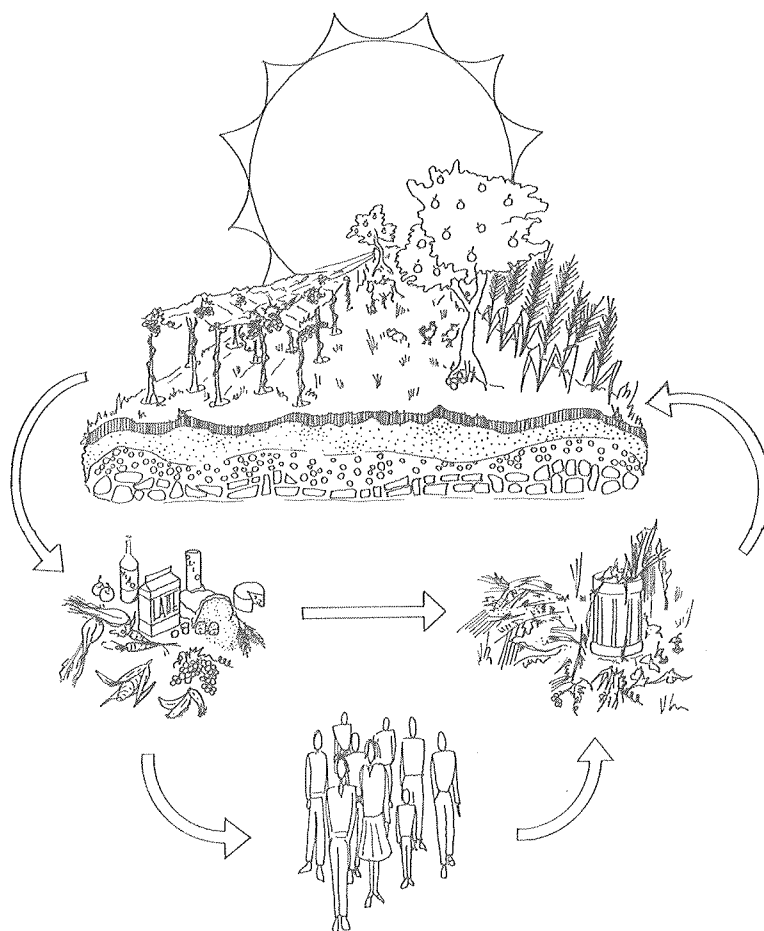


RICICLO DI BIOMASSE DI RIFIUTO E DI SCARTO E FERTILIZZAZIONE ORGANICA DEL SUOLO

REALTÀ E PROSPETTIVE, VANTAGGI E RISCHI
PER L'AGRICOLTURA E L'AMBIENTE

a cura di
N. SENESI e T.M. MIANO

SCAN



FACOLTÀ DI AGRARIA

PÀTRON EDITORE

Alvagnone
Alpe autori

90629/90630

UNIVERSITA' DI PALERMO	
BIBLIOTECA	
Facoltà Scienze Agrarie	
Sistema DOBIS	
Posizione	C IV 356
Inventario N.	
Data Carico	
Documento N.	90629
Copia N.	90630



RICICLO DI BIOMASSE
DI RIFIUTO E DI SCARTO
E FERTILIZZAZIONE ORGANICA
DEL SUOLO

Realtà e prospettive, vantaggi e rischi
per l'agricoltura e l'ambiente

A cura di
N. Senesi e T.M. Miano

PÀTRON EDITORE
BOLOGNA 1991

Copyright © 1991 by Pàtron editore
via Badini 12, 40127 Quarto Inferiore - Bologna

I diritti di traduzione, di riproduzione e di adattamento,
totale o parziale, con qualsiasi mezzo (compresi i micro-
films e le copie fotostatiche) sono riservati per tutti i Paesi.

Prima edizione, dicembre 1991

Pubblicazione non in vendita

Disegno di copertina di Romana Petroli

Pubblicazione edita con il contributo finanziario del Ministero dell'Agricoltura
e delle Foreste.

Stampato nello Stabilimento Editoriale Pàtron

40127 Quarto Inferiore - Bologna

Indice

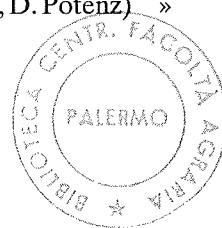
Premessa	pag. 9
----------------	--------

Parte Prima Aspetti Chimici

Criteri di qualità del compost: la maturazione della sostanza organica (P. Sequi) »	13
Criteri chimici, chimico-fisici e spettroscopici per la valutazione comparativa del grado di umificazione di materiali organici usati come ammendanti per il terreno (N. Senesi, T.M. Miano)	» 19
Ruolo dei materiali umici derivanti dalla bioconversione dei rifiuti organici sulla nutrizione e crescita delle piante (G. Dell'Agnola, S. Nardi, G. Concheri)	» 31
Estraibilità di metalli pesanti durante la stabilizzazione della sostanza organica da residui solidi urbani (C. Ciavatta, M. Govi, D. Montecchio, P. Sequi) .	» 39
Impiego della elettrofocalizzazione nel riconoscimento del livello di maturazione di fanghi organici (M. Govi, C. Ciavatta, D. Montecchio, P. Sequi) ...	» 43
Risultati preliminari di prove di umificazione chimica e catalitica abiotica di materiali organici in reflui oleari (G. Brunetti, T.M. Miano, N. Senesi) ..	» 47
Caratterizzazione di forme metalliche nei fanghi di depurazione mediante acidificazione progressiva (G. Padovano, V.M. Radogna)	» 53
Interazioni suolo/concimi: effetto di complessi Al-organici sul desorbimento del fosforo in EUF (A. Buondonno, E. Coppola, D. Felleca, P. Violante) »	57
Uso della microscopia elettronica a scansione associata all'EDS, per lo studio degli elementi nei vegetali: radici contaminate da cromo-paglie in decomposizione (B. Ceccanti, L. Paperini, G. Masciandoro, A. Ganni, M. Rognini) »	61
Caratteristiche chimico-strutturali e biochimiche dei casting da letame suino (A. Benedetti, B. Ceccanti, M. Calcinai)	» 65
Parametri fisici per la valutazione di compost (P. Nappi, R. Ferrara, M. Consiglio, R. Barberis)	» 69

Parte Seconda Aspetti biologici

Effetto dei residui organici di rifiuto e di scarto sulle attività biochimiche del suolo (P. Nannipieri, A. Benedetti, L. Landi)	» 75
Aspetti microbiologici dell'utilizzazione di compost in agricoltura (S. Dumontet)	» 81
Simulazione di batch biogeochimico nel riciclo dei reflui (S.A. Bufo, D. Potenz) »	91



Fattori biologici di fertilità dei compost: effetto sul metabolismo dell'azoto (E. Galli, U. Tomati)	pag.	97
Produzione di biomasse batteriche su reflui agro-industriali e loro possibile utilizzo nel trasporto ed accumulo di metalli nel suolo (A. Grappelli, P. Melis, W. Pietrosanti)	»	103
Azolla: una biomassa di elevato valore biologico per l'agricoltura (F. Favilli)	»	109
Attività enzimatiche e ATP come biomarkers in un processo di compostaggio (B. Ceccanti, C. Ciardi, F. Costa, C. Garcia, T. Hernandez)	»	115

Parte Terza Aspetti agronomici

Valore fertilizzante di compost di qualità ed effetti sulla proprietà chimiche del suolo (G. Piccone)	»	121
Effetti nutrizionali per le piante derivanti dalla fertilizzazione organica del terreno (P. Spallacci)	»	129
Influenza della fertilizzazione organica sulle proprietà fisiche del suolo (M. Pagliai)	»	139
Valutazione sperimentale del run-off di azoto e fosforo di un terreno agricolo in diverse condizioni di fertilizzazione (P.L. Genevini, R. Marchetti, E. Calcaterra, M.C. Negri)	»	145
Influenza di ammendanti organici e concimazione azotata sulla stabilità di struttura all'acqua del terreno (A. Patrino, G. Toderi, L. Cavazza)	»	153
Fertilizzazione delle colture con concimi minerali e compost: accumulo di metalli pesanti nel terreno e nei vegetali (M. Zamborlini, S. Facco, D. Canepa, F. Franzin)	»	161
La biomassa di <i>Azolla</i> , un fertilizzante alternativo per la coltura del pomodoro (F. Milicia, F. Favilli)	»	169
Dinamica di alcune caratteristiche fisico-chimiche del suolo e quantificazione dell'erosione in funzione dell'aggiunta di un compost da rifiuti solidi urbani e dell'impiego di diversi tipi di pneumatici agricoli. <i>Nota A</i> : aspetti fisici ed idrologici (P. Bazzoffi, I. Catone, S. Pellegrini, G. Bragato)	»	173
Dinamica di alcune caratteristiche fisico-chimiche del suolo e quantificazione dell'erosione in funzione dell'aggiunta di un compost da rifiuti solidi urbani e dell'impiego di diversi tipi di pneumatici agricoli. <i>Nota B</i> : nitrati e metalli pesanti nel terreno (R. Papini, D. Bidini, G. Brandi)	»	179
➤ Interpolazione spaziale dei dati analitici di rame e zinco assimilabili per il controllo dell'accumulo nel suolo a seguito di spandimento intensivo di liquami suini (A. Nassisi, P. Spallacci, L. Cortellini, M. Guermandi, V. Negri)	»	185
Concimazione organo-minerale al pomodoro da industria, (V. Magnifico, P. Santamaria, A. De Boni, D. Venturella, F. Serio)	»	193
Impiego di un composto organico nella coltivazione della patata in Puglia (L. Mancini, D. Pierangeli)	»	197
Utilizzo di fonti organiche alternative per la concimazione di specie orticole allevate in serra (L. Mancini, D. Pierangeli)	»	203
Influenza di due substrati organici sulla dinamica dell'azoto inorganico nel terreno (L. Crippa, P. Zaccheo, P.L. Genevini)	»	207

Parte Quarta
Aspetti tecnologici e normativi

97	Riciclo della sostanza organica: aspetti legislativi e gestionali (L. Spinosa) ..	pag. 215
03	Tecnologie e impianti per il riciclo delle biomasse di rifiuto e di scarto (P.	
09	Amirante, G.C. Di Renzo)	» 221
15	Il compostaggio di concentranti di reflui oleari. Prove sperimentali in un	
	impianto pilota statico ad asse verticale (P. Amirante, G. Brunetti, N. Senesi,	
	G.C. Di Renzo, T.M. Miano)	» 231
	Ammendamenti organici di qualità da biomasse di origine e provenienza	
	diverse: aspetti produttivi e applicativi (G. Zorzi, A. Farneti; F. Pinamonti,	
	S. Silvestri, A. Cristoforetti)	» 235
	Smaltimento delle acque di vegetazione delle olive mediante trattamento	
121	combinato fisico-chimico e biologico (M. Servili, A.L. Begliomini, M. Pe-	
	truccioli)	» 241
129	Risparmio idrico ed energetico nella conversione delle acque di vegetazione	
	mediante processo bicatalitico ed enzimatico (G. Benedetti)	» 247
139	Disidratazione delle deiezioni zootecniche e dei rifiuti solidi organici mediante	
	fermentazione al fine di ottenere ammendamenti agricoli di qualità (G.	
	Benedetti)	» 251
145	Ammendanti organici di qualità dall'impianto misto di trattamento dei rifiuti	
	solidi urbani del consorzio di Schio (VI) (A. Farneti, A. Bassetti)	» 255
153	Compostaggio accelerato in bioreattori verticali dei fanghi di depurazione di	
	Senigallia e Pesaro (A. Farneti, A. Bassetti)	» 261

Parte Quinta
Aspetti ambientali

161	Rischi di inquinamento del suolo da metalli pesanti veicolati da fanghi e	
	compost (C. Gessa)	» 269
169	Contenuto e dinamica nel suolo di composti xenobiotici applicati con fanghi e	
	compost (A. Piccolo)	» 279
173	Aspetti ambientali dell'impiego delle ceneri leggere di carbone in agricoltura e	
	prospettive di utilizzo in processi di co-compostaggio (G. Varallo)	» 287
179	Influenza dei metalli pesanti apportati con il compost da RSU su alcuni	
	parametri della fertilità del suolo (P.L. Giusquani, G. Gigliotti, D. Businelli)	» 293
	I principali inquinanti inorganici presenti in compost di diversa origine (R.	
	Barberis, E. Vicenzino, P. Boschetti)	» 299
185	Valutazione del pericolo di inquinamento delle falde acquifere in seguito alla	
	spandimento di acque di vegetazione su terreno agrario (C. Briccoli-Bati, R.	
193	Granata, N. Lombardo)	» 303
197	L'impatto ambientale dei metalli pesanti nelle loro diverse forme di veicolazione:	
	una modellistica di valutazione (P. Caringella, F. Messa)	» 309
203		
207		

Premessa

La ingente e sempre crescente massa di materiali organici di rifiuto e di scarto che le comunità urbane, le attività agricole e l'industria agro-alimentare producono pone numerosi problemi di ordine energetico, ambientale ed economico, collegati alle necessità del loro smaltimento. Tra i più comuni ed abbondanti materiali di questo tipo sono da annoverarsi i rifiuti solidi urbani (RSU), i liquami e i fanghi urbani di depurazione ed i residui, scarti e sottoprodotti della produzione e trasformazione degli alimenti (industria agro-alimentare) e di altri prodotti naturali, agrari e forestali (industria della fermentazione, del legno, della cellulosa, della concia, ecc.). Si pone pertanto come necessità prioritaria quella di recuperare l'energia di alto pregio immagazzinata in tali biomasse residue, tutte direttamente o indirettamente di origine fotosintetica, evitandone, da un lato la dispersione nell'ambiente, dall'altro la distruzione per incenerimento.

La fertilità "organica" del suolo è attribuita alle molteplici e complesse funzioni esercitate dalle sue componenti organiche indigene, derivanti dalla decomposizione e trasformazione delle spoglie post-mortali vegetali e animali. La "sostanza organica" contribuisce in maniera determinante al mantenimento dello stato di fertilità globale del suolo ai fini della produzione agraria e forestale, regolando la quasi totalità degli equilibri e dei fenomeni fisici, chimici, biologici e nutrizionali nel sistema suolo-pianta. Ciò, in modo da assicurare la crescita e lo sviluppo bilanciati delle piante e degli organismi che popolano il suolo e da garantirne la conservazione e la protezione da fattori esterni di disturbo e di contaminazione. Da ciò deriva la necessità di conservare la fertilità "organica" del suolo e di reintegrarla nei terreni che ne sono impoveriti in seguito alle comuni pratiche della moderna agricoltura intensiva quali le diminuite concimazioni letamiche, le massicce concimazioni minerali, le diminuite rotazioni colturali, l'asporto sempre più intenso di biosintetati – ovvero innalzarla in misura adeguata nei terreni che ne sono naturalmente poco provvisti.

I due ordini di considerazioni su esposti portano a ritenere che l'appropriato riciclo in agricoltura delle biomasse di rifiuto e di scarto rappresenti la soluzione ottimale e più "naturale" al problema, facendo assumere a tali materiali il ruolo di "risorsa" per la società e non più di "rifiuto" di cui disfarsi ad ogni costo. Il reintegro di tali biomasse nel ciclo naturale del carbonio organico del suolo, dal quale esse sono state momentaneamente distratte per le ovvie necessità umane, non costituisce comunque un'operazione semplice e immediata. Sono invece da prevedersi ed attuarsi tutta una serie di operazioni preliminari

che ne consentano il reinserimento corretto e non traumatico nei delicati equilibri che permanentemente controllano l'evoluzione, lo stato e le funzioni della sostanza organica nel suolo in condizioni naturali. Tali condizioni, che garantiscono il corretto bilancio delle diverse componenti organiche a diverso grado di trasformazione coesistenti nel suolo, possono infatti essere alterate dall'apporto di sostanza organica "fresca" dall'esterno con effetti più dannosi che benefici sulla fertilità del suolo. Inoltre, l'apporto al terreno di materiali organici di origine naturale, ma manipolati e trasformati profondamente e arricchiti di componenti xenobiotici, può implicare fenomeni di inquinamento chimico e/o biologico da metalli fitotossici, composti organici di sintesi non biodegradabili e microorganismi estranei al sistema suolo. Si pone pertanto la necessità di far precedere l'applicazione al suolo da opportuni trattamenti fisici, chimici e biologici da effettuarsi su tali materiali con tecnologie appropriate, da controlli di qualità dei prodotti ottenuti e da prove sperimentali in campo per la valutazione delle dosi e dei metodi di applicazione e delle loro reali proprietà agronomiche ed effetti sulle produzioni.

Nell'ottica del recupero ottimale della "risorsa" rifiuto in agricoltura ed al fine di massimizzare i vantaggi agronomici attesi e di minimizzare gli effetti negativi di inquinamento per il suolo, le acque superficiali e profonde, l'atmosfera e la biosfera, si rende necessario pertanto il contributo multidisciplinare ed integrato dei chimici, biologi, agronomi, tecnologi e legislatori che operano nel settore.

Questo Convegno ha inteso pertanto fornire una qualificata occasione di incontro, discussione e confronto tra la comunità scientifica e accademica, operatori tecnico-professionali e rappresentanti dei comparti industriali e commerciali del settore sulla tematica innanzi delineata, che riveste grande interesse ed attualità non solo per gli addetti ai lavori, ma per tutta la società civile e responsabile, sia a livello locale che nazionale. La numerosa, qualificata ed attiva partecipazione ai lavori di oltre 150 convegnisti di varia estrazione e di varie parti del territorio nazionale, la pregiata presentazione di 12 relazioni-chiave, 21 comunicazioni orali e 18 posters, l'illustre patrocinio di numerose Società Scientifiche, Associazioni, Ordini Professionali, e l'apprezzato sostegno di Enti ed Aziende nazionali e locali, pubblici e privati, hanno rappresentato il successo della manifestazione e la migliore risposta all'impegno posto nella sua organizzazione.

Prof. Nicola Senesi
Presidente del Convegno
Ordinario di Chimica del Suolo
nell'Università di Bari

Parte Prima
Aspetti chimici

e
a
e
o,
n
di
e
e/
o-
i-
li
ve
ro

di
a-
de
o-

o,
o-
lla
tti
La
ria
ni-
tà
ed
lla

esi
no
olo
ari

Criteria di qualità del compost: la maturazione della sostanza organica

P. Sequi*

Riassunto – La stabilizzazione della sostanza organica è probabilmente la proprietà che meglio si presta a determinare la rispondenza di un compost ai fini agronomici. Essa può essere valutata in termini quantitativi usando parametri dell'umificazione che sono stati recentemente adottati dalla legislazione italiana. Un'altra tecnica qualitativa che viene utilmente impiegata è l'elettrofocalizzazione, che può permettere di definire anche le matrici organiche presenti nel materiale.

INTRODUZIONE

I fertilizzanti organici possono essere divisi in due grandi categorie. La prima comprende sottoprodotti animali e vegetali particolarmente ricchi di carbonio organico e di azoto proteico; i sottoprodotti animali, con qualche eccezione di lusso (come il sangue) sono costituiti da scleroproteine (cuoio, cornunghia, pennone, cascami di lana, ecc.), mentre quelli vegetali sono residui di estrazioni agroindustriali (panelli, borlande). Tutti questi materiali contengono un buon 30-50% di carbonio organico e almeno un 3-4% (ma più spesso il 10-15%) di azoto organico, prevalentemente proteico. La seconda categoria è composta da materiali relativamente poveri di azoto organico e poverissimi di azoto proteico, come le deiezioni animali, i residui vegetali fermentescibili e il compost da rifiuti solidi urbani. Il loro contenuto di azoto organico è generalmente dell'ordine dell'1%, mentre quello di carbonio organico è assai variabile. La legislazione italiana ha distinto queste categorie, come è noto, inserendo tutta la prima nei concimi e la seconda negli ammendanti con qualche rara eccezione, come la pollina per il suo tenore particolarmente elevato in N e P_2O_5 e – presto – il letame umificato che corrisponda a certi requisiti.

I fertilizzanti organici con tenori elevati di C e N non contengono sostanze umiche. Essi vengono somministrati al suolo per fornire azoto, che viene rilasciato più o meno velocemente a vantaggio della nutrizione vegetale, e carbonio, che viene utilizzato dagli organismi del terreno come fonte energetica e nutrizionale e in parte umificato. Molti tipici ammendanti organici, al contrario, non possono essere somministrati al suolo se non hanno superato un determinato periodo di fermentazione della sostanza organica che viene denominata "maturazione". Se si esclude l'uso per la preparazione di "letti caldi", la somministrazione al terreno di molti ammendanti organici allo stato grezzo è sconsigliabile per diverse ragioni tecniche, ivi inclusa la possibile fitotossicità del prodotto in campo. Nel caso della maturazione degli ammendanti organici il contenuto di carbonio organico generalmente diminuisce, mentre aumenta il rapporto del carbonio umificato rispetto a quello non umificato. Quando si somministra al suolo un ammendante organico di ottima qualità, si tende a fornire qualcosa di apparentemente simile alla sostanza organica del suolo.

Le biomasse per le quali si presentano problemi di uso e di riciclo in agricoltura sono

* Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, M.A.F., Roma.

quasi tutte fermentescibili e rientrano pertanto nella categoria degli ammendanti. Per valutare la qualità e ottimizzare l'uso delle biomasse in agricoltura occorre pertanto risolvere due problemi analitici relativi alla sostanza organica. Il primo è quello di riuscire a stabilire lo stadio effettivo della maturazione dal punto di vista quantitativo così da poter utilizzare l'ammendante nel momento più opportuno. Il secondo è quello di riconoscere qualitativamente la sostanza organica che deriva da diverse fonti, in modo da poter controllare la provenienza di un materiale non noto. Il breve spazio concesso per questa relazione non consente di approfondire adeguatamente il materiale bibliografico, per il quale si rinvia ai lavori citati.

PARAMETRI DELL'UMIFICAZIONE

La necessità di una metodica analitica per valutare la stabilizzazione della sostanza organica nel corso dei processi di compostaggio delle biomasse ha rappresentato per parecchio tempo un'esigenza prioritaria non solo a livello di produzione, come controllo routinario del processo, ma anche per affrontare i problemi della non facile commercializzazione di questi materiali, ai quali il mercato guarda con notevole diffidenza. Recentemente infatti, a causa dell'aumentato interesse verso ammendanti, concimi organici e substrati artificiali, il numero dei prodotti a base organica è cresciuto notevolmente. La precaria qualità di molti di questi prodotti rischia però di trasformare in una moda passeggera questa tendenza di per sé positiva.

Per poter essere usato con vantaggio in agricoltura il compost deve generalmente trovarsi in uno stadio avanzato del processo di stabilizzazione o almeno aver completato la fase termofila e di conseguenza aver raggiunto condizioni igienico sanitarie accettabili e la decomposizione della maggior parte del materiale organico facilmente attaccabile da parte dei microrganismi. Ne consegue che qualsiasi parametro venga scelto per definire il grado di stabilizzazione di un compost deve essere tale da non raggiungere esso stesso una stabilizzazione dei valori prima del completamento della fase termofila della maturazione. Tale regola è meno ovvia di quanto possa apparire a prima vista, essendo molto spesso trascurata dalla maggior parte dei ricercatori, che spesso basano le loro conclusioni sul solo confronto tra i valori iniziali e finali. Nei lavori reperibili in letteratura, infatti, vengono riportati puntigliosamente la composizione chimica dei campioni ed il tempo di compostaggio, ma mancano nella maggior parte dei casi i dati di respirazione e temperatura misurati al momento del campionamento. Di conseguenza può accadere che alcuni dei parametri proposti per valutare la stabilizzazione, come ad esempio quelli basati sulla composizione degli estratti acquosi, raggiungano la stabilità molto prima del completamento della fase termofila. Un'altra condizione che non può essere trascurata è che, affinché un parametro sia utilizzabile per la valutazione della qualità di prodotti commercializzati, è necessario che possieda un valore univoco e difficilmente modificabile se non alterando profondamente la composizione del prodotto stesso. È il caso ad esempio dei parametri di umificazione ricavati dalla determinazione di proprietà spettrofotometriche (assorbimento nel visibile degli estratti, quantificati di norma come rapporto E_4/E_6) che possono molto facilmente venire alterati dall'aggiunta di piccole quantità di sostanze umiche estratte da leonardite. Anche il rapporto carbonio:azoto (C/N) infine, più strettamente legato alla composizione chimica della sostanza organica, può dire molto poco sull'effettiva stabilità di campioni commercializzati, a causa della forte dipendenza di questo parametro dal contenuto di azoto del materiale di partenza.

La legge n. 915/82, che costituisce in Italia il testo legislativo che tratta con più diffusione

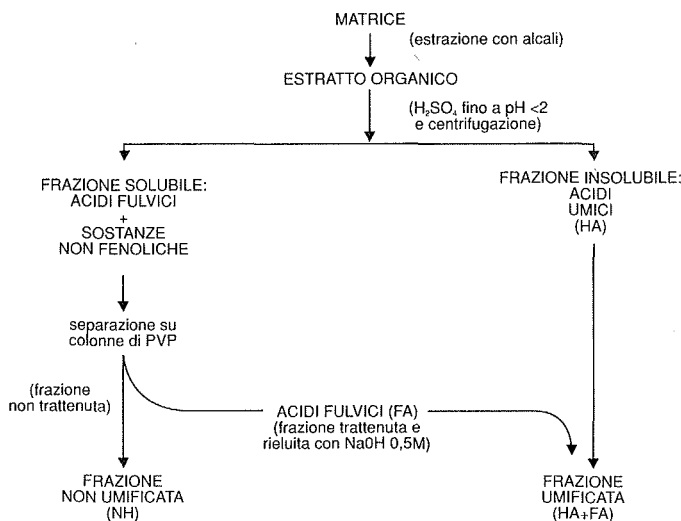


Fig. 1 – Schema della separazione della frazione non umificata (NH) da quella apparentemente umificata (HA + FA) mediante l'impiego di colonne di polivinilpirrolidone (PVP) insolubile. Le frazioni non umificate non sono trattate; dopo lavaggio della colonna con H₂SO₄ 0,01N, la frazione fulvica viene rieluita con NaOH 0,5M e riunita agli acidi umici.

la materia, almeno con il successivo provvedimento pubblicato sulla G.U. del 13 settembre 1984, Suppl. n. 253, nel quale viene presa in esame l'utilizzazione agronomica del compost, evidenzia queste incertezze e l'inadeguatezza di parametri di controllo della qualità del compost per quanto concerne la sostanza organica umificata. La metodica indicata nel provvedimento, infatti, prevede l'estrazione del compost con una soluzione 0,1 M di NaOH e pirofosfato. Questa metodica è pertanto soggetta a numerose interferenze da parte di sostanze non umiche (es. polisaccaridi e lipidi) che vengono erroneamente computate nel "pool" di quelle umiche.

Risultano quindi realmente affidabili solo quei parametri direttamente legati all'attività dei microorganismi od al processo di umificazione. L'andamento della temperatura e del consumo di ossigeno possono permettere senza dubbio una concreta valutazione della stabilizzazione della sostanza organica, ma richiedono un lungo periodo di incubazione per completare misure basate sullo sviluppo di calore e la contemporanea esplorazione di punti dei cumuli di compost che presentano temperature diverse nel caso di misure di respirazione, pena gravi errori come una forte sottostima del consumo di ossigeno nel caso di campioni prelevati durante la fase termofila. Tali metodi risultano quindi eccessivamente lenti e laboriosi per un lavoro di routine.

Una valida alternativa è costituita dai nuovi parametri dell'umificazione, oggi adottati anche dalla legislazione italiana sui fertilizzanti, per la valutazione del grado di stabilizzazione della sostanza organica. Tali parametri, basati sulla separazione della sostanza organica labile (non umificata) dalle sostanze resistenti alla degradazione (acidi umici e fulvici) soddisfano, come è stato di recente dimostrato (De Nobili e Petrusi, 1988) tutti i requisiti sopra esposti, a causa dello stretto rapporto esistente tra le frazioni organiche considerate ed il procedere del processo di umificazione.

Il primo di questi parametri è l'indice di umificazione HI (*humification index*) proposto da Sequi e coll. (1986)

$$HI = NH / (HA + FA)$$

che è il rapporto fra il carbonio contenuto nella frazione non umificata (NH) e quello contenuto nella frazione umificata (HA + FA). L'indice è tanto più basso quanto maggiore

è la quantità di sostanze umiche presenti nell'estratto e assume in genere valori inferiori a 0,5 per substrati umificati (estratti di terreno, torbe umificate, compost maturi), o addirittura prossimi a zero per leonarditi ed estratti umici da queste derivati, mentre assume valori maggiori di 1 per materiali non umificati (compost e fanghi non maturi, concimi organici).

Il metodo relativo prevede il passaggio della frazione che resta in soluzione dopo precipitazione degli HA (frazione pseudofulvica) su polivinilpirrolidone insolubile (Fig. 1). La resina, già utilizzata da numerosi ricercatori per isolare composti ricchi di polifenoli in estratti di diversa origine, si è dimostrata particolarmente efficace nel trattenere le sostanze umificate e quindi separare efficacemente le sostanze umiche da quelle non umiche.

Il metodo è stato applicato con successo per caratterizzare la sostanza organica di terreni e ammendanti (Sequi e coll., 1986; Petrusi e coll., 1988), compost da rifiuti solidi urbani (De Nobili e Petrusi, 1988) e da residui organici vari (Saviozzi e coll., 1988). L'indice tuttavia, pur prestandosi assai bene alla valutazione dell'umificazione di substrati organici di diversa origine, non fornisce alcuna indicazione di tipo quantitativo sulle sostanze umiche presenti.

Più recentemente Ciavatta e coll. (1988) hanno proposto l'introduzione di due nuovi parametri dell'umificazione, ossia il *grado di umificazione DH (degree of humification)*

$$DH \% = [(HA + FA)/TEC] \cdot 100$$

e cioè il rapporto percentuale fra la quantità di sostanze umiche (HA + FA) e il carbonio totale estratto (TEC), e il *tasso di umificazione HR (humification rate)*

$$HR \% = [(HA + FA)/TOC] \cdot 100$$

e cioè il rapporto percentuale fra la quantità di sostanze umiche (HA + FA) e il carbonio totale TOC (*total organic carbon*) presente nel campione.

Il DH è direttamente correlato alla quantità di sostanze umiche estratte e può teoricamente oscillare da 0 a 100. Valori piuttosto bassi, se non prossimi a 0, si hanno per materiali poco o affatto maturati (come i compost non maturi e quasi tutti i concimi organici), mentre valori prossimi a 100 si registrano in materiali umificati, come estratti umici e leonarditi; terreni e torbe, anche se generalmente molto elevati, sono caratterizzati da valori intermedi.

Il valore dell'HR correla invece la quantità di sostanze umiche al totale del carbonio presente nel campione. Così come il DH esso può teoricamente assumere valori da 0 a 100 ed è direttamente correlato al contenuto di HA + FA.

L'applicazione dei parametri dell'umificazione ha permesso di seguire la maturazione di un concime organico (cuoio torrefatto) non solo in assenza di terreno (Ciavatta e coll., 1988a), ma addirittura per circa un anno dopo la sua somministrazione al terreno (Ciavatta e Sequi, 1988). L'impiego del DH si è dimostrato inoltre assai efficace anche per valutare quantitativamente la formazione di sostanze umiche durante la maturazione del compost e stabilire con accuratezza il momento della sua completa stabilizzazione (De Nobili e coll., 1989). Bisogna sottolineare che uno dei due parametri può rivelarsi più adatto dell'altro a seguire l'andamento della maturazione di un materiale organico, e ciò in funzione della sua natura. Se i processi interessano solo una frazione fisica del materiale mentre la maggior parte della massa resta inalterata, il DH può descrivere i processi meglio dell'HR. Specialmente nel caso dei rifiuti liquidi o semiliquidi, però, i processi di stabilizzazione interessano simultaneamente l'intera massa del materiale e in tal caso l'HR si presta meglio a descriverli (Sequi e coll., 1991). Un altro problema è quello della formazione di artefatti che conducono in certi casi a parametri dell'umificazione solo apparenti. L'eliminazione di

questi artefatti è apparsa assai difficile in passato (Ciavatta e coll., 1988b), ma sembra invece oggi in via di risoluzione (Ciavatta e coll., 1990).

PROSPETTIVE DI APPLICAZIONE DELL'ELETTROFOCALIZZAZIONE

I parametri dell'umificazione (HI, DH e HR) forniscono informazioni insostituibili sul grado di stabilizzazione raggiunto dalla sostanza organica e sull'entità dell'umificazione, ma non contengono alcuna indicazione sulla qualità delle sostanze umiche presenti.

La caratterizzazione qualitativa delle sostanze umiche può venire effettuata mediante elettroforesis (EF): questa tecnica analitica consiste come è noto nel frazionamento mediante elettroforesis in un gradiente preformato di pH che viene ottenuto mediante la focalizzazione, provocata dall'applicazione di un campo elettrico elevato, di sostanze anfotere (anfolti) contenenti gruppi funzionali acidi e basici di diversa forza. L'EF era chiamata precedentemente isoelettrofocalizzazione (IEF), ma questo nome non appare corretto sia perché si hanno concreti dubbi sulla formazione di complessi fra sostanze umiche e anfolti e perciò sul reale valore del punto isoelettrico così trovato, sia perché l'EF è in grado di risolvere anche miscele di polianioni e gli stessi polisaccaridi del terreno. L'integrità delle sostanze umiche separate per mezzo dell'EF è stata dimostrata da De Nobili (1988). Nonostante i dubbi sulla formazione di artefatti, i risultati sono assai riproducibili e le sostanze umiche che focalizzano in diverse regioni del gradiente di pH mostrano evidenti somiglianze strutturali (De Nobili e coll., 1990). Mediante tale tecnica si può seguire il processo di maturazione di substrati come rifiuti solidi urbani, fanghi di impianti di depurazione, ecc. Durante la maturazione le sostanze di basso peso molecolare, con un'alta densità di gruppi carbossilici, vengono prodotte per prime, mentre sostanze più complesse, di peso molecolare più elevato, vengono prodotte solo successivamente; le bande corrispondenti appaiono nel profilo di elettroforesis solo in un secondo momento, dopo all'incirca quattro settimane dall'inizio del compostaggio (De Nobili e coll., 1984; De Nobili e coll., 1986).

È stata eseguita infine una serie di prove al fine di valutare l'uso dell'EF anche per matrici organiche, come ammendanti e concimi organici. I risultati finora ottenuti appaiono assai promettenti (Govi e coll., 1991).

