la componente minerale (Schnitzer & Hoffmann, 1965; Leinweber & Schulten, 1992; Dell'Abate et al., 1993; Dell'Abate, 1995).

Lo scopo di questo lavoro è di verificare se le sostanze umiche di due Vertisuoli presentino caratteristiche termiche omogenee lungo il profilo e diverse per i due suoli, che possano descrivere il diverso turnover della sostanza organica cui sono stati soggetti.

Materiali

In un'area della Sicilia centrale che per aspetti geomorfologici, pedologici, climatici e vegetazionali presenta i caratteri tipici dell'entroterra collinare argilloso siciliano, sono stati presi in considerazione due profili di Vertisuoli dissimili in quanto a posizione nel paesaggio e al colore (Dazzi & Raimondi, 1986) e classificati come Typic Chromoxerert e Typic Pelloxerert fino alla quarta edizione delle Keys to Soil Taxonomy (SSS, 1988), mentre secondo le successive edizioni (SSS, 1992; SSS, 1994; SSS, 1997) sono entrambi da classificare come Typic Haploxerert. Di seguito viene riportata la descrizione pedologica dei due profili (tabelle I e II), ai quali nel testo ci si riferirà semplicemente come Chromoxerert e Pelloxerert.

Tabella 1

Descrizione del Typic Chromoxerert (SSS, 1988)

Località: Azienda Pietranera. Morfologia: collinare. Pendenza: inclinato (12% circa). Pietrosità: comune (2% circa). Rocciosità: assente. Erosione: idrica, diffusa, leggera. Substrato: argille marnose e sabbiose. Uso del suolo: seminativo.

Ap : 0-30 cm. Grigio oliva (5Y5/2) asciutto e (5Y4/2) umido. Argilloso. Struttura poliedrica angolare e sub-angolare, fine, media e grossolana con self mulching in superficie. Duro allo stato secco. Poco poroso. Fessurato. Molto effervescente. 1% di scheletro in volume, minuto, arrotondato e spigoloso. Limite chiaro, ondulato.

A1 : 30-70 cm. Grigio oliva (5Y5/2) asciutto e (5Y4/2) umido. Argilloso. Struttura poliedrica angolare, media e grossolana. Facce di scivolamento comuni, piccole. Duro allo stato secco. Poco poroso. Fessurato. Molto effervescente. Scheletro assente. Limite chiaro, ondulato.

A2 : 70-100 cm. Grigio oliva (5Y5/2) asciutto e (5Y4/2) umido. Argilloso. Struttura poliedrica angolare, media e grossolana. Facce di scivolamento abbondanti medie e grandi. Duro allo stato secco. Poco poroso. Fessurato. Molto effervescente. Scheletro assente. Limite graduale, ondulato.

A3k : 100-140 cm. Grigio oliva (5Y5/2) asciutto e (5Y4/2) umido. Argilloso. Struttura poliedrica angolare, grossolana, tendente a massiva. Facce di scivolamento abbondanti, grandi. Duro allo stato secco. Fessurato. Molto effervescente. Comuni concrezioni di carbonati, soffici a contorno diffuso. Limite graduale, ondulato.

AC : 140-160+ cm. Oliva (5Y5/3) asciutto e (5Y4/3) umido. Argilloso. Struttura massiva. Facce di scivolamento abbondanti, grandi. Duro allo stato secco. Molto effervescente. Comuni concrezioni di carbonati, soffici a contorno diffuso. Scarsissimo scheletro minuto, arrotondato e spigoloso. Limite sconosciuto.

Tabella 2

Descrizione del Typic Pelloxerert (SSS, 1988)

Località: Azienda Pietranera. Morfologia: collinare. Pendenza: subpianeggiante (3% circa). Pietrosità: comune (4% circa). Rocciosità: assente. Erosione: idrica, diffusa, leggera. Substrato: argille marnose. Uso del suolo: seminativo.

Ap : 0-25 cm. Colore nero (5Y2/1) asciutto e umido. Argilloso. Struttura poliedrica angolare e sub-angolare, fine, media e grossolana con self mulching in superficie. Duro allo stato secco. Poroso. Fessurato. Molto effervescente. 4% di scheletro in volume, medio e minuto, arrotondato e spigoloso. Limite chiaro, ondulato.

A1 : 25-60 cm. Colore nero (5Y2/1) asciutto e umido. Argilloso. Struttura poliedrica angolare, media e grossolana. Facce di scivolamento comuni, piccole. Duro allo stato secco. Poco poroso. Fessurato. Molto effervescente. 4% di scheletro in volume medio e minuto, arrotondato e spigoloso. Limite chiaro, ondulato.

A2 : 60-90 cm. Colore nero (5Y2/1) asciutto e umido. Argilloso. Struttura poliedrica angolare, media e grossolana. Facce di scivolamento abbondanti, medie. Duro allo stato secco. Poco poroso. Fessurato. Molto effervescente. 5% di scheletro in volume, medio, arrotondato. Limite graduale, ondulato.

A3 : 90-120 cm. Colore nero (5Y2/1) asciutto e umido. Argilloso. Struttura poliedrica angolare, grossolana, tendente a massiva. Facce di scivolamento abbondanti, medie. Duro allo stato secco. Fessurato. Molto effervescente. 2% di scheletro in volume, medio e minuto, spigoloso. Limite graduale, ondulato.

A4k : 120-160 cm. Colore nero (5Y2/1) asciutto e umido. Argilloso. Struttura massiva. Facce di scivolamento abbondanti, grandi. Duro allo stato secco. Molto effervescente. Comuni concrezioni di carbonati, soffici a contorno diffuso. Scarsissimo scheletro minuto, arrotondato e spigoloso. Limite graduale.

C > 160 cm. Argille marnose

Metodi

I campioni di terreno prelevati lungo il profilo sono stati essiccati all'aria e vagliati a 2 mm.

La sostanza organica del suolo è stata estratta mediante soluzione di soda e pirofosfato 0.1 N (5g suolo / 100ml soluzione) e successiva centrifugazione, mentre gli acidi umici sono stati precipitati per acidificazione a $\text{pH} < 2$. Dopo centrifugazione la soluzione sovrastante è stata sottoposta a passaggio cromatografico su polivinilpirrolidone, al fine di separare gli acidi fulvici dalle sostanze non umiche estratte (Ciavatta et al., 1990). Infine gli acidi umici e fulvici sono stati riuniti in soluzione di NaOH 0.5 N, dializzati contro acqua ed infine liofilizzati. Nessun trattamento è stato effettuato per minimizzare il contenuto in ceneri.

I campioni di sostanze umiche liofilizzate (HA+FA) sono stati sottoposti simultaneamente a Calorimetria a Scansione Differenziale (DSC), nella quale viene misurata l'energia richiesta per ristabilire l'equilibrio termico tra il campione e la sostanza di riferimento nel corso di una scansione termica programmata in ambiente controllato, ed a Termogravimetria (TGA), in cui viene registrato il peso del campione in funzione della temperatura o del tempo.

Le analisi sono state condotte con un analizzatore termico differenziale simultaneo Netzsch STA 409, dotato di testa di misura DSC a flusso di calore e termocoppia in Pt/PtRh, nelle seguenti condizioni: atmosfera di aria, velocità di scansione pari a $10^\circ \text{C}/\text{min}$, crogioli di allumina, caolinite calcinata come sostanza di riferimento termicamente inerte, quantità di campione circa 5 mg.

La curva di calibrazione del sistema DSC per il calcolo del calore di reazione è stata determinata nelle stesse condizioni di misura, usando uno standard di zaffiro ed il software applicato Netzsch SW / c_p / 311.01.

Risultati e discussione

Le curve DSC dei campioni di sostanze umiche sono risultate caratterizzate da una endoterma attribuibile prevalentemente a perdita di umidità, e da un sistema di due esoterme principali più una terza di debole intensità. I principali parametri termici dedotti sono riportati nella tabella III.

Le cinetiche di reazione sono risultate significativamente diver-

se tra i due gruppi di campioni: in particolare per il Chromoxerert le temperature di picco dell'endoterma sono state di circa 20 °C inferiori rispetto alle omologhe del Pelloxerert; analogamente, le temperature di picco della prima reazione esotermica nel Chromoxerert (orizzonti Ap, A1 e A2) erano comprese tra 301°C e 302.7°C, mentre negli orizzonti Ap ed A2 del Pelloxerert esse sono state 337.2°C e 353.5°C. Negli orizzonti A1, A3 ed A4k del Pelloxerert si è verificata un'ampia sovrapposizione tra le due reazioni, risolvibile esclusivamente per deconvoluzione matematica, mentre nel Chromoxerert (Ap, A1, A2) le due reazioni sono risultate sempre separate, con temperature di massima della seconda esoterma comprese tra 423.9°C e 458.7°C; nel Pelloxerert, invece, esse sono state comprese tra 435.8°C e 439.9°C. Relativamente alle sostanze umiche estratte dagli orizzonti A3 e AC del Chromoxerert, le curve DSC sono risultate profondamente alterate dai residui della bruciatura delle stoppie, pratica comune negli ambienti considerati. In conseguenza di ciò, i relativi parametri termici non sono stati riportati nelle tabelle III e IV, in quanto non riferibili alle stesse reazioni identificate per le sostanze umiche degli orizzonti sovrastanti.

Lungo il profilo del Chromoxerert l'intensità della prima esoterma diminuiva con la profondità a vantaggio della seconda, indicando un gradiente di composizione chimico-strutturale delle sostanze umiche lungo il profilo ed un arricchimento relativo negli orizzonti più profondi della frazione a maggiore stabilità termica, mentre nel Pelloxerert il comportamento termico era più omogeneo. Infine, sono state calcolate, dopo opportuna taratura calorimetrica, le entalpie di reazione a partire dalle aree sottese dalle esoterme DSC: i valori di entalpia di reazione per l'insieme delle reazioni esotermiche nel Pelloxerert sono risultati significativamente più elevati di quelli relativi al Chromoxerert, indicando una struttura più complessa e policondensata per le sostanze umiche del Pelloxerert.

Tabella 3

Parametri DSC relativi a HA+FA lungo i profili del Chromoxerert e del Pelloxerert: temperature di picco (°C) e valori di entalpia di reazione (J/g) relativi alla somma delle reazioni esotermiche

HA+FA	temp.(°C)	temp.(°C)	temp.(°C)	temp.(°C)	entalpia
da orizzonte	1° picco	1° picco	2° picco	3° picco	(J/g)
↓	endo	eso	eso	eso	esoterme
Chromoxerert					
Ap	58.4	302.7	435.8	568.5	4751
A1	56.6	301.4	437.1	569.7	5017
A2	54.6	302.5	438.9	567.5	4765
Pelloxerert					
Ap	80.9	337.2	458.7	n.d.	7384
A1	75.3	n.d.	426.5	n.d.	5132
A2	77.0	353.5	433.4	507.2	7506
A3	76.9	n.d.	423.9	510.6	6193
A4k	77.5	n.d.	436.2	521.9	6372
C	64.5	387.9	-	-	1526

Le reazioni di ossidazione termica osservate sulle curve DSC hanno prodotto delle perdite di peso in TGA, consentendo di quantificare le frazioni aventi diversa stabilità termica. Nella tabella IV sono riportati i dati termogravimetrici relativi alla perdita di peso percentuale subita dal campione nella totalità delle reazioni esotermiche (esotot), ai rapporti percentuali tra le perdite di peso associate rispettivamente alla prima ed alla seconda reazione esotermica rispetto al totale (eso1 % ed eso2 %), al residuo della combustione a 800°C, costituito da ceneri.

La quantità di materiale inorganico portato in soluzione dall'estrante usato (soda-pirofosfato di sodio) e legato alle sostanze umiche è stata piuttosto elevata, variando tra il 35 % ed il 45 %, con l'eccezione del campione Ap del Pelloxerert che ha presentato una quantità inferiore di residuo (26 %), che in tutti i campioni era perfettamente combusto, di colore chiaro, leggero, impalpabile, leggermente untuoso al tatto, facendo ritenere di essere costituito prevalentemente da minerali argillosi legati.

Tabella 4

Dati TG relativi a HA+FA lungo i profili del Chromoxerert e del Pelloxerert: perdita di peso (%) associata alla somma delle reazioni esotermiche (esotot), quantità % di residuo di combustione, perdite di peso % associate rispettivamente alla 1a ed alla 2a esoterma rispetto a esotot (eso1 % e eso2 %)

HA+FA	esotot (%) =	residuo (%)	eso1 (%) =	eso2 (%) =
da orizzonte	(eso1+eso2	di	eso1 *100/	eso2 *100/
↓	+eso3)	combustione	esotot	esotot
Chromoxerert				
Ap	58.72	35.96	58.0	27.6
A1	55.28	40.05	53.1	32.0
A2	52.46	40.56	54.5	31.9
Pelloxerert				
Ap	59.72	26.13	40.2	59.8
A1	42.77	45.39	36.1	51.1
A2	55.03	35.24	32.7	62.2
A3	45.79	42.58	35.7	50.7
A4k	46.19	40.98	26.8	52.0
C	21.26	72.32	100.0	-

Le sostanze umiche del Chromoxerert hanno mostrato di contenere una quantità di sostanza organica, considerata pari alla totalità delle perdite di peso dovute alle reazioni esotermiche (esotot), leggermente decrescente lungo il profilo, pur rimanendo comunque mediamente più elevata rispetto a quella delle sostanze umiche estratte dal Pelloxerert, suggerendo con ciò che le sostanze umiche del Chromoxerert siano meno intensamente legate alla frazione minerale del suolo rispetto a quelle del Pelloxerert e quindi più facilmente estraibili. Questo risultato è inoltre in accordo con le determinazioni chimiche del carbonio organico ed umificato, i cui dati saranno riportati in una nota successiva.

Le sostanze umiche dei due Vertisuoli si sono nettamente differenziate per i parametri eso1 % ed eso2 %: le sostanze umiche del Chromoxerert, infatti, hanno presentato valori di eso1 % tutti superiori al 50 %, indicando la prevalenza della frazione a minore stabilità termica, mentre nel Pelloxerert c'è stata una netta prevalenza della frazione a maggiore stabilità termica, espressa da valori di eso2 % superiori al 50 %.

Conclusioni

La caratterizzazione mediante analisi termica delle sostanze umiche estratte lungo il profilo dei due vertisuoli esaminati ha consentito di rilevare differenze significative nel comportamento termico dei due gruppi di campioni. Tali differenze sono direttamente funzione della struttura e composizione delle sostanze umiche. In particolare le sostanze umiche estratte dal Pelloxerert hanno presentato una struttura più complessa, policondensata, caratterizzata da una notevole stabilità termica, che può essere espressione di un certo grado di degradazione della sostanza organica del suolo, con accumulo di sostanze umiche di età più antica. Nel Chromoxerert, invece, le sostanze umiche, pur presentando le caratteristiche termiche "tipiche dell'umificazione", sono risultate caratterizzate da una maggiore quantità della frazione avente minore stabilità termica, riconducibile a strutture alifatiche e fenoliche. Dal punto di vista del turnover della sostanza organica del suolo ciò fa pensare ad una maggiore disponibilità di substrato organico alla mineralizzazione, o comunque ad un suolo meno degradato dal punto di vista della sostanza organica, che accumula sostanze umiche più giovani.

I risultati ottenuti dimostrano che l'analisi termica, in particolare la DCS associata alla TGA, può configurarsi come un'utile metodica di indagine delle condizioni di degradazione della sostanza organica del suolo in funzione sia delle condizioni pedomorfologiche che della gestione agraria cui il suolo è sottoposto, con notevoli implicazioni sulla sua qualità.

In particolare le differenze osservate nelle sostanze umiche estratte nei due profili esaminati consentono di confermare non solo l'influenza esercitata dalla dinamica della sostanza organica del suolo sulla composizione chimico-strutturale delle sostanze umiche ma, anche l'azione che queste ultime svolgono, in virtù delle loro caratteristiche, nel condizionare il colore dei Vertisuoli esaminati (Bonneau & Souchier, 1994; Duchaufour, 1983). Infatti, laddove la morfologia è pianeggiante o, al più, sub-pianeggiante, le condizioni di drenaggio, praticamente nullo del Pelloxerert, determinano la formazione di sostanze umiche molto complesse, fortemente legate alla frazione inorganica del suolo e che ne determinano il colore nero. Per contro, su morfologie inclinate, ove si rinvenivano i Chromoxererts, la diversa dinamica dell'acqua determina la formazione di S.O. meno stabile che può soggiacere ad una mineralizzazione quasi totale, lasciando così al ferro legato alle argille la "responsabilità" del colore del suolo.

La caratterizzazione mineralogica della frazione argillosa e lo studio della sua influenza sui processi di accumulo e metabolismo della sostanza organica del terreno saranno oggetto di una prossima nota.

Bibliografia

- BONNEAU M., SOUCHIER B. (1994) - Pedologie. 2. Constituants et proprietes du sol. Masson.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P. (1990) - Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone chromatography. *J. Chromatogr.* 509: 141-146.
- CLEMENT E. COULOMBE, J.B. DIXON AND L.P. WILDING (1996) - Mineralogy and chemistry of vertisols. In *Vertisols and technologies for their management*, N. Ahmad and A. Mermut Eds. *Developments in Soil Science* 24, Elsevier, Amsterdam.
- DAZZI C., RAIMONDI S. (1986) - I Vertisuoli della Sicilia. Nota II: I Vertisuoli dell'azienda Pietranera (AG). *Quaderni di Agronomia* n°11, Palermo, 67-102.
- DELL'ABATE M.T., ARCANGELI L., BENEDETTI A., SEQUI P. (1993) - Caratterizzazione della sostanza organica di andosuoli mediante analisi termica differenziale e termogravimetrica. *Atti XI Convegno Societa Italiana Chimica Agraria*, 102-109.
- DELL'ABATE M. T. (1995) - Caratterizzazione della Sostanza Organica del Suolo mediante Tecniche di Termoanalisi. *Atti Convegno P.A.N.D.A. Tecnologie Chimiche Avanzate per l'Agricoltura*, Roma, 10-11 aprile, 83-92.
- DUCHAUFOUR P. (1983) - Pedologie. 1. Pedogenese et Classification. Masson.
- HAIDER K. (1992) - Problems related to the humification processes in soils of temperate climates. In *Soil Biochemistry*, G. Stotzky and J. M. Bollag eds, Marcel Dekker Inc., New York, vol. 7, cap. 2, 55-94.
- LEINWEBER P., SCHULTEN H.-R. (1992) - Differential thermal analysis, thermogravimetry and in-source pyrolysis-field ionization mass spectrometry studies on the formation of soil organic matter. *Thermochem. Acta*, 200: 151.
- SCHNITZER M., HOFFMANN I. (1965) - Thermogravimetry of soil humic compounds. *Geochim. Cosmochim. Acta* 29: 359-370.
- SOIL SURVEY STAFF (1988) - Keys to Soil Taxonomy, 4th ed. SMSS Technical Monograph n. 6 - Cornell University, Ithaca, New York.
- SOIL SURVEY STAFF (1992) - Keys to Soil Taxonomy, 5th ed. SMSS Technical Monograph No 19, Pocahontas Press Inc., Blacksburg (VA).
- SOIL SURVEY STAFF (1994) - Keys to Soil Taxonomy, 6th ed., USDA-SCS, U.S. Government Printing Office, Washington D.C.
- SOIL SURVEY STAFF (1997) - Keys to Soil Taxonomy, 7th ed. Pocahontas Press Inc., Blacksburg (VA).

EFFETTO DEL LIVELLO DI SATURAZIONE FOSFATICA SULLA ESTRAIBILITÀ DEL FOSFATO DEL SUOLO

Indiati R., A. Figliolia, L. Ceteroni

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

Introduzione

Una buona correlazione è in genere verificabile tra il livello di fosfato (P) "assimilabile" di un dato suolo determinato secondo i soil tests comunemente usati, Olsen (Olsen et al., 1954), Bray (Bray and Kuertz, 1945), Mehlich (1984), Egner (Egner et al., 1960), etc., e produzione vegetale ed asportazione di P delle colture. D'altra parte, le informazioni fornite da un soil test sullo stato nutrizionale di P di un certo suolo o di una serie di suoli correlati fra loro, sono difficilmente estrapolabili ad altri suoli con caratteristiche chimico-fisiche diverse. Una più approfondita conoscenza di come le caratteristiche del suolo influenzino la risposta dei soil tests potrebbe allora migliorare sia l'interpretazione del soil test stesso sia la correlazione del test con la crescita delle colture.

Vari ricercatori hanno riconosciuto concettualmente valido inserire in un soil test un parametro (argilla, capacità tampone del P, capacità di adsorbimento di P, frazione della superficie saturata con il P, indice di adsorbimento di P, etc) che avesse il maggior controllo sul rilascio di P da parte del suolo (Holford, 1980; Mendoza e Barrow, 1987; Kuo et al., 1988; Indiati e Sharpley, 1995). In particolare, il grado di saturazione fosfatica (P_{sat}), definita come il rapporto tra la quantità di P adsorbito e la capacità di adsorbimento di P del suolo (X_{max}), è risultata essere ben correlata al fosfato estraibile determinato secondo vari soil tests (Kuo et al., 1988; Sharpley, 1996).

Scopo del presente lavoro è stato quello di studiare, su tre suoli italiani caratterizzati da una notevole variabilità della capacità di ritenzione del fosfato, l'estraibilità del P per vari livelli di P adsorbito dal terreno, e verificare la correlazione esistente tra P estraibile e grado di saturazione fosfatica.

Materiali e metodi

Alcune caratteristiche dei suoli in studio (Typic Xerorthent) provenienti dalla provincia di Frosinone (Lazio) sono riportate in tabella 1. Il contenuto di argilla dei suoli (seccati all'aria e passati al vaglio di 2 mm) è stato determinato con il metodo della pipetta dopo dispersione della sostanza organica con esametafosfato sodico (Day, 1965); il pH mediante un elettrodo a vetro su una sospensione suolo/acqua=1:2 (peso/volume); il carbonio organico mediante la procedura di mineralizzazione per via umida (Raveh e Avnimelech, 1972); gli ossidi di ferro "liberi" sono stati estratti con la soluzione di citrato-bicarbonato-ditionito (Mehra e Jackson, 1960), ed il ferro in soluzione determinato mediante spettrofotometria ad assorbimento atomico.

Tabella 1

Alcune proprietà dei suoli oggetto di studio.

Suolo	pH	Arg. %	C org. %	Fe ₂ O ₃ ^a %	Bray1-P mg/kg	Xmax ^b mg/kg	SI ^c
La Bufola	6.6	30	1.32	1.65	12.4	408	30.5
Sornino	6.7	9	1.04	0.57	5.4	180	9.6
Valle S. Angelo	6.6	64	1.92	3.31	12.0	780	51.6

aOssidi di Ferro estratti con citrato-bicarbonato-ditionito.

bCapacità massima di adsorbimento del fosfato.

cIndice di adsorbimento del fosfato.

Capacità di adsorbimento del fosfato (Xmax).

Tre grammi di terreno sono stati posti ad agitare per 24 ore, a 25°C, con 30 mL di una soluzione 0.01M di CaCl₂ contenente da 0 a 60 mg P/kg di suolo. Dopo centrifugazione e filtrazione è stata determinata la concentrazione di P in soluzione, mentre la quantità di P adsorbito è stata calcolata come differenza tra P aggiunto e P in soluzione. La capacità di adsorbimento di P dei suoli è stata stimata usando una isoterma di Langmuir modificata (Kuo et al., 1988) che tiene conto di un'energia di adsorbimento del P variabile. L'equazione usata (in forma lineare) è stata:

$$X = X_{\max} - (k)^{-1/2} (X_{\max})^{1/2} (X/C)^{1/2}$$

dove X (mg/kg) rappresenta la quantità di P adsorbito in corrispondenza di una concentrazione di P in soluzione pari a C (mg/L), mentre k è la costante di affinità per il fosfato.

Indice di adsorbimento del fosfato (SI)

La quantità di P adsorbito, X (mg/100 g) in seguito all'aggiunta di 1.5 g P/kg di suolo è stata determinata dopo agitazione del suolo per 24 ore con una soluzione di KCl 0.02N di concentrazione pari a 75 mgP/L (rapporto suolo: soluzione = 1:20). SI è stato calcolato usando il quoziente $X/\log C$, dove C è la concentrazione di P in soluzione espressa in $\mu\text{moli/L}$ (Bache e Williams, 1971).

Estraibilità del fosfato del suolo in funzione del P adsorbito

I suoli sono stati addizionati con 0, 50, 100, 200 e 400 mg P/kg di terreno mettendo ad agitare per 24 ore 10 grammi di suolo con 100 mL di soluzioni di P di appropriata concentrazione. Le sospensioni di terreno sono state poi filtrate, ed i suoli sono stati lavati per 5 volte con 20 mL di acqua distillata. Il filtrato è stato quindi portato al volume finale di 200 mL. La quantità di P adsorbito dai terreni è stata determinata per differenza tra la quantità di P aggiunto ed il P rimasto in soluzione nel filtrato.

L'estrazione del fosfato sui suoli arricchiti con il P è stata effettuata con la soluzione di $\text{NH}_4\text{F-HCl}$ (Bray e Kurtz, 1945) e con acqua distillata (due estrazioni consecutive per 1 ora ad un rapporto suolo: soluzione pari a 1:40, p/v) (Ryden e Syers, 1977). Il reattivo di Bray è in grado di estrarre forme specifiche di P aumentandone la solubilizzazione per aggiunta di acidi diluiti e di un agente complessante come lo ione fluoruro. Il metodo di estrazione con acqua distillata non dà risultati dipendenti dalle proprietà dei suoli (pH, presenza o meno di calcare, etc), e fornisce una stima della quantità di fosfato "more-physically adsorbed" (P scambiabile per scambio isotopico) (Ryden e Syers, 1977). Il fosfato in soluzione è stato determinato con il reattivo molibdico (molibdato di ammonio + potassio antimoni tartrato), usando l'acido ascorbico come riducente (Murphy e Riley, 1962). Tutte le analisi sono state effettuate in doppio ed i risultati sono stati espressi come medie.

Risultati e discussione

La quantità di fosfato adsorbito dai suoli in esame aumentava linearmente con la quantità di P addizionato in funzione della capacità di adsorbimento dei suoli stessi. Le relazioni tra P adsorbito (Pads) e P aggiunto (Padd) sono espresse dalle seguenti equazioni:

$$\text{Pads (mg/kg)} = 0.38 \times \text{Padd (mg/kg)} + 20.0 \quad (R^2 = 0.999) \quad (\text{Sornino})$$

$$\text{Pads (mg/kg)} = 0.90 \times \text{Padd (mg/kg)} + 5.9 \quad (R^2 = 0.999) \quad (\text{La Bufola})$$

$$\text{Pads (mg/kg)} = 0.99 \times \text{Padd (mg/kg)} + 0.5 \quad (R^2 = 0.999) \quad (\text{Valle S. Angelo})$$

In particolare, alla massima quantità di P addizionato (400 mgP/kg di suolo), corrispondevano 172, 363 e 397 mg/kg di P adsorbito, rispettivamente dal suolo Sornino ($X_{\max} = 180 \text{ mgP/kg}$), dal suolo La Bufola ($X_{\max} = 408 \text{ mgP/kg}$) e dal suolo Valle S. Angelo ($X_{\max} = 780 \text{ mgP/kg}$).

Le Figure 1 e 2 mostrano la relazione tra la quantità di P adsorbito dai suoli e la quantità di P estratto dalle soluzioni di $\text{NH}_4\text{Cl-HCl}$ (Bray1) e acqua distillata (water). All'aumentare del P adsorbito, il P estraibile aumenta linearmente ($R^2 = 0.996 \div 0.999$; $p < 0.001$) per i tre suoli, con un andamento specifico per ciascun suolo. Gli estraenti, infatti, pur presentando una marcata differenza nella loro capacità di estrarre il fosfato (dovuta alla specifica composizione, acidità e forza ionica) tendevano a desorbire più P dai suoli aventi minore capacità di ritenzione del fosfato (X_{\max}) e più basso indice di adsorbimento (SI) rispetto ai suoli con più alti valori di X_{\max} e SI. In particolare, il reagente di Bray1 ha estratto il 43% del P adsorbito dal suolo Sornino ($X_{\max} = 180 \text{ mg P/kg}$ suolo) ed il 10% del P adsorbito dal suolo Valle

S. Angelo ($X_{\max} = 780 \text{ mg P/kg}$ suolo). L'estrazione con acqua si è mostrata meno efficace rispetto a quella effettuata con la soluzione di $\text{NH}_4\text{Cl-HCl}$; infatti, l'acqua ha estratto il 29% del P adsorbito dal suolo Sornino ed il 6% del P adsorbito dal suolo valle S. Angelo. Il suolo La Bufola con una capacità di adsorbimento di 408 mg P/kg suolo ed un indice di adsorbimento di 30.5, ha presentato un comportamento intermedio (il 29% ed il 16% del P adsorbito è stato estratto rispettivamente dal reagente Bray1 e dall'acqua).

Le Figure 3 e 4 mostrano la correlazione tra la quantità di P adsorbito rispetto alla capacità di adsorbimento (P_{sat}) e la quantità di P estratto secondo i metodi descritti, ambedue le grandezze essendo espresse in forma logaritmica. Il livello di saturazione fosfatica appare strettamente correlato al P estratto, infatti il 98% della variabilità del logaritmo della quantità

Figura 1

Quantità di fosfato estratto dalla soluzione di $\text{NH}_4\text{Cl-HCl}$ (Bray1-P) in funzione del fosforo adsorbito dai tre suoli

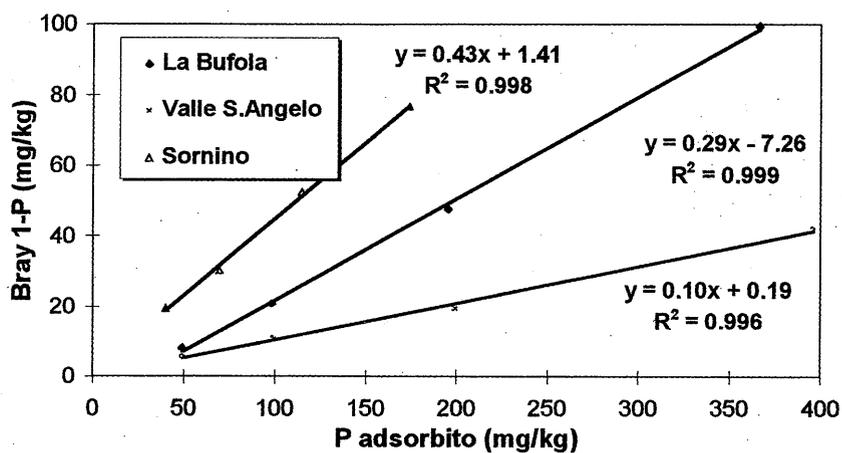


Figura 2

Quantità di fosfato estratto con acqua ($\text{H}_2\text{O-P}$) in funzione del fosforo adsorbito dai tre suoli

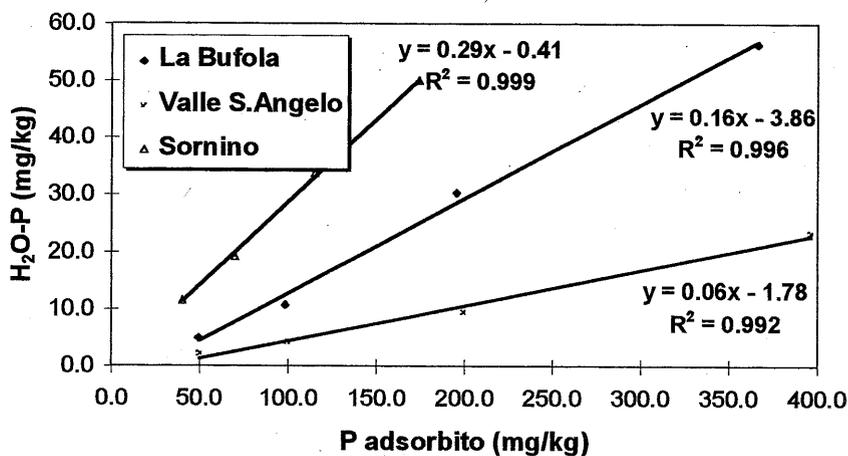


Figura 3

Relazione tra il fosfato estraibile con la soluzione di Bray1 ed il grado di saturazione fosfatica (Psat) dei suoli

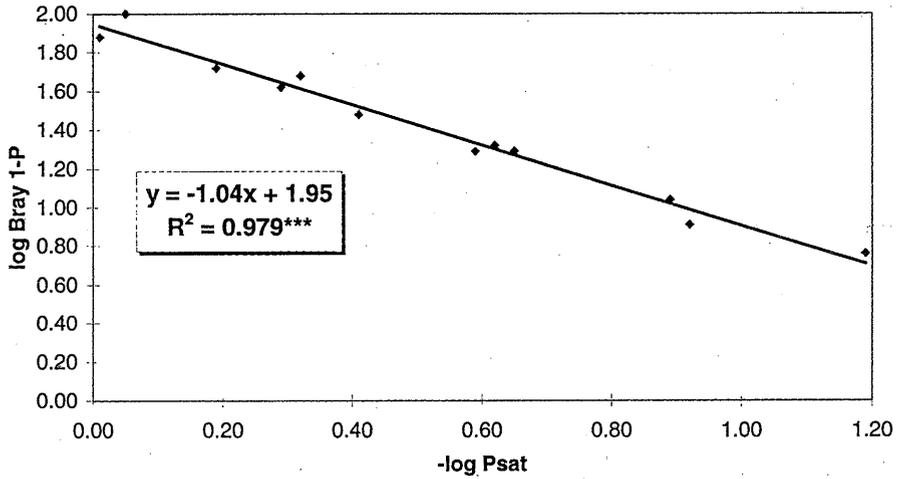
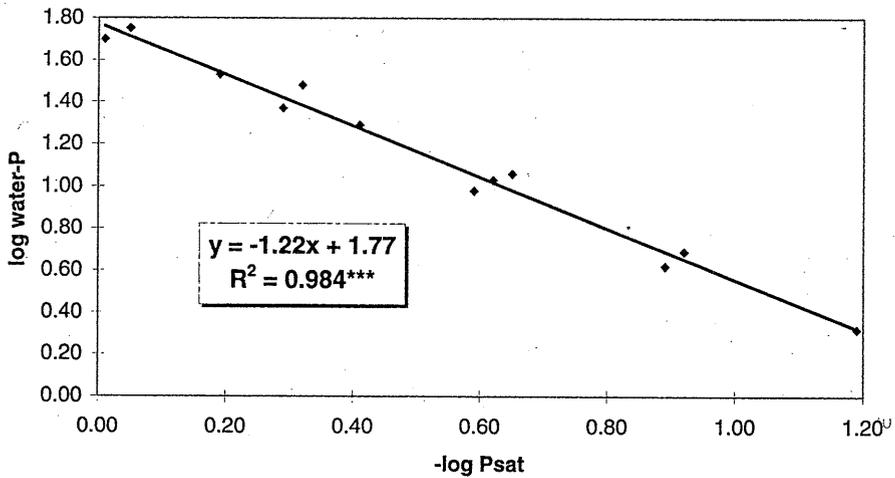


Figura 4

Relazione tra il fosfato estraibile con acqua ed il grado di saturazione fosfatica (Psat) dei suoli



del P desorbito è spiegata dalla corrispondente variabilità del logaritmo del Psat. Il che conferma l'attitudine di questo parametro del suolo a controllare attivamente, per i suoli in studio, il meccanismo di desorbimento del fosfato ad opera degli estraenti usati. La trasformazione log-log non viola l'assunto della distribuzione normale al livello del 95% di confidenza (SAS, 1985).

Il coefficiente angolare delle rette di regressione relative ai due estraenti risulta essere prossimo all'unità ($b=1.04\pm 1.22$), mentre il valore dell'intercetta è più elevato per la soluzione di $\text{NH}_4\text{Cl-HCl}$ ($a=1.95$) rispetto all'acqua ($a=1.77$), il che evidenzia la differente abilità dei due estraenti a desorbire il P del suolo. In particolare, per un livello di saturazione fosfatica prossimo al 100% ($\log \text{Psat}=0.0$), l'acqua estrarrebbe fino a 59 mg P /Kg suolo ($\log 59=1.77$), mentre il reagente di Bray dovrebbe estrarre 92 mg P /Kg suolo ($\log 92=1.95$).

Conclusioni

Una significativa correlazione è stata trovata per i suoli in esame tra la quantità di P desorbito dagli estraenti usati ed il grado di saturazione fosfatica (Psat) dei suoli stessi. Le equazioni di regressione che caratterizzano la relazione tra il P estraibile e Psat possono risultare utile ai fini dell'ottimizzazione della fertilizzazione fosfatica, una volta noti la quantità di P adsorbito e la capacità di adsorbimento di P dei suoli.

Ringraziamenti

La presente ricerca è stata parzialmente finanziata con il contributo del Ministero per le Risorse Agricole, Alimentari e Forestali (Progetto PANDA, Sottoprogetto 3, Serie 2, pubbl.n.68)

Bibliografia

- BACHE B.W. AND E.G. WILLIAMS. 1971. A phosphate sorption index for soils. *J. Soil Sci.* 22: 289-301.
- BRAY R.H. AND L.T. KURTZ. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59: 39-46.
- DAY P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis, pp545-567. IN: C.A. Black (ed) *Methods of Soil Analysis*, Part 2. Agronomy Monograph 9. American society of Agronomy, Madison, WI.

- EGNER H., RIEHM H., DOMINGO W.R. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden. II Chemische extraktionsmethoden zu Phosphor- und Kaliumbestimmung. *K. Landw. Hogsk. Annlr.* 26: 199-215.
- HOLFORTH I.C.R. 1980. Greenhouse evaluation of four phosphorus soil tests in relation to phosphate buffering and labile phosphate in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 555-559.
- INDIATI R., AND A.N. SHARPLEY. 1995. Soil phosphate sorption and simulated runoff parameters as affected by fertilizer addition and soil properties. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 2319-2331.
- KUO S., E.J. JELLUM, and W.L. PAN. 1988. Influence of phosphate sorption parameters of soils on the desorption of phosphate by various extractants. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 974-979.
- MEHLICH A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 15: 1409-1416.
- MEHRA O.P. AND M.L. JACKSON. 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays and Clay Miner.* 7: 317-327.
- MENDOZA R.E., AND N.J. BARROW. 1987. Ability of three extractants to reflect the factors that determine the availability of soil phosphate. *Soil Sci.* 144: 319-329.
- MURPHY J. AND J.P. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Anal. Chem. acta* 27: 31-36.
- OLSEN S.R., COLE C.V., WATANABE F.S., DEAN L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extracting with sodium bicarbonate. *USDA Circ. 939.* U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C.
- RAVEH A. AND Y. AVNIMELECH. 1972. Potentiometric determination of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35: 967.
- RYDEN C. AND J.K. SYERS. 1977. Origin of the labile phosphate pools in soils. *Soil Sci.* 123: 353-361.
- SAS INSTITUTE, INC. 1985. *User's Guide: Basics.* Version 5. SAS Institute, Inc., Cary, NC.
- SHARPLEY A.N. 1996. Availability of residual phosphorus in manured soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1459-1466.

DETERMINAZIONE DEL FOSFORO ASSIMILABILE NEL SUOLO - MODIFICA AL METODO OLSEN

Giuseppe Modugno

Laboratorio Analisi "Modugno Agrochimica"
Lavello (PZ)

Premessa

Il metodo Olsen che prevede l'estrazione del fosforo, cosiddetto assimilabile, a mezzo di una soluzione alcalina di bicarbonato sodico, tamponata per aggiunta di NaOH a pH 8,5 (1) è ormai il più diffuso giacché applicabile alla maggioranza dei terreni agrari (almeno nei nostri ambienti) e perché i dati relativi risultano ben correlati con il fosforo assimilato dai vegetali e quello di scambio dosabile con la tecnica della diluizione isotopica a mezzo del ^{32}P (2)

Esso ingenera tuttavia il grave inconveniente di estrarre parte dei composti organici ed imprimere agli estratti una colorazione che presenta intensi assorbimenti alle lunghezze d'onda a cui viene eseguita la lettura spettrofotometrica del complesso fosfomolibdico, tecnica alla quale si ricorre per il dosaggio quantitativo del fosforo estratto.

Il metodo originario Olsen, adottato dalla S.I.S.S. nel 1976 (3), prevede l'adsorbimento dei composti organici e quindi l'illimpidimento degli estratti a mezzo di carbone attivo. Tale metodica presenta diversi inconvenienti alcuni dei quali influiscono sulla facilità e rapidità di esecuzione, altri potrebbero invece influire sull'attendibilità del risultato finale:

- necessità di filtrazione degli estratti;
- difficoltà di reperimento di carbone attivo e carta da filtro esente da fosfati;
- adsorbimento degli stessi ioni ortofosforici a causa delle cariche cationiche a più o meno alta den-

sità, a seconda del metodo di attivazione) presenti alla superficie dell'adsorbente.

Per il Norit, uno dei carboni maggiormente adoperati in laboratorio, si ha una distribuzione di gruppi funzionali così come riportato in Tabella 1. Si può notare la prevalenza dei gruppi funzionali cationici, soprattutto nel tipo di carbone attivato chimicamente.

Tabella 1

Gruppi funzionali su carbone attivo (valori espressi in meq/g)

TIPO	FORTEMENTE ACIDI	DEBOLMENTE ACIDI	BASICI	OSSIDANTI	RIDUCENTI
NORIT 1	0.10	0.45	0.40	0.1/0.5	0.5
NORIT 2	0.85	0.90	0.0		

NORIT 1 carbone attivato con vapor d'acqua

NORIT 2 carbone attivato chimicamente

Fonte: Enciclopedia della Chimica, voce "Carbone attivo" - USES Edizioni Scientifiche - Firenze

Una variante, proposta da Watanabe e dallo stesso Olsen e adottata dalla S.I.S.S. nel 1985 (4), prevede l'aggiunta di Potassio Antimonil Tartrato al reattivo colorante. L'aggiunta di tale composto permette una più facile riduzione del complesso molibdico ed una maggiore sensibilità. Ciò comporta la duplice possibilità dello sviluppo del colore a freddo e di una più spinta diluizione dell'estratto nella soluzione finale. Quest'ultimo vantaggio è utilizzato per trattare l'estratto tal quale senza l'aggiunta di carbone attivo e conseguente filtrazione.

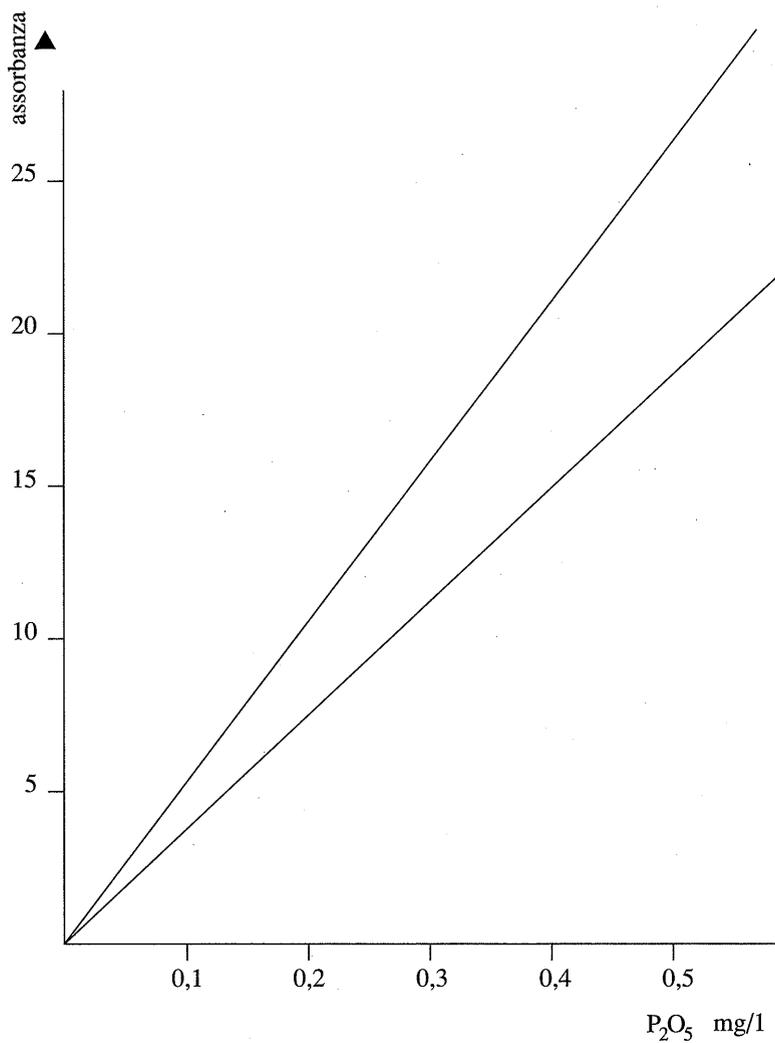
L'esperienza ha purtroppo insegnato che se ciò è valido per estratti poco colorati, non lo è per estratti ricchi di composti organici. Il vantaggio del ricorso al reattivo antimonilico non è infatti cospicuo.

L'incremento dei valori di Assorbanza è evidenziato dal confronto tra le curve di taratura riportate in Figura 1 ottenute con standards a concentrazione crescente in P_2O_5 .

In un caso (curva a) con l'aggiunta di Potassio Antimonil Tartrato e sviluppo del colore a freddo, nell'altro (curva b) senza l'aggiunta del reattivo e sviluppo del colore a caldo.

Figura 1

Confronto fra metodi, a (a freddo) - b (a caldo)



$$M'a = 53,3$$

$$M'b = 37,5$$

$$D = 42,2\%$$

I coefficienti angolari delle due rette valgono:

$$M'a = 53.3 \text{ e } M'b = 37.5$$

L'incremento percentuale dei valori di Assorbanza, a parità di concentrazione dell'analita, è quindi:

$$100 \times (53.3 - 37.5) / 37.5 = 42.2\%$$

ciò consente, al più, di raddoppiare il coefficiente di diluizione degli estratti senza perdere efficacia nella lettura spettrofotometrica, tanto che i Metodi Ufficiali Italiani (5), pubblicati nel 1992, hanno reintrodotta l'uso del carbone attivo, e gli inconvenienti legati al suo utilizzo, pure nella tecnica dello sviluppo a freddo.

Proposta di modifica

La modifica che si propone, allo scopo di eliminare l'interferenza delle sostanze organiche e illimpidire gli estratti, è il ricorso alla demolizione ossidativa delle stesse.

L'ossidante da utilizzare è il permanganato di potassio che, nelle condizioni operative da noi saggiate e nei due anni di applicazione del metodo nel nostro laboratorio, si è sempre rivelato in grado di demolire le molecole umiche aventi gruppo cromoforo in grado di assorbire radiazioni nel campo del visibile, portate in soluzione dall'estrattore di Olsen. Questo reattivo consente numerosi vantaggi:

- ha efficacia a bassa concentrazione e per un tempo limitato di reazione;
- la sua colorazione in ambiente ossidante permette di controllare

quantitativamente l'andamento della reazione, nel senso che, fintanto che la soluzione a cui si è aggiunto KMnO_4 rimane colorata, si è certi di avere in soluzione un eccesso di reattivo;

- la sua decolorazione viene ottenuta con l'aggiunta dello stesso riducente normalmente impiegato

per la riduzione del complesso fosfomolibdico, con evidente vantaggio nel risparmio dei reattivi e nei tempi di esecuzione;

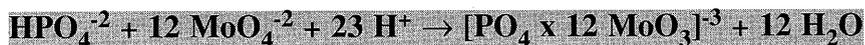
- non ha alcuna influenza sui valori di assorbanza, tanto che la sua introduzione negli standards di calibrazione diviene superflua;

- viene evitata la filtrazione degli estratti con una più semplice e veloce centrifugazione;

- i tempi di esecuzione di analisi sono sensibilmente ridotti rispetto al metodo originario e, soprattutto, rispetto al metodo a freddo.

Limiti

La reazione tra reattivo molibdico e ioni ortofosfato con formazione dell'eteropoliacido fosfomolibdico è specifica per questi ultimi.



Altri ioni fosforici, organici e inorganici, danno tuttavia luogo alla stessa reazione dopo idrolisi e conseguente formazione di ortofosfati.

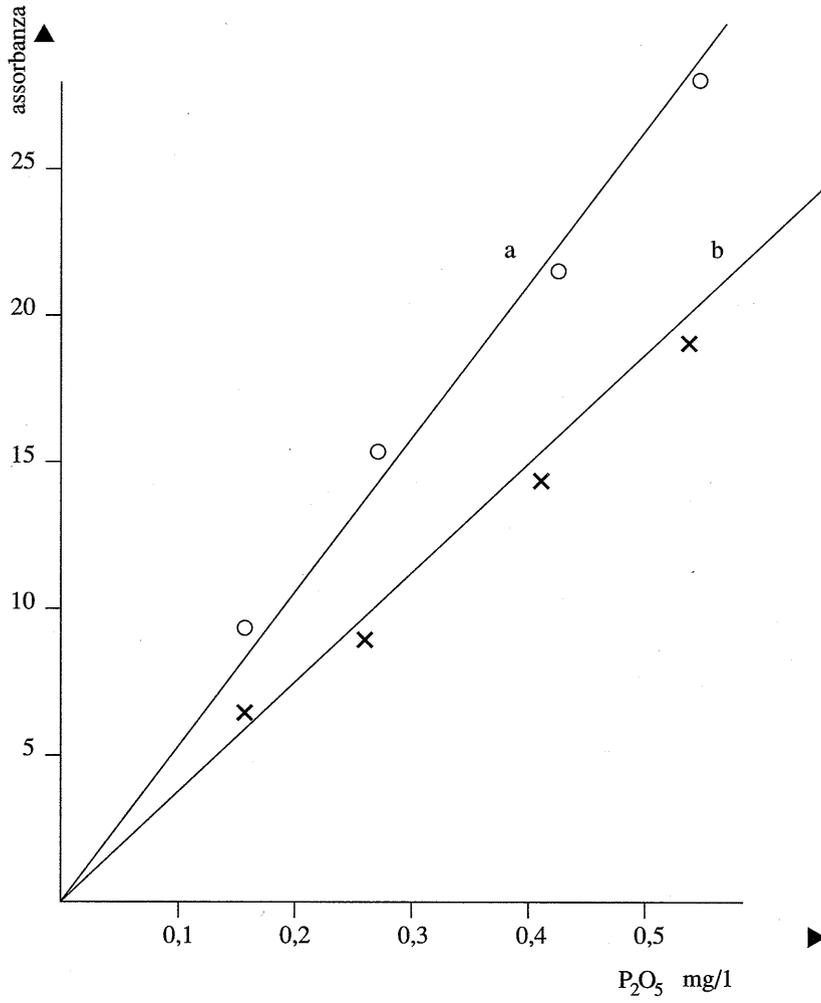
I composti organici a base di fosforo rinvenibili nella frazione umica del terreno (inositol fosfati, fosfolipidi, acidi nucleici) assimilabili tutti ad un'unica tipologia di composti: "Esteri dell'acido Fosforico", subiscono idrolisi anche spontaneamente.

Stesso destino subiscono i fosfati inorganici, diversi dagli ortofosfati, eventualmente presenti nel suolo.

Le reazioni di idrolisi di tali composti sono riportate in Tabella 2

Figura 2

Confronto fra metodi, a (a freddo) - b (a caldo)

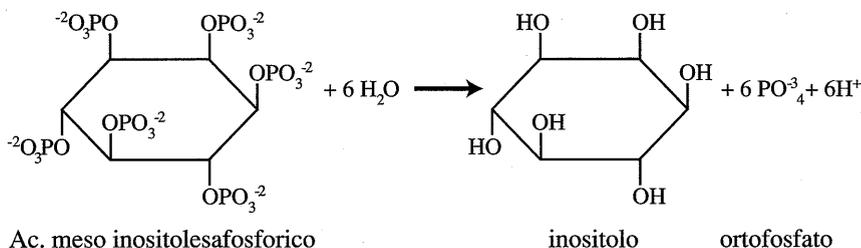


recupero da soluzioni di Ac. fitico

Tabella 2

Reazioni di idrolisi di composti fosforati rinvenibili nel suolo

Fosfati organici, es:



FOSFATI INORGANICI

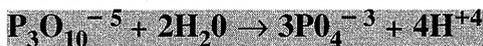
METAFOSFATI



PIROFOSFATI



TRIPOLIFOSFATI E ALTRI POLIFOSFATI


**Influenza delle condizioni operative sulla idrolisi
dei composti fosforati organici**

Allo scopo di saggiare l'influenza dei reattivi e delle condizioni operative della metodica da noi messa a punto sul processo di idrolisi dei composti fosforati organici, abbiamo provveduto a trattare soluzioni a titolo noto in P_2O_5 partendo da Acido meso-inositol esafosforico puro (acido fitico) che è il composto fosfo-organico maggiormente rappresentato nella matrice umica del suolo.

I dati relativi al recupero dell'analitya ottenuti con il metodo a caldo, previa aggiunta di permanganato, sono poi stati confrontati con quelli relativi al recupero ottenuti trattando le stesse soluzioni con il metodo a freddo.

Il recupero dell'analita nelle soluzioni di acido fitico è stato pressoché quantitativo (valore medio 98,2%) ed esso non è significativamente diverso nel caso venga applicato l'uno o l'altro metodo.

Bisognerà ammettere quindi che, adoperando il metodo Olsen per l'estrazione e il dosaggio del fosforo assimilabile nei suoli agrari, comunque modificato, tra le frazioni di fosforo rinvenibili negli estratti, oltre a quelle attese:

- ortofosfati prontamente solubili (tra cui principalmente fosfato monocalcico);
- ortofosfati parzialmente solubili (fosfato bicalcico) la cui solubilità viene però incrementata per l'azione dello ione idrocarbonico che abbassa l'attività dello ione calcio precipitandolo come carbonato¹;
- ortofosfati insolubili (fosfato tricalcico) reso parzialmente solubile per lo stesso meccanismo di cui sopra;
- ortofosfati insolubili, rinvenibili in terreni acidi, (fosfati di ferro e alluminio) resi parzialmente solubili per l'azione dello ione OH⁻ che precipita i metalli sotto forma di idrossidi

bisogna annoverare anche la frazione relativa a fosfati organici e inorganici che, per idrolisi nelle condizioni operative del metodo, liberano ioni ortofosfato.

Bibliografia

- OLSEN S.R., COLE C.B., WATANABE F.S., AND DEAN C.A.: Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S.D.A. Cir. 939,19 (1954)
- L. FEDERICO GOLDBERG, E. ARDUINO, P. SEQUI (coordinatore) La valutazione della Fertilità in "Chimica del Suolo" pag. 511 e segg. Patron Editore - Bologna (1989)
- SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO - Metodi Normalizzati di Analisi del Suolo a cura della II^o commissione della SISS, Boll. N. 10 (1976)
- SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO - Metodi Normalizzati di Analisi del Suolo a cura della IV^o commissione della SISS, Edagricole - Bologna (1985)
- MINISTERO DELL'AGRICOLTURA E DELLE FORESTE, D.M. 11 maggio 1992 - Approvazione dei "Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo"

METODICA DI ANALISI
DETERMINAZIONE DEL FOSFORO ASSIMILABILE
(METODO OLSEN MODIFICATO MODUGNO)

1. Oggetto e campo di applicazione

Descrizione di un metodo per la determinazione del fosforo "assimilabile". Il metodo è applicabile ai terreni con pH in acqua superiore a 6,5

2. Principio

Il metodo utilizza una soluzione di sodio bicarbonato 0,5 M tamponata a pH 8,5 con sodio idrossido per estrarre fosforo "assimilabile" presente in

- ortofosfati prontamente solubili (tra cui principalmente fosfato monocalcico);
 - ortofosfati parzialmente solubili (fosfato bicalcico) la cui solubilità viene però incrementata per l'azione dello ione idrocarbonico che abbassa l'attività dello ione calcio precipitandolo come carbonato²;
 - ortofosfati insolubili (fosfato tricalcico) resi parzialmente solubili per lo stesso meccanismo di cui sopra;
 - ortofosfati insolubili, rinvenibili in terreni acidi, (fosfati di ferro e alluminio) resi parzialmente solubili per l'azione dello ione OH⁻ che precipita i metalli sotto forma di idrossidi.
-

- fosfati organici e inorganici che, per idrolisi nelle condizioni operative del metodo, liberano ioni ortofosfato.

Il fosforo così estratto viene dosato per via spettrofotometrica dopo reazione con un sale di molibdeno che, in determinate condizioni, produce un complesso fosfomolibdico colorato in blu.

3. Reagenti

Nel corso dell'analisi utilizzare acqua distillata o di purezza equivalente e reagenti di qualità analitica riconosciuta.

3.1 Sodio Idrossido, NaOH, soluzione 0,5 M: pesare 20 g sodio idrossido gocce, trasferirli in un matraccio da 1000 ml. Sciogliere con circa 200 ml di acqua, raffreddare e portare a volume.

3.2 Sodio Bicarbonato, NaHCO₃, soluzione estraente: pesare 42 g di NaHCO₃ e scioglierli in beker in circa 500 ml di acqua, aggiungere NaOH 0,5 M (3.1) sino a pH 8,5 ± 0,1 Trasferire il tutto in matraccio da 1000 ml e portare a volume.

3.3 Potassio Permanganato, KMnO₄ 0,01 N, sciogliere 0,316 g di KMnO₄ in matraccio da 1000 ml

3.4 Acido solforico, H₂SO₄ 2N, in 400 ml di acqua contenuti in matraccio da 1000 ml trasferire lentamente, lasciando scorrere lungo le pareti e agitando, 56 ml di acido solforico concentrato (d=1,84)

3.5 Reagente molibdico: (per la sua preparazione molta attenzione si dovrà porre nell'utilizzare attrezzatura e vetreria pulita, sgrassata con detersivi sicuramente esenti da fosfati, preferibilmente tenuta a bagno in acqua distillata acidulata per H₂SO₄) a 500 ml circa di acqua tiepida si aggiungono 14,4 g di ammonio molibdato tetraidrato (NH₄)₆Mo₇O₂₄ x 4H₂O e si agita sino a dissoluzione. A parte, in altro recipiente, si aggiungono a 500 ml di acqua fredda 215 ml di H₂SO₄ concentrato. Si lasciano raffreddare le due soluzioni quindi si riuniscono in un matraccio da 2000 ml portando a volume. La soluzione è stabile per 30 giorni se conservata in bottiglie di politene scure.

3.6 Reagente colorometrico: A 200 ml di soluzione solfomolibdica (3.5) si aggiungono 2 gr di acido ascorbico.

Il reattivo dovrà essere preparato al momento dell'uso.

3.7 Fosforo, soluzione standard madre a 1000 mg/l di P_2O_5 : pesare 1,9174 g di potassio fosfato monobasico KH_2PO_4 essiccato a 105 °C e scioglierli in 1000 ml di acqua.

3.8 Fosforo, soluzione di lavoro, con pipetta di precisione si diluiscono 10 ml della soluzione madre (3.7) in 1000 ml di acqua ottenendo così una soluzione a 10 mg/l di P_2O_5 .

4 Procedimento

4.1 Estrazione

4.1.1 2,5 gr di terra fine, ottenuta per frantumazione e setacciamento a 2mm, vengono trasferiti in beuta della capacità di 250 ml con l'aggiunta di 50 ml di soluzione estraente (3.2) e posti su agitatore rotativo a 40 giri al minuto o su agitatore oscillante a 120-140 cicli al minuto.

4.1.2 Dopo 30' di agitazione, l'estratto torbido viene centrifugato a 2.500 giri per 5'.

4.2 Ossidazione

4.2.1 Si pipettano 5 ml di estratto limpido che si trasferiscono in matracci della capacità di 50 ml. Si aggiungono circa 10 ml di acqua distillata lavando il collo e le pareti del recipiente, 1,5 ml di H_2SO_4 2N (3.4) e 10 ml di $KMnO_4$ 0,01 N (3.3). Si portano su bagnomaria bollente per 30' controllando che la temperatura del liquido si mantenga tra 80 e 90 °C. Di tanto in tanto si agita dolcemente per permettere l'allontanamento dell'anidride carbonica che si è formata per aggiunta di acido solforico. Nel caso la soluzione dovesse decolorarsi per difetto di permanganato sarà necessario ripetere le operazioni pipettando una quantità inferiore di estratto. Di questa eventuale ulteriore diluizione si dovrà tenere conto nei calcoli finali.

4.3 Sviluppo del colore

4.3.1 Dopo 30' di bagnomaria, si aggiungono 5 ml di reagente colorimetrico (3.6). La colorazione rossa del permanganato scompare rapi-

3.7 Fosforo, soluzione standard madre a 1000 mg/l di P_2O_5 : pesare 1,9174 g di potassio fosfato monobasico KH_2PO_4 essiccato a 105 °C e scioglierli in 1000 ml di acqua.

3.8 Fosforo, soluzione di lavoro, con pipetta di precisione si diluiscono 10 ml della soluzione madre (3.7) in 1000 ml di acqua ottenendo così una soluzione a 10 mg/l di P_2O_5 .

4 Procedimento

4.1 Estrazione

4.1.1 2,5 gr di terra fine, ottenuta per frantumazione e setacciamento a 2mm, vengono trasferiti in beuta della capacità di 250 ml con l'aggiunta di 50 ml di soluzione estraente (3.2) e posti su agitatore rotativo a 40 giri al minuto o su agitatore oscillante a 120-140 cicli al minuto.

4.1.2 Dopo 30' di agitazione, l'estratto torbido viene centrifugato a 2.500 giri per 5'.

4.2 Ossidazione

4.2.1 Si pipettano 5 ml di estratto limpido che si trasferiscono in matracci della capacità di 50 ml. Si aggiungono circa 10 ml di acqua distillata lavando il collo e le pareti del recipiente, 1,5 ml di H_2SO_4 2N (3.4) e 10 ml di $KMnO_4$ 0,01 N (3.3). Si portano su bagnomaria bollente per 30' controllando che la temperatura del liquido si mantenga tra 80 e 90 °C. Di tanto in tanto si agita dolcemente per permettere l'allontanamento dell'anidride carbonica che si è formata per aggiunta di acido solforico. Nel caso la soluzione dovesse decolorarsi per difetto di permanganato sarà necessario ripetere le operazioni pipettando una quantità inferiore di estratto. Di questa eventuale ulteriore diluizione si dovrà tenere conto nei calcoli finali.

4.3 Sviluppo del colore

4.3.1 Dopo 30' di bagnomaria, si aggiungono 5 ml di reagente colorimetrico (3.6). La colorazione rossa del permanganato scompare rapi-

damente mentre comincia a formarsi la colorazione blu del complesso fosfomolibdico. Si tolgono i matracci dal bagnomaria e si lasciano raffreddare a temperatura ambiente. Si porta quindi a volume e si eseguono le letture spettrofotometriche a 660 nm.

4.4 Preparazione della curva di taratura.

Si preparano 6 matracci da 50 ml perfettamente puliti (vedi punto 3.5) in cui si trasferiscono 0 - 0,5 - 1 - 1,5 - 2 - 2,5 ml della soluzione standard a 10 mg/l di P_2O_5 (3.8) ottenendo concentrazioni di 0 - 0,1 - 0,2 - 0,3 - 0,4 - 0,5 mg/l di P_2O_5 .

Ad ognuno si aggiungono 5 ml di soluzione estraente (3.2), si prosegue quindi come in 4.2.1 come per gli estratti di terreno.

4.5 Calcoli

Il contenuto in fosforo assimilabile nei campioni in analisi, espresso come mg/Kg di P_2O_5 , è dato da:

$$P_2O_5 \text{ mg/Kg di terra fine} = A \times 200$$

dove A è la concentrazione di P_2O_5 ricavata dalla curva di taratura.

Volendo esprimere il risultato come P moltiplicare il valore trovato per 0,436.

Note

1 Il magnesio viene precipitato in soluzione alcalina solo ad un pH superiore a 10

2 Il magnesio viene precipitato in soluzione alcalina solo ad un pH superiore a 10



III COMMISSIONE

Biologia del Suolo

Presidente L. Gianfreda

DAVID

SINTESI MICORRIZICA CON GLOMUS MOSSEAE IN PIANTE NOBILI DA LEGNO

Mauro Bragaloni ^a, Renzo Pirazzi ^b, Elvira Rea ^a

a) Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante di Roma.

b) Centro di Sperimentazione Agricola e Forestale di Roma.

Riassunto

L'eccessivo sfruttamento delle piante nobili da legno da parte dell'uomo ha prodotto, soprattutto nell'ultimo secolo, una notevole riduzione della loro presenza nelle foreste italiane.

Scopo del presente lavoro è stato quello di verificare la possibilità di sintesi micorrizica tra *Prunus avium*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, e *Juglans nigra*, e un fungo vescicolo-arbuscolare, *Glomus mosseae*. Dopo due anni di crescita sono state valutate le condizioni di infezione, la crescita e lo stato nutrizionale. *G. mosseae* è stato in grado di infettare tutte le piante prese in considerazione aumentandone la crescita e la nutrizione minerale, ad eccezione di *J. nigra*. Si riferisce per la prima volta la sintesi micorrizica di *P. avium* con infezione arbuscolare di tipo *Arum*.

Introduzione

Gli studi compiuti sulla sintesi micorrizica tra piante erbacee e funghi vescicolo-arbuscolari (VAMF) hanno permesso di comprendere diversi aspetti dell'interazione. Relativamente alla morfologia dell'infezione, al rapporto di scambio nutrizionale pianta-ospite e simbiote, alla crescita è stato confermato che i VAMF possono migliorare le relazioni idriche e nutrizionali dell'ospite. Simili studi su piante legnose sono invece pochi e spesso non descrivono completamente gli aspetti dell'infezione micorrizica (Castellano, 1996).

In Italia lo sfruttamento delle piante "nobili" da legno da parte dell'uomo ha portato ad un impoverimento notevole per cui si richiede sempre più con urgenza il rimboschimento, avvalendosi possibilmente di tecniche che possano facilitarlo (Bernetti e Padula, 1983) e che contribuiscano a mantenere un ambiente sostenibile (Bethlenfalvay e Linderman, 1992).

Scopo del presente lavoro è stato quello di sintetizzare micorrize vescicolo-arbuscolari (VAM) tra *Glomus mosseae* e alcune latifoglie "nobili" da legno quali *Prunus avium*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, e *Juglans nigra* ed analizzare le modalità di infezione della radice dell'ospite anche per una loro possibile applicazione nel rimboschimento.

Materiali e metodi

Semi stratificati di *Prunus avium*, *Acer pseudoplatanus*, e *Juglans nigra* sono stati sottoposti a vernalizzazione per 3 mesi continuativi a 5°C mentre, per i semi di *Fraxinus excelsior*, la vernalizzazione è stata alternata a periodi di quindici giorni a 20°C (Piotto, 1994). La germinazione dei semi è stata effettuata su vermiculite sterile (120°C per 6 ore) dopo aver sterilizzato superficialmente i semi con ipoclorito (3% peso/peso in cloro attivo). Il tempo di sterilizzazione è stato di 15 minuti per *A. pseudoplatanus* e *F. excelsior* (semi a pericarpo sottile) mentre per *P. avium* e *J. nigra* il tempo di trattamento è stato esteso a 45 minuti. Plantule di 5 cm sono state selezionate per uniformità di altezza, inoculate al momento del trapianto in vasi (0,8 litri) contenenti 1 Kg di suolo di campagna e sabbia (1:1 volume/volume). L'inoculazione è stata effettuata con *G. mosseae* (Fig. 1) mediante 25 g di inoculo grezzo (spore, radici e sabbia) ottenuto per moltiplicazione, per più generazioni, con *Trifolium repens*. Plantule di controllo ricevevano invece 25 g di radici e sabbia. Le piante sono state allevate per 2 anni in serra provvista di apparato di filtrazione dell'aria (100 µ); dopo detto periodo, sono stati rilevati e registrati i parametri di crescita (pesi delle porzioni epi- ed ipogee) e di nutrizione (macro- e microelementi). Le radici micorrizzate sono state raccolte e valutata l'infezione allo stereoscopio ed al microscopio ottico previa colorazione con fucsina acida secondo Phillips e Haymann (1970) da noi modificata per tali specie con un trattamento aggiuntivo di soda e acqua ossigenata.

Risultati e discussione

In tutte le specie esaminate, inoculate con *G. mosseae*, al termine della prova, è stata riscontrata sintesi micorrizica; le piante di controllo erano prive di infezione. La simbiosi micorrizica non ha prodotto alcun effetto significativo sulla crescita e sull'assorbimento dei nutrienti in *J. nigra*. E' stato possibile dimostrare invece che *G. mosseae* ha promosso la crescita (Tab. 1) e l'assorbimento degli elementi nutritivi (dati non mostrati) degli altri ospiti con effetto più marcato in *P. avium* e relativamente meno marcato in *A. pseudoplatanus* e *F. excelsior*, confermando i dati precedentemente ottenuti per i micro-nutrienti (Pirazzi, 1993).

Tabella 1

Rapporti tra il peso secco di piante micorrizzate
rispetto a quello delle piante di controllo

	<i>Prunus</i>	<i>Acer</i>	<i>Fraxinus</i>	<i>Juglans</i>
	<i>avium</i>	<i>pseudoplatanus</i>	<i>excelsior</i>	<i>nigra</i>
Rapporto peso/peso	2,50	1,75	1,79	0,98

Le modalità delle infezioni sono state diverse a seconda dell'ospite. In particolare si è osservato un'infezione ridotta e limitata agli apici con mancanza di arbuscoli in *J. nigra*. Nelle altre specie le infezioni erano diffuse a tutta la radice fine con arbuscoli di tipo *Arum* in *F. excelsior* e *P. avium* e di tipo *Paris* in *A. pseudoplatanus*.

I risultati hanno quindi messo in evidenza che la morfologia di infezione dipende soprattutto dall'ospite piuttosto che dalla specie fungina. Analoghe considerazioni sono state tratte per altri isolati fungini da Smith e Smith (1996). Gli stessi Autori hanno inoltre sottolineato che gli arbuscoli di tipo *Arum* si sviluppavano soprattutto con ospiti caratterizzati da parenchima corticale con spazi intercellulari estesi mentre quelli di tipo *Paris* in ospiti con spazi intercellulari molto ridotti.

Conclusioni

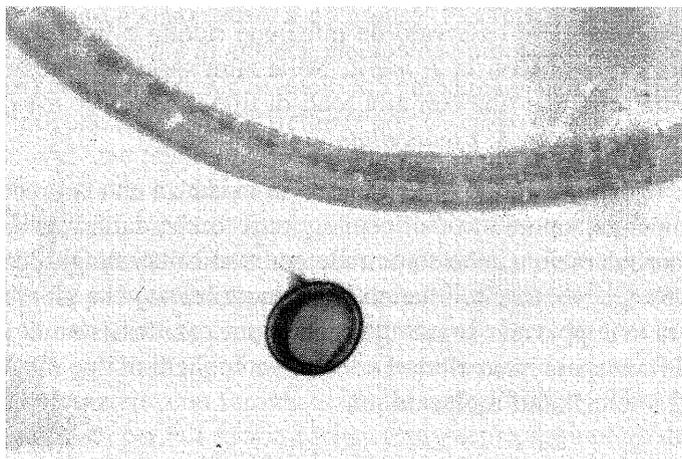
I risultati sono da ritenersi, a nostro avviso, un contributo alla conoscenza e alle possibilità di applicazione delle VAM nel rimboschimen-

to con specie legnose. Si riporta infatti, per la prima volta la sintesi micorrizica di *P. avium*; la letteratura di riferimento sull'istologia di infezione micorrizica vescicolo-arbuscolare su *F. excelsior*, *A. pseudoplatanus* e *J. nigra* inoltre, è relativamente scarsa. In particolare i nostri dati hanno indicato che l'aumentata crescita e nutrizione minerale delle piante micorrizzate è legata alle caratteristiche quali-quantitative dell'infezione micorrizica variabile per le diverse piante, presumibilmente anche per una diversa affinità per i bionti come riscontrato per le piante erbacee (Estaùn *et al.*, 1987). Infatti in *J. nigra*, dove non è stato possibile rilevare alcun effetto delle micorrize, l'infezione era la meno ricca e limitata agli apici.

Ulteriori studi, in più periodi della crescita dell'ospite, sono comunque necessari per stabilire con certezza se l'entità dell'infezione micorrizica in piante arboree sia da correlarsi alla sola nutrizione o piuttosto, come per le erbacee, sia influenzata dalla pianta ospite (Bragaloni *et al.*, 1966), dall'età di questa e/o da una azione combinata di questi fattori con le caratteristiche del suolo (Mosse, 1975).

Figura 1

Radice di *Trifolium repens* micorrizzata con *Glomus mosseae*:
in evidenza una spora (400x)



Bibliografia

- BERNETTI G., E PADULA M., 1983. Le latifoglie nobili - Olmi, Ciliegi, Aceri, Tigli, Frassini. Monti e Boschi, 5:3-50;
- BETHLENFALVAY, G.J., LINDERMAN, R.G., 1992. Mycorrhizae in sustainable agriculture. A.S.A. Special Publication Number 54, Madison Wisconsin U.S.A., pp. 124;
- BRAGALONI M., PIRAZZI R., REA E., 1966. Influenza di funghi Vescicolo-Arbuscolari sullo sviluppo in serra di *Sorbus aucuparia* L. Atti del XI Convegno Nazionale della Società Italiana di Chimica Agraria;
- CASTELLANO M.A., 1996. Outplanting performance of mycorrhizal inoculated seedlings. In: Concepts in Mycorrhizal Research, Eds Mukerji K.G., Kluwer Acad. Pub.- Dordrecht - The Netherlands, 19/2:223-301;
- ESTAÙN V., CALVET C., HAYMAN D.S., 1987. Influence of plant genotype on mycorrhizal infection: response of three pea cultivars. Plant and Soil 103:295-298;
- MOSSE B., 1975. Specificity in VA mycorrhizas. In: "Endomycorrhizas" by Sanders F.E., Mosse B., Tinker P.B.; Academic Press, London New York, S.Francisco. pp.469-484;
- PHILLIPS J.M., E HAYMAN D.S., 1970. Improved procedure of clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assesment of infection. Trans. Brit. Myc. Soc., 55:159-161;
- PIOTTO, B., 1994. Effects of temperature on germination of stratified seeds of three ash species. Seed Sci. & Technol., 22: 519-529;
- PIRAZZI R., 1993. Studio dell'adsorbimento, accumulo, traslocazione di differenti metalli in alcune simbiosi micorriziche. Ann.Fac.Agr.Univ. Sassari (1): 35 (2):405-414;
- SMITH F.A., E SMITH S.E., 1996. Mutualism and Parasitism: Diversity in Function and Structure in the "Arbuscular" (VA) Mycorrhizal Symbiosis. Adv. Bot. Res., 22:1-43.

DAVID

RISPOSTA BIOCHIMICA DEI SUOLI AI TRATTAMENTI ORGANICI

Ceccanti B., Masciandaro G., Ganni A., Ronchi V., Garcia C.*

Istituto per la Chimica del Terreno - CNR - Pisa (Italia)

*Centro de Edafologia y Biología Aplicada del Segura
CEBAS-CSIC - Murcia (Spagna)

Riassunto

È stata valutata la risposta biochimica di suoli differenti, degradati per cause antropiche o naturali, situati in clima mediterraneo temperato e clima semi-arido, dopo intervento di recupero effettuato mediante la pratica del set-aside con inerbimento spontaneo (*living mulch*), con e senza aggiunta di sostanza organica.

Dopo un periodo di 3 anni, la risposta biochimica dei suoli è stata valutata attraverso l'attività di una ossido-riduttasi (deidrogenasi) ed alcuni substrati prontamente disponibili (forme solubili di carbonio e azoto). È stato elaborato un indice definito "potenziale metabolico" dato dal rapporto deidrogenasi/C-idrosolubile (DH-asi/Csol). Questo indice, rispetto ai terreni di controllo, mostrava valori più alti nei terreni biologicamente più dotati, mentre diminuiva con l'aggiunta di sostanza organica, nel terreno biologicamente povero e detruturato, situato in clima semi-arido.

Introduzione

Per decenni si è studiata la sostanza organica (SO) del terreno in quanto ritenuta la maggior responsabile della qualità del suolo e della sua produttività (Allison 1973). Con l'introduzione delle pratiche intensive di coltivazione, è stata privilegiata la concimazione minerale che ha contribuito ad innalzare le rese produttive ma ha creato condizioni chimico-fisiche sfavorevoli all'attività microbica, ha ridotto la biodiversità e ha esposto i suoli a rischi erosivi. La SO ha anche una forte influenza sulla "depurazio-

ne" dell'ambiente in quanto assorbe e neutralizza i gas accumulati nell'atmosfera (CO_2 , SO_2 , N_2O , CH_4 , etc), degrada i pesticidi e i residui organici nel terreno. Allison (1973) ha elencato i contributi più importanti della SO del terreno:

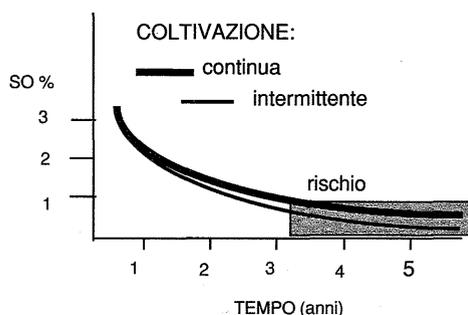
- è la maggiore sorgente di nutrienti minerali e di energia microbica
- è un materiale di scambio ionico, un agente chelante e mantiene l'acqua e nutrienti in forma disponibile
- promuove l'aggregazione del terreno e lo sviluppo delle radici
- regola l'infiltrazione dell'acqua e migliora l'efficienza nell'uso irriguo

Il livello della SO nei terreno minerali può variare da meno dell'1% (suoli sabbiosi) a più del 5% (suoli fertili di prateria). Il mantenimento di un buon livello di SO nel terreno è influenzato da molti fattori (Jenny, 1941) che vengono elencati nell'ordine decrescente di importanza: clima > vegetazione e organismi viventi > topografia \cong roccia madre > tempo. Tutti i fattori sono parzialmente interattivi. Il livello di SO dipende però anche dal tipo di coltivazione, dalla quantità (meno dalla qualità) restituita al terreno e dal modo con cui si provvede a reintegrare il suo contenuto (Masciandaro et al., 1997a).

Le lavorazioni agricole determinano una drastica diminuzione della sostanza organica nel terreno. Si stima che le perdite maggiori avvengano nei primi 10-20 anni, dopodiché (50-60 anni) la SO tende a stabilizzarsi ad un nuovo livello (figura 1), che dipende dal tipo di lavorazione, clima, tipo di suolo e biologica, modalità di riciclo dei residui vegetali, frequenza delle concimazioni organiche e minerali, e da fattori "locali" specifici (Rasmussen e Collins, 1991).

Figura 1

Perdita di sostanza organica nel tempo con la messa a coltura del terreno



La SO del terreno si divide approssimativamente in tre forme: attiva (microorganismi), labile (sostanze pseudo-umiche) e recalcitrante (sostanze umiche, lignine strutturate) (Ceccanti et al., 1996a). Ogni apporto di sostanza organica al terreno aumenta il livello della frazione labile (Rasmussen e Collins, 1991), per cui sotto coltivazione continua si ha una minore attività microbica e, di conseguenza, una minore degradazione dei composti organici, mentre una coltivazione intermittente ad esempio cereale-prato, provoca una ripresa dell'attività microbica e una maggiore mineralizzazione di SO "labile" (Masciandaro et al, 1997b; Ceccanti et al., 1996b). I microorganismi del terreno reagiscono immediatamente ad ogni piccola variazione quali/quantitativa di SO, per cui attività microbica e substrati labili possono essere utilizzati per valutare la capacità di un suolo di accumulare e conservare la SO. La "risposta biochimica" di un suolo ad un ammendante organico o al tipo di utilizzazione agricola è stata valutata in base ad opportuni marcatori biochimici (Garcia et al., 1994; Ceccanti et al., 1994), la cui evoluzione è in relazione alle proprietà microbiologiche e chimico-fisiche del terreno.

Nel presente lavoro si ricerca un "indice di fertilità" basato sulle "potenzialità metaboliche" del terreno, indotte da due pratiche agricole di recupero dei suoli degradati per cause naturali (situazione pre-desertica con clima semi-arido) o antropiche (intenso sfruttamento agricolo). Le pratiche di recupero si basano sull'inerbimento spontaneo di suoli (pacciamatura verde o *living mulch*) lasciati a riposo per un periodo di tre anni (*set-aside*) con e senza aggiunta di sostanza organica (frazione organica fresca da RSU).

Materiali e Metodi

Approccio sperimentale

Gli interventi "mulching" per aumentare la SO nei terreni sono stati eseguiti direttamente in campo e i risultati rilevati dopo un periodo di tre anni. Tali pratiche sono in uso in zone aride pre-desertiche e in aree temperate del Mediterraneo; di seguito si riportano in sintesi gli interventi migliorativi:

1. "Mulching" con materiale vegetale fresco (living mulch). Il trattamento è stato effettuato su un terreno sabbio-limoso, ben drenato, situato in clima temperato-umido del centro-Italia (terreno Pecioli, Pisa; piovosità > 800mm/anno), interessato da monocoltura a girasole e su un terreno calcareo, limo-argilloso, situato in zona semi-arida con clima pseudo-continentale (Salamanca, centro-ovest iberico; piovosità < 800mm/anno), anch'esso interessato da monocoltura a frumento.

2. Applicazione della frazione organica fresca di residui solidi urbani. Il trattamento è stato effettuato su un terreno strutturalmente "fragile" e biologicamente povero, situato nella regione di Murcia (sud-est della Spagna), caratterizzato da un clima mediterraneo semi-arido (< 400mm/anno); la sostanza organica è costituita dalla frazione organica da RSU ed è stata applicata fresca. Dopo 10-15 giorni di prosciugamento all'aria la SO aggiunta aveva le seguenti caratteristiche: 55% secco, 45 % acqua, 22,4 ceneri, 32,6 SO, pH 6,5, C.E. 4,2 mS/cm. La SO è stata applicata 1988 in dosi di 0 (controllo), 67, 130, 200, 260 t/ha (Albaladejo e Diaz, 1990).

Dopo un periodo di 3 anni è stata determinata l'attività di una ossido-riduttasi (deidrogenasi), ed alcuni parametri chimici relativi alle forme di C (carbonio idrosolubile) e N (azoto nitrico e ammoniacale) prontamente disponibili. È stato definito un indice che esprime il "potenziale metabolico" (DH-asi/C idro solubile) (Masciandaro et al., 1997) del terreno in

fase di rigenerazione. I dati costituiscono la media di determinazioni fatte in triplo; le media sono state confrontate usando le LSD ($P < 0,05$, Tuckey's test). È stata eseguita anche la correlazione fra i parametri, separatamente per ogni tipo di trattamento.

Analisi

Il carbonio totale e l'azoto totale sono stati determinati rispettivamente con il metodo di ossidazione del bicromato ed il metodo Kjeldahl. Il carbonio estraibile in acqua (Csol) è stato determinato nell'estratto acquoso del suolo (1:10 p/v a 50°C, per 1h sotto agitazione meccanica). Gli anioni inorganici sono stati determinati nell'estratto acquoso del suolo mediante cromatografia ionica (Dionex). L'ammoniaca è stata determinata mediante elettrodo specifico (Orion). L'attività deidrogenasica è stata determinata secondo il metodo di Garcia et al. (1993), usando INT come substrato.

Risultati e Discussione

Le caratteristiche analitiche dei terreni sono differenti (tabella 1) e riflettono le diverse proprietà pedologiche e le diverse condizioni climatiche sotto cui si sono formati. Nonostante l'appartenenza a situazioni pedo-climatiche diverse, i terreni, prima di ricevere gli interventi di miglioramento (controlli,) erano caratterizzati da un livello di fertilità medio-basso, come risulta evidente dai bassi valori di sostanza organica e azoto.

Con i trattamenti organici o dopo set-aside, tali valori mostrano un lieve aumento. Il rapporto C/N aumenta con la pratica del set-aside mentre rimane abbastanza stabile con l'apporto diretto di SO fresca al terreno Murcia, situato in clima arido. L'apporto di SO causa, in questo terreno, un aumento della CE. L'andamento delle forme solubili di azoto (NH_3 e NO_3) si differenzia in Peccioli e Salamanca. Il terreno situato in clima mediterraneo umido-temperato (Peccioli) mostra un equilibrio fra le due forme, mentre il terreno Salamanca (clima di tipo continentale semi-arido) mostra una prevalenza della forma nitrica; una correlazione positiva altamente significativa è stata trovata tra NO_3 e Nsol ($p < 0.5\%$). La quantità totale di azoto solubile ($\text{NH}_3 + \text{NO}_3$) del terreno Salamanca è 2-4 volte superiore a quella di Peccioli (figura 2).

Tabella 1

Caratteristiche dei terreni (Peccoli, Salamanca, Murcia)
nelle diverse situazioni agricole, dopo tre anni dagli interventi di miglioramento

Terreni	SO	N	C/N	C.E.	tessitura	
	(%)	(%)		mS/cm		
PECCIOLI: CLIMA TEMPERATO						
• coltivato (controllo)	(Pc)	0,98	0,06	9,5	0,18	SL
• coltivato set-aside prato da tre anni	(Pp)	1,76	0,1	10,2	0,26	
SALAMANCA: CLIMA CONTINENTALE						
• coltivato coltivato (controllo)	(Sc)	0,73	0,06	7,0	0,08	LS
• coltivato set-aside prato da tre anni	(Sp)	1,4	0,08	10,1	1,00	
MURCIA						
• coltivato non trattato-incolto (controllo)		0,9	0,05	8,6	1,8	LA
• coltivato trattato con SO fresca da RSU:						
67 t/ha		1,2	0,08	8,3	1,1	
130 t/ha		1,6	0,10	9,2	3,1	
200 t/ha		2,7	0,17	9,2	3,8	
260 t/ha		2,2	0,15	8,5	4,8	

Anche il potenziale metabolico (DH-asi/Csol) differenzia i due tipi di terreno (figura 3), ma mostra valori 2-4 volte più alti in Peccoli che in Salamanca. L'attività deidrogenasica, che esprime l'attività globale della biomassa microbica del suolo) è più alti nei trattamenti a ciclo colturale discontinuo, alternato con la pratica del set-aside, che nei controlli (coltivazione continua); questo è dovuto ad una maggiore attività biologica sostenuta dal clima diverso e dalla diversità quali/quantitativa della copertura vegetale spontanea che si instaura con la messa a riposo dei terreni (Ceccanti et al., 1994). La stessa copertura vegetale, più abbondante in Peccoli (dati non presentati) potrebbe essere responsabile delle differenze nei valori delle forme solubili di azoto (forme disponibili).

Il potenziale metabolico, espresso dal rapporto DH-asi/Csol, segue l'andamento della deidrogenasi in quanto è stata trovata una correlazione positiva ($5\% < p < 10\%$) tra questo rapporto e l'attività deidrogenasica. Que-

sto significa che, sia con la coltivazione continua (per almeno 10 anni) sia con la messa a riposo (tre anni) e l'inerbimento spontaneo, si raggiunge nei terreni un equilibrio biodinamico in cui l'attività microbiologica viene stimolata dalla presenza di substrati organici (forme solubili di carbonio e azoto) prontamente utilizzabili. La produzione e il consumo di questi substrati energetici disponibili viene così controllata e mantenuta a livelli tali da non costituire un problema dal punto di vista ecologico. È stata trovata, infatti, una correlazione positiva tra l'indice di potenzialità metabolica e il rapporto tra le forme solubili di C e N (C/N sol) ($5% < p < 10%$).

Figura 2

Evoluzione dell'azoto ammoniacale e nitrico nei terreni prima (controllo) e dopo set-aside; Nsol : $\text{NH}_3 + \text{NO}_3$.. Nell'ambito di ciascun terreno e ciascuna situazione colturale lettere diverse indicano valori significativamente diversi ($p < 0.05$)

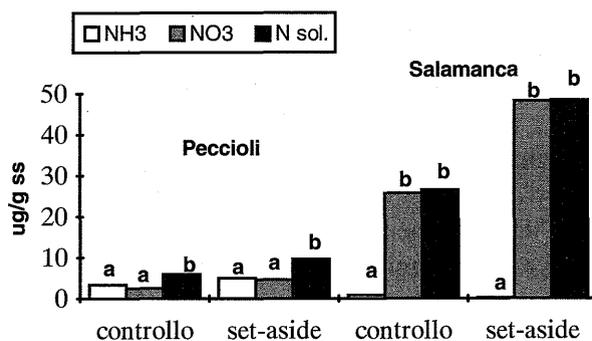
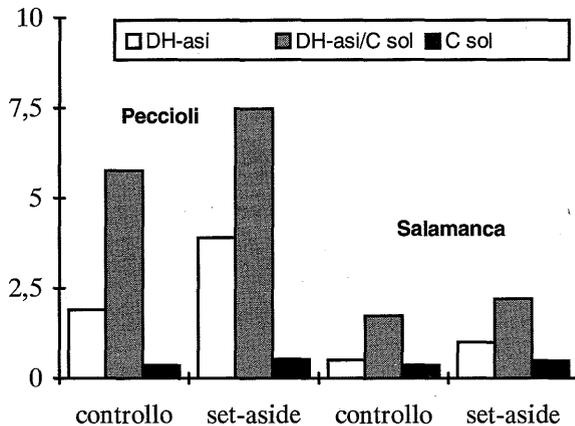


Figura 3

Evoluzione dei parametri biochimici e del "potenziale metabolico" espresso dal rapporto DH-asi/Csol. Nell'ambito di ciascun terreno e ciascuna situazione colturale le differenze sono significative ($p < 0.05$)



Per quanto riguarda il terreno Murcia, ecosistema agrario situato in zona a clima semi-arido, l'equilibrio biodinamico sembra non essere raggiunto in 3 anni dal trattamento di rigenerazione del suolo con frazione organica dei residui solidi urbani. Probabilmente in questo ecosistema-suolo si verifica uno scompensamento metabolico caratterizzato dall'incapacità da parte della biomassa microbica di utilizzare elevate quantità di substrati organici disponibili (forme solubili di C e N). Infatti si è evidenziato un accumulo delle forme solubili di C (Csol) e N (NO_3 , NH_3) (tabella 2) soprattutto nei trattamenti con l'utilizzo di dosi elevate di residui organici applicati ($> 130\text{t/ha}$); in particolare, quantità di sostanza organica corrispondente a 200 e 260 t/ha rappresentavano una soglia limite oltre la quale i microrganismi erano caratterizzati da una ridotta capacità di degradazione dei substrati metabolizzabili come dimostrava l'indice di potenzialità metabolica che presentava una sensibile riduzione (circa il 50%) in corrispondenza dei trattamenti con 200 e 260 t/ha (tabella 2 e figura 4).

Lo scompensamento metabolico sarebbe, quindi, responsabile di una sorta di intossicazione del sistema biologico, in quanto è stata trovata una correlazione negativa tra l'indice che esprime la potenzialità metabolica (DH/Csol), l'attività deidrogenasica (DH) ($5\% < p < 15\%$), e le forme solubili dell'N ($\text{Nsol} = \text{NO}_3 + \text{NH}_3$) ($p < 0.5\%$). Nessuna correlazione è stata invece tro-

vata tra il potenziale metabolico DH/Csol e il rapporto fra le forme idrosolubili C/N (sol).

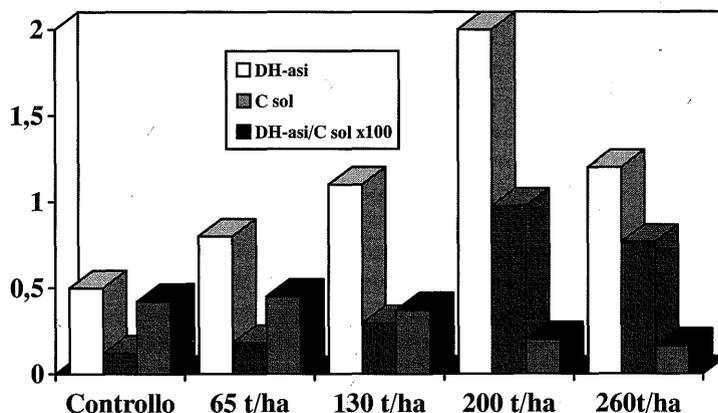
Tabella 2

Caratteristiche chimiche e biologiche del terreno Murcia 3 anni dopo il trattamento con diverse quantità di sostanza organica applicata.
(* differenze non significative nell'ambito di una colonna)

Sostanza organica	DH-asi ($\mu\text{gINTF/g}_{\text{SS}}$)	C sol ($\mu\text{g/g}$)	DH-asi/C sol (MP)	NO_3	NH_3	$[\text{NO}_3+\text{NH}_3]$ N (sol) ($\mu\text{g/g}$)	C/N (sol)
*applicata (t/ha)							
0 t/ha (Controllo)	0,5	120	4,2*	0,6	0,09*	0,69	17,4*
65 t/ha	0,8	182	4,4*	0,98	0,13	1,11*	16,4*
130 t/ha	1,1	294	3,7	0,74	0,29	1,03*	28,5
200 t/ha	2,0	976	2,0	5,4	1,00*	6,4	15,2
260 t/ha	1,2	765	1,6	8,3	0,34	8,6	8,9

Figura 4

Attività deidrogenasica, C sol e rapporto DH-asi/C sol.
(le differenze sono significative nell'ambito di ciascun trattamento, $p < 0,05$)



Conclusioni

L'espressione della fertilità biochimica, è stata valutata mediante un indice di "potenzialità metabolica" definito dal rapporto deidrogenasi/carbonio idrosolubile. In base a questo indice, i terreni degradati per coltivazione intensiva, indipendentemente dal clima, lasciati a riposo con inerbimento spontaneo, recuperano la fertilità biochimica grazie ad una stimolazione e regolazione dell'attività metabolica, come dimostra l'aumento della DH-asi e del potenziale metabolico DH-asi/C sol. Il terreno in clima semi-arido e biologicamente povero, trattato con la frazione organica fresca da RSU, e lasciato per 3 anni a riposo con inerbimento spontaneo (con una minore copertura vegetale che negli altri terreni), recuperava la fertilità biochimica, ma dosi alte di sostanza organica (> 130 t/ha) causavano una riduzione del potenziale metabolico, dimostrando la incapacità di smaltire dosi eccessivamente alte di C e N solubili. Sono in corso ricerche per aggiustare l'indice di potenziale metabolico sulla base di altri parametri biochimici, in modo da renderlo più significativo e generalizzabile per altre situazioni tipiche dell'area mediterranea.

Bibliografia

- ALBALADEJO J. E DIAZ E. (1990). Degradacion y regeneracion del suelo en el litoral mediterraneo espanol: experiencias en el proyecto lucdeme. In: Soil degradation and rehabilitation in mediterranean environmental conditions (Albaladejo J., Stocking M.A., e Diaz E., eds.). Consejo Superior de Investigaciones Cientificas (CSIC), pp. 191-212.
- ALLISON, F.E. 1973. Use of mulches. In F.E. Allison, ed. Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier Scientific Publishing Company, New York.
- CECCANTI, B., PEZZAROSSA, B., GALLARDO-LANCHO, F.J. E MASCIANDARO, G. 1994. Biotests as markers of soil utilization and fertility. *Geomicrobiol. J.* 11: 309-316.
- CECCANTI B., GARCIA C., NOGALES R., BENITEZ E. E MASCIANDARO G. (1996a). Attività e ruolo delle sostanze umiche nell'ambiente; aspetti chimico-strutturali e biochimici. Atti del II Convegno Nazionale del Capitolo Italiano dell'IHSS. Udine, 12-13 dicembre.
- CECCANTI B., MASCIANDARO G. E GALLARDO-LANCHO J.F. (1996b). Pratica del set-aside come metodo di recupero biofisico di un terreno fragile in clima semi-arido. Atti del Convegno della Società Italiana di Scienza del Suolo (SISS) "Il ruolo della pedologia nella pianificazione e gestione del territorio" (Aru A. e Tomasi D.), Cagliari, 6-10 giugno 1995, pp. 147-154.
- GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F., CECCANTI, B., E MASCIANDARO, G. 1993. The dehydrogenase activity in a soil as an ecological marker in process of perturbed system regeneration. XI Int. Symp Environ Biogeochem. Salamanca (Spain) 27-30 september (summary).
- GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F. E CECCANTI, B. 1994. Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. *Waste Management and Research* 12: 457-466.
- JENNY H. (1941). Factors of soil formation. McGraw-Hill, New York.

- MASCIANDARO G., CECCANTI B. E GARCIA C. (1997a). Changes in soil biochemical and cracking properties induced by "living mulch" systems. *Can. J. Soil Sci.* (in stampa)
- MASCIANDARO G., CECCANTI B. E GALLARDO-LANCHO J.F. (1997b). Organic matter properties in cultivated versus set-aside arable soils. *Agric. Ecosys. Environ.* (in stampa).
- RASMUSSEN P.E. E COLLINS H.P. (1991) Long-terms impact of tillage, fertilizer, and crop residue on soil organic matter in temperate semiarid regions. *Adv. Agronomy*, 45, 93-134.

Note

(*) Sperimentazione effettuata nell'ambito dei progetti bilaterali fra Italia (CNR) e Spagna (CSIC)

DAVA

*INFLUENZA DELL'INTERRAMENTO DEI RESIDUI
COLTURALI SULLA SOSTANZA ORGANICA E SU
ALCUNE PROPRIETÀ BIOLOGICHE DEL TERRENO
IN UNA PROVA A LUNGO TERMINE
IN AMBIENTE MEDITERRANEO*

G. Convertini, D. Ferri, M. Maiorana, L. Giglio, P. La Cava

Istituto Sperimentale Agronomico (MiPA)
Via Celso Ulpiani, 5 - 70125 BARI

Riassunto

Lo scopo della ricerca è quello di valutare gli effetti determinati dall'interramento dei residui colturali su alcune proprietà biologiche del terreno.

A tal fine sono stati utilizzati i dati rilevati in due studi pluriennali (A e B) che prevedono diverse modalità di incorporazione nel suolo di paglie e stoppie di frumento duro in monosuccessione.

La prima esperienza (A) pone a confronto bruciatura e interrimento, valutando, nel contempo, gli effetti esercitati da diversi livelli di azoto ($50, 100, 150 \text{ kg ha}^{-1}$) distribuiti sui residui al momento del loro interrimento, con o senza l'aggiunta di 500 m^3 di acqua; la seconda (B), si prefigge di verificare la possibilità di ridurre i costi relativi all'interramento, ponendo a confronto la tradizionale lavorazione a 40-45 cm di profondità con una più superficiale a 20-25 cm, nonché di individuare il momento più opportuno in cui distribuire, in un'unica somministrazione, il fertilizzante azotato (100 kg N ha^{-1} , dose ritenuta "ottimale" nell'ambiente in cui si effettua l'esperienza).

In ognuna delle annate di prova su campioni di terreno prelevati a diverse profondità sono state effettuate le seguenti determinazioni: azoto nitrico e ammoniacale, P_2O_5 assimilabile, K_2O scambiabile, sostanza organica, biomassa microbica, carbonio organico totale (TOC), estratto (TEC) ed umificato e le seguenti attività enzimatiche (nitrato-riduttasi, ureasi, glucosidasi, galattosidasi).

I risultati sinora ottenuti hanno evidenziato l'esistenza di una

forte interazione tra trattamenti vs. anni, una positiva influenza dell'interramento ed anche della lavorazione superficiale (20-25 cm).

Introduzione

L'utilizzazione dei residui vegetali post raccolta rappresenta tuttora uno dei temi agronomici tra i più controversi, specialmente nel caso del frumento duro, dal quale si ottengono annualmente enormi quantitativi di biomassa in estese aree dell'Italia meridionale.

Da tempo, infatti, appaiono evidenti i vantaggi della bruciatura (economicità, rapida pulizia del terreno, parziale distruzione dei semi infestanti); unico fattore negativo è rappresentato dai rischi di incendi. All'interramento, invece, si possono attribuire possibili miglioramenti, a lungo termine, della fertilità del terreno e di alcune caratteristiche fisico-meccaniche, contrastati, tuttavia, dalla certezza di maggiori costi di lavorazione, per l'incorporazione nel suolo dei residui, e dalla probabilità di avere, almeno all'inizio, una riduzione delle produzioni di granella.

Al fine di apportare un contributo alle conoscenze sull'interramento, l'Istituto Sperimentale Agronomico ha condotto a partire dagli anni settanta, e conduce tuttora, una serie di ricerche con le quali, nel confronto bruciatura-interramento, studia l'efficacia di diversi trattamenti agronomici e valuta i complessi aspetti relativi a questa tecnica.

I risultati conseguiti nel corso degli anni sono stati oggetto di alcune pubblicazioni scientifiche (Convertini et al., 1985; Ferri et al., 1996; Di Bari et al., 1987; Maiorana et al., 1992). In questa nota si riportano gli effetti determinati dall'incorporazione nel terreno delle paglie e stoppie di frumento duro in monosuccessione su alcuni caratteri biologici del terreno.

Materiali e metodi

Il terreno sede delle prove è un vertisuolo di origine alluvionale, limo-argilloso (Typic chromoxerert, fine, Mesic, secondo la Soil Taxonomy-USDA), le cui caratteristiche fisico-chimiche sono riportate in una precedente nota (Ferri e Convertini, 1993).

La ricerca, condotta a Foggia nell'azienda sperimentale dell'Istituto, è articolata in due prove sperimentali (A e B). Nella prova A, che ha

avuto inizio snel 1977, si confrontano i seguenti 9 trattamenti, distribuiti in campo secondo uno schema sperimentale a blocco randomizzato, con 5 ripetizioni:

T1.	bruciatura dei residui colturali del frumento	
T2.	interramento dei residui colturali del frumento	
T3.	interramento,	+ 50 kg ha ⁻¹ di N (urea) sui residui
T4.	interramento,	+ 100 kg ha ⁻¹ di N (urea) sui residui
T5.	interramento,	+ 150 kg ha ⁻¹ di N (urea) sui residui
T6.	come il trattamento	T3, + 500 m ³ ha ⁻¹ di acqua sui residui
T7.	come il trattamento	T4, + 500 m ³ ha ⁻¹ di acqua sui residui
T8.	come il trattamento	T5, + 500 m ³ ha ⁻¹ di acqua sui residui

T9. testimone, con interrimento dei residui, senza N sulle paglie e sul frumento.

Alla ripresa vegetativa del frumento, in copertura, tutte le tesi, ad eccezione di T9, ricevono 100 kg ha⁻¹ di N (nitrato ammonico, 26-27%).

La seconda prova (B), iniziata nel 1990 su uno schema sperimentale a split-plot con tre ripetizioni, prevede il confronto di 8 tesi applicate a 2 cultivar di frumento duro (Appulo e Duilio, dal 1990 al 1992; Flavio e Simeto, dal 1993 al 1995; Simeto dal 1996 in poi), derivanti dalla combinazione di 2 modalità di lavorazione del terreno: L1 = tradizionale, a 40-45 cm di profondità e L2 = superficiale, a 20-25 cm, e di 4 modalità di trattamento delle paglie/momento di somministrazione del concime azotato: T1 = bruciatura dei residui, con 100 kg ha⁻¹ di N, al frumento, in copertura; T2 = interrimento dei residui, con 100 kg ha⁻¹ di N al frumento, in copertura; T3 = interrimento delle paglie, con 50 kg ha⁻¹ di N sui residui, al momento della lavorazione principale, e 50 kg in copertura sul frumento; T4 = interrimento delle paglie, con 100 kg ha⁻¹ di N sulle stesse, all'aratura principale. Per entrambe le prove è prevista, infine, la distribuzione di 100 kg ha⁻¹ di P₂O₅, al momento dell'aratura principale.

Nelle parcelle della prova A sono stati effettuati annualmente (per il periodo 1988-96) due campionamenti di terreno (in primavera e in autunno) dagli strati 0-10, 10-30 e 30-60 cm interessati ai trattamenti T1, T5, T8 e T9. Il campionamento del terreno della prova B ha invece avuto luogo alle profondità 0-20, 20-40 e 40-60 cm, negli stessi periodi dell'anno dell'altra ricerca, ma in tutti gli 8 trattamenti, per il periodo 1991-1996.

Il terreno appena prelevato veniva conservato a -20 °C per determinare successivamente, previo scongelamento, i contenuti in nitrati, am-

monio scambiabile (estrazione in KCl 2M per due ore; determinazione colorimetrica rispettivamente con Cd + solfanilammide e con potassio sodio tartrato + fenato sodico + sodio ipoclorito) e l'attività nitratoriduttasica (NAR), secondo la procedura di Burns (1978) (trattamento del terreno con 2,4 dinitrofenolo, nitrato e cloruro di potassio e determinazione colorimetrica dei nitrati) e quella ureasica (Nannipieri et al., 1980) che consiste nel pretrattamento del terreno con toluene, nell'aggiunta di urea (10%) e di tampone citrato (pH 6.7) e nella determinazione colorimetrica dello ione ammonio.

La preparazione per le analisi della SO e del contenuto in metalli pesanti del terreno è stata effettuata mediante essiccamento all'aria e setacciamento con vaglio di 2 mm. Il C organico totale (TOC) è stato determinato con il metodo Springer-Klee (MiRAAF, 1994). Sono stati inoltre determinati il C organico dell'estratto totale (TEC) ed il C organico umificato [C(HA+FA)], impiegando il metodo di Sequi et al. (1986). I dati rilevati consentono di calcolare i seguenti coefficienti: a) grado di umificazione = $DH\% = C[HA + FA]/TEC \cdot 100$; b) tasso di umificazione = $HR\% = C[HA + FA]/TOC \cdot 100$; c) Carbonio organico estratto e non umificato = $NH = TEC - C[HA+FA]$; d) indice di umificazione = $HI = NH / C[HA + FA]$.