Bibliografia

- CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: "Caratteristiche dei principali concimi a base di cuoio torrefatto disponibili in Italia". *Agr. Med.*, 119, 67-73, 1988a.
- CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: "A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers". *Agrochimica*, 32, 510-517, 1988b.
- CIAVATTA C., SEQUI P.: "Evaluation of chromium release during the decomposition of leather meal fertilizers applied to the soil". *Fert. Res.*, 19, 7-11, 1989.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: "An enzymatic approach to the determination of the degree of stabilization of organic carbon in fertilizers". *Fert. Res.*, 25, 167-74, 1990.
- DE NOBILI: "Electrophoretic evidence of the integrity of humic substances separated by means of electrofocusing". *J. Soil Sci.*, 39, 437-445, 1988.
- DE NOBILI, CERCIGNANI G., LEITA L., SEQUI P.: "Evaluation of organic matter stabilization in sewage sludge". *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 17, 1109-1119, 1986.

- DE NOBILI M., PETRUSSI F.: "Humification index (HI) as evaluation of the stabilization degree during composting". *J. Ferment. Technol.*, 66, 577-582, 1988.
- DE NOBILI M., CIAVATTA C., SEQUI P.: "La valutazione del grado di maturazione della sostanza organica del compost". *Simposio Compost*, S. Michele all'Adige, 328-342, 1989.
- DE NOBILI M., BRAGATO G., ALCANIZ J. M., PUIGBO A., COMELLAS L.: "Characterization of electrophoretic fractions of humic substances with different electrofocusing behavior". *Soil Sci.*, 150, 763-770, 1990.
- GOVI M., CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: "Characterization of humified substances in organic fertilizers by means of analytical electrofocusing: a first approach". *Fert. Res.*, 26, in stampa, 1991.
- PETRUSSI F., DE NOBILI M., VIOTTO M., SEQUI P.: "Characterization of organic matter from animal manures after digestion by earthworms". *Plant and Soil*, 105, 41-46, 1988.
- SAVIOZZI A., LEVI-MINZI R., RIFFALDI R.: "Maturity evaluation of organic waste". *BioCycle*, 198 (3), 54-56, 1988.
- SEQUI P., DE NOBILI M., LEITA L., CERCIGNANI G.: "A new index of humification". *Agrochimica* 30, 175-179, 1986.
- SEQUI P., CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L.: *Organic fertilizers and humification in soil*. In: Organic substances and sediments in water: vol. 1. Humics and soil (Baker R. Ed.), pp. 351-367. Lewis Pub., Chelsea, MI., 1991.

Criteria chimici, chimico-fisici e spettroscopici per la valutazione comparativa del grado di umificazione di materiali organici usati come ammendanti per il terreno

N. Senesi*, T.M. Miano**

Riassunto – In questa rassegna vengono brevemente discussi alcuni parametri e criteri diretti – basati sulla conoscenza delle proprietà chimiche, strutturali e funzionali ottenute tramite un'indagine multipla con metodi chimici convenzionali e tecniche chimico-fisiche e spettroscopiche d'avanguardia – che consentono la valutazione intrinseca dello stato evolutivo e della qualità della sostanza organica nelle biomasse di rifiuto e di scarto usate come ammendanti in agricoltura, in confronto alle corrispondenti proprietà tipiche delle sostanze umiche «naturali» del terreno.

INTRODUZIONE

L'applicazione al terreno di biomasse di rifiuto e di scarto di varia origine e natura ed a diverso grado di trasformazione biochimica comporta, da un lato, un vantaggioso apporto di sostanza organica e di elementi macro- e micronutritivi, mentre, dall'altro, rappresenta una potenziale causa di inquinamento chimico e biologico di metalli tossici, composti organici xenobiotici e microorganismi estranei, di varia natura e pericolosità per il terreno, le colture e le acque superficiali e profonde.

In particolare, l'apporto di sostanza organica implica tutta una serie di possibili modificazioni a carico dei delicati equilibri e meccanismi chimici e biochimici che presiedono ai processi di mineralizzazione e umificazione della sostanza organica "nativa" nel terreno e che garantiscono l'instaurarsi di un corretto rapporto tra le diverse componenti organiche coesistenti nel terreno in condizioni "naturali".

Sorge pertanto la necessità di valutare preventivamente lo stato evolutivo e la qualità delle componenti organiche presenti nei materiali che vengono applicati al terreno, nonché di controllare l'evoluzione e il grado di trasformazione durante i vari stadi del processo di trattamento a cui le biomasse di rifiuto e di scarto "fresche" vengono sottoposte prima dell'uso.

Numerosi criteri, parametri e indici chimici, biologici e agronomici sono stati elaborati, proposti e usati per tale valutazione (Senesi, 1989), ma, data la natura empirica di tali criteri, la loro applicabilità risulta limitata a casi specifici; mentre la loro validità generale e scientifica è tuttora dubbia e controversa. Le attuali tendenze di ricerca, pur non escludendo l'uso di appropriati indici empirici, mirano all'individuazione, alla definizione ed all'uso di un gruppo di criteri diretti che consentano una valutazione intrinseca dello stato evolutivo e della qualità della sostanza organica in tali materiali. Tali criteri poggiano, in sostanza, sull'esame comparativo delle proprietà chimiche, strutturali e funzionali delle componenti organiche omo-simili presenti in tali materiali, in confronto alle corrispondenti proprietà delle sostanze umiche del terreno non ammendato ovvero ammendato.

* Istituto di Chimica Agraria, Università di Bari, Bari

** Dip. Produzione Vegetale, Univ. della Basilicata, Potenza

TAB. 1. Resa di estrazione e composizione elementare e in gruppi funzionali acidi degli acidi umici isolati da fanghi di depurazione (FDU) aerobica ovvero da rifiuti solidi urbani (RSU) compostati e da terreni ammendati e non ammendati

Parametri	Resa	C	H	N	S	O	C/N	COOH	OH fen.	Acidità tot.
Acido umico	(% s.s)	%					meq/g			
FDU aerobico	23.9	63.4	9.6	8.1	1.8	20.1	9.1	1.5	7.6	9.1
Terreno non amm.	0.6	55.7	6.0	6.3	1.3	30.6	10.3	1.6	9.1	10.7
Terreno ammendato	3.1	53.6	6.4	7.6	1.5	30.9	8.2	1.7	7.8	9.5
Compost RSU	n.d.	56.2	7.1	6.2	n.d.	30.4	10.6	1.5	3.5	5.0
Terreno non amm.	n.d.	45.7	3.6	4.3	n.d.	46.4	12.4	3.2	3.3	6.5
Terreno ammendato	n.d.	49.7	4.1	4.7	n.d.	41.5	12.3	3.1	3.2	6.3

Fonti: Gonzales-Vila e Martin, 1987;
Senesi et al., 1991a.

Scopo della presente rassegna è pertanto quello di esaminare e discutere brevemente alcuni risultati ottenuti in questa direzione, attraverso l'applicazione di metodi convenzionali e tecniche d'avanguardia, quali l'analisi della composizione elementare e dei principali gruppi funzionali reattivi, la cromatografia di gel-filtrazione per la distribuzione dei pesi molecolari, la mobilità elettroforetica, l'isoelettrofocalizzazione (IEF), la pirolisi-gas cromatografia-spettrometria di massa (Pyr-GC-MS), e le spettroscopie all'infrarosso (IR), di fluorescenza, in risonanza magnetica nucleare (NMR).

COMPOSIZIONE ELEMENTARE E IN GRUPPI FUNZIONALI

I dati riferiti in Tab. 1 (Gonzales-Vila e Martin, 1987; Senesi et al., 1991a) mostrano che i contenuti in C, H, N e S negli acidi umo-simili (AUS) isolati da fanghi di depurazione urbani (FDU) trattati aerobicamente e da rifiuti solidi urbani (RSU) compostati sono più elevati dei valori riscontrati negli acidi umici (AU) isolati dai terreni non ammendati. Il contrario si verifica invece per il rapporto C/N ed i contenuti di O e gruppi funzionali acidi. Numerosi altri autori hanno ottenuto per ammendanti di natura simile risultati in buon accordo con quelli sin qui discussi (Banerjee et al., 1979; Boyd et al., 1980; Almendros et al., 1983a; Gomez e Lejeune, 1987; Riffaldi et al., 1989; Hervas et al., 1989; Senesi et al., 1989).

Gli AU isolati dai terreni ammendati danno una resa di estrazione notevolmente superiore a quella del terreno non ammendato, mentre i valori della composizione elementare ed in gruppi funzionali sono generalmente intermedi tra quelli dell'AUS dell'ammendante e dell'AU del terreno naturale. È stato inoltre accertato che, con l'aumentare del tempo dopo l'ammendamento, gli AU isolati dai terreni ammendati tendono ad approssimarsi nella loro composizione agli AU dei terreni non ammendati (Boyd et al., 1980; Senesi et al., 1989). Ciò indica come i sistemi chimici e biochimici operanti

nel terreno a carico della sostanza organica portano col tempo all'assimilazione ed incorporazione degli AUS negli AU naturali.

Al contrario degli AU, la composizione degli acidi fulvici (AF) isolati da terreni ammendati con fanghi risulta più simile a quella degli acidi fulvo-simili (AFS) del fango che non alla composizione tipica degli AF da terreni naturali (Sposito et al., 1982). Ciò indica che la frazione fulvica presente nella sostanza organica dei fanghi è meno suscettibile della frazione umica ai processi di riconversione naturali che avvengono nel terreno, probabilmente a causa della presenza in tale frazione di componenti organiche di origine xenobiotica derivate da tensioattivi solforati e composti fenolici.

CROMATOGRAFIA PER GEL-FILTRAZIONE, DISTRIBUZIONE DEI PESI MOLECOLARI

La curva di eluizione su Sephadex G-100 di sostanze umiche non frazionate isolate da un terreno non ammendato (Fig. 1b) mostra tre picchi di intensità relativa simile, ascrivibili, rispettivamente, a tre frazioni di peso molecolare (PM) medio apparente 100.000, 26.000 e 1.300 (Giusquiani et al., 1988). La curva delle sostanze umiche isolate dal compost da RSU (Fig. 1a) presenta due soli picchi con il picco ad elevato PM molto più intenso di quello a basso PM. La componente ad alto PM, riscontrata anche in AUS e AFS da FDU, da compost di paglie addizionate di urea o pollina e da altri reflui e residui vegetali e animali, è attribuibile a residui di lignina portanti catene lipidiche e peptidiche (Almendros et al., 1983a, b).

La curva di eluizione relativa alle sostanze umiche del terreno ammendato presenta ancora tre picchi di intensità relativa intermedia rispetto a quella delle due curve innanzi considerate (Fig. 1c). Questi risultati dimostrano che, allorché la sostanza organica del compost viene introdotta nel terreno, si verifica una graduale riduzione delle dimensioni della frazione ad elevato PM, mentre la distribuzione globale dei PM tende ad approssimarsi a quella tipica delle sostanze umiche native.

Un andamento simile è stato riscontrato da altri autori per la frazione organica ad elevato PM isolata da terreni ammendati con FDU (Dudley et al., 1987). Anche in questo caso, la tendenza sul lungo periodo è verso una composizione chimica e una distribuzione dei PM più omogenee, che si approssimano a quelle delle sostanze umiche native.

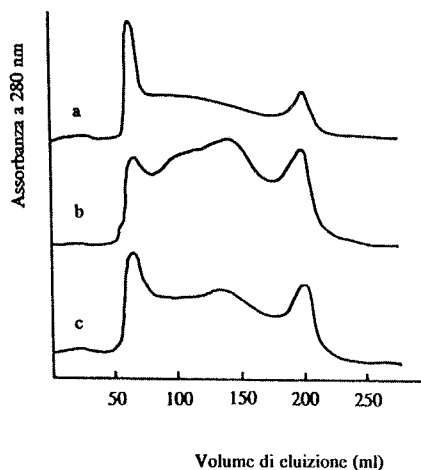


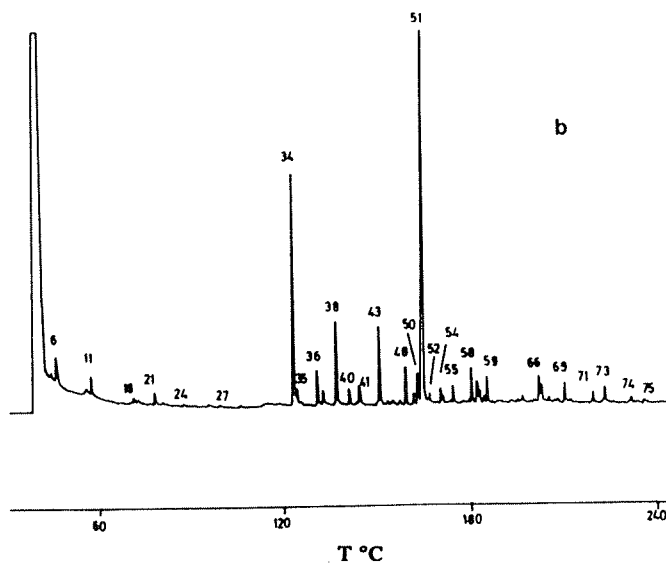
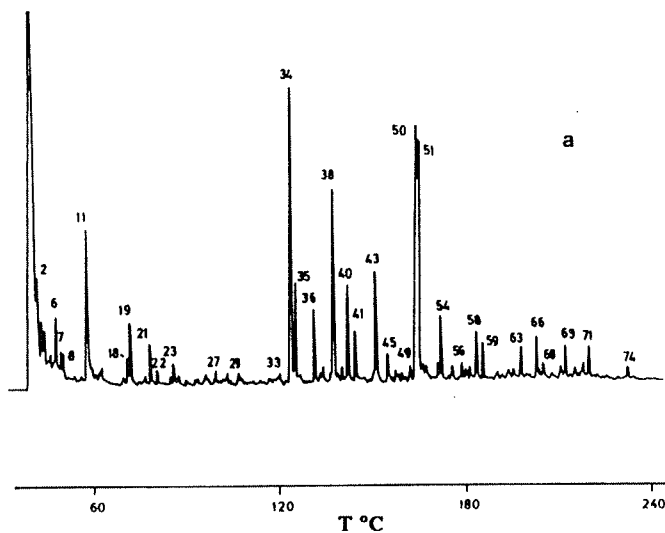
Fig. 1 - Curve di eluizione su Sephadex G-100 di sostanze umiche estratte da un compost di RSU (a) e un terreno limo-argilloso non ammendato (b) e ammendato col 5% di compost (c).

Fonte: Giusquiani et al., 1988.

Dall'analisi degli elettroforegrammi e relativi densitogrammi di AUS isolati da compost da RSU risulta che gli indici di mobilità elettroforetica per tali campioni sono molto più elevati dei valori comunemente misurati per AU da terreno, i quali sono caratterizzati da una rilevante frazione di AU poco mobili (Gomez e Lejeune, 1987).

Studi di isoelettrofocalizzazione (IEF) hanno mostrato che AUS e AFS non frazionati e isolati da FDU freschi focalizzano solo a valori di pH minori di 5. Curve IEF più eterogenee, con presenza di bande anche nella regione di pH tra 5 e 6,5, sono state invece ottenute per FDU bioossidati e maturi, nonché per letami maturi, polline compostate e vermicompost di varia origine (De Nobili et al., 1985, 1986). Tali curve IEF appaiono abbastanza simili a quelle tipiche di AU e AF naturali, confermando così che il compostaggio e/o la maturazione determinano nella sostanza organica di tali materiali modificazioni

tali da approssimarne la composizione e le proprietà alle sostanze umiche del suolo.



PIROLISI-GAS CROMATOGRAFIA-SPETTROMETRIA DI MASSA (PYR-GC-MS)

I gas-cromatogrammi dei prodotti della pirolisi di AUS isolati da compost e vermicompost di RSU (Fig. 2a), FDU, letami e fanghi di reflui oleari appaiono diversi da quelli tipici degli AU da terreni e più simili ai tracciati ottenuti da lignine di piante erbacee (Fig. 2b) (Gonzales-Vila e Martin, 1987; Saiz-Jimenez e DeLeeuw, 1987; Saiz-Jimenez et al., 1987, 1989; Hervas et al., 1989). L'analisi gas-cromatografica indica che negli AUS prevalgono unità metossi- e dimetossi fenoliche, tipiche di residui di lignina, mentre unità proteiche, di carboidrati, acidi grassi, tocoferoli, alchilpiridine e fenoli di sintesi microbica sono presenti in minori quantità.

Fig. 2 - Gas-Cromatogrammi dei prodotti della pirolisi di un acido umosimile isolato da vermicompost di RSU (a) e di una lignina di specie erbacea (b).

Fonte: Saiz Jimenez et al., 1988.

Tali risultati indicano che, pur nei materiali compostati o vermicompostati considerati "maturi", i processi di degradazione a carico delle componenti più resistenti dei residui vegetali, quali la lignina, risultano parziali ed incompleti e che potranno verosimilmente procedere solo dopo il loro inserimento nel terreno, attraverso i processi di umificazione naturali.

SPETTROSCOPIA ALL'INFRAROSSO (IR) E IN TRASFORMATATA DI FOURIER (FTIR)

Gli spettri all'infrarosso (IR) di AUS e AFS da compost e vermicompost di RSU e FUD (Fig. 3a) differiscono dagli spettri IR tipici di AU da terreno (Fig. 3b), presentando assorbimenti più intensi per i gruppi alifatici ($2950-2850\text{ cm}^{-1}$), ammidici ($1650, 1540, 1230\text{ cm}^{-1}$) e polisaccaridici (1040 cm^{-1}) e meno intensi per i gruppi carbossilici (1700 cm^{-1}) e carbossilato (1380 cm^{-1}) (Boyd et al., 1980; Almendros et al., 1983a; Gomez e Lejeune, 1987; Gonzales-Vila e Martin, 1987; Giusquiani et al., 1988; Senesi et al., 1989, 1991a). In particolare, gli AFS da FDU presentano tipiche bande IR dovute a gruppi solfonilici, probabilmente originati da tensioattivi solforati presenti nei fanghi e incorporati nell'AFS durante il trattamento (Sposito et al., 1976, 1982).

Gli AU e AF estratti dai terreni ammendati presentano alcune bande IR tipiche degli AUS e AFS degli ammendanti organici apportati, tra cui quelle dei gruppi solfonilici, anche se di minore intensità (Fig. 3c). Ciò indica la parziale incorporazione negli AU del terreno di componenti caratteristiche della sostanza organica dell'ammendante.

Gli AUS isolati da paglie di grano compostate in presenza di materiali azotati mostrano bande IR tipiche della lignina e di componenti azotati, mentre gli AFS isolati dagli stessi compost sono caratterizzati da spettri IR simili a quelli di AF da terreno (Almendros et al., 1983b).

Gli spettri IR e FTIR di AUS e AFS estratti da cortecce di pioppo compostate e da vermicompost di varia origine somigliano agli spettri IR tipici di AU e AF da terreno, nonostante alcuni assorbimenti suggeriscono la persistenza di componenti non degradati di natura ligninica (Businelli et al., 1984; Roletto e Luda, 1987; Hervas et al., 1989).

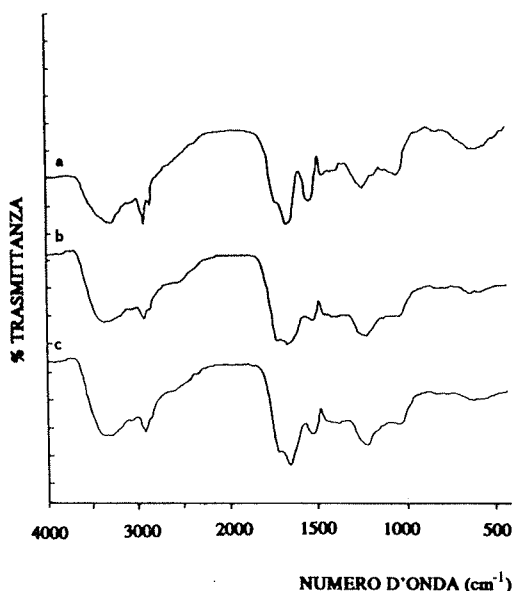
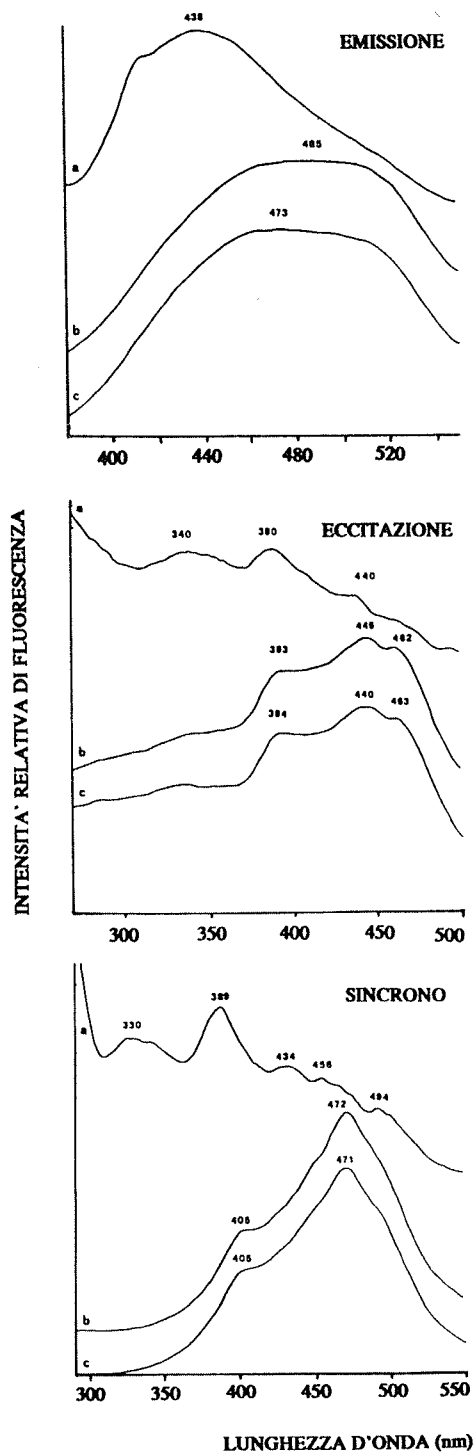


Fig. 3 – Spettri all'infrarosso (IR) di acidi umici isolati da un fango di depurazione aerobica (a) e da un terreno a coltura ortiva non ammendato (b) e ammendato per due anni con 2 ton s.s./ha/anno di fango (c).

Fonte: Senesi et al., 1991a.



Gli AUS e AFS da compost e vermicompost di RSU, FDU, letame e reflui oleari sono caratterizzati da valori di intensità di fluorescenza molto minori di quelli tipici degli AU e AF da terreno. Gli spettri di fluorescenza di tali materiali presentano il massimo di emissione ed i picchi di eccitazione a valori di lunghezze d'onda molto minori dei valori riscontrati per gli AU e in genere vicini a quelli degli AF naturali (Brunetti et al., 1990; Senesi et al., 1990, 1991a, b, c, d). Tali risultati suggeriscono la presenza in tali materiali di fluorofori associati a strutture a basso grado di coniugazione e policondensazione aromatica, indice di bassi livelli di evoluzione umica.

Confrontando gli spettri di fluorescenza ottenuti nei tre modi di emissione, eccitazione e sincro (Fig. 4) (Senesi et al., 1991a), si osservano evidenti differenze tra l'AUS da FDU (Fig. 4a) e l'AU da terreno non ammendato (Fig. 4b), mentre l'AU del terreno ammendato non sembra subire modificazioni di rilievo (Fig. 4c) rispetto all'AU del terreno naturale. Tali risultati confermano ancora l'occorrenza di fenomeni di assimilazione e incorporazione degli AUS apportati con i FUD negli AU naturali del terreno.

SPETTROSCOPIA DI RISONANZA DI SPIN ELETTRONICO (ESR)

L'analisi in risonanza di spin elettronico (ESR) di AUS e AFS da vari compost e vermicompost di RSU, FDU, letame e reflui oleari indica la presenza in questi materiali di radicali liberi organici a concentrazioni di molto inferiori, ma di natura simile a quelli riscontrati negli

Fig. 4 – Spettri di fluorescenza in emissione, in eccitazione ed in scansione sincrona di acidi umici isolati da un fango urbano di depurazione (a, a', a'') e da un terreno ad uliveto non ammendato (b, b', b'') e ammendato per due anni con 10 ton s. s/ha/anno di fango (c, c', c'').

Fonte: Senesi et al., 1991a.

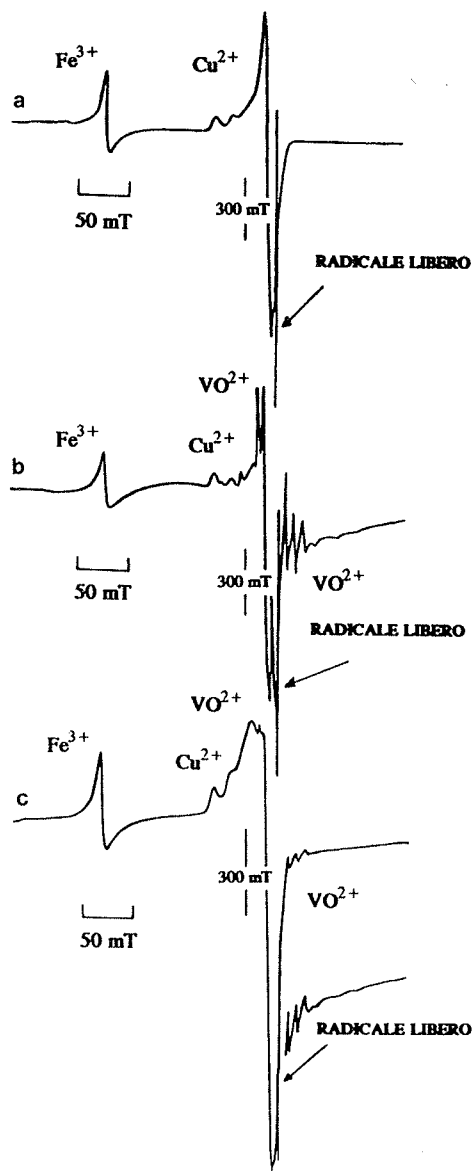


Fig. 5 – Spettri ESR (campo di scansione, 800 mTesla) di acidi umici da un fango urbano di depurazione (a), da un terreno ad orzo non ammendato (b) e ammendato per sette anni con 90 tons. s/ha/anno di fango (c).
Fonte: Senesi et al., 1991d. Senesi et al., 1989.

AU e AF da terreno, costituiti da unità semichinoniche in coniugazione con un sistema aromatico condensato (Hervas et al., 1989; Senesi et al., 1989; 1991a, c; Brunetti et al., 1990). Ciò conferma il basso grado di polimerizzazione umica negli AUS e AFS considerati.

Gli spettri ESR ottenuti per ampi campi di scansione del campo magnetico applicato (800 mTesla) forniscono informazioni sulla possibile presenza e sulla natura chimica di complessi con alcuni metalli di transizione, quali Cu^{2+} , Fe^{3+} , VO^{2+} , Mn^{2+} , presenti in materiali umici di varia natura e origine. Gli spettri ESR presentati a

titolo esemplificativo in Fig. 5 mostrano che l'AUS isolato da FDU, oltre al segnale ESR del radicale libero organico, presenta i segnali ESR tipici di complessi umo-ferrici e umo-rameici (Fig. 5a), mentre l'AU dal terreno non ammendato, oltre ai precedenti segnali ESR, di intensità relativa differente, presenta anche il tipico gruppo di risonanze attribuito allo ione vanadile complessato dall'AU (Fig. 5b) (Senesi e Sposito, 1984; Senesi et al., 1989, 1991d). Lo spettro ESR dell'AU del terreno ammendato con FDU mostra un incremento dell'intensità relativa dei segnali dello ione Cu^{2+} e, secondariamente, Fe^{3+} , rispetto ai segnali del VO^{2+} (Fig. 5c). Ciò suggerisce la possibile incorporazione delle frazioni umo-metalliche del FDU nell'AU del terreno ammendato.

L'analisi ESR ha inoltre posto in evidenza notevoli differenze tra gli AUS e AFS da

ammendanti organici ed AU e AF naturali per quanto riguarda la stabilità relativa dei complessi umo-metallici e la capacità metallo-complessante residua (Senesi et al., 1985, 1991e).

SPETTROSCOPIA DI RISONANZA MAGNETICA NUCLEARE (NMR)

Gli spettri ^1H - e ^{13}C -NMR di AFS da FDU indicano la presenza di quantità rilevanti sia di costituenti alifatici che aromatici, con risonanze più intense da componenti polisaccaridici e proteici e più deboli da gruppi carbonilici e carbossilici, rispetto ai valori riscontrati in spettri NMR di AF da terreno (Sposito et al., 1978). Ciò suggerisce uno stato meno ossidato e più instabile per gli AFS da FDU rispetto agli AF naturali.

Gli spettri ^{13}C -NMR di AUS isolati da RSU compostati appaiono qualitativamente e quantitativamente simili a quelli dell'AU isolato da un terreno ammendato con tali materiali, salvo piccole differenze nell'intensità relativa dei picchi dei gruppi alifatici (Gonzales-Vila e Martin, 1985, 1987).

La tecnica della "cross polarization magic-angle spinning" (CP-MAS) è stata applicata per ottenere spettri ^{13}C -NMR di campioni intatti di FDU e fanghi di concia, freschi e compostati (Fig. 6) (Piotrowski et al., 1984). In tutti i casi esaminati, appaiono picchi di diversa intensità in quattro regioni dello spettro NMR, corrispondenti a quattro tipi di C: carbonilico, aromatico, alifatico legato a gruppi OH o N e alifatico non sostituito. Nonostante i picchi dei gruppi alifatici siano comunque prevalenti, si osservano differenze di rilievo tra i vari campioni nelle intensità relative di ciascun tipo di C. In particolare, lo spettro del fango anaerobico di conceria (Fig. 6a) esibisce una componente prevalente di acidi grassi alifatici e minori quantità di acidi aromatici, mentre lo spettro del FDU compostato (Fig. 6c) è caratterizzato, in confronto al FDU fresco (Fig. 6b), da una minore intensità dei picchi nella regione del C alifatico e carbonilico, rispetto alla regione del C aromatico.

Inoltre, il confronto tra gli spettri CP-MAS- ^{13}C -NMR simulati al computer per miscela modello di composti puri di riferimento e gli spettri di campioni reali di FDU compostato e non, si è rivelato molto utile per l'approssimazione e l'individuazione delle funzionalità al C di tali materiali (Fig. 6d) (Piotrowski et al., 1984). Infine, esperimenti NMR di "interrupted decoupling" sono stati utilizzati vantaggiosamente per differenziare le componenti ligniniche da quelle umiche in tali materiali organici.

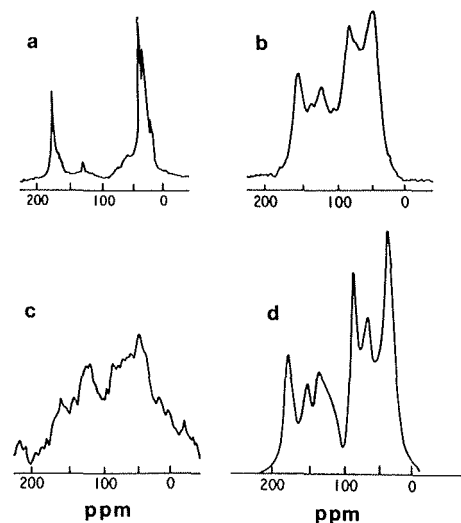


Fig. 6 - Spettri ^{13}C -NMR in "cross polarization magic-angle spinning" (CP-MAS) allo stato solido di campioni tal quali di un fango anaerobico di conceria (a), di un fango urbano di depurazione (b) e di un compost aerobico ottenuto dal fango di depurazione (c), in confronto allo spettro CP-MAS- ^{13}C -NMR simulato al computer per una miscela-modello formata da: 25% acido stearico, 10% lignina, 30% proteina (cheratina), 35% cellulosa (d).

Fonte: Piotrowski et al., 1984.

Il problema di definire un insieme di criteri e parametri onnicomprensivo, omogeneo, tecnicamente valido e generalmente accettato ed applicato per la valutazione e descrizione della qualità, ed in particolare dello stato di umificazione, dei diversi materiali organici usati come ammendanti in agricoltura può essere affrontato su basi rigorose e scientifiche e non empiriche. Ciò, attraverso l'esame multiplo e incrociato, dettagliato e comparativo dei risultati e delle informazioni di carattere strutturale, chimico e funzionale, ottenute dall'analisi diretta, chimica, chimico-fisica e spettroscopica, delle componenti umo-simili di tali materiali, in confronto alle sostanze umiche isolate dai terreni non ammendati e ammendati.

L'uso di tali criteri e parametri di qualità dovrebbe contribuire, da un lato, all'ottimizzazione dei processi di trattamento, depurazione e/o compostaggio delle biomasse di rifiuto e di scarto "fresche"; dall'altro, alla razionalizzazione delle dosi e delle condizioni d'uso agronomico degli ammendanti organici. Ciò, in modo da ottenere sia la massima efficacia degli effetti della sostanza organica apportata, con una risposta ottimale nella promozione della fertilità del suolo e delle produzioni agricole e forestali, sia la garanzia da potenziali rischi di inquinamento e tossicità per il suolo, le acque e le colture.