Alla raccolta del frumento sono stati determinati i principali parametri produttivi e qualitativi allo scopo di individuare le risposte delle colture agli interventi agronomici.

I dati sperimentali sono stati analizzati mediante la procedura statistica "General Linear Model" (GLM) (SAS Instit., 1987), considerando tutte le sorgenti di variazione: annate, lavorazioni, cultivar, modalità di interrimento dei residui colturali, repliche e le rispettive interazioni di I grado, allo scopo di utilizzare lo stesso modello di analisi della varianza dei dati agronomici.

Risultati

Per analizzare i risultati della prova A, si è proceduto alla elaborazione disgiunta dei dati ottenuti nei campionamenti autunnali e in quelli primaverili, in confronto al prelievo iniziale (t_0), riferendosi all'intero sennio (Tabella 1).

Sia quando sono stati effettuati i campionamenti primaverili, sia nel periodo autunnale, si sono riscontrati effetti significativi dei trattamenti sperimentali sui contenuti in $N-NO_3$ e $N-NH_4$. Il contenuto in $N-NO_3$ è risultato massimo nei trattamenti 5 e 8, che ricevono 150 kg N ha^{-1} , mentre ha as-

Tabella 1

Confronto tra valori medi poliennali di N-NO₃ ed N-NH₄ scambiabile rilevati in due periodi dell'anno (prova A)

N-NO ₃ mg /kg terreno						
	Media prelievi primaverili (anni 88-96)			Media prelievi autunnali (anni 88-96)		
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm
<i>Tesi</i>						
T1	39.83 a	17.01 ab	16.69 ab	16.64 b	19.74 c	16.31 b
T5	36.92 a	33.25 a	31.14 a	41.12 a	34.75 b	39.70 a
T8	38.26 a	23.01 a	30.76 a	43.65 a	47.82 a	44.71 a
T9	3.59 b	2.72 b	2.36 b	9.11 b	8.41 d	8.04 c

N-NH ₄ mg /kg terreno						
	Media prelievi primaverili (anni 88-96)			Media prelievi autunnali (anni 88-96)		
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm
<i>Tesi</i>						
T1	20.83 a	7.73	4.94	3.93 ab	3.94	2.92 b
T5	15.13 ab	12.6	7.60	6.69 a	6.29	7.67 a
T8	10.33 ab	5.26	4.12	3.38 ab	3.64	3.08 b
T9	2.19 b	2.32	2.38	2.38 b	2.35	2.66 b

I valori non aventi lettera in comune sono significativamente diversi per P=0.05 (test di Student-Newman-Keuls).

sunto un valore minimo nella tesi 9, mai concimata (da 40 ppm a ca. 8 ppm di N-NO₃); questo effetto risulta comunque meno evidente per N-NH₄. Al riguardo sembra necessario evidenziare il ruolo preponderante espletato -almeno sui nitrati e l'ammonio del terreno- dal concime azotato somministrato in copertura o sulle paglie, in confronto a quello dell'interramento dei residui colturali. Nelle parcelle in cui questi vengono interrati somministrando anche il concime azotato, è probabile che vi sia un contributo delle paglie e stoppie alla nutrizione della coltura che segue, ma non è facile quantificarlo per due ordini di motivi: 1) innanzitutto perché, sia nelle parcelle in cui i residui colturali vengono interrati (tesi 5 e 8), sia in quelle in cui si bruciano le paglie (tesi 1), in copertura vengono comunque somministrati 100 kg N ha⁻¹; 2) in secondo luogo perché confrontando i risultati ottenuti nel terreno trattato con le tesi 5 e 8 con quelli della 9, non si riesce a disaggregare -almeno nel cam-

Tabella 2

Andamento nel tempo del C organico totale (TOC), estratto (TEC) ed umificato [C(HA+FA)] e degli indici di umificazione (prova A) del terreno prelevato in autunno

	1991			1995		
	TOC	TEC	C(HA+FA)	TOC	TEC	C(HA+FA)
	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
<i>Tesi</i>						
T1	14.4	6.97	5.19	10.2	6.26	3.02
T5	13.2	6.62	4.54	14.1	7.11	4.19
T8	13.9	6.74	4.43	14.9	6.29	4.41
T9	15.1	6.35	4.77	14.3	6.62	4.35

	1991			1995		
	DH	HR	HI	DH	HR	HI
	%	%	%	%	%	%
<i>Tesi</i>						
T1	75	36	0.35	46	28	0.66
T5	69	34	0.49	59	30	0.70
T8	66	32	0.54	71	30	0.52
T9	75	32	0.33	66	30	0.52

pionamento autunnale-, il contributo del concime somministrato al momento dell'interramento da quello proveniente dalla mineralizzazione dell'N organico del materiale interrato. L'unica differenza tra le due modalità di campionamento si rileva nello strato superficiale di terreno che, in primavera risulta ovviamente abbastanza ricco in nitrati ed ammonio scambiabile in seguito alla concimazione di copertura effettuata annualmente.

Nella tabella 2 si riporta l'andamento nel tempo del C organico totale (TOC), estratto (TEC) ed umificato (C[HA+FA]) e dei rapporti di umificazione (grado, tasso ed indice). Nelle parcelle in cui si bruciano i residui colturali del frumento (trattamento 1), si osserva un depauperamento della SO del suolo e una diminuzione del C umificato; per tutti gli altri trattamenti i valori di TOC e C[HA+FA] risultano pressoché costanti .

Sempre nella tabella 2 si osserva che grado (DH) e tasso di umificazione (HR) diminuiscono negli anni maggiormente nella tesi 1, rispetto ai decrementi osservati con i trattamenti 5 e 9. Con la tesi 8, invece, i due parametri risultano quasi costanti. Interrando i residui colturali del frumento

Tabella 3

Variazioni dell'ureasi e della nitratoriduttasi riscontrate nelle parcelle in prova (prelievo autunnale, prova A)

	Ureasi $\mu\text{g N-NH}_4 / \text{g terreno}$			NAR $\mu\text{g N-NO}_2 / \text{g terreno}$		
	(1997)			(1997)		
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm
<i>Tesi</i>						
T1	12.61	11.77	15.13	9.2	16.7	21.9
T5	13.33	15.56	13.88	14.3	/	43.9
T8	2.36	9.97	16.08	25.3	19.3	38.3
T9	15.97	14.02	12.16	32.2	16.6	9.2

viene quindi attenuato il processo di decomposizione in corso della SO "nativa" del terreno, in quanto viene introdotto del materiale organico più labile che naturalmente è attaccato più facilmente dai microrganismi del terreno (Ferri et al., 1996; Rasmussen et al., 1980).

L'indice di umificazione (HI) è risultato costante nella tesi 8, mentre è aumentato nel tempo, senza differenze, fra le tesi 1, 5 e 9, presentando pertanto un buon accordo con quanto si è osservato precedentemente.

Una valutazione a parte va fatta sulle variazioni riscontrate su alcune attività enzimatiche (ureasi e nitrato-riduttasi). Nella tabella 3 si può notare l'elevata variabilità per il primo enzima riscontrata fra trattamenti e profondità di campionamento del terreno, dalla quale emerge solo che i valori più bassi si registrano nelle parcelle in cui si interrano le paglie e si somministrano contemporaneamente 150 kg N ha^{-1} e 500 m^3 di acqua. Per la nitrato-riduttasi, invece, si riscontra un andamento opposto: nei terreni delle tesi 5 e 8 si sono rilevati valori più alti che nelle parcelle in cui si bruciano i residui (T1) o si interrano ma senza somministrazione di N (T9). In pratica l'aggiunta di 150 kg N ha^{-1} sulle paglie con o senza acqua ha incrementato l'attività enzimatica NAR determinando evidentemente una modifica nell'habitat dei microrganismi abilitati ad espletare le suddette attività.

Anche sulla seconda prova (B), si è ritenuto opportuno valutare separatamente l'evoluzione dell'N inorganico del terreno, rispetto al t_0 (7/2/91), dei sei prelievi primaverili ed autunnali (1991-96).

Elaborando i dati sperimentali relativi ai campionamenti primaverili (Tabella 4), è stato osservato: 1) la comparsa di un effetto "lavorazioni" sia su N-NO_3 che su N-NH_4 (con L2 le quantità risultano più elevate che con L1), in tutto il profilo colturale; 2) un effetto significativo molto marca-

Tabella 4

Confronto tra valori medi sessennali di N-NO₃ ed N-NH₄ scambiabile
rilevati in due periodi dell'anno (prova B)

N-NO ₃ mg /kg terreno						
	Media prelievi primaverili			Media prelievi autunnali		
	(anni 91-96)			(anni 91-96)		
	0-20cm	20-40cm	40-60cm	0-20cm	20-40cm	40-60cm
<i>Lavorazioni</i>						
L1	18.13	11.85 b	10.29 b	13.54	13.03	11.29
L2	21.26	17.60 a	13.81 a	16.96	19.41	12.98
<i>Trattamenti</i>						
T1	27.79 a	19.14 a	13.44 ab	14.05	14.28 ab	12.32 ab
T2	30.44 a	21.79 a	16.50 a	13.55	11.47 b	10.11 b
T3	16.2 b	12.22 b	9.97 bc	13.96	13.55 ab	11.70 ab
T4	4.43 c	5.75 b	8.36 c	19.54	25.74 a	14.46 a

I valori non aventi lettera in comune sono significativamente diversi per P=0.05 (test di Student-Newman-Keuls).

N-NH ₄ mg /kg terreno						
	Media prelievi primaverili			Media prelievi autunnali		
	(anni 91-96)			(anni 91-96)		
	0-20cm	20-40cm	40-60cm	0-20cm	20-40cm	40-60cm
<i>Lavorazioni</i>						
L1	9.51	5.39	4.98 b	2.95	3.44	3.47
L2	10.02	9.32	7.32 a	2.98	3.44	3.65
<i>Trattamenti</i>						
T1	13.85 a	9.35	6.45 ab	2.51 b	2.46 b	2.52 b
T2	15.65 a	11.37	8.9 a	2.35 b	2.60 b	2.66 b
T3	7.97 b	5.63	5.31 b	2.84 b	4.07 a	3.83 ab
T4	2.53 c	3.37	3.98 b	4.14 a	4.64 a	5.31 a

to del momento di distribuzione dell'azoto. In primavera, in tutti i tre strati campionati, le quantità più elevate di N-NO₃ e N-NH₄ si rilevano con i trattamenti 1 e 2, a differenza dei prelievi autunnali.

Il monitoraggio dell'N inorganico, quindi, resta uno degli strumenti più utili per comprendere la dinamica dell'N fertilizzante, sia quando si effettuano le normali concimazioni di copertura, sia nel caso in cui il fertilizzante azotato viene somministrato al momento dell'interramento dei residui colturali.

Quando il terreno viene prelevato in autunno, pressappoco nella stessa decade di ottobre di tutte le annate di prova, l'umidità del terreno, su terreno secco (non riportata) non risulta statisticamente diversa tra gli anni. Ciò consente di attribuire con maggiore precisione le eventuali variazioni riscontrate sui contenuti in N-NO_3 ed N-NH_4 ai diversi trattamenti sperimentali escludendo gli effetti determinabili dalla diversa umidità del terreno.

Mediamente il contenuto in nitrati del terreno in tutti i tre strati campionati ha risentito soprattutto dell'effetto delle diverse modalità di incorporazione dei residui colturali nel terreno (Tabella 4). In particolare i contenuti medi di nitrati riscontrati nelle parcelle trattate somministrando 100 kg N ha^{-1} sulle paglie al momento dell'interramento (T4) risultano sempre significativamente più elevati -soprattutto negli strati di terreno più profondi-rispetto ai valori rilevati nelle parcelle in cui, pur interrando i residui colturali, si somministrano invece in copertura 100 kg N ha^{-1} (T2). Trattandosi di differenze tra i valori medi di notevole entità (26 vs $11.5 \text{ mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ terreno) è necessario comprendere bene la portata del fenomeno. Anche se non si può stabilire quanto dell'N fornito con il fertilizzante al momento dell'interramento dei residui colturali sia andato perso (dato il regime termopluviometrico dell'ambiente di prova, le perdite per lisciviazione dovrebbero essere minime), appare molto chiaramente che ai fini della nutrizione azotata della coltura che segue risulta molto utile l'N- NO_3 presente nelle parcelle in cui si interrano le paglie anche se contemporaneamente si fornisce azoto con i concimi.

Gli andamenti rilevati con gli altri due trattamenti sperimentali (T1 e T3) sono intermedi e risultano poco importanti nello studio del fenomeno dal punto di vista della nutrizione delle piante.

In definitiva, quindi, nelle parcelle in cui si interrano i residui colturali somministrando contemporaneamente 100 kg N ha^{-1} si migliora lo stato di fertilità del suolo per la coltura che segue, in quanto restano nel terreno congrue quantità di N-NO_3 che potrebbero essere detratte dal computo del fertilizzante da somministrare nell'annata successiva.

Le variazioni di N-NH_4 del terreno (Tabella 4) ricalcano in linea di massima quanto osservato per i nitrati, confermando che sino all'autunno inoltrato sono rilevabili le "tracce" dell'urea somministrata al momento dell'interramento dei residui colturali, come si deduce dai valori di N-NH_4 riscontrati anche in profondità (ca. $5 \text{ mg N-NH}_4 \text{ kg}^{-1}$ terreno).

Con entrambe le modalità di lavorazione del terreno si osservano lievi diminuzioni (della stessa entità) sui contenuti in TOC e TEC (Tabella 5). Il rimescolamento degli strati di terreno accelera il "turnover" del-

Tabella 5

Andamento nel tempo del C organico totale (TOC), estratto (TEC) ed umificato [C(HA+FA)] e degli indici di umificazione (prova B) del terreno prelevato in autunno.

	1991			1995		
	TOC	TEC	C(HA+FA)	TOC	TEC	C(HA+FA)
	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
<i>Lavorazioni</i>						
L1	13.9	6.00	3.52	14.4	5.50	4.58
L2	11.6	6.51	3.89	12.8	5.44	4.57
<i>Trattamenti</i>						
T1	13.7	5.93	3.84	13.4	5.32	3.9
T2	12.0	6.12	3.05	13.7	5.48	4.8
T3	14.8	6.77	4.31	13.4	4.62	4.8
T4	12.6	6.22	3.63	13.8	6.47	4.8

	1991			1995		
	DH	HR	HI	DH	HR	HI
	%	%	%	%	%	%
<i>Lavorazioni</i>						
L1	59	23.9	0.59	76	31.5	0.36
L2	60	3.4	0.57	79	36.1	0.29
<i>Trattamenti</i>						
T1	65	28.1	0.57	79	36.1	0.29
T2	50	30.5	0.82	87	34.4	0.15
T3	63	29.1	0.58	57	37.5	0.40
T4	59	28.9	0.38	74	34.8	0.37

la SO in quanto si è osservato negli anni che le quantità di C organico umificato [C(HA+FA)] aumentano.

Nel tempo vi è anche un incremento del grado e del tasso di umificazione (DH e HR Tabella 5); mentre il primo è pressoché indifferente alle due modalità di lavorazione del terreno, il secondo è favorito solo da L1. Confermando quanto osservato per DH e HR, il rapporto (HI) fra il Carbonio organico estratto e non umificato (NH) e quello umificato [C(HA+FA)] diminuisce nel tempo, dimostrando in definitiva che la lavorazione più superficiale (L2) favorisce i processi di sintesi (umificazione) del materiale organico, mentre quella più profonda (L1) produrrebbe una maggiore decomposizione della SO.

Mentre il TOC non si differenzia significativamente né fra le 4 diverse modalità di trattamento dei residui colturali/momento di distribuzione dell'azoto, né tra gli anni (Tabella 5), il TEC, invece, presenta un decremento significativo nel tempo solo per il trattamento 3.

Quando l'N viene somministrato tutto in copertura sulle parcelle in cui si interrano le paglie (T2), il C organico estratto umificato (acidi umici + fulvici) cresce significativamente, mentre con i trattamenti 3 e 4 le variazioni sono risultate molto modeste.

La tesi intermedia (T3) ed ovviamente la bruciatura (T1) risultano poco efficaci nel promuovere i processi di umificazione, come si evince dalle variazioni poco significative del grado di umificazione (DH), che, al contrario, cresce più marcatamente nelle parcelle in cui si interrano i residui colturali (+100 kg N ha⁻¹ in copertura al frumento).

Dopo un quadriennio di prova il tasso di umificazione (HR) risulta più elevato nelle parcelle in cui si interrano i residui colturali, rispetto a quelle in cui si pratica la bruciatura (Tabella 5). A differenza di quanto osservato per DH, i tre trattamenti sperimentali che prevedono l'interramento dei residui presentano pressappoco gli stessi valori di HR. Questi risultati trovano conferma anche nei valori dell'indice di umificazione (HI) che evidenzia un aumento della % di umificazione nelle parcelle in cui si pratica l'interramento.

Nella tabella 6 sono mostrate, analogamente a quanto visto per la prova A, le variazioni riscontrate su ureasi e nitrato-riduttasi del terreno per effetto dei 4 trattamenti in esame, quando si pratica solo la lavorazione tradizionale. Anche se si tratta di risultati relativi all'annata in corso, le parcelle di terreno su cui sono state effettuate le determinazioni sono state sottoposte nel tempo agli stessi trattamenti sperimentali che, hanno determinato effetti "cumulati" riscontrabili attualmente, soprattutto se si effettua un confronto fra i trattamenti. L'attività ureasica sembra decrescere quando si incorporano nel terreno (con diversi sistemi) i residui colturali del frumento (scende mediamente del 36%). Questo dato evidenzia che la presenza di paglie e residui vari nei primi strati di suolo (ripetutamente nel tempo) potrebbe attenuare l'azione delle ureasi che, com'è noto, trasformano l'urea agricola in ammoniaca e CO₂, limitando l'efficienza della concimazione. Il meccanismo con cui avviene questo declino dell'attività dell'enzima va comunque compreso meglio, nel proseguimento della ricerca. Tranne che nelle parcelle interessate alla tesi 2, l'attività ureasica cresce lungo il profilo colturale, ma occorrerà verificare meglio anche questo andamento.

Nella stessa tabella 6 sono mostrate inoltre le variazioni nell'at-

Tabella 6

Variazioni dell'ureasi e della nitratoriduttasi riscontrate nelle parcelle in prova
(prelievo autunnale, prova B)

	Ureasi $\mu\text{g N-NH}_4 / \text{g terreno}$			NAR $\mu\text{g N-NO}_2 / \text{g terreno}$		
	(1997)			(1997)		
	0-20cm	20-40cm	40-60cm	0-20cm	20-40 cm	40-60cm
<i>Lavorazioni</i>						
L1	12.12	11.88	14.53	13.6	18.6	14.7
L2	/	/	/	/	/	/
<i>Trattamenti</i>						
T1	17.46	12.28	20.70	13.3	11.1	7.6
T2	13.40	13.42	12.26	4.9	10.4	3.3
T3	7.87	11.69	12.93	6.4	14.9	22.3
T4	9.76	10.11	12.22	29.8	37.9	25.7

tività nitratoriduttasica: in questo caso si osserva un incremento considerevole di questa nelle parcelle trattate con T3 e T4 (rispetto a T1). L'attività di questo enzima riceve quindi uno stimolo maggiore quando, contemporaneamente all'interramento dei residui colturali, si somministrano 50 o 100 kg N ha⁻¹. Al contrario la concimazione azotata in copertura, sia nel caso di residui colturali bruciati che interrati (cfr. trattam. T1 e T2), non influisce significativamente su di essa.

Conclusioni

Le indicazioni emerse dalle ricerche prese in esame (A e B) appaiono di un certo interesse, anche se, nel corso degli anni, esse necessitano di conferme, non solo sul ruolo svolto nel terreno dall'interramento dei residui vegetali, ma anche da quello esercitato dalle tecniche agronomiche che ad esso si accompagnano.

Quanto detto è avvalorato dal fatto che i risultati esposti in questa nota confermano, in larga misura, le osservazioni riportate in un precedente contributo (Ferri et al., 1996). I trattamenti sperimentali più interessanti sono così apparsi, nella prova A e per la quasi totalità dei caratteri considerati, quelli che prevedevano l'interramento dei residui colturali. La bruciatura degli stessi, tra l'altro, determinerebbe un depauperamento della sostanza organica del suolo ed una diminuzione del C umificato. Nella prova

B, le tesi migliori sono risultate la lavorazione superficiale a 20-25 cm, in grado di favorire i contenuti di $N-NO_3$ ed $N-NH_4$ ed i processi di umificazione del materiale organico, al contrario della lavorazione più profonda, che determinerebbe una maggiore decomposizione della sostanza organica.

Del tutto inediti e molto interessanti appaiono, infine, le osservazioni relative alle attività enzimatiche. In entrambe le prove, infatti, l'attività nitratoriduttasica è risultata molto stimolata quando i residui colturali del frumento vengono interrati con l'aggiunta di N (50, 100, 150 kg N ha⁻¹). Questa pratica agronomica sembra determinare una modifica nell'habitat dei microrganismi abilitati ad espletare tale attività enzimatica. D'altro canto la mancanza di qualsiasi effetto simile quando invece la concimazione viene effettuata in copertura metterebbe in evidenza una azione sinergica tra fertilizzazione azotata ed interrimento dei residui, modulata probabilmente anche dalle condizioni termopluviometriche stagionali.

Bibliografia

- BURNS R.G., 178. Soil enzymes. Academic Press, Inc., Newyork.
- CONVERTINI G., FERRI D., PERNIOLA M., 1985. Confronto tra bruciatura ed interrimento dei residui vegetali di frumento (*Triticum durum* Desf.). II. Aspetti agrochimici. Monogr. Genetica Agraria, 7, 299-316.
- DI BARI V., MAIORANA M., RIZZO V., 1987. L'interramento dei residui vegetali del frumento (*Triticum durum* Desf.) con la somministrazione di dosi crescenti di azoto. Riv. di Agron., 21, 85-89.
- FERRI D., CONVERTINI G., 1993. Regimi transitori di fertilità del suolo indotti da diversi precedenti colturali ed interventi agronomici in un caratteristico ambiente meridionale. Agric. Ric., 151-152, 155-174.
- FERRI D., CONVERTINI G., MAIORANA M., 1996. Evoluzione dell'N minerale, del C e dei parametri di humificazione di un vertisuolo trattato con diverse modalità di interrimento dei residui colturali del frumento. Atti del XIII Conv. Nazionale SICA, 111-121.
- MAIORANA M., CONVERTINI G., DI BARI V., RIZZO V., 1992. Yield and quality of durum wheat (*Triticum durum* Desf.) under continuous cropping after nine years of straw incorporation. Eur. J. Agron., 1,1, 11-19.
- MINISTERO DELLE RISORSE AGRICOLE ALIMENTARI E FORESTALI, 1994. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. ISMEA, pp.207.
- NANNIPIERI P., CECCANTI C., CERVELLI S., MATARESE E., 1980. Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil. Soil Sci. Am. J., 44, 1011-1016.
- RASMUSSEN P.E., ALLMARAS R.R., ROHDE C.R., ROAGER N.C., 1980. Crop residue influences on soil carbon and nitrogen in wheat fallow system. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 596-600.
- SAS INSTITUTE Inc., 1987. SAS/STAT guide for personal computer. Version 6, Edition SAS Inst. Inc. Cary, North Carolina, USA, pp.1028.
- SEQUI P., DE NOBILI M., LEITA L., CERCIGNANI G., 1986. A new index of humification. Agrochimica, 30, 175-179.

1770

EFFETTO DI ELEVATE CONCENTRAZIONI DI CADMIO SUL QUOZIENTE METABOLICO DEL SUOLO

L. Landi, G. Renella, L. Falchini, P. Nannipieri

Dipartimento di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università di Firenze

Riassunto

Si riportano i primi risultati di uno studio volto a valutare l'effetto di elevate concentrazioni di cadmio sul quoziente metabolico del suolo (qCO_2). La diminuzione del qCO_2 nel suolo inquinato, rispetto al controllo, indica che questo parametro non sempre può essere utilizzato come un indice sensibile dello stato di stress dei microrganismi.

Introduzione

Numerosi processi industriali ed alcune pratiche agricole possono provocare accumulo di metalli pesanti nel suolo. Questi elementi influenzano i microrganismi presenti nel terreno modificandone la quantità, l'attività e la struttura della comunità microbica stessa (Doelman et al., 1994; Leita et al., 1995; Valsecchi et al., 1995) influenzando quindi negativamente anche sulla fertilità del suolo. I parametri comunemente usati per conoscere gli effetti dei metalli pesanti sulla microflora del suolo sono: il contenuto di carbonio della biomassa microbica (Bc), la quantità di C-CO₂ sviluppata ed il quoziente metabolico (qCO_2), che indica la quantità di C-CO₂ emessa per unità di biomassa microbica e di tempo (Anderson and Domsch, 1993; Nannipieri et al., 1995). Quest'ultimo parametro sembra essere un indice sensibile dello stato di stress dei microrganismi e viene generalmente utilizzato per valutare l'effetto dei metalli pesanti sull'attività microbica del suolo (Brookes, 1995; Wardle and Ghani, 1995; Leita et al., 1995). In condizioni di stress il qCO_2 risulta più elevato poiché è richiesta una maggiore quantità

di energia, per unità di substrato utilizzato, per riparare eventuali danni metabolici (Killham and Firestone, 1984).

In questo lavoro preliminare è stato studiato l'effetto di elevate concentrazioni di cadmio (20 e 50 ppm) sull'attività microbica di un suolo franco-sabbioso a reazione sub-alcina a breve (0-4 giorni) ed a medio periodo (7-21 giorni).

Materiali e Metodi

Il suolo è stato prelevato nell'azienda agricola di Montepaldi (FI) alla profondità di 0-20 cm (Sabbia 66%, Limo 21%, Argilla 13%, N totale 0.18%, C organico 1.7%, pH 8.1), setacciato a 2 mm e poi conservato a 4 °C prima dell'analisi. Il suolo è stato trattato con 0, 20 e 50 ppm di Cd, incubato per 21 giorni alla temperatura di 25 °C e ad una umidità pari al 50% della capacità idrica massima.

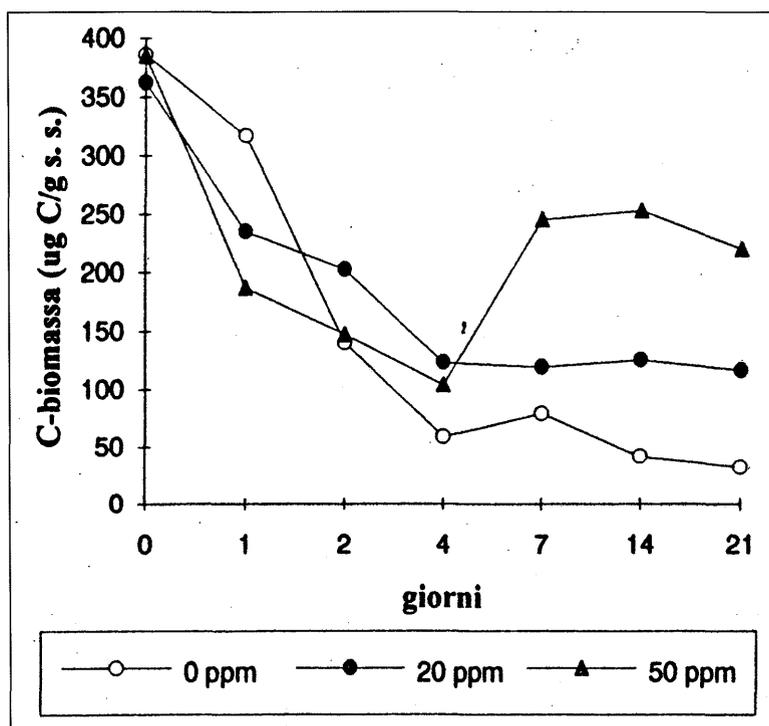
A tempi prefissati (0, 1, 2, 4, 7, 14, 21 giorni) sono stati determinati il contenuto di carbonio della biomassa microbica con il metodo della Fumigazione-Estrazione (Vance et al., 1987), la quantità di C-CO₂ sviluppata ed il quoziente metabolico (qCO₂). Tutte le determinazioni sono state effettuate in triplo. Le caratteristiche chimico-fisiche del suolo sono state determinate secondo i metodi ufficiali (S.I.S.S.).

Risultati e Discussione

Il contenuto di C della biomassa microbica decresce con regolarità fra 0 e 4 giorni di incubazione (Figura 1). Nel controllo (0 ppm di Cd) i valori della biomassa microbica continuano a decrescere fino a 21 giorni, con 20 ppm di Cd rimangono costanti; solo con 50 ppm di Cd aumentano. La presenza di Cd provoca un incremento della biomassa microbica, rispetto al controllo, ad eccezione del primo giorno di incubazione quando il contenuto in C-biomassa risulta inferiore nel suolo in cui è stato aggiunto il metallo pesante (Fig. 1). L'effetto maggiore si osserva sempre con la dose massime del metallo. La produzione cumulativa di C-CO₂ risulta invece sempre minore nei campioni trattati con Cd, rispetto al controllo, soprattutto dopo il settimo giorno di incubazione (Figura 2). L'attività metabolica, espressa come qCO₂ (quantità di C-CO₂ prodotta per unità di biomassa al giorno) mostra, con entrambe le dosi di Cd, un incremento durante il primo giorno di

Figura 1

Contenuto di C della biomassa microbica

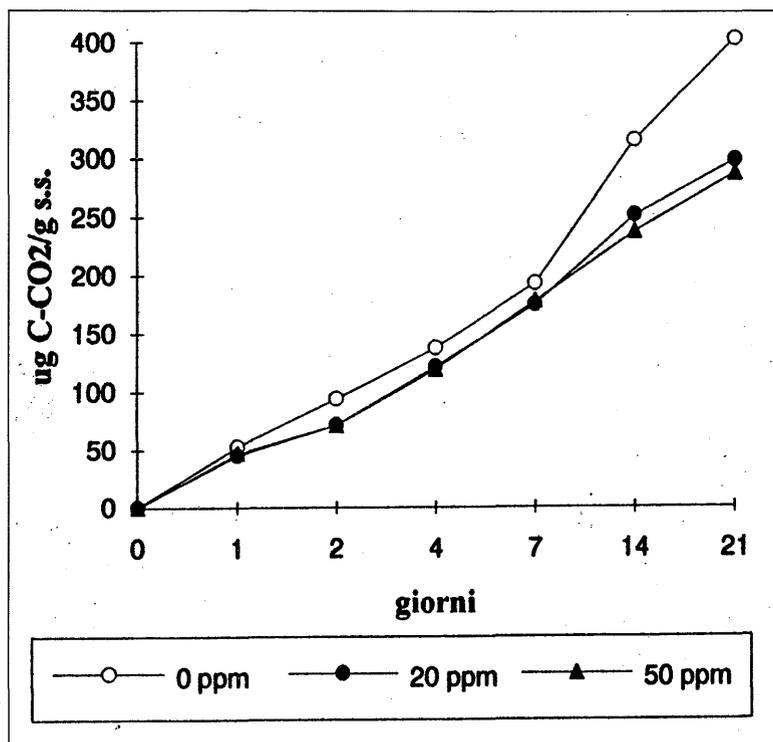


incubazione, rispetto al controllo, poi il fenomeno si inverte (Figura 3).

La deviazione standard non è stata riportata nelle Figure poichè è risultata minore della dimensione dei simboli usati.

Analizzando i risultati relativi al contenuto di carbonio della biomassa microbica si può ipotizzare che, in presenza di Cd, si verifichi immediatamente la morte di una parte dei microrganismi del suolo sensibili alla presenza del metallo pesante; il successivo aumento della biomassa microbica, rispetto al controllo, dopo il primo giorno di incubazione, potrebbe derivare dalla utilizzazione dei relativi residui cellulari da parte dei microrganismi sopravvissuti. La diminuzione della respirazione nel suolo inquinato, rispetto al controllo, potrebbe invece attribuirsi ad una minore attività dei microrganismi resistenti al Cd. Inoltre, la marcata diminuzione del qCO_2 osservata nel suolo trattato con Cd dopo il primo giorno di incubazione, rispetto al controllo, indica che, contrariamente a quanto generalmente ripor-

Figura 2

Produzione cumulativa di C-CO₂

tato in letteratura, questo parametro non sempre rappresenta un efficace indice di condizioni di stress.

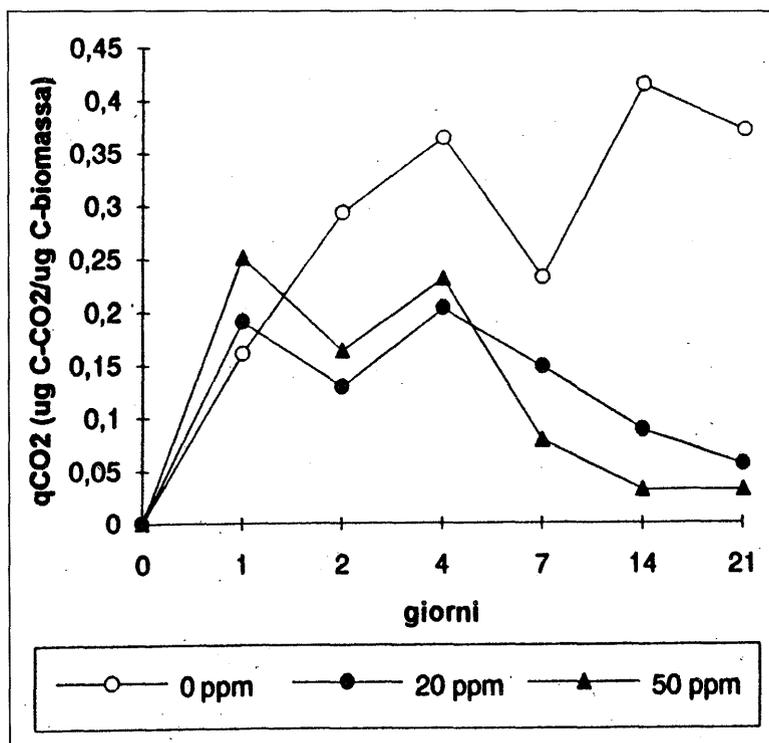
Conclusioni

Da queste prime osservazioni si può affermare che l'effetto inibitore del Cd sulla biomassa microbica del suolo è immediato e che il qCO_2 , per questo terreno, sembra non essere utilizzabile come indice di stress microbico per periodi superiori alle 24 ore.

La ricerca prosegue per valutare meglio l'effetto inibitore del Cd e per verificare il suo ruolo in suoli con caratteristiche chimico-fisiche diverse.

Figura 3

Andamento del quoziente metabolico



Bibliografia

- ANDERSON T.H. AND DOMSCH K.H. (1993). The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, 393-395.
- BROOKES P. C. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol. Fertil. Soils* 19, 269-279.
- DOELMAN P., JANSEN E., MICHELS M., VAN TIL M. (1994). Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter. *Biol. Fertil. Soils* 17, 177-184.
- KILLHMAN K. AND FIRESTONE M (1984). Salt stress control of intracellular solutes in streptomycetes indigenous to saline soils. *Appl Environ Microbiol* 47, 301-306.
- LEITA L., DE NOBILI M., MUHLBACHOVA G., MONDINI C., MARCHIOL L., G. ZERBI (1995). Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubations. *Biol. Fertil. Soils* 19, 103-108.
- NANNIPIERI P., LANDI L., BADALUCCO L. (1995). La capacità metabolica e la qualità del suolo. *Rivista di Agronomia* 3, 312-316.

- S.I.S.S. (Società Italiana della Scienza del Suolo) (1985). *Metodi Normalizzati di Analisi del Suolo*. Edagricole (ed.), Bologna.
- VALSECCHI G., GIGLIOTTI C., FARINI A. (1995). Microbial biomass, activity, and organic matter accumulation in soils contaminated with heavy metals. *Biol. Fertil. Soils* 20, 253-259.
- VANCE E. D., BROOKES P. C., JENKINSON D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.
- WARDLE D. A. AND GHANI A. (1995). A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1601-1610.

INTEGRAZIONE DI TECNICHE FISICHE, CHIMICHE E BIOCHIMICHE PER LO STUDIO QUALITATIVO E FUNZIONALE DI UN SUOLO AGRARIO

Sara Marinari ^a, Stefano Grego ^a, Luigi Badalucco ^a,
Michele La Marca ^b, Graziana Masciandaro ^b e Brunello Ceccanti ^b

a) DABAC, Università della Tuscia, Viterbo

b) Istituto di Chimica del Terreno, CNR, Pisa

Introduzione

L'esigenza di conservare la qualità del suolo, che è una risorsa non rinnovabile, ha incrementato gli studi relativi alle influenze che le pratiche agricole hanno sulla sua fertilità, nel tentativo di identificare sistemi agricoli che, contemporaneamente, conservino la risorsa suolo e mantengano un alto livello di produttività (Parr et al, 1992).

La qualità del suolo è in stretta relazione con la sua capacità metabolica che a sua volta è strettamente correlata con l'attività microbiologica. La respirazione del suolo viene quantificata tramite la produzione di anidride carbonica nell'unità di tempo e rappresenta il parametro più utilizzato per determinare l'attività microbiologica del terreno (Nannipieri et al., 1990). Una qualsiasi condizione di stress per la biomassa microbica nel terreno determina un aumento del quoziente metabolico, cioè una maggiore quantità di carbonio organico viene ossidato per unità di biomassa microbica al fine di riparare e mantenere attiva la macchina biochimica della cellula.

Una delle tecniche di coltivazione basilari ai fini del conseguimento di rese agronomiche ottimali è la fertilizzazione del suolo, comunemente intesa come reintegrazione dei macro e micronutrienti al fine di soddisfare le esigenze nutrizionali della pianta. In realtà il mantenimento del suolo in uno stato di salute ottimale prevede una serie di considerazioni di carattere interdisciplinare che vanno oltre l'aspetto strettamente nutrizionale per le piante e tengono conto anche dello stato in cui si trovano e interagiscono i comparti suolo-pianta-microrganismi. Infatti, la pianta crescendo nel suolo, contrae con questo strettissimi rapporti che interessano sul piano generale, ogni organo, ogni apparato e probabilmente i suoi stessi tessuti (Marschner

1995). Le interazioni non si limitano al comparto suolo-pianta ma si estendono al comparto suolo-microrganismi, dove il ciclo dei nutrienti è mediato anche dalle attività enzimatiche extracellulari. Negli ultimi anni si è verificato un crescente interesse per gli enzimi nel suolo, in funzione del loro significato ecologico e biotecnologico e come indicatori della fertilità del suolo.

La fertilizzazione con rifiuti organici di origine animale e vegetale con diverso grado di maturazione, ha il vantaggio di rappresentare una potenziale soluzione allo smaltimento delle notevoli produzioni di rifiuti recuperando delle risorse altrimenti disperse e recanti problemi di carattere ecologico-ambientale. Ogni materiale estraneo apportato all'ecosistema suolo è potenzialmente in grado di alterarne, temporaneamente o permanentemente, i complicati equilibri. Il suolo non è un supporto inerte per le colture, ma un habitat nel quale si svolgono tutti quei complessi cicli che assicurano alla coltura il nutrimento necessario e sono responsabili della fertilità attuale e potenziale dei terreni agrari.

Nel presente lavoro sono stati studiati gli effetti del compost come fertilizzante e/o ammendante in un suolo coltivato con mais da foraggio. Le variazioni dei parametri chimici, fisici, biochimici e biologici sono state seguite per due cicli annuali di coltivazione consecutivi al fine anche di verificare un eventuale effetto residuo. L'insieme dei risultati ottenuti nel suolo può fornire una indicazione concreta sulle possibilità di utilizzare molteplici tecniche, già testate in sistemi semplificati, in un sistema complesso come quello produttivo.

Materiali e metodi

Le prove sono state condotte in parcelle presso l'Azienda Sperimentale dell'Università della Tuscia - Viterbo, su un suolo coltivato con mais da foraggio (*Zea mays* var. *Winner*, ibrido di classe 700, ottenuto da Emilseme) con un ciclo biologico di 150 giorni

Disegno sperimentale

La sperimentazione in campo è stata condotta su parcelle di 21 m² (3x7 m) relative a ciascun trattamento e ripetute in 3 blocchi randomizzati allo scopo di tener conto della variabilità dovuta alla disomogeneità della superficie coltivata. I trattamenti posti a confronto sono stati gli stessi nei

due anni di sperimentazione in campo (1995-1996) e sono stati ripetuti esattamente sulle stesse parcelle:

- 1 - Controllo (nessun tipo di trattamento)
- 2 - Nitrato ammonico (200 kg N/ha)
- 3 - Letame semicompostato (200 kg N/ha)
- 4 - Vermicompost (200 kg N/ha)

Il letame utilizzato è stato ottenuto, in entrambi gli anni di sperimentazione, mescolando con paglia di cereali (2% sul peso fresco) le deiezioni solide e liquide derivanti da un allevamento di bovini. Il letame è stato sottoposto settimanalmente a rimescolamento meccanico per facilitarne l'ossigenazione e garantirne la condizione di aerobiosi necessaria al processo di compostaggio (10 settimane) e prima di essere applicato al suolo il grado di umificazione (DH) era circa 83% (DH% = Ac. umici + ac. fulvici/C estraibile totale).

Il vermicompost è stato ottenuto dalla stabilizzazione di fanghi biologici mediata da lombrichi. Prima di essere utilizzato il vermicompost aveva un DH del 96%.

La distribuzione e l'immediato interrimento del letame e del vermicompost alla profondità di circa 15 cm sono avvenuti il giorno antecedente la data della semina del mais (12/5/1995 e 1/06/1996) mentre il fertilizzante inorganico è stato distribuito e interrato nei primi 5 cm di profondità dopo 1 mese dalla semina nel primo anno e dopo 2 mesi dalla semina nel secondo anno. La raccolta è stata effettuata il 30/9/1995 e 10/10/1996.

Campionamenti e parametri analizzati

Le analisi del suolo sono state condotte in corrispondenza di tre fasi fenologiche del ciclo colturale della pianta: levata, fioritura e maturazione cerosa del mais; in totale nei due anni sono stati eseguiti 7 campionamenti compreso un campionamento eseguito prima della semina del secondo anno. Nel presente lavoro saranno considerati solamente i dati relativi all'ultimo campionamento. I campioni di terreno sono stati prelevati nello strato alla profondità 5-15 cm e i suoli sono stati seccati all'aria, setacciati a 2 mm e conservati alla temperatura di 4°C. Prima di essere analizzati sono stati condizionati al 60% della Capacità di Ritenzione Idrica del suolo.

La porosità è stata determinata mediante essiccamento secondo

il metodo che prevede la sostituzione dell'acqua con l'acetone (Miedema et al., 1974), e la preparazione di sezioni sottili (20-25 μ), orientata verticalmente, delle dimensioni 6x7 cm, previo trattamento con una resina poliesterre impregnante sotto vuoto. Le sezioni sottili sono state poi fotografate seguendo una particolare procedura (Ismail, 1975) atta a differenziare i pori dai granuli di quarzo che hanno la stessa densità ottica. Le fotografie sono state poi analizzate secondo il procedimento descritto da Pagliai (1983, 1984).

Il crepacciamento è stato valutato riponendo 20 g di terreno, impastati fino al limite di saturazione con una quantità massima di 20 ml di acqua distillata, in opportuni contenitori quadrati a fondo piatto (9x9 cm). I campioni sono stati essiccati a temperatura ambiente ed analizzati mediante un analizzatore ottico-elettronico quantitativo di immagine Leitz Classimat (Petruzzelli, 1974).

C e N totale sono stati determinati rispettivamente mediante l'ossidazione con bicromato e il metodo Kjeldahl.

La frazione solubile del C è stata estratta in acqua (1:10 w/v) a 60°C in agitazione per un ora e determinata sull'estratto mediante l'ossidazione col bicromato.

L'attività della proteasi-BAA e l'attività della deidrogenasi sono state determinate rispettivamente secondo i metodi descritti da Garcia et al. (1993b) e da Garcia et al. (1993a).

L'azoto inorganico (ammonio + nitrato) è stato determinato seguendo il metodo riportato da Grego et al. (1995).

L'attività fosfataseica è stata misurata con il metodo riportato da Garzillo et al. (1996).

Il C-biomassa microbica è stato determinato con il metodo della fumigazione-estrazione riportato da Grego et al. (1996).

I dati sono stati processati con l'analisi della varianza (ANOVA) ad un solo fattore (trattamenti) e la differenza minima significativa (LSD) è stata calcolata per $P = 0,05$ con $n = 3$.

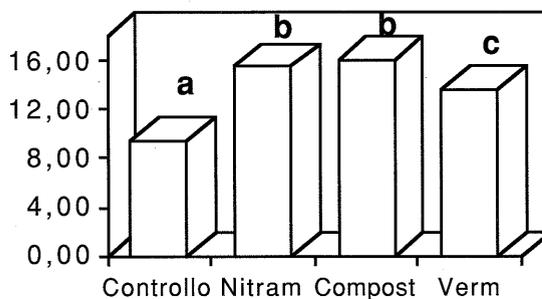
Risultati

Parametri fisici

L'esame microscopico delle sezioni sottili di suolo ha messo in evidenza un chiaro effetto dei diversi fertilizzanti sui parametri strutturali presi in esame, come il crepacciamento e la porosità totale (Fig. 1 e Fig. 2). La fertilizzazione aumenta il numero totale delle crepe con un probabile incremento delle perdite di acqua e una maggiore circolazione dei gas. Le dimensioni dei pori che si vengono a formare a causa della fertilizzazione variano in maniera significativa. La percentuale dei micropori (dimensioni minori di 200μ) non varia rispetto al suolo non trattato o diminuisce in maniera significativa, mentre la macroporosità aumenta nei trattamenti sia organici che minerale.

Figura 1

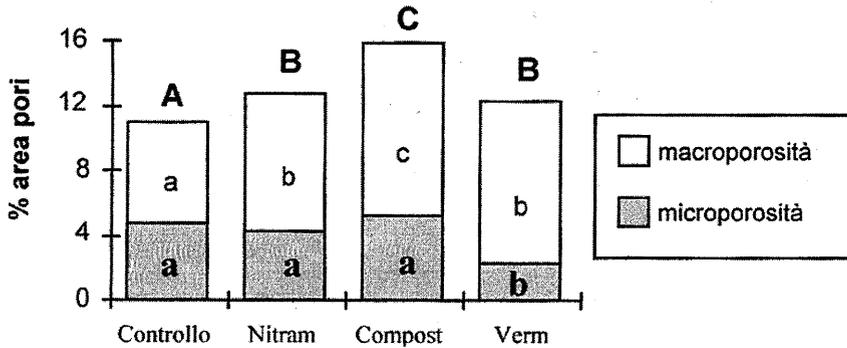
Percentuale Area Crepe



Lettere diverse indicano differenze significative fra i vari trattamenti.

Figura 2

Micro e Macro Porosità



Lettere diverse indicano differenze significative tra i trattamenti. Le lettere maiuscole si riferiscono alla porosità totale.

Parametri chimici

Il carbonio e l'azoto totale nel suolo fertilizzato con il Compost e il Vermicompost sono risultati significativamente più alti rispetto ai livelli ottenuti nel suolo non trattato e nel suolo trattato con fertilizzante minerale (Tab. 1). Il Vermicompost presenta valori di C-solubile simili al controllo, probabilmente a causa di una elevata stabilità del prodotto come suggerito dal valore del DH (96%). Inoltre in questo trattamento i valori dell'N-inorganico e dell'azoto totale, rispettivamente più bassi e più alti del controllo in maniera significativa, lasciano supporre una tendenza all'immobilizzazione dell'azoto. Il trattamento con il compost determina alla fine dell'esperienza un contenuto di C-labile elevato che si origina probabilmente dalla mineralizzazione di frazioni più labili del compost stesso. La fertilizzazione con Nitram ha un duplice effetto: determina una forte mineralizzazione della Sostanza Organica (SO), dovuto a un probabile "priming effect", come dimostrato dall'elevato valore di C-solubile, e genera un livello di azoto inorganico molto elevato anche se l'aggiunta del fertilizzante è avvenuta 150 giorni prima del campionamento.

Tabella 1

Contenuto di C e N totale, C-solubile e N-inorganico

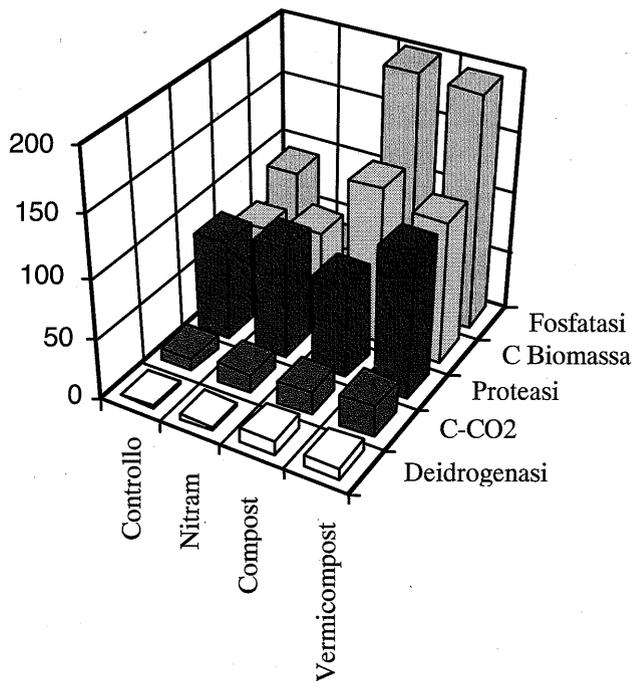
Trattamenti	C-totale %	C-solubile ppm	N-totale %	N-inorganico ppm
Controllo	1,02	1.933	0,18	40,92
Nitram	1,03	6.666	0,19	92,87
Compost	1,58	6.400	0,20	35,31
Vermicomp.	1,46	3.230	0,24	20,59
LSD, P=0,05	0,14	1.957	0,02	9,03

Parametri biochimici

La fertilizzazione con sostanza organica influisce positivamente sulla biomassa microbica e sull'attività degli enzimi deidrogenasi, enzima coinvolto nel ciclo del carbonio e spesso utilizzato come un indice della vitalità cellulare, e fosfatasi, enzima coinvolto nel ciclo del P e soprattutto di origine microbica (Fig. 3). Rispetto al controllo il C-biomassa ha un incremento nel compost e nel vermicompost rispettivamente del 193% e 173%; anche l'attività deidrogenasica è più alta rispettivamente di 5,7 e 4,9 volte, mentre l'attività fosfatasica è maggiore del 222% e del 216%. In questi campioni inoltre la produzione di CO₂ aumenta in maniera significativa (163% e 232 % rispettivamente per il compost e il vermicompost), mentre attività proteasica rispetto al controllo è significativamente maggiore solo nel vermicompost (+43%).

Figura 3

Attività Biologica



Tutti i dati sono espressi per grammo di suolo secco.

Fosfatasi = $\mu\text{g PNP}/20 \text{ min}$; Proteasi = $\mu\text{g N-NH}_3/\text{h}$;

C-biomassa= $\mu\text{g C}$; deidrogenasi= $\mu\text{g INTF}/\text{h}$; $\text{CO}_2 = \mu\text{g C}/24 \text{ h}$

Al contrario, i parametri biochimici relativi ai suoli fertilizzati con Nitram sono tutti non significativamente differenti a quelli del suolo non fertilizzato, tranne l'attività della fosfatasi che diminuisce notevolmente raggiungendo un valore che è del 62% più basso rispetto al controllo.

Conclusioni

I dati ottenuti dai suoli raccolti al termine della sperimentazione biennale di campo indicano l'instaurarsi di uno stato nutrizionale differente a seconda del fertilizzante applicato al suolo. Il suolo che è stato utilizzato per l'esperimento è un suolo agrario, coltivato da molti anni secondo

le tecniche dell'agricoltura convenzionale. Questo ha creato un suolo con un basso rapporto C/N (5,7). La fertilizzazione con sostanza organica invece tende a innalzare il rapporto C/N (7,9 e 6,1 per compost e vermicompost, rispettivamente). Questi risultati indicano che con la fertilizzazione inorganica si determina un accumulo di N inorganico nel suolo alla fine del ciclo biologico del mais. La fertilizzazione con vermicompost porta ad una maggiore immobilizzazione dell'azoto minerale presente nel suolo; il compost, essendo meno maturo e avendo presumibilmente C-solubile in maggiore quantità, arricchisce il suolo con una frazione labile di C senza influire sul contenuto di N-minerale.

La fertilizzazione organica determina un aumento della macroporosità del suolo che, migliorando la circolazione dell'acqua e soprattutto dell'aria, crea migliori condizioni per lo sviluppo della microflora del suolo. Infatti esiste una correlazione altamente positiva, per $P = 0,05$, tra macroporosità, produzione di CO_2 ($r = 0,97$) e il C-solubile ($r = 0,96$), indici di un incremento dei processi ossidativi e di mineralizzazione. L'aggiunta della sostanza organica crea un ambiente più dinamico rispetto al controllo: aumenta il C della biomassa microbica, aumenta anche la sua attività metabolica rappresentata dalla produzione di CO_2 e dall'attività della deidrogenasi, e aumentano gli enzimi legati ai cicli degli elementi nutritivi. Anche la fertilizzazione con Nitram determina un aumento della macroporosità ma, probabilmente a causa dello squilibrio tra i nutrienti, questo aumento non determina un miglioramento delle caratteristiche biologiche del suolo. Questo risultato suggerisce che la componente fisica e lo stato nutrizionale del suolo insieme concorrono a determinare le proprietà biologiche.