Bibliografia

- ALMENDROS G., POLO A., DORADO E.: "Estudio de la materia organica de diversos tipos de lodos residuales de la provincia de Madrid". *Agrochimica*, 27: 439-454, 1983a.
- ALMENDROS G., LOBO M. C., POLO A., DORADO E.: "Naturaleza y propiedades de la materia organica en dos tipos de compost de paja de trigo". *An. Edafol. Agrobiol.*, 42: 2083-2093, 1983b.
- BANERJEE S.K., CHAKRABORTY A., GUPTA S.K.: "Characterization of the humic and fulvic acid components of some city wastes by chemical, electrochemical and optical studies". *J. Indian Soil Sci.*, 27: 73-75, 1979.
- BOYD S.A., SOMMERS L.E., NELSON D.W.: "Changes in the humic fraction of soil resulting from sludge application". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 1179-1186, 1980.
- BRUNETTI G., SENESI N., MIANO T.M.: *Potenziale uso di reflui oleari variamente trattati quali ammendanti organici. Caratterizzazione chimica e spettroscopica dei componenti umo-simili*. Atti VIII Convegno Nazionale S.I.C.A., Bari, 37-40, 1990.
- BUSINELLI M., PERUCCI P., PATUMI M., GIUSQUIANI P.L.: "Chemical composition and enzymic activity of some worm casts". *Plant & Soil*, 80: 417-422, 1984.
- DE NOBILI M., CERCIGNANI G., LEITA L., *Evaluation of type and contents of humic substances in sludge and composts*. In: J.H. Williams, G. Guidi, P. L'Hermite (Eds.), Long Term Effects of Sewage Sludge and Farm Slurries Applications, Elsevier, London, 1985, pp. 204-209.
- DE NOBILI M., CERCIGNANI G., LEITA L., SEQUI P.: "Evaluation of organic matter stabilization in sewage sludge". *Comm. Soil Sci. Plant An.*, 17: 1109-1119, 1986.
- DUDLEY L.M., MCNEAL B.L., BAHAM J.E., CORAY C.S., CHENG H.H.: "Characterization of soluble organic compounds and complexation of copper, nickel, and zinc in extract of sludge-amended soils". *J. Environ. Qual.*, 16: 341-348, 1987.
- GIUSQUIANI P.L., PATUMI M., BUSINELLI M.: "Chemical composition of fresh and composted urban waste". *Plant & Soil*, 1988.

- GOMEZ A., LEJEUNE C.: *Comparison of the physical and chemical properties of humic acid extracted from a podzolic soil and a mature city refuse compost*. In: M. DE BERTOLDI et al. (Eds.), *Compost Production, Quality and Use*, Elsevier, London, pp. 495-500, 1987.
- GONZALES-VILA F.J., MARTIN F.: "Chemical and structural characteristics of humic acids extracted from composted municipal refuse". *Agric. Ecosystem. Environ.*, 14: 267-278, 1985.
- GONZALES-VILA F.J., MARTIN F.: "Modification of the humic acid fraction in a soil treated with composted municipal refuse". *Sci. Total Environ.*, 62: 459-466, 1987.
- HERVAS L., MAZUELOS C., SENESI N., SAIZ JIMENEZ C.: "Chemical and physico-chemical characterization of vermicomposts and their humic acid components". *Sci. Total Environ.*, 81/82: 543-550, 1989.
- PIOTROWSKI E.G., VALENTINE K.N., PFEFFER P.E.: "Solid-state ^{13}C , cross-polarization, 'magic-angle' spinning, NMR spectroscopy studies of sewage sludge". *Soil Sci.*, 137: 194-203, 1984.
- RIFFALDI R., LEVI-MINZI R., SAVIOZZI A.: "Humic fractions of organic wastes". *Agric. Ecosystem Environ.*, 10: 353-359 (1983);
- ROLETTO E., LUDA M.P.: "Chemical and infrared spectroscopic study of humic and fulvic acids from composted poplar bark". *Biol. Wastes*, 19: 205-214, 1987.
- SAIZ JIMENEZ C., SENESI N., DE LEEUW J.W.: "Evidence of lignin residues in humic acids isolated from vermicomposts". *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 15: 121-128, 1989.
- SAIZ JIMENEZ C., DE LEEUW J.W.: "Chemical structure of a soil humic acid as revealed by analytical pyrolysis". *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 11: 367-376, 1987.
- SAIZ JIMENEZ C., DE LEEUW J.W., GOMEZ-ALARCON G.: "Sludge from the waste water of the olive processing industry: a potential soil fertilizer?" *Sci. Total Environ.*, 62: 445-452, 1987.
- SENESE N., SPOSITO G.: "Residual copper (II) complexes in purified soil and sewage sludge fulvic acids: an ESR study". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 1247-1253, 1984.
- SENESE N., BOCIAN D.F., SPOSITO G.: "ESR investigation of copper (II) complexation of fulvic acid extracted from sewage sludge". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 119-125, 1985.
- SENESE N., SPOSITO G., HOLTZCLAW K.M., BRADFORD G.R.: "Chemical properties of metal-humic fractions of a sewage sludge-amended aridisol". *J. Environ. Qual.*, 18: 186-194, 1989.
- SENESE N.: "Composted materials as organic fertilizers". *Sci. Total Environ.*, 81/82: 521-542, 1989.
- SENESE N., MIANO T.M., PROVENZANO M.R., BRUNETTI G.: *Characterization and differentiation of soil organic matter fractions by fluorescence spectroscopy*. Trans. 14th Int. Congress Soil Science, Kyoto, Giappone, Vol. V, pp. 497-498, 1990.
- SENESE N., ALBANESE M., MIANO T.M., BRUNETTI G.: *Utilization of deputed municipal sludges as organic soil amendments: effects on chemical and functional properties of the humic and metal-humic soil components*. In preparazione, 1991a.
- SENESE N., MIANO T.M., PROVENZANO M.R., BRUNETTI G.: "Characterization and classification of humic substances by fluorescence spectroscopy". *Soil Sci.*, 152 (4): 259-271, 1991b.
- SENESE N., BRUNETTI G., MIANO T.M.: "Acidi umo-simili in reflui oleari variamente trattati: caratterizzazione chimica e spettroscopica in confronto ad un acido umico naturale del terreno". *Olea*, in stampa, 1991c.
- SENESE N., SAIZ JIMENEZ C., MIANO T.M.: "Spectroscopic characterization of metal-humic acid-like complexes of earthworm-composted organic wastes". *Sci. Total Environ.*, in stampa, 1991d.

- SENESE N., SPOSITO G., BRADFORD G.R., HOLTZCLAW K.M.: "Iron, copper and manganese complexation by humic acid extracted from an aridisol amended with sewage sludge". *Water, Air, Soil Pollut.*, 53 in stampa, 1991e.
- SPOSITO G., HOLTZCLAW K.M., BAHAM J.: "Analytical properties of the soluble, metal-complexing fractions in sludge-soil mixtures: II. Comparative structural chemistry of fulvic acid". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40: 691-697, 1976.
- SPOSITO G., HOLTZCLAW K.M., LEVESQUE C.S., JOHNSTON C.T.: "Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: II. Comparative study of the fulvic acid fraction". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46: 265-270, 1982.
- SPOSITO G., SCHAUMBERG G.D., PERKINS T.G., HOLTZCLAW K.M.: "Investigation of fulvic acid extracted from sewage sludge using carbon-13 and proton NMR spectroscopy". *Environ. Sci. Technol.*, 12: 931-934, 1978.

Ruolo dei materiali umici derivanti dalla bioconversione dei rifiuti organici sulla nutrizione e crescita delle piante

G. Dell'Agnola*, S. Nardi**, G. Concheri**

Riassunto – La trasformazione aerobica dei rifiuti organici ha, nella generalità dei casi, lo scopo di determinare la formazione di ammendanti organici ad elevato contenuto di sostanze umiche. Gli studi riguardanti gli effetti che i composti umici esercitano sul metabolismo vegetale e in particolare sull'assorbimento e sull'utilizzazione dei nutrienti ben si adattano quindi a rilevare l'importanza del processo sopra ricordato. Di notevole rilievo è la valutazione delle quantità di HEf e di HSp prodotte, dei loro rapporti e dell'attività ormono-simile dell'HEf da cui dipende l'azione complessiva esercitata dai policondensati umici sulla crescita delle piante.

PREMESSA

L'impiego dei rifiuti organici come fattori produttivi in Agricoltura è tecnica conosciuta sin dai tempi antichi, in pratica da quando l'Agricoltura itinerante si è trasformata in stanziale. La scoperta che la crescita dei vegetali poteva essere, in alternativa, efficacemente sostenuta con l'uso dei concimi chimici ha determinato tuttavia un contenimento di tale pratica colturale e poi, in molti casi, un totale abbandono. La surrogazione con i concimi chimici attribuisce concettualmente ai rifiuti organici un ruolo esclusivamente nutritivo come se la loro immediata destinazione fosse unicamente la mineralizzazione: non è stata evidentemente considerata l'importanza della loro umificazione. Un quadro più completo e aggiornato del significato agronomico della loro utilizzazione prevede invece, a fianco del ruolo nutritivo, un effetto sul miglioramento delle caratteristiche fisiche e chimiche e sulla capacità di ritenzione idrica del suolo, sul mantenimento dell'assimibilità dei nutrienti, sull'innocuizzazione di alcuni composti nocivi e sulla stimolazione del metabolismo delle piante. È di quest'ultimo aspetto che s'intende qui parlare applicando i risultati delle ricerche eseguite sull'argomento al tema che questo Convegno intende affrontare.

ASSORBIMENTO DELLE SOSTANZE UMICHE DA PARTE DELLE PIANTE

I comprovati effetti sul metabolismo vegetale (Vaughan, 1985) contrastano con le dimensioni dei policondensati umici estratti dai terreni i cui pesi apparenti, superando di molto il valore di 5 KDs, dovrebbero precluderne il transito attraverso le membrane cellulari e conseguentemente l'assorbimento da parte dei vegetali (Vaughan, 1971). Fra l'altro nessuna specifica connessione è stata rilevata fra le dimensioni e attività biologica delle diverse frazioni umiche così come vengono estratte dai terreni (Dell'Agnola e Ferrari, 1971).

Recenti ricerche hanno tuttavia dimostrato come tali dimensioni siano ridotte a livelli

* Dip. Territorio e Sistemi Agro-forestali, Università Padova

** Dip. di Biotecnologie Agrarie, Università Padova

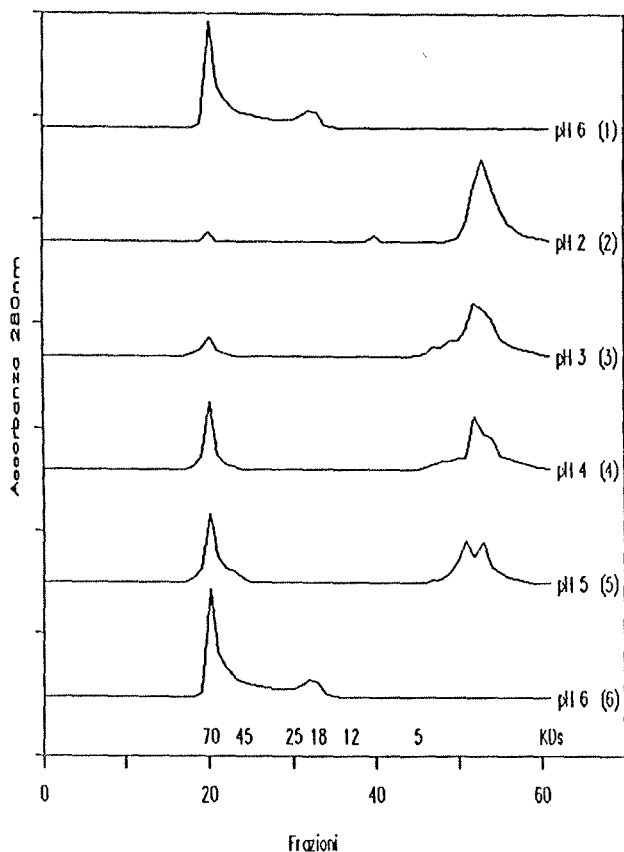


Fig. 1 - Variazione delle dimensioni di una frazione umica con p.m. apparente in massima parte > 70 KDs (1) per effetto dell'acidificazione con acido acetico a pH 2 (2) e successiva neutralizzazione della soluzione con KOH (3, 4, 5 e 6) (Nardi, Dell'Agnola e Albuizio, 1986).

inferiori a 5 KDs quando il pH delle soluzioni venga abbassato mediante l'aggiunta di alcuni acidi organici elaborati dalle piante e secreti dalle loro radici (Fig. 1) (Nardi, Dell'Agnola e Albuizio, 1986). Le ricerche eseguite dimostrano che si tratta di un fenomeno di depolicondensazione che con acido formico, acetico, propionico, butirrico e citrico raggiunge i massimi livelli per valori di pH inferiori a 2.5. Considerando che le radici di una singola pianta di mais abbassano in 23 giorni il valore del pH di un litro di una soluzione nutritiva sterile da 5.9 a 3.2

(Kraffezye, 1984), è verosimile ritenere che in vicinanza delle radici poste, così come avviene nelle condizioni naturali, in substrato solido e non sterile si verificano le condizioni di pH sopra indicate e che le sostanze umiche divengano in tal modo assimilabili.

I diagrammi di eluizione ottenuti per gel filtrazione (Fig. 1) dimostrano inoltre come le sostanze umiche depolicondensate si ripolicondensino qualora le loro soluzioni acidificate vengano neutralizzate. La reversibilità del processo al raggiungimento dei normali valori di pH indica che l'assimilabilità dei composti umici è confinata alla zona adiacente all'apparato radicale e dipende in modo diretto, o mediato dai microrganismi, dall'attività biologica delle radici.

Dalle soluzioni umiche portate con CH_3COOH a pH intorno a 2 e sottoposte a dialisi in tubo di membrana porosa avente limite di esclusione pari a 3.5 KDs si ottiene la separazione di due frazioni: una con peso molecolare apparente compreso tra 5 e 3.5 KDs denominata HSp (Supporto Umico), l'altra con peso minore di 3.5 KDs denominata HEf (Effettore Umico).

Le indagini eseguite hanno rivelato che fra le due frazioni esistono alcune importanti differenze e che l'azione biologica delle sostanze umiche è da attribuire all'HEf in quanto possiede una elevata attività ormonale (Tab. 1).

L'HEf e l'HSp hanno naturalmente origine microbica: per successivi passaggi in scatole Petri sono state infatti isolate dai substrati umici alcune colonie microbiche i cui brodi colturali esauriti hanno rivelato ora caratteristiche paragonabili a quelle dell'HSp ora

TAB. 1. Attività auxino-, gibberellino- e citochinino-simile dell'HSp e dell'HEf estratti da escrementi di *Allobophora* e del brodo culturale di *Streptomyces atroolivaceus* (BCSA) (Nardi, Arnoldi e Dell'Agnola, 1989)

Materiale	Concentrazioni delle soluzioni dei diversi materiali ($\mu\text{gC/L}$) aventi attività ormono-simile corrispondenti a 1 $\mu\text{g/L}$ di:		
	AIA*	AG**	BAP***
HSp $\mu\text{gC/L}$	3.0×10	1.0×10^4	5.0×10^2
HEf $\mu\text{gC/L}$	9.4×10^{-4}	8.2×10^{-1}	1.5×10^{-2}
Rapporto HEf/HSp	3.2×10^4	1.2×10^4	3.3×10^4
BCSA ml/L	5.2×10^{-2}	9.2×10^{-3}	7.5×10^{-2}

* AIA = acido indolacetico.

** AG = acido gibberellico.

*** BAP = benzilaminopurina

attività ormonale e biologica analoghe a quelle osservate per l'HEf. Biologicamente attivi, con caratteristiche quindi simili all'HEf, sono risultati in particolare i brodi (BCSA) di alcuni attinomiceti appartenenti al genere *Streptomyces* e alle specie *atroolivaceus* ed *exfoliatus*.

EFFETTO ESERCITATO DALLE SOSTANZE UMICHE SULLA CRESCITA E COMPOSIZIONE DELLE PIANTE

Le conseguenze dirette sulle piante derivanti dalla presenza delle sostanze umiche non sono accertabili con esperienze condotte in pieno campo dove fra l'altro i fattori interferenti sono molteplici e difficilmente controllabili. Indicazioni possono essere invece ottenute allevando le piante in soluzioni nutritive agarificate poste in celle climatizzate dove tuttavia il tempo utile difficilmente può superare i 14-21 giorni. Impiegando plantule di soia e soluzioni nutritive contenenti BCSA, che come si è detto si identifica con l'HEf, si è osservato che lo sviluppo delle radici e, in tempo successivo, quello delle foglie viene sensibilmente incrementato (Tab. 2). Tali effetti sono risultati correlati all'assorbimento radicale dell' NO_3^- , alla presenza di maggiori quantità di proteine e alla conseguente diminuzione dell' NO_3^- nei tessuti vegetali. Anche con plantule di riso si è osservato come venga aumentata, dalla presenza di $40 \text{ mL} \times \text{L}^{-1}$ di BCSA nella soluzione nutritiva rispetto al controllo, del 34% la crescita, del 49% l'assorbimento dell' NO_3^- , del 29% il K, del 32% il Ca e del 48% il Mg (Tab. 3). Particolare rilievo hanno anche le conseguenze osservate sullo sviluppo e sulla morfologia dell'apparato radicale. Gli effetti registrati derivano dallo stimolo che il BCSA, e quindi anche l'HEf e le sostanze umiche, esercita sull'assorbimento anionico in genere e dei nitrati in particolare, sulla sintesi delle proteine, sull'utilizzazione metabolica dei nutrienti e dell'ATP. Tutti questi effetti sono fra loro concatenati e appaiono legati alla sintesi degli enzimi responsabili delle varie attività metaboliche dei vegetali.

Le indagini condotte hanno fornito risultati che dipendono, naturalmente, dalla presenza dell'HEf e dell'HSp e dai loro rapporti nei policondensati umici. Preincubando plantule di avena o di orzo in soluzioni contenenti HSp, HEf o brodi culturali esauriti di *Streptomyces atroolivaceus* (BCSA) (Tab. 4) è stato rilevato, a conferma dei dati sull'attività ormonale, come l'HSp espliciti azione inibitrice progressivamente crescente con l'aumentare della

TAB. 2. Effetto esercitato dalla presenza del BCSA sullo sviluppo, sull'assorbimento dell' NO_3^- , sulla presenza di proteine e sul contenuto di nitrati in plantule di soia cresciute in soluzioni nutritive gelificate (fra parentesi il % rispetto al controllo)

Giorni di crescita	Tesi mL BCSA/L	Peso secco mg/plantula		NO_3^- assorbito mg/plantula	Contenuto di proteine mg/plantula		Contenuto di NO_3^- mg/plantula	
		radici	foglie		radici	foglie	radici	foglie
4	0	7.28 (100)	106.39 (100)	1.95 (100)	1.020 (100)	8.016 (100)	3.678 (100)	3.775 (100)
	10	9.20 (126)	98.53 (93)	1.70 (87)	1.024 (100)	8.090 (101)	3.341 (91)	2.069 (55)
	13.3	10.24 (140)	89.90 (85)	1.70 (87)	1.177 (115)	8.032 (100)	2.805 (76)	2.391 (63)
7	0	17.41 (100)	99.96 (100)	4.95 (100)	1.198 (100)	9.519 (100)	11.096 (100)	16.332 (100)
	10	21.54 (124)	95.79 (96)	4.70 (95)	1.744 (146)	10.510 (110)	9.782 (88)	8.449 (52)
	13.3	19.62 (113)	96.10 (96)	4.70 (95)	1.693 (137)	10.210 (107)	8.286 (75)	7.624 (47)
10	0	26.74 (100)	101.06 (100)	5.70 (100)	1.532 (100)	6.584 (100)	18.257 (100)	18.221 (100)
	10	30.52 (114)	106.48 (108)	6.70 (118)	2.221 (145)	9.399 (143)	14.911 (82)	10.941 (60)
	13.3	29.36 (110)	102.37 (101)	6.45 (113)	2.216 (145)	9.370 (142)	12.934 (71)	14.548 (80)
14	0	32.83 (100)	110.50 (100)	8.95 (100)			24.439 (100)	48.478 (100)
	10	35.81 (109)	136.57 (124)	9.95 (111)			19.410 (79)	35.149 (73)
	13.3	35.02 (107)	139.06 (126)	11.20 (125)			15.825 (65)	27.734 (57)

TAB. 3. Peso secco e contenuto in ioni delle piante alle diverse età di raccolta (fra parentesi il % rispetto al controllo)

BCSA (mL/L)	Età delle piante alla raccolta (giorni)	Peso secco della pianta (mg)	Trasporto di ioni			Contenuto di cationi		
			NO ₃ ⁻ (µg/plantula)	PO ₄ ³⁻	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺ (µg/plantula)	Fe ²⁺
0	7	12.59 (100)	4.66 (100)	n.d.	0.56 (100)	0.64 (100)	80 (100)	12 (100)
	14	56.41 (100)	9.04 (100)	1.96 (100)	4.07 (100)	1.11 (100)	102 (100)	24 (100)
	21	167.54 (100)	19.36 (100)	3.96 (100)	7.31 (100)	1.96 (100)	665 (100)	39 (100)
10	7	9.69 (79)	8.16 (175)	n.d.	0.99 (176)	1.05 (164)	210 (262)	14 (116)
	14	60.94 (106)	18.47 (204)	1.35 (69)	4.96 (122)	1.60 (144)	577 (566)	23 (96)
	21	204.04 (122)	25.08 (130)	3.71 (94)	9.00 (123)	2.24 (114)	952 (143)	31 (79)
13	7	9.82 (78)	9.15 (196)	n.d.	0.97 (173)	0.96 (150)	227 (284)	16 (130)
	14	63.00 (111)	18.60 (205)	1.29 (66)	5.14 (126)	1.57 (141)	627 (615)	25 (104)
	21	220.00 (131)	27.80 (143)	3.68 (93)	9.10 (124)	2.47 (126)	977 (147)	32 (82)
40	7	10.00 (79)	9.50 (203)	n.d.	1.09 (194)	1.20 (189)	310 (387)	15 (125)
	14	68.00 (121)	18.80 (207)	1.23 (63)	5.33 (130)	1.78 (160)	640 (627)	21 (87)
	21	225.00 (134)	28.90 (149)	3.38 (85)	9.44 (129)	2.59 (132)	983 (148)	34 (87)

Tab. 4. Effetto esercitato dalla preincubazione per 16 ore in soluzioni contenenti HSp, HEf e BCSA sull'assorbimento di NO_3^- in plantule di *Avena sativa* e *Hordeum disticum* (fra parentesi il % sul controllo)

Avena sativa		Hordeum disticum	
Tesi	NO_3^- assorbito nM/g p.f./min	Tesi	NO_3^- assorbito nM/g p.f./min
Controllo	1.63 (100)	Controllo	2.14 (100)
HEf (mg C/L)		BCSA (mL/L)	
0.8	2.81 (173)	2.0	1.17 (55)
1.0	3.07 (188)	2.9	2.51 (117)
1.1	2.40 (147)	3.3	3.89 (182)
1.2	2.20 (135)	5.0	2.45 (115)
		10.0	1.87 (87)
HSp (mg C/L)			
2.0	1.27 (78)		
4.0	1.11 (68)		
6.0	0.78 (48)		
10.0	0.42 (26)		

concentrazione mentre l'HEf e il BCSA effetto massimo di stimolo per concentrazioni intermedie. Con la presenza contemporanea di HSp e HEf le massime velocità di assorbimento dell' NO_3^- sono state registrate per concentrazioni di HSp pari a 2.5 e di HEf di $0.8 \text{ mg C} \times \text{L}^{-1}$, quindi non in relazione solo alle quantità di HEf ma anche al rapporto esistente tra l'HSp e l'HEf (Fig. 2). Ciò evidenzia come l'HSp regoli la disponibilità dell'HEf e quindi la sua azione metabolica in modo tale che nelle condizioni sopra indicate viene realizzata una concentrazione media ottimale di HEf durante tutto il periodo di preincubazione considerato. Quanto detto rivela l'esistenza di un meccanismo che in qualche modo è simile a quello che governa l'assorbibilità degli ioni nutritivi presenti nel complesso di scambio dei terreni.

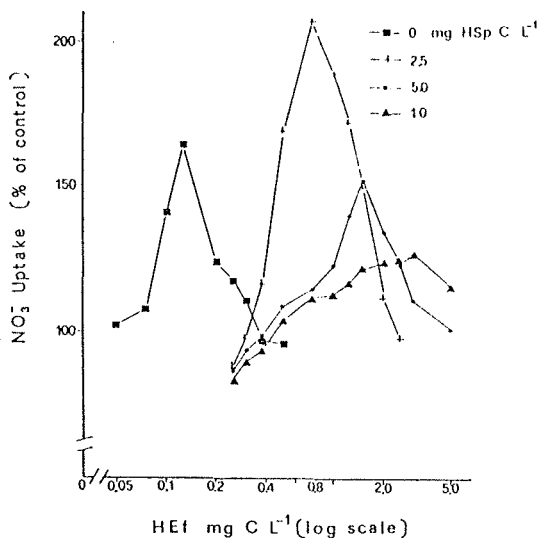


Fig. 2 - Assorbimento di NO_3^- da parte di plantule di *Hordeum vulgare* preincubate per 16 ore in HEf, HSp e HEf + HSp.

Da quanto è stato detto, se pur limitatamente agli effetti diretti sui vegetali non mediati cioè dalle azioni altrettanto interessanti sulle caratteristiche colturali dei suoli, appare evidente l'importanza della presenza, nei terreni, delle sostanze umiche derivanti, ad esempio, dalla trasformazione biologica dei rifiuti organici. Per dissipare ogni dubbio sulla rilevanza pratica del problema, volutamente si sono considerati in questa relazione soltanto quegli aspetti del metabolismo vegetale (crescita delle plantule, assorbimento e utilizzazione dei nutrienti) che inequivocabilmente sono legati ai livelli di produttività delle colture agrarie.

Dato che gli incrementi di peso indotti dalle sostanze umiche al 14-21° giorno di crescita sono risultati dell'ordine del 20-30% (Tab. 2 e 3), si può ritenere che i dati esposti, anche se riferiti a stadi di sviluppo lontani dalla maturità e quindi dal raggiungimento di un risultato pratico finale, abbiano dimensioni interessanti. Va rilevato tuttavia come tali risultati siano stati raggiunti mediante una oculata scelta delle sostanze umiche e un non facile dimensionamento delle loro concentrazioni nel substrato nutritivo in rapporto al vegetale impiegato: l'azione dell'humus risulta in fatti complessa, delicata e variabile da pianta a pianta in quanto riconducibile a quella degli ormoni vegetali. Da ciò emerge l'importanza che l'assimilabilità dell'HEf, che rappresenta la parte ormonalmente attiva delle sostanze umiche (Tab. 1), venga controllata da un meccanismo specifico che, come si è visto, fa riferimento alla presenza dell'HSp.

Questo argomento merita ulteriori e sostanziali approfondimenti indirizzati alla definizione delle quantità relative di ciascuno di questi costituenti nei policondensati umici e delle modalità del loro impiego in rapporto ai numerosi fattori interferenti. Tali quantità possono essere programmate imponendo indirizzi e ritmi adeguati al processo di trasformazione biologica dei rifiuti organici mediante la definizione delle composizioni delle miscele sottoposte ad umificazione e delle condizioni ambientali che possono essere regolate applicando tecniche specifiche influenti sull'attività microbiologica responsabile del processo di bioconversione.

La possibilità di separare dai policondensati umici l'HEf e l'HSp e di determinarne gli effetti biologici è un prezioso strumento per valutare i risultati ottenuti. Dai dati presentati appare determinante infatti che si debba tendere non solo a ottenere un ammendante organico minimo tranquillamente impiegabile in Agricoltura, ma anche un prodotto umico particolarmente predisposto ad impieghi specifici e tecnicamente avanzati.

Bibliografia

- DELL'AGNOLA G., FERRARI G.: *Azione concertata delle sostanze umiche del terreno sull'assorbimento radicale*. VIII Simp. Intern. di Agrochimica XIII, 298, 1971.
- KRAFFEZYE J., TROLLDMER G., BEUNGER H.: "Soluble root exudation of maize influence of potassium supply and rhizosphere microorganisms". *Soil Biol. Biochem.* 16, 315, 1984.
- NARDI S., DELL'AGNOLA G., ALBUZIO A.: "Variazione della complessità molecolare delle sostanze umiche per effetto dell'acidificazione con acidi organici". *Agrochimica XXX*, 148, 1986.
- NARDI S., ARNOLDI G., DELL'AGNOLA G.: "Effect of actinomycete metabolites on ion absorption by rice seedlings". *Sci. Total Envir.* 81/82, 675-678, 1989.
- NARDI S., ALBUZIO A., CONCHERI G., DELL'AGNOLA G.: "Effect of humic fractions of molecular size above and below 3.5 KDs on nitrate uptake by barley seedlings". *Giorn.*

Bot. Ital., in stampa, 1991.

VAUGHAN D., MC DONALD I.R.: "Effects of humic acid on protein synthesis and ion uptake in beet discs". *J. Exp. Bot.* 22, 400, 1971.

VAUGHAN D., MALCOLM R.E.: *Soil organic matter and biological activity*. Martinus Nijhoff/ Dr. W. Junk, Dordrecht, 1985.

Estraibilità di metalli pesanti durante la stabilizzazione della sostanza organica da residui solidi urbani

C. Ciavatta*, M. Govi*, D. Montecchio*, P. Sequi**

Riassunto – Vengono riportati i risultati del monitoraggio di alcuni metalli pesanti durante la maturazione della frazione organica da RSU di una pila statica di compost sottoposta a ventilazione forzata per un periodo di circa 2 mesi. La solubilità e l'estraibilità dei metalli risulta diversa a seconda del metallo e dell'estraente utilizzato mettendo in evidenza come questo approccio sia assai più utile rispetto al solo contenuto totale.

INTRODUZIONE

Da sempre si è ritenuto opportuno misurare nel terreno il contenuto totale dei metalli pesanti con l'intento di avere un efficace controllo ambientale e tossicologico. Tuttavia, poichè la correlazione fra contenuto totale e assimilabilità radicale è in generale scarsa (Paris e Lucianer, 1987) sono state impiegate alcune soluzioni per ipotizzare la frazione solubile o potenzialmente assimilabile dalle piante. Anche per il compost il solo contenuto totale di metalli non appare sufficiente mentre più realistica sembra la via di impostare gli studi sulla frazione estraibile come già da tempo si usa per alcuni elementi della fertilità. Inoltre, tenuto conto dell'affinità fra sostanze umiche e metalli sembra opportuno approfondire questa interazione per tutte le biomasse destinate al suolo (Garcia et al., 1990; Leita e De Nobili, 1991).

Scopo del presente lavoro è stato quello di monitorare l'andamento della solubilità in H_2O e l'estraibilità di alcuni metalli pesanti (Cu, Zn, Pb, Cr, Ni e Cd) in alcune soluzioni estraenti (KNO_3 , EDTA, DTPA) durante la maturazione della frazione organica da residui solidi urbani.

MATERIALI E METODI

I campioni di compost sono stati prelevati nell'inverno 1989 dall'impianto di S. Benedetto Po (MN) da una pila statica di rifiuti solidi urbani (RSU) da raccolta indifferenziata sottoposta a ventilazione forzata. Dopo circa 20 giorni il materiale in piena fase termofila subiva una prima purificazione da vetri, materiali ferrosi e plastiche per poi riprendere la stabilizzazione fino al 55° giorno. I campioni prelevati erano seccati in stufa ventilata a 70°C e setacciati a 2 mm (fraz. A); la restante parte (fraz. B) veniva privata delle impurezze, macinata, vagliata a 2 mm e aggiunta alla frazione A (campione di sostanza organica rappresentativo del compost). Il contenuto di metalli totali (Cu, Zn, Pb, Cr, Ni e Cd) veniva determinato dopo una preliminare digestione di 0,5 g di campione con 10 mL di HNO_3 70% e 3 mL di $HClO_4$ 37% per spettrofotometria in assorbimento atomico (AAS, GBC modello

* Istituto di Chimica Agraria, Università di Bologna

** Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, M.A.F., Roma

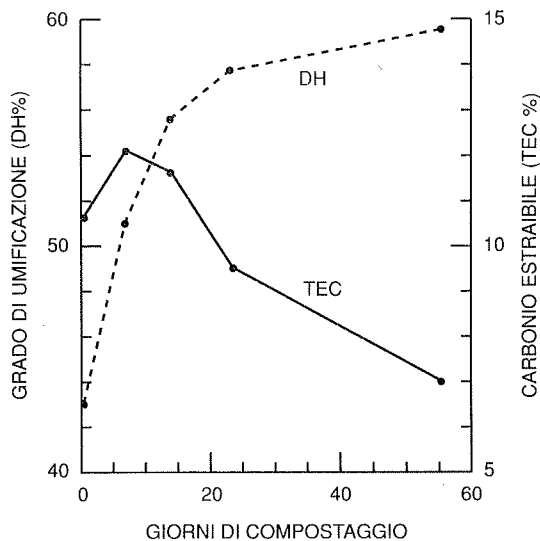


Fig. 1 - Andamento del grado di umificazione (DH) e del carbonio organico estraibile (TEC) durante il compostaggio della frazione organica da RSU.

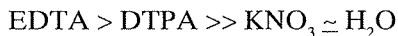
903), mentre la frazione solubile in acqua dopo estrazione di 2,5 g di campione in 50 mL di H₂O distillata a temperatura ambiente per 2 ore su di uno scuotitore a 100 oscillazioni al minuto. Le soluzioni estraenti erano (a) 50 mL di KNO₃ 1M (Petruzzelli et al., 1985); (b) 50 mL di EDTA 0,05M a pH 7 (Lakanen e Ervio, 1971); (c) 50 mL di DTPA 0,005M + TEA + CaCl₂ 0,01M a pH 7,3 (Lindsay e Norvell, 1978).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il processo di maturazione della sostanza organica del compost, monitorato utilizzando il grado di umificazione (DH) (Ciavatta et al., 1990), aumentava nel tempo per tendere alla stabilizzazione alla fine del processo (Fig. 1). Al contrario, il carbonio totale estraibile (TEC) indicato dalla normativa vigente quale parametro per stabilire la maturazione del compost, dopo un iniziale aumento, tendeva a diminuire progressivamente con un andamento opposto a quello atteso.

Il contenuto totale di metalli pesanti subiva, come prevedibile, un incremento rispetto al valore iniziale pur rimanendo entro i limiti fissati dalla normativa. Il calo di sostanza secca per parziale mineralizzazione della sostanza organica e la raffinazione erano le ragioni dell'aumento del loro contenuto totale. Tale incremento era evidenziato anche dall'aumento del rapporto Cd/Zn che passava da 0,11 a 0,40 e dal carico di Zn equivalenti (Chaney, 1974) da 1119 a 1767, rispettivamente nel compost iniziale e finale.