Infine, i nostri risultati indicano che l'integrazione tra varie tecniche che analizzano diversi aspetti del suolo meglio rende conto dei cambiamenti indotti dalle tecniche colturali e può essere utilizzata nella valutazione della loro sostenibilità.

Bibliografia

- GARCIA C., HERNANDEZ T., COSTA F., CECCANTI B., MASCIANDARO G. (1993a). The dehydrogenase activity in a soil as ecological marker in process of perturbed system regeneration. XI Int. Symp. Environ. Biogeochem., Salamanca (Spagna), 27-30 Settembre.
- GARCIA C., HERNANDEZ T., COSTA F., CECCANTI B., MASCIANDARO G., CIARDI C. (1993b). A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wasters. *Bioresource Technol.* 44, 17-33.
- GARZILLO A.M.V., BADALUCCO L., DE CESARE F., GREGO S. AND BUONOCORE V. (1996). Synthesis and characterization of an acid phosphatase-polyresorcinol complex. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1155-1161.

- GREGO S., BENEDETTI A., DELL'ORCO S., ROSSI G., MARINARI S. AND BADALUCCO L. (1996). Agricultural practices and biological activity in soil. *Fresenius Envir. Bull.* 5, 282-288.
- GREGO S., DE CESARE F., MARCHI G. E BADALUCCO L. (1995). Inibizione da parte dell'NBPT della degradazione dell'urea in prove di pieno campo e sue implicazioni ambientali. *Agronomia* 29, 409-414.
- ISMAIL S.N.A. (1975). Micromorphometric soil porosity characterization by means of electro-optical image analysis (Quantimet 720). *Soil Survey Paper N°8*. Netherland Soil Survey Institute, Wageningen. 140
- MARCHNER H. (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Second Edition Accademic Press, London.
- MIEDEMA R., PAPE TH., AND VAN DE WAAL, G.J. (1974). A method to impregnate wet soil samples producing high-quality thin sections. *Neth.J. Agric. Sci.*, 22, 37-39.
- P.NANNIPIERI, B. CECCANTI AND S. GREGO. (1990) Ecological significance of the biological activity in soil. *Soil Biochemistry*, Vol.6, Eds. Jean-Marc Bollag and G.Stotzky.
- PAGLIAI M. (1983). Caratterizzazione della porosità del terreno mediante l'analizzatore ottico elettronico di immagine Quantimet 720. *Agrochimica*, 27, 113.
- PAGLIAI M., LA MARCA M., LUCAMANTE G., GENOVESE L. (1984). Effects of zero and conventional tillage on the length and irregularity of elongated pores in a clay loam soil under viticulture. *Soil Tillage Res.* 4, 433.
- PARR J.F., PAPENDICK R.L., HORNICK S.B. AND MEYER R.E. (1992). Soil quality, attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *Am. J. Alternative Agric.* 7, 2-3.
- PETRUZZELLI G., GUIDI G. (1974). Impiego di un analizzatore ottico elettronico per la misura del crepacciamento del terreno. X Simposio Internazionale di Agrochimica su "I problemi dell'acqua in agricoltura". Bari. 220-228.



III COMMISSIONE

Fertilità del Suolo

Presidente A. Benedetti

1770

DISTRIBUZIONE DI NUTRIENTI FRA SUOLO E RIZOSFERA

P. Adamo, D. Felleca, F. Palmiero, G. Palmieri, P. Violante

Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie, Università di Napoli "Federico II", Portici

Introduzione

Le caratteristiche chimiche e fisiche del suolo (*bulk soil*) risultano determinanti per la nutrizione e per lo sviluppo delle piante. Tuttavia, le condizioni che si accertano nelle immediate vicinanze delle radici (*rhizo soil*) hanno un ruolo fondamentale per la definizione della disponibilità dei nutrienti.

Il flusso della soluzione del suolo verso l'apparato radicale, la secrezione di composti organici, l'aumento o la diminuzione della concentrazione di alcuni nutrienti, le conseguenti variazioni della composizione della microflora e della microfauna inducono significative modificazioni delle caratteristiche biologiche e chimiche del microambiente che caratterizza l'interfaccia suolo-pianta (Barber, 1974; Rovira e Davies, 1974).

Indagini condotte utilizzando piante coltivate hanno messo in evidenza che la somministrazione di concimi azotati può indurre variazione del valore del grado di reazione della rizosfera. (Riley e Barber, 1971; Smiley, 1974; Soon e Miller, 1977).

È stato accertato che le variazioni di pH possono influire sulla disponibilità del fosforo e di molti micronutrienti (Sarkar e Jones, 1982).

La modificazione della concentrazione idrogenionica in prossimità delle radici potrebbe in parte chiarire i risultati contrastanti conseguiti nella valutazione della produttività di alcune colture in seguito alla somministrazione di specifici concimi azotati.

Per evidenziare le differenze nella richiesta dei nutrienti esercitata dalle radici sul sistema suolo e la loro abilità ad utilizzare meccanismi

di adattamento ad avverse condizioni ambientali è stato avviato, presso il Centro di Sperimentazione del DISCA, un piano triennale di ricerca in ambiente pedoclimatico tipico dell'area mediterranea

Materiali e metodi

È stata impiantata coltura di mais (*var. Forban* classe 300) su un Vertic Xerofluent, suolo largamente rappresentato nel comprensorio del Basso Volturno, con una densità alla semina di 10 piante per m². Le indagini sono state condotte in assenza di concimazione (F0) e, con azoto somministrato sotto forma di solfato ammonico (200 kg ha⁻¹ N), in presenza alternata di fosforo (F1 - 200 kg ha⁻¹ P₂O₅) e di potassio (F2 - 100 kg ha⁻¹ K₂O).

In corrispondenza di fasi distinte del ciclo biologico (fioritura maschile, maturazione latte e fine ciclo, rispettivamente a 60, 86 e 135(*) giorni dalla semina), sono stati prelevati dalle diverse parcelle, utilizzando apposito campionatore, campioni di suolo e di radici. Il materiale terroso è stato separato per scuotimento della massa suolo-radici. La parte di campione, facilmente separabile per scuotimento è stata definita *bulk soil*, quella, invece, rimasta aderente alle superfici radicali è stata considerata *rhizo soil*.

Su tutti i campioni sono stati determinati i valori di pH, la conduttività elettrica, il contenuto di bicarbonati, di carbonio organico, di azoto e di fosforo totali secondo le più recenti metodologie analitiche (MIRAAF, 1994; Sparks, 1996)

Le caratteristiche dell'acqua di falda utilizzata per l'irrigazione sono state determinate secondo i metodi normalizzati della SISS (1985).

Con l'impiego della Elettro-ultrafiltrazione (EUF), in condizioni controllate essenzialmente da parametri termodinamici (differenza di potenziale elettrico, intensità di corrente, temperatura) (Németh, 1979, 1982, 1985) i nutrienti sono stati separati in frazioni (*pool*) a differente livello di disponibilità (***) e il loro contenuto determinato con adeguata metodologia analitica. Specificatamente, le forme azotate con l'utilizzazione di Analizzatore Automatico Integrato a flusso continuo (Alliance Evolution II) (Appel e Mengel, 1992), il potassio mediante Spettrofotometria in Assorbimento Atomico, il fosforo secondo il metodo di Jackson (1958).

Alla fine del ciclo vegetativo, è stata valutata la produzione di granella considerando una densità alla raccolta di 7 piante m⁻². Il peso della granella prodotta per pianta è riferito a un contenuto di umidità pari all'11%.

È stata determinata la composizione chimica della pianta e della granella (Pauwels et al, 1992).

Tabella I

Descrizione del profilo 39 - Centro di Sperimentazione di Castelvoturno

CLASSIFICAZIONE: VERTIC XEROFLUVENT

LOCALITÀ: STAZIONE METEOROLOGICA; 5 M S.L.M.

TOPOGRAFIA: PIANEGGIANTE

VEGETAZIONE: ERBAIO

DRENAGGIO: MODERATO

SUBSTRATO PEDOGENETICO: MATERIALE ALLUVIONALE

DESCRIZIONE:

Orizzonte Profondità (cm)

Ap 0-40 Argilloso bruno grigio scuro (10YR 4/2); struttura granulare fine e prismatica grossolana composta da poliedri subangolari medi e fini evidenti; umido; radici erbacee fini ad andamento casuale abbondanti; effervescenza notevole; spaccature verticali; drenaggio moderatamente buono; limite lineare chiaro.

C1 40-80 Argilloso bruno grigio scuro (10 Y 4/2) e grigio scuro (10 YR 4/1); struttura prismatica grossolana evidente; moderatamente umido; consistenza resistente; plastico, facce di pressione piccole evidenti scarse e comuni; scheletro minuto calcareo scarso; radici erbacee fini ad andamento verticale ed orizzontale abbondanti; effervescenza notevole; presenza di radici in decomposizione; spaccature verticali; limite ondulato chiaro.

IIIC₂ 80-110 Argilloso bruno grigio scuro (10 YR 4/2); struttura poliedrica angolare media e grossolana moderata; resistente; umido; *slickensides* molto grandi di cui alcune intersecantesi ad andamento suborizzontale ed a 45°; effervescenza notevole; screziature grigio scuro (10 YR 4/1) scarse deboli; scarsi noduli e concrezioni carbonatiche; drenaggio moderato; spaccature verticali; limite lineare chiaro.

IIIC₃ 110-160 Argilloso grigio scuro (10YR 4/1); struttura prismatica e poliedrica angolare grossolana eviden-

te; umido; resistente; scheletro minuto calcareo scarso; concrezioni e noduli carbonatici bruno pallido (10 YR 6/3) scarsi; *slickensides* molto grandi abbondanti suborizzontali e inclinate a 45°; effervescenza violenta; limite lineare chiaro.

IVC₄ × 60+ Franco bruno grigio scuro (10YR 4/2); struttura massiva con accenno a zone lamellari; fragile; friabilità moderata; poco umido; facce verticali schiacciate.

Risultati e discussione

Caratteristiche pedologiche del suolo

Per la natura della matrice litologica, costituita da sedimenti alluvionali, nei quali si accerta la presenza di piroclastiti e carbonati, per i caratteri climatici del territorio, per il particolare regime idrico, per l'individuazione di peculiari figure pedologiche, per la presenza di minerali argillosi espandibili, il profilo 39, del quale si riporta la descrizione nella tabella 1, viene classificato come *Vertic Xerofluvent*.

Caratteristiche fisiche e chimiche del suolo

Dai dati riportati nella tabella 2, risulta evidente che la tessitura media dell'orizzonte Ap del profilo descritto è *argillosa*. Per grado di reazione il suolo è classificabile come *moderatamente alcalino*. Fra le basi di scambio predominano gli ioni calcio e magnesio. Il grado parziale di saturazione in sodio è pari a 2%. La presenza di 1,30 meq L⁻¹ di sodio definisce la composizione dei sali solubili.

Caratteristiche dell'acqua di irrigazione

L'acqua di falda utilizzata per l'irrigazione (Tabella 3) è caratterizzata da:

- valori di pH correlati all'attività degli ioni bicarbonato ed alla concentrazione degli ioni sodio

- valori medio-alti della conduttività elettrica che, associati ad elevata presenza di cloruri, ne consentono l'afferenza alla 3^a classe di rischio di salinità

- valori del SAR e dell'ESP contenuti nei limiti della classe 1a di rischio di sodio (USDA, 1954) per la presenza di ioni calcio e magnesio.

Tabella 2

Caratteristiche fisiche e chimiche del campione

Orizzonte	Ap	
Profondità in cm	(0-40)	
Sabbia	g kg ⁻¹	183
Limo	"	312
Argilla	"	503
pH _{H2O} (1:2,5)	8.37	
Carbonati	g kg ⁻¹	75
Carbonio organico	"	9.0
Azoto	"	1.5
Rapporto C/N	6.0	
Humus (C×1.726)	g kg ⁻¹	15.5
Basi di scambio (cmoli(+) kg⁻¹):		
Ca ²⁺		12.6
Mg ²⁺		2.35
K ⁺		0.65
Na ⁺		0.45
CSC (cmoli kg⁻¹)		
{somma dei cationi		-
{BaCl ₂ (pH 8.1)		22.5
Sali solubili (rapporto suolo/acqua 1:5):		
Conduttività elettrica (dS m ⁻¹)		0.16
HCO ₃ ⁻		2.00
Cl ⁻		0.30
SO ₄ ²⁻		
Ca ²⁺	{ (meq/L)	0.90
Mg ²⁺		0.25
Na ⁺		1.30
K ⁺		0.20

Tabella 3

Caratteristiche dell'acqua di di suolo prelevato dall'orizzonte Ap del profilo 39 falda utilizzata per l'irrigazione

Parcella	39
Profondità della falda in m	50
pH	7.1
Conduttività elettrica (dS m ⁻¹)	1.6
Salinità (mg/L)	945
Cationi (meq/L)	
Ca ²⁺	7.0
Mg ²⁺	3.7
Na ⁺	9.7
K ⁺	0.9
Somma dei cationi	21.3
Anioni (meq/L):	
CO ₃ ²⁻	-
HCO ₃ ⁻	14.0
Cl ⁻	0.6
SO ₄ ²⁻	-
Somma degli anioni	20.0
S.A.R.	4.2
E.S.P. (valore stimato)	4.7
Classe di rischio	
- da sali	C3
- da sodio	S1

- valori medio-alti della conduttività elettrica che, associati ad elevata presenza di cloruri, ne consentono l'afferenza alla 3^a classe di rischio di salinità

- valori del SAR e dell' ESP contenuti nei limiti della classe 1a di rischio di sodio (USDA,1954) per la presenza di ioni calcio e magnesio.

Tabella 2

Caratteristiche fisiche e chimiche del campione

Orizzonte		Ap
Profondità in cm		(0-40)
Sabbia	g kg ⁻¹	183
Limo	"	312
Argilla	"	503
pH _{H2O} (1:2,5)	8.37	
Carbonati	g kg ⁻¹	75
Carbonio organico	"	9.0
Azoto	"	1.5
Rapporto C/N	6.0	
Humus (C×1.726)	g kg ⁻¹	15.5
Basi di scambio (cmoli(+) kg⁻¹):		
Ca ²⁺		12.6
Mg ²⁺		2.35
K ⁺		0.65
Na ⁺		0.45
CSC (cmoli kg ⁻¹)		
{somma dei cationi		-
{BaCl ₂ (pH 8.1)		22.5
Sali solubili (rapporto suolo /acqua 1:5):		
Conduttività elettrica (dS m ⁻¹)		0.16
HCO ₃ ⁻		2.00
Cl ⁻		0.30
SO ₄ ²⁻		
Ca ²⁺	{ (meq/L)	0.90
Mg ²⁺		0.25
Na ⁺		1.30
K ⁺		0.20

Tabella 3

Caratteristiche dell'acqua di di suolo prelevato dall'orizzonte Ap del profilo 39 falda utilizzata per l'irrigazione

Parcella	39
Profondità della falda in m	50
pH	7.1
Conduttività elettrica (dS m ⁻¹)	1.6
Salinità (mg/L)	945
Cationi (meq/L)	
Ca ²⁺	7.0
Mg ²⁺	3.7
Na ⁺	9.7
K ⁺	0.9
Somma dei cationi	21.3
Anioni (meq/L):	
CO ₃ ²⁻	-
HCO ₃ ⁻	14.0
Cl ⁻	0.6
SO ₄ ²⁻	-
Somma degli anioni	20.0
S.A.R.	4.2
E.S.P. (valore stimato)	4.7
Classe di rischio	
- da sali	C3
- da sodio	S1

Variazione dei valori di pH

Nel *rhizo soil* si accertano valori di pH sempre inferiori a quelli misurati nel *bulk soil* (Tabella 4).

In particolare, al primo prelievo, a 60 giorni dalla semina, per la contemporanea somministrazione di potassio e di azoto, il valore di ΔpH è risultato pari a - 0,51.

Al terzo raccolto, a 135 giorni dalla semina, i valori di pH misurati nel *bulk* e nel *rhizo soil* risultano quasi coincidenti.

Tabella 4

Variazione dei valori di pH

Tesi	pH _{H2O}								
	Giorni dalla semina								
	60			86			135		
	Bk	Rh	ΔpH^{***}	Bk	Rh	ΔpH^{**}	Bk	Rh	ΔpH^{***}
F0	8.57§	8.29	-0.28	8.46§	8.31	-0.15	8.36§	8.37	0.02
	(0.03)	(0.03)	(0.03)	(0.04)	(0.14)	(0.18)	(0.03)	(0.01)	(0.03)
F1	8.43	8.18	-0.25	8.54	8.44	-0.11	8.34	8.28	-0.06
	(0.12)	(0.09)	(0.19)	(0.09)	(0.02)	(0.08)	(0.00)	(0.02)	(0.02)
F2	8.63	8.12	-0.51	8.53	8.43	-0.10	8.36	8.27	-0.09
	(0.07)	(0.03)	(0.06)	(0.02)	(0.02)	(0.04)	(0.02)	(0.01)	(0.03)

Deviazione standard in parentesi

***Tutte le differenze tra *rhizo* e *bulk soil* significative per $p < 0.001$ (n=12) - § 4 repliche

** Tutte le differenze tra *rhizo* e *bulk soil* significative per $p < 0.01$ (n=12) - § 4 repliche

* Tutte le differenze tra *rhizo* e *bulk soil* significative per $p < 0.05$ (n=12) - § 4 repliche

La simbologia relativa al calcolo statistico è valida per i dati riportati in tutte le successive tabelle

Variazione dei valori della conduttività elettrica

I valori di conduttività elettrica, espressi in dS m^{-1} , sono sempre più elevati nel *rhizo soil* (Tabella 5).

I valori di ΔCE risultano maggiori al primo prelievo, in particolare per la tesi F1.

Tabella 5

Variazione dei valori della conduttività elettrica

CE _{H2O} (dS m ⁻¹)									
Giorni dalla semina									
Tesi	60			86			135		
	Bk	Rh	ΔCE**	Bk	Rh	ΔCE***	Bk	Rh	ΔCE***
F0	0.22§	0.31	+0.09	0.14§	0.18	+0.04	0.15§	0.15	+0.02
	(0.05)	(0.01)	(0.05)	(0.00)	(0.03)	(0.03)	(0.02)	(0.01)	(0.02)
F1	0.27	0.37	+0.10	0.22	0.29	+0.07	0.10	0.19	+0.09
	(0.05)	(0.05)	(0.82)	(0.01)	(0.03)	(0.04)	(0.01)	(0.00)	(0.01)
F2	0.27	0.32	+0.05	0.18	0.30	+0.12	0.13	0.17	+0.04
	(0.04)	(0.02)	(0.05)	(0.03)	(0.07)	(0.05)	(0.01)	(0.01)	(0.01)

Variazione del contenuto di ioni bicarbonato

A 60 e a 80 giorni dalla semina il contenuto di ioni bicarbonato è sempre più alto nel *bulk soil* (Tabella 6).

I valori di ΔHCO_3^- non risultano molto diversi fra il primo ed il secondo prelievo. Il valore più alto è stato rilevato per la tesi F2 al primo prelievo. A 135 giorni dalla semina il contenuto di ioni bicarbonato è più elevato nel *rhizo soil*.

Tabella 6

Variazione del contenuto di ioni bicarbonato

HCO ₃ ⁻ _{H2O} (mmoli kg ⁻¹)									
Giorni dalla semina									
Tesi	60			86			135		
	Bk	Rh	ΔB**	Bk	Rh	ΔB***	Bk	Rh	ΔB***
F0	6.23§	5.83	-0.40	5.91§	4.75	-1.16	3.68§	4.55	+0.87
	(0.18)	(0.46)	(0.39)	(0.28)	(0.56)	(0.71)	(0.07)	(0.13)	(0.15)
F1	5.88	5.02	-0.86	5.02	3.81	-1.22	4.03	4.19	+0.16
	(0.08)	(0.56)	(0.57)	(0.84)	(0.17)	(0.78)	(0.29)	(0.13)	(0.15)
F2	6.63	5.14	-1.49	7.43	5.37	-2.06	3.46	3.84	+0.39
	(0.86)	(0.09)	(0.93)	(0.36)	(0.49)	(0.52)	(0.24)	(0.24)	(0.22)

Variatione del contenuto di carbonio organico

Il contenuto di carbonio organico è sempre più elevato nel *rhizo soil* (Tabella 7). I valori di ΔCO , accertati al primo ed al secondo prelievo, sono quasi coincidenti per le tesi F0 e F1. Per la tesi F2 il valore di ΔCO è più alto al terzo prelievo.

Tabella 7

Variatione del contenuto di carbonio organico

Carbonio organico (g kg ⁻¹)									
Tesi	Giorni dalla semina								
	60			86			135		
	Bk	Rh	ΔC^{***}	Bk	Rh	ΔC^{***}	Bk	Rh	ΔC^{***}
F0	7.20§	10.93	+3.73	7.67§	9.75	+2.08	11.12§	14.04	+2.92
	(0.61)	(0.84)	(0.47)	(0.33)	(0.10)	(0.31)	(0.10)	(0.86)	(0.83)
F1	7.74	10.67	+2.93	7.04	8.75	+1.72	10.77	12.65	+1.86
	(0.61)	(0.18)	(0.71)	(0.65)	(0.28)	(0.67)	(0.14)	(0.51)	(0.41)
F2	7.95	9.11	+1.16	8.54	9.34	+0.80	10.76	14.97	+4.21
	(0.21)	(0.50)	(0.61)	(0.69)	(0.29)	(0.60)	(0.62)	(1.33)	(0.63)

Variatione del contenuto totale di azoto e di fosforo nel suolo

I dati riportati nella Tabella 8 indicano che il contenuto totale di azoto nel *bulk* e nel *rhizo soil*, a tempi diversi dalla semina, è compreso tra 1.08 e 1.65 g kg⁻¹. I valori più bassi sono stati determinati nel campione di *bulk soil* delle parcelle della tesi F0, i valori più elevati nei campioni di *rhizo soil* delle parcelle della tesi F2.

In ogni caso, il contenuto totale di azoto è sempre maggiore nei campioni di *rhizo soil*.

Il contenuto totale di fosforo nel suolo varia tra un valore minimo di 0.72 g kg⁻¹ ed un valore massimo di 1.28 g kg⁻¹ (Tabella 9). Nel *bulk soil* si accerta, in genere, la concentrazione più elevata di fosforo, indicativa di scarsa mobilità del nutriente. Fanno eccezione i dati relativi ai campioni delle tesi F1, nei quali, a 60 ed ad 86 giorni dalla semina, le quantità totali di fosforo risultano più elevate nel *rhizo soil*.

Tabella 8

Variazione del contenuto totale di azoto nel suolo

N (G KG ⁻¹)									
Giorni dalla semina									
Tesi	60			86			135		
	BK	RH	ΔN**	BK	RH	ΔN***	BK	RH	ΔN***
F0	1.37§	1.42	+0.05	1.08§	1.26	+0.18	1.38§	1.47	+0.09
	(0.12)	(0.08)	(0.18)	(0.06)	(0.04)	(0.09)	(0.06)	(0.15)	(0.11)
F1	1.23	1.51	+0.28	1.21	1.48	+0.27	1.41	1.48	+0.07
	(0.18)	(0.14)	(0.30)	(0.09)	(0.20)	(0.18)	(0.18)	(0.00)	(0.18)
F2	1.32	1.62	+0.30	1.47	1.65	+0.19	1.42	1.56	+0.14
	(0.10)	(0.14)	(0.16)	(0.09)	(0.16)	(0.13)	(0.11)	(0.08)	(0.10)

Tabella 9

Variazione del contenuto totale di fosforo nel suolo

P (g kg ⁻¹)									
Giorni dalla semina									
Tesi	60			86			135		
	Bk	Rh	ΔP***	Bk	Rh	ΔP**	Bk	Rh	ΔP***
F0	0.86	0.72	-0.13	1.22	1.26	+0.04	1.02	0.99	-0.02
	(0.02)	(0.06)	(0.06)	(0.03)	(0.07)	(0.06)	(0.05)	(0.09)	(0.12)
F1	0.80	1.09	+0.29	1.07	1.24	+0.18	1.17	0.99	-0.18
	(0.06)	(0.21)	(0.16)	(0.14)	(0.15)	(0.28)	(0.08)	(0.08)	(0.09)
F2	0.91	0.72	-0.18	1.04	0.91	-0.13	1.28	1.09	-0.19
	(0.15)	(0.04)	(0.16)	(0.07)	(0.09)	(0.15)	(0.15)	(0.09)	(0.13)

Variazioni del contenuto delle diverse forme azotate estratte con metodologia EUF

Il contenuto di EUF-N-NO₃⁻ risulta più elevato nel *rhizo soil* per le tesi F1 ed F2 (Tabella 10).

Le frazioni di nitrati solubili ed immediatamente disponibili sono le più rappresentate.

Deve essere messo in evidenza che, in particolare nella tesi F1, si accerta incremento della quarta frazione EUF, secondo la più recente letteratura caratterizzata dalla presenza di composti organici azotati.

Le quantità di EUF-N-NH₄⁺ risultano inferiori a quelle accertate per l'EUF-N-NO₃⁻ (Tabella 11).

Tenuto conto della rapida ossidazione dell'azoto ammoniacale ad azoto nitrico, favorita dall'aerazione e dalla temperatura del suolo, la distribuzione dello ione NH₄⁺ fra le diverse frazioni EUF non appare caratterizzata da particolare significatività. Tuttavia, nel *rhizo soil* delle parcelle concimate con N e K (F2) si nota lieve incremento del *pool labile* che potrebbe risultare indicativa della presenza di riserve disponibili di NH₄⁺.

A 135 giorni dalla semina appaiono trascurabili le quantità di EUF-N-NH₄⁺ accertate nelle diverse frazioni caratterizzate da differente livello di disponibilità

Tabella 10

Variazione del contenuto di EUF-N-NO₃⁻

EUF-N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)								
	I frazione		II frazione		III frazione		IV frazione	
60 giorni dalla semina								
Tesi	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{**}	Bk	Rh^{**}	Bk	Rh[*]
F0	4.8§	8.1	1.9	4.6	2.9	1.4	3.1	1.8
F1	13.3	17.6	12.4	15.5	5.9	10.0	5.7	10.9
F2	19.2	29.9	10.0	17.6	4.7	9.3	4.8	11.7
86 giorni dalla semina								
	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{**}	Bk	Rh^{***}
F0	6.2§	4.3	4.0	1.0	1.3	1.1	1.8	0.8
F1	2.1	7.0	2.1	6.8	0.8	3.9	0.9	5.7
F2	9.3	11.1	4.2	8.6	2.2	2.8	3.1	2.3
135 giorni dalla semina								
	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh[*]	Bk	Rh[*]
F0	6.1§	0.8	2.3	0.9	0.5	0.3	0.6	0.4
F1	5.9	5.6	0.4	2.8	0.1	1.4	0.5	1.9
F2	5.8	5.9	1.9	2.6	0.7	1.3	0.7	1.4

Tabella 11

Variazione del contenuto di EUF-N-NH_4^+

EUF-N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)									
	I frazione		II frazione		III frazione		IV frazione		
60 giorni dalla semina									
Tesi	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{**}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	
F0	1.0§	0.4	1.4	0.8	0.3	0.5	0.3	0.5	
F1	0.8	1.2	0.6	1.2	0.6	0.6	0.7	0.4	
F2	0.9	1.9	1.4	3.5	0.4	0.5	0.5	1.0	
86 giorni dalla semina									
	Bk	Rh[*]	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{**}	Bk	Rh[*]	
F0	1.1§	0.4	2.4	0.4	0.5	0.1	0.6	0.6	
F1	0.8	0.3	0.1	2.1	0.4	0.5	0.6	0.8	
F2	2.3	0.2	0.9	1.1	0.1	0.5	0.2	0.3	
135 giorni dalla semina									
	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh[*]	Bk	Rh[*]	
F0	0.1§	0.3	0.2	0.3	0.1	0.2	0.1	0.3	
F1	0.8	0.3	0.8	0.3	0.2	0.1	0.6	0.3	
F2	0.1	-	0.2	-	0.1	-	0.1	-	

Variazione del contenuto di fosforo estratto con metodologia EUF

Le differenze tra il contenuto di fosforo nel *bulk* e nel *rhizo* soil non sono significative (Tabella 10). In ogni caso, le quantità di P solubile estratte con procedimento EUF risultano molto limitate. Tuttavia, condizioni di desorbimento caratterizzate da incremento della temperatura e del voltaggio (80 °C e 400 V) portano alla individuazione di riserve del nutriente.

Tenuto conto che il *pool* labile dei fosfati è costituito da fosfati di calcio solubili e da fosfati adsorbiti, deve essere precisato che una combinazione di processi di precipitazione e di adsorbimento definisce quantitativamente la frazione di anioni ritenuta dai costituenti del suolo.

La reazione dei fosfati con il carbonato di calcio porta alla formazione rapida di fosfato bicalcico biidrato. Da questo composto si origina fosfato ottocalcico che evolve verso forme di idrossiapatite non utilizzabili dalle piante.

In questo modo, parte del *pool* labile viene trasferita nel *pool* non labile.

Tabella 12

Variazione del contenuto di EUF-P

EUF- P (mg kg ⁻¹)									
	I frazione		II frazione		III frazione		IV frazione		
Tesi	60 giorni dalla semina								
	Bk	Rh**	Bk	Rh**	Bk	Rh**	Bk	Rh***	
F0	3.4§	2.9	8.7	6.5	3.4	3.0	9.5	8.7	
F1	4.1	3.3	10.3	7.2	5.9	3.8	9.6	9.1	
F2	3.2	2.6	7.5	5.5	3.1	3.1	10.0	11.5	
	86 giorni dalla semina								
	Bk	Rh*	Bk	Rh**	Bk	Rh**	Bk	Rh***	
F0	2.7§	3.0	8.1	7.5	3.2	3.0	10.7	10.5	
F1	3.2	1.8	10.8	9.1	4.2	3.7	15.4	11.2	
F2	2.0	1.0	3.4	2.9	2.2	2.1	7.4	5.2	
	135 giorni dalla semina								
	Bk	Rh***	Bk	Rh***	Bk	Rh***	Bk	Rh***	
F0	1.8§	3.8	3.2	9.9	2.0	3.1	6.4	9.2	
F1	2.6	4.1	5.5	6.1	1.4	1.6	8.4	7.0	
F2	3.0	5.0	6.4	12.6	2.6	3.4	8.7	11.7	

Variazione del contenuto di potassio estratto

con metodologia EUF

L'aumento limitato della concentrazione di K nel *pool* delle forme libere nel *rhizo soil* potrebbe essere indicativa di spinta utilizzazione del nutriente da parte delle piante nei primi 60 giorni dalla semina (Tabella 13).

La composizione mineralogica dei costituenti argillosi del suolo sembra definire la distribuzione del K fra le altre frazioni EUF. Infatti, il sensibile incremento del *pool* delle forme scambiabili e di riserva più o meno disponibili può essere riferita alla presenza prevalente nella frazione argillosa di illiti di tipo *open* e di vermiculiti *high charge*, caratterizzate da siti per l'adsorbimento selettivo del potassio.

Tabella 13

Variazione del contenuto di EUF-K

EUF-K (mg kg ⁻¹)								
I frazione		II frazione		III frazione		IV frazione		
Tesi								
60 giorni dalla semina								
	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}
F0	34§	43	61	89	50	77	75	107
F1	23	58	50	118	50	97	78	149
F2	36	56	76	119	71	101	105	163
86 giorni dalla semina								
	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}
F0	17§	39	38	76	40	68	74	89
F1	27	60	54	117	54	92	96	150
F2	41	66	85	117	67	98	105	160
135 giorni dalla semina								
	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}	Bk	Rh^{***}
F0	52§	72	96	102	55	78	88	119
F1	52	84	102	146	80	109	105	159
F2	47	54	94	109	75	90	115	136

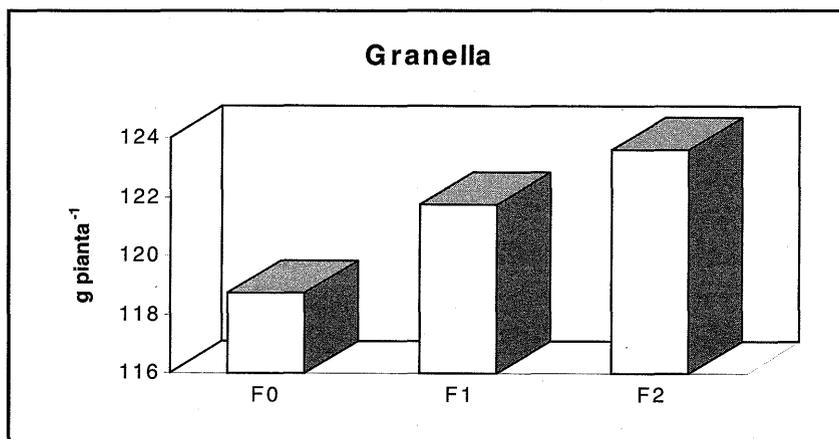
Variazione della produzione di granella

Nella figura 1 viene riportata graficamente la variazione della quantità (g pianta⁻¹) di granella prodotta in funzione delle diverse tesi di concimazione.

In assenza di somministrazione di concime, si accerta, una produzione di granella pari a 118,8 g pianta⁻¹. Nelle parcelle della tesi F1, in assenza di potassio, la produzione arriva a 121,8 g pianta⁻¹ con un incremento del 2,5%. La somministrazione di potassio, pari a 100 kg ha⁻¹ di K₂O (tesi F2), porta la resa in granella ad un valore di poco superiore, corrispondente a 123,6 g pianta⁻¹ più elevata rispetto a quella conseguita con la tesi F0 di circa il 4%. In ogni caso, la produzione commerciale conseguita, pari rispettivamente a 8,3, 8,5 e 8,7 t ha⁻¹, risulta comparabile con quella mediamente realizzata per la stessa varietà di mais con lo standard di concimazione (200 kg ha⁻¹ N; 200 kg ha⁻¹ P₂O₅; 100 kg ha⁻¹ K₂O) tradizionalmente impiegato presso il Centro di Sperimentazione del DISCA.

Figura 1

Variazione della produzione di granella



Variazione del contenuto di azoto e di fosforo nella pianta e nella granella

Limitatamente al contenuto di azoto e di fosforo, i dati riportati nelle Tabelle 14, 15 e 16 confermano le elevate esigenze nutrizionali del mais per conseguire resa produttiva soddisfacente (Fink, 1982; Jones et al., 1990; Fageria et al., 1991; Fageria, 1992).

Nei primi 44 giorni dalla semina la concentrazione di azoto nella biomassa epigea risulta elevata con tendenza a successiva diminuzione. I valori massimi si accertano al trentaduesimo giorno del ciclo biologico.

Nelle piante prodotte nelle parcelle delle diverse tesi si evidenziano limitate differenze del contenuto di azoto solo dopo il quarantaquattresimo giorno dalla semina.

In generale, nelle piante che hanno ricevuto concime fosfatico (tesi F1), si evidenzia un più elevato contenuto di fosforo rispetto a quelle allevate nelle parcelle della tesi F0. La più alta concentrazione di fosforo nelle piante potrebbe essere in relazione con il diminuito valore di pH della rizosfera conseguente all'assorbimento dei cationi K^+ ed NH_4^+ (tesi F2).

Nella granella alla maturità fisiologica il contenuto di azoto e di fosforo risulta nei limiti riportati in letteratura.

Tabella 14

Variazione del contenuto di azoto nella pianta

N (g kg ⁻¹)						
giorni dalla semina						
Tesi	21	32	44	54	79	88
F0	28.85 (4.91)	35.29 (1.43)	28.90 (4.10)	16.04 (2.93)	14.67 (2.32)	12.24 (1.83)
F1	30.39 (0.91)	36.72 (0.83)	28.86 (4.48)	21.66 (1.99)	18.68 (2.42)	14.09 (2.67)
F2	31.46 (3.17)	36.84 (1.81)	31.35 (2.49)	20.85 (1.55)	15.19 (0.97)	13.37 (0.54)

Tabella 15

Variazione del contenuto di fosforo nella pianta

P (g kg ⁻¹)						
giorni dalla semina						
Tesi	21	32	44	54	79	88
F0	1.60 (0.38)	3.46 (0.44)	2.41 (0.20)	2.20 (0.31)	2.07 (0.27)	2.22 (0.31)
F1	1.82 (0.15)	3.45 (0.55)	2.82 (0.20)	2.29 (0.57)	1.75 (0.31)	2.44 (0.35)
F2	2.40 (0.55)	2.92 (0.41)	2.76 (0.25)	3.04 (0.23)	2.15 (0.33)	2.35 (0.37)

Tabella 16

Variazione del contenuto di azoto e fosforo nella granella

Tesi	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)
F0	12.74 (1.07)	3.09 (0.59)
F1	14.88 (0.83)	2.70 (0.52)
F2	13.99 (0.78)	3.22 (0.29)

Bibliografia

- BARBER S.A., 1974. *Influence of the plant root on ion movement in soil*. In The plant root and its environment (E.W. Carson Ed.) pp 691. Univ. Press Virginia, Charlottesville
- FAGERIA N.K., 1992. *Maximizing crop yields*. Marcel Dekker Inc. Ed, New york, USA.
- FAGERIA N.K., BALIGAR V.C. E CHARLES ALLAN J., 1991. *Growth and mineral nutrition of field crops*. Marcel Dekker Inc. Ed, New york, USA.
- FINK A., 1982. *Fertilizers and fertilization*. Verlag Chemie GmbH Ed, Weinheim, Germany
- JONES B.J. JR., ECK H.W. E VOSS R., 1990. *Plant analysis as an aid in fertilizing corn and grain sorghum*. In: Soil Testing and Plant Analysis, SSSA Ed., Madison, YSA, 521-547.
- MIRAAF - Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali 1994. *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo*. ISMEA, Roma
- NÉMETH K., 1979. *The availability of nutrients in the soil as determined by Electro-Ultrafiltration (EUF)*. Adv. Agron. 31, 155-187.
- NÉMETH K., 1982. *Electro-Ultrafiltration (EUF) of aqueous soil suspension with simultaneously varying temperature and voltage*. Plant and Soil 64, 7-23.
- NÉMETH K., 1985. *Recent advances in EUF research (1980-1983)*. Plant and Soil 83, 1-19.
- PAUWELS J.M., VAN RANST E., VERLOO M, MVONDO ZE A. 1992. *Manual de laboratoire de pedologie*. Publ. Agric. 28. Centre Universitaire de Dschang (Cameroun). Administration Générale de la Coopération on Développement Bruxelles (Belgique)
- RILEY D. E BARBER S.A., 1971. *Effects of ammonium and nitrate fertilization on phosphorus uptake as related to root-induced pH charges at the root-soil interface*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35, 301-306.
- ROVIRA A.D. E DAVIES C.B., 1974. *Biology of the rhizosphere*. In The plant root and its environment (E.W. Carson Ed.) pp 153-204. Univ. Press Virginia, Charlottesville.
- SARKAR A. N. E WYN JONES R.G., 1982. *Effect of rhizosphere pH on the availability and uptake of Fe, Mn and Zn*. Plant and Soil 66, 361-372.
- SISS - Società Italiana della Scienza del Suolo 1985. *Metodi normalizzati di analisi del suolo*. Edagricole Ed., Bologna, Italia.
- SMILEY R.W., 1974. *Rhizosphere pH as influenced by plants, soils and nitrogen fertilizers*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38, 795-799.
- SOON Y.K. E MILLER M. H., 1977. *Changes in the rhizosphere due to NH_4^+ and NO_3^- fertilization and phosphorus uptake by corn seedling (*Zea mays L.*)*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 41, 77-80.
- SSSA - Soil Science Society of America 1996. *Methods of Soil Analysis Part 3 Chemical Methods* (D.L. Sparks Ed.).
- USDA - U.S. Department of Agriculture 1954. *Agriculture Handbook 60* (L.A.Richards Ed.)

Note

(*) Il campionamento è stato ritardato a causa di avverse condizioni atmosferiche

(**) Frazioni dei nutrienti:

- 1) solubili
- 2) immediatamente disponibili
- 3) di riserva disponibile
- 4) di riserva a lento rilascio

*MONITORAGGIO DI ALCUNE PROPRIETÀ
DI UN VERTISUOLO MERIDIONALE, AMMENDATO
CON COMPOST DA RIFIUTI SOLIDI URBANI,
IN RELAZIONE ALLA PRODUZIONE DI FRUMENTO
E BARBABIETOLA*

D. Ferri, G. Convertini, D. De Giorgio, L. Giglio, P. La Cava

Istituto Sperimentale Agronomico (MiPA) - BARI

Introduzione

L'evolversi della società verso livelli di reddito sempre più elevati, da un lato ha portato ad un miglioramento della qualità della vita, dall'altro ha creato una serie di problemi logistici di non facile soluzione. I rifiuti solidi urbani (RSU) costituiscono uno dei problemi a più alto rischio ambientale e di più difficile soluzione. Il loro smaltimento richiede la ricerca di soluzioni che riducano al minimo l'impatto ambientale, problema alquanto complesso per la presenza contemporanea di materiale organico ed inorganico nella fase di raccolta dei rifiuti, la cui composizione può variare in funzione delle aree geografiche di provenienza. Dalla separazione delle due componenti oltre al recupero di materiale inorganico riciclabile si ottiene una massa organica che, sottoposta a processi di compostaggio, può essere interrata nel terreno incrementando il contenuto in sostanza organica ed attivando reazioni chimiche e biochimiche che favoriscono la mineralizzazione degli elementi nutritivi (Gallaro-Lara F., Nogales R., 1987; He, X. T., Logan S. J. 1992). Per l'utilizzo di tali biomasse in agricoltura si rende indispensabile non solo conoscere la composizione chimico-fisica del compost da RSU, ma anche programmare quantitativi e tempi di somministrazione. Tutto ciò al fine di valutare la presenza di sostanze fitotossiche, o materiali inerti ma indesiderati, che possono influenzare negativamente la coltura o la stessa fertilità agronomica del terreno. Secondo uno studio condotto da Martel (1988) i principali parametri da prendere in considerazione sono: quantità e grado di maturazione della sostanza organica, capacità di ritenzione idrica, salinità, acqua e metalli pesanti.

Tabella 1

Caratteristiche fisico-chimico-idrologiche del terreno all'inizio della prova.

Caratteristiche chimiche:

Azoto totale (Kjeldahl)	%	0.125
P ₂ O ₅ totale (Ferrari)	%	0.118
P ₂ O ₅ assimilabile (Olsen)	ppm	41
K ₂ O totale (in HCl conc. boll.)	%	1.247
K ₂ O scambiabile (Schollenberg)	ppm	1561
Sostanza organica (Walkley e Black)	%	2.21
Calcare totale (al calcimetro)	%	7.30
pH (in acqua)		8.33
C/N		10.27
C.S.C. meq/100 g		38

Caratteristiche fisiche:

Scheletro ($\Phi > 2$ mm)	%	1.0
Sulla terra fine:		
Sabbia grossa ($2\text{mm} > \Phi > 0.2\text{mm}$)	%	4.6
Sabbia fine ($0.2\text{mm} > \Phi > 0.02\text{mm}$)	%	14.9
Limo ($0.02\text{mm} > \Phi > 0.002\text{mm}$)	%	31.1
Argilla ($\Phi < 0.002\text{mm}$)	%	49.4

Caratteristiche idrologiche:

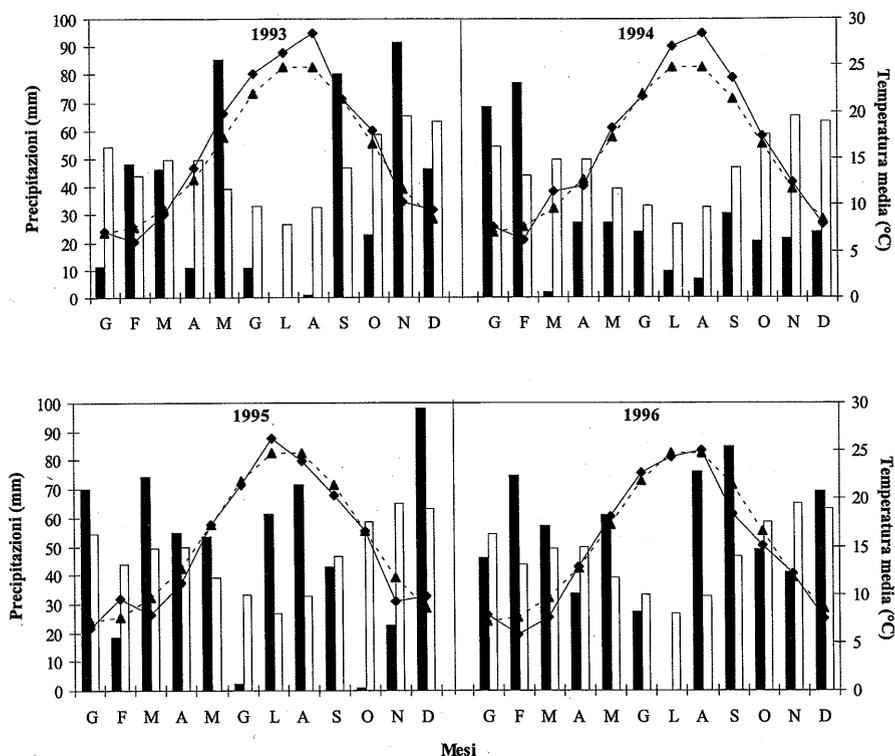
Permeabilità (Fireman)	cm h ⁻¹	4.20
Umidità a -0.03 MPa	%	39.21
Umidità a -1.50 MPa	%	21.42

Dai risultati di diverse ricerche è emerso che, equilibrando dosi e tempi di somministrazione, non solo non vi sono stati effetti negativi ma in diversi casi è stato riscontrato un positivo effetto sulle rese (Pardini et al., 1993, Shiralipour et al., 1992; Maynard, 1993; Stilwell, 1993; Pouyat et al., 1995).

La prova descritta di seguito cerca di portare nuovi sviluppi alle conoscenze finora acquisite sull'impiego di un compost da RSU come apporto di biomassa valutando le variazioni qualitative e quantitative di alcune proprietà del suolo, in un ambiente con una piovosità spesso carente rispetto alle necessità culturali.

Figura 1

Andamento delle temperature medie dell'aria (—◆—) e delle piogge mensili (⇔) del quadriennio di prova e delle temperature (---σ---) e piogge (□) della norma (1952-1992)



Materiali e metodi

La ricerca è stata condotta a Foggia su un terreno argillo-limoso del quaternario antico, a spessore profondo e a profilo non molto differenziato, classificato come Vertisuolo cromatico, secondo la FAO-UNESCO e come Typic Chromoxerert, secondo la Soil Taxonomy (1975). Le principali caratteristiche sono riportate nella tabella 1.

L'andamento climatico (Figura 1) del periodo di prova è stato caratterizzato da una piovosità inferiore rispetto alla norma (562 mm) nel primo biennio rispettivamente di 108 e 227 mm e da un leggero incremento nei 2 anni successivi (8 e 28 mm). La temperatura media si è mantenuta nell'ambito della norma.

La ricerca prevede il confronto di tre tipi di fertilizzante (A1: fertilizzante minerale; A2: organo-minerale; A3: compost da RSU) e tre dosi (B1: 40 kg N ha⁻¹; B2: 80 kg N ha⁻¹; B3: 120 kg N ha⁻¹) su barbabietola da zucchero e frumento duro (in rotazione) presenti ogni anno su due appezzamenti adiacenti, mediante un disegno sperimentale a blocchi randomizzati (fattoriale, con tre repliche). In questa nota, però, si confrontano esclusivamente le due tesi sperimentali "A1B1" e "A3B3". Poiché il titolo azotato del fertilizzante minerale è costante negli anni, i quantitativi somministrati al terreno (trattam. A1B1) sono identici per tutto il periodo di prova (40 kg N ha⁻¹/anno come nitrato ammonico in copertura); al contrario le quantità di compost da RSU somministrate sono diverse secondo la composizione azotata dello stesso (nelle parcelle interessate al trattamento A3B3 sono stati distribuiti prima della semina negli anni 1993, 1994, 1995 e 1996 rispettivamente: 116.5, 60, 147 e 136.1 q ha⁻¹ di compost, pari a 120 kg N ha⁻¹/anno).

La scelta dell'apporto di 40 kg ha⁻¹, come dose consigliata, è scaturita dai risultati di diverse ricerche condotte nello stesso ambiente (Ferri et. al., 1988; Rizzo et. al., 1992) ed è sufficiente a non determinare situazioni di stress nutrizionale.

Il compost organico è stato ottenuto dalla trasformazione microbiologica aerobica di rifiuti solidi urbani effettuata negli Stabilimenti SLIA di Brindisi (1993, 94 e 95) e Castel di Sangro (1996).

Il compost presenta una composizione in metalli pesanti che, confrontata con le concentrazioni limite previste dalle legislazioni vigenti, è risultata notevolmente inferiore. Inoltre, le caratteristiche della sostanza organica del compost sembrano conferire al materiale incorporato nel terreno buone potenzialità agronomiche.

La variazione negli anni della composizione chimica del RSU-compost è riportata nelle figure 2 e 3. I coefficienti di variabilità più elevati nel quadriennio, sono stati osservati per i contenuti in Mn, Co e Cu (> 50%), mentre negli altri casi sono risultati più bassi, con un valore minimo per le quantità di Zn (ca. 9.8%). Il carbonio organico mediamente presenta un contenuto medio quadriennale del 30 %, con oscillazioni piuttosto marcate (C.V. = 26%), ma inferiori a quelle registrate per l'N dell'RSU-compost (C.V. = 46 %). Si determina, comunque, un'elevata variabilità nel rapporto C/N (max = 49; min = 15), che renderebbe necessaria (nel caso di C/N elevato) una ulteriore somministrazione di N al terreno per consentire alla microflora di operare sulla sostanza organica. Nel caso in cui C/N~15 invece, comunque, andrebbero solo tenuti in debito conto i molteplici fattori che influiscono sul-

Figura 2

Principali caratteristiche chimiche del RSU-compost

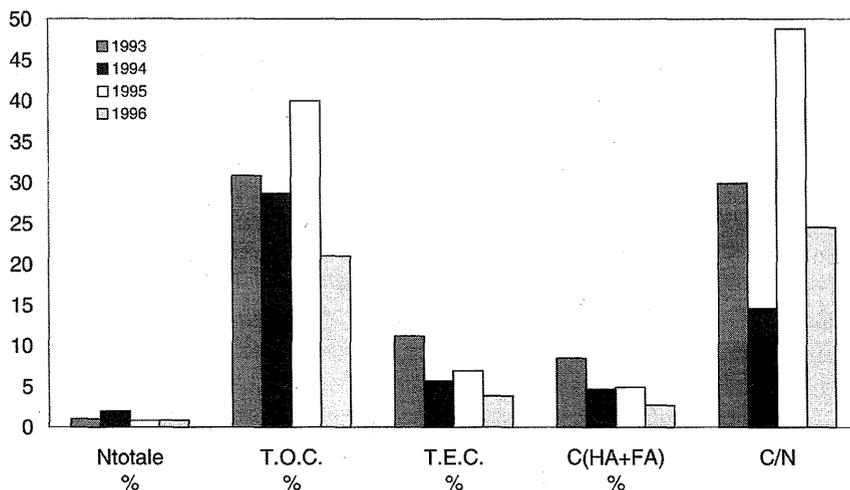


Figura 3

Composizione in metalli pesanti del RSU- compost impiegato nella prova

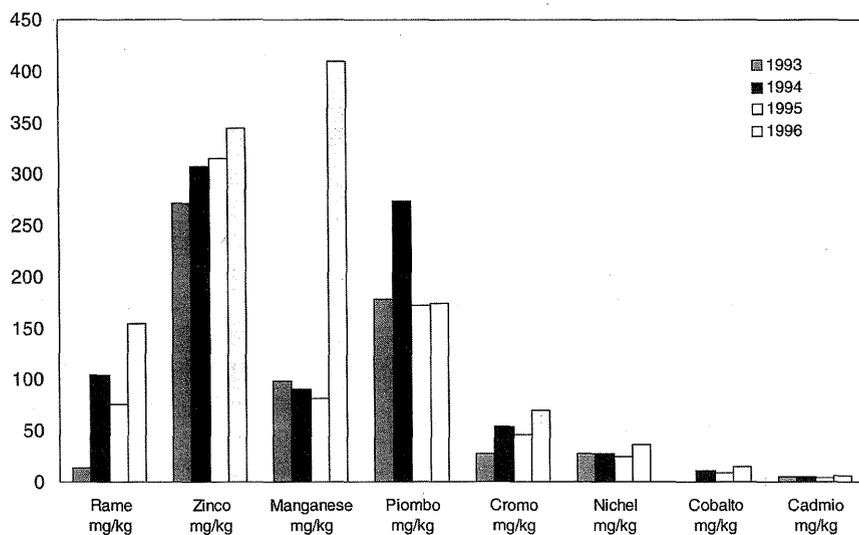


Tabella 2.