La solubilità e l'estraibilità dei metalli pesanti, espressa come percento del totale, evidenziava una diversa efficienza di estrazione delle soluzioni nell'ordine:



La parte solubile in H₂O, o scambiabile per aggiunta di una soluzione di un sale neutro (KNO₃), era al di sotto della soglia di sensibilità strumentale per il Cd, mentre cresceva via via per i restanti metalli nell'ordine Cd < Pb < Cr < Zn < Ni < Cu con percentuali di estraibilità comprese entro il 21%. Diversa e più consistente efficienza di estrazione era ottenuta con soluzioni contenenti chelanti (EDTA e DTPA). L'EDTA si è dimostrato sempre più efficiente rispetto al DTPA con un incremento di estraibilità che ha raggiunto

TAB. 1. Coefficiente di correlazione (r) e angolare (b) della retta di regressione ($y = a + bx$) della frazione di metalli solubili ed estraibili rispetto al grado di umidificazione (DH)

	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
r (H ₂ O)	0,46	0,70**	0,73**	-0,87**	0,86**	-0,56*
" (KNO ₃)	-0,03	0,61*	0,90**	-0,11	0,76**	-0,74**
" (EDTA)	0,80**	0,75**	-0,19	0,56*	0,91**	0,68**
" (DTPA)	0,71**	0,21	0,19	0,07	0,95**	0,74**
b (H ₂ O)	0,75	1,90	0,22	-0,06	0,25	-0,01
" (KNO ₃)	-0,05	1,09	0,31	-0,01	0,17	-0,01
" (EDTA)	6,57	13,19	-1,62	0,07	0,69	0,04
" (DTPA)	3,82	0,96	0,54	0,01	0,57	0,03

** Significatività per $P = 0,01$ e per * $P = 0,05$

circa l'80% per il Pb in EDTA. L'analisi di regressione lineare fra la frazione di metalli pesanti solubili ed estraibili rispetto al DH (Tab. 1) ha mostrato una correlazione molto elevata ($P=0,01$) solo per Zn e Pb estratti in acqua; Pb e Ni KNO₃; Cu, Zn, Cd e Ni in EDTA; Cu, Cd e Ni in DTPA. Una correlazione con $P=0,05$ si aveva solo per lo Zn estratto in KNO₃ e il Cr in EDTA. Un certo calo di estraibilità veniva evidenziato specialmente per il Cr in H₂O e per il Cd in H₂O e in KNO₃. Tali variazioni erano ulteriormente messe in luce dall'esame dei valori dei coefficienti angolari (b) delle rette di regressione.

CONCLUSIONI

Lo studio ha messo in evidenza che il parametro di legge utilizzato per il controllo della stabilizzazione della sostanza organica nel compost da RSU non è idoneo allo scopo, mentre il DH ha confermato di essere un parametro che può soddisfare pienamente tale esigenza. Il processo di raffinazione, inoltre, portava ad una ulteriore contaminazione del compost da parte dei metalli pesanti con un risultato certamente opposto all'atteso. La solubilità e l'estraibilità dei metalli pesanti durante la maturazione mostravano andamenti differenti a seconda dei metalli analizzati e delle soluzioni estraenti utilizzate. La scelta di valutare la potenziale pericolosità dei metalli pesanti nel suolo attraverso le loro forme solubili e/o estraibili, anche se non facile, appare comunque inderogabile.

Bibliografia

- CHANEY R.L.: "Recommendations for Management of Potentially Toxic Elements in Agricultural and Municipal Wastes". In *Factors Involved in Land Application of Agricultural and Municipal Wastes*. Agric. Res. Serv., US Dept. Agr., Betsville, MD, p. 97, 1974.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: "Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinylpyrrolidone". *J. Chromatogr.* 509, 141-146, 1990.

- GARCIA C., HERNÁNDEZ T., COSTA F.: "The influence of composting and maturation process on the heavy-metals extractability from some organic wastes". *Biol. Wastes* 31, 291-301, 1990.
- LAKANEN E., ERVIO R.: "A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils". *Acta Agr. Fenn.* 123, 223-32, 1971.
- LEITA L., DE NOBILI M.: Water-soluble fractions of heavy metals during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 20, 73-78, 1991.
- LINDSAY W.L., NORVELL W.L.: "Development of a DTPA test for Zinc, Iron, Manganese and Copper". *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42, 421-28, 1978.
- PARIS P. LUCIANER A.: "Piante e metalli pesanti: gli equilibri possibili nella molteplicità delle variabili". *Genio Rurale* 4, 31-44, 1987.
- PETRUZZELLI G., LUBRANO L., GUIDI G.: "Heavy metals extractability". *BioCycle* 26, 46-9, 1985.

Impiego della elettrofocalizzazione nel riconoscimento del livello di maturazione di fanghi organici

M. Govi*, C. Ciavatta*, D. Montecchio*, P. Sequi**

Riassunto – La sostanza organica di alcuni fanghi e compost è stata estratta con diverse soluzioni estraenti ed è stata caratterizzata per elettrofocalizzazione. Sono quindi state effettuate valutazioni del livello di maturazione e della efficacia estraente delle soluzioni utilizzate.

INTRODUZIONE

La sostanza organica (s.o.) contenuta nei fanghi di depurazione delle acque reflue urbane è oggi di notevole interesse per l'agricoltura. La fertilizzazione con fanghi urbani è però legata ad alcuni problemi che devono essere risolti per evitare conseguenze dannose al suolo e alle colture. Uno dei principali problemi è costituito dalla maturazione della s.o. in essi contenuta.

Diversi autori hanno cercato di individuare metodologie analitiche efficienti per valutare il livello di maturazione della s.o. nei rifiuti organici; purtroppo diversi parametri si sono rivelati poco affidabili e non sempre adatti allo scopo. Recentemente sono stati ottenuti buoni risultati con l'uso della elettrofocalizzazione analitica (EF).

Questa tecnica è stata utilizzata da diversi autori per caratterizzare le sostanze umiche estratte da fanghi, compost e per seguire l'evoluzione della sostanza organica durante la maturazione dei liquami suini e durante l'incubazione di cuoio torrefatto nel suolo. Recentemente, inoltre, è stata utilizzata per riconoscere le matrici dei principali concimi organici (De Nobili et al., 1986; Govi et al., 1991a; Sequi et al., 1991; Govi et al., 1991b).

Lo scopo del presente lavoro era quello di applicare l'EF agli estratti organici di fanghi e di compost a diverso livello di maturazione e di valutare l'efficacia di alcune soluzioni estraenti delle sostanze umiche.

MATERIALI E METODI

I campioni di fanghi e compost provengono dall'impianto di depurazione delle acque reflue della città di Faenza (Ravenna). La descrizione dei campioni utilizzati è riportata in Tab. 1, mentre in Tab. 2 è possibile osservare alcune loro caratteristiche.

* Istituto di Chimica Agraria, Università di Bologna

** Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, M.A.F., Roma

TAB. 1. Campioni di fanghi e compost utilizzati nel presente lavoro.

F ₀	Fango prelevato da digestore anaerobico
F ₁	Fango prelevato a valle del digestore
C ₀	Miscela fresca di fango e paglia
C ₁	Miscela dopo 40 giorni di compostaggio
C ₂	Miscela dopo 80 giorni di compostaggio

ESTRAZIONE DELLA SOSTANZA ORGANICA

La s.o. dei fanghi e dei compost è stata estratta secondo una metodologia già descritta (Govi et al., 1991b). Le soluzioni estraenti utilizzate erano: NaOH 0,5M, Na₄P₂O₇ 0,1M, Na₄P₂O₇ 0,1M tamponato a pH 7 con H₃PO₄ concentrato. Gli estratti ottenuti con NaOH sono stati desalinizzati con una resina a scambio ionico del tipo Amberlite in forma H₃O⁺; 25 ml degli altri estratti sono stati posti in un tubo da dialisi immerso in 5 litri di acqua sottoposta ad una blanda agitazione per 24 ore a 0°C.

DETERMINAZIONE DEL CARBONIO ORGANICO

Il carbonio organico totale dei campioni è stato determinato utilizzando una metodica per i campioni solidi (Ciavatta et al., 1989) e una per i campioni liquidi (Ciavatta et al., 1991).

ELETTROFOCALIZZAZIONE

La elettrofocalizzazione degli estratti (Govi et al., 1991b) è stata condotta utilizzando aliquote di estratto contenenti circa 100 µg di carbonio organico.

GRADO DI UMIFICAZIONE

Sui campioni disponibili è stata effettuata la valutazione del grado di umificazione (DH) (Ciavatta et al., 1990).

TAB. 2. Alcune caratteristiche dei fanghi e dei compost utilizzati nel presente lavoro.

	C%	N%	DH%
F ₀	27,1	7,2	46,5
F ₁	26,4	6,4	40,0
C ₀	25,4	2,3	56,5
C ₁	21,2	2,6	62,9
C ₂	21,3	2,0	66,7

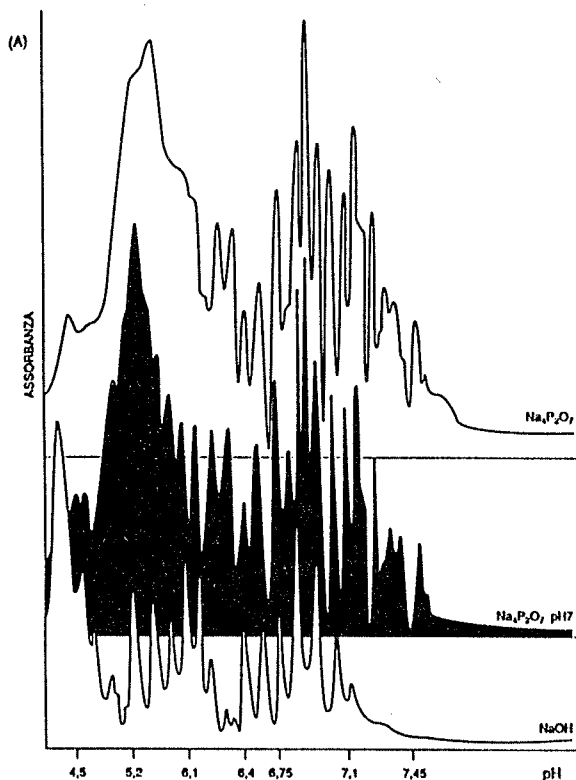


Fig. 1 - Profili EF del fango F1 estratto con NaOH 0,5M, $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0,1M e con $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0,1M a pH 7.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Come è stato possibile notare in profili EF qui non riportati, sia il trattamento in digestione anaerobica che il compostaggio aerobico con paglia hanno favorito la maturazione della s.o. dei fanghi portando a composti più evoluti di quelli di partenza. In particolare il profilo del fango F_0 estratto con $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ a pH 7 presentava bande focalizzate nella zona del gradiente di pH da pH 4 a pH 7,2 mentre il profilo del fango F_1 presentava alcune bande anche nella zona del gradiente fino a pH 7,4. L'avvenuta maturazione della sostanza organica risulta molto più evidente dopo 80 giorni di compostaggio con paglia: si notavano infatti

bande molto intense anche nella zona del gradiente compreso fra pH 7,2 e pH 7,5.

Di notevole interesse risulta il confronto fra le diverse soluzioni comunemente usate per l'estrazione delle sostanze umiche. I profili raffigurati in figura 1 mostrano come il pH della soluzione di pirofosfato di sodio non abbia apparentemente influenzato l'estrazione della sostanza organica mentre risultano completamente diversi i profili degli estratti in soluzione di NaOH. In Figura 1 si può infatti notare come i profili del fango F_1 estratto con $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ e con $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ tamponato a pH 7 siano sostanzialmente simili mentre quello dell'estratto con NaOH presenti un gruppo di bande ben evidenziate nella regione del gradiente di pH compresa fra pH 4 e pH 5,5 e un secondo gruppo di bande focalizzate nella regione compresa fra pH 6 e pH 6,7.

CONCLUSIONI

I risultati ottenuti in questo lavoro dimostrano l'efficacia dell'EF nel valutare il livello di maturazione della s.o. nei fanghi e nei compost. I profili EF mostrano come, indipendentemente dalla soluzione estraente, i materiali con s.o. più maturata presentino molecole con più elevato punto isoelettrico apparente.

La soda, estraente già adottato per seguire con l'uso dell'EF l'evoluzione della s.o. in liquami suini (Govi et al., 1991a), ha confermato di poter essere utilizzata come estraente della s.o. per la caratterizzazione qualitativa. L'utilizzo di soluzioni chelanti come il pirofosfato di sodio ha evidenziato che pure questo estraente delle sostanze umiche può essere utilizzato per seguire l'evoluzione della s.o. in fanghi e compost.

Nessuna evidente differenza è stata notata fra gli estratti ottenuti con il pirofosfato di sodio a pH ~ 10 e quelli ottenuti con la stessa soluzione tamponata a pH 7.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare il C.R.P.A. di Reggio Emilia e, in particolar modo, la Dott.ssa L. Cortellini per aver fornito i campioni di fanghi e compost utilizzati nel presente lavoro.

Bibliografia

- CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: *Comm. Soil. Sci. Plant. Anal.* 20, 759-773, 1989.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: *J. Chrom.* 509, 141-146, 1990.
- CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, in press, 1991.
- DE NOBILI M., CERCIGNANI G., LEITA L., SEQUI P.: *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 17, 1109-1119, 1986.
- GOVI M., CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: "Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environ.", in *Proc. Int. Symp.*, Linköping - Svezia, 1991a.
- GOVI M., CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P.: *Fert. Res.* in press, 1991b.
- SEQUI P., CIAVATTA C., VITTORI ANTISARI L.: (Chapter 20): *Organic substances and sediments in water: volume 1: Humic and soils.* R.A. Baker (ed.). CRC Press, Inc. FL, USA, pp. 351-367, 1991.

Risultati preliminari di prove di umificazione chimica e catalitica abiotica di materiali organici in reflui oleari

G. Brunetti*, T.M. Miano**, N. Senesi*

Riassunto – In questo lavoro sono brevemente descritti i risultati preliminari relativi alla caratterizzazione chimica e chimico-fisica di campioni di un refluo oleario misto sottoposto a tre distinti trattamenti di polimerizzazione ossidativa, con H_2O_2 , ovvero con catalizzatori bentonite o bauxite più ossidi ferrici, e prelevati a quattro diversi stadi del processo. Vengono, inoltre presentati e discussi comparativamente i dati dell'analisi chimica composizionale e funzionale e spettroscopica all'infrarosso e in fluorescenza degli acidi umo-simili isolati dai reflui trattati e dal refluo iniziale, a confronto con le corrispondenti proprietà di acidi umici isolati da terreno. I risultati complessivi, sia pure di carattere preliminare, indicano che entrambi i trattamenti catalitici del refluo sono in grado di avviare processi di polimerizzazione di tipo umificazione a carico della sostanza organica del refluo stesso e appaiono meritevoli di ulteriore studio e approfondimento.

Uno dei grossi problemi inerenti le industrie olearie, tuttora irrisolto e molto dibattuto, riguarda le necessità di smaltirne le acque reflue in maniera economicamente accettabile nel rispetto dell'ambiente. L'opzione preferita si basa sul loro recupero e riciclo in agricoltura, considerando che tutti i loro componenti hanno origine vegetale e che si debba cercare di evitare l'artificioso ed, in termini energetici, costoso problema della depurazione e dello smaltimento.

La possibilità di riciclaggio di tali reflui come fertirriganti per il suolo presuppone innanzitutto la conoscenza delle caratteristiche chimiche e chimico-fisiche sia dei reflui tal quali che dei prodotti dei trattamenti effettuati per modificarne opportunamente le loro proprietà chimiche e biochimiche, nonché la conoscenza dei complessi problemi di ordine agronomico ed ambientale legati al loro uso.

L'obiettivo principale che si propone questa ricerca rientra nell'ambito di studi sull'argomento già da tempo avviati dal nostro gruppo (Senesi et al., 1991; Brunetti et al., 1990) e consiste nella valutazione comparativa dei prodotti ottenuti sottoponendo i reflui oleari a tre distinti trattamenti chimici e catalitici. Ciò, attraverso la caratterizzazione chimica, chimico-fisica e spettroscopica dei reflui trattati e delle loro componenti umo-simili, rispetto ai reflui originali. In particolare, ci si propone di valutare lo stato di evoluzione dei processi di umificazione della sostanza organica contenuta nei reflui, indotti dai trattamenti effettuati.

MATERIALI E METODI

Un refluo misto e unificato, derivato da diverse industrie olearie della provincia di Foggia, è stato sottoposto a tre distinti trattamenti condotti in tre vasche di vetro-resina della capacità di circa 1000-1200 litri, dotate di un'asta di agitazione a forma di T capovolta e con la base forata per l'insufflaggio di aria. In ciascuna vasca sono stati posti 900 litri di

* Istituto di Chimica Agraria, Università di Bari

** Dip.to Produzione Vegetale, Un. della Basilicata, Potenza

refluo a cui sono stati addizionati, rispettivamente, 9 litri di H₂O₂ a 120 vol. (vasca a), 9 Kg di bentonite (vasca b), 6 Kg di bauxite più 3 Kg di ossido ferrico (vasca c). Ogni sistema è stato mantenuto in agitazione e sotto corrente di aria per tutta la durata della prova (11 settimane). Il pH è stato controllato quotidianamente e riportato, se necessario, a valori vicini alla neutralità con aggiunta di calce. La temperatura è stata mantenuta al valore ambiente. Dopo un mese dall'inizio della prova, è stata effettuata un'ulteriore aggiunta del reattivo H₂O₂ e dei due catalizzatori, nelle stesse quantità di partenza.

I prelievi sono stati effettuati, oltre che sul refluo iniziale, a quattro stadi successivi per ogni trattamento (dopo 1, 3, 8 e 11 settimane). I campioni prelevati sono stati divisi in due porzioni, su una delle quali sono stati determinati i parametri chimici e chimico-fisici convenzionali con metodiche IRSA/CNR (1978). L'altra aliquota è stata utilizzata per isolare gli acidi umo-simili (AUS) secondo i metodi convenzionali di estrazione, frazionamento e purificazione (Schnitzer e Khan, 1972), opportunamente adattati ai materiali in esame (Brunetti, 1989). Gli AUS isolati sono poi stati sottoposti a tutta una serie di indagini chimiche, chimico-fisiche e spettroscopiche, i cui risultati sono stati confrontati con le corrispondenti proprietà di acidi umici naturali (AU) isolati da terre rosse pugliesi e precedentemente caratterizzati (Chen et al., 1978). Ciò al fine di ottenere una valutazione su base comparativa del reale grado di somiglianza degli AUS dei reflui agli AU naturali del terreno.

RISULTATI E DISCUSSIONI

I parametri chimici e chimico-fisici riferiti in Tab. 1 mostrano differenze di secondaria importanza sia tra i valori determinati sui reflui trattati secondo i tre processi e prelevati a quattro stadi successivi per ogni trattamento, sia tra questi valori e quelli relativi al refluo di partenza. Per quanto riguarda il pH, nonostante si sia provveduto a correggerlo alla neutralità con aggiunte periodiche di calce, solo all'11° settimana esso si stabilizza su valori più alti del pH del refluo iniziale, avvicinandosi alla neutralità. In ogni caso, l'azoto totale aumenta dopo la 1^a settimana e poi si stabilizza sul valore iniziale, mentre il C organico presenta un lieve calo all'11^a settimana. I solidi sospesi presentano andamenti oscillanti nel corso dei vari trattamenti, mentre i solidi totali si mantengono pressoché immutati e le

Tab. 1. Parametri analitici delle acque di vegetazione allo stadio iniziale (0) ed ai quattro stadi successivi (1, 3, 8 e 11 settimane) per i 3 trattamenti. H₂O, (a), bentonite (b), bauxite + ossido ferrico (c)

Campione	0	1 settimana			3 settimane			8 settimane			11 settimane		
		a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
pH	5,2	5,0	5,3	5,2	4,8	5,2	5,2	4,7	4,9	5,0	6,3	7,9	6,1
Ceneri 550°C (g/l)	13,6	13,9	14,0	13,1	13,8	14,5	13,9	14,6	15,8	15,6	20,4	19,4	17,9
Solidi tot. (g/l)	55,3	56,1	56,5	56,8	56,8	56,8	57,2	56,7	55,3	56,6	60,0	56,2	55,4
Solidi sosp. (g/l)	3,1	1,8	3,9	2,6	1,7	4,2	1,8	1,5	3,9	1,6	3,8	4,0	4,5
Azoto tot. (g/l)	0,4	0,6	0,6	0,6	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
C. Organ. (g/l)	22,6	21,8	21,6	21,8	21,1	21,0	21,6	21,4	20,6	21,4	19,4	18,7	19,2
Sost. Organ. (g/l)	38,8	37,6	37,1	37,6	36,3	36,1	37,1	36,7	35,5	36,7	33,4	32,2	33,0

ceneri presentano una tendenza costante ad aumentare col tempo di trattamento.

I parametri chimici relativi agli AUS del refluo variamente trattato, riferiti in Tab. 2, mostrano che la resa di estrazione degli AUS aumenta dopo la 3^o settimana nel trattamento con catalizzatori, mentre tende a calare sul lungo periodo nel caso del refluo trattato con H₂O₂. I contenuti in C e H, il rapporto C/N e il contenuto in ceneri degli AUS comunque trattati si mantengono sempre al di sopra dei corrispondenti intervalli di valori medi riscontrati negli AU delle terre rosse pugliesi. Al contrario, contenuti in N, O e gruppi funzionali acidi, nonché i rapporti C/H e O/C e il rapporto E₄/E₆ sono sempre al di sotto di quelli tipici degli AU da terreni. Comunque, dopo 8 settimane di trattamento, alcuni di tali valori si approssimano a quelli limite inferiori degli AU naturali. L'effetto dei trattamenti sulla composizione dell'AUS del refluo appare pertanto, almeno entro le 8 settimane della prova, limitato e non omogeneo, anche se promettente. Ognuno dei tre trattamenti pare infatti influenzare positivamente e distintamente l'evolversi di uno o più parametri verso l'umificazione, mentre non influisce sensibilmente sugli altri.

Gli spettri IR (Fig. 1) e di fluorescenza nei tre modi di emissione, eccitazione e sincrono (Fig. 2, 3 e 4) degli AUS isolati dal refluo iniziale appaiono molto diversi dai tipici spettri di AU da terreno, mentre gli andamenti si approssimano a questi ultimi all'aumentare del tempo del trattamento, particolarmente nelle prove di catalisi. I risultati dell'analisi all'IR mostrano un incremento del contenuto in gruppi funzionali ossigenati, in particolare

Tab. 2. Resa di estrazione, composizione elementare e delle principali funzionalità acide, rapporti atomici, rapporti E₄/E₆ e ceneri degli acidi umo-simili da reflui di industrie olearie, variamente trattati in confronto ai valori tipici di un acido umico naturale (AU) isolato da terre rosse pugliesi

Campione	0	a	b	c	a	b	c	a	b	c	AU*
	1 settimana				3 settimane			8 settimane			
Parametro											
Resa (g/l)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,6	0,4	0,6	0,7	-
C (%)	66,2	67,8	67,0	69,1	66,3	67,9	67,4	66,8	69,2	65,7	52,8-55,7
H (%)	9,3	10,6	9,9	9,7	10,3	10,1	9,7	9,5	9,9	8,7	4,7-5,5
N (%)	2,6	2,4	2,1	2,3	2,3	2,5	2,7	3,4	2,7	2,6	4,5-5,0
S (%)	0,8	0,9	--	0,3	--	0,8	1,1	1,1	0,7	0,9	0,3-1,3
O (%)	21,1	18,3	21,0	18,6	21,1	18,7	19,1	19,2	17,5	22,1	33,9-36,0
C/N	30,0	32,4	36,6	34,5	34,1	31,3	28,9	22,7	30,4	29,9	12,9-14,4
C/H	0,6	0,5	0,6	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,8-1,0
O/C	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4-0,5
COOH (meq/g)	2,2	2,7	2,3	2,5	1,9	2,2	1,8	2,6	2,7	2,9	3,1-4,1
OH fen. "	3,3	5,4	2,6	1,8	3,6	3,6	2,1	4,0	1,8	3,8	3,0-4,4
Acid.tot. "	5,5	8,1	4,9	4,3	5,5	5,8	3,8	6,6	4,5	6,7	6,7-7,6
E ₄ /E ₆	2,8	3,7	3,4	3,8	3,7	3,5	3,1	3,2	3,8	4,0	4,6-4,9
Ceneri (%)	5,2	21,6	11,0	4,9	22,7	10,2	7,6	9,2	11,3	9,8	1,5-4,0

* Fonte: Chen et al., 1978.

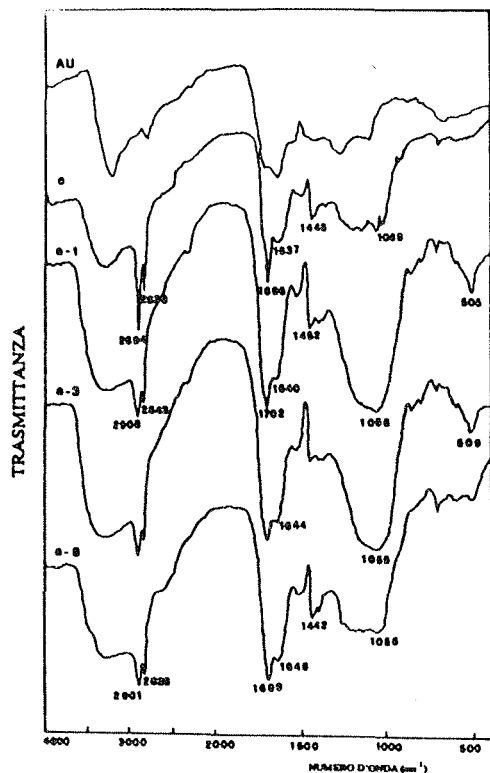


Fig. 1 - Spettri IR di un acido umico naturale (AU) da terra rossa pugliese, e acidi umo-simili isolati dal reffluo originario (0) e dal reffluo trattato con H_2O_2 , prelevato dopo 1 (a-1), 3 (a-3) e 8 (a-8) settimane di trattamento.

carbossilici, e nell'aromaticità degli AUS, con corrispondenti decrementi del carattere alifatico degli stessi, ad evidente indicazione dei processi di polimerizzazione ossidativa in atto. I risultati dell'analisi in fluorescenza, soprattutto in scansione sincrona, confermano la progressiva tendenza nelle intensità relative dei picchi ad approssimarsi alla situazione tipica degli AU naturali, soprattutto nei prodotti di trattamento con catalizzatori.

CONCLUSIONI

I risultati preliminari ottenuti dallo studio chimico e spettroscopico comparativo degli acidi umo-simili isolati dai reflui trattati con i due catalizzatori inorganici dimostrano che le modificazioni a livello strutturale, chimico e funzionale avvenute nella componente organica del reffluo, specie dopo i più lunghi periodi di trattamento, anche se limitati, risultano abbastanza promettenti nell'indicare un avvio dei processi di polimerizzazione di tipo umificazione, in atto a carico della sostanza organica del reffluo. Le ricerche in tal senso procedono, anche al fine di poter stabilire l'influenza delle trasformazioni in atto sulla componente polifenolica di questi materiali, spesso imputata come principale causa perturbatrice degli equilibri agroecologici e di inquinamento del terreno e delle falde.

Bibliografia

- BRUNETTI G.: *Sostanze umo-simili in reflui oleari variamente trattati. Caratterizzazione chimica e spettroscopica ai fine della valutazione come potenziali ammendanti organici per il terreno*. Tesi di laurea, Facoltà di Agraria, Università di Bari, 1989.
- BRUNETTI G., SENESI N., MIANO T.M.: *Potenziale uso di reflui oleari variamente trattati quali ammendanti organici. Caratterizzazione chimica e spettroscopica dei componenti umo-simili*. Atti VIII Convegno Nazionale S.I.C.A., Bari, 37-40, 1990.
- CHEN Y., SENESI N., SCHNITZER M.: "Chemical and physical characteristics of humic and

le (AU)
 o-simili
 al refluo
 1 (a-1),
 amento.

i AUS,
 al carat-
 ente in-
 ziazio-
 analisi
 nsione
 ressiva
 dei pic-
 e tipica
 prodotti

vo degli
 ano che
 onente
 imitati,
 zione di
 al senso
 to sulla
 e causa
 alde.

zazione
 organici

ati quali
 ti umo-

mic and

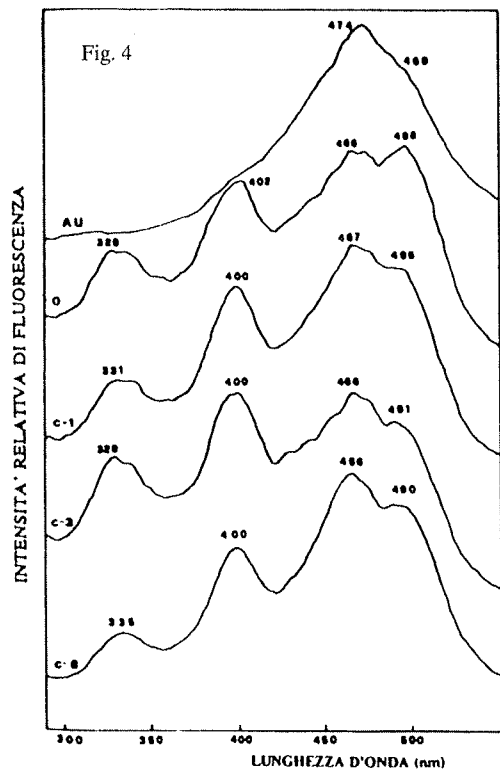
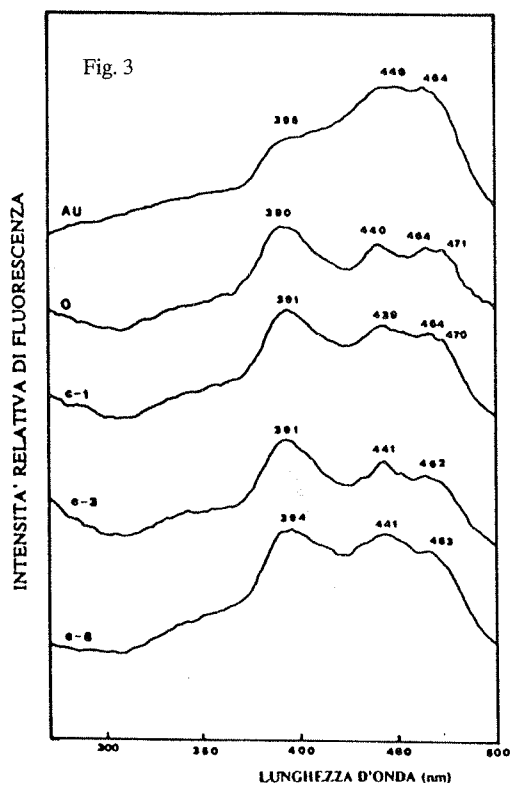
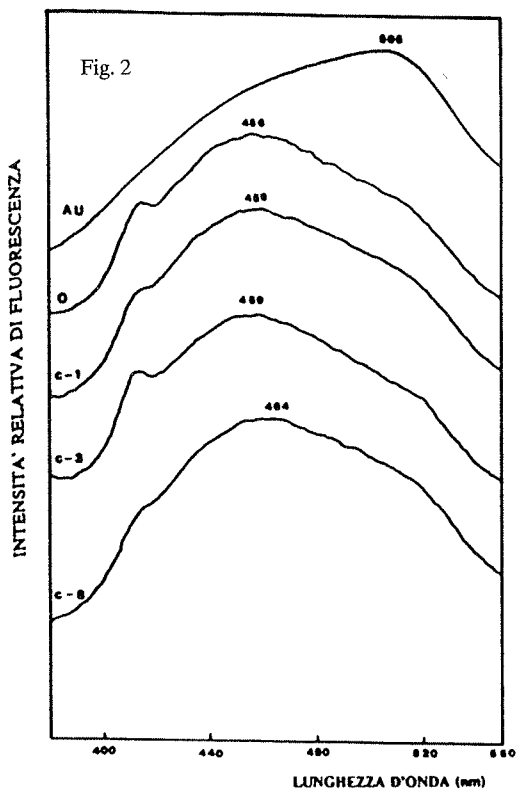


Fig. 2, 3, 4 - Spettri di fluorescenza rispettivamente in emissione, eccitazione e a scansione sincrona di un acido umico naturale da terra rossa pugliese (AU) e acidi umo-simili isolati dal refluo originario (O) e dal refluo trattato con catalizzatore bauxite e ossidi ferrici, prelevato dopo 1 (c-1), 3 (c-3) e 8 (c-8) settimane di trattamento.

- fulvic acids extracted from soils of the mediterranean region". *Geoderma*, 20: 87-104, 1978.
- Istituto di Ricerca sulle Acque del C. N. R. Metodi analitici per le acque. Vol. I e II. Quaderni dell'I.R.S.A.-C.N.R., 11. Ed. La Pergamena, 1978.
- SCHNITZER M., KHAN S.U.: *Humic Substances in the Environment*. Dekker, New York, 1972.
- SENESE N., BRUNETTI G., MIANO T.M.: *Acidi umo-simili in reflui oleari variamente trattati: caratterizzazione chimica e spettroscopica in confronto ad un acido umico naturale del terreno*. Olea, in stampa, 1991.

Caratterizzazione di forme metalliche nei fanghi di depurazione mediante acidificazione progressiva

G. Padovano*, V.M. Radogna*

Riassunto – L'apporto di fanghi di depurazione delle acque di scarico urbane al terreno, determina un aumento del contenuto del suolo di elementi nutritivi, in funzione della qualità di tali elementi presente nei fanghi. Non tutti gli elementi minerali sono utili all'economia della produttività vegetale, alcuni in forme particolarmente solubili e lisciviabili in determinate concentrazioni sono addirittura dannosi. Per questo motivo la nostra attenzione si è focalizzata nell'accertamento di forme solubili in soluzioni progressivamente acidificanti di ioni metallici come Ni, Pb, Cu, Zn e Mn.

INTRODUZIONE

L'utilizzo in agricoltura dei fanghi di depurazione delle acque di scarico urbane è oggetto di particolare attenzione, sia in relazione all'interesse che esso riveste nel quadro della conservazione delle risorse naturali e dell'energia, sia perché gli oneri relativi al trattamento, disidratazione e smaltimento dei fanghi incidono in misura elevata sul costo di gestione degli impianti di depurazione.

Detto utilizzo pone, peraltro, problemi di vario genere, tra i quali i più importanti sono quelli di ordine agronomico, chimico-agrario, igienico-sanitario.

L'apporto di fanghi al terreno determina un aumento del contenuto del suolo in elementi nutritivi in funzione della quantità di tali elementi contenuta nei fanghi e delle condizioni pedologiche e climatiche. La disponibilità di tali elementi per le piante, quindi, i riflessi sulla produzione vegetale dipendono da vari fattori pedologici, come pH, tessitura, contenuto in sostanza organica, potenziale di ossidoriduzione, capacità di scambio cationica, dalla forma chimica in cui essi sono presenti nei fanghi, dalle specie coltivate. Non tutti gli elementi minerali contenuti nei fanghi sono utili all'economia della produttività vegetale. Alcuni in forme particolarmente solubili e lisciviabili ed in determinate concentrazioni sono addirittura dannosi, avendo manifestato un accentuato carattere fitotossico.

Per questo motivo la nostra attenzione si è focalizzata sull'accertamento di forme solubili in soluzioni progressivamente acidificanti di ioni metallici come Ni, Pb, Cu, Zn, Cd.

MATERIALI E METODI

Sono stati presi in considerazione campioni di fanghi provenienti dagli impianti di depurazione delle acque urbane del Comune di Bari.

I prelievi sono stati effettuati in due stadi del trattamento di depurazione:

a) fango liquido fresco dagli stadi di depurazione meccanica e biologica, stabilizzato aerobicamente e sottoposto a digestione, molto utilizzato in agricoltura;

* Istituto di Chimica Agraria, Università degli Studi di Bari

TAB. 1. Caratteristiche chimico-fisiche dei fanghi analizzati

Parametri	Unità di misura	Campione	
		Fango liquido	Fango essiccato
pH		7.3	8.0
Sostanza secca	% (peso/volume)	10.5	63.5
Sostanza Organica (perdita al fuoco)	%	22.4	39.6
Carbonio (C)	%	12.7	19.3
Sostanze nutritive principali			
Azoto (N)	%	0.5	2.3
Fosforo (P_{2O_5})	%	0.2	1.2
Metalli pesanti			
Cadmio (Cd)	mg/Kg di s.s.	25	37
Rame (Cu)	mg/Kg di s.s.	565	915
Nichel (Ni)	mg/Kg di s.s.	53	209
Piombo (Pb)	mg/Kg di s.s.	632	750
Zinco (Zn)	mg/Kg di s.s.	1250	1630

b) fango disidratato, essiccato su letti all'aria.

Sui campioni sono stati determinati i parametri chimico-fisici indicati nella Direttiva CEE 86/278, concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura (Pubbl. nella G.U. delle Comunità Europee 4 luglio 1986, n. 181/6). Questi sono: sostanza secca, sostanza organica, pH, azoto, fosforo, cadmio, rame, nichel, piombo e zinco (Tab. n. 1).

Inoltre, dal momento che la utilizzazione di questi fanghi di depurazione avviene sul terreno per migliorare le proprietà nutritive e produttive del suolo, poiché le caratteristiche geo-pedologiche e chimico-fisiche dei terreni possono essere le più eterogenee possibili con parametri che vanno da ambienti caratterizzati da reazione fortemente alcalina ad ambienti completamente acidi, si è ritenuta cosa utile e valida sperimentare la solubilità e, quindi, la mobilità dei metalli pesanti nei fanghi, onde poter prevedere quale sarà il destino di questi elementi non sempre utili alla pianta una volta che i fanghi saranno sparsi sul suolo.

La tecnica analitica seguita è stata quella dell'acidificazione progressiva (Cottonie, 1980), trattando i campioni (0,5 g di fango seccato all'aria in 15 ml di acqua per i campioni solidi e preconcentrando i campioni liquidi fino a portare il contenuto di solidi finali allo stesso peso) con soluzioni di HNO_3 1% o NaOH e sottoponendoli ad agitazione per 30 minuti e a successiva centrifugazione a 3000 g per 15 minuti. Il pH di ogni campione di volta in volta è stato aggiustato a valori di 4,0, 2,0, 0,5. Nessun aggiustamento è stato fatto per il campione controllo che ha conservato il pH originario. Il contenuto totale di ciascun elemento è stato valutato sottoponendo il campione a digestione acida spinta con $HNO_3 - H_2O_2$ (Krishnamurty et Al., 1976). Nelle soluzioni acide gli elementi pesanti sono stati determinati mediante spettrofotometria in assorbimento atomico (Sterrit e Lester, 1980).

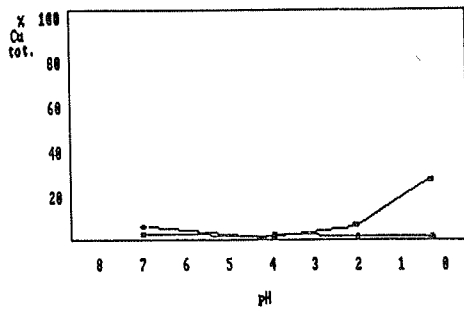


Fig. 1

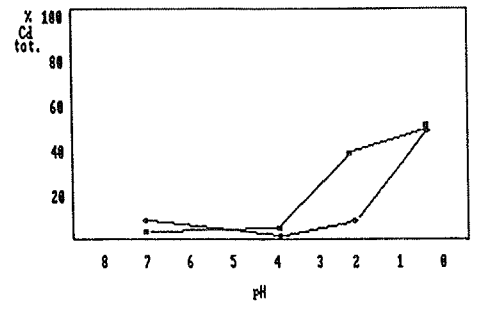


Fig. 2

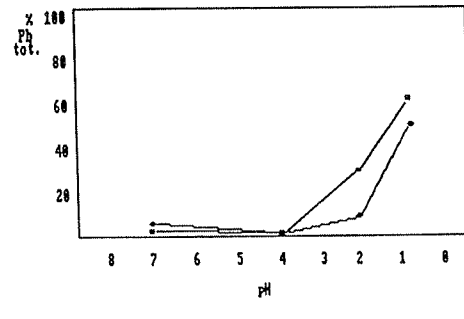


Fig. 3

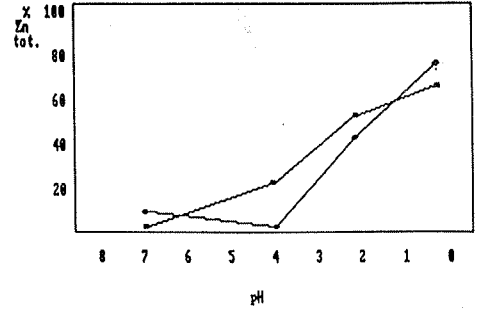


Fig. 4

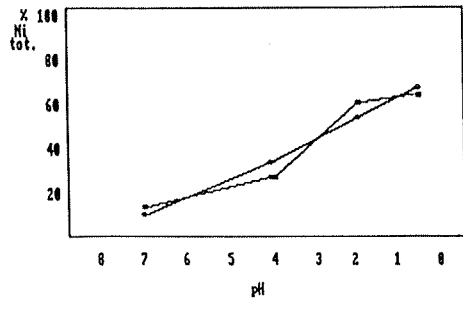


Fig. 5

Direttiva
nell'utiliz-
Comunità
H, azoto,
viene sul
teristiche
ssibili con
ambienti
quindi, la
di questi
olo.
Cottonie,
campioni
finali allo
ne per 30
ne di volta
atto per il
di ciascun
on HNO₃ -
sono stati
(er, 1980).

L'andamento della mobilizzazione di ciascun metallo rispetto alla percentuale totale dello stesso elemento presente nei campioni di fango esaminati, sia sotto forma liquida che sotto forma solida seccati all'aria, sottoposti ad acidificazione progressiva è riportato nelle figg. 1-5. I profili ottenuti per ciascun metallo generalmente sono indipendenti dal tipo di fango. Per quattro elementi metallici (Cu, Cd, Pb, Zn) si può chiaramente identificare una soglia di pH al di sopra della quale la percentuale di mobilizzazione è relativamente bassa e stabile e al di sotto della quale la mobilizzazione aumenta esponenzialmente con il diminuire del pH.

Diversa, invece, appare la situazione per il nichel sia nel campione liquido che in quello essiccato. La mobilizzazione del Ni aumenta con il diminuire del pH e non mostra alcuna soglia di differenziazione. La mobilizzazione del Ni ha inizio a valori di pH vicini alla neutralità, mentre quella dello Zn a valori più bassi il che fa supporre che quest'ultimo elemento si trovi più largamente legato a forme organiche. I differenti valori-soglia manifestati da Pb e Zn, ambedue trattenuti prevalentemente da interazioni con materiale organico, riflettono la forza relativa di legame di questi metalli ai ligandi organici nei fanghi (Sposito, 1981).

Cu e Pb sono apparsi i metalli più resistenti alla solubilizzazione acida, mentre il Ni è l'elemento che si presenta sotto forma più facilmente disponibile.

Da questo punto di vista, la tecnica dell'acidificazione progressiva può essere utilizzata come un metodo pratico e semplice di analisi di routine per definire la potenziale disponibilità di metalli di un qualsiasi ammendante o correttivo contenente elementi pesanti.

Bibliografia

- COTTENIE A.: *Mobility of heavy metals in sludge amended soils*. In: P. L'Hermite and H. Ott (Eds.), *Characterization, Treatment and Use of Sewage Sludge*. D. Reidel, Dordrecht, pp. 251-263, 1980.
- KRISHNAMURTY K.V., SHPIRT E., REDDY M.M.: "Trace metal extra ction of soil and sediments by nitric acid hydrogen peroxide". *At. Absorpt. Newsl.* 15: 68-70, 1976.
- SPOSITO G.: "Trace metals in contaminated waters". *Environ. Sci. Technol.* 15: 396-403. Standing Committee of Analysts, 1985. The conditionability, filterability, settleability and solids content of sludges 1984. Methods for the Examination of Water and Associated materials. HMSO, London, 1981.
- STERRITT R.M., LESTER J.N.: "Atomic absorption spectrophotometric analysis of the metal content of waste water samples". *Environ. Technol. Lett.*, 1: 402-417, 1980.

Interazioni suolo/concimi: effetto di complessi Al-organici sul desorbimento del fosforo in EUF

A. Buondonno*, E. Coppola*, D. Felleca*, P. Violante*

Riassunto – È stato condotto uno studio dei fattori e processi che governano le interazioni concimi/soilo, con l'intento di valutare gli effetti della somministrazione di concimi minerali e organo-minerali sulla costituzione e dinamica del "pool" dei fosfati del suolo. I risultati ottenuti hanno posto in evidenza che prodotti idrolitici dell'alluminio, complessati dalla sostanza organica, possono agire da ligandi tra specie umiche e anioni, favorendo la formazione di nuovi siti di adsorbimento ad elevata capacità di fissazione degli ioni fosfato.

INTRODUZIONE

La necessità di contrastare il depauperamento della sostanza organica del suolo e, contestualmente, di stabilizzare i nutritivi in forme non facilmente lisciviabili, ha favorito, negli ultimi anni, il crescente impiego di concimi organo-minerali. L'apporto al suolo di matrici organiche di varia natura può influenzare in misura diversa i processi di umificazione, la genesi e le proprietà di complessi organo-minerali (Hayes and Himes, 1986), con riflessi anche notevoli sulla dinamica dei nutritivi.

Su queste premesse, è stato intrapreso uno studio dei fattori e processi che governano le interazioni suolo/concimi, con l'intento di valutare l'efficienza degli interventi della concimazione organo-minerale in relazione alle differenti caratteristiche chimiche e pedologiche dei suoli e alla differente natura delle matrici organiche dei concimi.

In questa Nota vengono confrontati gli effetti della somministrazione di concimi minerali e organo-minerali sulla costituzione e dinamica delle forme attualmente e potenzialmente disponibili del pool dei fosfati del suolo.

MATERIALI E METODI

Suoli (Tab. 1)

Campioni di tre suoli, scelti in base alla differente provenienza, utilizzazione agricola e dotazione di sostanza organica (S.O.).

Trattamenti (Tab. 2)

Concime organo-minerale a base di torba (OMT), fosforite di Gafza (FG), fosfato monocalcico (MCaP) (RPE Carlo Erba), acido tannico (T) (Fluka).

Metodi

Fosforo totale (P-Tot) (S.I.S.S., 1985).

Fosforo disponibile:

- Olsen (P-Ols) (S.I.S.S., 1985);
- Mehlich n° 3 (P-M3) (Mehlich, 1984);

* Dipartimento di Scienze Chimico-Agrarie. Università di Napoli "Federico II"

TAB. 1. Caratteristiche chimico-fisiche dei suoli

Campione		A	B	C
Provenienza		Giugliano	Dragoni	Polistena
Uso		Seminativo	Seminativo	Bosco
S.O.	(g/100g)	1.31 (povero)*	1.81 (sufficiente)*	12.19 (ricco)*
Sabbia	(g/100g)	65.70	63.10	61.05
Limo	"	20.05	15.00	29.80
Argilla	"	14.25	21.90	9.15
pH-KCl		5.06	5.35	5.04
Al-Oxa	(mg/100g)	142.63	280.59	2459.82
Al-M3	"	71.50	95.00	145.50
P-Tot	(mg/100g)	70.89	87.29	198.53
P-EUF I	"	1.47	0.29	0.05
P-EUF II	"	2.31	0.60	0.10
P-EUF I+II	"	3.79	0.89	0.15
P-Ols	"	3.33	0.48	0.69
P-M3	"	3.63	1.61	0.17

*Classificazione in base al contenuto di S.O. (S.I.S.S., 1985).

TAB. 2. Trattamenti

Materiali		FG	OMT	MCaP	T
Umidità 105 °C	(g/100g)	1.30	13.36	=	6.00
Ceneri 550 °C	"	=	71.03	=	0.05
C	"	=	10.97	=	53.60
S.O.	"	=	18.86	=	98.91
pH-H ₂ O		7.41	3.82	=	=
P Totale	(g/100g)	9.50	5.17	26.47	=
Dose aggiunta	(g/kg)	1.06	2.23	0.38	1.87
P aggiunto	"	0.10	0.10	0.10	0.10
C aggiunto	"	=	0.24	=	1.00

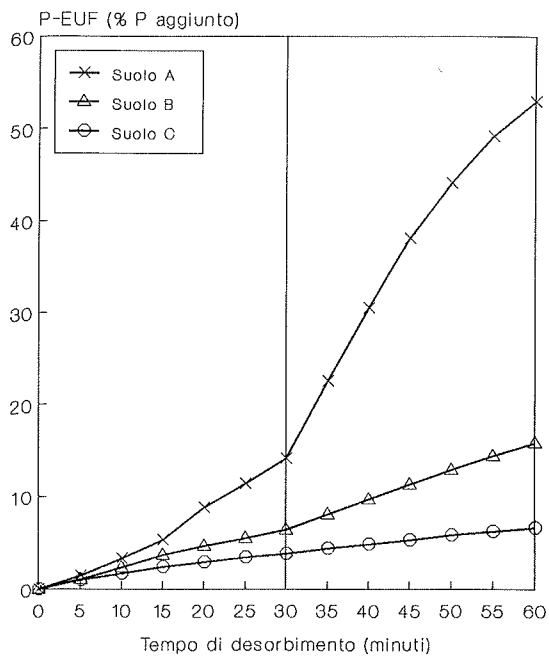


Fig. 1 - Trattamento: FG - Suoli A, B, C.

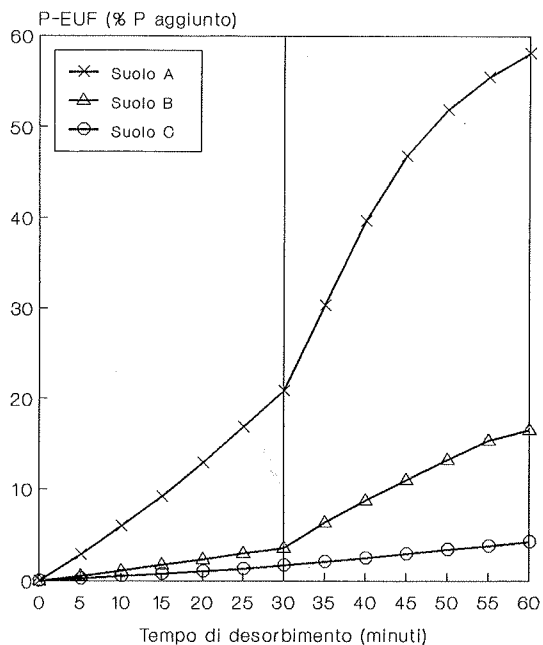


Fig. 2 - Trattamento: OMT - Suoli A, B, C.

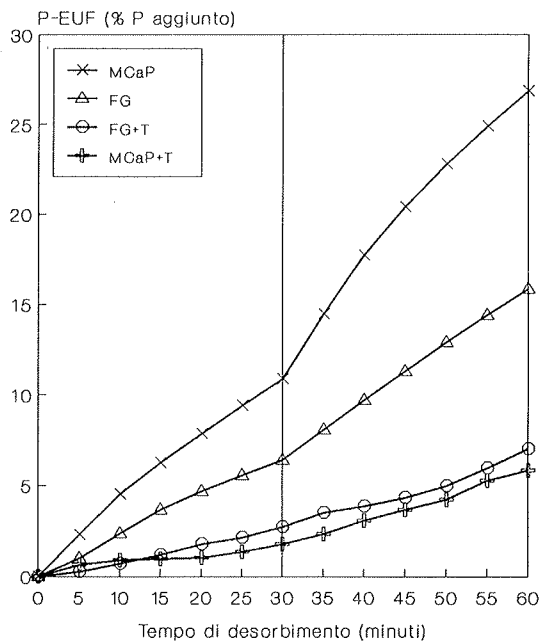


Fig. 3 - Trattamenti: MCaP, FG, T - Suolo B - S.O. = 1.81 g/100 g.

- Elettro-Ultrafiltrazione (P-EUF) (Németh, 1982):
 EUF I: frazioni solubili e facilmente scambiabili (0'-30', 25 °C, 15 mA, 200 V);
 EUF II: frazioni di riserva a lento rilascio (30'-60', 80 °C, 150 mA, 400 V).
- Alluminio estraibile:
- Ossalato ammonico e acido ossalico a pH 3 (Al-Oxa) (S.I.S.S., 1985);
- Mehlich n° 3 (Al-M3).

RISULTATI

I suoli esaminati sono caratterizzati da diverso contenuto di S.O., Al-Oxa, e AlM3, concordemente crescenti nell'ordine A<B<C (Tab. 1). Questo suggerisce la presenza di differenti quantità di complessi Al-organici, sede di fissazione degli ioni fosfato. Infatti, mentre i valori di P totale sono anch'essi crescenti nell'ordine A<B <C, i valori di P disponibile sono invece decrescenti nell'ordine A>B>C.

Il contenuto di S.O. e di Al dei suoli ha condizionato significativamente anche la cessione del fosforo aggiunto con i concimi, stabilizzando soprattutto le forme di riserva del pool dei fosfati (Fig. 1 e 2). Le differenze più ampie sono state accertate per i campioni trattati con OMT.

Il possibile effetto stabilizzante esercitato dalla S.O. risulta evidente dall'analisi delle isoterme di desorbimento del fosforo dal suolo B, trattato con fosfati inorganici (FG e MCaP). Infatti, l'aggiunta di acido tannico, modello di precursori delle sostanze umiche, limita drasticamente la mobilità del fosforo (Fig. 3).

CONCLUSIONI

I risultati ottenuti pongono in evidenza l'effetto delle diverse interazioni suolo/ concimi sul livello di fertilità fosfatica. Il contenuto di S.O. e la presenza di composti dell'alluminio a scarso ordine cristallino sono fattori determinanti nella costituzione e dinamica del pool dei fosfati del suolo. Prodotti idrolitici dell'alluminio, complessati dalla S.O., possono agire da ligandi tra specie umiche e anioni (Stevenson and Fitch, 1986), favorendo la formazione di nuovi siti di adsorbimento ad elevata capacità di fissazione degli ioni fosfato (Bloom, 1981).

Bibliografia

- BLOOM P.R.: "Phosphorus adsorption by an aluminium-peat complex", *Soil Sci. Soc. Am.*, 45, 267-272, 1981.
- HAYES M.H.B., HIMES F.L.: Nature and properties of humus-mineral complexes. In "Interactions of soil minerals with natural organics and microbes", *SSSA Special Publication n. 17, Soil Sci. Soc. Am.*, Madison, Wisconsin USA, 103-153, 1986.
- MEHLICH A.: "Soil test extractant: a modification of the Mehlich 2 extractant", *Comm. Soil Sci. Plan Anal.*, 156, 1409-1416, 1984.
- NÉMETH K.: "Electro-Ultrafiltration of aqueous soil suspension with simultaneously varying temperature and voltage", *Plant and Soil*, 64, 7-23, 1982.
- S.I.S.S.: *Metodi normalizzati di analisi del suolo*, Edagricole Ed., Bologna, 100 pp., 1985.
- STEVENSON F.J., FITCH A.: *Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics*. In "Interactions of soil minerals with natural organics and microbes", *SSSA Special Publication n. 17, Soil Sci. Soc. Am.*, Madison, Wisconsin USA, 29-53, 1986.

Uso della microscopia elettronica a scansione associata all'EDS, per lo studio degli elementi nei vegetali: radici contaminate da cromo – paglie in decomposizione***

B. Ceccanti*, L. Paperini*, G. Masciandaro*, A. Ganni*, M. Rognini**

Riassunto – L'analisi non distruttiva eseguita su radici di piantine-test con microscopio elettronico associato all'EDS ha mostrato il meccanismo di assorbimento degli elementi e i loro effetti sinergici ed antagonistici. L'analisi risultava anche molto appropriata per definire rapidamente un indice quali-quantitativo di decomposizione anaerobica della paglia e del rilascio di nutrienti.

OBIETTIVO

La microscopia elettronica a scansione (SEM) viene da tempo utilizzata nell'analisi micro-strutturale e morfologica dei tessuti vegetali, ma la tecnica associata ad un sistema diretto di analisi elementare ha finora avuto pochissimi casi di applicazione.

L'obiettivo è quello di utilizzare la SEM associata all'EDS per l'analisi rapida di due casi di estremo interesse ed attualità:

- a) radici di piantine contaminate da cromo;
- b) paglie di cereali digerite anaerobicamente, miste a liquami suini.

STRUMENTI DI ANALISI

È stato utilizzato un microscopio elettronico a scansione JEOL U3 5-50 Kev, collegato ad un EDS (Energy Dispersion System) TN 55-10, per l'analisi degli elementi. L'EDS ha una finestra al Berillio; è in grado cioè di rilevare tutti gli elementi con numero atomico maggiore di quello del berillio.

RADICI CONTAMINATE DA CROMO

Si è cercato di verificare l'assorbimento di Cr, metalli pesanti, oltre ad altri elementi, da parte delle radici, sia in superficie (EST) che in profondità (INT), aumentando l'intensità del fascio di elettroni emesso durante l'analisi.

È stata esplorata una certa area di radice, anche se sarebbe stato possibile effettuare un'analisi puntiforme.

Le radici analizzate sono state prelevate da piantine di graminacea (var. CRESO),

* Istituto per la Chimica del Terreno, CNR – Pisa

** CRTN -ENEL, Pisa

*** Il lavoro fa parte delle Tesi di Laurea in Sc. Biologiche del Dott. Luca Paperini e Dott.ssa Grazia Masciandaro presso l'Università degli Studi di Pisa.

TAB. 1. Contenuto degli elementi nelle radici (SEM-EDS)

radice:	AN int	AN est	AR int	AR est	ARSU int	ARSU est
Si	13.4	6.72	6.74	6.99	13.9	1.85
Fe	tr	5.22	tr	10.3	tr	tr
Al	26.2	10.0	8.47	4.56	20.4	1.3
Ca	1.96	9.34	16.7	18.3	7.94	6.0
Mg	4.39	4.07	3.09	tr	9.50	4.62
Na	14.7	19.9	17.9	8.3	23.9	23.6
Cl	30.6	28.5	21.6	20.5	17.1	36.6
P	1.80	tr	2.80	2.4	tr	2.20
K	1.60	7.80	6.7	9.2	tr	9.7
Cr	0.9	tr	3.1	tr	2.8	2.4
Mn	tr	8.3	tr	6.3	tr	tr

cresciute per un mese su un terreno sabbioso (TOMBOLO) preincubato per 60 giorni con TLR (residuo della lavorazione del pellame), contenente Cromo in quantità pari al 2.5% circa, in 3 condizioni diverse:

- AR = aerobiosi persistente
- AN = anaerobiosi persistente
- AR-SU = aerobiosi con cicli alternati secco-umido.

Prima della semina i terreni sono stati essiccati all'aria, diluiti con quarzo puro e riumidificati.

RISULTATI

Le concentrazioni relative al contenuto degli elementi all'esterno (EST) e all'interno (INT) della radice mostrano un quadro molto differenziato, sia considerando i sistemi di incubazione che le porzioni di tessuto vegetale analizzato (Tab. 1).

- Il Cr nei sistemi di pre-incubazione AR e AN, viene traslocato all'interno della radice, mentre il Fe ed il Mn vengono accumulati all'esterno.

- Nel sistema AR-SU, solo il Cr, ma non il Fe ed il Mn, si accumula sia all'esterno che all'interno della radice. Si ipotizza in AR-SU un meccanismo di parziale insolubilizzazione del Cr, probabilmente dovuta alla presenza di concrezioni calcaree miste ad ossidi di Fe e Mn nell'"interfaccia suolo-radice".

- La tecnica rivela che si verifica un grosso accumulo di Na e Cl all'interno della radice in tutti e tre i sistemi di pre-incubazione, fatto molto importante data la fitotossicità dei composti salini.

- In tutti i sistemi si nota un forte accumulo (relativo) di Si, Al (eccetto AR-SU EST), Ca (eccetto AN INT); questo indica che tali elementi sono parte costitutiva del tessuto, anche se Cl e Na potrebbero essere "accumulati" per assorbimento capillare dovuto a fattori osmotici.

Gli elementi Ca, Mg (eccetto AR EST) e P (eccetto AN INT e AR-SU EST), seppur in concentrazioni minore risultano essere ben dosabili: tali elementi rappresentano probabilmente le concentrazioni fisiologiche richieste dal fabbisogno nutrizionale della radice in quel micro-ambiente specifico.

TAB. 2. Contenuto degli elementi nella Paglia (SEM-EDS)

	Paglia (tal quale)	Paglia digerita (lavata)	paglia digerita (non lavata)
Si	18.1	53.8	46
Al	5.60	15	12.5
Ca	7.4	8.5	13.6
Mg	2.0	4.7	2.6
Na	3.2	7.3	tr
K	32.4	2.0	6.6
S	2.0	3.2	3.6
P	0.5	3.6	9.9
Cl	28.6	1.8	5.2

PAGLIE DI CEREALI DIGERITE ANAEROBICAMENTE

Sono state analizzate paglie incubate anaerobicamente in batch in presenza di liquami suini. È stata utilizzata paglia di cereali prelevata in campo e tritata poi finemente in laboratorio. Il liquame suino è stato prelevato da un'azienda zootecnica munita di un impianto di filtrazione e sedimentazione.

RISULTATI

L'entità della degradazione fisico-strutturale della paglia, nei vari campioni esaminati (paglia tal quale, paglia digerita lavata e non lavata), è molto diversa (Tab. 2).

La paglia non digerita (paglia tal quale), mostrava una serie di picchi corrispondenti ai vari elementi fra i quali predominavano Si, K e Cl.

Dopo digestione anaerobica, la paglia mostrava un aumento relativo di Si, Ca, Al, P e una diminuzione di Cl e K, indice della perdita di carbonio labile (sotto forma di CH₄ e CO₂) e del facile rilascio di Cl e K al liquame LS.

La cessione di elementi nutritivi della paglia al liquame era meglio evidenziata dall'esame della paglia digerita e successivamente lavata con acqua. La perdita di elementi minerali e di composti carboniosi di degradazione della paglia, provocava un ulteriore aumento relativo di Si e Al.

TAB. 3. Proprietà del biocompost e delle sostanze umiche estratte NaOH 1M × 1h)

	biocompost		sost. umiche		C/N
	R.I.* <a>	perdita peso* (%)	(%) <1>	(% relat.) (**)	
P 2%	100	50	7	46	30
P 4%	60	50	11	73	30
P 8%	60	50	10	66	30
P+LS (AN)	40	40	15	100	36
P+LS (AN-AR)	40	60	15	100	24
P+N-ureico	35	25	14.2	94	45

(a): Ritenzione Idrica

(*): dopo digestione anaerobica o aerobica (P+N-ureico).

(**): ponendo uguale a 100 i valori max. di colonna 1.

Il notevole arricchimento in Si della paglia digerita rispetto alla paglia tal quale (dal 18 al 50%, cioè circa 2,7 volte), indicava una corrispondente perdita in carbonio che era valutata approssimativamente nell'ordine del 50-60 %; tale perdita era stata determinata anche dal confronto tra il peso della paglia prima e dopo digestione (Tab. 3).

Da questi dati risulta chiaramente come il liquame co-digerito con la paglia possa essere utilizzato in agricoltura (colture idroponiche), al fine di recuperare elementi nutritivi; mentre il residuo solido anaerobico dopo compostaggio aerobico, potrebbe essere utilizzato come un ammendante organico, del tutto simile al compost vegetale preparato con paglia e N-ureico.

CONCLUSIONI

Questa tecnica è in grado quindi, di fornire rapidamente indicazioni qualitative e quantitative sulla decomposizione della paglia e sulla solubilizzazione e perdita dei suoi elementi nutritivi.

Inoltre, alla luce di osservazioni fatte precedentemente con altre metodologie, l'approccio sperimentale eseguito con l'EDS, si dimostra di enorme aiuto ed interesse per lo studio di processi di assorbimento di vari tipi di elementi da parte di radici ed analisi di vegetali in genere.

Mediante digestione anaerobica, la paglia, indipendentemente dalla concentrazione, perde circa il 50% del suo peso iniziale, in 20 giorni (P 2-8%), mostrando ancora una notevole ritenzione idrica (R.I.); i biocompost ottenuti in anaerobiosi, anaerobiosi/aerobiosi e aerobiosi mostravano una minor ritenzione di acqua, indice di una maggior presenza di sostanze umiche e di una maggiore biostabilizzazione. Nonostante le diverse condizioni di incubazione, i biocompost mostravano un contenuto di sostanze umiche paragonabile, mentre il rapporto C/N variava molto. C/N in ogni caso, era pressoché dimezzato rispetto al suo valore iniziale nella paglia (C/N: 60).

Caratteristiche chimico-strutturali e biochimiche dei casting da letame suino

A. Benedetti*, B. Ceccanti**, M. Calcinaï**

Riassunto – Nel presente lavoro vengono riferite le principali trasformazioni biochimiche che si verificano nel processo di bioconversione ad opera di Eisenia foetida del letame suino in casting. L'analisi strutturale della sostanza organica ha evidenziato un maggior grado di umificazione del casting rispetto al letame. Le attività ureasiche e proteasiche molto alte nel letame subiscono un forte decremento nel casting. Test di mineralizzazione sia del carbonio che dell'azoto hanno consentito di rilevare una più rapida demolizione del letame rispetto al casting.

INTRODUZIONE

Lo smaltimento dei reflui da allevamento suino riveste particolare interesse, specie nelle zone a zootecnia intensiva, in quanto implica da un lato problemi di impatto ambientale, dall'altro il recupero di sostanze organiche ad elevato contenuto in elementi macronutritivi.

Scopo del presente lavoro è stata l'individuazione di parametri chimici e biochimici atti a caratterizzare le trasformazioni che intervengono nel processo di bioconversione del letame suino in casting al fine di valutarne il reale contributo al miglioramento del bilancio umico-azotato del terreno.

MATERIALI E METODI

È stato utilizzato un letame suino ed il rispettivo casting, forniti dall'Associazione Italiana Allevatori Lombrichi (Ass. It. A. L.).

L'analisi strutturale della sostanza organica è stata eseguita secondo Kononova (1984) e Sequi (1986) nonché mediante pirolisi gas cromatografica (PY-GC) (Ceccanti et al. 1986).

Come parametri biochimici sono state analizzate le attività ureaische e proteaische e la mineralizzazione sia del carbonio che dell'azoto. Per il carbonio sono state eseguite misure respirometriche secondo una metodologia precedentemente standardizzata (Nigro et al. 1979) utilizzando come substrati una pozzolana sterile e due terreni rispettivamente di elevata e bassa fertilità. Per quanto riguarda l'azoto, la mineralizzazione è stata invece effettuata adottando il metodo di Stanford e Smith modificato dall'ISNP (Benedetti 1983).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Le analisi chimiche hanno consentito di evidenziare che nel processo di bioconversione del letame suino in casting si ha una diminuzione della sostanza organica da 88.30 a 68.30;

*Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, M.A.F., Roma

**Laboratorio di Chimica del Terreno, Pisa

TAB. 1. Il confronto tra due metodi di estrazione dell'humus

		Kononova - Brenner carbonio estratto %	Sequi carbonio estratto %
letame suino	I	10,3	7,7
	II	5,6	4,5
	III	3,2	3,5
	somma	19,1	15,7
casting suino	I	10,2	7,0
	II	3,7	3,3
	III	2,3	2,1
	somma	16,2	12,4

TAB. 2. Abbondanza relativa dei principali frammenti pirolitici e rapporti

frammenti Py-GC		letame suino	casting suino
		abbondanza relativa (%)	
acetonitrile	(E1)	4,4	7
acido acetico	(A)	33	25,9
benzene	(B)	7,9	10,3
pirrolo	(Q)	7,2	9,6
toluene	(E3)	18,9	23,6
furfurolo	(N)	24,8	15,8
fenolo	(Y)	3,4	7,8
		rapporti	
indice di unificazione	B/E3	0,4	0,4
indice di unificazione	B/Y	2,4	1,2
indice di mineralizzazione	N/O	3,5	1,6

TAB. 3. Esperienze respirometriche in terreni di diversa fertilità con casting da letame e rispettive matrici (addizionati nella misura del 5%)

	coefficienti di mineralizzazione del C in 14 giorni (%)		
	pozzolana	terreno Monterotondo	terreno Ceiimontano
letame suino	6,10	18,30	15,20
casting suino	0,81	1,72	1,70

una perdita limitata in azoto totale (3%) con conseguente diminuzione del rapporto C/N da 14.10 a 12.60. È stata rilevata altresì una riduzione del pH da 6.60 a 5.80 e del tenore in rame e zinco. Sono risultati invece incrementati l'azoto assimilabile (45.00–2919.00 mg/Kg) e della capacità cationica di scambio (40.66 – 62.22 meq/100g).