Schema generale della prova sperimentale, avvicendamenti culturali e parcelle di terreno seguite nel quadriennio

III R	A2	A3	A1	A3	A2	A1
	B3	B3	B1	B1	B2	B1
	54	53	52	27	26	25
	A1	A3	A2	A1	A3	A2
	B2	B2	B1	B3	B2	B3
	51	50	49	24	23	22
II R	A3	A1	A2	A2	A3	A1
	B1	B3	B2	B1	B3	B2
	48	47	46	21	20	19
	A1	A3	A2	A2	A1	A3
	B3	B1	B1	B3	B2	B2
	45	44	43	18	17	16
I R	A3	A2	A1	A1	A3	A2
	B2	B2	B1	B3	B2	B1
	42	41	40	15	14	13
	A2	A1	A3	A3	A2	A1
	B3	B2	B3	B3	B1	B2
	39	38	37	12	11	10
I R	A2	A1	A3	A3	A2	A1
	B2	B1	B1	B2	B1	B3
	36	35	34	9	8	7
	A1	A3	A2	A1	A3	A2
	B2	B2	B1	B1	B3	B2
	33	32	31	6	5	4
I R	A3	A2	A1	A2	A1	A3
	B3	B3	B3	B3	B2	B1
	30	29	28	3	2	1

Tipo di fertilizzante: A1=Minerale; A2=Organo-minerale; A3=Compost da RSU; Dose di fertilizzante: B1=40kg ha^{-1} di N; B2=80kg ha^{-1} di N; B3=120kg ha^{-1} di N; Parcella elementare: m 8 x m 6=48m 2

anno	coltura	parcella	anno	coltura	parcella
1993	/	5	1995	Barbabetola	5
1993	/	6	1995	Barbabetola	6
1993	/	30	1995	Fruento	30
1993	/	35	1995	Fruento	35
1994	Fruento	5	1996	Fruento	5
1994	Fruento	6	1996	Fruento	6
1994	Barbabetola	30	1996	Barbabetola	30
1994	Barbabetola	35	1996	Barbabetola	35

la cinetica di mineralizzazione dell'N. Questa diversificazione però si ripercuote poco sui parametri agronomici, come si vedrà in seguito.

In tabella 2 viene riportato lo schema generale della prova; il campionamento del terreno ha avuto luogo annualmente sempre nelle stesse parcelle (5 e 30 per la tesi A3B3; 6 e 35 per la tesi A1B1), allo scopo di individuare la presenza di eventuali effetti cumulati nel tempo. Inoltre, si è ritenuto opportuno procedere ad un "doppio" campionamento per trattamento, in quanto ognuna delle parcelle prescelte era coltivata alternativamente con barbabietola e con frumento. Sono stati effettuati tre sottosondaggi nello strato compreso tra 0 e 40 cm realizzando quindi un campione unico per trattamento sperimentale.

Il terreno appena prelevato veniva conservato a -20° C per determinare successivamente, previo scongelamento, i contenuti in nitrati, ammonio scambiabile (estrazione in KCl 2M per due ore; determinazione colorimetrica rispettivamente con Cd + solfanilammide e con potassio sodio tartrato + fenato sodico + sodio ipoclorito) e l'attività nitratoriduttasica (NAR), secondo la procedura di Burns (1978) (trattamento del terreno con 2,4 dinitrofenolo, nitrato e cloruro di potassio e determinazione colorimetrica dei nitriti) e quella ureasica (Nannipieri et al., 1980) che consiste nel pretrattamento del terreno con toluene, nell'aggiunta di urea (10%) e di tampone citrato (pH 6.7) e nella determinazione colorimetrica dello ione ammonio.

La preparazione per le analisi della sostanza organica (SO) e del contenuto in metalli pesanti del terreno è stata effettuata mediante essiccazione all'aria e setacciamento con vaglio di 2 mm. Le metodologie analitiche relative alle determinazioni di metalli pesanti totali, C organico (TOC), C organico estratto (TEC) ed umificato (C[HA+FA]) e al calcolo del grado (DH), tasso (HR) ed indice di umificazione (HI) sono riportate nei: "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo" predisposti dal MiRAAF (1994).

Allo scopo di individuare le ripercussioni sulle colture dell'impiego di biomasse da riciclo di difficile smaltimento, alla raccolta del frumento e della barbabietola, sono stati determinati i principali parametri produttivi e qualitativi.

Sulle radici della barbabietola da zucchero sono state anche determinate le seguenti caratteristiche qualitative: polarizzazione (%), concentrazioni di azoto alfa-ammonico, potassio e sodio (sulla polpa), coefficiente di alcalinità, saccaro-melasso, purezza del sugo denso, zucchero estratto, polarizzazione corretta. Sulla granella di frumento si è proceduto al dosaggio del contenuto proteico e della composizione minerale.

I risultati sperimentali sono stati analizzati mediante la procedura statistica ANOVA (SAS Instit., 1987) e, poiché per alcuni parametri si sono osservate differenze significative solo fra le annate (indipendentemente da trattamenti e parcelle), ma non tra trattamenti e parcelle (effetti principali), sono stati riportati esclusivamente i coefficienti di variazione relativi ad ogni parametro esaminato.

Risultati e discussione

La dinamica dell'N nel terreno, valutata sulla base delle variazioni del tenore in nitrati ed in ammonio scambiabile e di quelle delle attività nitrato riduttasica ed ureasica, sono riportate nella tabella 3. L'N inorganico del terreno ($N-NO_3 + N-NH_4$) presenta delle differenze significative solo fra le annate, ma non tra trattamenti e parcelle. Essendo stato rilevato un andamento analogo anche per l'umidità del terreno, si potrebbe concludere che gli elevati coefficienti di variazione rilevati per i nitrati e l'ammonio scambiabile del terreno, sono strettamente dipendenti dagli andamenti climatici e non dagli input agronomici.

Mentre l'attività ureasica presenta un andamento pressoché costante in tutte le parcelle, indipendentemente dall'aggiunta di RSU-compost, l'attività nitrato-riduttasica, invece, aumenta considerevolmente in seguito all'aggiunta di RSU-compost, come si evince dalle medie per trattamenti e "parcellari" (+ 130%), riportate nella stessa tabella. Questi risultati, che andranno convalidati nel tempo mediante un'elaborazione statistica appropriata, mostrano comunque che l'aggiunta al terreno di una biomassa da riciclo dalla composizione chimica variabile e complessa non perturba il ciclo dell'N nel sistema terreno-pianta, ma introduce nell'ambiente un substrato che può favorire l'attività dei microrganismi del suolo in maniera piuttosto selettiva. Andrebbe compreso infatti il meccanismo con cui viene notevolmente favorita l'attività nitratoriduttasica e non interessata quella ureasica: come ipotesi si può pensare che aggiungendo RSU-compost è probabile che una parte dell'ossigeno tellurico venga impiegata per altri processi biochimici e si determinino quindi condizioni più riducenti. Se questo andamento verrà confermato per lo stesso terreno anche successivamente, si potrebbero aprire interessanti prospettive per impiegare tali compost come inibitori della nitrificazione (in quanto catalizzatori della riduzione dei nitrati).

Mentre il contenuto medio negli anni ('93-'96) di TOC delle parcelle trattate con RSU-compost non è significativamente diverso da quello riscontrato nelle parcelle testimoni (tabella 4) si osserva un trend crescen-

Tabella 3

Variazioni negli anni di alcune caratteristiche chimiche e biochimiche del terreno per effetto dell'aggiunta di RSU-compost. Risultati espressi rispetto al secco all'aria per i terreni e sulla s.s. per i compost

Coltura	Parcella	Tattamento	Umidità %	N-NO ₃ mgN/kg terreno	N.NH ₄ scamb. mgN/kg terreno	Ureasi µgNNH ₄ /g terreno	NAR µgNNO ₂ /g terreno
anno 1993							
	5	+RSU	29.77	22.86	1.64	20.5	26.8
	6	-RSU	26.77	34.59	1.43	20.6	0.88
	30	+RSU	24.27	30.90	1.53	26.2	19.9
	35	-RSU	25.55	25.39	1.47	29.0	/
anno 1994							
Frumento	5	+RSU	17.66	11.25	2.88	18.3	/
Frumento	6	-RSU	15.67	26.29	3.97	24.4	1.28
Barbabetola	30	+RSU	17.67	13.32	3.77	19.6	29.7
Barbabetola	35	-RSU	16.60	14.42	3.43	12.3	4.9
anno 1995							
Barbabetola	5	+RSU	20.24	3.40	1.96	19.2	/
Barbabetola	6	-RSU	21.91	11.31	1.49	21.0	/
Frumento	30	+RSU	20.90	7.10	1.12	20.2	14.7
Frumento	35	-RSU	19.87	2.83	1.55	20.1	7.8
anno 1996							
Frumento	5	+RSU	32.35	5.10	1.14	26.3	23.5
Frumento	6	-RSU	33.35	3.81	1.10	17.4	19.0
Barbabetola	30	+RSU	30.67	25.65	1.4	14.0	20.1
Barbabetola	35	-RSU	34.84	11.73	1.08	16.1	24.9
Medie per trattamento							
		+RSU	24.19	14.95	1.93	20.6	22.5
		-RSU	24.32	14.83	1.97	20.1	9.8
	5		25.0	10.6	1.9	21.1	25.2
Medie per parcella							
	6		24.4	16.7	2.05	20.9	7.0
	30		23.4	19.2	1.96	20.0	21.1
	35		24.2	13.6	1.88	19.4	12.5
C.V. (%)							
				38	79	71	18 70

te nel tempo di questo parametro abbastanza accentuato nell'ultimo periodo

Lo stesso andamento si osserva sul C organico estratto (tab. 4), anche se, per l'altra coppia di parcelle (30-35), i valori sono più bassi - rispetto al t_0 -, nella parcella trattata con il compost (7.12 vs 8.97 g/100 g).

I contenuti in TOC e TEC non hanno subito sino a questo momento delle variazioni molto accentuate perché la SO di biomasse aggiunte al terreno con un valore medio alto di C/N tende a mineralizzarsi perdendo CO_2 e limitando l'accumulo di C nel terreno.

Il compost da RSU, pur essendo somministrato in dosi corrispondenti ad input agronomici idonei all'ambiente di prova (max =120 kg N ha^{-1}), fa invece diminuire il C umificato (C[HA + FA]) ed aumentare quello non umificato (tab. 4) probabilmente perché anche nell'RSU compost si registra lo stesso fenomeno (cfr. Fig. 2). Vi è inoltre anche un'influenza sui ritmi di umificazione: infatti, il grado (DH) e il tasso (HR) di umificazione (in entrambe le parcelle di terreno seguite), scendono nel corso dal quadriennio rispettivamente dal 70 al 44% (DH) e dal 38 al 22% (HR). La barbabietola tempera parzialmente questo effetto (come risulta dai dati del '96), mentre l'aggiunta di quantità diverse di SO (88 q ha^{-1} nel '95 vs 29 q ha^{-1} nel '94) si dimostra poco influente sui suddetti trend.

L'interpretazione di questi andamenti va ricercata probabilmente nel fatto che l'aggiunta di biomasse a differente grado di maturazione (come si evince dai valori elevati dei c.v.) alterano la distribuzione percentuale delle forme umificate nel terreno.

Anche il rapporto tra C non umificato e umificato (indice di umificazione = HI) risente ovviamente dell'aggiunta del compost (con "A3B3" è superiore ca. del 50% al valore rilevato nello stesso biennio nel trattamento con "A1B1") (tabella 4).

La tabella 5 mostra gli effetti nel tempo dei trattamenti sperimentali sul contenuto totale in metalli pesanti del terreno. Il monitoraggio annuale effettuato a livello parcellare (in questa sede vengono riferiti i dati relativi soltanto a quattro delle 54 parcelle elementari), ha evidenziato che sino a questo momento l'incorporazione nel terreno di quantitativi di RSU-compost oscillanti da 60 a 147 q ha^{-1} in un quadriennio, non ha modificato significativamente il contenuto totale in metalli pesanti del vertisuolo, sede della prova, come si evince anche dai valori relativamente bassi dei coefficienti di variabilità. Il controllo realizzato sulle stesse parcelle (indipendentemente dalle colture) ha permesso di registrare la stabilità pressoché completa dei contenuti totali in metalli pesanti, almeno sino a questo momento, e di escludere

Tabella 4

Variazione negli anni di alcune caratteristiche della SO del terreno,
in relazione al trattamento con RSU-compost

Coltura	Parcella	Trattamento	TOC	TEC	C _(HA+FA)	DH	HR	HI
anno 1993								
	5	+RSU	12.87	8.35	5.16	61.79	40.09	0.618
	6	-RSU	16.04	9.41	4.81	51.11	29.98	0.956
	30	+RSU	14.40	6.45	5.02	77.83	34.86	0.284
	35	-RSU	15.68	5.87	3.45	58.77	22.00	0.701
anno 1994								
F	5	+RSU	15.00	7.01	5.68	81.03	37.87	0.234
F	6	-RSU	16.40	7.74	6.79	87.73	41.40	0.140
B	30	+RSU	21.84	7.74	4.21	54.39	19.27	0.838
B	35	-RSU	21.84	9.17	5.42	59.10	24.81	0.691
anno 1995								
B	5	+RSU	12.86	7.23	3.17	43.84	24.65	1.281
B	6	-RSU	16.98	5.64	8.21	85.56	48.35	0.313
F	30	+RSU	20.11	6.46	3.86	59.75	19.19	0.673
F	35	-RSU	17.21	8.90	4.39	49.32	25.51	1.027
anno 1996								
F	5	+RSU	19.70	8.63	3.68	42.64	18.68	1.345
F	6	-RSU	21.32	7.94	4.14	52.14	19.410,917	
B	30	+RSU	22.57	7.17	3.21	44.77	14.22	1.233
B	35	-RSU	23.92	8.84	5.81	65.72	24.29	0.521
Medie per trattamento								
		+RSU	17.42	7.38	4.25	58.3	26.11	0.81
		-RSU	18.67	7.94	5.38	60.5	29.48	0.71
Medie per parcella								
	5		15.1	7.50	4.42	57.3	30.32	0.87
	6		17.7	7.68	5.99	63.6	34.80	0.67
	30		19.7	6.96	4.08	59.2	21.90	0.76
	35		19.6	8.20	4.77	58.2	24.15	0.74
C.V. (%)								
			28	13	32	40	21	47

Tabella 5

Variazioni dei contenuti in metalli pesanti totali del terreno nel corso degli anni per effetto dell'aggiunta di RSU-compost

Coltura	Parcella	Trattamento	Rame	Zinco	Manganese	Piombo	Cromo	Nichel	Cobalto
mg/kg terreno									
anno 1993									
	5	+RSU	46.1	98	978	50.0	59.4	48.9	21.8
	6	-RSU	50.3	105	1007	34.2	62.1	50.4	20.4
	30	+RSU	38.3	110	1021	31.2	59.4	47.8	21.6
	35	-RSU	33.6	105	1003	20,8	58.3	48.2	21.9
anno 1994									
F	5	+RSU	43.3	98	962	31.5	60.6	49.5	19.9
F	6	-RSU	39.6	99	1006	33.5	51.9	49.4	19.9
B	30	+RSU	37.9	120	1006	25.5	61.0	47.6	22.1
B	35	-RSU	41.5	96	1050	28.7	56.8	47.5	21.4
anno 1995									
B	5	+RSU	43.8	88	941	31.0	64.3	45.6	18.8
B	6	-RSU	32.3	87	934	75.9	59.3	46.3	19.6
F	30	+RSU	34.4	85	955	164.0	51.6	42.7	19.0
F	35	-RSU	35.9	88	902	26.7	51.4	47.2	20.3
anno 1996									
F	5	+RSU	36.3	96	940	34.5	69.7	47.7	19.8
F	6	-RSU	39.1	100	959	25.4	58.1	48.2	20.5
B	30	+RSU	41.4	102	959	98.2	48.3	46.9	19.5
B	35	-RSU	41.0	104	993	30.3	59.5	47.5	20.3
Medie per trattamento									
		+RSU	40.19	99.63	970	58.2	59.3	47.1	20.3
		-RSU	39.16	98.00	982	34.4	57.2	48.1	20.5
Medie per parcella									
	5		42.37	95.00	955	36.7	63.5	47.9	20.1
	6		40.33	95.75	977	42.2	57.9	48.6	20.1
	30		38.00	104.25	985	79.7	55.1	46.3	20.6
	35		38.00	98.25	987	26.6	56.5	47.6	21.0
C.V. (%)									
			10	12	5	95	9	5	6

la comparsa nel tempo di accumulo di metalli pesanti nel suolo.

In tabella 6 vengono evidenziate le ripercussioni sulle rese e sulle caratteristiche qualitative parcellari del frumento duro e della barbabietola da zucchero, in funzione del trattamento con RSU-compost. Naturalmente i parametri bioagronomici e produttivi verranno esaminati successivamente con un'analisi statistica più completa che tenga conto dell'articolazione del disegno sperimentale. In questo caso, invece, ci si limita a rilevare alcune caratteristiche quanti-qualitative nelle stesse parcelle in cui sono state seguite le variazioni della fertilità del terreno (parametri chimici e biochimici).

Tabella 6

Rese e caratteristiche qualitative parcellari, in funzione del trattamento con RSU-compost

Coltura	Parcella	Tratta- mento	Resa(1)	Resa	Proteina	Zucchero	Variazione	Variazione	Variazione
			granella	radici	fru- mento	barba- bietola	resa	proteina	zucchero
			frumento	bietola	mento	bietola	%	%	%
			t ha-1	t ha-1	g/100 gs.s.	g/100g polpa			
1994									
F	5	+RSU	6.2		14.5		+15	-21	
F	6	-RSU	5.4		17.5		/	/	
B	30	+RSU		62.3		16.4	+15		-4
B	35	-RSU		54.0		17.1	/		/
1995									
B	5	+RSU		62.3		12.3	+31		-15
B	6	-RSU		47.5		14.1	/		/
F	30	+RSU	4.2		13.5		-7	+5	
F	35	-RSU	4.5		12.8		/	/	
1996									
F	5	+RSU	4.7		12.9		+2	+7	
F	6	-RSU	4.6		12.0		/	/	
B	30	+RSU		53.7		12.3	-8		+2
B	35	-RSU		57.9		12.1	/		/

(1)- al 13% di umidità

Tabella 5

Variazioni dei contenuti in metalli pesanti totali del terreno nel corso degli anni per effetto dell'aggiunta di RSU-compost

Coltura	Parcella	Trattamento	Rame	Zinco	Manganese	Piombo	Cromo	Nichel	Cobalto
mg/kg terreno									
anno 1993									
	5	+RSU	46.1	98	978	50.0	59.4	48.9	21.8
	6	-RSU	50.3	105	1007	34.2	62.1	50.4	20.4
	30	+RSU	38.3	110	1021	31.2	59.4	47.8	21.6
	35	-RSU	33.6	105	1003	20,8	58.3	48.2	21.9
anno 1994									
F	5	+RSU	43.3	98	962	31.5	60.6	49.5	19.9
F	6	-RSU	39.6	99	1006	33.5	51.9	49.4	19.9
B	30	+RSU	37.9	120	1006	25.5	61.0	47.6	22.1
B	35	-RSU	41.5	96	1050	28.7	56.8	47.5	21.4
anno 1995									
B	5	+RSU	43.8	88	941	31.0	64.3	45.6	18.8
B	6	-RSU	32.3	87	934	75.9	59.3	46.3	19.6
F	30	+RSU	34.4	85	955	164.0	51.6	42.7	19.0
F	35	-RSU	35.9	88	902	26.7	51.4	47.2	20.3
anno 1996									
F	5	+RSU	36.3	96	940	34.5	69.7	47.7	19.8
F	6	-RSU	39.1	100	959	25.4	58.1	48.2	20.5
B	30	+RSU	41.4	102	959	98.2	48.3	46.9	19.5
B	35	-RSU	41.0	104	993	30.3	59.5	47.5	20.3
Medie per trattamento									
		+RSU	40.19	99.63	970	58.2	59.3	47.1	20.3
		-RSU	39.16	98.00	982	34.4	57.2	48.1	20.5
Medie per parcella									
	5		42.37	95.00	955	36.7	63.5	47.9	20.1
	6		40.33	95.75	977	42.2	57.9	48.6	20.1
	30		38.00	104.25	985	79.7	55.1	46.3	20.6
	35		38.00	98.25	987	26.6	56.5	47.6	21.0
C.V. (%)									
			10	12	5	95	9	5	6

la comparsa nel tempo di accumulo di metalli pesanti nel suolo.

In tabella 6 vengono evidenziate le ripercussioni sulle rese e sulle caratteristiche qualitative parcellari del frumento duro e della barbabietola da zucchero, in funzione del trattamento con RSU-compost. Naturalmente i parametri bioagronomici e produttivi verranno esaminati successivamente con un'analisi statistica più completa che tenga conto dell'articolazione del disegno sperimentale. In questo caso, invece, ci si limita a rilevare alcune caratteristiche quanti-qualitative nelle stesse parcelle in cui sono state seguite le variazioni della fertilità del terreno (parametri chimici e biochimici).

Tabella 6

Rese e caratteristiche qualitative parcellari, in funzione del trattamento con RSU-compost

Coltura	Parcella	Tratta- mento	Resa(1)	Resa	Proteina	Zucchero	Variazione	Variazione	Variazione
			granella	radici	fru-	barba-	resa	proteina	zucchero
			frumento	bietola	mento	bietola	%	%	%
			t ha-1	t ha-1	g/100	g/100g			
			gs.s.	polpa					
1994									
F	5	+RSU	6.2		14.5		+15	-21	
F	6	-RSU	5.4		17.5		/	/	
B	30	+RSU		62.3		16.4	+15		-4
B	35	-RSU		54.0		17.1	/		/
1995									
B	5	+RSU		62.3		12.3	+31		-15
B	6	-RSU		47.5		14.1	/		/
F	30	+RSU	4.2		13.5		-7	+5	
F	35	-RSU	4.5		12.8		/	/	
1996									
F	5	+RSU	4.7		12.9		+2	+7	
F	6	-RSU	4.6		12.0		/	/	
B	30	+RSU		53.7		12.3	-8		+2
B	35	-RSU		57.9		12.1	/		/

(1)- al 13% di umidità

La prima considerazione da fare riguarda il diverso comportamento delle due colture: infatti mentre la barbabietola sembra avvantaggiarsi maggiormente dall'aggiunta di RSU-compost, sul frumento gli effetti (a livello parcellare) sembrerebbero meno marcati. Nel corso degli anni, inoltre, pur notandosi solo sulla barbabietola un trend negativo (il frumento appare influenzato positivamente) non sembra ipotizzabile un effetto diretto dell'accumulo del compost in quanto, come si è visto in precedenza (cfr. tabb. 3, 4 e 5), nel terreno, a livello parcellare, non ci sono variazioni negative dei contenuti in nutrienti, in SO ed in metalli pesanti e di alcuni enzimi. Un aspetto non secondario riguarda le variazioni nella "qualità" dei prodotti utili commercializzabili: l'aggiunta di compost determina lievi peggioramenti dei contenuti in proteina del frumento ed in zucchero della barbabietola, che tendono però a scomparire con il passare del tempo.

Conclusioni

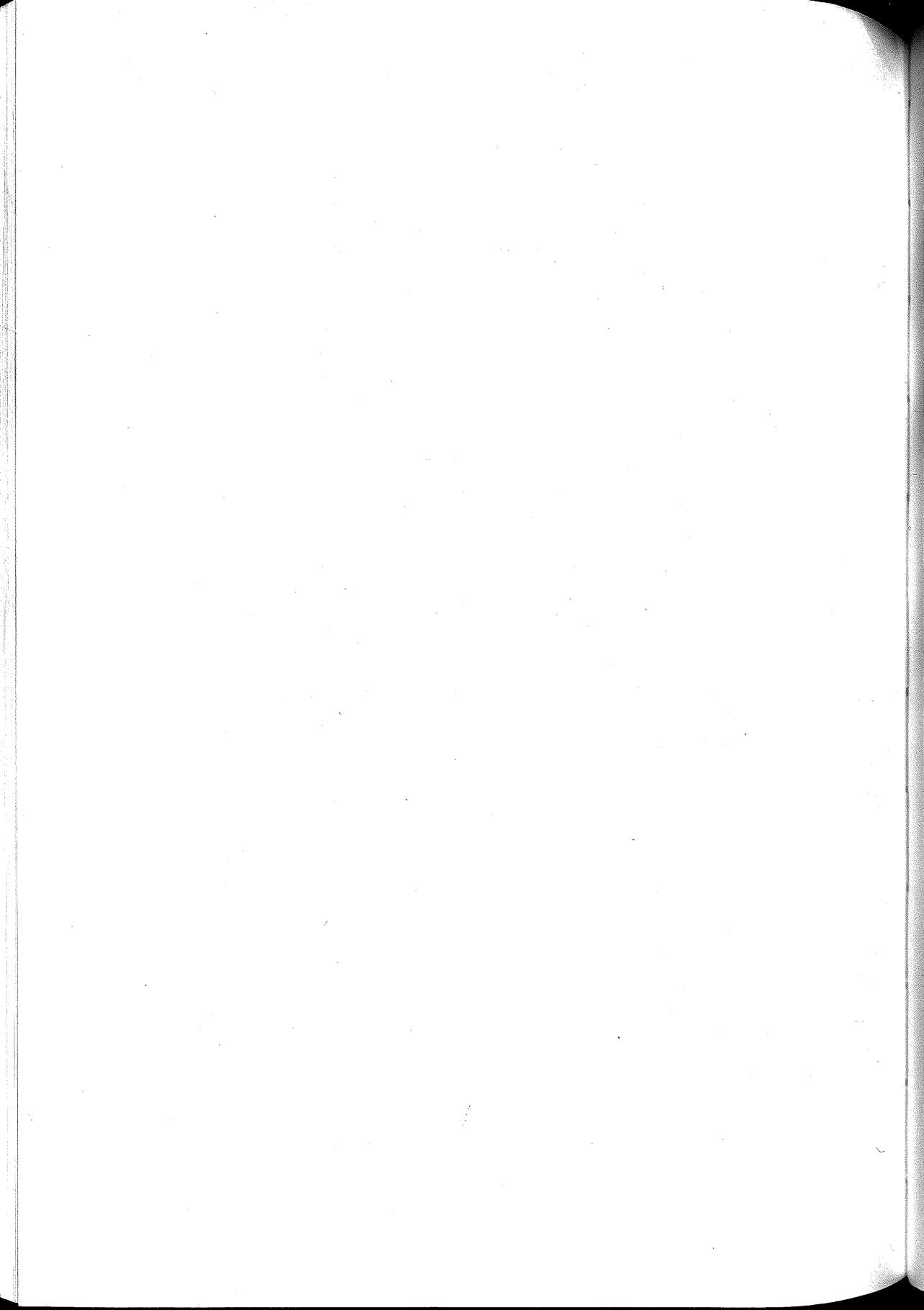
A causa del breve periodo della prova le differenze rilevate a carico dei vari parametri non sono molto marcate tra le parcelle ammendate con RSU e quelle a cui è stata somministrata la dose minima (40 Kg ha^{-1}) di fertilizzante minerale. Pur tuttavia sono state già messe in evidenza alcune differenze: il contenuto in azoto inorganico del terreno è variato anche se tale variazione è da imputare anche all'effetto delle annate oltre che dei trattamenti. A livello enzimatico, con l'apporto di RSU si è avuto un aumento dell'attività nitratoriduttasica; per quanto riguarda la sostanza organica si è rilevato un lieve decremento del grado di umificazione, un modesto effetto sul TOC e TEC, un aumento del C non umificato e una lieve riduzione del C umificato. Il dato più rilevante è comunque rappresentato dal fatto che non si è registrato nessun aumento del contenuto in metalli pesanti nel terreno. Ciò assume un ruolo primario nell'utilizzo di questo tipo di biomasse in agricoltura.

Alcune modificazioni quantitative e qualitative sono state registrate anche sulle colture. Infatti con l'impiego dell'RSU si è rilevato un incremento del peso delle radici di barbabietola a fronte di irrilevanti variazioni nella percentuale in saccarosio ed in proteina del frumento.

In generale, si può affermare, che se i risultati conseguiti trovassero conferma nel prosieguo della ricerca, l'apporto di rifiuti solidi urbani in ambienti simili a quello in cui è stata la prova effettuata potrebbe essere una valida alternativa agli inceneritori o alle discariche che creano non pochi problemi di carattere ambientale.

Bibliografia

- BURNS R.G., 1978. Soil enzymes. Accademic Press, Inc., Newyork;
- FERRI, D., DE GIORGIO, D., RIZZO V., 1988. Efficienza di utilizzazione ed esportazione dell'azoto in frumento duro coltivato con diverse modalità di lavorazione del terreno. Risultati preliminari. Ann. Ist. Sper. Agron., 19, 85-99;
- GALLARO-LARA F., NOGALES R., 1987. Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system. A review. Biological Wastes 19 - 35;
- MARTEL L., 1988. Quality and marketing of urbane sludge composts in the EEC. Commission of the European Communities, Dir. Genn. XI and XII, Brussels - Agro-Development S.A., St. Quentin Yvelines (F);
- HE X.T., S. J. LOGAN. 1992. Chemical properties of municipal solid waste composts. J. Environ. Qual., 21, 318-329;
- MAYNARD A.A., 1983. Evaluating the suitability of MSW compost as a soil amendment in field grown tomatoes. Part. A: yield of tomatoes. Compost Sci. and Util., 1 (2), 34-36;
- MINISTERO DELLE RISORSE AGRICOLE ALIMENTARI E FORESTALI, 1994. Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. ISMEA, pp.207;
- NANNIPIERI P., CECCANTI C., CERVELLI S., MATARESE E., 1980. Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil. Soil Sci. Am. J., 44, 1011-1016;
- PARDINI, G., VOLTERRANI, M., GROSSI, N., 1993. Effects of municipal solid waste compost on soil fertility and nitrogen balance: lysimetric trials. Agr. Med., Vol. 123, 303-310;
- POUYAT, R.V., MCDONNELL, M. J AND PICKETT S.T.A., 1995. Soil characteristics of oak stands along an urban-rural land-use gradient. J. Environ. Qual., 24, 516-526.;
- RIZZO V., DE GIORGIO, D., CASTRIGNANÒ, A., 1992. Six years of research on different soil tillage methods and nitrogen fertilizing doses applied to continuous cropping of durum wheat: yield responses. Proc. of Int. Symp., Shortandy, Kazakhstan, 79 july, 134-139;
- SAS INSTITUTE Inc., 1987. SAS/STAT guide for personal computer. Version 6, Edition SAS Inst. Inc. Cary, North Carolina, USA, pp.1028;
- STILWELL, D. E., 1993. Evaluating the suitability of MSW compost as a soil amendment in field grown tomatoes part b: elemental analysis. Compost Science & Utilization, Vol. 1, 3, 66-72;
- SHIRALIPOUR A., MCCONNELL D. B. AND SMITH W. H., 1992. Uses and benefits of MSW compost: a review and assessment. Biomass and Bioenergy, 3, 267-279.
- U.S. SOIL SURVEY STAFF, 1975. Soil taxonomy. A basic system soil classification for making and interpreting soil survey. U.S. Dept. of Agriculture. Handbook n.436.



FERTILIZZAZIONE MINERALE ED ORGANICA: INFLUENZA SULLE PROPRIETÀ BIOLOGICHE DEL TERRENO E SULLA DISPONIBILITÀ DI ZN, CD, CU, NI, PB.

C. Mondini ^a, G. Muhlbachova ^b, P. Cantone ^a, L. Marchiol ^c,
F. Del Zan ^d, M. De Nobili ^c e L. Leita ^a

a) Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - s.o.p. di Gorizia.

b) Research Institute of Crop Production, Praga.

c) Dip. di Produzione Vegetale e Tecnologie Agrarie - Università degli Studi di Udine

d) Ente Regionale per la promozione e lo Sviluppo dell' Agricoltura del F.V.G.

Introduzione

L'utilizzo agronomico dei compost di qualità permette da un verso di mantenere e/o migliorare la fertilità dei terreni, dall'altro rappresenta una valida alternativa ecocompatibile per lo smaltimento dei rifiuti organici. Per contro, l'applicazione al terreno di compost qualitativamente carente richiede una attenta valutazione allo scopo di minimizzare il rischio di alterazione degli equilibri biologici che potrebbe originarsi a causa della presenza nelle matrici organiche di elementi e sostanze organiche indesiderate (Petruzzelli, 1996). Gli effetti tossici dei metalli pesanti sulla quantità e sull'attività della biomassa del terreno sono ben documentati. L'obiettivo di molti studi era quello di individuare la soglia di tossicità biologica di metallo addizionato ai terreni come sale inorganico mediante la valutazione delle risposte dose - effetto sulla biomassa microbica (Doelman, 1985; Haanstra and Doelman, 1985). I risultati proposti rappresentavano e rappresentano senza dubbio un valido contributo per la comprensione delle relazioni tra elementi tossici e componente biologica del terreno, ma non possono ragionevolmente essere estrapolati ad una valutazione degli effetti dei metalli sul pool microbico di terreni ammendati con biomasse di risulta. Infatti, i metalli contenuti in compost, fanghi di depurazione, biosolidi in genere, sono presenti e vengono addizionati ai terreni essenzialmente in forma organicata e gli equilibri di immobilizzazione e rilascio sono soggetti a dinamiche chimico-fisiche e biologiche differenti e più complesse di quelle che caratterizzano le forme inorganiche. Numerosi lavori riportati nella specifica letteratura hanno evidenziato come gli equilibri di immobilizzazione e rilascio di elementi indesiderati nei terreni e nelle matrici organiche sia fortemente influenzata dal contenuto e dalla qualità della sostanza organica (Leita and De

Nobili, 1991; Ciavatta et al., 1997). Decisamente limitate sono invece gli studi relativi alla valutazione del ruolo esercitato dalla biomassa microbica, una piccola ma molto attiva frazione della sostanza organica, sulla biodisponibilità degli elementi. Recentemente, uno studio sulla biodisponibilità di elementi aggiunti al terreno in forma inorganica (solfati) ed organica (fanghi di depurazione) hanno messo in evidenza una stretta correlazione tra la frazione di metalli estraibile con DTPA ed il carbonio della biomassa microbica, suggerendo così una diretta implicazione della biomassa microbica sugli equilibri di immobilizzazione e rilascio di alcuni metalli, quali Zn, Cd, Tl (Leita et al., 1995; Muhlbachova et al., 1995; Bragato et al., 1998).

Gli scopi principali di questa ricerca sono l'indagine degli effetti della somministrazione ripetuta (12 anni) di concimi minerali, stallatico e compost da RSU, da raccolta non differenziata, al terreno su alcuni parametri biologici di fertilità del suolo e la disponibilità dei metalli.

Materiali e metodi

Lo studio è stato eseguito su terreni di prove parcellari impostate e condotte dall'Ente Regionale per la promozione e lo Sviluppo dell'Agricoltura del Friuli-Venezia Giulia. Su di un suolo sabbioso-franco, coltivato a mais, sono stati impostati, a partire dal 1983, i seguenti trattamenti annuali di concimazione, secondo uno schema sperimentale a blocchi completamente randomizzati: testimone non trattato, minerale (NH_4NO_3 in dosi di 100 e 200 Kg N totale/ha), organica (compost da RSU in dosi di 500, 1000 e 1500 Kg N totale/ha; stallatico 1000 Kg N totale/ha) mista (NH_4NO_3 in ragione di 200 Kg N totale/ha più compost da RSU 500 Kg N totale/ha). Il compost veniva somministrato in Marzo-Aprile, prima dell'aratura, mentre il fertilizzante inorganico veniva applicato per metà prima dell'aratura e per metà con la coltura in atto. Per ogni trattamento sono state campionate, nel novembre del 1995, 4 parcelle ad una profondità di 0-30 cm. Sui campioni sono state effettuate le seguenti determinazioni: contenuto di C organico totale (TOC), mediante analizzatore elementare di C (NA 1500, Carlo Erba), contenuto di C della biomassa microbica secondo il metodo della fumigazione-estrazione (B_c) (Vance et al., 1987), evoluzione della CO_2 e calcolo del quoziente metabolico ($q\text{CO}_2$) (Anderson and Domsch, 1978) contenuto totale ed estraibile con DTPA dei metalli pesanti (Lindsay and Norwell, 1978; Leita et al., 1995).

Tutti i risultati sono riferiti a suolo secco in stufa a 105 °C.

Risultati e discussione

Carbonio organico totale (TOC) e carbonio della biomassa microbica (B_C)

I risultati ottenuti nell'ambito della nostra ricerca hanno mostrato che il contenuto di C organico nei terreni non trattati ed in quelli che avevano ricevuto concimi minerali non differiva significativamente dopo 12 anni di trattamenti annuali (Tabella 1). Il contenuto di TOC dei suoli ammendati con stallatico e compost aumentava quasi proporzionalmente alla quantità di carbonio organico apportato; nei terreni ammendati con compost alla dose di 500 Kg N/ha e compost più fertilizzante minerale il contenuto di TOC rimaneva invariato (Tabella 1).

Tabella 1

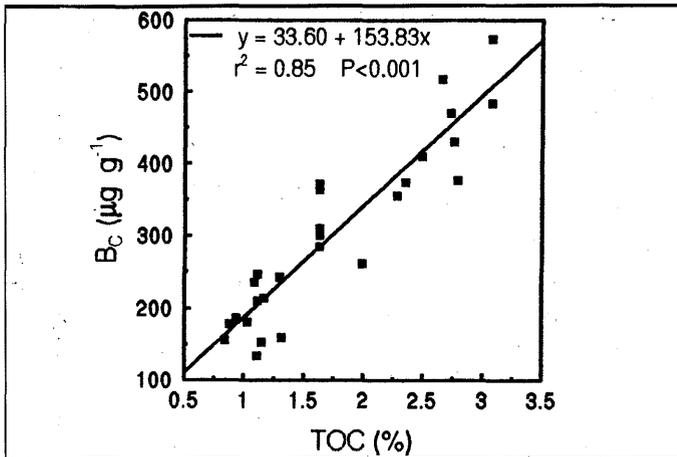
Contenuto di carbonio organico totale (TOC), biomassa microbica (B_C) e rapporto B_C /TOC

Trattamento		TOC (%)	B_C ($\mu\text{g/g}$)	B_C /TOC (%)
n°	tipo di fertilizzante dose di N tot (Kg/ha)			
1	controllo 0	1.15 ^c	164.4 ^c	1.43 ^a
2	minerale 100	0.94 ^c	163.5 ^c	1.74 ^a
3	minerale 200	1.16 ^c	226.2 ^d	1.95 ^a
4	stallatico 1000	2.35 ^b	368.7 ^c	1.57 ^a
5	compost da RSU 500	1.63 ^c	326.1 ^c	2.00 ^a
6	compost da RSU + minerale 500 + 200	1.65 ^c	297.3 ^c	1.80 ^a
7	compost da RSU 1000	2.66 ^b	456.9 ^b	1.72 ^a
8	compost da RSU 1500	3.08 ^a	577.7 ^a	1.88 ^a

La stima della biomassa microbica del suolo può essere utilizzata come indicazione anticipata delle variazioni che si verificano nel ciclo del C organico in seguito alla gestione del terreno (Brookes, 1995; Chander et al., 1995; Nannipieri, 1984; Nannipieri et al., 1997). Nel nostro esperimento il contenuto di B_C era quantitativamente basso nel testimone e nei suoli fertilizzati con concime minerale (163-226 $\mu\text{g/g}$) ed aumentava progressivamente nei suoli ammendati con stallatico e compost (Tabella 1). È stata inoltre trovata una correlazione lineare tra B_C e TOC (Figura 1), in accordo con quanto riportato in letteratura (Jenkinson and Ladd, 1981; Anderson and Domsch, 1990).

Figura 1

Correlazione tra carbonio organico totale (TOC) e carbonio della biomassa microbica (B_C)



Nella dinamica del ciclo del carbonio, la biomassa microbica del terreno risponde alle variazioni climatiche e di gestione del terreno in tempi più brevi rispetto al TOC, (Powlson and Jenkinson, 1976). Chander e Brookes (1991, 1993) hanno sperimentato come il rapporto tra B_C e TOC rappresenti un valido parametro indicatore per la valutazione della qualità del terreno. I risultati ottenuti dalla nostra sperimentazione mostravano che la percentuale di B_C rispetto al contenuto di C organico totale era compresa tra 1.4 e 2%, intervallo riscontrato in terreni non disturbati (Chander and Brookes, 1993), con nessuna differenza significativa tra i vari trattamenti (Tabella 1). Generalmente l'applicazione al terreno di sostanza organica causa un aumento di questo rapporto. Powlson et al. (1987), riportano che 18 anni continuativi di interrimento di paglia in suoli danesi avevano causato un incremento di circa il 50% della biomassa microbica, mentre il TOC era aumentato solo del 5%. Risultati simili sono stati riportati da Saffigna et al. (1989) per suoli australiani ammendati.

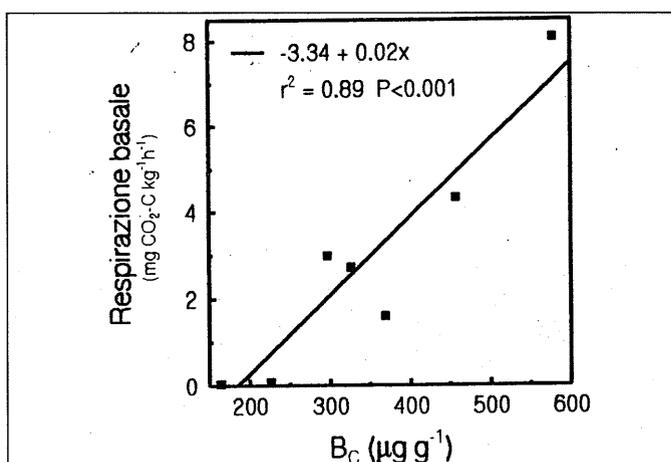
Una ragionevole spiegazione della invarianza del rapporto B_C/TOC riscontrata nel nostro esperimento potrebbe essere addotta ad un effetto di disturbo degli equilibri biologici, in particolare a carico della biomassa microbica che richiederebbe una spesa energetica maggiore sia per il mantenimento che per la sintesi e la crescita (Wardle and Ghani, 1995).

Respirazione basale ($\text{CO}_2\text{-C}$) e quoziente metabolico ($q\text{CO}_2$)

La respirazione del terreno, determinata come quantità emessa di CO_2 , ed il contenuto di carbonio della biomassa microbica rappresentano dei parametri indicatori dell'attività e dello status del pool microbico. I risultati ottenuti dalla nostra ricerca mostrano che la respirazione basale seguiva con una buona corrispondenza le variazioni del contenuto di B_C (Figura 2).

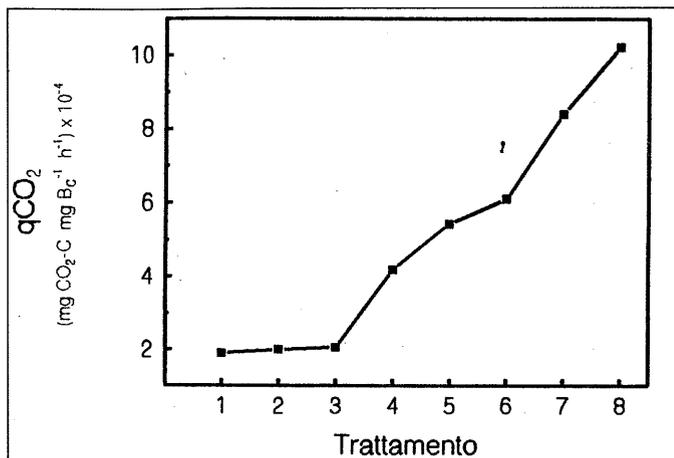
Figura 2

Correlazione tra carbonio della biomassa microbica (B_C) e respirazione basale



La combinazione delle misure di biomassa e respirazione basale, per dare la quantità di CO_2 sviluppata per unità di biomassa nel tempo ($q\text{CO}_2$ -quoziente metabolico), si è dimostrata un indicatore di disturbo e stress ambientale molto preciso. Rispetto ai terreni non trattati e fertilizzati con concimi minerali, i trattamenti con stallatico e compost mostravano un progressivo aumento del quoziente metabolico (Figura 3). In genere, l'aumento del quoziente metabolico indica una condizione energetica sfavorevole del pool microbico che necessita di una maggior richiesta energetica per il ripristino degli equilibri biologici (Anderson and Domsch, 1978). I risultati ottenuti nell'ambito della nostra sperimentazione mostrano inoltre che, tra i trattamenti con fertilizzanti organici, quello con stallatico presentava il minor valore di $q\text{CO}_2$. Questo fatto pone in evidenza che non solo la quantità, ma anche la qualità della sostanza organica apportata influenzava l'attività microbica del terreno (Perucci, 1990; Perucci, 1992)

Figura 3

Valori del quoziente metabolico (qCO_2) nei diversi trattamenti

Contenuto totale e frazione estraibile di metalli

Il contenuto di metalli totali nei diversi trattamenti non superava gli attuali limiti fissati dalla unione europea (CEC, 1986) (Tabella 2). Il contenuto di Cd, Cu, Ni, Pb, e Zn estraibili con DTPA rimaneva praticamente costante nel controllo e nei suoli concimati con fertilizzanti minerali, mentre aumentava significativamente nei trattamenti con dosi crescenti di compost (Tabella 3). La più elevata estraibilità dei metalli addizionati al terreno con il compost, riscontrata per altro anche in terreni ammendati con fanghi di depurazione (Bragato et al. 1998), concorda con quanto ipotizzato da Chander e Brookes (1993) riguardo alla maggior mobilità e disponibilità dei metalli legati ai gruppi funzionali della sostanza organica apportata, rispetto a quelli nativi del terreno.

Tabella 2

Contenuto totale di metalli pesanti

Trattamento			Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
n°	tipo di	dose di N tot	µg/g				
fertilizzante		(Kg/Ha)					
1	controllo	0	2.89 ^{ab}	32.2 ^{cd}	31.2 ^a	14.0 ^d	32.9 ^d
2	minerale	100	2.68 ^{bc}	28.0 ^d	28.7 ^{bc}	12.7 ^d	30.8 ^d
3	minerale	200	2.63 ^c	28.3 ^d	27.1 ^c	12.3 ^d	38.2 ^{cd}
4	stallatico	1000	2.82 ^{abc}	43.4 ^c	30.9 ^{ab}	13.8 ^d	53.4 ^c
5	compost da RSU	500	2.68 ^{bc}	42.5 ^c	28.6 ^{bc}	36.5 ^c	57.5 ^c
6	compost da RSU						
	+ minerale	500 + 200	2.66 ^{bc}	41.9 ^c	27.7 ^c	37.8 ^c	55.9 ^c
7	compost da RSU	1000	2.89 ^{abc}	56.2 ^b	30.8 ^{ab}	52.0 ^b	77.6 ^b
8	compost da RSU	1500	2.95 ^a	81.4 ^a	30.7 ^{ab}	83.7 ^a	129.0 ^a

Tabella 3

Contenuto di metalli pesanti estraibili con DTPA

Trattamento			Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
n°	tipo di	dose di N tot	µg/g				
fertilizzante		(Kg/Ha)					
1	controllo	0	0.11 ^{ef}	2.64 ^d	0.16 ^d	2.51 ^d	1.97 ^d
2	minerale	100	0.10 ^f	2.68 ^d	0.14 ^d	3.91 ^{cd}	2.13 ^d
3	minerale	200	0.11 ^{ef}	2.76 ^d	0.18 ^d	2.43 ^d	2.39 ^d
4	stallatico	1000	0.14 ^{de}	6.44 ^c	0.39 ^c	2.16 ^d	4.69 ^c
5	compost da RSU	500	0.17 ^c	5.42 ^c	0.36 ^c	9.82 ^b	9.43 ^c
6	compost da RSU						
	+ minerale	500 + 200	0.16 ^{cd}	4.84 ^c	0.33 ^c	7.99 ^{bc}	8.27 ^c
7	compost da RSU	1000	0.22 ^b	8.01 ^b	0.59 ^b	16.32 ^a	18.29 ^b
8	compost da RSU	1500	0.27 ^a	10.35 ^a	0.83 ^a	19.82 ^a	28.25 ^a

I trattamenti contrassegnati dalla stessa lettera non sono significativamente differenti al test di Duncan per $P < 0.05$

RSU = rifiuti soildli urbani

Berrow e Burrige (1980) riportano che la disponibilità dei metalli pesanti possa essere relazionabile alla mineralizzazione della sostanza organica addizionata che favorisce così il loro rilascio. I metalli si renderebbero quindi tossici, essendo più disponibili per entrare nei cicli metabolici degli organismi. I valori più elevati del quoziente metabolico riscontrati nei terreni ammendati con compost potrebbe essere relazionabile alla maggior biodisponibilità di Zn, Cd, Ni, Pb e Cu che potrebbero rappresentare un elemento di disturbo dell'attività microbica.

Relazioni tra metalli estraibili in DTPA, TOC e B_C

La percentuale, rispetto al contenuto totale, di metalli estraibili in DTPA erano, ad eccezione del Pb, significativamente e linearmente correlati sia con B_C che con il contenuto di C organico dei terreni (Tabella 4). In genere, l'apporto di sostanza organica al terreno può mascherare l'effetto a breve-medio termine degli elementi indesiderati sulla biomassa microbica, rendendo così difficile poter capire se ed in che misura il TOC e/o il pool microbico possono interferire sulla dinamica di rilascio degli elementi. L'analisi statistica di regressione multipla ha permesso di discriminare l'incidenza della biomassa microbica e del TOC sulla frazione estraibile in DTPA dei metalli. Come è possibile vedere in tabella 5, i coefficienti di correlazione parziale mostrano come solamente il contenuto di carbonio della biomassa microbica sia correlato significativamente alla frazione disponibile degli elementi, suggerendo così una possibile implicazione del pool microbico sugli equilibri del loro rilascio.

Tabella 4

Coefficienti di correlazione semplice tra percentuale di elementi estraibili in DTPA e contenuto di carbonio organico totale (TOC) e della biomassa microbica (B_C)

Percentuale di elemento estraibile in DTPA					
	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
TOC	0.77**	0.44*	0.82***	0.22 ^{n.s.}	0.89***
B_C	0.86***	0.58**	0.90***	0.39 ^{n.s.}	0.85***

Tabella 5

Coefficienti di correlazione multipla e parziale della percentuale di elementi estraibili in DTPA rispetto al contenuto di carbonio organico totale (TOC) e della biomassa microbica (B_C)

% di elemento estraibile in DTPA	Coefficienti di		
	correlazione multipla	Coefficienti di correlazione parziale	
		B_C	TOC
Cd	0.98***	0.61**	-0.17 ^{n.s.}
Cu	0.94***	0.53**	-0.32 ^{n.s.}
Ni	0.96***	0.63**	-0.14 ^{n.s.}
Pb	0.93***	0.37*	-0.24 ^{n.s.}
Zn	0.98***	0.37*	-0.33 ^{n.s.}

ns = non significativo

** = significativo per $P < 0.01$

* = significativo per $P < 0.05$

*** = significativo per $P < 0.001$

Conclusioni

La somministrazione ripetuta per 12 anni di stallatico e compost da RSU ha portato ad un aumento significativo di TOC e B_C rispetto ai suoli trattati con concimazione minerale, mentre il rapporto B_C/TOC non variava significativamente tra i diversi trattamenti, probabilmente a causa di un effetto di disturbo sulla biomassa microbica operato dalla fertilizzazione organica. Questa ipotesi è avvalorata dai dati relativi al quoziente metabolico, un indice di disturbo e stress ambientale, che aumentava con l'incremento della quantità di C organico apportato con la fertilizzazione.

Il contenuto di metalli totali nei diversi trattamenti non superava gli attuali limiti fissati dalla unione europea, ma si registrava un aumento della estraibilità in DTPA dei metalli con la fertilizzazione organica. Inoltre l'analisi statistica di regressione multipla ha messo in evidenza una significativa correlazione tra B_C e percentuale di elementi estraibili in DTPA rispetto al contenuto totale suggerendo così una possibile implicazione del pool microbico sugli equilibri di rilascio degli elementi.

In conclusione, se da un lato l'utilizzo agronomico di compost permette di mantenere e migliorare la fertilità del suolo, dall'altra parte la loro applicazione deve essere attentamente valutata per l'incremento della biodisponibilità di metalli, anche quando presenti in basse concentrazioni.

Bibliografia

- ANDERSON J.P.E. AND DOMSCH K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol Biochem*, 10: 215-221;
- ANDERSON T.H. AND 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*, 22: 251-255;
- BERROW M.L. AND BURRIDGE J.C. (1980): Trace element levels in soils: effects of sewage sludge. In: *Inorganic pollution and Agriculture*, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food Reference Book 326, HMSO, London, pp. 159-183;
- BRAGATO G., LEITA L., A. FIGLIOLIA, M. DE NOBILI (1998): Effect of sewage sludge pre-treatment on microbial biomass and bioavailability of heavy metals, *Soil Tillage and Research* (in press);
- BROOKES, P.C. (1995): The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol Fertil Soils*, 19: 269-279;
- CEC (1986): Council directive on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Official Journal of the European Communities L181, Annex 1A, Commission of the European Communities*, p. 10;
- CHANDER K. AND BROOKES P.C. (1991): Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam U.K. soil. *Soil Biol. Biochem*. 23: 927-932;

- CHANDER K. AND BROOKES P.C. (1993): Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1231-1239;
- CHANDER K., BROOKES P.C. AND HARDING S.A. (1995): Microbial biomass dynamics following addition of metal-enriched sewage sludges to a sandy loam. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1409-1421;
- CIAVATTA C., FIGLIOLIA A., LEITA L. AND PETRUZZELLI G. (1997): Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes: chemical, agronomical and environmental aspects. *Encyclopedia of environmental control and technology advances in the environment.* 26: 602-620;
- DOELMAN P. (1985): Resistance of soil microbial communities to heavy metals. In: Jensen V., Kjoller A and Sorensen L.H. (eds) *Microbial communities in soil.* Elsevier, London, pp: 369-384;
- HAANSTRA L. AND DOELMAN P. (1985): The use of sigmoidal dose response curves in soil ecotoxicological research. *Plant and Soil* 84, 293-297;
- JENKINSON D.S. AND LADD J.N. (1981): Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In Paul E.A. and Ladd J.N. (eds) *Soil Biochemistry* (vol. 5) Marcel Dekker, New York;
- LEITA L. AND DE NOBILI M. (1991): Water soluble fractions of heavy metals during composting of m.s.w.. *J. of Environm. Qual.* 20, 73-78;
- LEITA L., DE NOBILI M., MUHLBACHOVA G., MONDINI C., MARCHIOL L AND ZERBI G. (1995): Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. *Biol Fertil. Soils*, 19, 103-108;
- LINDSAY W.L. AND NORWELL W.A. (1978): Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 421-428;
- MUHLBACHOVA G., LEITA L. AND DE NOBILI M. (1995): Investigation on bioavailability of Cd and Tl and on their effect on soil microbial biomass. *Proc. XXVth meeting of E.S.N.A. working group 3: soil-plant relationships;*
- NANNIPIERI P. (1984): Microbial biomass and activity in soil, ecological significance. In: *Current perspectives in microbial ecology* (King and Reddy ed.), pp. 515-521;
- NANNIPIERI P., BADALUCCO L., LANDI L. AND PIETRAMELLARA G. (1997): Measurement in assessing the risk of chemicals to the Soil ecosystem. In "Ecotoxicology: responses, biomarkers and risk assessment" OECD workshop (J.T. Zelikoff ed.), pp. 1-28;
- PETRUZZELLI G. (1996): Heavy metals in compost and their effect on soil quality. IN: *European Commission International symposium, The Science of Composting* (Eds. De Bertoldi et al.), Blackie Academic and Professional, pp. 213-223;
- PERUCCI P. (1990): Effect of addition of municipal solid waste compost on microbial biomass enzyme activity in soil. *Biology and Fertility of soils* 10, 221-226;
- PERUCCI P. (1992) Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biol. Fert. of Soils* 14, 54-60;
- POWLSON D.S. AND JENKINSON D.S. (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil II. Gamma irradiation, autoclaving, air-drying and fumigation. *Soil Biol. Biochemistr.* 8, 179-188;
- POWLSON D.S., BROOKES P.C. AND 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. Biocem.* 19, 159-164; Saffigna P.G., Powlson D.S., Brookes P.C., Thomas G.A. (1989): Influence of sorghum residues and tillage on soil organic matter and soil microbial biomass in an Australian vertisol. *Soil Biol Biochem.* 21, 759-765;
- VANCE E.D., BROOKES P.C. AND JENKINSON D.S. (1987): An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biol Biochem.* 19, 703-707;
- WARDLE D.A. AND GHANI A. (1995): A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol Biochem.* 27, 1601-1610.

INFLUENZA DELL'ORDINAMENTO COLTURALE E DELLA CONCIMAZIONE SUL CONTENUTO DI NITRATI IN UN SUOLO FRANCO SABBIOSO DELLA PIANURA PADANA

Rossella Papini¹, Fabio Castelli², Pasquale Spallacci³

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

2 Istituto Sperimentale per il Tabacco, Bovolone (VR)

3 Istituto Sperimentale Agronomico, ModenaIntroduzione

Introduzione

La concentrazione dei nitrati nelle acque dei paesi europei ad agricoltura intensiva ha subito negli ultimi 30 anni un costante aumento (OECD, 1990), tanto da indurre la Comunità Europea ad emanare una direttiva specifica in difesa dell'ambiente (Direttiva CEE 91/676). L'incremento di nitrati è coinciso con il maggior impiego di fertilizzanti azotati in agricoltura. Tuttavia non bisogna dimenticare che i processi che regolano la formazione dei nitrati nel suolo sono molti e complessi e che i nitrati derivanti dal fertilizzante minerale costituiscono solo una parte del *pool* totale. Contemporaneamente all'aumento dei fertilizzanti ci sono stati, infatti, altri fenomeni che hanno radicalmente cambiato i sistemi agricoli, quali il diffondersi della meccanizzazione e l'aumento dei cereali a scapito delle colture prative. È stato ampiamente dimostrato che le lavorazioni influenzano notevolmente la dinamica dei nitrati nel suolo (Dowdell *et al.*, 1983; Patruno *et al.*, 1986), così come sono state rilevate ingenti perdite di nitrati in seguito alla rottura dei prati (Darby *et al.*, 1988; Whitmore *et al.*, 1992). Nei cereali, inoltre, le maggiori perdite di nitrati sono state riscontrate dopo la raccolta, per lisciviazione dal terreno nudo, dopo un periodo favorevole alla mineralizzazione della sostanza organica (Addiscott, 1988; Goss *et al.*, 1988).

La riduzione del contenuto di nitrati nelle acque non dipende quindi solamente da una maggiore limitazione nell'uso dei concimi azotati, ma anche da una razionalizzazione delle tecniche gestionali in agricoltura.

Allo scopo di fornire un contributo alle conoscenze su questo argomento, nel presente lavoro è stata valutata l'influenza di diversi ordinamenti colturali e apporti azotati sulla dinamica stagionale dei nitrati nel terreno e sulla loro potenziale lisciviazione invernale.

Materiali e metodi

La prova è stata condotta tra il 1985 ed il 1991 nel campo di Bovolone (VR) dell'Istituto Sperimentale per il Tabacco, su un suolo franco sabbioso fine della famiglia degli Ustochrept (Soil Taxonomy), le cui principali caratteristiche fisico-chimiche sono riportate in tabella 1.

Tabella 1

Principali caratteristiche fisiche e chimiche del suolo (0-0,30 m)

Parametri	Valori
Sabbia (%)	39,6
Limo (%)	46,6
Argilla (%)	13,8
pH (H ₂ O)	7,6
N totale (‰)	1,26
P assimilabile Olsen (ppm P)	40
K scambiabile (ppm K)	127
Sostanza organica (%)	1,33

Gli ordinamenti colturali messi a confronto sono stati una monosuccessione di tabacco (TT) e tre rotazioni biennali: tabacco-frumento (TF), tabacco-orzo (TO) e tabacco-orzo+soia in secondo raccolto (TOS). Al fine di controllare l'effetto dell'interazione *coltura x annata* ogni anno erano presenti nella sperimentazione anche le rotazioni reciproche e cioè frumento-tabacco (FT), orzo-tabacco (OT) e orzo+soia-tabacco (OST). Il piano sperimentale prevedeva inoltre due livelli di interventi agrotecnici organizzati in un pacchetto medio-alto (MA) e in uno medio-basso (MB) comprendenti rispettivamente dosi considerate ottimali per la coltura e dosi ridotte del 30% circa. Con la concimazione azotata sono state quindi apportate rispettivamente 140 e 100 unità di N per il frumento, 120 e 80 per l'orzo, 40 e 0 per la soia, mentre per il tabacco, considerata la necessità di contenere comunque la dose al fine di ottenere un prodotto qualitativamente accettabile, sono state distribuite 30 unità in entrambi i livelli. La distribuzione del fertilizzante azotato, sia nel frumento sia nell'orzo, è avvenuta nel pacchetto MA in presemina (40 unità di N), ad inizio levata (60 unità di N nel frumento e 40 nell'orzo) e allo stadio di botticella (40 unità di N); nel pacchetto MB è stata eliminata la concimazione in presemina. Solo per il primo anno sono

state distribuite al tabacco 60 unità di N mentre, sempre per il primo anno, nel pacchetto MB sia del frumento sia dell'orzo le concimazioni sono state effettuate allo stadio di presemina e a quello di levata.

In tutte le tesi, a fine stagione colturale (ottobre) ed all'uscita dall'inverno (marzo), sono stati determinati i nitrati presenti nel suolo nei primi 0,30 m. In particolare, fra il 1987 ed il 1990 è stata seguita la dinamica dei nitrati nelle rotazioni OT e TO durante il periodo vegetativo delle colture, con campionamenti degli strati 0-0,15 e 0,15-0,30 m del terreno ad intervalli di circa 3 settimane. In alcuni anni e in date prestabilite il campionamento è stato condotto fino ad una profondità di 0,75 m.

I campioni di terreno, distinti per strati di 0,15 m di spessore, sono stati ottenuti dall'unione di tre saggi in posizioni scelte a caso nell'ambito di una zona definita della parcella in campo e congelati fino al momento dell'analisi. Da tali campioni sono stati estratti i nitrati con KCl 2M (rapporto suolo/estraente, 1:5) previa agitazione per un'ora (Keeney e Nelson, 1982). La concentrazione dei nitrati è stata determinata mediante reazione colorimetrica utilizzando un Autoanalyzer Technicon II. Tale reazione prevede la riduzione a nitriti su colonna di cadmio ramato e successiva reazione con sulfanilamide per formare l'azocomposto. Le concentrazioni sono state riferite al terreno seccato in stufa a 105°C.

Risultati e discussione

Dinamica dei nitrati nella rotazione orzo-tabacco

In entrambe le sequenze colturali OT (figura 1) e TO (figura 2) e per ciascun livello di intervento (MA e MB) sono stati evidenziati degli andamenti nei nitrati del suolo ricorrenti e specifici per le due colture. Nell'orzo, le minori quantità di nitrati sono state riscontrate nel mese di maggio, quando l'assorbimento azotato da parte della coltura era elevato, con valori oscillanti fra 0 e 10 kg ha⁻¹ N. Nei mesi successivi, in particolare modo dopo la raccolta (fine giugno) e la lavorazione del terreno per l'interramento delle sole stoppie (inizio luglio), si è verificato un progressivo, rapido incremento del contenuto di nitrati nel suolo che ha raggiunto il suo massimo nei mesi di agosto e settembre, con valori compresi, a seconda delle annate, fra 50 e 90 kg ha⁻¹ N complessivi nello strato 0,30 m. Nell'ultimo prelievo, prima dell'inverno (ottobre), è stata sempre riscontrata una diminuzione della quantità di nitrati nei due strati più superficiali a causa del loro spostamento lungo il profilo, provocato dalle prime piogge al termine dell'estate. Questo

Figura 1

Rotazione OT: dinamica dell'azoto nitrico negli strati 0-0,15 e 0,15-0,30 m per ciascuno dei due livelli MA e MB. Sono riportati anche i rispettivi apporti azotati

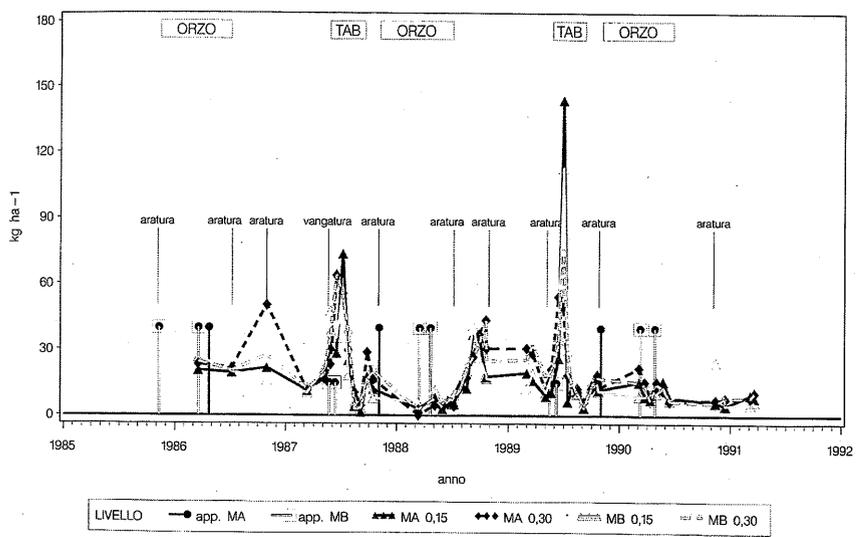
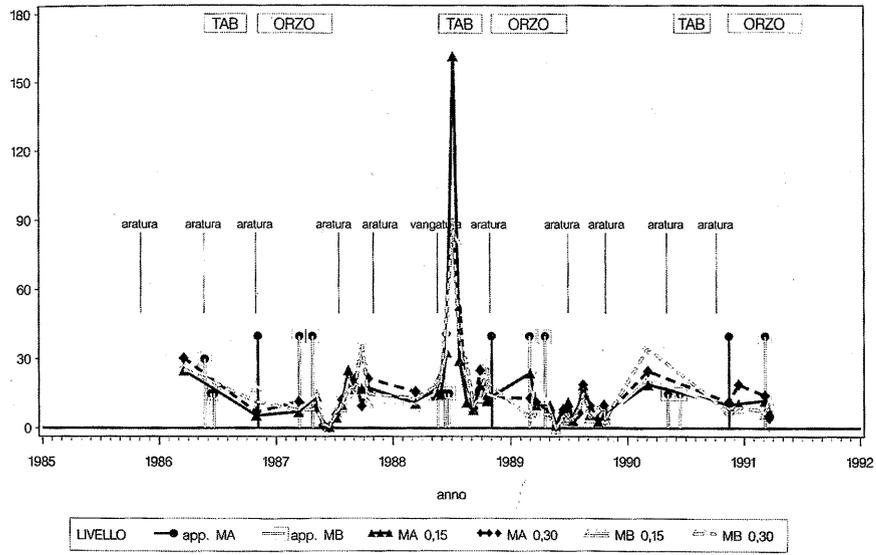


Figura 2

Rotazione TO: dinamica dell'azoto nitrico negli strati 0-0,15 e 0,15-0,30 m per ciascuno dei due livelli MA e MB. Sono riportati anche i rispettivi apporti azotati



viene messo bene in evidenza nella figura 3 che riporta il contenuto dei nitrati nel profilo del suolo fino ad una profondità di 0,75 m in due parcelle coltivate ad orzo, una del pacchetto MA e l'altra del pacchetto MB, in vari momenti dell'anno (1989). In entrambi i casi la quantità dei nitrati lungo il profilo non ha mostrato variazioni di rilievo fino a ottobre, mese in cui è stato registrato un significativo arricchimento degli strati sottostanti gli 0,30 m. In precedenza, alle profondità di 0,45 e 0,60 m non si erano mai riscontrati più di $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ di nitrati, mentre ad ottobre si è arrivati fino a 22-25 e 13-16 $\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$ rispettivamente.

Gli andamenti esaminati mettono in rilievo che, anche nelle condizioni climatiche della Pianura Padana e in suoli di questo tipo, i fenomeni di mineralizzazione della sostanza organica sono la principale fonte di produzione di nitrati. Infatti, gli incrementi più significativi non si sono avuti in seguito alle concimazioni minerali ma nel suolo nudo ed in particolar modo dopo l'aratura. Picchi di nitrati in tarda estate nella coltura di mais irriguo, imputabili al prevalere della mineralizzazione sull'assorbimento, sono stati trovati in prove svolte nella pianura torinese da Grignani *et al.* (1996) su tre tipi di suolo. In particolare, sul suolo franco sabbioso, sub-alcalino e povero di sostanza, tali picchi raggiungevano i valori più elevati (massimo di $180 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$). Notevoli incrementi di nitrati nel suolo, in autunno nel modenese, in parcelle coltivate a frumento e sottoposte ad aratura a fine estate sono stati riscontrati, come già accennato, anche da Patruno *et al.* (1986) e perdite molto consistenti di nitrati per lisciviazione sono state riscontrate da Goss *et al.* (1988) durante il periodo autunno-inverno in seguito alla decomposizione dei residui colturali di frumento e orzo. Dowdell e Cannel (1975) e Dowdell *et al.* (1983) hanno inoltre osservato come, sempre in autunno e nei primi mesi invernali, i terreni arati contengano più nitrati in soluzione di quelli seminati su terreno non lavorato. Dati raccolti in un programma volto a monitorizzare la lisciviazione dei nitrati e l'inquinamento delle falde superficiali in Veneto, hanno evidenziato che la concentrazione di nitrati nelle acque segue un andamento stagionale, con valori crescenti dall'inizio dell'autunno alla fine dell'inverno (Giardini *et al.*, 1983; Giupponi *et al.*, 1990; Borin, 1997). Anche numerosi studi con l'uso di N^{15} hanno messo in rilievo che la maggior parte dell'azoto, perso per lisciviazione durante l'inverno, proviene dalla sostanza organica (Powlson *et al.*, 1992; Barraclough *et al.*, 1984) e a conferma di ciò, perdite pressoché costanti di nitrati per lisciviazione ($45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) sono state misurate per 7 anni consecutivi in un suolo nudo che non aveva ricevuto alcuna concimazione nei precedenti 9 anni (Addiscott, 1988).

Nella coltura del tabacco l'aspetto più saliente della dinamica dei nitrati nel suolo (figure 1 e 2) è stato il loro progressivo incremento a par-

Figura 3

Azoto nitrico nel profilo del suolo a orzo nei due livelli di intervento

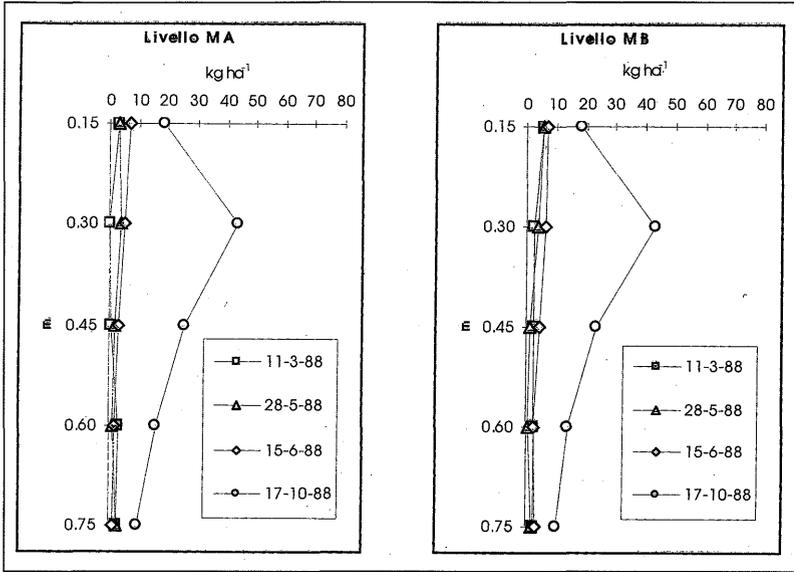
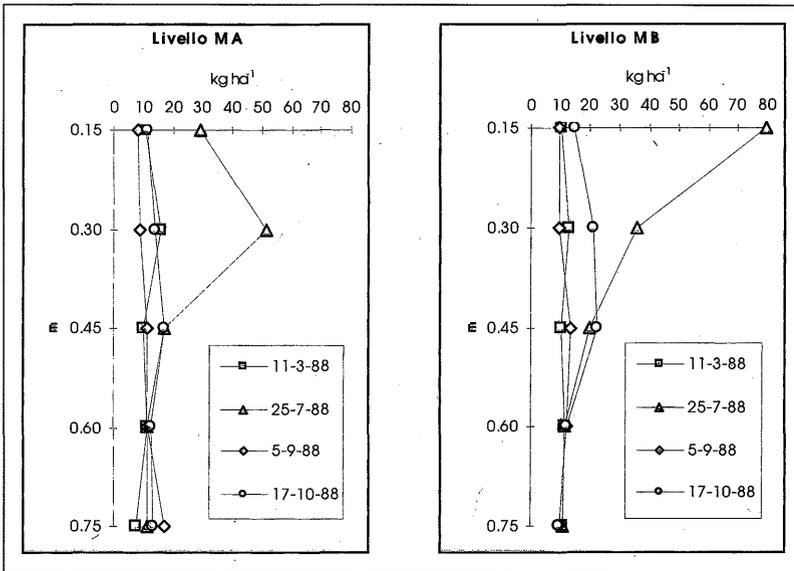


Figura 4

Azoto nitrico nel profilo del suolo a tabacco nei due livelli di intervento



tire dalla prima concimazione in pretrapianto e fino al mese di giugno, allorché si è registrato un picco. La quantità di nitrati osservata nei primi 0,30 m, che nei prelievi precedenti oscillava intorno a 30-50 kg ha⁻¹ N, ha raggiunto in questo mese i 150-240 kg ha⁻¹ N, per poi ridiscendere rapidamente in agosto, mese in cui si sono avuti i più bassi contenuti di nitrati nel suolo. Successivamente si è avuto un nuovo, moderato aumento dei nitrati nel suolo con valori, a ottobre, oscillanti nelle diverse annate tra 20 e 40 kg ha⁻¹ N.

I campionamenti in vari momenti del 1988, lungo tutto il profilo in due parcelle a tabacco (figura 4), mostrano come la quantità di nitrati rilevata fino a 0,75 m è sempre stata superiore a 10 kg ha⁻¹ N, mentre nell'orzo, in presenza della coltura, si sono avuti per profondità >0,30 m valori spesso prossimi allo 0. Questo si può spiegare con lo scarso assorbimento azotato da parte del tabacco che lascia in questo modo in superficie una considerevole quantità di nitrati disponibili i quali, in seguito alla irrigazione, si muovono lungo il profilo. Infatti, l'incremento riscontrato a fine luglio nei primi 0,30 m, conseguenza del picco dovuto alla concimazione, non è più evidente già nel campionamento di inizio settembre.

La consistente quantità di nitrati presenti nel suolo a giugno non è spiegabile né con la quantità di concime apportato (15 kg ha⁻¹ N di solfato d'ammonio al trapianto e 15 kg ha⁻¹ N di nitrato di calcio in copertura), né con i normali processi di mineralizzazione della sostanza organica. Mediante simulazioni con il modello EPIC applicato a questa stessa prova, i contenuti di nitrati nel terreno sono stati stimati a livelli molto più bassi di quelli misurati, in particolare nel periodo iniziale del ciclo vegetativo del tabacco (Spallacci *et al.*, 1995); sebbene riferite al periodo autunno-invernale, anche le simulazioni con il modello SACFARM hanno evidenziato delle quantità di azoto mineralizzato in questo terreno inferiori a quelle di terreni a tessitura più fine (Papini *et al.*, 1993).

L'aggiunta di concime azotato ad un suolo da poco lavorato e quindi ben aerato, con umidità e temperatura favorevoli per lo sviluppo della microflora (25°C e 30% di H₂O), e la presenza di una coltura a limitato fabbisogno di azoto sembrano aver favorito l'accumulo di nitrati. L'intensificazione della mineralizzazione dell'azoto presente nel suolo, dovuta all'aggiunta di ammonio (*priming effect*), è stata osservata mediante l'uso di N¹⁵ in esperimenti coinvolgenti sia colture in vaso sia in pieno campo (Low e Piper, 1957; Westerman e Kurtz, 1973) e anche in studi condotti in laboratorio in assenza di coltura (Broadbent, 1965; Broadbent e Nakashima, 1971).

I due livelli di fertilizzazione non hanno modificato, in entrambe le sequenze colturali OT e TO, le quantità medie di nitrati presenti nel

suolo. Queste sono risultate infatti molto simili e valori più alti si sono ritrovati alternativamente in entrambi. Tale sostanziale uniformità nella disponibilità di azoto nel suolo per i pacchetti MA e MB potrebbe in parte spiegare la già riscontrata assenza di differenze nelle rese produttive (Castelli e Devoti, 1993).

Anche le quantità di nitrati presenti nei primi due strati non differiscono di molto e inoltre in entrambi i pacchetti lo strato 0,15-0,30 m ha spesso un contenuto di nitrati superiore allo strato 0-0,15 m. Questo comportamento di elevata dinamicità e interscambio fra le due profondità è dovuto al rapido movimento dell'acqua in questo suolo e al fatto che l'aratura, interessando entrambi gli strati, ne provoca annualmente il rimescolamento. Contrariamente, in un suolo a tessitura limoso argillosa la quantità di nitrati riscontrata nei primi 0-0,20 m è risultata sempre sensibilmente inferiore di quella a 0,20-0,40 m (Papini *et al.*, 1996).

Confronto fra ordinamenti colturali

Il confronto fra ordinamenti è stato effettuato soltanto su terreno nudo, quindi come effetto residuale della coltura precedente e in assenza di interventi agronomici, prendendo in esame il contenuto in nitrati al termine della stagione colturale (ottobre) e dopo l'inverno (marzo).

La quantità di nitrati presenti nel suolo ad ottobre (figura 5 e 6) è variata da un minimo di 10 kg ha⁻¹ N dopo la soia nell'ottobre 1988, ad un massimo di 72 kg ha⁻¹ N dopo l'orzo nel 1986. Il livello MA ha lasciato mediamente nel suolo una quantità di nitrati leggermente superiore al livello MB (38 vs. 30 kg ha⁻¹ N), dando quindi l'impressione che il maggior apporto azotato abbia influenzato direttamente od indirettamente la quantità di nitrati residui ad ottobre. Tra le rotazioni a confronto, questa differenza è risultata maggiore e più uniformemente distribuita nei diversi anni per il dopo orzo.

È stato sperimentalmente dimostrato (Chaney, 1990) che la quantità di nitrati residui dopo la raccolta aumenta solo quando la concimazione supera la capacità massima di assorbimento della coltura (200 kg ha⁻¹ N nel caso del frumento). Nel nostro caso non è stata raggiunta tale dose, tuttavia la diversa disponibilità di azoto tra i due pacchetti potrebbe aver provocato un aumento dei residui vegetali (costituiti principalmente dagli apparati radicali in quanto la paglia veniva raccolta), sia nel frumento sia nell'orzo. Essendo stata la misurazione dei nitrati residui effettuata dopo l'esta-

Figura 5

Azoto nitrico misurato nel livello MA su suolo nudo, in ottobre e in marzo, nello strato 0-0,30 m, e piovosità invernale nelle diverse annate (T=tabacco, F=frumento, O=orzo, S=soia)

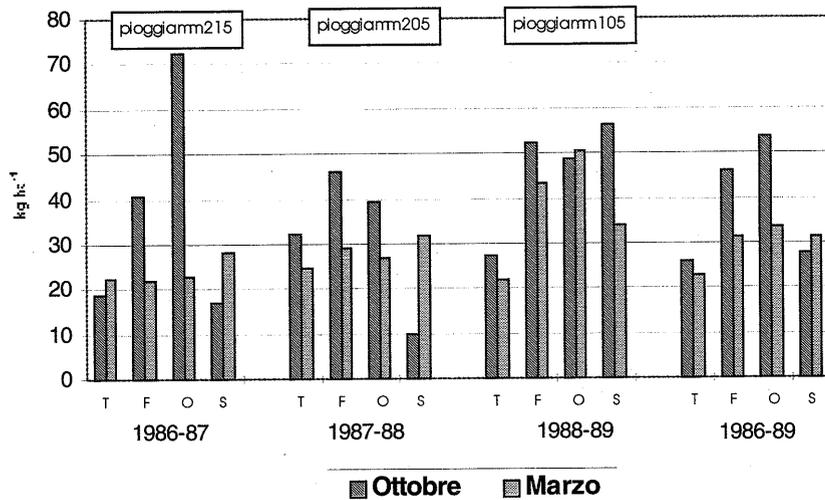
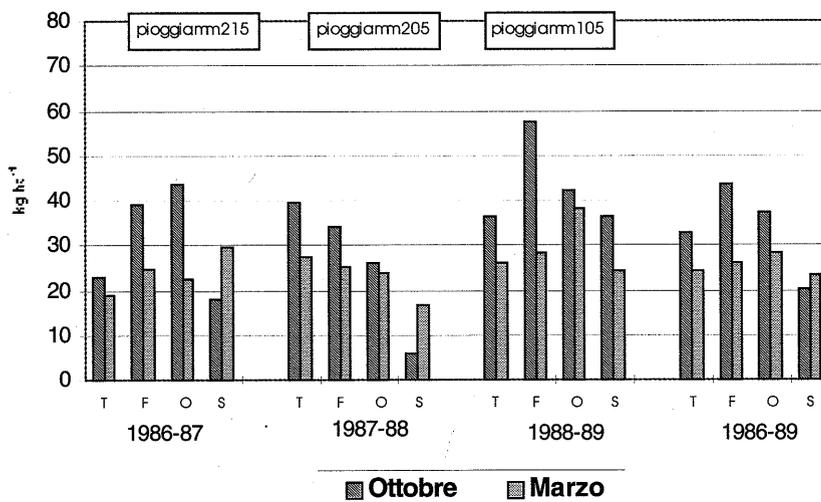


Figura 6

Azoto nitrico misurato nel livello MB su suolo nudo, in ottobre e in marzo, nello strato 0-0,30 m, e piovosità invernale nelle diverse annate (T=tabacco, F=frumento, O=orzo, S=soia)



te, su terreno arato subito dopo la raccolta, si potrebbe ipotizzare, per il livello MA, un effetto positivo sulla mineralizzazione della sostanza organica.

Fra le colture osservate, quelle che hanno lasciato in media le minori quantità di nitrati nel suolo ad ottobre sono state il tabacco nel livello MA e la soia nel livello MB. Il tabacco ha mostrato una contenuta variabilità fra gli anni, mentre nel terzo anno la soia ha residuato una quantità di nitrati molto maggiore degli altri due anni in entrambi i livelli. La maggiore quantità di nitrati nel suolo è stata residuata dall'orzo per il livello MA e dal frumento per livello MB. Da notare che l'introduzione della soia dopo l'orzo ha portato nelle prime due annate una notevole riduzione dei nitrati residui in entrambi i livelli.

In marzo, all'uscita dall'inverno, le differenze fra le diverse colture sono risultate minori di quelle rilevate in ottobre e, in media, la quantità di nitrati presenti nel suolo è variata da un minimo di 23 kg ha⁻¹ N nel tabacco del livello MA ad un massimo di 33 kg ha⁻¹ N nell'orzo, sempre per il livello MA. Le maggiori perdite di nitrati durante l'inverno si sono avute nel dopo orzo livello MA (valore massimo 50 kg ha⁻¹ N nel 1986-87) e nel dopo frumento livello MB (valore massimo 30 kg ha⁻¹ N nel 1988-89). Anche nel dopo tabacco si sono avute quasi sempre perdite di nitrati durante l'inverno (valore massimo 12 kg ha⁻¹ N nel 1987-88), sebbene di minore entità rispetto al dopo cereali. Nel dopo soia invece, in due anni su tre il contenuto dei nitrati nel suolo a marzo è stato maggiore rispetto ad ottobre. Fa eccezione l'ultimo anno in cui la quantità di nitrati residui ad ottobre della soia è risultata molto più elevata. Pur non assolvendo la funzione, tipica delle *catch-crops*, di tenere basso il contenuto dei nitrati nel suolo per tutto l'inverno, la soia ha mostrato in due anni su tre una buona efficacia nel ridurre i nitrati residuali, fornendo anche una integrazione di reddito aziendale.

Conclusioni

I risultati di questa prova confermano che, nel caso dei cereali autunno-vernini, la maggior parte dei nitrati presenti nel suolo in autunno, e quindi suscettibili di essere lisciviati durante l'inverno, viene prodotta nei mesi estivi per mineralizzazione della sostanza organica e che questo processo viene favorito dalle lavorazioni. L'introduzione di una coltura intercalare, in grado di utilizzare i nitrati così prodotti (nel nostro caso la soia), sembra avere un effetto positivo sulla riduzione della quantità dei nitrati che residuano in autunno, anche se in alcuni casi l'andamento climatico può annullare questo beneficio.

La notevole quantità di nitrati ritrovata nel suolo coltivato a tabacco nel mese di giugno, non spiegabile né con l'apporto azotato né con i normali processi di mineralizzazione della modesta dotazione di sostanza organica, fa supporre che in questo tipo di suolo possa essersi verificato un particolare metabolismo azotato.

Complessivamente, i dati raccolti confermano che la quantità di nitrati residuali, presente al termine della stagione colturale e potenzialmente soggetta a lisciviazione invernale, dipende più dal tipo di gestione a cui il suolo è sottoposto che dalla quantità di concime azotato apportato alle colture. Infine, la presenza di rilevanti quantità di nitrati in estate nel terreno a tabacco fa intravedere una cospicua potenzialità inquinante della pratica irrigua a questa coltura.

Riassunto

Sono stati messi a confronto, su un suolo franco sabbioso fine, diversi ordinamenti colturali: una monosuccessione di tabacco e tre rotazioni biennali (tabacco-frumento, tabacco-orzo e tabacco-orzo+soia in secondo raccolto). Il piano sperimentale comprendeva due livelli di interventi agronomici organizzati in un pacchetto medio-alto e in uno medio-basso.

Allo scopo di valutare l'influenza dei diversi ordinamenti colturali e dei due input sulla lisciviazione invernale dei nitrati, campioni di terreno sono stati prelevati nello strato arativo (0,30 m), a fine stagione colturale (ottobre) e all'uscita dall'inverno (marzo). Nella rotazione orzo-tabacco, e sul rispettivo reciproco tabacco-orzo, si è seguita anche la dinamica dei nitrati durante il periodo vegetativo delle colture, con campionamenti periodici del terreno degli strati 0-0,15 e 0,15-0,30 m. Saltuariamente sono stati fatti alcuni prelievi fino a 0,75 m.

Le rotazioni che comprendevano orzo e frumento sono risultate quelle con il più alto livello di nitrati nel suolo in autunno, mentre un contenuto più limitato di nitrati residui si è avuto con l'introduzione della soia quale coltura intercalare.

Durante il ciclo delle colture, picchi elevati di nitrati si sono avuti nell'orzo ad agosto e settembre, dopo la raccolta e la lavorazione del terreno, in seguito alla mineralizzazione della sostanza organica, con valori massimi di $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$. Nel tabacco, nonostante i bassi apporti azotati, massimi di circa $240 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ sono stati registrati tra giugno e luglio, poco dopo la concimazione in copertura.

I risultati di questa prova mettono in evidenza che la quantità di nitrati residui, presenti all'inizio dell'inverno e suscettibili di lisciviazione, dipendono non tanto e non solo dalle concimazioni ma dall'insieme delle tecniche agronomiche adottate. Nel tabacco, in particolare, a causa dello scarso assorbimento di nutrienti azotati da parte della coltura e delle frequenti irrigazioni, l'estate risulta il periodo maggiormente a rischio per la lisciviazione dei nitrati.

Non si sono riscontrate invece differenze di rilievo dovute ai due diversi livelli di intervento, come del resto era stato già riscontrato per le produzioni.

Bibliografia

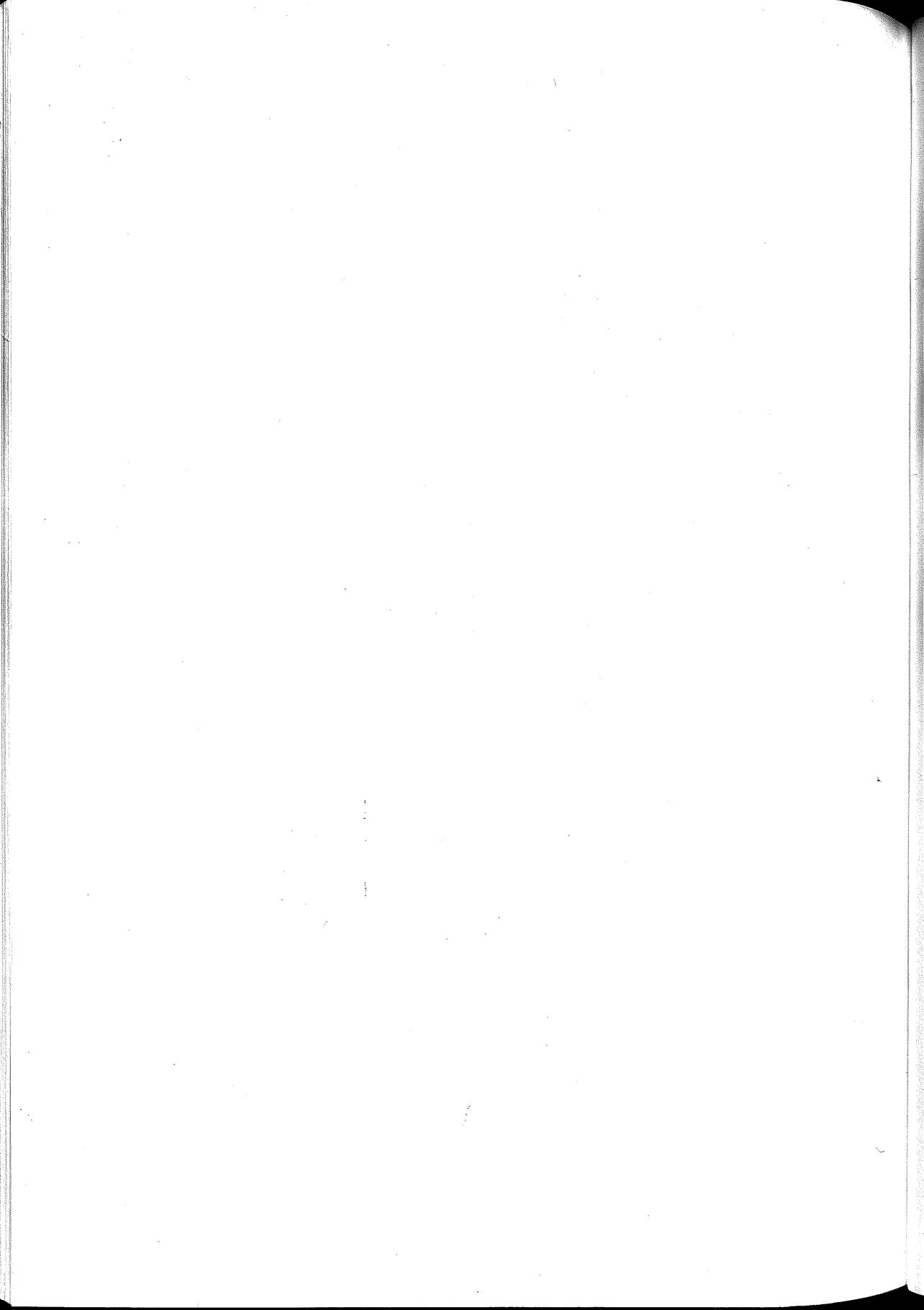
- ADDISCOTT T.M. (1988) Long-term leakage of nitrate from bare unmanured soil. *Soil use and management*, 4, 91-95
- BARRACLOUGH D., GEENS E. L., MAGGS J.R. (1984) Fate of nitrogen applied to grassland. II. Nitrogen 15 leaching results. *J. Soil Sci.*, 34, 438-497
- BORIN M. (1997) Effects of agricultural practices on nitrate concentration in groundwater in north east Italy. *Ital. J. Agron.*, 1, 1, 47-54
- BROADBENT F. E. (1965) Effect of fertilizer nitrogen on the release of soil nitrogen. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 29, 692-696
- BROADBENT F. E., NAKASHIMA T. (1971) Effect of added salts on nitrogen mineralization in three California soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 36, 457-460.
- CASTELLI F., DEVOTI P. (1993) Il tabacco Bright in coltura continua e in rotazioni biennali con frumento, orzo e orzo+soia, a due livelli di fertilizzazione. *Agricoltura Ricerca*, 151-152, 43-53
- CHANEY K. (1990) Effect of nitrogen fertilizer rate on soil nitrogen content after harvesting winter wheat. *J. of Agric. Sci.*, 114, 171-176.
- DARBY R.J., HEWITT M.V., PENNY A., JOHNSTON A. E., MCEWEN J. (1988) The effects of increasing length of ley on the growth and yield of winter wheat. *Rothamsted Report for 1987, Part I*, 101-102
- DOWDELL R.J., CANNELL R.Q. (1975) Effect of ploughing and direct drilling on soil nitrate content. *J. Soil Sci.*, 26, 53-61
- DOWDELL R.J., CREES R., CANNELL R.Q. (1983) A field study of effects of contrasting methods of cultivation on soil nitrate content during autumn, winter and spring. *J. Soil Sci.*, 34, 367-379
- GIARDINI L., GIOVANARDI R., BORIN M. (1983) Ricerche sul drenaggio tubolare sotterraneo e sulla sub-irrigazione nel Veneto (2° contributo). *L'Irrigazione*, 30, 3-4, 11-26
- GIUPPONI C., BORIN M., CECCON P. (1990) Nitrogen content of drainage water and evaluation of leaching losses from cultivated fields in North-East Italy. *In: Calvet R. (ed.): Nitrates, Agriculture, Eau*, 269-274. INRA, Paris
- GOSS M.J., COLBOURNE P., HARRIS G.L., HOWSE K.R. (1988) Leaching of nitrogen under autumn-sown crops and the effects of tillage. *In: Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils*, Ed. Jenkinson D.S. & Smith K.A., Elsevier, New York, USA, 269-282
- GRIGNANI C., ACUTIS M., REYNERI A., CAVALLERO A., LOMBARDI G. (1996) Flussi di azoto da colture foraggere nell'areale padano: interazioni con la tipologia di suolo. *Riv. di Agron.*, 30, 3 suppl., 339-349

- KEENEY D.R., NELSON D. W. (1982) Nitrogen-inorganic forms. *In: Methods of Soil Analysis, Part 2*, Ed. A. L., Madison, WI, ASA, 643-698
- LOW A.J., PIPER F.J. (1957) Nitrogen, sulfur, and carbon uptake using ^{15}N , ^{35}S and ^{13}C as tracers. *J. Agr. Sci.*, 49, 56-59
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) (1990) Environmental data compendium. OECD, Paris, France
- PAPINI R., BAZZOFFI P., SCAGNOZZI A., PELLEGRINI S., BRANDI G., MONTAGNA G. (1996) Effetto delle colture e della concimazione sulla dinamica dei nitrati nel suolo e nelle acque di deflusso superficiale. *In: Atti XIII Convegno Nazionale della Società Italiana di Chimica Agraria*, Patron Editore, Bologna, 161-169
- PAPINI R., SPALLACCI P., CASTELLI F., CEOTTO E., FONTANA F., ONOFRII M., BRANDI G. (1993) Verifica di validità del modello SACFARM sulla dinamica dell'azoto nel terreno. *Agricoltura Ricerca*, XV, n. 151/152, 229-251
- PATRUNO A., CAVAZZA L., PISTELLI E. (1986) Variazione del contenuto in azoto nitrico nel terreno. Influenza della lavorazione, della coltura e del decorso meteorico. *Riv. di Agron.*, 2-3, 204-217
- POWLSON D.S., HART P.B.S., POULTON P.R., JOHNSTON A.E., JENKINSON D.S. (1992) The influence of soil type, crop management and weather on the recovery of ^{15}N -labelled fertilizer applied to winter wheat in spring. *J. of Agric. Sci.*, Cambridge, 118, 83-100
- SPALLACCI P., CEOTTO E., PAPINI R., CASTELLI F., DONATELLI M. (1995) Evaluation of EPIC in simulating water and nitrate contents of the soil using crop rotations at two Italian locations. *In: Giupponi C., Marani A., Morari F. (eds.) Modelling the fate of agrochemicals and fertilizer in the environment*, 91-108
- WESTERMAN R.L., KURTZ L.T. (1973) Priming effect of ^{15}N -labeled fertilizers on soil nitrogen in field experiments. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 37, 725-727
- WHITMORE A.P., BRADBURY N.J., JOHNSON P.A. (1992) The potential contribution of ploughed grassland to nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 39, 221-233

Note

Il lavoro è da attribuire in parti uguali agli autori

Ricerca condotta nell'ambito del Progetto coordinato MAF "Ordinamenti culturali" (coordinatore Prof. F. Lanza). Pubblicazione n. 81.



EFFETTO DELLA LETTIERA SULLA FERTILITÀ DEL SUOLO IN AREE RIFORESTATE

Flavia Pinzari ^a, Maria Teresa Dell'Abate ^a, Anna Benedetti ^a
Carmelo Dazzi ^b

a) Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante - Roma

b) Istituto di Agronomia Generale - Università di Palermo

Riassunto

Sono state confrontate la fertilità biologica e le caratteristiche chimiche della sostanza organica di suoli rimboschiti da circa 40 anni con, rispettivamente, Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) e Cedro dell'Atlantico [*Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière]. Per i suoli ad essi sottesi, in un'area sperimentale omogenea per caratteri geo-morfo-litologici, climatici e pedologici, sono state valutate le principali attività della biomassa microbica e si è proceduto alla caratterizzazione qualitativa e quantitativa della sostanza organica degli orizzonti organici e minerali. Dallo studio sono emerse chiare differenze nel grado di stabilità dei due sistemi: il suolo rimboschito a Cedro è apparso più stabile ma con una minore capacità di conservare la sostanza organica rispetto al suolo rimboschito a Pino. In entrambi i casi si è dimostrato primario il ruolo della biomassa microbica nella formazione delle sostanze umiche da una parte e nella mobilizzazione delle diverse frazioni organiche dall'altra.

Premessa

Lo studio dell'influenza della composizione della lettiera sulla pedogenesi in ecosistemi forestali assume particolare rilievo nella valutazione dell'impatto sul suolo di diverse pratiche di riforestazione. Le trasformazioni chimiche e biochimiche della sostanza organica negli ecosistemi forestali, mediate dalle piante, dalla mesofauna e dai microrganismi del terreno, avvengono secondo complesse dinamiche dettate, oltre che dai fattori clima-

tici, vegetazionali e pedologici, anche dai meccanismi intrinseci delle successioni naturali. Dove il suolo ospita comunità vegetali di origine antropica, l'interazione tra fattori fisici, chimici e biotici a livello della pedosfera può comportare fenomeni evolutivi nella struttura dell'ecosistema che, nell'ottica di una gestione sostenibile dell'ambiente, richiedono una conoscenza approfondita. In opere di riforestazione mirate alla bonifica ed al risanamento del territorio, poter prevedere l'effetto delle essenze forestali sulla struttura e sulla fertilità dei suoli è di sicuro interesse.

Negli ecosistemi forestali, infatti, i rapporti evolutivi che si instaurano nel tempo fra suolo e vegetazione divengono così stretti da sfociare in una interdipendenza quasi assoluta che può essere osservata sia in termini di comunità vegetale che di pedofauna (Buol et al. 1989; Fanning & Fanning, 1989; Ugolini & Spaltenstein, 1992).

Lo studio delle attività microbiologiche e dei processi di mineralizzazione della sostanza organica appare pertanto utile nello stabilire in quale misura l'apporto di sostanza organica proveniente da essenze vegetali diverse possa modificare le caratteristiche chimiche e biochimiche del suolo sino ad influenzarne la pedogenesi.

In questo lavoro, che si inquadra in un progetto di ricerca molto ampio che considera i molteplici aspetti legati alle relazioni suolo-bosco in ecosistemi forestali di ambienti xerici, vengono confrontate le caratteristiche biochimiche sviluppate dai suoli di un'area circoscritta e fisicamente uniforme, in un arco di tempo di 40 anni, rispettivamente sotto un rimboschimento di Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) e sotto uno a Cedro dell'atlante [*Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière]. In particolare, si sono volute evidenziare le differenze esistenti nelle condizioni di formazione dei suoli in relazione alla biochimica della lettiera ed alle situazioni microambientali instaurate dalle essenze considerate.

Materiali

L'area di studio ricade nei monti Sicani situati nella Sicilia centro-occidentale. Si tratta di una superficie boscata, entro il demanio forestale Ledera, posta ad una quota di 1030 m s.l.m., rimboschita con Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) e Cedro dell'atlante [*Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière].

Il clima è caratterizzato da una piovosità media annua di 800 mm in 85 giorni piovosi e da una temperatura media annua di 13.5 °C che deter-

mina un regime udometrico xerico e un regime termometrico mesico (Raimondi, 1993). L'area interessata dallo studio ha una superficie di circa 5000 mq, di forma rettangolare, con caratteristiche omogenee in quanto a substrato, suolo, pendenza, quota ed esposizione; è stata rimboschita a file nell'inverno del 1956 in una metà con Pino d'Aleppo e nell'altra con Cedro dell'Atlante. I suoli sono stati classificati come *Lithic Haploxerolls* (Dazzi et al., 1996).

Per ogni specie arborea, in due file omologhe, sono stati aperti dieci profili di suolo 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 indotte dallo "steamflow" (Pritchett & Fisher, 1985).

Per il campionamento del *forest floor* e per l'apertura del profilo si è utilizzata una struttura metallica di forma quadrata e con lato di 50 cm sì da avere una superficie esposta ampia 50 centimetri e profonda fino alla roccia dura. I campioni organici sono stati preventivamente selezionati eliminando i residui di diametro superiore ad un centimetro (Fyles & Cote, 1994).

Metodi

I campioni di suolo sono stati essiccati all'aria, a temperatura ambiente, e setacciati a 2 mm per le analisi. Nel caso dell'analisi termica sono stati sottoposti ad una ulteriore macinazione a mano, in mortaio di agata.

Il carbonio organico totale (TOC%) è stato misurato con il metodo di Spinger & Klee (1954).

La stima della respirazione del terreno è stata effettuata utilizzando il metodo descritto da Isermeyer (1952) su campioni di terreno condizionati a 30°C, al 100% della capacità di campo (C.C.). I dati sono espressi in μg di C-CO₂ per g di suolo (peso secco a 105°C) e sono relativi a 4 settimane di osservazione.

La determinazione del carbonio della biomassa microbica del terreno è stata realizzata secondo il metodo della fumigazione-estrazione (Jenkinson & Ladd, 1981) dopo un periodo di incubazione del campione di suolo di 10 giorni a T 30°C ed al 100% della capacità di campo (Vance et al., 1987; Jenkinson, 1988).

Per valutare la fertilità biologica sono stati presi in considerazione i parametri biochimici di seguito descritti:

- il quoziente metabolico $q(\text{CO}_2)$, che esprime la respirazione specifica della biomassa [mg di CO_2 al 28° giorno di incubazione/mg di carbonio biomassa per kg di terreno secco a 105°C/h] (Anderson & Domsch, 1985, 1990);
- il quoziente di mineralizzazione del carbonio (qM), che esprime la capacità del terreno di degradare la sostanza organica labile (mg di CO_2 totale prodotta in 28 giorni di incubazione/mg di carbonio organico totale per kg di terreno secco a 105°C) (Raich & Schlesinger, 1992; Winkler et al. 1996);
- il C_0 (mg C/kg suolo), che rappresenta il carbonio potenzialmente mineralizzabile, calcolato per ogni orizzonte sulla base della curva esponenziale del tipo: $C_t = C_0 e^{-Kt}$, dove C_t è il valore cumulativo del C mineralizzato in t giorni mentre K è la costante di velocità (1/giorni) (Olson, 1963; Riffaldi et al., 1996);
- il rapporto (C-biomassa/TOC)%, che esprime la percentuale di carbonio organico proveniente dalla frazione vivente della biomassa microbica (Brookes, 1995).

La sostanza organica del suolo è stata estratta mediante soluzione di $\text{NaOH}/\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0.1 N e successiva centrifugazione; il contenuto in carbonio dell'estratto (TEC%) è stato determinato secondo Ciavatta et al. (1990). Gli acidi umici sono stati separati per acidificazione dell'estratto a $\text{pH} < 2$; dopo centrifugazione la soluzione sovrastante è stata sottoposta a passaggio cromatografico su polivinilpirrolidone al fine di purificare gli acidi fulvici che sono stati poi riuniti agli acidi umici in una soluzione di NaOH 0.5 N. Un'aliquota di quest'ultima è stata dializzata con acqua distillata e liofilizzata, mentre su un'altra è stato determinato il carbonio umico [$C_{(\text{HA}+\text{FA})}$ %] secondo Ciavatta et al. (1990). Sono stati calcolati i parametri dell'umificazione, tasso di umificazione percentuale (HR%) e grado di umificazione percentuale (DH%):

$$\text{HR \%} = C_{(\text{HA}+\text{FA})} \times 100 / \text{TOC}; \quad \text{DH \%} = C_{(\text{HA}+\text{FA})} \times 100 / \text{TEC}$$

I campioni di suolo tal quale e le sostanze umiche liofilizzate (HA+FA) da essi separate sono stati sottoposti a Calorimetria a Scansione Differenziale (DSC), nella quale viene misurata l'energia richiesta per rista-

bilire l'equilibrio termico tra il campione e la sostanza di riferimento nel corso di una scansione termica programmata in ambiente controllato, ed a termogravimetria (TGA) nella quale vengono registrate nel corso della scansione termica le variazioni di peso subite dal campione. Le prove sono state condotte con un analizzatore termico differenziale simultaneo Netzsch STA 409, dotato di testa di misura DSC a flusso di calore e termocoppia in Pt/PtRh, nelle seguenti condizioni: atmosfera di aria, velocità di scansione pari a 10° C/min., crogioli di allumina, caolinite calcinata come sostanza di riferimento termicamente inerte, quantità di campione circa 5 mg per le sostanze umiche e circa 30 mg per i campioni di suolo tal quale (Dell'Abate, 1995).