L'aspetto più importante della bioconversione del letame in casting è rappresentato dall'umificazione e dalle trasformazioni che si verificano nella composizione delle frazioni umiche soprattutto per quanto riguarda l'azoto. Dai risultati riportati nella tabella n. 1 al frazionamento della sostanza organica secondo Sequi è possibile rilevare nella trasformazione del letame in casting un aumento del tasso di umificazione da 18.3 a 21.6 e del grado di umificazione da 70.5 a 81.1. Le analisi degli acidi umici estratti dal letame e dal casting hanno altresì evidenziato un decremento del rapporto C/N da 38.4 a 13.0, il tenore in azoto infatti è più che raddoppiato (1.40–3.70). Tale trasformazione è di particolare importanza, è noto infatti che il tenore in azoto degli acidi umici ne condiziona l'attività fisiologica sulla respirazione e sulla nutrizione delle piante (Hernando 1968).

In buon accordo con questi risultati sono stati quelli ottenuti mediante PY-GC.

La gas cromatografia del casting ha fornito elevate quantità di furfurolo e acido acetico mentre quella del letame di benzene toluene e fenolo.

Nella tabella n. 2 sono riportati alcuni rapporti fra le percentuali di abbondanza relativa dei picchi identificati, calcolati secondo Bracewell e Robertson (1976).

L'indice di similitudine (SiJ), che permette il confronto dei pirogrammi "a due a due", espresso dal rapporto:

$$S_{ij} = \frac{\sum n(I_i^k / I_j^k)}{n} \quad (I_i^k < I_j^k)$$

ove I^k rappresenta l'abbondanza relativa dei frammenti pirolitici dei pirogrammi del casting (J) e del letame (i), n il numero dei frammenti pirolitici (in questo caso 7) e K il parametro pirolitico omologo, ha un range numerico di 0-1 (Ceccanti et al. 1986) ed in questo caso è risultato di 0.68. La bassa similitudine tra i due cromatogrammi dimostra che nel processo di bioconversione è avvenuto un apprezzabile cambiamento nelle strutture polimeriche.

Relativamente ai parametri biochimici le attività enzimatiche, in particolare ureasi e proteasi hanno subito, a seguito della bioconversione, un forte decremento, dovuto alla scomparsa dei substrati disponibili.

TAB. 4. Azoto potenzialmente mineralizzabile del letame suino e del relativo casting (valori riferiti al secco a 105° C)

		tempo in settimane							
		2	4	8	12	16	22	30	Tot. min. %
letame suino	mg/Kg	67,0	36,5	84,4	27,6	16,3	0,9	15,6	
	% min.	26,8	14,6	33,8	11,0	6,5	0,4	6,2	99,3
casting suino	mg/Kg	89,0	14,0	48,5	0,0	4,7	8,2	13,9	
	% min.	35,6	5,6	19,4	0,0	1,9	0,3	5,6	68,4

I coefficienti di mineralizzazione del carbonio riportati nella tabella n. 3 ammontano per i due terreni al 15-18% per il letame ed al 1-2% per il casting. In accordo con la mineralizzazione del carbonio è risultata quella dell'azoto (Tab. 4). Detta mineralizzazione avviene prevalentemente nelle prime 12 settimane raggiungendo, a fine esperienza, per il letame il 100% mentre per il casting solo il 68%.

CONCLUSIONI

È stato possibile accertare che la bioconversione del letame suino in casting pur comportando delle perdite in sostanza organica ne migliora notevolmente la qualità comportando una maggiore complessità della molecola umica. Ciò si traduce in una più graduale cessione di elementi minerali alle colture contribuendo da un lato a migliorare il bilancio umico-azotato del terreno e dall'altro a contenere i rischi di impatto ambientale conseguenti allo spandimento dei reflui suini.

Bibliografia

- BENEDETTI A.: "Fertilità biologica e concimi ad azoto lento". *Ann. Ist. Sper. Nutr. Piante*, Roma, 1983.
- BRACEWELL J.M., ROBERTSON G.W.: "A pyrolysis-gas chromatography method for discriminating of soil humus types". *Journal of Soil Science* 24, 421, 1976.
- CECCANTI B., ALCANIZ BALDELLOU J.M., GISPERT NEGRELL M.A., GASSIOT MATAS M.: "Characterization of organic matter from two different soils by pyrolysis-gas and isoelectric focusing". *Soil Science* 142, 83, 1986.
- HERNANDO FERNANDES V.: "The action of humic acids of different sources on the development of plants and the effect on increasing concentration of the nutrient solution" Study week on organic matter and soil fertility. Wiley interscience, New York 805, 1969.
- KONONOVA M.N.: "Organic matter and soil fertility". *Soviet Soil Sci* 16, 71, 1984.
- NIGRO C., SCANDELLA P., BENEDETTI A., COSTANTINI A.: "La respirazione del terreno come indice di fertilità biologica". *Ann. Ist. Sper. Nutr. Piante*, Roma, 1978-79.
- SEQUI P., DE NOBILI M., LEITA L., CERCIGNANI G.: "A new index of humification". *Agrochimica* xxx 1-2, 1986.

Parametri fisici per la valutazione di compost

P. Nappi*, R. Ferrara*, M. Consiglio*, R. Barberis*

Riassunto – In questa relazione vengono esaminati i principali parametri fisici atti alla valutazione della qualità dei compost con specifica attenzione per la densità apparente, la densità reale, la porosità e la curva di ritenzione idrica. Questi parametri sono infatti di fondamentale importanza per valutare il possibile impiego in ortoflorovivaismo dei compost, come parziali sostituti della torba.

INTRODUZIONE

La domanda di materiali organici, per la produzione di substrati per colture protette, è aumentata notevolmente negli ultimi anni con una conseguente riduzione delle risorse, aumento dei costi ed, alcune volte, peggioramento della qualità.

Per ovviare a questi inconvenienti, da più parti si stanno ricercando fonti alternative di sostanze organiche che possano competere qualitativamente ed economicamente con quello che viene considerato il substrato ideale: la torba.

Una grande attenzione, a questo riguardo, è stata posta nella valorizzazione dei materiali considerati "rifiuti" che presentano elevati contenuti di sostanza organica e di elementi minerali (macro e micro elementi). La possibilità di utilizzare residui derivanti dalle attività produttive appare infatti di notevole interesse da un punto di vista energetico, economico e di impatto ambientale.

In generale un substrato, per poter essere impiegato per l'allevamento delle piante in contenitore, oltre ad avere una funzione meccanica di ancoraggio e di supporto per le piante, deve soddisfare tre importanti esigenze.

- 1) Riserva e rifornimento di acqua
- 2) Aerazione per le radici
- 3) Riserva e rifornimento degli elementi essenziali per la crescita.

Mentre il terzo punto, che concerne in particolare le caratteristiche chimiche di un substrato, è stato oggetto di numerosissimi studi, non sono molto estese le conoscenze relative alle prime due funzioni che riguardano in specifico le proprietà fisiche dello stesso.

In questo ambito l'IPLA sta svolgendo degli studi al fine di mettere a punto le metodologie per la valutazione delle caratteristiche fisiche dei compost a partire da quelle normalmente utilizzate per valutare le qualità della torba e dei substrati.

Gli studi sono volti anche alla ricerca di eventuali correlazioni tra le proprietà fisiche e quelle chimiche e biologiche dei compost.

In questa relazione vengono riportati i principali parametri che caratterizzano da un punto di vista fisico un substrato ed i primi risultati ottenuti su alcuni compost.

* Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente, Torino

Densità apparente

Per densità apparente si intende la densità relativa al volume apparente cioè al volume del substrato compresi gli spazi occupati dall'aria e dall'acqua. La densità apparente non è strettamente specifica per un dato materiale perché l'assettamento di questo all'interno di un contenitore, può causare variazioni, anche se limitate.

Il valore ottimale per i substrati oscilla tra 0,15 e 0,50 grammi/cm³ (Regulski, 1983).

Densità elevate comportano un peso elevato e quindi una diminuzione della porosità e del volume di aria.

Al contrario valori molto bassi di densità apparente causano un'eccessiva aerazione del substrato ed, indirettamente, un calo sensibile nella frazione di acqua disponibile (Cattivello, 1990)

Densità reale

La densità reale è specifica per ogni substrato ed esprime il rapporto tra la massa totale dei costituenti solidi ed il volume totale occupato da questi.

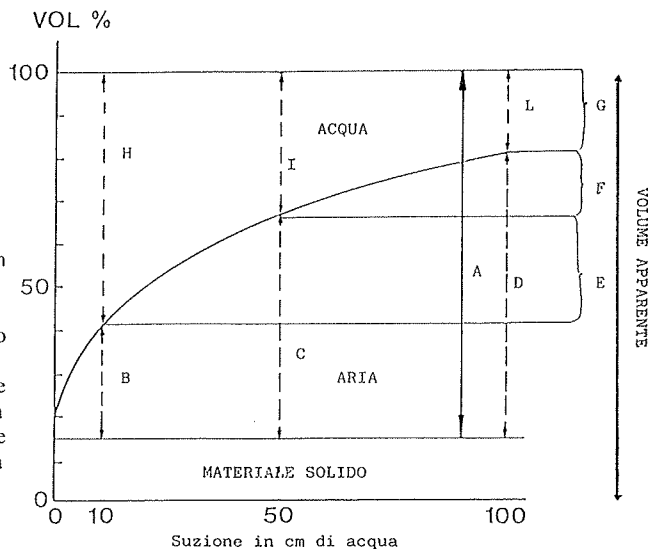
Esistono diversi valori teorici relativi a densità reali di alcuni materiali (perlite = 2,15; polistirolo 0,95, lana di roccia = 2,45; poliuretano 1,00; frazione organica 1,45; frazione minerale 2,65 g/cm³) la cui misura diretta viene effettuata con il "picnometro".

Porosità

La porosità rappresenta il volume non occupato dalla fase solida e quindi disponibile per le fasi liquida e gassosa.

Fig. 1 - Curva di ritenzione idrica di un substrato ideale

- A = porosità totale = volume occupato dall'aria e dall'acqua
- B-C-D = volume occupato dall'aria alle suzioni di 10, 50, 100 cm di acqua
- H-I-L = volume occupato dall'acqua alle suzioni di 10, 50, 100 cm di acqua
- E = acqua facilmente disponibile
- F = acqua di riserva
- G = acqua difficilmente disponibile



Si esprime in percentuale nel complemento ad uno del rapporto tra densità apparente e reale $(1 - d_a / d_r) \cdot 100$.

Il valore ottimale per i substrati è ritenuto pari all'85% (Regulski, 1983) anche se sono ritenuti accettabili valori del 90%.

Le maggiori variabili che influenzano la relazione tra acqua ed aria sono:

1) la distribuzione della dimensione delle particelle e quindi lo spazio tra di queste che, a seconda della grandezza, può essere occupato da aria o da acqua;

2) la sistemazione delle particelle che è influenzata dalla pressione esercitata sulla superficie del substrato.

Curva di ritenzione idrica

La curva di ritenzione idrica rappresenta il rapporto tra i volumi di acqua e di aria di un substrato sottoposto a differenti pressioni. Tale parametro definisce la capacità di un substrato di cedere, con maggiore o minore facilità, acqua alle piante in funzione delle pressioni (suzioni) esercitate dall'apparato radicale.

Per la determinazione di tale parametro, il substrato viene imbibito di acqua, a saturazione, e successivamente sottoposto a diverse pressioni che vanno da 0 a 100 cm di colonna di acqua (De Boodt et alii, 1974).

Operativamente il punto più basso della curva (zero cm di acqua di suzione) non viene preso in considerazione perché non significativo (completa assenza di aria). Pertanto per la determinazione della curva si opera su pressioni di 10, 50 e 100 cm di acqua dove il punto

TAB. 1. Caratteristiche fisiche dei compost

Substrati	Densità apparente	Densità reale	Porosità totale	Volume d'aria (suzione 10 cm)	Capacità assorbi- mento acqua	Acqua facilm. disponi- bile	Acqua di riserva	Acqua diffic. disponi- bile	Frazione del volume totale occupato da acqua alla suzione di :		
	(g/cm ³)	(g/cm ³)	(%)	(%)	g/100 s.s	(%)	(%)	(%)	10cm (%)	50 cm (%)	100 cm (%)
1 Corteccia di pioppo	0,20	0,99	86,86	24,5	312	40,5	6,5	53,0	62,4	42,2	39,0
2 Corteccia di castagno	0,33	1,92	85,52	34,3	145	37,2	10,1	52,7	48,2	39,2	36,0
3 Corteccia pioppo + fanghi industr.	0,34	1,38	75,20	30,7	131	30,0	16,0	54,0	44,5	38,4	35,0
4 Corteccia castagno + fanghi urbani	0,32	2,16	85,19	16,2	215	36,5	4,5	59,0	68,9	54,4	52,6
5 Corteccia pioppo + fanghi urbani	0,24	1,74	86,21	39,2	196	31,0	4,0	65,0	47,0	38,8	37,9
6 Compost verde	0,30	1,38	78,44	43,3	117	28,3	8,0	63,7	35,1	31,8	29,8
7 Compost verde	0,37	1,44	74,23	32,4	113	24,5	8,5	67,0	41,8	35,5	31,9
8 Frazione organica RSU	0,54	1,90	71,36	14,6	105	13,5	15,5	71,0	56,7	45,2	40,0
9 Frazione organica RSU	0,25	1,70	85,45	34,9	202	17,2	14,3	68,5	50,5	40,3	33,2
Substrato ideale	0,15-0,50	1,50	85-90	20-30	>400	20-30	4-10	60-76	55-70	31-40	25-31

relativo a 100 cm rappresenta la massima suzione alla quale corrisponde la più bassa umidità ancora compatibile con la crescita delle piante.

PRIMI RISULTATI E DISCUSSIONE

Nella Tab. 1 vengono riportati alcuni risultati ottenuti in questa prima fase della ricerca relativi alla caratterizzazione fisica di compost di differente origine.

Per quanto riguarda la densità apparente, si evidenzia che la maggior parte dei compost presenta valori che rientrano nell'intervallo 0,15-0,50 g/cm³ considerato ottimale per l'allevamento delle piante.

I valori relativi alla porosità totale invece risultano sovente inferiori all'intervallo previsto per un substrato ideale e pertanto se ne deduce che questi materiali presentano, tra le particelle, poco spazio disponibile per l'aria o per l'acqua.

Per quanto riguarda la curva di ritenzione idrica, si sono riscontrati in alcuni casi, alla suzione di 10 cm, valori relativamente bassi del volume totale occupato dall'acqua, a cui corrispondono valori elevati del volume di aria, evidenziando in tal caso una abbondante presenza di materiale grossolano.

Considerando globalmente i substrati analizzati si riscontra che il materiale n. 1 (compost da cortecce di pioppo) ha fornito i migliori risultati infatti presenta quasi tutti i valori all'interno dell'intervallo del "substrato ideale" ed ha una notevole capacità di assorbimento di acqua: 312 g per 100 g di sostanza secca, valore decisamente superiore a quello riscontrato per gli altri prodotti analizzati.

Altri prodotti che hanno fornito risultati interessanti sono stati il 4 (compost da cortecce di castagno e fanghi urbani) ed il 5 (compost da cortecce di pioppo e fanghi urbani).

Lo studio sinora condotto mette in evidenza che le metodologie analitiche applicate ai substrati "tradizionali" possono essere utilizzate anche per i compost prodotti da materiali differenti. Difatti i risultati dei parametri presi in considerazione riescono a discriminare tra i diversi materiali saggiati e risultano tra di loro coerenti per la caratterizzazione di un singolo substrato.

I risultati ottenuti dovranno essere confermati ed ulteriormente approfonditi nel corso della ricerca, anche mediante prove di allevamento in vaso, ma le valutazioni effettuate hanno messo in risalto l'importanza di considerare le proprietà fisiche per caratterizzare in modo completo un compost. Le caratteristiche fisiche infatti rappresentano una condizione di base, difficilmente modificabile nel corso della coltura, come invece può avvenire nel caso delle disponibilità nutritive, e quindi devono essere attentamente esaminate per un corretto ed ottimale utilizzo dei compost in agricoltura.

Bibliografia

- CATTIVELLO C., BUSSI M.: "Valutazioni analitiche e colturali sui terricci più diffusi in ortoflorovivaismo". *Informatore Agrario*, 24: 55-66, 1990.
- DE BOODT M., VERDONCK O., CAPPAERT I.: "Method for measuring the Waterrelease curve of organic substrates". *Acta Horticulturae*, 37: 2054-2062, 1974.
- REGULSKI F.J. Jr: "Physical properties of container media composed of a gasifier residue in combination with Sphagnum Peat Bark or Sand" *J. AMER Soc. Hort. Sci.* n. 108, 186-189, 1983.

umidità

ricerca

ompost
per l'al-

ervallo
entano,

asi, alla
a, a cui
ondante

le n. 1
si tutti i
acità di
eriore a

ortecce
(ni).

licate ai
ateriali
nare tra
e di un

el corso
fettuate
zzare in
ndizione
nire nel
e per un

iffusi in

se curve

esidue in
08, 186-

Parte Seconda Aspetti biologici

Effetto dei residui organici di rifiuto e di scarto sulle attività biochimiche del suolo

P. Nannipieri, A. Benedetti**, L. Landi**

Riassunto – I parametri biochimici normalmente considerati per caratterizzare lo stato biologico del suolo riguardano sia processi generali connessi con alcuni aspetti del metabolismo (produzione di CO₂, livello di ATP, attività deidrogenasica, mineralizzazione dell'azoto, etc.) che attività specifiche (ad esempio, le attività enzimatiche del suolo). Lo studio degli effetti dei residui organici di rifiuto e di scarto sulle attività biochimiche del suolo è piuttosto problematico data la complessità biologica, chimica e fisica dell'ammendante e del sistema suolo, e per la difficoltà nel distinguere gli effetti "diretti" ed indiretti dovuti all'aggiunta di un substrato organico. In tal senso anche il concetto di dose ecologica EC50, corrispondente alla concentrazione di un elemento tossico che apportato al terreno riduce del 50% l'attività di un parametro biochimico, deve essere considerato con cautela qualora si abbiano trattamenti con matrici organiche associate a residui tossici. La determinazione della carica energetica dei nucleotidi (AEC) non sembra dare delle utili indicazioni sullo stato di attività biochimica del suolo, al contrario test respirometrici e di mineralizzazione dell'azoto hanno fornito risultati soddisfacenti anche se non conclusivi.

INTRODUZIONE

Il depauperamento della sostanza organica del suolo con la conseguente progressiva degradazione della fertilità e la necessità di trovare una soluzione allo smaltimento dei diversi residui industriali, urbani e zootecnici hanno portato all'esigenza di approfondire le ricerche sulla possibile utilizzazione in agricoltura di sostanze organiche di varia provenienza. L'aggiunta di queste sostanze organiche al suolo oltre ad aumentare il contenuto di C organico e costituire una fonte di energia per i microorganismi eterotrofi terricoli, di gran lunga prevalenti, può costituire un problema ambientale per la presenza di composti organici e inorganici inquinanti. Esiste perciò la necessità di studiare gli effetti di questi rifiuti sullo stato di fertilità del suolo che, come è noto, dipende dalle sue proprietà biologiche, chimiche e fisiche. Tuttavia è il complesso delle attività metaboliche del suolo che deve essere attentamente considerato perché da esso dipende il destino delle varie sostanze che compongono i residui organici di scarto. Data l'impossibilità di effettuare un'analisi completa di tutte le attività metaboliche del suolo si preferisce indagare alcuni processi biochimici che riflettono l'attività microbiologica del suolo. Spesso si è confuso il termine attività biologica con il termine attività microbiologica: il primo implica il contributo di tutti gli organismi (non solo i microrganismi ma anche la fauna e le radici) all'attività metabolica globale del suolo (Nannipieri et al., 1990). Tuttavia, poiché le determinazioni si basano spesso sull'impiego di campioni di suolo resi omogenei dopo il setacciamento e privati dei residui vegetali ed animali visibili, è più corretto parlare di attività microbiologica: tali determinazioni infatti riflettono l'attività della microflora e microfauna se il contributo dei processi chimici viene eliminato mediante una metodologia appropriata.

Un altro aspetto da sottolineare è l'elevato numero di residui organici di rifiuto

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

** Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, M.A.F., Roma

caratterizzati da una composizione organica ed inorganica piuttosto complessa; il suolo viene spesso considerato come il sito naturale di smaltimento di qualsiasi sostanza organica. Data la brevità della trattazione ci limiteremo a prender in considerazione l'effetto dei principali residui organici di rifiuto e di scarto (i residui solidi urbani, i reflui zootecnici, gli stocchi di mais, paglia e taluni loro derivati come vermicastings e compost).

EFFETTO DEI RESIDUI ORGANICI DI RIFIUTO E DI SCARTO E LORO DERIVATI SULLE ATTIVITÀ BIOCHIMICHE DI CARATTERE GENERALE

La degradazione della sostanza organica è tipica della popolazione microbica di tipo eterotrofo e per questo motivo la velocità di tale processo viene spesso determinata per caratterizzare l'attività microbiologica del suolo. Le tecniche impiegate per determinare la velocità di decomposizione si basano sulla quantità di CO₂ prodotta o di O₂ consumato, sulla perdita di peso del materiale organico in oggetto, sulla scomparsa di costituenti specifici quali cellulosa o lignina (Nannipieri et al., 1990), nonché sulla misura dell'azoto nitrico ed ammoniacale prodotti (Benedetti et al., 1987-1989). Data la facilità e l'accuratezza delle relative determinazioni lo sviluppo di CO₂ viene comunemente impiegato per determinare la velocità di degradazione del materiale organico. Dalla quantità di CO₂ prodotta è possibile risalire alla percentuale di C mineralizzato (% C mineralizzato o coefficiente di mineralizzazione) secondo la seguente formula:

$$\% \text{ C mineralizzato} = (A-B) / x \cdot 100$$

dove A e B rappresentano rispettivamente il C prodotto come CO₂ dal terreno trattato con residui organici e da quello non trattato (controllo) e x il C aggiunto come residuo al terreno.

Ad esempio somministrando al terreno letame bovino, suino, ovino ed i vermicastings corrispondenti la percentuale di C mineralizzata era pari al 7-8% ed a 15-18% rispettivamente per letame bovino suino mentre la mineralizzazione dei casting non superava il 2% (Benedetti, 1991) poiché la bioconversione effettuata da *Eisenia foetida* aveva causato la scomparsa della frazione più labile del letame. Un comportamento diverso veniva mostrato dal casting ovino la cui mineralizzazione non era diversa da quella del letame. Inoltre esperienze analoghe condotte aggiungendo ad un terreno di medio impasto stocchi di mais e compost da RSU hanno fornito coefficienti di mineralizzazione del carbonio del 58% e del 44%, rispettivamente per le due biomasse (Benedetti et al., 1981-1982).

Come già accennato lo studio degli effetti dei residui organici di rifiuto e di scarto sulle attività biochimiche del suolo è piuttosto problematico data la complessità biologica, chimica e fisica dell'ammendante e del sistema suolo; ad esempio, nel caso dell'attività respiratoria di un suolo trattato sottrarre la CO₂ prodotta dal controllo da quella ottenuta dal terreno ammendato rappresenta un semplificazione del problema che può essere imprecisa. Nel campione trattato infatti si può verificare un'esaltazione del processo di mineralizzazione della sostanza organica "nativa" rispetto a quella che caratterizza il controllo dovuta sia all'apporto di materiale organico labile che esalta l'attività microbiologica autoctona che all'attività di microrganismi alieni introdotti nel suolo con il residuo stesso. È possibile osservare tale fenomeno, denominato "priming effect", solamente marcando (ad esempio con ¹⁴C) la sostanza organica introdotta con il materiale di rifiuto o di scarto.

Il processo di mineralizzazione dell'azoto segue nel suolo quello del carbonio poiché nella maggior parte dei composti azotati i due elementi sono legati covalentemente tra di

suolo
anica.
to dei
ici, gli

loro. Invece nel caso dei composti organici contenenti zolfo e fosforo la presenza di molecole caratterizzate dal legame C-O-S o C-O-P è quantitativamente importante: in questi casi gli atomi di S o di P possono essere liberati (processo di mineralizzazione con produzione di SO_4^{--} o PO_4^{--}) mediante una semplice idrolisi enzimatica (solfatasi o fosfatasi) senza che la parte organica sia utilizzata dal microrganismo. Si è osservato che il rapporto tra la quantità di N mineralizzato da un residuo urbano sottoposto ad una digestione aerobica per 21 giorni ed aggiunto poi ad un suolo acido (pH 5,4) e la quantità di C prodotta come CO_2 aumenta al crescer della quantità di residuo aggiunto (Boyle e Paul, 1989). Questo fenomeno può essere spiegato considerando i seguenti fattori o la combinazione di essi.

di tipo
ta per
nare la
o, sulla
pecifici
rico ed
a delle
minare
è pos-
ente di

1) il rapporto C/N dei metaboliti prodotti dai microrganismi che si sviluppano dopo l'applicazione del residuo è inferiore a quello che caratterizza la popolazione originaria del suolo;

2) la mineralizzazione del C e dei composti organici prodotti in seguito alla digestione anaerobica del residuo precedente il trattamento, è inferiore a quella della sostanza organica del suolo;

3) alcuni composti presenti nel residuo inibiscono la mineralizzazione del carbonio e non quella dell'azoto;

4) la presenza nel residuo di composti con legami C-O-N per cui la mineralizzazione dell'azoto può essere distinta da quella del carbonio.

Altri parametri di carattere generale che vengono comunemente impiegati per determinare l'attività microbiologica del suolo sono l'attività deidrogenasica, il contenuto di ATP, il valore della carica energetica adenilica (AEC) e la stima della quantità di calore prodotta durante la degradazione di composti organici (Nannipieri et al., 1990). La stima dell'attività deidrogenasica ha permesso di stabilire che in alcuni casi l'aumento dell'attività microbiologica nei terreni trattati con residui organici di scarto era semplicemente dovuta all'aumento dell'umidità (Tate e Terry, 1980).

La determinazione della carica energetica dei nucleotidi adenilici non sembra dare delle utili indicazioni sullo stato di attività biochimica del suolo poiché non sono state rilevate differenze significative tra il valore di AEC (0,89) di un suolo ammendato per vari anni con un compost da RSU ricco in metalli pesanti e quello del suolo trattato con residui organici non contaminati da metalli pesanti (Brookes e McGrath, 1987). Si è ipotizzato che i microrganismi aventi un basso valore di AEC non sono capaci di sopravvivere in condizioni di stress ambientale.

La quantità di calore prodotta nei terreni trattati con residui organici può dare delle utili indicazioni sulla velocità delle reazioni di tipo catabolico (Nannipieri et al., 1990). Poiché il contributo delle reazioni anaboliche alla produzione di calore è piuttosto basso da poter essere trascurato, le differenze di calore tra terreni trattati con residui con caratteristiche diverse possono dare delle utili indicazioni sulle differenze tra le velocità di degradazione dei residui stessi.

EFFETTO DEI RESIDUI ORGANICI DI RIFIUTO E DI SCARTO SU SPECIFICHE ATTIVITÀ BIOCHIMICHE DEL SUONO: IL CASO DELLE ATTIVITÀ ENZIMATICHE

Anche nel caso delle attività enzimatiche del suolo risulta difficile comprender le interazioni tra residui organici di rifiuto e di scarto ed il suolo; infatti l'attività di un particolare enzima dipende da attività che possono avere localizzazioni diverse (Burns, 1982; Nannipieri et al., 1990). L'enzima infatti può essere presente in cellule metabolicamente

Tab. 1. Attività enzimatiche e rapporti C/N di residui organici di scarto (Modificato da Martens et al., 1991)

Caratteristica biochimica	Pollina	Residui solidi urbani	Paglia di mais	Foraggio di erba medica verde	L. S. D. (0.05)
C/N	5.3	5.0	48.5	7.0	
Fosfatasi acida	187.6	196.7	252.2	204.5	64.0
Fosfatasi alcalina	588.5	479.9	539.8	493.5	155.1
Chitinasi	81.4	69.1	113.3	91.2	26.6
B-glucosidasi	231.8	203.7	345.2	268.6	84.4
B-galattasi	61.8	51.4	68.4	59.4	15.6
Invertasi	284.3	279.9	391.0	306.0	173.2
Deidrogenasi	10.2	8.9	10.9	10.3	1.4
Amidasi	38.1	36.3	42.1	35.8	20.3
Ureasi	45.2	39.5	41.2	32.5	10.7

Le attività della fosfatasi acida, della fosfatasi alcalina, della aril solfatasi, della chitinasi, della B-glucosidasi e della B-galattosidasi sono espresse in mg di p-nitrofenolo prodotti da 1 kg di suolo in un ora. Le attività dell'amidasi e dell'ureasi sono espresse come mg di NH_4^+ -N prodotte da 1 kg di suolo in un ora. L'attività invertasica viene espressa come mg di zuccheri riducenti prodotti da 1 kg di suolo in un ora. L'attività della deidrogenasi viene espressa come mg di formazano prodotti da 1 kg di suolo in 24 ore.

attive ed avere una localizzazione intracellulare nel citoplasma, oppure periplasmica od essere associato alla superficie esterna della cellula; l'enzima inoltre può esser contenuto in cellule non proliferanti (spore batteriche e cisti), in cellule morte od addirittura in residui cellulari. Vi sono ancora enzimi nella fase acquosa del suolo, cioè in forma libera poiché rilasciati dopo la morte cellulare o prodotti durante la normale vita di una cellula (enzimi extracellulari). Occorre tuttavia sottolineare che non tutti gli enzimi possono mantenere la loro attività al di fuori dell'ambiente cellulare qualora si richieda, ad esempio, la presenza di cofattori. Gli enzimi, una volta liberati dalle cellule nell'ambiente, possono essere adsorbiti dai colloidali argillosi od essere adsorbiti od inglobati dalle molecole umiche senza perdere la loro attività, venendo tra l'altro protetti dalla degradazione microbica.

A causa di questa complessa situazione è difficile stabilire l'effetto di un fattore ambientale o di un regime colturale sull'attività di un enzima; è difficile dire quali delle differenti attività viene interessata prevalentemente dall'effetto considerato (Burns, 1982; Nannipieri et al., 1990).

Anche i residui organici di rifiuto e di scarto aggiunti al suolo sono caratterizzati da una propria carica enzimatica (Martens et al., 1991) (Tab. 1) che è probabilmente in massima parte associata alle cellule microbiche ivi presenti: non si può tuttavia escludere a priori la presenza di enzimi extracellulari attivi in qualche modo associati a componenti organiche anche se mancano delle evidenze sperimentali in tal senso.

Pertanto qualora si aggiungano residui al suolo oltre a causare un aumento dell'attività enzimatica dovuta al contributo diretto dei residui si viene a stabilire una *de novo* sintesi enzimatica in virtù della crescita dei microrganismi terricoli causata dall'aggiunta di substrati organici labili. Il quadro è reso ancora più complesso dalla presenza di eventuali inibizioni od esaltazioni dell'attività enzimatica da parte di componenti organici alieni. La presenza di microrganismi alieni può causare la morte parziale di microrganismi autoctoni con conseguente perdita delle attività enzimatiche. In relazione al *priming effect*, di cui si è brevemente accennato in precedenza, si può avere distruzione di complessi uomo-enzimatici. Tutti questi fenomeni possono essere solamente ipotizzati poiché le tecniche attualmente disponibili ci consentono di determinare l'attività enzimatica globale e non quella delle diverse categorie che la compongono.

In un esperimento di campo effettuato in California sono state determinate 10 diverse attività enzimatiche (fosfatasi acida, fosfatasi alcalina, aril solfatasi, chitinasi, B-glucosidasi, B-galattosidasi, invertasi, deidrogenasi, amidasi ed ureasi) in campioni di suoli trattati con sostanze organiche di diversa provenienza (pollina, compost da RSU, paglia di mais e parti

verdi di erba medica); tutte le attività enzimatiche erano più elevate nei campioni trattati che nei controlli senza nessuna specifica indicazione per il tipo di enzima ed il tipo di sostanza organica aggiunta (Martens et al., 1991). L'aumento delle diverse attività enzimatiche dopo il primo trattamento era minore in ogni caso di quanto si potesse prevedere dalla somma dell'attività enzimatica del suolo e da quella del residuo organico impiegato. Questo comportamento può essere imputato sia ad una inibizione dell'attività enzimatica del suolo e/o ad una parziale morte di microrganismi autoctoni. Inoltre, dopo le successive aggiunte si aveva un aumento più contenuto rispetto a quello osservato dopo il primo trattamento forse a causa di molecole "triggers" o promoters, prodotte durante la mineralizzazione delle matrici organiche che esaltano la sintesi dei vari enzimi. Si è ipotizzato anche la presenza di un meccanismo "feedback" per spiegare l'interruzione della sintesi dell'enzima; dopo ripetute aggiunte di residui organici; in queste condizioni il processo di induzione e soppressione della sintesi enzimatica sarebbe operativo ed agirebbe per mantenere un livello costante di enzima senza raggiungere livelli troppo elevati.

L'aggiunta di una singola dose di compost da RSU aumenta le attività enzimatiche del suolo e tale aumento tende a persistere per diversi mesi (Bonmati et al., 1985; Perucci, 1990).

CONCLUSIONI

In conclusione lo studio degli effetti dei residui organici di rifiuto e di scarto sulle attività biochimiche del suolo è piuttosto problematico data la complessità biologica, chimica e fisica dell'ammendante e del suolo. Risulta difficile separare i prodotti della mineralizzazione (CO_2 , NH_4^+ , SO_4^{--} , PO_4^{---}) del residuo da quelli della sostanza organica del suolo. Si dovrebbe marcare la matrice organica con uno specifico isotopo così da discriminare il comportamento dell'elemento aggiunto da quello già presente nel suolo. Inoltre nel caso dei residui organici contenenti elementi tossici l'effetto inibente di questi ultimi sulle attività biochimiche del suolo viene mascherato da una maggiore crescita microbica. In tal senso anche il concetto di dose ecologica (EcD), corrispondente alla concentrazione di un elemento tossico che apportato al terreno riduce del 50% l'attività di un parametro biochimico (Nannipieri et al., 1990), deve essere utilizzato con cautela qualora si effettuino trattamenti con matrici organiche associate a residui tossici. Il problema in questione potrebbe in parte essere chiarito con esperienze di incubazione di lunga durata, volte a conseguire la completa mineralizzazione della matrice organica rilevando solo successivamente l'azione dell'elemento tossico sulle proprietà biochimiche (Benedetti et al., 1987-1989).

Un altro aspetto da tenere in considerazione riguarda la compatibilità delle determinazioni poiché effetti depressivi o stimolanti indotti dal substrato aggiunto sui processi metabolici possono essere transitori annullandosi con il tempo e pertanto non sarebbe corretto generalizzare le osservazioni effettuate solamente dopo un certo periodo di tempo.

Bibliografia

- BENEDETTI A.: "Cinque anni di sperimentazione sui casting da lombrico". In corso di stampa su *Agricoltura e Ricerca*, 1991.
- BENEDETTI A., CAVALIERI L., NIGRO C.: *Su alcuni aspetti del bilancio umico del terreno nota I: azione di diversi materiali organici*. Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante- Roma. XI, 1981-1982.

- BENEDETTI A., DELL'ABATE M.T., NIGRO C.: "Studi preliminari sull'effetto del cromo sul turnover microbico". *Ann. Ist. Sper. Nutr. Piante*, Roma XIV, 1987-1989.
- BENEDETTI A., CECCANTI B., CALCINAI M., TARSITANO R.: "Decomposition of chromium-containing leather residues in a sandy soil". In corso di stampa su *Suelo y Planta*, 1991.
- BONMATI M., PUJOLA M., SANA J., SOLIVA M., FELIPO M.T., GARAU M., CECCANTI B., NANNIPIERI P.: "Chemical properties, populations of nitrite oxidizers, urease and phosphatase activities in sewage sludge-amended soils". *Plant and Soil* 84, 79-91, 1985.
- BROOKES P.C., McGRATH S.P.: "Adenylate energy charge in metal-contaminated soil". *Soil Biol. Biochem.* 19, 219-220, 1987.
- BOYLE M., PAUL E.A.: "Carbon and Nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge". *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 99-103, 1989.
- BURNS R.G.: "Enzymes activity in soil: location and a possible role in microbial ecology". *Soil Biol. Biochem.* 16, 23, 1982.
- MARTENS D.A., JOHANSON B., FRANKENBERGER JR. W.T.: "Production and persistence of soil enzyme activity with repeated addition of organic residues". *Soil Science*, in stampa, 1991.
- NANNIPIERI P., CECCANTI B., GREGO S.: *Ecological significance of the biological activity in soil*. In *Soil Biochemistry* vol VI (J.-M. Bollag e G. Stotzky, eds), pp. 293-355, Marcel Dekker, New York, 1990.
- PERUCCI P.: "Effect of the addition of municipal solid-waste compost on microbial biomass and enzyme activities" in *Soil. Biol. Fertil. of Soils* 10, 221-226, 1990.
- TATE R.L., III, TERRY R.E.: "Effect of sewage effluent on microbial activities and coliform populations of Pahokee Muck". *J. Environ. Qual.* 9, 673-676, 1980.

Aspetti microbiologici dell'utilizzazione di compost in agricoltura

S. Dumontet*

Riassunto – Il sempre maggior interesse con cui si guarda al riciclaggio della sostanza organica di scarto si è tradotto in una rapida evoluzione delle conoscenze dei processi di compostaggio. In questa nota viene brevemente esaminato lo stato attuale delle conoscenze sulla microbiologia del compostaggio. Maggior enfasi viene data ai problemi relativi all'impatto del compost sulla microflora tellurica. Quest'aspetto, contrariamente al precedente, ha ricevuto fin'ora una minore attenzione e rimane, per molti versi, ancora lacunoso.

INTRODUZIONE

Negli anni '70 la consapevolezza del rapido degrado degli ecosistemi acquatici ha spinto i paesi industrializzati ad elaborare strumenti legislativi atti a limitare quantità e tipologia delle sostanze di scarto da versare nei corpi d'acqua. Questo tipo di impostazione politico-tecnologica ha avuto come risultato una diminuzione notevole del carico organico versato nelle acque, ma ha determinato, come effetto secondario, una maggiore produzione di fanghi di supero dagli impianti di depurazione delle acque reflue.

Per quantificare il fenomeno ricordiamo che Boyle (1990) riporta una produzione stimata in oltre 10 milioni di Mg di fanghi di supero negli Stati Uniti per il 1990, mentre L'Hermitte e Ott (1983) stimano, per lo stesso anno, la produzione nei paesi CEE in 15 milioni di Mg.

A questi devono aggiungersi circa 74 milioni di Mg per anno di rifiuti solidi urbani prodotti nei paesi comunitari (Ferrero, 1983). Inoltre, per la sola Italia, Goldberg Federico *et al.* (1989) riportano una produzione di 140 milioni di Mg per anno di reflui zootecnici.

Tale enorme quantità di sostanza organica di scarto genera evidenti problemi di smaltimento e di riutilizzazione. Incenerimento, sversamento nel mare (per i soli fanghi), smaltimento in discarica rappresentano soluzioni i cui costi, sia in termini ambientali che economici, si fanno sempre più alti (Boyle, 1990) senza contare le perdite di elementi riciclabili ed utili per l'agricoltura contenuti in questi sottoprodotti.

Da un punto di vista meramente quantitativo, il compostaggio appare la soluzione d'elezione per diminuire notevolmente il volume della sostanza di scarto (nel caso dei fanghi si può avere un'aumento della sostanza secca di circa 10 volte), per ridurre drasticamente gli odori sgradevoli, per abbattere la carica di germi patogeni sempre presenti in questi materiali.

All'auspicabile aumento dell'uso dei compost è bene far precedere una più approfondita comprensione degli effetti che questi materiali hanno sulla biomassa microbica del suolo. In tal modo gli aspetti positivi dell'interazione compost-microflora tellurica potranno essere potenziati attraverso una puntuale gestione del processo ed un'accorta utilizzazione del prodotto.

* Dipartimento di Produzione Vegetale, Università della Basilicata

TAB. 1. Tipi di miscele usate nel compostaggio di alcune sostanze organiche di scarto

Materiali	Referenza bibliografica
Fango e paglia	Hoyle e Mattingley, 1984 ^a Witter, 1986P ^a
Fango e segatura di legno	Chromec e Magdoff, 1981 ^a
Fango e trucioli di legno	Sikora e Sowers, 1985 ^a Coppola <u>et al.</u> , 1983
Fango e cortecce d'albero	Verdonck <u>et al.</u> , 1978 ^b
Fango e materiali inerti riciclabili	Coppola <u>et al.</u> , 1983
Fango e RSU	Stentiford <u>et al.</u> , 1985 De Bertoldi <u>et al.</u> , 1980
Fango e compost di fango	Haug e Haug, 1977 ^b
Deiezioni zootecniche e torba di sfagno	Mathur <u>et al.</u> , 1988 Mathur <u>et al.</u> , 1990

^a in Witter e Loopez-Real, 1987

^b in Coppola et al., 1983

IL COMPOSTAGGIO

Come accennato in precedenza le principali fonti di sostanza organica di scarto da compostare sono i rifiuti solidi urbani (RSU), i fanghi di supero degli impianti di depurazione delle acque reflue e le deiezioni zootecniche, la cui disponibilità quantitativa nei paesi CEE è stata riportata nel precedente paragrafo.

La frazione organica dei RSU ha certamente una composizione meno complessa e caratteristiche meno problematiche di quella dei fanghi di supero, che Boyle (1990) definisce per la loro peculiarità e molteplicità di componenti *caotic mixture*.

Benché anche la frazione fermentescibile dei RSU sia percentualmente considerevole, l'instabilità della sostanza organica dei fanghi di supero, il loro stato di fluidità ed i patogeni in essi albergati impongono un'immediata stabilizzazione ed igienizzazione.

Il compostaggio di questi materiali ovvia a molte delle loro caratteristiche negative fornendo un prodotto palabile, che può essere conservato e poi utilizzato nel momento agronomico più conveniente, privo di odori sgradevoli e sicuro sotto il profilo igienico. Altro importante vantaggio che si realizza è una drastica riduzione in volume.

In ogni caso la comprensione dei parametri ambientali ed enzimatici che controllano la degradazione dei fanghi indica nella stabilizzazione in fase solida un trattamento particolarmente efficace nel quale la sostanza organica viene trasformata in modo completo ed efficiente.

Coppola (1983a) cita a questo proposito l'*effetto superficie* che i trattamenti in fase solida sono capaci di esercitare sulle cellule microbiche e sulle loro attività. Produzione di omo ed

etero-polisaccaridi, incremento globale delle attività, resistenza agli stress termici, accresciuta stabilità ed attività degli enzimi, aumentata efficienza nell'assorbimento dei principi nutritivi sono alcune delle funzioni che la microflora è in grado di esprimere in presenza di particelle solide, assicurando una più rapida e favorevole trasformazione della sostanza organica.

In definitiva il compostaggio può essere definito secondo Zucconi (1983) come: *processo di decomposizione bio-ossidativa di substrati organici in fase solida, caratterizzato da produzione di CO₂, calore, acqua ed un residuo organico stabilizzato e fitocompatibile.*

Per ottenere la trasformazione in fase solida, nel caso dei fanghi o delle deiezioni zootecniche liquide, è indispensabile superare la fase di fluidità disidratandoli parzialmente e/o miscelandoli opportunamente con altri substrati. In tabella I sono elencate alcune delle miscele utilizzate.

La microbiologia del compostaggio

In relazione con quanto sopra esposto ed in accordo con Stentiford (1986), si intendono qui come processi di compostaggio solo quelli che avvengono in aerobiosi.

La microbiologia del compostaggio è un argomento ben compreso e diffusamente divulgato ed in questo paragrafo se ne tratteranno solo gli aspetti essenziali. Per ulteriori approfondimenti si rimanda il lettore agli articoli di De Bertoldi *et al.* (1983), di Finstein e Morris (1975) e di Nakasaki *et al.* (1985a; 1985b).

Come è noto i fanghi e le deiezioni zootecniche di animali allevati in assenza di lettiera sono così ricchi di azoto che questo risulta essere in eccesso rispetto alle esigenze nutrizionali della microflora, che non sempre trova nel substrato carbonio sufficiente per operare sintesi di nuova biomassa microbica (Witter e Lopez-Real, 1987). Inoltre molto di questo azoto è presente in forme facilmente idrolizzabili dagli esoenzimi microbici. Tutto ciò provoca perdite per volatilizzazione e sviluppo di odori estremamente sgradevoli derivanti da amine alifatiche e solfiti (Mathur *et al.*, 1990).

La miscelazione con idonei substrati risulta così essere indispensabile per stimolare l'attività microbica, sia fornendo il necessario complemento in carbonio, che aumentando la superficie di contatto del materiale, favorendone così una migliore aereazione, indispensabile per un corretto e completo svolgimento dei processi bio-ossidativi ed, infine, per ottenere miscele in cui l'umidità sia vicina al 60%. Tale umidità viene, infatti, riconosciuta come ottimale (Mathur, 1990).

Il corretto rapporto C/N da realizzarsi in fase di miscelazione deve essere tra 25 e 35, con un contenuto in azoto dall'1,5 all'1,7% (Boyle, 1990).

Una volta opportunamente miscelata con idonei substrati, la sostanza organica di scarto viene compostata generalmente secondo due diversi metodi: in reattori chiusi od in cumuli (statici o soggetti a rivoltamento periodico) realizzati all'aperto.

Il necessario tasso di ossigeno nel cumulo statico viene assicurato attraverso un'aereazione forzata, sistema che permette anche di controllare e regolare lo sviluppo di calore dovuto all'autoriscaldamento della massa.

Il controllo della temperatura può essere visto come l'elemento critico nella gestione del compostaggio dei cumuli statici. La temperatura influisce, infatti, anche sull'umidità del cumulo ed entrambe hanno un effetto diretto sull'attività e lo spettro speciografico della microflora. Per i dettagli in merito alle condizioni di processo si rimanda a Finstein (1986).

Lo stesso autore, in un altro lavoro (Finstein e Miller, 1983), riassume efficacemente il problema della temperatura di compostaggio e del suo significato in termini di attività microbica come di seguito riportato.

Il primo stadio del compostaggio è caratterizzato dalla rapida utilizzazione, da parte di microrganismi mesofili, dei composti organici più semplici. L'intensa attività metabolica così realizzata è responsabile dell'autoriscaldamento della massa in compostaggio che, se non controllato, può raggiungere facilmente gli 80°C.

Coppola *et al.* (1983) notano che le variazioni microbiologiche più importanti che si verificano nella miscela di fango e trucioli di legno da loro studiata, dipendono non solo dall'effetto diretto della temperatura, ma sono fortemente condizionate dai mutamenti chimico-fisici del mezzo e dai fenomeni di competizione microbica che si instaurano.

Il risultato finale consiste, comunque, in un prodotto che mostra caratteristiche microbiologiche molto più vicine a quelle del suolo a cui è destinato che al fango da cui deriva.

Scompaiono, o sono ridotti a valori bassissimi, i batteri normalmente usati come indici di contaminazione fecale ed i batteri patogeni, aumentano, invece, la loro biomassa attinomiceti, eumiceti cellulolitici e ligninolitici.

Guadagni e perdite di azoto durante il compostaggio

Le perdite di azoto durante il compostaggio in fase solida dei fanghi e delle deiezioni zootecniche si possono ridurre realizzando un appropriato valore del rapporto carbonio/azoto della massa in compostaggio.

C'è da rilevare, però, che anche in presenza di appropriati valori di C/N le perdite di azoto per volatilizzazione non sono del tutto eliminate ed il problema rimane di una certa gravità soprattutto nel caso delle deiezioni zootecniche. Secondo Mathur *et al.* (1988) una delle soluzioni del problema può essere rappresentata dall'utilizzare torba di sfagno come substrato per la miscelazione. Questo tipo di torba è sufficientemente ricca in H⁺ scambiabile e rimane sufficientemente acida per tutto il periodo del compostaggio per limitare notevolmente le perdite di azoto.

Anche Witter e Kirchmann (1989) riportano sostanziali benefici in questo senso dall'utilizzazione di torba di sfagno, zeolite e basalto in esperimenti di laboratorio. Witter e Lopez-Real (1988) trovano risultati analoghi utilizzando terreno argilloso e zeolite. L'efficienza di questi prodotti raggiunge il 75% per la zeolite, quando applicata come copertura della pila in compostaggio ed il 60% per il terreno argilloso. La zeolite appare meno efficiente se mescolata alla massa in compostaggio e, comunque, una volta saturata comincia a rilasciare l'ammonio preventivamente assorbito.

L'EFFETTO DEL COMPOST SULLA MICROFLORA TELLURICA

La formazione della sostanza organica del suolo è un processo reversibile e molte delle moderne pratiche colturali sono responsabili di una sua sensibile riduzione negli agroecosistemi (Jenkinson, 1981).

L'uso di aggiungere al suolo fanghi degli impianti di depurazione delle acque reflue, compost, letame, ecc., è funzionale ad un approccio conservativo, o di ripristino, del tasso di sostanza organica in suoli coltivati o degradati da attività antropiche.

La variazione dei parametri che controllano l'attività microbica nel suolo può essere fortemente influenzata dall'aggiunta al suolo degli ammendanti organici, i quali, in funzione delle loro caratteristiche, possono essere in grado di selezionare vie metaboliche assimilative e dissimilative ed influenzare le cinetiche di mineralizzazione.

Le modificazioni delle caratteristiche del suolo in funzione dell'aggiunta di fanghi

hanno ricevuto una considerevole attenzione. Esiste, infatti, una ricca bibliografia sulle modificazioni delle proprietà fisiche e chimiche dei suoli dopo aggiunta di tali ammendanti. Il forte interesse in questo senso è in parte dovuto alla capacità mostrata dai fanghi di aumentare la stabilità degli aggregati attraverso la stimolazione di alcuni processi microbici come, ad esempio, la produzione di polisaccaridi extracellulari (Metzger *et al.*, 1987).

Inoltre, la loro diffusa utilizzazione in agricoltura, principalmente nel Nord Europa, e la loro contaminazione in metalli pesanti, spesso veicolati in considerevoli quantità, ha ulteriormente stimolato gli studi tesi a valutarne gli effetti sul suolo e sulla microflora tellurica.

Molto meno numerose le ricerche che riguardano l'effetto dei compost sulla microflora e, indirettamente, sulle caratteristiche pedologiche, benché sin dal 1942 Martin si interessò dell'effetto di compost sulla formazione e la stabilità degli aggregati in un suolo sabbioso-limoso.

Nel paragrafo successivo saranno riportati alcuni degli studi eseguiti per valutare l'impatto dei compost sulla microflora tellurica limitatamente a quanto attiene all'effetto sulle cinetiche di mineralizzazione del carbonio e dell'azoto nel suolo.

Effetto sulle cinetiche di mineralizzazione del carbonio e dell'azoto nel suolo

Le cinetiche di mineralizzazione del carbonio in suoli addizionati di compost sono strettamente dipendenti dalle caratteristiche pedologiche, come messo in risalto da Coppola (1983b) che, in un'esperimento di incubazione in laboratorio, rileva differenti curve di respirazione dopo addizione di 200, 100 e 50 Mg di fango compostato con trucioli di legno a 4 diversi terreni. Lo sviluppo di CO₂ risultava essere in assoluto maggiore, a tutte le dosi, per un suolo alluvionale sabbio-limoso e minore nel caso di un suolo argillo-limoso, in cui la dose 50 Mg non si discosta significativamente dalla respirazione basale del suolo, dimostrando, così, di essere più conservativo nei riguardi della sostanza organica aggiunta.

Chaussod *et al.* (1985) notano, dopo 112 giorni di incubazione, che letame compostato e fango non stabilizzato disidratato, aggiunti alla stessa dose di 2800 mg C/kg di suolo, registrano quantità di CO₂ svolta estremamente differenti. La sostanza organica dei due ammendanti dimostra avere caratteristiche di degradazione sostanzialmente diverse. Infatti, le cinetiche di produzione della CO₂ procedono con velocità differenti ed i campioni trattati con fango svolgono circa l'84% dell'anidride carbonica prodotta in 112 giorni già dopo 4 settimane d'incubazione, mentre i campioni che hanno ricevuto letame compostato ne svolgono, alla stessa data, circa il 57%. Al termine dell'incubazione i campioni trattati con fango producono circa 3 volte più anidride carbonica di quelli addizionati di compost. Risultati simili vengono interpretati da Lineres (1988) come un dispendio energetico dovuto ad un eccesso di carbonio facilmente mineralizzabile.

I fanghi non digeriti sono anche in grado di provocare un *priming effect*, stimolando la mineralizzazione di più carbonio di quanto se ne sia aggiunto con questi materiali. Dumontet *et al.* (1984) dimostrano una mobilitazione del carbonio organico nativo del suolo (in ragione del 59% in più dell'applicato), dopo circa 3 mesi di incubazione in laboratorio di campioni di suolo addizionati di 1170 mg C/kg, sotto forma di fango liquido. Dosi di 3810 e 3930 mg C/kg, apportate con fanghi compostati in 2 differenti modi, non provocano *priming effect* e rilasciano dopo 98 giorni rispettivamente il 35 e 33% del carbonio aggiunto, sotto forma di C-CO₂.

Questi stessi autori propongono un modello matematico per l'analisi delle curve di respirazione, che tiene conto delle due diverse costanti di mineralizzazione del carbonio, relative ai due *pool* di sostanza organica presenti.

In accordo con Boyle e Paul (1989), questi consistono in una frazione *labile* rapidamente respirata, responsabile della caratteristica fase esponenziale della curva di respirazione, ed una *stabile* a lento decadimento, mineralizzata con una cinetica di ordine zero. Il modello proposto è descritto dall'equazione $y = ct + a(1 - e^{-kt})$, dove y è la C-CO₂ rilasciata al tempo t , c è la costante di ordine zero, a è il carbonio organico mineralizzabile secondo una cinetica di primo ordine, mentre k è la costante di primo ordine.

Per quanto riguarda la mineralizzazione dell'azoto organico valgono, secondo Boyle e Paul (1989), le stesse considerazioni più su fatte per il carbonio organico.

Anche in questo caso esistono due *pool* di azoto organico, uno *labile* ed uno *stabile* che vengono mineralizzati secondo cinetiche differenti.

Una valutazione globale di questi fenomeni viene data da Dumontet *et al.* (1984), che notano una mineralizzazione netta nel suolo dell'azoto organico (N-NH₄ + N-NO₃), apportato con fango e compost in differenti dosi, dipendente dalla natura della sostanza organica più che dalla dose di questa. Il fango, aggiunto in ragione di 1170 mg C/kg, mostra la più alta produzione di azoto minerale, mentre le differenti quantità di compost (dosi in C uguali e 3 volte superiori a quella del fango) hanno produzioni significativamente più basse di questo a tutte le dosi applicate, ma non differenti tra loro.

Le quantità di N-NH₄, misurate durante l'incubazione dei campioni di suolo, decrescono nel tempo. La diminuzione maggiore e più rapida si ha nella prima settimana, mentre le successive riduzioni proseguono con un *trend* lineare, senza mostrare differenze significative tra controllo e trattamenti.

Il sostanziale e rapido decremento della quantità di ammonio nel suolo trattato con fango viene interpretato da Boyle e Paul (1989) come un'immobilizzazione netta a causa della sua incorporazione nelle cellule microbiche. Questi autori hanno lavorato con un suolo limoso addizionato di fango digerito anaerobicamente, disidratato sino ad ottenere un contenuto di sostanza secca del 25%, ed applicato alla dose di 180 Mg/ha/anno per 8 anni. Le analisi sono state eseguite 4 anni dopo l'ultima applicazione e riguardano incubazioni in laboratorio. Il rapido decremento in N-NH₄ nei primi giorni di incubazione viene attribuito ad un'attiva immobilizzazione da parte della microflora, che mostra, tra l'altro, un valore C/N più basso di quello della biomassa microbica del controllo. L'eccesso di N contenuto nelle cellule microbiche rappresenta una riserva di azoto organico facilmente mineralizzabile, che rimane nella biomassa microbica almeno fino a 4 anni dopo l'ultima applicazione di ammendante.

CONCLUSIONI

L'effetto dei compost sulla microflora tellurica può considerarsi positivo, apportando questi ammendanti una sostanza organica in uno stato fisico tale da non interferire negativamente con le caratteristiche pedologiche ed in grado di rilasciare lentamente nutrienti minerali.

Restano comunque da approfondire molti aspetti relativi alle interazioni tra compost e microflora. Non sembra chiarito, infatti, il ruolo di questi prodotti sul *pool* di azoto e fosforo della biomassa microbica. Le uniche osservazioni che si riferiscono alla diminuzione del rapporto C/N della biomassa rispetto al controllo, si riferiscono a suoli addizionati di fango disidratato.

In conclusione il compostaggio appare come una soluzione di elezione per riutilizzare, e nel contempo smaltire, la sostanza organica di scarto, con evidenti benefici per gli agroecosistemi.

La tecnologia del compostaggio appare essere molto ben conosciuta ed in grado di offrire un prodotto con caratteristiche ben standardizzate. Rimangono da ridurre le perdite di azoto, principalmente durante la fase termofila del processo, in modo da poter offrire un prodotto finito dalle più interessanti caratteristiche agronomiche e con un maggior valore commerciale.

Resta irrisolto il nodo della qualità della sostanza organica di scarto da compostare, soprattutto in funzione delle normative di legge vigenti in Italia.

Le disposizioni per la prima applicazione dell'art. 4 del D.P.R. del 10/9/82 n. 915, concernente lo smaltimento dei rifiuti, riportano le caratteristiche obbligatorie che i compost debbono avere per poter essere commercializzati, ed i limiti di accettabilità di questi prodotti ai fini della tutela ambientale. Tale normativa limita, di fatto, la produzione e commercializzazione dei compost perché la materia prima da trasformare presenta caratteristiche tali da non poter fornire un prodotto in regola con i limiti fissati dal citato D.P.R. .

Inerti e contaminanti sono, ad esempio, quasi sempre a livelli tali da impedire una loro economica rimozione o, addirittura, risultano tecnologicamente impossibili da ridurre.

Il problema può essere superato solo con un notevole miglioramento della materia prima, che può essere realizzato con la raccolta differenziata dei rifiuti solidi urbani e con la netta separazione dei reflui industriali da quelli urbani.

Tali accorgimenti comportano, ovviamente, un impegno gravoso da parte della pubblica amministrazione ed il varo di un'efficace politica di educazione e sensibilizzazione dei cittadini, ma rimangono gli unici in grado di assicurare al compost un futuro ed un destino migliore, con i conseguenti e noti benefici per l'agricoltura e per l'ambiente.

Bibliografia

- BOYLE M., PAUL E.A.: "Carbon and Nitrogen Mineralization Kinetics in Soil Previously Amended with Sewage Sludge". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 99-103, 1989.
- BOYLE M.: "Biodegradation of Land-Applied Sludge". *J. Environ. Qual.*, 19: 640-644, 1990.
- CHAUSSOD R., CATROUX G., JUSTE C.: "Effects of anaerobic digestion of organic wastes on carbon and nitrogen mineralization rates: laboratory and field experiments". In: *Efficient land use of sludge and manure*. (A. Dam Kofoed, J.H. Williams e P.L'Hermite, eds.). Elsevier Appl. Sci. Publish., London, 1985.
- COPPOLA S.: Fertilizzanti organici dai fanghi. In: *Recupero Biologico ed Utilizzazione Agricola dei Rifiuti Urbani* (F. Zucconi, M. De Bertoldi e S. Coppola, eds). *Atti del Simposio Internazionale*. Napoli, 11-14 Ottobre, 1983a.
- COPPOLA S.: Soil microbial activities as affected by application of composted sewage sludge. In: *The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soil* (Davis, R.D., Hucker, G., L'Hermite, P., eds.). Reidel Publish., Dordrecht, 1983b.
- COPPOLA S., FERRANTI E., DUMONTET S., PARENTE E., BASILE G., LUNA M., CUOCOLO L., DURANTI A., SANTINI A., COMEGNA V., CIOLLARO G., ROMANO F., TUCCI G., CARRATÙ G., CARAFA A., SCALA A., D'ERRICO F., MICELI DE BIASE L.: "Studio dei procedimenti di trasformazione dei fanghi risultanti dalla depurazione biologica delle acque reflue in vista del loro impiego agricolo". III. Compostaggio di fanghi grezzi in miscela con altri materiali organici di scarto. *L'Agricoltura Italiana*, 5-6: 39-78, 1983.
- DE BERTOLDI M., VALLINI G., PERA A.: "The Biology of Composting: a Review". *Waste Manag. Res.*, 1: 157-176, 1983.
- DUMONTET S., PARENTE E., COPPOLA S.: Mineralization of organic matter in soil treated with

- sewage sludge stabilized by different methods. In: *Long term effects of sewage sludge and farm slurries application*. (J.H. Williams, G. Guidi e P. L'Hermite, eds.). Elsevier Appl. Sci. Publish., London & New York, 1984.
- FERRERO G.L.: The European Economic Communities Research and Development Programme on the recycling of urban and industrial waste. In: *Recupero Biologico ed Utilizzazione Agricola dei Rifiuti Urbani* (F. Zucconi, M. De Bertoldi e S. Coppola, eds.). *Atti del Simposio Internazionale*. Napoli, 11-14 Ottobre, 1983.
- FINSTEIN M.S., MILLER F.C. STROM P.F.: Waste treatment Composting as a Controlled System. In: *Biotechnology* (H.J. Rehm, G. Reed, eds.), 8, 1986.
- FINSTEIN M. S., MORRIS M. L.: "Microbiology of municipal solid waste composting". *Adv. Appl. Microbiol.*, 19: 113-151, 1975.
- GOLDBERG FEDERICO L., ROSSI N., SPALLACCI P.: "Agricultural use of organic wastes (livestock slurries, sewage sludges, composts): the situation in Italy". *Chimica Oggi*, 7: 29-32, 1989.
- JENKINSON D.S.: The fate of plants and animal residues in soil. In: *The Chemistry of Soil Processes* (D.J. Greenland, M.H.B. Hayes, eds.). John Wiley & Sons Publish., New York, 1981.
- L'HERMITE P., OTT H.: Processing and use of sewage sludge: a European R&D picture. In: *Recupero Biologico ed Utilizzazione Agricola dei Rifiuti Urbani* (F. Zucconi, M. De Bertoldi e S. Coppola, eds.). *Atti del Simposio Internazionale*. Napoli, 11-14 Ottobre 1983.
- LINERES I., CHAUSSOD R., JUSTE C., SOLDA P.: Microbial biomass and biological activities in an acid sandy soil treated with sewage sludge or farmyard manure in a long term field experiment. In: *Sewage sludge treatment and use: new developments, technological aspects and environmental effects*. (A.H. Dirkwager e P.L'Hermite, eds.). Elsevier Appl. Sci. Publish., London, 1988.
- MARTIN J.P.: "The effect of composts and compost material upon the aggregation of Collington sandy loam". *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 7: 218-222, 1942.
- MATHUR S.P., PATNI N.K., LÉVESQUE M.P.: "Composting of Manure Slurries with Peat without Mechanical Aeration". *Annual Conference of Canadian Society of Agricultural Engineering*. August 21-24, 1988. Calgary, Alberta, 1988.
- MATHUR S.P., PATNI N.K., LÉVESQUE M.P.: "Static Pile, Passive Aeration Composting of Manure Slurries Using Peat as a Bulking Agent". *Biological Wastes*, 34, 323-333, 1990.
- METZGER L., LEVANON D., MINGELGRIN U.: "The Effect of Sewage Sludge on Soil Structural Stability: Microbiological Aspect". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 346-351, 1987.
- NAKASAKI K., SASAKI H., SHODA M., KUBOTA H.: "Change in microbial number during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO₂ evolution rate". *Appl. Environm. Microbiol.*, 49: 37-41, 1985a.
- NAKASAKI K., SASAKI H., SHODA M., KUBOTA H.: "Characteristics of mesophilic bacteria isolated during thermophilic composting of sewage sludge". *Appl. Environm. Microbiol.*, 49: 42-45, 1985b.
- STENTIFORD E. I.: Recent development in compositng. In: *Compost: Production, Quality and Use* (M. De Bertoldi, M.P. Ferranti, P. L'Hermite, F. Zucconi, eds.). Elsevier Appl. Science, London & New York, 1986.
- WITTER E., KIRCHMANN H.: "Peat, zeolite and basalts as adsorbents of ammoniacal nitrogen during manure decomposition". *Plant and Soil*, 115: 43-52, 1989.
- WITTER E., LOPEZ-REAL J.M.: "The Potential Role of Sewage Sludge and Composting in a Nitrogen Recycling Strategy for Agriculture". *Biol. Agric. Hortic.*, 5: 1-23, 1987.
- WITTER E., LOPEZ-REAL J.M.: "Nitrogen Losses During the Composting of Sewage Sludge,

and the effectiveness of Clay Soil, Zeolite, and Compost in Adsorbing the Volatilizes Ammonia". *Biological Wastes*, 23: 279-294, 1988.

ZUCCONI F.: Processi di biostabilizzazione della sostanza organica durante il compostaggio. In: *Recupero Biologico ed Utilizzazione Agricola dei Rifiuti Urbani* (F. Zucconi, M. De Bertoldi e S. Coppola, eds.). *Atti del Simposio Internazionale*. Napoli, 11-14 Ottobre, 1983.

Simulazione di batch biogeochimico nel riciclo dei reflui

S. A. Bufo*, D. Potenz**

Riassunto – Il lavoro prende in esame la possibilità di utilizzare i cicli biogeochimici degli elementi diffusi in natura con la finalità di sostituire i processi di depurazione alquanto complessi di tipo antropico. In questo caso, le spese d'impianto sono contenute, quelle di gestione quasi nulle, anche se si richiedono adeguate superfici di terreno. I dati ottenuti evidenziano che i cicli biogeochimici interessati sono quelli del carbonio e del potassio, risultando particolarmente legati e con andamenti sovrapponibili a quelli riscontrabili in letteratura nel caso delle acque di vegetazione.

INTRODUZIONE

Il crescente interesse verso tecnologie di disinquinamento ambientale, che tendono a tutelare le caratteristiche degli ecosistemi e a garantire il funzionamento delle strutture produttive del territorio, induce ad approfondire lo studio dei processi naturali ed, in particolare, dei cicli biogeochimici che operano in un determinato ambiente. Tale conoscenza permette di valutare la possibilità di utilizzare questi cicli in sostituzione di tecnologie più sofisticate e costose se non, a volte, poco valide. Il presente lavoro ha lo scopo di studiare l'effetto perturbante di un refluo organico, preparato artificialmente in laboratorio, sul ciclo biogeochimico del carbonio e di altri elementi correlati. L'obiettivo di tale scelta è quello di poter confrontare i risultati sperimentali con quanto riportato in letteratura per le "acque di vegetazione" dei frantoi oleari, con il vantaggio di una più agevole interpretazione, avendo impiegato una matrice qualitativamente semplice.

METODOLOGIA

L'esperienza è stata condotta approntando, in vasi di plastica, 3 ripetizioni per 4 tesi: terreno trattato e non, tenuto sotto tettoia a temperatura ambiente (media 27° C) e terreno trattato e non, tenuto in camera buia e climatizzata (32° C e U_R 60%). La prova ha avuto una durata di 77 giorni. Il terreno è stato campionato ad intervalli di tempo decrescenti.