Per ogni campione sono state effettuate quattro repliche per ogni analisi (tranne che nel caso della DSC). L'elaborazione statistica dei dati è stata effettuata con il programma Excel 7.0.

Risultati e discussione

L'indagine di pieno campo, condotta nell'inverno 1995/1996 (Dazzi, 1996), aveva già messo in evidenza differenze significative nel profilo della forma di humus sviluppatosi sotto il Pino d'Aleppo rispetto a quello sviluppatosi sotto il Cedro dell'Atlante, con evidente riflesso nella differente classificazione tassonomica degli stessi. Infatti, seguendo le indicazioni di Green et al. (1993) era emerso che la forma di humus sotto il Pino era ascrivibile all'Ordine Mor, Gruppo Hemimor, mentre sotto il Cedro all'Ordine Moder, Gruppo Mormoder.

I risultati di quello studio (Dazzi, 1996) facevano inoltre ritenere che questi suoli fossero interessati da un processo pedogenetico riconducibile alla brunificazione e tale processo risultava più marcato sotto la copertura offerta dal Cedro. Sotto il Cedro gli orizzonti organici erano più ricchi in elementi alcalini ed alcalino-terrosi, oltre che in azoto e fosforo rispetto all'omonimo orizzonte sotto il Pino, mentre negli orizzonti minerali la situazione si ribaltava e la reazione risultava sub-acida.

Nella Tabella 1 sono riportati i valori medi, rispetto ai quattro siti di campionamento, di TOC%, TEC%, $C_{(HA+FA)}\%$ e dei parametri umificazione DH% ed HR% lungo i due profili. Dal confronto delle medie emerge l'accumulo di una maggiore quantità di carbonio organico nei suoli sotto Pino, sia negli orizzonti organici che in quelli minerali, in accordo con i valori dei quozienti di mineralizzazione (qM, nella Tabella 2) che per il suolo riforestato a Cedro indicano un più veloce turnover della sostanza organica.

Il tasso di umificazione (HR%) presenta valori crescenti lungo il profilo con il massimo livello di umificazione nell'orizzonte B sia sotto Cedro che sotto Pino; per il grado di umificazione (DH%) si riscontra un andamento opposto, i valori dell'indice infatti decrescono con la profondità del profilo sia sotto Cedro che sotto Pino.

La sostanza organica proveniente dalle due differenti coperture vegetali presenta una diversa estraibilità in soluzione di NaOH/Na₄P₂O₇ 0.1 N: in particolare, il rapporto tra il carbonio estratto e quello organico totale (TEC/TOC) risulta mediamente più alto per la lettiera di cedro rispetto a quella di pino.

In Tabella 2 sono riportati i valori medi e le relative deviazioni standard del C-biomassa, del carbonio totale mineralizzato in 28 giorni (C-CO₂tot_{28gg.}), della respirazione basale della biomassa al 28° giorno (C-CO₂ 28°g.), del rapporto percentuale tra C-biomassa e TOC [(C-biomassa/TOC)%], del quoziente metabolico q(CO₂) e del quoziente di mineralizzazione del carbonio (qM).

Tabella 1

Valori medi (calcolati su 4 profili) e deviazione standard (entro parentesi) dei dati relativi al carbonio organico contenuto nei singoli orizzonti dei suoli con coperture, rispettivamente, a Cedro e Pino (valori riferiti alla sostanza secca a T=105°C)

Orizzonte	TOC%	TEC%	C _(HA+FA) %	DH%	HR%	TEC/TOC
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Fa Cedro	26.6 (6.4)	15.9 (3.7)	11.3 (2.8)	71.1 (3.8)	42.4 (3.8)	0.60 (0.03)
A Cedro	6.5 (1.6)	4.5 (0.9)	3.1 (0.7)	69.3 (5.4)	47.6 (1.2)	0.69 (0.06)
B Cedro	2.6 (0.1)	1.9 (0.2)	1.3 (0.6)	68.4 (6.1)	50.5 (1.0)	0.74 (0.06)
Lv Pino	41.1 (8.5)	21.3 (4.4)	15.2 (4.0)	70.5 (3.8)	36.9 (4.1)	0.52 (0.05)
Fm Pino	40.3 (11.3)	14.0 (9.5)	14.5 (3.7)	74.4 (2.8)	36.7 (6.6)	0.38 (0.26)
A Pino	8.5 (1.1)	5.7 (0.9)	3.9 (0.9)	67.8 (8.5)	45.0 (7.9)	0.66 (0.06)
B Pino	3.2 (0.3)	2.1 (0.2)	1.4 (0.1)	68.4 (10.2)	45.4 (6.8)	0.66 (0.04)

Carbonio organico totale; (2) carbonio organico estraibile in NaOH/Na₄P₂O₇ 0.1 N; (3) carbonio degli acidi umici e fulvici; (4) grado di umificazione; (5) tasso di umificazione; (6) rapporto di estraibilità della sostanza organica.

Tabella 2

Valori medi e deviazione standard (entro parentesi) per il confronto della fertilità biochimica negli orizzonti A e B dei suoli con coperture, rispettivamente, a Cedro e Pino (valori riferiti alla sostanza secca a T=105°)

Orizzonte	C-biom.	C-CO ₂ tot	C-CO ₂	C-biomassa %	q(CO ₂)	qM
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
A cedro	762 (195)	2194 (759)	46 (23)	1.17 (0.20)	0.0024 (0.0006)	3.3 (0.4)
B cedro	159 (46)	642 (107)	10 (1)	0.60 (0.20)	0.0026 (0.0006)	2.4 (0.4)
A pino	695 (108)	2681 (746)	63 (23)	0.81 (0.10)	0.0037 (0.0008)	3.1 (0.5)
B pino	215 (74)	663 (145)	10 (3)	0.67 (0.20)	0.0021 (0.0003)	2.1 (0.4)

(1) Carbonio della biomassa microbica (mg/kg suolo); (2) carbonio organico (mg/kg suolo) mineralizzato complessivamente dalla biomassa microbica del suolo in 28 giorni di incubazione (100% C.C., T=30°C); (3) respirazione basale della biomassa microbica del suolo (mg C/kg suolo secco/h) relativa al 28° giorno di incubazione dei suoli al 100% della Capacità di Campo, a T=30°C; (4) frazione del carbonio organico proveniente da biomassa microbica; (5) quoziente metabolico (mg C-CO₂ al 28° giorno di incubazione/mg di C-biomassa/h); (6) quoziente di mineralizzazione (mg di C mineralizzato in 28 giorni di incubazione/mg di carbonio organico totale per kg di terreno secco a 105°C).

I valori di C-biomassa stimati per gli orizzonti A e B presentano una elevata variabilità tra i differenti siti di campionamento nell'ambito dello stesso tipo di copertura vegetale. I valori medi comunque indicano, per gli orizzonti A, la presenza di una biomassa microbica quantitativamente più elevata nel suolo con copertura a Cedro e, per gli orizzonti B, più elevata nel suolo con copertura a Pino. Sembra pertanto che i due suoli differiscano nella distribuzione lungo il profilo delle popolazioni microbiche, almeno da un punto di vista quantitativo.

La mineralizzazione del carbonio organico, stimata sulla base delle misurazioni effettuate durante 28 giorni di incubazione a condizioni standard di laboratorio (100% C.C. e T 30°C), è stata maggiore nei campioni dell'orizzonte A del suolo con copertura a Pino; dal confronto tra i valori per gli orizzonti B, tenendo conto delle deviazioni standard, non si osservano differenze sostanziali. L'orizzonte A del suolo sotto Pino quindi, pur contenendo una minore quantità di biomassa microbica presenta una maggiore attività respiratoria rispetto all'omonimo orizzonte sotto Cedro.

Nella Figura 1 vengono riportate le curve cumulative di mineralizzazione per gli orizzonti A e B dei due suoli; dai tracciati è possibile visualizzare la differenza tra le cinetiche degli orizzonti A e la somiglianza dei B.

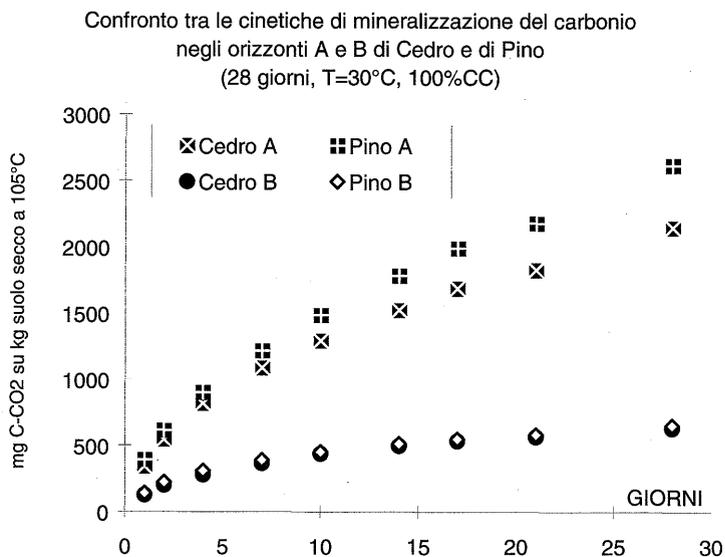
Riguardo alla respirazione basale dei due terreni (C-CO₂ 28°g., Tabella 2), vale quanto detto per i valori cumulativi di C-CO₂; l'orizzonte A di Pino ha infatti una respirazione basale elevata rispetto all'orizzonte A di Cedro, mentre i due orizzonti B non sembrano differire in modo significativo. La stabilità dei due ecosistemi, valutata in base ai valori di $q(\text{CO}_2)$ e di (C-biomassa/TOC)%, sembra differire (ipotesi che sarà successivamente analizzata statisticamente su un numero maggiore di osservazioni), indicando nel suolo con copertura a Cedro una maggiore maturità (Beeby, 1993). Una microflora quantitativamente meno abbondante ma più attiva nel suolo con copertura a Pino indica invece per questo ecosistema una minore stabilità e la tendenza ad evolversi ulteriormente (Lynch & Painting, 1980; Killham, 1985; Nannipieri et al. 1990).

La diversa evoluzione della sostanza organica nei due *forest floor*, così come ipotizzabile in base ai dati relativi alle differenti cinetiche di mineralizzazione della sostanza organica (Figura 1), alla diversa estraibilità chimica delle lettiera ed alla diversa attività della biomassa microbica del suolo (Tabella 2), si riflette nei valori del tasso di umificazione, che negli orizzonti minerali sotto Pino risultano più bassi.

Le cinetiche di ossidazione termica della sostanza organica lungo il profilo, sia sotto Cedro che Pino, rivelano sul tracciato DSC reazioni esotermiche aventi tre massimi di reazione, che fanno ritenere vi siano tre distinte tipologie di composti organici con diversa stabilità termica. Quest'andamento si ripete nei termogrammi delle sostanze umiche, che risentono fortemente delle caratteristiche termiche delle sostanze umo-simili della lettiera, mentre non sono riscontrabili delle differenze regolari con l'essenza vegetale considerata.

Figura 1

Curve cumulative di mineralizzazione del carbonio per gli orizzonti A e B
dei suoli sotto Pino e sotto Cedro



$$\text{Curva A-Cedro: } C_t = 2124 (1 - e^{-0,102t}) \quad R^2 = 0,97$$

$$\text{Curva A-Pino: } C_t = 2718 (1 - e^{-0,084t}) \quad R^2 = 0,97$$

$$\text{Curva B-Cedro: } C_t = 599 (1 - e^{-0,144t}) \quad R^2 = 0,97$$

$$\text{Curva B-Pino: } C_t = 603 (1 - e^{-0,162t}) \quad R^2 = 0,95$$

Nelle Figure 2, 3 e 4 sono riportati i termogrammi DSC relativi rispettivamente all'orizzonte organico Fa di Cedro e agli orizzonti Lv ed Fm di Pino. Dal punto di vista qualitativo si può osservare come gli orizzonti organici nelle due essenze non si differenzino in modo sensibile nel loro comportamento termico, mentre qualche differenza si apprezza tra la lettiera di Pino ed il rispettivo orizzonte Fm, risultando nella prima le tre componenti esotermiche meno risolte. I dati termogravimetrici, che saranno oggetto di un approfondimento in una nota successiva, confermano inoltre i dati chimici del TOC% riguardo l'accumulo di una maggiore quantità di sostanza organica sotto pino, lungo tutto il profilo.

Infine, dalla elevata correlazione (Pino: $r=0.98$; Cedro: $r=0.95$)

osservata tra i valori di Co (carbonio potenzialmente mineralizzabile) ed il C-biomassa, e tra questi ed i valori di $C_{(HA+FA)}\%$ (Pino: $r=0.98$; Cedro: $r=0.96$), negli orizzonti minerali di entrambi i suoli si evidenzia il ruolo primario della biomassa microbica nella formazione delle sostanze umiche e nei processi di mobilizzazione delle frazioni organiche (Richards, 1987).

Conclusioni

Dall'analisi chimica e biochimica della sostanza organica e dell'attività microbica dei due profili emergono differenze nel tipo di evoluzione delle forme umificate e nella velocità di tali processi, in accordo con la diversa morfologia del profilo della forma di humus ("Lv"; "Fm" al di sotto del Pino d'Aleppo; solamente "Fa" al di sotto del Cedro). Infatti, il suolo con copertura di *Pinus halepensis* contiene più sostanza organica che, peraltro, risulta anche maggiormente umificata.

Nell'insieme, il suolo con copertura a *Cedrus atlantica* sembra aver raggiunto un equilibrio che impedisce, o comunque non tende, ad ulteriori evoluzioni del sistema. La pineta invece presenta caratteri in ulteriore trasformazione ed una instabilità che suggeriscono per questo sistema l'attitudine a contribuire alla formazione di un suolo con profilo più dinamico ed evoluto. Tra le due essenze da rimboschimento considerate, il *Pinus halepensis* sembra aver incontrato meglio del *Cedrus atlantica* le condizioni pedologiche e climatiche dell'area sperimentale; il suolo della Pineta è infatti apparso più fertile, complesso e ricco in sostanza organica del secondo. Tale risultato si trova peraltro in buon accordo con quanto rilevato in altre indagini concernenti lo studio dei suoli forestali (Dazzi, 1996), l'evoluzione delle caratteristiche di fertilità dei suoli indotte dal rimboschimento (Dazzi et al., 1996), la dinamica quali-quantitativa della mesofauna (Dazzi et al., 1997) e la presenza e distribuzione di metalli pesanti in suoli forestali (Bellanca et al., 1997).

In generale, sebbene le specie forestali prese in considerazione non siano le migliori per il particolare ambiente dei monti Sicani (S. Avolio, comunicazione personale), occorre considerare il ruolo positivo da esse svolto per avere contribuito a creare una copertura boschiva in aree un tempo fortemente degradate in quanto costantemente soggette a processi erosivi. I suoli originari, infatti, poco profondi o superficiali, mal strutturati, poco dotati in materia organica e in elementi della fertilità, ancora presenti in aree limitrofe non coperte dal bosco, oggi mostrano sotto la copertura vegetale esaminata in questa sede, buoni o notevoli livelli di fertilità chimica e un "forest floor" che condiziona tale fertilità.

Figura 2 - Curve DSC dei campioni tal quali dell'orizzonte Fa di Cedro

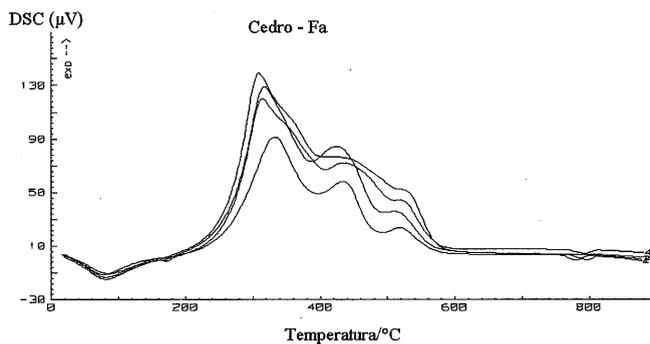


Figura 3 - Curve DSC dei campioni tal quali dell'orizzonte Lv di Pino

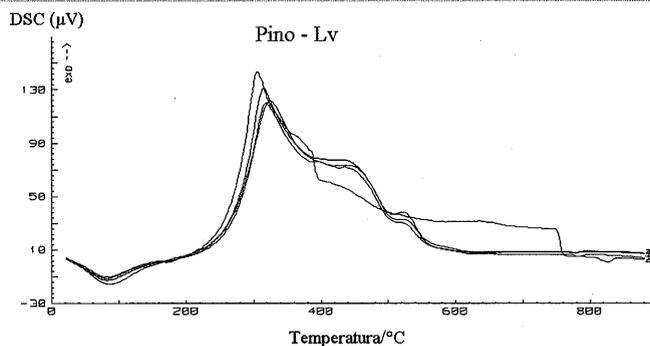
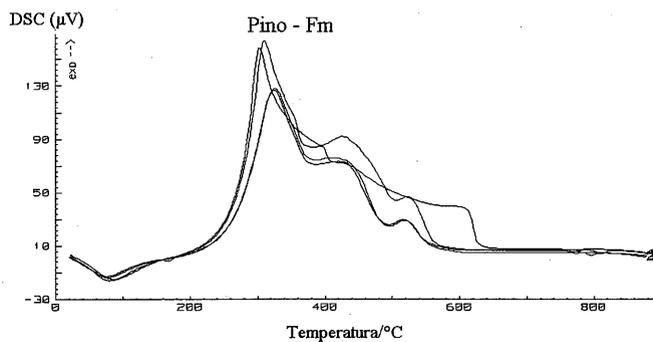


Figura 4 - Curve DSC dei campioni tal quali dell'orizzonte Fm di Pino



Bibliografia

- ANDERSON J.P.E., DOMSCH K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biol. Biochem* 10: 215-221.
- ANDERSON T.-H., DOMSCH K.H. (1985) Determination of eco-physiological maintenance requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biol. Fertil. Soils*. 1: 81-89.
- 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.
- BEEBY A. (1993) *Applying Ecology*, Chapman & Hall, London.
- BELLANCA A., DAZZI C., NERI R., PALUMBO B. (1997) Distribuzione di metalli pesanti in profili di suoli forestali della Sicilia: implicazioni pedogenetiche e qualità del suolo. Convegno annuale SISS "La qualità del suolo per un ambiente sostenibile" Roma 2-5 giugno 1997 (in stampa).
- BROOKES P.C. (1995) The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol. & Fert. of Soils*. 19: 269-279.
- BUOL S.W., HOLE F.D., MCCracken R.J. (1989) *Soil Genesis and Classification*. Iowa State University Press.
- CHALLINOR D. (1968), citato da Fyles J.W., Cote B. (1994) Forest floor and soil nutrient status under Norway spruce and red pine in a plantation in southern Quebec. *Can. J. Soil Sci.* n°74.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L. & SEQUI P. (1990) Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone. *Journal of Chromatography*. 509: 141-146.
- DAZZI C. (1996) Tassonomia del "forest floor" e caratteristiche di fertilità di suoli forestali sotto Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) e Cedro dell'Atlante [(*Cedrus atlantica* (Endl)] nei monti Sicani. *Boll. Società Italiana della Scienza del Suolo*, 8: 51-61.
- DAZZI C., LA MELA VECA S., VACANTE G. (1996) Caratteristiche e distribuzione dei suoli forestali del bosco Ledera sui monti Sicani (Sicilia occidentale). *Boll. Società Italiana della Scienza del Suolo*, 8: 295-307.
- DAZZI C., DI PISA A., LA MELA VECA S., MASSA B., VACANTE G. (1997) Una definizione della qualità dei suoli forestali in rapporto alla pedofauna. Convegno annuale SISS "La qualità del suolo per un ambiente sostenibile" Roma 2-5 giugno 1997 (in stampa).
- DELL'ABATE M.T. (1995) Caratterizzazione della sostanza organica del suolo mediante tecniche di termanalisi. Atti del Convegno P.A.N.D.A. Sottoprogetto III. Roma, C.N.R., 10-11 Aprile, 83-92.
- FANNING D.S., FANNING C.B.M. (1989) *Soil Morphology, genesis and Classification*. John Wiley & Sons.
- FYLES J.W., COTE B. (1994) Forest floor and soil nutrient status under Norway spruce and red pine in a plantation in southern Quebec. *Can. J. Soil Sci.* n°74.
- GREEN R.N., TROWBRIDGE R.L., KLINKA K. (1993) Towards a Taxonomic Classification of humus Forms. Supplement to *Forest Science*, Vol. 39, N°1.
- ISERMEYER H. (1952) Eine Einfache Methode sur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z Pflanzenernah Bodenk* 56: 26-38.
- JENKINSON D.S. (1988) Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Wilson J.T. (ed) *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*, Commonwealth Agricultural Bureau, International, Wallingford, pp. 368-386.
- 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, pp. 415-471.
- KILLHAM K. (1985) A physiological determination of the impact of environmental stress on the activity of microbial biomass. *Envir. Poll. (Series A)* 38: 283-204.
- LYNCH J.M., PANTING L.M. (1980) Variations in the size of the soil biomass. *Soil Biol. Biochem*. 12: 547-550.
- NANNIPIERI P., GREGO S. & CECCANTI B. (1990) Ecological significance of the biological activity in soil. *Soil Biochemistry Vol & Bollag J.M. & Stotsky G. eds*, pp. 293-355.

- OLSON J.S. (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- PRITCHETT W.L., FISHER R.F., (1985) Properties and management of forest soils. Wiley & Sons.
- RAICH J.W. & SCHLESINGER W.H. (1992) The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B:81-99.
- RAIMONDI S. (1993) Il clima e il pedoclima dei suoli siciliani durante il trentaduenno 1951-1982. *Quaderni di Agronomia* N. 13.
- RICHARDS, B.N. (1987) *The Microbiology of Terrestrial Ecosystems*, Longmans, Harlow, Essex.
- RIFFALDI R., SAVIOZZI A., LEVI-MINZI R. (1996) Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biol. Fertil. Soils*. 22: 293-298.
- SPRINGER U., KLEE J. (1954) Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigeren Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernähr. Dang. Bodenk* 64: 1-9.
- UGOLINI F.C., SPALTENSTEIN H. (1992) Pedosphere in "Global biogeochemical Cycles" Academic Press.
- VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S. (1987) An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- WINKLER J.P., CHERRY R.S., SCHLESINGER W.H. (1996) The Q_{10} relationship of microbial respiration in a temperate forest soil. *Soil Biol. Biochem.*, 28: 1067-1072.



ALCUNE CONSIDERAZIONI SUL TURNOVER DEL CARBONIO ORGANICO IN UN SUOLO AMMENDATO CON LIQUAME SUINO

Gabriella Rossi ^a, Anna Benedetti ^a, Claudio Ciavatta ^b

a) Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante
Via della Navicella, 4 - 00184 Roma

b) U.C.I. "Scienze e Tecnologie Agroindustriali e Agroambientali" - Istituto di Chimica Agraria,
Università di Bologna
Viale Berti Pichat, 10 - 40127 Bologna

Riassunto

Nel presente lavoro è stato studiato l'effetto della utilizzazione di liquami suini sul turnover della sostanza organica.

L'esperienza è stata condotta su di un suolo (Vertic Ustochrept) dell'Azienda Sperimentale di San Prospero (Modena) dell'Istituto Sperimentale Agronomico, ove era in corso una prova parcellare con reflui suinicoli ed urea in combinazione fattoriale su mais in monocultura. La caratterizzazione chimica della sostanza organica è stata effettuata tramite i parametri dell'umificazione mentre la mineralizzazione del C organico è stata valutata determinando l'attività respiratoria del suolo ed il relativo coefficiente di mineralizzazione del C organico ($Q_{mC}\%$).

Dopo un triennio di sperimentazione nelle parcelle ove erano contemporaneamente presenti fertilizzazione organica e minerale (C4L4) e, in modo più accentuato, nel controllo (C1L1) è stata osservata una variazione del contenuto in C organico totale ed umificato (HA+FA). In queste due tesi si è verificata infatti una diminuzione dell'umificazione della sostanza organica del terreno come rilevato dall'incremento dell'indice di umificazione (HI) e dal contemporaneo decremento sia del grado (DH) che del tasso (HR) di umificazione. Le tesi trattate con sola urea (C4L1) o solo liquame suino (C1L4) hanno invece mostrato una sostanziale stabilità dei parametri di umificazione.

Dopo ogni ciclo colturale, si è rilevato un generale incremento dell'attività respirometrica, che ha raggiunto i valori più elevati nel caso della tesi trattata con sola urea (C4L1). La velocità di mineralizzazione della so-

stanza organica tende ad aumentare nel tempo, come indicato dai coefficienti di mineralizzazione del C organico.

Tra tutte le tesi prese in considerazione, la somministrazione del solo refluo suino (C1L4) sembra aver avuto un effetto positivo nel contenere efficacemente la diminuzione del livello di umificazione della sostanza organica del terreno; ciò risulta confermato anche dal valore di attività respiratoria più basso tra tutte le tesi e non dissimile in modo significativo dall'inizio esperienza.

Introduzione

La sostanza organica svolge un ruolo chiave nello sviluppo e nel buon funzionamento dell'ecosistema terrestre. Sia nel suolo indisturbato che in quello coltivato, la produttività potenziale è direttamente correlata alla concentrazione, alla qualità della sostanza organica ed al suo turnover. Pertanto risulta evidente la necessità di sviluppare delle pratiche agricole che consentano di conservare o ripristinare la fertilità "organica" del suolo agrario. L'utilizzazione a tale scopo di biomasse di diversa origine, tra cui i reflui zootecnici, rappresenta un argomento di studio di crescente interesse agronomico ed ambientale (Benedetti, 1996). Per garantire un impiego razionale della sostanza organica aggiunta risulta essenziale lo studio del suo grado di maturazione e della sua velocità di mineralizzazione nel suolo (Sequi e Benedetti, 1995). Da ciò ne consegue la necessità di disporre di precise metodologie analitiche chimiche e biochimiche atte a definire la validità agronomica di una biomassa recuperata per uso agricolo (Benedetti et al., 1989-90; Benedetti, 1995). A questo scopo delle indicazioni essenziali vengono fornite dallo studio di parametri direttamente legati al processo di umificazione ed al metabolismo microbico. In particolare, la valutazione dei parametri di umificazione (indice, HI; grado, DH e tasso di umificazione, HR), può essere considerata utile al fine di determinare il reale contributo dell'applicazione di reflui zootecnici al miglioramento del bilancio umico del suolo (Ciavatta, 1993). Altro parametro essenziale per un corretto impiego di qualsiasi prodotto organico in agricoltura è la sua influenza sulla velocità di mineralizzazione del C organico del suolo. Infatti il metabolismo microbico, regolando i processi di mineralizzazione della sostanza organica, condiziona il rilascio degli elementi nutritivi sia da parte della biomassa aggiunta che della sostanza organica nativa (Chae e Tabatabai, 1986; Kirchmann, 1991). Gli effluenti da allevamento suino vengono comunemente utilizzati in agricoltura perché ricchi in azoto prontamente disponibile e quindi possono sup-

plire in parte alla concimazione azotata. Va comunque considerato che trattandosi di liquami anche se il loro contenuto in sostanza organica è minoritario rispetto al totale della loro composizione possono nel breve e lungo periodo influenzare i processi metabolici del ciclo del carbonio. Nel breve periodo potrebbero dar luogo ad una accelerazione della mineralizzazione dello stesso tipo di quella che si instaura a seguito di una concimazione minerale (Campbell, 1978), sostenendo però più a lungo la vita microbica mediante l'aliquota di sostanza organica labile. Nel lungo periodo invece, specie nel caso di liquamazioni frequenti e ripetute potrebbero contribuire al processo di umificazione.

Obiettivo del presente lavoro è stato quello di valutare l'efficacia della pratica dello spandimento di liquami suini su suolo agrario per migliorarne il bilancio umico rispetto alle tradizionali pratiche di concimazione minerale. Lo studio è stato condotto attraverso la valutazione dei processi di umificazione e mineralizzazione del C organico.

Materiali e metodi

La ricerca è stata realizzata utilizzando campioni di suolo prelevati dall'Azienda Sperimentale di San Prospero (Modena) dell'Istituto Sperimentale Agronomico. Le caratteristiche chimico-fisiche del terreno utilizzato sono riportate in tabella 1. In questa azienda è stata condotta un'esperienza triennale su mais trattato con liquame suino ed urea di sintesi in combinazione fattoriale; la composizione media dei liquami suini applicati al mais è variata nel corso della sperimentazione (Spallacci e Marchetti, 1995).

Lo studio fa parte di una ricerca più ampia sul riciclo degli elementi nutritivi con particolare riguardo all'azoto dei reflui zootecnici e delle biomasse di rifiuto e di scarto, condotta in ambito PANDA, Sottoprogetto 3, Nucleo 1 "Reflui zootecnici e biomasse".

In particolare le tesi prese in considerazione, oltre al testimone non trattato (C1L1), sono state le seguenti: C1L4, che ha ricevuto solo azoto organico in dose di 225 kg/ha; C4L1, trattata con solo azoto ureico in dose di 225 kg/ha; C4L4 su cui erano contemporaneamente presenti azoto minerale e organico (per un totale di 450 kg/ha).

Sui campioni di terreno, prelevati prima di ogni trattamento e della semina (tempo 0) ed al termine di ogni ciclo colturale, è stato determinato il contenuto in C organico umificato mediante frazionamento su polivinilpirrolidone (Sequi et al., 1986) e sono stati quindi calcolati i parametri di

umificazione (Ciavatta et al., 1990). In particolare sono stati determinati l'indice di umificazione [$HI = NH/(HA+FA)$], il grado di umificazione [$DH\% = (HA+FA)/TEC \times 100$] ed il tasso di umificazione [$HR\% = (HA+FA)/TOC \times 100$]. Le analisi sul C organico sono state effettuate secondo i metodi ufficiali (MAF, 1994). La mineralizzazione del C organico del suolo è stata valutata attraverso la misura dell'attività respiratoria secondo una tecnica messa a punto da Nigro et al. (1978-79) che prevede la determinazione della CO_2 svolta mediante metodo titrimetrico. Inoltre è stato elaborato il coefficiente di mineralizzazione del C organico $Qm_C\%$ (rapporto percentuale tra la quantità di C mineralizzata come CO_2 ed il contenuto in C organico totale del terreno) che permette di evidenziare le variazioni nella velocità di mineralizzazione della sostanza organica (Benedetti, 1981-82).

Risultati e Discussione

Il suolo su cui è stata condotta l'esperienza è un inceptisuolo vertico (Vertic Ustochrept), con tessitura argillosa-limoso, subcalino, mediamente dotato in sostanza organica e ben fornito in azoto totale (Tabella 1).

Dopo la somministrazione triennale di fertilizzanti (liquame e/o urea), si è rilevata una variazione del contenuto in carbonio organico totale (TOC), che dopo una sostanziale stabilità nel biennio 1993-1994 è diminuito in tutte le tesi trattate rispetto all'inizio esperienza (Tabella 2). La frazione umica (HA+FA) è diminuita nelle tesi C1L1, C1L4 e C4L4 (Figura 1).

L'effetto dei diversi trattamenti è stato evidenziato in modo più chiaro dall'esame dei parametri dell'umificazione. L'indice di umificazione (HI) alla fine del triennio di sperimentazione ha mostrato un evidente incremento nel controllo (C1L1), passando dal valore di 0.339 a quello di 0.792, e nelle parcelle trattate contemporaneamente con refluo ed urea (C4L4) in cui da un valore iniziale pari a 0.377 si è determinato un valore finale di 0.595 (Figura 2). Ciò indica un aumento della quantità di C estratto non umico rispetto a quello umico e quindi una diminuzione dell'umificazione in queste tesi. Tale osservazione trova riscontro anche nei valori del grado di umificazione (DH) che nel triennio sono diminuiti sia per il controllo (C1L1), passando dal 75% al 56% circa, che per la dose massima di refluo ed urea (C4L4), passando dal 73% al 63% circa (Figura 3). Nelle tesi trattate solo con liquame (C1L4) od urea (C4L1), sia l'indice (HI) che il grado (DH) di umificazione sono rimasti praticamente invariati indicando una sostanziale stabilità del livello di umificazione della sostanza organica.

Un andamento simile a quello del DH è stato osservato anche per il tasso di umificazione (HR), con la sola eccezione della tesi C4L1 in cui si è rilevato un incremento delle sostanze umiche totali rispetto al TOC (Figura 4).

Il suolo analizzato ad inizio esperienza è risultato caratterizzato da una buona attività respiratoria (Autori Vari, 1985), che è aumentata in tutte le tesi alla fine del triennio di sperimentazione (Figura 5). In particolare, la tesi C1L1 ha mostrato a fine esperienza un evidente incremento dei valori respirometrici rispetto al tempo 0 (+46%). Tale andamento potrebbe essere imputabile al verificarsi di fenomeni di competizione per l'utilizzazione dei nutrienti disponibili tra la coltura ed il pool microbico, il quale tenderebbe ad accelerare la mineralizzazione del pool del carbonio labile per soddisfare l'aumentato fabbisogno energetico (Killham, 1985).

La fertilizzazione triennale con sola urea (C4L1) ha stimolato maggiormente il processo respiratorio, con un incremento finale del 66%. Allison (1973) rilevò che, rispetto a situazioni di non concimazione, la somministrazione al suolo di concime minerale favorisce una maggiore crescita dell'apparato radicale determinando l'apporto di una maggiore quantità di residui a disposizione per i successivi processi di umificazione e di mineralizzazione. Inoltre, si attribuisce alla concimazione minerale un ruolo di promozione (azione innesco) nello stimolare la mineralizzazione della sostanza organica del terreno (Campbell, 1978).

I valori dei coefficienti di mineralizzazione $Q_{mC}\%$ (Tabella 3) delle tesi C1L1 e C4L1 evidenziano un aumento della velocità di mineralizzazione del C organico rispetto all'inizio esperienza. La somministrazione di liquame suino contemporaneamente all'urea (C4L4) sembra possa contribuire a orientare il metabolismo microbico verso una maggiore stabilità della velocità di mineralizzazione probabilmente anche per la grande disponibilità di nutrienti. Infatti il valore del $Q_{mC}\%$ nella tesi C4L4 è risultato inferiore sia al controllo (C1L1) che alla tesi C4L1 (Tabella 3).

Questo effetto stabilizzante appare confermato nella tesi con solo refluo suino (C1L4) che alla fine della sperimentazione ha mostrato, tra tutte le tesi, i valori più bassi sia di attività respiratoria (Figura 5) che di coefficiente di mineralizzazione (Tabella 3).

Tabella 1

Principali caratteristiche fisico-chimiche del suolo
(valori riferiti alla sostanza secca a 105°)

sabbia %	10
limo. %	44
argilla %	46
Tessitura	AL
pH (H ₂ O 1:2,5)	7,8
C organico totale %(Springer-Klee)	1,6
N totale %(Kjeldhal)	0,186
CSC meq 100 g ⁻¹	29,4

Tabella 2

Carbonio organico totale (TOC, g/kg)

Tesi	Tempo 0	Raccolta 93	Raccolta 94	Raccolta 95
C1L1	15	15	16	14
C1L4	18	17	16	15
C4L1	17	17	17	15
C4L4	18	18	19	16

Tabella 3

Coefficiente di mineralizzazione del carbonio organico (Qm_C%)

Tesi	Tempo 0	Raccolta 93	Raccolta 94	Raccolta 95
C1L1	1,63	2,09	2,04	2,56
C1L4	1,36	1,46	1,67	1,83
C4L1	1,44	2,20	2,24	2,72
C4L4	1,36	1,58	1,52	1,96

Figura 1

Variazioni del contenuto in sostanze umiche totali (HA+FA) del suolo nel triennio 1993-95

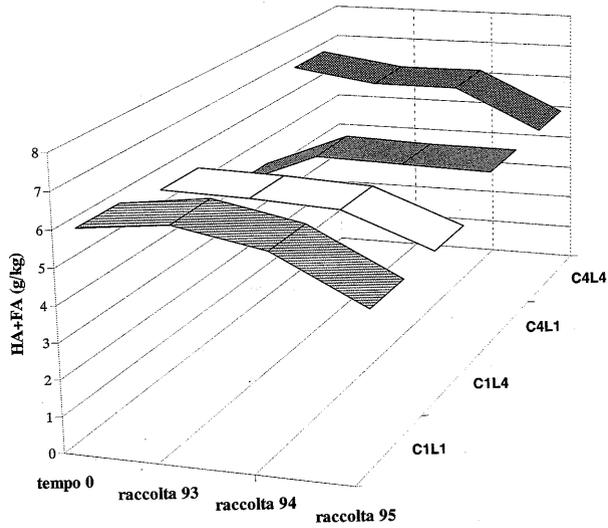


Figura 2

Variazioni dell'indice di umificazione (HI) del suolo nel triennio 1993-95

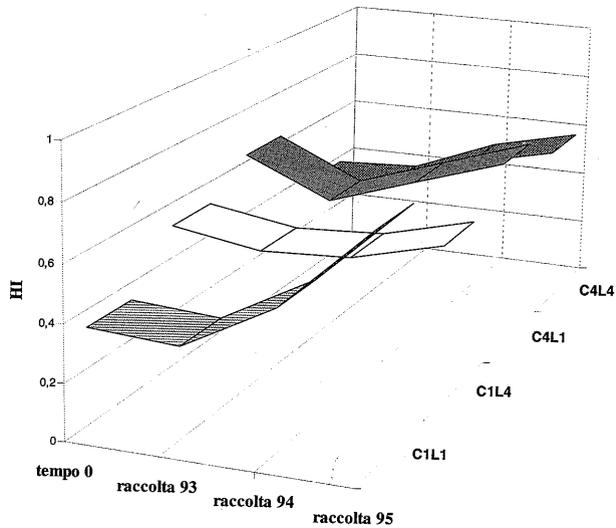


Figura 3

Variazioni del grado di umificazione (DH) percentuale del suolo
nel triennio 1993-95

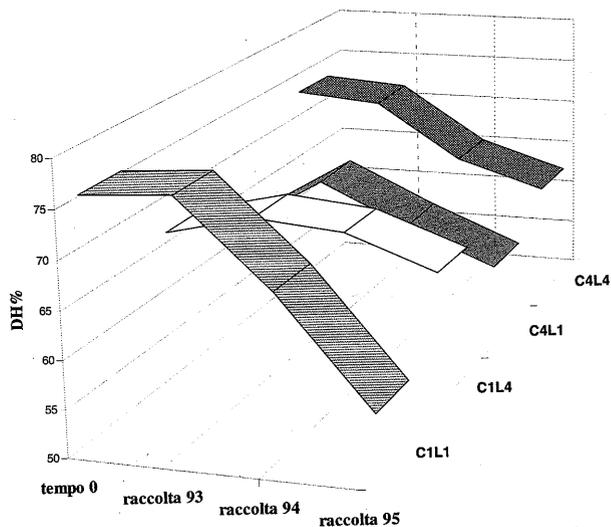


Figura 4

Variazioni del tasso di umificazione (HR) percentuale del suolo
nel triennio 1993-95

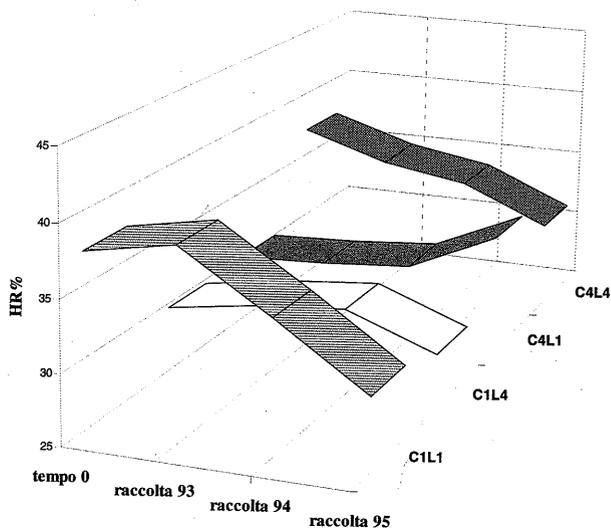
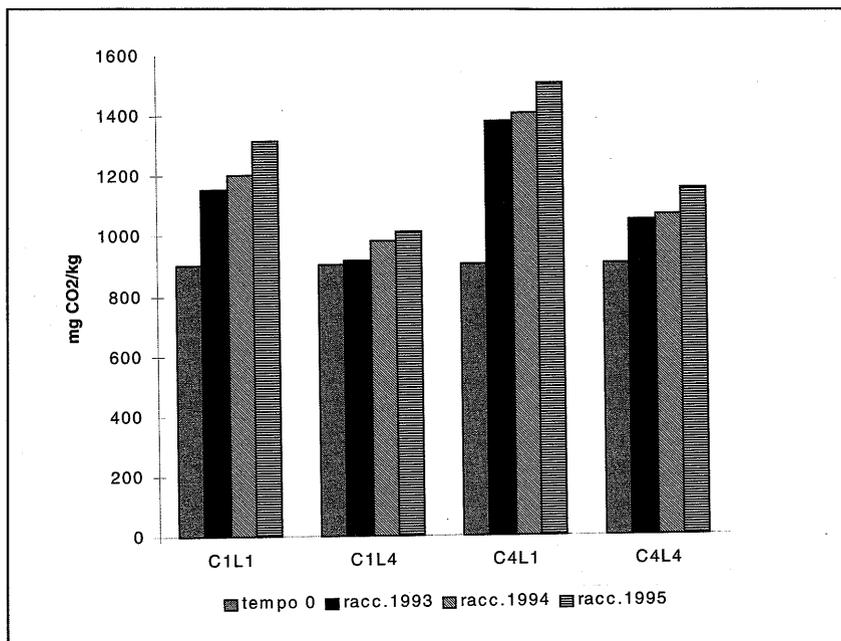


Figura 5

Valori di attività respirometrica nel triennio 1993-95



Conclusioni

La determinazione dei parametri dell'umificazione e dell'attività respiratoria del suolo ha permesso di valutare nel breve periodo l'influenza della fertilizzazione effettuata con reflui suini sul processo di umificazione-mineralizzazione della sostanza organica. Tali metodologie analitiche si sono dimostrate utili nel fornire indicazioni sui processi di evoluzione della matrice organica una volta aggiunta al suolo e quindi per valutare il reale contributo di questa pratica agricola al miglioramento del bilancio umico.

Dal confronto dei parametri presi in considerazione la pratica dello spandimento dei reflui suini su suolo agrario sembra essere idonea ai fini di conservare la fertilità organica del terreno in quanto dopo tre anni di somministrazione non sono state registrate variazioni significative dei parametri di umificazione, rispetto all'inizio esperienza, ed anche la velocità di mineralizzazione della sostanza organica del suolo è rimasta sostanzialmen-

te stabile. Tale pratica può anche essere utilmente abbinata alla concimazione minerale in quanto, rispetto alla tesi con sola urea, è stata evidenziata una minore accelerazione del metabolismo microbico.

Bibliografia

- ALLISON F.E. (1973): "Soil Organic Matter and its Role in Crop Production". Elsevier Sci. Publ. Comp., Amsterdam;
- AUTORI VARI. (1985): "Produttività potenziale e classificazione dei terreni - Nota 1- Valle del fiume Sacco". Supplemento Ann. Ist. Sper. Nutr. Piante. Roma;
- BENEDETTI A., CAVALLARI L., NIGRO C. (1981-1982): "Su alcuni aspetti del bilancio umico del terreno. Nota I: azione di diversi materiali organici". Ann. Ist. Sper. Nutr. Piante. Roma;
- BENEDETTI A., NIGRO C., ALIANIELLO F. (1989-1990): "Valutazione della validità agronomica dei fertilizzanti e classificazione della matrici organiche" Ann. Ist. Sper. Nutr. Piante. Roma XV;
- BENEDETTI A. (1995): "Tecnologie chimiche avanzate nello studio dei reflui zootecnici e delle biomasse". Atti Convegno PANDA Tecnologie Chimiche Avanzate per l'Agricoltura. Roma 10-11 aprile, 1995;
- BENEDETTI A. (1996): "Effetti a breve e lungo termine della fertilizzazione con effluenti da allevamento zootecnico e biomasse organiche di recupero sulla fertilità del suolo". Agricoltura e Ricerca. 163 maggio/giugno 1996;
- ALLISON F.E. (1973): "Soil Organic Matter and its Role in Crop Production". Elsevier Sci. Publ. Cmp., Amsterdam;
- CAMPBELL C.A. (1978): "Soil organic carbon, nitrogen and fertility". Soil Organic Matter (M. Schnitzer and S.U. Khan, Eds), 173-271, Elsevier, Amsterdam;
- CHAE Y.M. AND TABATABAI M.A. (1986): "Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes". J. Environ. Qual. 15: 193-198;
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P. (1990): "Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone chromatography". J. Chromatogr. 509: 141-146;
- CIAVATTA C. (1993): "Utilization of animal wastes in agriculture: general aspects". Environment, Agriculture, Stock Farming in Europe. European Conference Mantua, Italy 1990-1993, 31;
- KILLHAM K. (1985): "A physiological determination of the impact of environmental stress on the activity of microbial biomass". Envir. Poll. (Series A) 38: 283;
- KIRCHMANN H. (1991): "Carbon and nitrogen mineralization of fresh, aerobic and anaerobic animal manures during incubation with soil". Swedish J. Agric. Res. 21: 165-173;
- MAF (1994): "Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo". Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali - Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo. ISMEA, Roma;
- NIGRO C., SCANDELLA P., BENEDETTI A., COSTANTINI A. (1978-79): "La respirazione del terreno come indice di fertilità biologica - Nota I - Metodologia e possibilità applicative". Ann. Ist. Sper. Nutr. Piante. Roma IX;
- SEQUI P. AND BENEDETTI A., (1995). Management techniques of organic materials in sustainable agriculture. Integrated plant nutrition systems. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin 12, 139-154;
- SEQUI P., DE NOBILI M. AND CERCIGNANI G. (1986): "A new index of humification". Agrochimica 30: 175-179;
- SPALLACI P. E MARCHETTI R. (1995): "Bilancio dell'azoto per la coltura del mais trattata con liquami suini e urea di sintesi in terreno argilloso di pianura". Atti Convegno PANDA Tecnologie chimiche Avanzate per l'Agricoltura. Roma 10-11 aprile.

DINAMICA DELLA SOSTANZA ORGANICA IN TRE SUOLI EUROPEI IN UN GRADIENTE CLIMATICO

R. Spaccini ^a, A. Zena ^a, M. Stemmer ^b, M. Gerzabek ^a, A. Piccolo ^a

a) Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie, università degli Studi di Napoli "Federico II"
via Università 100, 80055 Portici (Na) Italia

b) Austrian Research Center, A-2444 Seibersdorf, Austria

Introduzione

Le relazioni tra dinamica e funzioni della sostanza organica del suolo sono estremamente complesse e, perciò, l'approfondimento della conoscenza dei rapporti con i fattori edafici ed ambientali è un necessario prerequisite per la comprensione dell'azione regolatrice della SOM all'interno degli ecosistemi.

Nell'ambito del progetto di ricerca comunitario denominato "MICS- Decomposition of organic matter in terrestrial ecosystem. Microbial Communities in Litter and Soil" (Contract:EV5V-CT940-034), è stata studiata la dinamica della sostanza organica in tre suoli agricoli europei sottoposti ad ammendamenti con residui della coltura di mais (*Zea mais* L.).

L'utilizzazione di una specie a ciclo fotosintetico C4, come il mais, consente di sfruttare la marcatura isotopica al ¹³C per seguire la mineralizzazione dei residui e la dinamica del carbonio organico nei suoli dove il "cammino" fotosintetico della vegetazione originaria viene variato (Desjardins et al. 1994; Andreux 1996). Le piante a ciclo C3 (ciclo di Calvin) durante la fotosintesi discriminano contro la ¹³CO₂, causando una diminuzione nei tessuti del rapporto ¹³C/¹²C, relativamente al valore del rapporto nelle piante a ciclo C4 (ciclo di Hatch e Slack) (Smith e Epstein, 1971). L'abbondanza isotopica del carbonio organico del suolo, riflette la composizione isotopica del materiale vegetale da cui è derivato (Balesdent et al., 1987; Martin et al. 1990); quindi l'introduzione di residui di una specie C4 su terreni coltivati in precedenza con piante C3, fornisce una marcatura in situ permettendo di quantificare sia l'imput proveniente dalla S.O. aggiunta, sia la perdita della S.O. preesistente (Jastrow et al., 1996).

La separazione degli aggregati in base alle dimensioni, ottenute per sonicazione e sedimentazione, unitamente alle analisi chimiche, fisiche e chimico-fisiche delle frazioni, si è dimostrato un utile strumento nelle ricerche sulla sostanza organica del suolo (Stevenson e Elliot, 1989; Christensen, 1992; Guggenberger et al., 1994). L'entità della separazione e il tipo di frazionamento variano al variare dell'energia applicata durante la sonicazione (intensità, espressa in Js^{-1} , e tempo di sonicazione), ed è possibile ottenere diverse distribuzioni di particelle applicando le adeguate energie. Alte energie di sonicazione comportano una accentuata separazione e/o distruzione degli aggregati, con l'inconveniente di una possibile redistribuzione della sostanza organica tra le particelle. Nel presente lavoro si è ritenuto opportuno applicare un metodo a bassa energia al fine di simulare le forze di alterazione che agiscono stagionalmente sugli aggregati in condizioni di campo, come le lavorazioni e l'impatto della pioggia (Stemmer et al., 1997).

La tecnica di spettroscopia infrarossa DRIFT (Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform spectroscopy) si è dimostrata di notevole utilità per la caratterizzazione sia della sostanza organica, che delle componenti inorganiche del suolo (Piccolo, 1994). In questo studio le frazioni di suolo ottenute dalla separazione degli aggregati, sono state sottoposte ad una analisi spettroscopica al DRIFT nel tentativo di evidenziare con un metodo diretto la distribuzione dei residui del mais all'interno delle particelle di suolo.

Materiali e Metodi

Suoli ed impostazione sperimentale

I campioni di suolo provengono dall'orizzonte superficiale (20 cm) di tre suoli agricoli europei posti in un gradiente climatico Nord - Sud. I terreni in base ad una analisi storica non risultavano aver sostenuto in precedenza colture di specie a ciclo C4. Alcune proprietà fisiche e chimiche dei suoli sono mostrate in Tabella 1.

Tabella I

Caratteristiche dei suoli danese (DK), tedesco (DE), e italiano (IT)

	DK	DE	IT
Sabbia %	56.0	17.0	42.5
Limo %	31.7	61.0	29.8
Argilla %	12.3	22.0	27.7
Corg%	1.4	1.3	1.2
pH-H ₂ O	6.5	5.9	7.2

I tre suoli sono stati classificati in base al sistema di classificazione della FAO: suolo danese -DK- (Roskilde): Haplic Luvisol; suolo tedesco -DE- (Munich): Haplic Luvisol; suolo italiano -IT- (Caserta): Eutric Regosol.

I suoli, seccati all'aria e vagliati a 2 mm, sono stati trattati con residui di Mais, dimensioni inferiori a 2 mm (anche preventivamente marcato con ¹⁵N) ed incubati in laboratorio per un anno. Prima dell'incubazione il contenuto di acqua è stato portato al 40% della capacità di campo, ed equilibrato per preincubazione di due settimane a 14°, ad umidità costante.

Per ogni suolo sono stati eseguiti i seguenti trattamenti, con tre repliche ciascuno: a) Controllo, senza aggiunta di residui; b) Incorporazione dei residui nel suolo (20 cm) simulando una normale pratica di lavorazione; c) Pacciamatura, con deposizione superficiale, simulando una lavorazione minima (minimum tillage). L'aggiunta dei residui di Mais è stata di 10 g/100 cm² (10 t/ha), corrispondente a 6 mg x g⁻¹ di campione.

Dai suoli in incubazione sono stati prelevati campioni a diversi intervalli di tempo per le successive analisi: t₀ = prima dell'incubazione; t₁ = 2 settimane; t₄ = 16 settimane; t₆ = 52 settimane.

Frazionamento

La procedura applicata per il frazionamento in dimensioni di aggregati, condotta su tre repliche, è quella utilizzata da Stemmer et al. (1997). Le frazioni ottenute sono state assimilate per semplicità alle classi dimensionali inerenti alla tessitura: 2000-200 µm (Sabbia grossa); 200-63 µm (Sabbia fine); 63-2 µm (Limo); < 2 µm (Argilla). Per ciascuna replica 40 grammi di suolo, sospesi in 100 ml di acqua deionizzata, sono stati dispersi con una sonda a ultrasuoni (Ultrasonic Liquid Processor, XL-Series Sonicator) posizionata ad 1 cm di profondità nella sospensione suolo-acqua. La so-

suspensione è stata sonicata per due minuti producendo una energia totale di 240 J. Il suolo disperso è stato quindi sottoposto alla separazione degli aggregati su basi dimensionali: le due frazioni più grandi, sabbia grossa e sabbia fine, erano ottenute per setacciamento mediante setacci disposti in serie. La sospensione residua è stata centrifugata a 90 g per 6 minuti per separare il limo, ripetendo la procedura sul residuo. La frazione argillosa è stata separata dal surnatante per centrifugazione a 3100 g per 30 minuti. Le differenti frazioni sono state quindi seccate all'aria, pesate e conservate per le successive analisi.

Il Carbonio organico (Corg) e l'Azoto totale (Ntot) sono stati determinati per combustione in analizzatore elementare (Carlo Erba NA 1500 CN); aliquote delle frazioni e del suolo tal quale, seccate in stufa, sono state polverizzate in mulino di agata. Approssimativamente dai 15 ai 20 mg di campione polverizzato sono stati impiegati per l'analisi elementare usando Acetanilide (C_8H_9NO ; 1000 μg) come standard di riferimento.

Il decremento del Corg è stato stimato con un modello a doppia esponenziale (Murayama, 1984; Bonde et al., 1988; Alvarez et al., 1995; Arrouays et al., 1995). Assumendo che il C organico totale consiste di due frazioni, una *labile* C_1 ed una *resistente* C_r , la degradazione può essere descritta con la seguente equazione:

$$C_t = C_1 e^{-k_1 t} + C_r e^{-k_r t} \quad (1)$$

dove C_t è il carbonio residuo al tempo t , C_1 e C_r sono i due pool di Corg, k_1 e k_r le rispettive costanti di mineralizzazione e t il tempo di incubazione. I dati derivanti dalla mineralizzazione del carbonio sono stati inseriti nel modello tramite un procedimento di regressione non lineare attraverso approssimazioni successive, sino a quando il massimo valore di r^2 veniva raggiunto. Tale procedimento è stato realizzato col l'ausilio del computer software SIGMAPLOT della Jandel Scientific.

Rapporto $^{13}C/^{12}C$

Il contenuto in ^{13}C e ^{15}N è stato determinato secondo il metodo descritto da Pichlmayer e Blochberger (1988) e Gerzabek et al. (1989), mediante un analizzatore elementare (Carlo Erba EA 1108 CHNS-O) accoppiato con uno spettrometro di massa (Finnigan MAT 251) per analisi isotopiche. I risultati del ^{13}C sono espressi in relazione allo standard (PDB), secondo l'equazione $\delta^{13}C\text{‰} = (R_{\text{camp}}/R_{\text{stand}} - 1) \times 10^3$, con $R = ^{13}C/^{12}C$ (2).

Spettroscopia infrarossa

Gli spettri infrarossi (Perkin Elmer 1720-X FT-IR) dei campioni di suolo sono stati ottenuti tramite la tecnica DRIFT. I campioni di suolo seccato all'aria sono stati omogeneizzati con KBr (IR spectroscopic grade, Merck, Germany) in mortaio di agata utilizzando un rapporto tra campione e KBr pari a 2.5% in peso. La miscela è stata quindi polverizzata ($< 40 \mu\text{m}$) in mulinetto di acciaio; circa 300 mg sono stati utilizzati per le analisi.

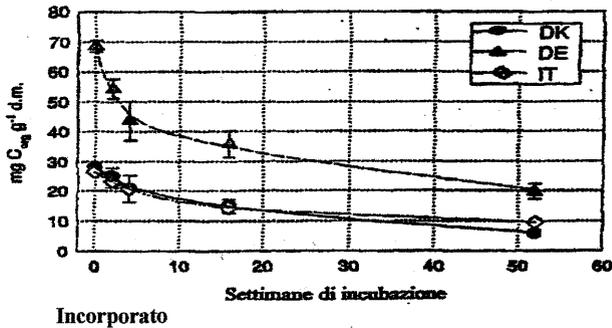
Risultati e discussione

Il trattamento controllo ha evidenziato dopo un anno di incubazione una mineralizzazione della sostanza organica, variabile solo tra il 3 e il 5 % per i tre suoli. Invece, l'aggiunta di residui colturali ha fatto registrare una continua degradazione della sostanza organica durante le 52 settimane di incubazione. Nei campioni di suolo non frazionato, per i due trattamenti incorporato e pacciamato, si osserva che dopo un anno di incubazione la diminuzione è stata rispettivamente del 25 e 27 % nel suolo tedesco (DE), del 22 % per entrambi i trattamenti in quello danese (DK) e del 19 e 15 % in quello italiano (IT). Il decremento del Corg totale è stato sostanziale nella frazione $> 200 \mu\text{m}$ (sabbia grossa) (fig. 1), dove al tempo t_1 si riscontrava, per tutti e tre i suoli, il maggior accumulo di C (88%) e N (78%) proveniente dai residui di mais. Ad un anno dall'incubazione la diminuzione del Corg nei due trattamenti incorporato e pacciamato era rispettivamente del 71 e 60 % nel suolo tedesco, del 79% e 78 % in quello danese e del 64 e 43 % nel suolo italiano.

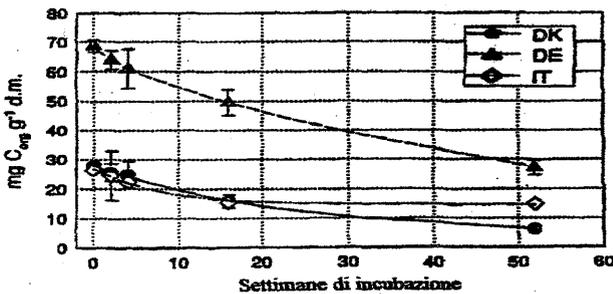
Il decremento del Corg totale può essere attribuito sia alla mineralizzazione della sostanza organica, che alla sua distribuzione verso le frazioni a minori dimensioni. Ad un primo esame l'andamento della mineralizzazione sembra indicare, sia per il suolo totale che per la frazione sabbia grossa (fig. 1), una più alta velocità di mineralizzazione del trattamento con mais incorporato. I dati relativi al decadimento del Corg, calcolati tramite il modello a doppia esponenziale, confermano parzialmente tale ipotesi.

Figura 1

Decomposizione del C organico totale nella frazione > 200 μ ,
in entrambi i trattamenti



Incorporato



Pacciamato

La tabella 2 mostra i dati ottenuti relativi alla distribuzione dei due pool di C_{org}, e i valori dei tempi di dimezzamento ($t_{1/2}$). Nel suolo non frazionato, con mais incorporato, il pool labile (C_l) rappresenta rispettivamente il 6%(DK), il 10%(DE) e l'11%(IT) del C_{org} totale, con relativi tempi di dimezzamento di 0.013, 0.017 e 0.044 anni. La rimanente frazione(C_s) stabile fornisce tempi di dimezzamento di 3.7(DK), 4.1(DE) e 6.8(IT) anni. Quando i due pool, vengono combinati insieme i tempi di dimezzamento del C_{org} totale risultano di 3.5, 3.7, 6.1 anni. I dati della frazione >200 μ m invece evidenziano una più elevata percentuale di Carbonio labile, 16%(DK), 30%(DE) e 44%(IT), ed una significativa maggiore velocità di mineralizzazione del C_{org} totale: 0.46, 0.62 e 1.05 anni, per i tre suoli nello stesso ordine.

Tabella 2

Valori calcolati del Carbonio labile, Carbonio resistente, Carbonio totale e rispettivi tempi di dimezzamento, $t_{1/2}$ (anni), del suolo intero e della frazione > 200 μ m (sabbia grossa) per i due trattamenti

	suolo non frazionato					frazione > 200 μ m				
	-C labile-		-Cresistente-		Ctot	-C labile-		-Cresistente-		Ctot
	$t_{1/2}$	%Ctot	$t_{1/2}$	%Ctot	$t_{1/2}$	$t_{1/2}$	%Ctot	$t_{1/2}$	%Ctot	$t_{1/2}$
incorporato										
Dk	0.013	6	3.7	94	3.5	0.064	16	0.54	84	0.46
De	0.017	10	4.1	90	3.7	0.034	30	0.87	70	0.62
It	0.044	11	6.8	89	6.1	0.118	44	1.78	56	1.05
pacciamato										
Dk	0.066	12	6.2	88	5.5	ND	9	0.37	91	ND
De	0.027	10	3.3	90	3.0	0.015	10	0.80	90	0.72
It	0.058	10	7.4	90	6.6	0.107	47	ND	53	ND

Le determinazioni dei differenti pool di Corg nel trattamento per pacciamatura erano limitate dall'alta variabilità dei dati ottenuti dalla misure del C totale. Nel suolo non frazionato i valori del $t_{1/2}$ sono risultati tendenzialmente più elevati (0.027-0.066 anni per Cl e 3.3-7.4 anni per Cr) del trattamento per incorporazione

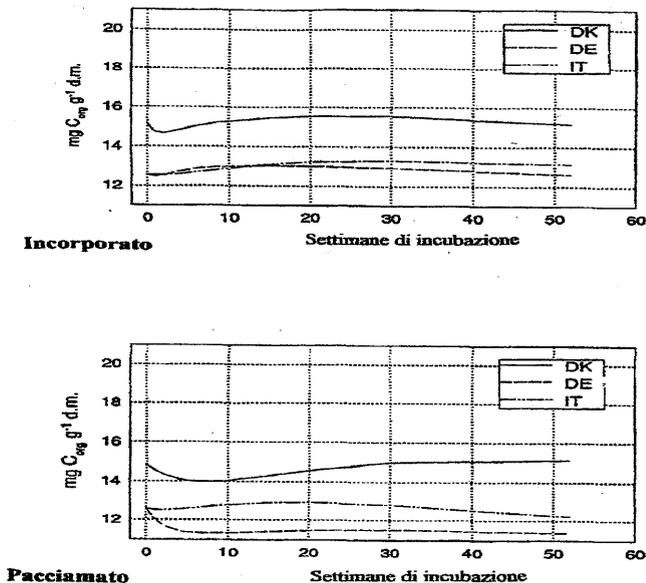
La dinamica del Corg nelle frazioni <200 μ m, è stata ottenuta per differenza tra il suolo non frazionato e la frazione sabbia grossa. La fig. 2 mostra un decremento del Corg totale all'inizio dell'incubazione (priming effect), seguito da un incremento nei periodi successivi. L'incremento è stato presumibilmente causato dal trasferimento del C del mais verso gli aggregati a minori dimensioni. Questo andamento è più evidente nel trattamento per incorporazione, mentre nel trattamento per pacciamatura, dopo l'iniziale diminuzione del Corg nativo, vi è un leggero incremento limitato al suolo danese.

Il basso contenuto di azoto totale dei suoli unitamente al limitato apporto relativo ai residui di mais (alto rapporto C/N), non hanno consentito di delineare chiaramente i cambiamenti di Ntot nel suolo non frazionato. Nella frazione > 200 μ m si registrava un forte aumento del contenuto in azoto immediatamente dopo l'incubazione, dovuto all'apporto dei residui culturali.

Tuttavia già al tempo t_1 la maggior parte dell'N del mais si era trasferito nelle frazioni a minori dimensioni (< 63 μ m).

Figura 2

Decomposizione del C organico totale nella frazione < 200 μ in entrambi i trattamenti (dati ricavati per differenza, dal modello a doppia esponenziale del suolo non frazionato e frazione > 200 μ)



Distribuzione del C del mais all'interno delle frazioni di suolo

L'uso della variazione dell'abbondanza isotopica consente di determinare la distribuzione della sostanza organica all'interno degli aggregati del suolo. Il C_{org} totale del suolo in incubazione, può essere suddiviso in tre frazioni:

$$C_{\text{incub.}} = C_{\text{control}} - C_{\text{priming eff.}} + C_{\text{mais}}$$

dove il termine C_{priming eff.} rappresenta il C_{org} perso rispetto al suolo controllo, per l'incremento della degradazione della sostanza organica nativa causata dall'ammendamento con mais.

Il bilanciamento isotopico è dato dalla seguente equazione:

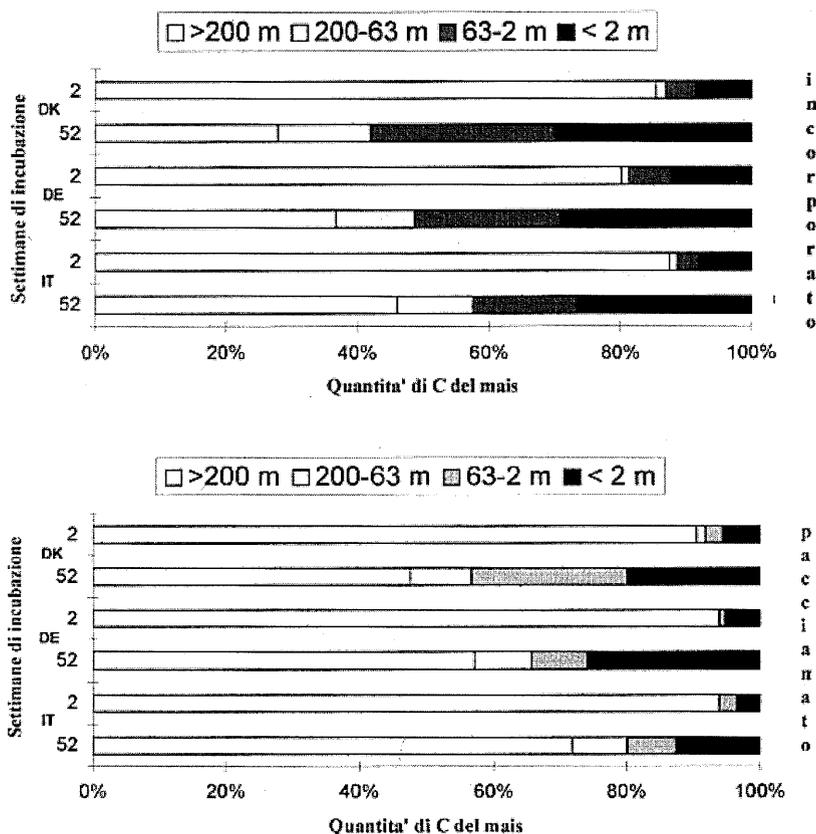
$$C_1 \times \delta^{13}C_1 = C_c \times \delta^{13}C_c - x_p \times C_c \delta^{13}C_c + (C_1 - C_c + x_p) \times \delta^{13}C_z \quad (3)$$

C_1 è la quantità totale di C_{org} del trattamento considerato, C_c è il contenuto di C_{org} nel suolo controllo, e x_p rappresenta la perdita di C_{org} dovuta al priming effect. Il contenuto totale di C_{org} della frazione è stato ot-

tenuto tramite il prodotto della quantità di Corg determinato con l'analisi elementare, e le dimensioni della frazione. $\delta^{13}C_1$ è il valore isotopico relativo alla frazione con mais incorporato, $\delta^{13}C_c$ quello relativo al suolo controllo e $\delta^{13}C_z$ è la composizione isotopica del carbonio proveniente dal mais (-12.5 ‰). L'uso della precedente equazione (3) presuppone, naturalmente, l'ipotesi che non vi sia discriminazione per il C durante la decomposizione dei residui di mais (Balesdent et al., 1988). L'equazione (3) è stata utilizzata per calcolare la distribuzione del C del mais nelle frazioni degli aggregati del suolo (fig.3) nel periodo $-t_1-$ (2 settimane) e $-t_6-$ (un anno) dall'inizio dell'incubazione. Dal 50% al 63% del Corg inizialmente apportato è stato mineralizzato durante l'anno di incubazione, senza distinte differenze fra i due trattamenti.

Figura 3

Distribuzione del C del mais all'interno delle frazioni di suolo a 2 settimane e ad 1 anno dall'incubazione (dati derivati dall'abbondanza isotopica)

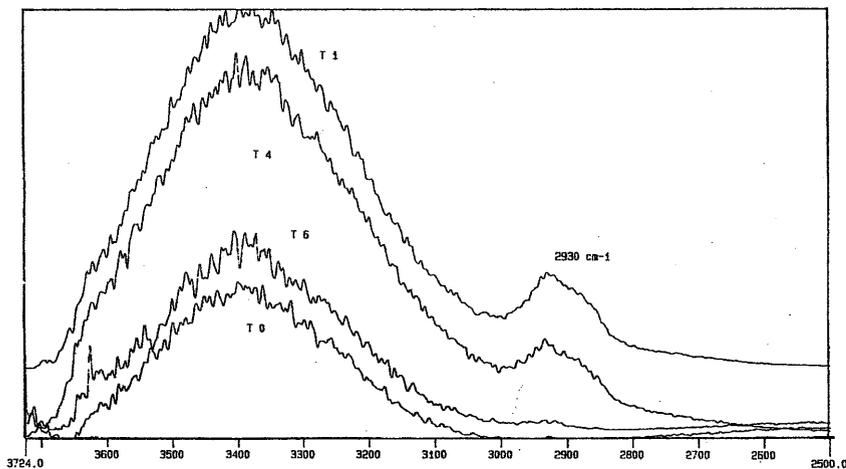


Al tempo t_1 la distribuzione del C del mais non mostra differenze significative tra i tre suoli DK, DE e IT; la ripartizione è principalmente causata dalla frazionamento delle particelle di materiale "fresco", con valori diversi per i due trattamenti. Circa l'80% - 85% del C del mais incorporato si trova nella frazione $>200 \mu\text{m}$ ed il 12%-18% negli aggregati $< 63 \mu\text{m}$. Nel trattamento per pacciamatura tali valori sono, rispettivamente, del 92% e del 6% circa. Con il procedere dell'incubazione si registra un incremento di tali differenze tra i due trattamenti. Al tempo t_6 nel trattamento per incorporazione, il C del mais residuo nella frazione $> 200 \mu\text{m}$ è risultato, per i tre suoli, pari al 29% (DK), 39% (DE), 46% (IT), con una contemporanea distribuzione verso le frazioni $< 63 \mu\text{m}$. Nel trattamento per pacciamatura, il trasferimento verso le frazioni più piccole era di minore entità, con un maggior ammontare di C presente nella frazione $> 200 \mu\text{m}$: 48% (DK), 59% (DE), 68% (IT). Il trasferimento del C del mais, dovuto sia alla progressiva riduzione delle dimensioni dei residui, sia all'incorporazione del C del mais nel pool di Corg della biomassa, riguarda per entrambi i trattamenti principalmente le frazioni tra 63 e $2 \mu\text{m}$. e $< 2 \mu\text{m}$.

DRIFT

Figura 4

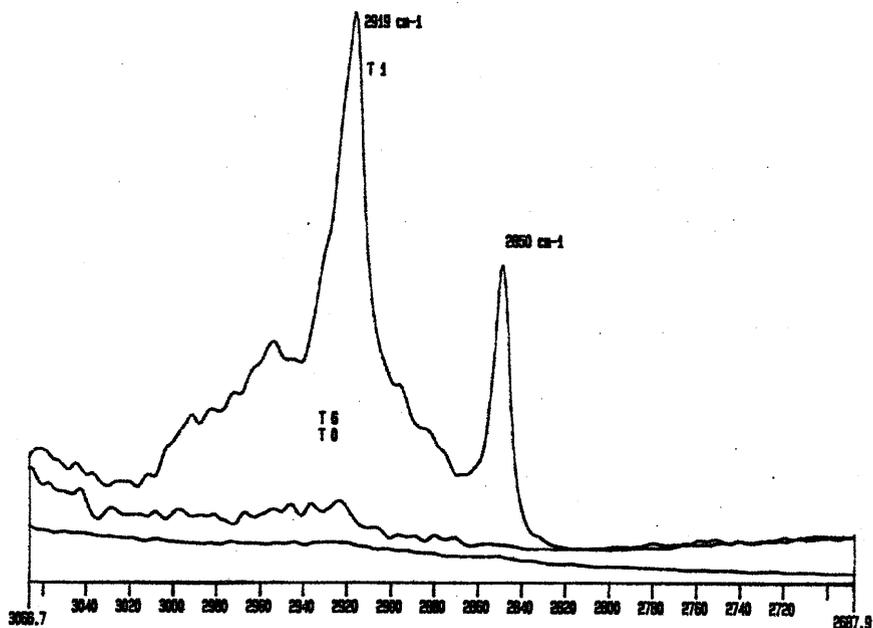
Spettro DRIFT della frazione Sabbia grossa ($>200\mu\text{m}$) del suolo tedesco.
Ingrandimento tra 3724 cm^{-1} e 2500 cm^{-1}



La spettroscopia infrarossa DRIFT, eseguita sulle frazioni di suolo a differenti periodi di incubazione, ha evidenziato come le bande relative ai gruppi alifatici (2920 - 2860 cm^{-1}) possano servire per seguire la degradazione dei residui di mais nel tempo. La diminuzione dell'intensità delle bande a tempi successivi di incubazione (t_0 , t_1 , t_4 , t_6), è visibile chiaramente nelle frazioni sabbia grossa e sabbia fine del suolo tedesco (figura 4 e 5). Nessuna differenza si riscontra nelle altre frazioni del suolo tedesco ed in nessuna delle frazioni dei suoli italiano e danese.

Figura 5

Spettro DRIFT della frazione Sabbia fine (200-63 μm) del suolo tedesco.
 Ingrandimento tra 3067 cm^{-1} e 2688 cm^{-1}



Dal confronto dei risultati ottenuti dalla degradazione del Corg nelle stesse frazioni (vedi discussione precedente), è da escludere che tali differenze siano attribuibili ad una diversa attività microbica nei tre suoli. La diversità tra gli spettri DRIFT dei tre suoli deve piuttosto essere ricercata nella differente tessitura dei suoli., alla conseguente diversa capacità di incorporare la sostanza organica dei residui di mais negli aggregati di

dimensioni maggiori, e ad una diversa risposta alla azione disperdente della bassa energia di sonicazione applicata.

L'analisi delle bande alifatiche è stata possibile nel suolo tedesco per l'elevato contenuto di limo che riesce ad includere la sostanza organica del mais negli aggregati di dimensioni maggiori; l'energia di sonicazione applicata si è dimostrata, per questo tipo di suolo sufficiente, a separare le diverse frazioni ed ha consentito di rivelare l'avvenuta incorporazione. Il comportamento del suolo tedesco può ritenersi intermedio tra i tre tipi di suoli. Nel suolo danese, altamente sabbioso, i residui di mais vengono invece degradati senza essere incorporati nei macroaggregati. Nel suolo italiano la bassa energia di sonicazione qui applicata non riesce ad alterare la stabilità dei macroaggregati assicurata loro dal contenuto di microaggregati ricchi in argilla, causando una incompleta separazione delle frazioni. La tecnica DRIFT di spettroscopia di superficie del DRIFT non riesce pertanto ad evidenziare la presenza della sostanza organica del mais all'interno delle particelle.

Conclusioni

Il presente lavoro ha confermato le potenzialità offerte dall'uso contemporaneo della marcatura isotopica del ^{13}C e del frazionamento fisico delle frazioni di suolo, nello studio della dinamica della sostanza organica del suolo. Le misure di abbondanza isotopica hanno mostrato una differenza tra i due trattamenti nella decomposizione dei residui di mais e la loro distribuzione nelle frazioni di aggregati del suolo. L'incorporazione ha portato ad un maggior trasferimento, rispetto alla pacciamatura, del C del mais nelle frazioni $< 200 \mu\text{m}$. Tale differenza è stata attribuita ad una maggior assimilazione da parte della biomassa del suolo.

Una maggior interazione tra attività microbica e residui è stata evidenziata dalla degradazione del Corg totale nella prova di incorporazione del mais. Qui vi è stato un rapido decadimento del C *labile* nelle prime 5 settimane, seguito da una lenta decomposizione del C *resistente*, con un tempo di dimezzamento dai 3 ai 7 anni. Nella pacciamatura invece la decomposizione è risultata più lenta specialmente nelle prime settimane di incubazione. Il minor trasferimento del C del mais nelle frazioni più piccole, ed il minor potenziale di decomposizione del suolo italiano possono essere dovuti ad una minore attività biologica combinata con l'elevata stabilità dei microaggregati che limitano il contatto con i residui vegetali.

La spettroscopia DRIFT si è rivelata molto utile come metodo diretto per seguire la dinamica della sostanza organica nelle frazioni di suolo. Le frazioni alifatiche della sostanza organica del suolo, e l'intensità dei segnali IR ad esse attribuite sono state messe in relazione con alcune importanti proprietà dei suoli coltivati (Capriel et al. 1990, 1995). I segnali tra 2850 e 2920 cm^{-1} possono essere efficacemente utilizzati per determinare la degradazione dei residui vegetali negli aggregati del suolo, quando l'energia di sonicazione per il frazionamento è adeguata al tipo di tessitura dei suoli.

Bibliografia

- ALVAREZ, R., DIAZ, R., BARBERO, N., SANTANATOGLIA O.J. & BLOTTA, L. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO_2 -C production from three tillage systems. *Soil & Tillage Research* 33, 17-28.
- ANDREUX, F. 1996. Humus in World Soils. In *Humic Substances in terrestrial Ecosystems* (ed. A. Piccolo), pp. 45-100. Elsevier, Amsterdam..
- ARROUAYS, D., BALESSENT, J., MARIOTTI, A. & GIRARDIN, C. 1995. Modelling organic carbon turnover in cleared temperate forest soils converted to maize cropping by using ^{13}C natural abundance measurements. *Plant and Soil* 173, 191-196.
- BALESSENT, J., MARIOTTI, A. & GUILLET, B. 1987. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 19, 25-30.
- BALESSENT, J., WAGNER, G.H. & MARIOTTI, A. 1988. Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 118-124.
- BONDE, T.A., CHRISTENSEN, B.T. & CERRI C.C. 1992. Dynamics of soil organic matter as reflected by natural ^{13}C abundance in particle size fractions of forested and cultivated oxisols. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 275-277.
- CAPRIEL, P., BECK, T., BORCHERT, H. & HÄRTER, P. 1990. Relationship between Soil Aliphatic Fraction Extracted with Supercritical Hexane, Soil Microbial Biomass, and Soil Aggregate Stability. 54, 415-420. Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., Gronholz, J. & Zachmann, G. 1995. Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1453-1458.
- CHRISTENSEN, B.T. 1992. Physical fractionation of Soil and Organic Matter in Primary Particle size and Density Separates. In *Advances in Soil Sciences* 20, Springer - Verlag New York Inc.
- DESJARDINS, T., ANDEUX, F., VOLKOFF, B. & CERRI, C.C. 1994. Organic carbon and ^{13}C contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. *Geoderma* 61, 103-118.
- GERZABEK, M.H., PICHLMAYER, F., BLOCHBERGER, K. & SCHAFFER, K. 1989. Über die Humusdynamik in vier österreichischen Waldböden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 152, 379-384.
- GUGGENBERGER, G., CHRISTENSEN, B.T. & ZECH, W., 1994. Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: I Lignin and carbohydrate signature. *European Journal of Soil Science* 45, 448-458.

- JASTROW, J.D., BOUTTON, T.W. & MILLER, R.M. 1996. Carbon Dynamics of Aggregate-Associated Organic Matter Estimated by Carbon-13 Natural Abundance. *Soil Sci. Am. J.* 60, 801-807.
- MARTIN, A., MARIOTTI, A., BALESSENT, J., LAVELLE, P. & VUATTOUX, R. 1990. Estimate of organic matter turnover rate in a savanna soil by a ^{13}C natural abundance measurements. *Soil Biol. Biochem.* 22, 517-523.
- MURAYAMA, S. 1984. Decomposition kinetics of straw saccharides, and synthesis of microbial saccharides under field conditions. *Journal of Soil Science* 35, 231-242.
- PICCOLO, A. 1994. Advanced Infrared Techniques (FT-IR, DRIFT, and ATR) Applied to Organic and Inorganic Soil Materials. *Transactions of the XVth Congress of the International Soil Science Society*. Vol. 3A, pp.3-23. I.S.S.S. Press. Acapulco, Messico.
- PICHLMAYER, F. & BLOCHBERGER, K. 1988. Isotopenhaufigkeitsanalyse von Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel mittels Geratekopplung Elementaranalysator-Massenspektrometer. *Zeitschrift fur Analytische Chemie*, 331, 160-171.
- STEMMER, M., GERZABEK, M.H. & KANDELER, E. 1997. Soil organic matter and enzyme activity in particle-size fractions of soils obtained by low-energy sonication. *Soil Biology and Biochemistry*, in press.
- SMITH, B.N., & EPSTEIN S. 1971. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. *Plant Physiol.* 47, 380-384.
- STEVENSON, F.J. & ELLIOT, E.T. 1989. Methodologies for assessing the quality and quantity of soil organic matter. In *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems* (eds D.C. Coleman, J.M. Oades & G. Uehara), pp. 173-199. Univ. of Hawai Press, Honolulu, HI.

VALUTAZIONE DELL'IMPATTO DEL PASCOLAMENTO DI CINGHIALI (*SUS SCROFA L.*) SULLA FERTILITÀ DEL SUOLO IN AREA MEDITERRANEA

Alessandra Trinchera, Flavia Pinzari, Anna Benedetti .

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante

Riassunto

Sono stati confrontati due terreni caratterizzati da simili parametri chimico-fisici ma sottoposti in diversa misura al pascolamento dei cinghiali (*Sus scrofa L.*). Lo studio è stato condotto attraverso l'analisi dell'attività della biomassa microbica del suolo nei confronti del substrato e la stima quantitativa delle diverse frazioni di sostanza organica presenti. Dal confronto è emerso che l'intenso scavo (*rooting*) dei cinghiali comporta l'alterazione della struttura degli orizzonti superficiali del suolo con un conseguente aumento dell'attività di mineralizzazione della sostanza organica del terreno da parte dei microrganismi.

Il confronto degli indici biochimici inoltre individuano nel sito disturbato una più elevata attività metabolica a parità di biomassa attiva. Viene infatti evidenziata una maggiore stabilità della comunità microbica del terreno non soggetto a *rooting*.

Introduzione

È noto che l'entità e l'attività delle popolazioni microbiche sono strettamente legate alla quantità ed alla qualità della sostanza organica che perviene al suolo. Tale input risulta generalmente elevato nel caso di suoli pascolati, in quanto all'attività di pascolamento corrisponde un apporto di materiale organico dovuto alle deiezioni animali. Tuttavia, nel caso del *Sus scrofa L.*, questa situazione non si verifica in quanto il cinghiale effettua il *rooting* (ossia lo scavo del suolo per dissotterrare le radici e le ghiande) lon-

tano dalle aree in cui rilascia le proprie deiezioni. Ciò comporta un impatto sul suolo di tipo chimico-fisico assimilabile a quello delle lavorazioni, che non essendo peraltro controbilanciato da apporti organici, può determinare a lungo termine seri danni al suolo stesso.

È stato in effetti dimostrato che le pratiche agronomiche che prevedono il rivoltamento del terreno influenzano sensibilmente la composizione delle comunità microbiche e, conseguentemente, la cinetica di mineralizzazione della sostanza organica del suolo (Syers e Springett, 1984). La distribuzione delle specie di microrganismi e la dimensione delle loro popolazioni variano infatti lungo il profilo del suolo in funzione delle condizioni microambientali che ogni profilo è in grado di offrire (Lee, 1985). Le azioni di disturbo fisico-meccanico possono essere causa di una diminuzione di biodiversità nelle comunità di microrganismi del terreno, favorendo la selezione di specie generalmente localizzate negli strati di suolo più profondi (Edwards e Lofty, 1982). L'intensa attività di scavo del terreno da parte della fauna selvatica, destrutturando il profilo e quindi modificando alcuni fattori microambientali, può dunque influenzare direttamente l'attività microbica.

Al fine di evidenziare possibili variazioni nel turnover della sostanza organica del suolo ed in modo da definirne la qualità mediante l'uso dei principali indicatori biochimici in relazione alla possibile azione di disturbo dovuta alla attività di scavo (*rooting*) dei cinghiali, sono stati confrontati due terreni localizzati nell'area della Dogana, all'interno della Tenuta Presidenziale di Castelporziano sul litorale laziale, caratterizzati da simili parametri chimico-fisici e differenti intensità di pascolamento della fauna selvatica.

Materiali e metodi

Due terreni localizzati nella zona della Dogana nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Roma), caratterizzati dalla stessa copertura vegetale e differente entità di pascolamento da parte dei cinghiali, sono stati campionati a profondità 0-20 cm e 20-40 cm. I parametri relativi alle caratteristiche chimico-fisiche dei terreni indagati sono riportati in Tabella 1; essi attestano la omogeneità dei due suoli considerati, testimoniata da valori di pH del suolo, di tessitura, di capacità di scambio cationico e dei principali elementi (sodio, calcio, potassio e potassio scambiabile) praticamente indistinguibili fra i due siti.

Tabella 1

Caratteristiche chimico-fisiche dei terreni della Dogana.
 Dog+: suolo più sottoposto al rooting; Dog-: suolo meno sottoposto al rooting

	Tex	CSC	pH	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	K ₂ O _{sc}
		meq100g ⁻¹		meq100g ⁻¹	meq100g ⁻¹	meq100g ⁻¹	g/100g
Dog+ (0-20cm)	S	3.56	6.33	0.170	0.460	2.015	0.020
Dog+ (20-40cm)	S	1.42	6.38	0.752	0.400	0.258	0.018
Dog- (0-20cm)	S	3.44	6.51	0.170	0.523	2.110	0.020
Dog- (20-40cm)	S	1.60	6.42	0.182	0.268	2.751	0.012

Il contenuto di sostanza organica per ciascun campione è stato stimato in maniera indiretta, determinando la concentrazione di carbonio organico totale (TOC%) mediante il metodo di Springer e Klee (1954); la sostanza organica è stata calcolata moltiplicando il valore di TOC ottenuto per il coefficiente di Van Bemmelen (1.724).

Il carbonio organico estraibile (TEC%) è stato determinato mediante estrazione di 5 gr di campione con 100 ml di soluzione estraente NaOH/Na₄P₂O₇ 0.1N, mentre la frazione degli acidi umici e fulvici è stata ottenuta mediante precipitazione della frazione umica per acidificazione di 25 ml dell'estratto, e successiva purificazione della frazione fulvica non precipitata su colonna cromatografica di PVP (polivinilpirrolidone). I contenuti in carbonio organico estraibile (TEC %) ed in carbonio organico umificato [C(HA+FA)%] sono stati determinati mediante mineralizzazione in ambiente acido per bicromato di potassio a 160°C. Il tasso (HR%) ed il grado di umificazione (DH%) percentuali sono stati calcolati mediante le seguenti formule (Ciavatta *et al.*, 1990):

$$HR \% = C(HA+FA)100/TOC \quad DH \% = C(HA+FA)100/TEC$$

La stima della respirazione del terreno, derivante dalla mineralizzazione della sostanza organica, è stata effettuata utilizzando il metodo descritto da Isermeyer (1952) il cui principio si basa sulla misura della CO₂ che si libera durante l'incubazione del suolo in un sistema chiuso: la CO₂ prodotta dal terreno condizionato a 30°C, al 100% della capacità di campo, viene catturata da una soluzione di NaOH che viene poi titolata con HCl. I dati sono espressi in mg di C-CO₂ per kg di suolo (peso secco, riferito a 105°C) e sono relativi a 28 giorni di osservazione; le misure sono state effettuate i giorni 1°, 2°, 4°, 7°, 10°, 14°, 17°, 21°, 28°.

Il metodo utilizzato per la determinazione del contenuto in car-

bonio della biomassa microbica è quello della fumigazione-estrazione (Vance et al., 1987) i valori sono espressi in mg di carbonio per kg di peso secco di suolo. Prima della fumigazione il terreno è stato condizionato per 10 giorni a 30°C, al 100% della capacità di campo.

Il quoziente metabolico esprime la respirazione specifica della biomassa e viene indicato come $q(\text{CO}_2) = [(\text{mg di C-CO}_2 \text{ al } 28^\circ \text{ giorno di incubazione/mg di carbonio biomassa per kg di terreno secco a } 105^\circ\text{C})\text{h}^{-1}]$ (Anderson & Domsch, 1978). È stato infine calcolato il rapporto (C-biomassa/TOC)%, che da Brookes (1995) è stato definito un "controllo interno" alla comunità microbica del terreno, utile a definirne lo stato di equilibrio nei confronti della sostanza organica in esso presente.

Analisi statistiche

Le analisi relative al contenuto in carbonio organico delle differenti frazioni, in carbonio della biomassa ed alla respirazione per i terreni considerati sono state effettuate su campioni rappresentativi e ciascun valore risultante è la media di quattro repliche. Per ciascun terreno, i dati analitici ottenuti relativamente allo studio della mineralizzazione della sostanza organica del suolo sono stati utilizzati, mediante regressione, per il calcolo dei coefficienti dell'equazione esponenziale del tipo: $C_t = C_0(1 - e^{-kt})$, ove k rappresenta la costante cinetica e C_0 il carbonio potenzialmente mineralizzabile. Sono stati inoltre calcolati i valori di R^2 relativi a ciascuna curva esponenziale ottenuta per regressione.

Risultati e discussione

Dall'osservazione dei dati relativi al contenuto in sostanza organica ed ai parametri di umificazione dei terreni considerati è possibile evidenziare che, sebbene il sito meno pascolato presenti valori di sostanza organica inferiori rispetto al sito più sottoposto al *rooting* dei cinghiali, i relativi gradi e tassi di umificazione risultano differenziati tra i due strati (più alti quelli dello strato 20-40 cm), elemento che non si riscontra nel caso del sito maggiormente degradato, che presenta valori di HR% e DH% praticamente indistinguibili (Tabella 2).

Tabella 2

Contenuto delle differenti frazioni di carbonio organico e parametri di umificazione dei terreni della Dogana; i dati sono riferiti al terreno secco a 105°C. (n = 4)

	TOC	S.Org.	TEC	C(HA+FA)	HR	DH
	%	%	%	%	%	%
<i>Dog+</i> (0-20cm)	1.22	2.10	1.17	0.50	41	43
<i>Dog+</i> (20-40cm)	0.53	0.91	0.53	0.22	41	41
<i>Dog-</i> (0-20cm)	0.91	1.57	0.79	0.32	35	40
<i>Dog-</i> (20-40cm)	0.47	0.81	0.44	0.25	53	57

L'intenso scavo dei cinghiali sembra quindi confermare la perdita della stratificazione del suolo determinando, parallelamente, un aumento dell'attività mineralizzante della sostanza organica del terreno da parte dei microrganismi, come peraltro si evince dallo studio dei parametri cinetici (Tabella 3).

Tabella 3

Coefficienti cinetici relativi alle curve di regressione esponenziale ottenute per i terreni della Dogana: $C_t = C_0(1 - e^{-kt})$

	k giorni ⁻¹	C ₀ mg/kg	R ²
<i>Dog+</i> (0-20cm)	0.073	409.73	0,985
<i>Dog+</i> (20-40cm)	0.103	280.70	0,991
<i>Dog-</i> (0-20cm)	0.125	266.92	0,994
<i>Dog-</i> (20-40cm)	0.124	115.48	0.968

I valori delle costanti cinetiche k risultano infatti estremamente differenziati, in particolare per lo strato di terreno 0-20 cm, passando da valori di 0.073 per *Dog+* a 0.125 per *Dog-* (Tabella 3). L'aumentata attività respiratoria sembra corrispondere ad una riduzione dei processi di umificazione del terreno, che potrebbe a lungo termine portare ad una riduzione della fertilità biologica del suolo.

I valori dei principali indicatori biochimici studiati evidenziano inoltre una situazione di stress nel sito maggiormente sottoposto alla attività di scavo della fauna selvatica. Il quoziente metabolico $q(\text{CO}_2)$ ed il rapporto (C-biomassa/TOC)%, che riflettono i flussi di carbonio attraverso la biomassa microbica del terreno, indicano infatti una maggiore instabilità della comunità microbica del sito *Dog+* rispetto al sito *Dog-*. Nell'ipotesi di Odum

(1969) la maturità di un ecosistema può essere valutata sulla base dei flussi di energia attraverso le sue componenti; i valori di $q(\text{CO}_2)$ decrescono all'aumentare della stabilità dell'ecosistema, raggiungendo in teoria il minimo nella situazione di climax. Viceversa, i valori di $(\text{C-biomassa}/\text{TOC})\%$ aumentano man mano che i flussi di energia si avvicinano all'equilibrio (Tabella 4).

Tabella 4

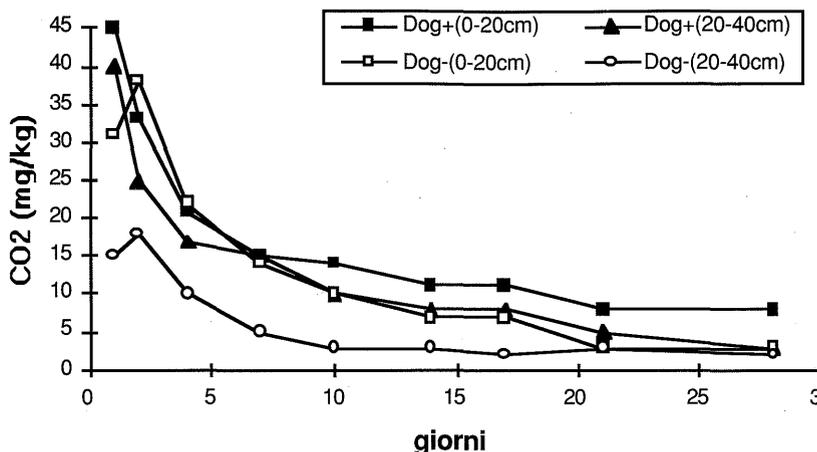
Parametri biochimici dei terreni della Dogana; i dati sono riferiti al terreno secco a 105°C . (n = 4)

	C-biom. mgC/Kg	C-biom. TOC	CO_2 (28°giorno) mgC/kg	$q(\text{CO}_2)$ mgC-CO ₂ /h
<i>Dog+</i> (0-20cm)	129	1.06	8	0.002584
<i>Dog+</i> (20-40cm)	66	1.25	3	0.001894
<i>Dog-</i> (0-20cm)	190	2.09	3	0.000658
<i>Dog-</i> (20-40cm)	60	1.28	2	0.001389

Sebbene i due siti di confronto appartengano entrambi ad un ecosistema in via di sviluppo (il pascolo lasciato indisturbato evolve naturalmente verso la macchia e quindi il bosco), il confronto dei valori di $q(\text{CO}_2)$, più bassi in *Dog-*, e di $(\text{C-biomassa}/\text{TOC})\%$, più bassi in *Dog+*, identifica un differente grado di stabilità nei due siti. L'attività di scavo dei cinghiali sembra influire sugli equilibri delle comunità microbiche del terreno, ostacolandone l'organizzazione lungo il profilo. I tempi di riattivazione metabolica successivi al riassetto del terreno per la stima della respirazione della biomassa sono risultati differenti per *Dog+* e *Dog-* su entrambe le profondità considerate (Grafico 1). È stato infatti riscontrato in *Dog+* (0-20 e 20-40 cm) una risposta immediata, sin dal primo giorno di incubazione. Ciò ha infatti permesso di descrivere mediante una cinetica di mineralizzazione di primo ordine le curve respirometriche relative ad entrambe le profondità. Nel caso di *Dog-* (0-20 cm e 20-40 cm), invece, la risposta si è avuta solo al 2° giorno di incubazione; ciò suggerisce che il modello cinetico di primo ordine si adatti meno a descrivere i dati sperimentali ottenuti nei terreni *Dog-*.

Grafico 1

Curve respirometriche dei terreni della Dogana



Questo comportamento suggerisce una differente strategia di sopravvivenza a carico delle comunità microbiche nei due siti: si potrebbe ipotizzare una maggiore presenza di specie K-selezionate in Dog-, contro una relativa predominanza di specie r-selezionate in Dog+. Nel sito sottoposto a maggiore disturbo, infatti, una rapida risposta all'improvvisa abbondanza di un fattore limitante (l'acqua aggiunta per l'incubazione) garantisce una maggiore resilienza agli eventi di disturbo (il *rooting*). Dove invece l'habitat è meno soggetto ad improvvisi stress, le specie microbiche presenti si distinguono per un metabolismo più lento (in genere più specializzato) ed incapace di risposte rapide alle improvvise sollecitazioni ambientali (Atlas e Bartha, 1981; Tate 1995).

Conclusioni

La differente intensità di pascolamento evidenziata, a parità di ambiente e di vegetazione, nei siti posti a confronto, suggerisce l'ipotesi che il differente contenuto di sostanza organica del suolo possa costituire uno degli elementi discriminanti per la scelta delle zone da pascolare da parte dei cinghiali. Tuttavia, dai dati ottenuti emerge che il *rooting* può essere ritenuto, laddove particolarmente intenso, responsabile del degrado degli orizzon-

ti organici, rendendoli di fatto indistinguibili fra loro. Ciò sembra dovuto ad una accelerazione del turnover della sostanza organica del suolo, che indirizza i meccanismi metabolici della biomassa microbica principalmente verso la mineralizzazione del materiale organico, a scapito di quei processi lenti e complessi che portano alla formazione della sostanza umica del suolo. L'andamento cinetico riscontrato per il sito meno degradato suggerisce che, in tale terreno, i microrganismi procedono verso la sintesi di strutture organiche macromolecolari, quali le sostanze umiche, che si stratificano nell'orizzonte più profondo, contrariamente a ciò che avviene nel sito maggiormente sottoposto al *rooting*, il quale mostra una più limitata capacità di "conservazione" di materia ed energia, e quindi una maggiore vulnerabilità ambientale a livello della sua fertilità biologica.

Il confronto degli indici biochimici conferma quanto sopra esposto, individuando nel sito disturbato una più elevata attività metabolica a parità di biomassa attiva. Viene infatti evidenziata una maggiore stabilità della comunità microbica del terreno non soggetto a *rooting*. Tra i due siti sembra inoltre esistere una differente attitudine delle comunità microbiche nei confronti delle azioni di disturbo e di risposta agli stimoli ambientali; se nel terreno disturbato la microflora nel suo insieme sembrerebbe essere costituita prevalentemente da specie r-selezionate, nel terreno indisturbato si osserva un comportamento apparentemente simile a quello tipico di microrganismi K-selezionati.

Ringraziamenti

Si ringraziano sentitamente l'Ing. A. Tinelli e lo staff della Tenuta Presidenziale di Castelporziano per la disponibilità dimostrata, i Dott. D. Focardi e D. Monetti per le preziose informazioni fornite sull'etologia dei cinghiali.

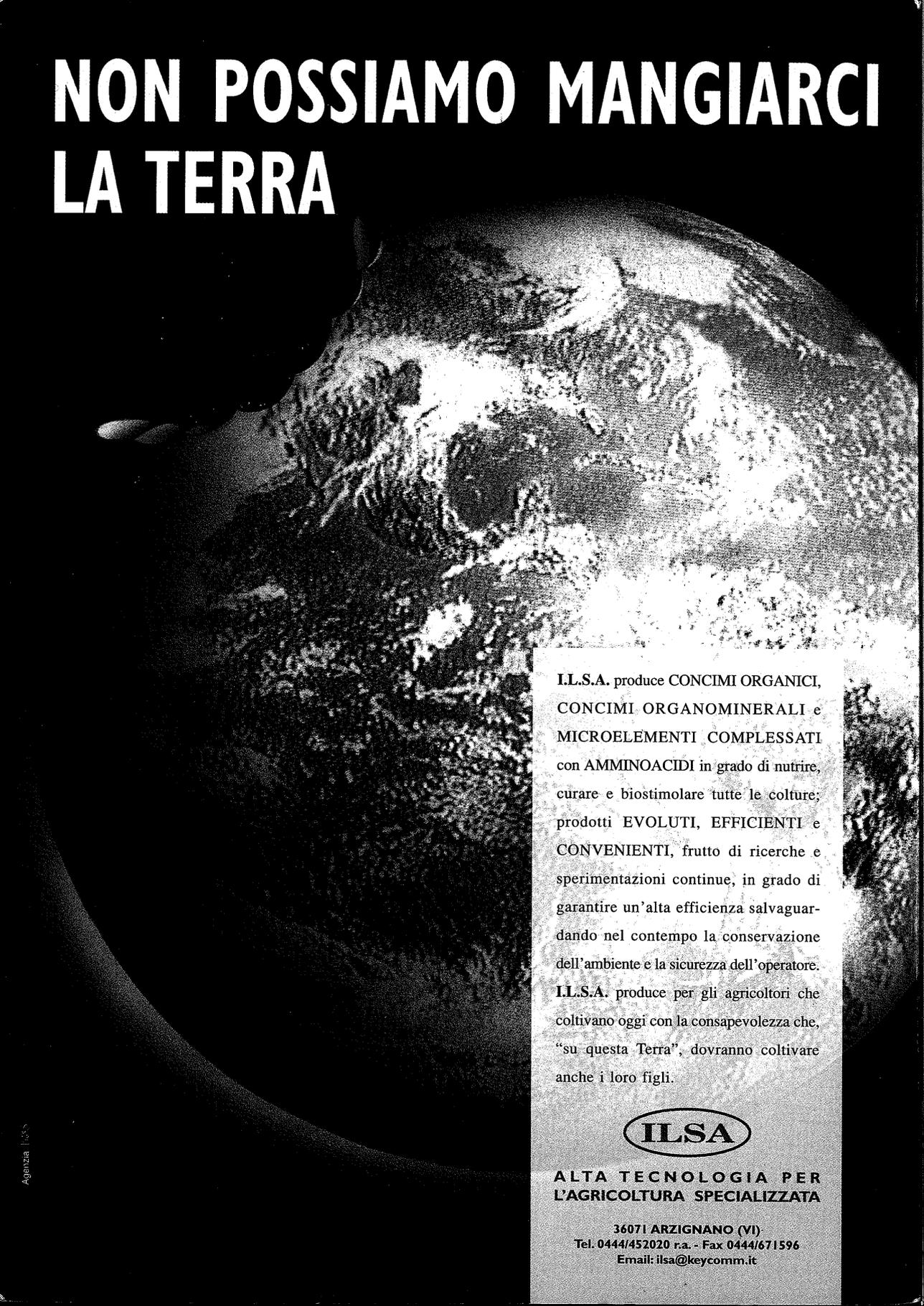
Bibliografia

- ANDERSON J.P.E., DOMSCH K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biol. & Biochem.* 10: 215-221.
- ATLAS R.M., BARTHA R. (1981) *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts.
- BROOKES P.C. (1995) The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol. & Fert. of Soils.* 19: 269-279.

- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P. (1990) Characterisation of Humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone chromatography. *J. Chromatogr.* 509: 141-146.
- EDWARDS C.A. AND LOFTY J.R. (1982) The effect of direct drilling and minimal cultivation on earthworm population. *J. Appl. Ecol.* 19: 723-734.
- ISERMEYER H. (1952) Eine Einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenernah Bodenk* 56: 26-38.
- LEE K.E. (1985) *Earthworm: their ecology and relationships with soils and land use.* Academic Press, London.
- SPRINGER U., KLEE J. (1954) Profung der Leistungfuhagkeit von einigen wichtigeren verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsaure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernahr. Deng. Bodenk.*, 64,1.
- SYERS J.K. AND SPRINGETT J.A. (1984) Earthworm ecology in grassland soils. In *Earthworm Ecology.* Ed. J.E. Satchell, p: 67-83. Chapman and Hall, London.
- TATE R.L. (1995) *Soil microbiology.* John Wiley & Sons.
- VANCE E.D., BROOKES P.C., JENKINSON D.S. (1987) An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biol. & Biochem.* 19: 703-707.

1000
1000
1000
1000
1000

NON POSSIAMO MANGIARCI LA TERRA



I.L.S.A. produce **CONCIMI ORGANICI**,
CONCIMI ORGANOMINERALI e
MICROELEMENTI COMPLESSATI
con **AMMINOACIDI** in grado di nutrire,
curare e biostimolare tutte le colture;
prodotti **EVOLUTI**, **EFFICIENTI** e
CONVENIENTI, frutto di ricerche e
sperimentazioni continue, in grado di
garantire un'alta efficienza salvaguardando
nel contempo la conservazione
dell'ambiente e la sicurezza dell'operatore.
I.L.S.A. produce per gli agricoltori che
coltivano oggi con la consapevolezza che,
"su questa Terra", dovranno coltivare
anche i loro figli.



**ALTA TECNOLOGIA PER
L'AGRICOLTURA SPECIALIZZATA**

36071 ARZIGNANO (VI)
Tel. 0444/452020 r.a. - Fax 0444/671596
Email: ilsa@keycomm.it