Per la preparazione del refluo è stato utilizzato un solo componente per ognuno dei vari gruppi di sostanze presenti nelle acque di vegetazione (Balice et al. 1982; Montedoro et al., 1975). La scelta di questi composti è stata fatta anche con l'obiettivo di rispettare i valori medi delle sostanze organiche totali, degli ioni potassio e fosforo, del pH e della conducibilità elettrica specifica (Tabb. 1 e 2). L'opportunità di utilizzare un rapporto volume di refluo/massa di terreno pari a 0,5:1 (Potenz), e la necessità di preparare il terreno trattato con una sola aggiunta di perturbante, hanno indotto ad approntare il refluo ad una concentrazione

* Istituto di Chimica Agraria, Università degli Studi di Bari

** Associazione Scientifica IRSCA, Bari

TAB. 1. Composizione del refluo

	Bibliografia	Soluz. pert.
Polifenoli (come acido tannico)	1,0 %	1,0 %
Proteine (come Caseina)	1,4 %	1,4 %
Polialcoli (come D Mannitolo)	1,3 %	1,3 %
Glucidi (come Amido solubile)	8,0 %	8,0 %
Acidi organici (come Acido Lattico)	0,6 %	1,98 %
Sali (come Lattato e Diidrogenofosfato di Potassio)	4,1 %	---
KOH	---	1.02 %
KH ₂ PO ₄	---	0,22 %

TAB. 2. Caratteristiche chimiche della soluzione perturbante

pH	4,8
C.O.D.	329 g·L ⁻¹
B.O.D. ₅	165 g·L ⁻¹
C.E.	34400 μS·cm ⁻¹
N org.	0,27 %
N tot.	0,32 %
C tot.	13,61 %
I.G.	0
K ⁺	3,25 %
P	0,14 %

TAB. 3. Caratteristiche chimiche del terreno

Umidità	9,6	%
Capacità di campo	24,22	%
pH (in H ₂ O)	7,65	
pH (in KCl)	7,15	
C.E. (1/5)	119,1	μS·cm ⁻¹
C.S.C.	22,8	cmoli _c ·Kg ⁻¹
I.G.	76	n° semi·mm
CaCO ₃ totale	1,21	%
CaCO ₃ attivo	1,28	%
C totale	1,14	%
Corg.	1	%
HCO ₃ ⁻	0,562	cmoli _c ·Kg ⁻¹
Norg.	0,104	%
K tot.	7440	mg·Kg ⁻¹
K scamb.	214	"
K sol.	5,7	"
Ca tot.	9520	"
Ca scamb.	4231	"
Ca sol.	81,3	"
Mg tot.	3760	"
Mg scamb.	135	"
Mg sol.	5,3	"
Na tot.	480	"
Na scamb.	1	"
Na sol.	47	"
P tot.	2018	"
P ass.	tracce	"
P sol.	--	"
NO ₃ ⁻	11	"

maggiore e tale da saturare i 3/5 della capacità di campo del terreno impiegato (0,145 L·Kg⁻¹), pur rispettando le quantità totali previste. Il terreno utilizzato (Tab. 3) è stato asciugato, setacciato a 2mm ed omogeneizzato. Ad una parte di esso è stato aggiunto il refluo in un'unica soluzione, rendendo omogenea la massa con una betoniera. Si è subito proceduto, poi, al riempimento dei vasi ed all'avvio delle prove. Contemporaneamente ai rilievi analitici, è stato determinato l'indice di germinazione (I.G.) del *Lepidium sativum* (Potenz et al., 1985a). La disponibilità nel tempo degli ioni K⁺, Ca⁺⁺, NO₃⁻ e H₂PO₄⁻ è stata valutata utilizzando la tecnica della elettro-ultrafiltrazione (EUF) (Bufo et al., 1990), indicando con EUF₁ la frazione degli elementi nutritivi facilmente utilizzabile dalla pianta (estratta nelle condizioni più blande), con EUF₂ quella di riserva (estratta nelle condizioni più drastiche).

Il terreno non trattato, non presenta alcuna variazione apprezzabile di I.G. (Fig. 1A). Il terreno perturbato, per entrambi i regimi termici, presenta un andamento diversificato in tre intervalli di tempo. Nei primi 20 giorni si osserva una fase di elevata tossicità. Segue un periodo di tossicità evidente ma non letale della durata di 17 giorni. Successivamente il terreno può essere considerato non tossico. L'esame dei dati non mette in evidenza alcuna differenza significativa da attribuire al diverso regime termico: questo risultato si ripete anche per tutti i parametri chimico-fisici misurati. Dal settimo prelievo (57° giorno) in poi non vi è differenza significativa nemmeno tra i terreni perturbati e non: si sono ormai ripristinate le condizioni precedenti il trattamento.

Il carbonio organico mostra, nelle tesi perturbate, un andamento decrescente (Fig. 1B), inizialmente accentuato. Le due curve descrivono la degradazione della sostanza organica del refluo con cinetiche di primo ordine. Il tempo di dimezzamento calcolato è pari a 42 giorni per la tesi a temperatura controllata ed a 57 giorni per quella a temperatura ambiente, valori corrispondenti ad una frazione organica facilmente degradabile, secondo la suddivisione di Jenkinson e Rayner (1977). La differenza tra i tempi di dimezzamento è risultata altamente significativa.

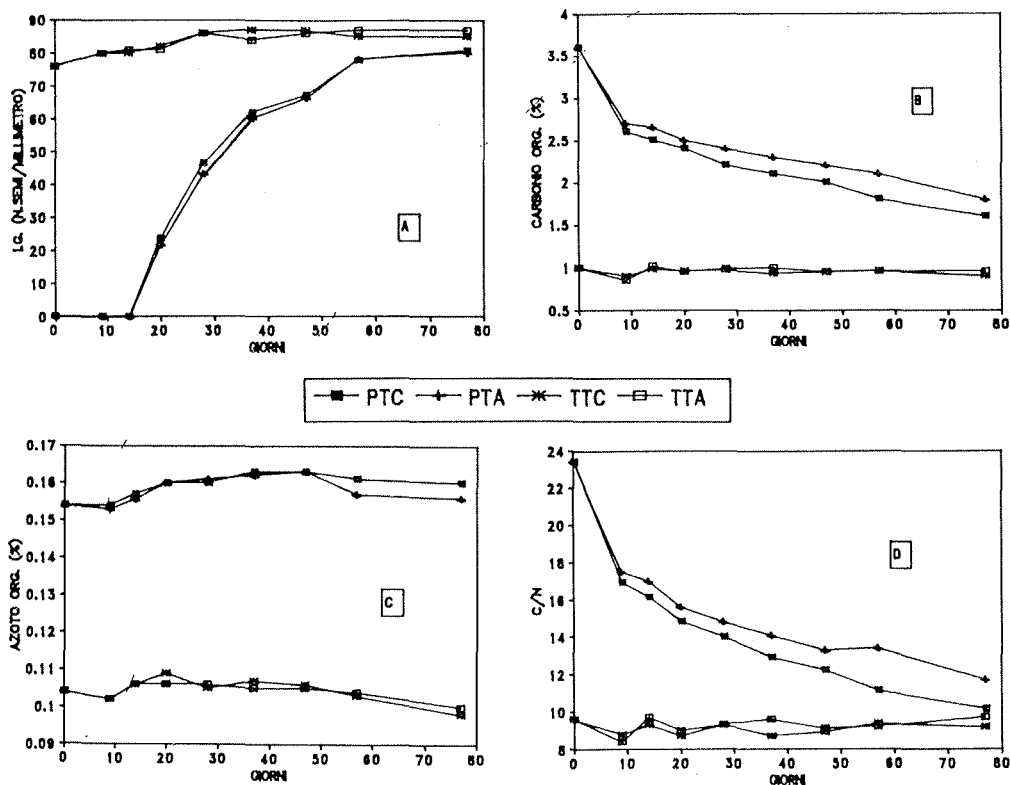


Fig. 1 - Andamenti dei valori medi su tre ripetizioni di: Indice di Germinazione [A], Carbonio Organico [B], Azoto Organico [C] e rapporto Carbonio/Azoto [D] durante il periodo d'osservazione. PTC e PTA stanno per terreno perturbato in condizioni controllate ed ambientali rispettivamente; TTC e TTA indicano i relativi testimoni.

L'azoto organico rivela (Fig. 1C), nei terreni perturbati, solo una modesta oscillazione intorno al valore medio: le sostanze organiche azotate immesse con il refluo vengono elaborate senza una significativa perdita di tale elemento. L'andamento nel tempo del rapporto C/N evidenzia (Fig. 1D), per il terreno non perturbato, piccole oscillazioni intorno ai valori medi, risultati di 9,09 e 9,25 rispettivamente per i due regimi termici. Per il terreno perturbato si osserva un andamento simile a quello del carbonio organico, restando l'azoto più o meno costante nel tempo. Partendo da un C/N di circa 23 si giunge a 10-12, a fine esperienza, valore molto prossimo a quello del terreno non trattato. Il rapporto di partenza risulta ottimale per una buona velocità di degradazione dei composti organici (Zucconi et al., 1981).

Le correlazioni tra i parametri sin qui discussi ed i risultati analitici degli estratti EUF e delle determinazioni chimico-fisiche (dati non mostrati per brevità) consentono alcune riflessioni.

La rielaborazione della sostanza organica residua porta alla formazione di aggregati molecolari in via di umificazione, che aumentano la capacità di scambio cationico e riducono la concentrazione degli ioni solubili nel terreno. Questi aggregati rappresentano, pertanto, nel comparto delle sostanze umiche, un importante nodo di congiunzione tra il ciclo del carbonio e i cicli degli altri elementi nutritivi. Terminata, infatti, la fase acuta della perturbazione operante sul ciclo del carbonio, vengono ripristinate, anche per i cicli correlati dei cationi K^+ , Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , le situazioni più adatte alla vita di possibili colture.

Le variazioni dei diversi ioni nelle forme solubili, scambiabili e totali, insieme con gli andamenti delle concentrazioni dei suddetti cationi negli estratti EUF₁ ed EUF₂, porta ad evidenziare uno spostamento degli equilibri verso le frazioni scambiabili e di riserva.

È interessante fare un parallelo tra le indicazioni fornite da I.G. e la conducibilità elettrica specifica. Entrambi i parametri consentono di avere una visione globale sull'andamento della perturbazione. Il primo si può correlare alla dinamica della sostanza organica, il secondo al comportamento degli ioni, attraverso la valutazione complessiva dei solubili. Notiamo che al sesto prelievo, quando l'indice di germinazione presenta un valore di circa 66%, tale da escludere problemi di fitotossicità (indicando una degradazione consistente della sostanza organica), la conducibilità assume un valore medio pari a 1385 $\mu S \cdot cm^{-1}$, cioè si riduce del 52% del valore iniziale.

Il confronto con il comportamento delle acque di vegetazione nel terreno agrario, così come è riportato in bibliografia (Della Monica et al., 1978, 1979; Potenz et al., 1985b), evidenzia che, pur utilizzando un refluo artificiale qualitativamente molto semplice, i cicli biogeochimici del microsistema si sono comportati allo stesso modo. Si nota un andamento simile per i diversi parametri esaminati con la differenza che nel caso del refluo artificiale la fase acuta della perturbazione termina in più breve tempo, come risulta dai valori dei tempi di dimezzamento indicati in precedenza, rispetto al valore desunto dalla bibliografia pari a 103 giorni.

In conclusione, si può dire che, una volta evidenziati cicli biogeochimici fondamentali interessati dal refluo, l'andamento della perturbazione è relativamente svincolato dal tipo di sostanze presenti, la cui influenza si evidenzia sul la velocità dei processi in atto.

Bibliografia

- BALICE V., BOARI G., CERA O., ABBATICCHIO P.: "Indagine analitica sulle acque di vegetazione». *Inquinamento*, 7-8, 49-53, 1982.
- BUFO S.A., PIZZIGALLO M.D.R., CECCA G.G., MAGNIFICO V.: "Monitoring of soil nitrate

- residues by electroultrafiltration (EUF)". *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 39, 23-29, 1990.
- DELLA MONICA M., POTENZ D., RIGHETTI E., VOLPICELLA M.: "Effetto inquinante delle acque reflue della lavorazione delle olive su terreno agrario". Nota I: Evoluzione del pH, dei composti azotati e dei fosfati. *Inquinamento*, 10, 81-87, 1978.
- DELLA MONICA M., POTENZ D., RIGHETTI E., VOLPICELLA M.: "Effetto inquinante delle acque reflue della lavorazione delle olive su terreno agrario". Nota II: Evoluzione dei lipidi, dei polifenoli, e delle sostanze organiche in generale. *Inquinamento*, 1, 27-30, 1979.
- JENKINSON D.S., RAYNER J.K.: "The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments". *Soil Sci.*, 123, 289-305, 1977.
- MONTEDORO G., BERTOLUCCI M., PERTUCCIOLI G.: *Rivista italiana delle Sostanze Grasse*, 52, 255, 1975.
- POTENZ D.: *Evoluzione storica dei metodi per il trattamento delle A. V. dei frantoi oleari*. Atti del III Convegno Nazionale di Storia e Fondamenti della Chimica.
- POTENZ D., RIGHETTI E., BELLETTIERI A., GIRARDI F., ANTONACCI P., CALIANNI L.S., PERGOLESE G.: "Evoluzione della fitotossicità di un terreno trattato con acque reflue di frantoi oleari. Nota I: Taratura del test "Germinazione del *Lepidium sativum*". *Inquinamento*, 4, 49-54, 1985.
- POTENZ D., RIGHETTI E., BELLETTIERI A., GIRARDI F., ANTONACCI P., CALIANNI L.A., PERGOLESE G.: "Evoluzione della fitotossicità di un terreno trattato con acque reflue di frantoi oleari". Nota II: Applicazione del test "Germinazione del *lepidium sativum*" e studio comparativo di alcuni parametri chimici e chimico-fisici. *Inquinamento*, 5, 49-55, 1985.
- ZUCCONI F., PERA A., FORTE M., DE BERTOLDI M.: "Evaluating toxicity of immature compost". *BioCycle*, 22 54-57, 1981.

Fattori biologici di fertilità dei compost: effetto sul metabolismo dell'azoto

E. Galli*, U. Tomati*

Riassunto – L'azione mediatrice della componente biologica del terreno sulla nutrizione minerale della pianta rende ragione del miglioramento delle colture che, in genere, si riscontra dopo lo spandimento di compost. Viene discusso l'effetto dei fattori biologici di fertilità, presenti nei compost o da questi stimolati nel terreno, sulla base di esperienze pluriennali effettuate in vaso e in pieno campo. I risultati della sperimentazione in vaso evidenziano l'instaurarsi dell'"effetto rizosfera" ed una maggiore attività nitrato-reduttasica nelle foglie. Le osservazioni compiute nella rizosfera durante il ciclo vegetativo di colture di grano e di mais mostrano un incremento dell'attività respiratoria e della biosintesi di auxine, particolarmente evidente in fase di levata e fioritura. Infine, esperienze condotte su plantule di lattuga e ravanello, allevate in presenza di compost, evidenziano una incrementata velocità di incorporazione della $L\text{-}^{14}\text{C}$ -leucina.

INTRODUZIONE

La letteratura riguardante l'impiego di materiali biotrasformati in agricoltura è concorde nell'affermare che l'apporto di compost promuove la fertilità globale del suolo, che si manifesta nell'aumento della resa delle colture e nel miglioramento della qualità del prodotto (Gasser, 1985; De Bertoldi et al., 1987). Il compost, quale prodotto finale di un processo biologico aerobio durante il quale i rifiuti organici evolvono verso la formazione di un prodotto humus-simile, è un materiale estremamente ricco di microrganismi e dei prodotti del loro metabolismo primario e secondario. I fattori biologici presenti nel compost o indotti da questo nel terreno, possono essere una chiave per interpretare gli effetti sulle colture, particolarmente quelli relativi al ciclo dell'azoto. Le attività microbiche e la conoscenza dei meccanismi che intervengono nel sistema pianta-suolo a seguito dell'apporto di compost possono fornire utili indicazioni sui fattori che concorrono a determinarne il valore agronomico (Grappelli e Tamati, 1989). L'azione microbica si evidenzia fin dai primi stadi di sviluppo della pianta, come rilevabile dall'effetto rizosfera che inizia immediatamente all'atto della formazione delle prime radici. A seguito delle interazioni microrganismi-pianta, possono rilevarsi alterazioni nel metabolismo della pianta soprattutto per quanto riguarda l'uptake dei nutrienti e l'induzione di attività enzimatiche (Vancura e Kunc, 1989).

Vengono discussi esperimenti in vaso e in pieno campo, i primi effettuati per valutare l'inizio dell'effetto rizosfera, difficile ad essere evidenziato in condizioni di pieno campo, i secondi al fine di valutare l'azione del compost nel terreno, nella rizosfera e nella pianta durante l'intero ciclo vegetativo. Gli incrementi di resa ed il miglioramento della qualità del prodotto, soprattutto per quanto riguarda il contenuto proteico, fanno supporre un coinvolgimento di fattori presenti nel compost sulla sintesi proteica, la cui stimolazione è stata messa in evidenza tramite esperimenti effettuati su plantule di lattuga e ravanello, allevate in presenza di materiali biotrasformati.

* Istituto di Radiobiocimica ed Ecofisiologia Vegetali, Monterotondo Scalo CNR, Roma

Prove in campo: Sono state effettuate sperimentazioni su colture di mais e grano apportando in presemina 65 t (p.s.)/ha di compost da rifiuti solidi urbani (equivalenti a 20 t/ha di sostanza organica) in aggiunta alle usuali concimazioni minerali. Durante l'intero ciclo colturale sono state seguite l'attività respiratoria e la produzione di auxine nella rizosfera. I prelievi sono stati effettuati all'emergenza, levata, fioritura e maturazione per il mais (FI DF 38) e all'emergenza, accostimento, botticella, fioritura e maturazione per il grano (cv Marzotto). È stata infine valutata la resa e la qualità del prodotto.

Prove in vaso: L'instaurarsi dell'effetto rizosfera è stato studiato, in ambiente controllato, su piante di mais (FI DF 38) durante il primo mese di crescita. Le esperienze sono state effettuate in vasi contenenti 65 g di compost (p.s.)/kg di terra. A scadenza settimanale sono state testate l'attività respiratoria e la produzione di acido indolacetico nella rizosfera e nel terreno, e l'attività nitrato-reduccibile nelle foglie.

Sintesi proteica: È stata valutata la capacità di incorporazione di L-¹⁴C-leucina in plantule di lattuga (Great Lakes) e ravanello (Cherry belle). Al fine di poter disporre di un substrato riproducibile e con caratteristiche fitormonali, le piante sono state allevate su rifiuti solidi urbani vermicompostati (Tomati et al., 1988). Per eliminare ogni possibile effetto legato all'azoto, l'esperimento è stato condotto in presenza di quantità paragonabili di nitrato e di azoto totale.

RISULTATI E DISCUSSIONE

A seguito dello spandimento dei compost, l'andamento delle attività biologiche nella

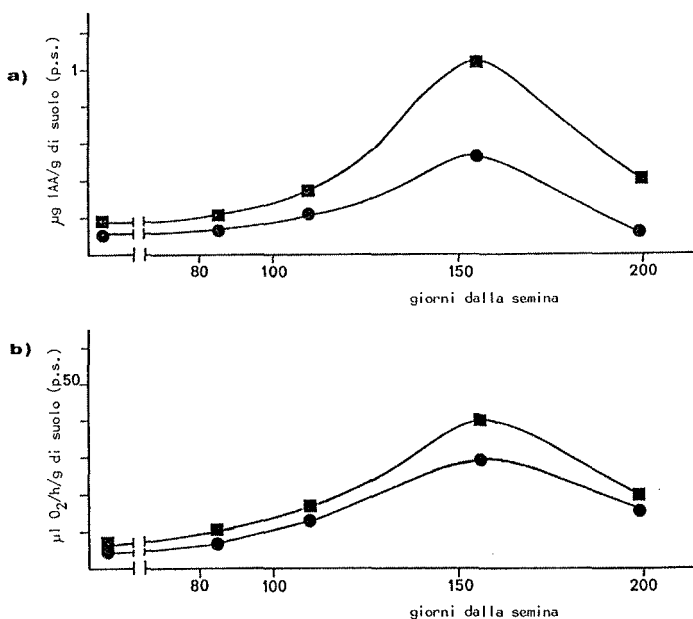


Fig. 1 - Effetto del compost sulle attività biologiche nella rizosfera di grano durante il ciclo vegetativo; prove in campo. a) produzione di acido indolacetico; b) consumo ossigeno. (■) compost; (●) controllo).

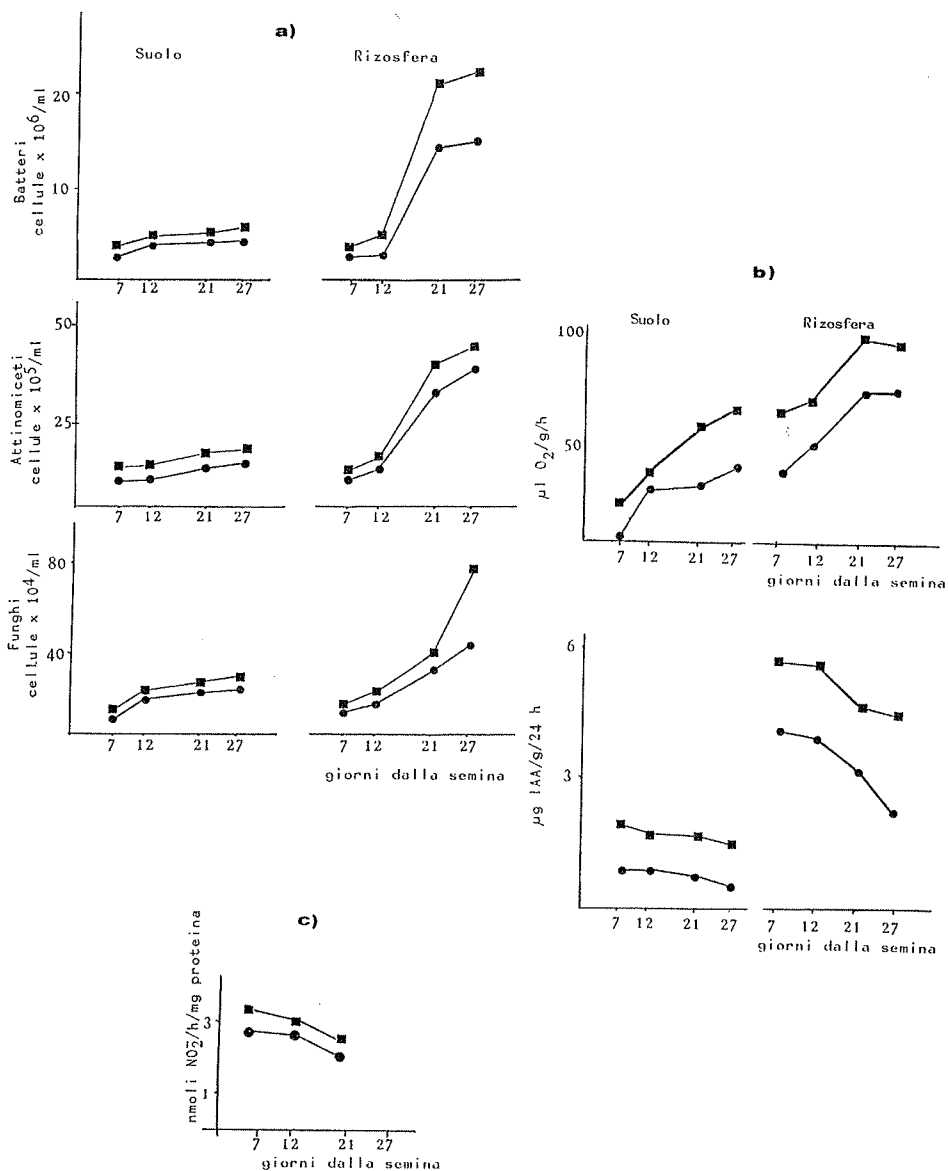


Fig. 2 - Prove in vaso: effetto del compost su: a) microflora nel suolo e nella rizosfera; b) consumo ossigeno e produzione di IAA; c) attività nitratoriduttasica nelle foglie di mais (■ compost; ● controllo).

rizosfera di grano e di mais mostra una sequenza temporale molto simile a quella del controllo con una marcata stimolazione delle attività, probabilmente dipendente dal materiale apportato (Fig. 1). L'incremento di attività diventa significativo nel periodo di levata, raggiunge il massimo a fioritura e tende a ritornare ai valori iniziali dopo la maturazione. La tendenza al ripristino delle condizioni iniziali può essere considerata come

un indice agronomico per valutare la compatibilità del compost apportato con il terreno. La resa delle colture e la qualità del prodotto mostrano un lieve ma significativo incremento, dipendente dalle proprietà del terreno. Per terreni prevalentemente sabbiosi sono stati registrati incrementi del 10-15 %, mentre per terreni limo-argillosi, più strutturati, l'incremento è stato del 2-5 %.

L'inizio dell'effetto rizosfera, difficilmente evidenziabile in campo nei primi giorni del ciclo, è stato studiato in vaso. I risultati mostrano, già al settimo giorno, una stimolazione delle attività ed una maggiore crescita microbica nella rizosfera rispetto al terreno lontano dalle radici (Fig. 2a). Particolarmente interessante è la stimolazione della produzione di auxine che si riscontra in campo ed in vaso (Fig. 2b). Anche se è difficile stabilire una chiara relazione tra produzione di regolatori di crescita e resa delle colture, questa attività può essere considerata una importante componente per determinare il valore fertilizzante del compost, data la nota azione delle sostanze ad azione fitormonale sull'assorbimento e l'utilizzo dei nutrienti da parte della pianta ed il loro effetto sull'induzione e/o stimolazione di attività enzimatiche nella pianta. La maggiore attività nitratoreducatrice registrata nelle tesi trattate (Fig. 2c), può essere considerata un indice della capacità di metaboliti microbici biologicamente attivi di indurre nella pianta l'attività di tale enzima che riveste una particolare importanza nell'organizzazione dell'azoto (Hageman, 1977).

Gli esperimenti relativi alla incorporazione di L-¹⁴C-leucina in plantule di ravanella e lattuga assumono una particolare importanza in quanto evidenziano come, in presenza di compost, si abbia una incrementata sintesi proteica (Tab. 1). I risultati mostrano come tale incremento raggiunga valori del 24 % per la lattuga e del 32 % per il ravanella (Tomati et al., 1990).

CONCLUSIONI

Il compost, come qualsiasi altro materiale biotrasformato, è un prodotto humus-simile ed è quindi logico pensare che abbia proprietà humus-simili tanto più pronunciate quanto più il processo è evoluto verso la umificazione. I risultati delle prove in campo e in vaso evidenziano una stimolazione dei fattori biologici di fertilità e, in particolare, una attiva sintesi di regolatori di crescita. Tali fattori, che giocano un ruolo chiave nell'assorbimento e nell'utilizzo dei nutrienti, possono spiegare il miglioramento della resa e della qualità delle colture.

Tab. 1. Effetto del vermicompost sulla sintesi proteica in plantule di ravanella e lattuga

	Sintesi proteica nmol L- ¹⁴ C-leucina h ⁻¹ g ⁻¹ p.s.)	
	<i>Ravanella</i>	<i>Lattuga</i>
Controllo	0.62 ± 0.08	2.05 ± 0.19
Vermicompost	0.82 ± 0.07*	2.55 ± 0.10*

* P ≤ 0.01

Bibliografia

- DE BERTOLDI M., FERRANTI M.P., L'HERMITE P., ZUCCONI F. (Eds.): *Compost: production, quality and use*. Elsevier Applied Science Publishers, London, New York, 1987.
- GASSER J.K.R. (Ed.): *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier Applied Science Publishers, London, New York, 1985.
- GRAPPELLI A., TOMATI U.: *Microbiologist's view on long-term fertility*. In: *Encyclopedia of Environmental Control Technology*, vol. 3, Waste water treatment technology. Chernisinoff P.N. (Ed.), Gulf Publishing Company, Houston, pp. 623-656, 1989.
- HAGEMAN R.H.: *Integration of nitrogen assimilation in relation to yield*. In: *Nitrogen assimilation of plants*. Hewitt E.J. and Cutting C.V. (Eds.), Academic Press, London, pp. 591-612, 1977.
- TOMATI U., GRAPPELLI A., GALLI E.: "The hormone-like effect of earthworm casts". *Biol. Fertil. Soils* 5, 288-294, 1988.
- TOMATI U., GALLI E., GRAPPELLI A., DI LENA G.: "Effect of earthworm casts on protein synthesis in radish and lettuce seedlings". *Biol. Fertil. Soils* 9, 288-289, 1990.
- VANCURA V., KUNC F. (Eds.): *Interrelationships between microorganisms and plants in soil*. Acad. Publ. House of the Czechoslovak Academy of Sciences, Praha, 1989.

Produzione di biomasse batteriche su reflui agro-industriali e loro possibile utilizzo nel trasporto ed accumulo di metalli nel suolo

A. Grappelli*, P. Melis**, W. Pietrosanti*

Riassunto – Sono state utilizzate le acque reflue dei frantoi oleari come substrato di crescita per biomassa batterica del genere *Arthrobacter*. Detti batteri si sono rivelati energici complessanti di metallo-ioni (Cd, Pb, Mo, Cu, Zn, Cr). Le prove sono state effettuate su colture pure e su campioni di suolo inoculati con cellule batteriche.

INTRODUZIONE

Interessanti prospettive sono state aperte in questi ultimi anni per il recupero della sostanza organica contenuta nei reflui industriali attraverso la produzione di biomasse microbiche, queste ultime utilizzabili nella fertilizzazione del suolo e per l'estrazione di metaboliti di interesse industriale. Risultati soddisfacenti sono stati ottenuti in particolare per fermentazione di acque di frantoio oleario (Rosselli Del Turco, 1972; Hernandez e Mendoza, 1976; Fiestas Ros De Ursinos, 1977; Petruccioli et al., 1986; Galli et al., 1988). Infatti la materia organica, principale responsabile della polluzione delle acque può essere un substrato prezioso per la produzione di biomasse e contemporaneamente offre la possibilità di rimuovere, attraverso consistenti degradazioni nel mezzo di coltura, anche le sostanze fenoliche (Tomati et al., 1990; Plakolli, 1985) considerate prodotti di difficile degradazione naturale. Il nostro interesse si è rivolto alla possibilità di crescita sulle acque di vegetazione di biomasse batteriche appartenenti al genere *Arthrobacter* e il loro possibile ruolo nella dinamica dei metalli nel suolo. Questo genere, ubiquitario dei suoli, produce polisaccaridi extracellulari, noti agenti chelanti (Grappelli et al., 1989; Scott et al., 1985), che possono svolgere un ruolo importante nel controllare la disponibilità di metalli per la nutrizione delle piante (Gessa e Deiana, 1990; Ervin e Hubbell, 1985; Melis et al., 1990). In questa sede si riportano alcuni risultati preliminari della ricerca in corso.

MATERIALI E METODI

Le prove sperimentali sono state condotte utilizzando tre ceppi batterici: *Arthrobacter giacomelloi* DSM 3681, *Arthrobacter fluorescens* DSM 3680, *Arthrobacter viscosus* NCBI 9728, cresciuti su mezzo colturale inorganico e su acque di vegetazione. La biomassa ottenuta dopo centrifugazione e lavaggio, veniva usata come fase adsorbente di metalli (Cd, Pb, Mo, Cu, Zn, Cr), dalla parete cellulare venivano inoltre estratti e dosati i polisaccaridi capsulari. Le prove oltre ad essere effettuate su colture pure erano fatte su campioni di suolo e su campioni di suolo + batterio. In questo ultimo caso venivano utilizzate come fasi

* Istituto di Radiobiochimica ed Ecofisiologia Vegetali – Area della Ricerca di Roma – C.N.R.

** Istituto di Chimica Agraria – Università di Sassari

adsorbenti l'*Arthrobacter giacomelloi* e la frazione minore di 2 mm dell'orizzonte superficiale di un suolo "TIPIC XEROCHREPT" di Sardegna, previamente sterilizzato in autoclave. Ampii dettagli sperimentali vengono riportati in precedenti lavori (Grappelli et al., 1989; Melis et al., 1990).

RISULTATI E DISCUSSIONI

Le acque reflue dei frantoi oleari si sono rivelate un ottimo substrato di crescita: l'*Arthrobacter giacomelloi* raggiunge il massimo della crescita in fermentatori con ossigenazione spinta solo dopo 22 ore (Tab. 2), con una produzione di biomassa leggermente inferiore a quella prodotta nelle medesime condizioni sperimentali su terreno colturale minerale (MB7), analogo andamento si registra per la produzione dei polisaccaridi esocellulari. In ambedue i mezzi colturali i polisaccaridi liberi (LPS) vengono prodotti in maggiore quantità rispetto a quelli capsulari (CPS). I polisaccaridi capsulari infine separati dalle cellule batteriche, purificati e messi in soluzioni di contatto contenenti cadmio si sono rivelati ancora energici complessanti, tale capacità è risultata in relazione al ceppo batterico (Fig. 1). La biomassa si è rivelata particolarmente capace di legare ioni in soluzione, con una cinetica molto veloce (Fig. 2), a parità di condizioni, l'*Arthrobacter giacomelloi* mostra una maggiore efficienza. Dalla tabella 3 si evidenzia la capacità di tale ceppo ad accumulare ioni metallo sia attraverso chemioassorbimento sulla parete cellulare polisaccaridica a forte azione cationica, sia attraverso un fenomeno attivo di assorbimento della cellula. Infine le prove fatte su colture pure e su campioni di suolo inoculate con *Arthrobacter giacomelloi* hanno messo in evidenza che sono necessarie elevate concentrazioni di piombo nella soluzione di contatto per saturare la capacità adsorbente del suolo in esame (42 mg/g), mentre alle concentrazioni di 400 ppm, condizione idonea per studiare l'interazione metallo batterio si realizza solo una parziale saturazione. Il metallo viene, nel primo caso, adsorbito in eccesso rispetto alla capacità di scambio del suolo: tale comportamento si giustifica se, oltre al meccanismo di scambio, consideriamo l'alta affinità del piombo per la sostanza organica e per gli ossidi del suolo, che si esplica attraverso la formazione di legami di chelazione. La cinetica di adsorbimento del metallo, a parità di condizioni risulta superiore nel batterio rispetto al suolo (Fig. 3). I risultati, seppure preliminari, evidenziano l'importante ruolo che il genere *Arthrobacter* potrebbe svolgere nel suolo influenzando la dinamica dei metalli oligonutrienti per le piante.

TAB. 1. Analisi delle acque di vegetazione

Solidi in sospensione	35 g/lt
Materiale secco	110 g/lt
Fenoli	2.9 g/lt
Zuccheri	45 g/lt
Grassi	6.1 g/lt
Composti azotati	15 g/lt

TAB. 2. Biomassa e polisaccaridi prodotti in colture di 22 ore di *Arthrobacter giacomelloi*

	Kg (pasta umida al 30%)	CPS (mg/gr di cellule)	LPS (mg/gr di cellule)
MB7	1.650	9.6	15.2
AV	1.350	9.0	11.5

TAB. 3. Accumulo di metalli nella biomassa batterica

Metallo ioni	Assorbimento % nella cellula	Adsorbimento % sulla parete polisaccaridica	pH ottimale
Cd ²⁺	----	85.3	4.5
Mn ²⁺	20.3	50.6	4.2
Co ²⁺	10.2	65.3	4.0
Cu ²⁺	20.4	70.0	4.5
Zn ²⁺	65.6	9.7	4.0
Fe ³⁺	70.3	6.6	4.0
Pb ²⁺	75.2	6.5	4.5
Cr ³⁺	----	75.5	4.7
Mo ²⁺	----	45.5	4.0



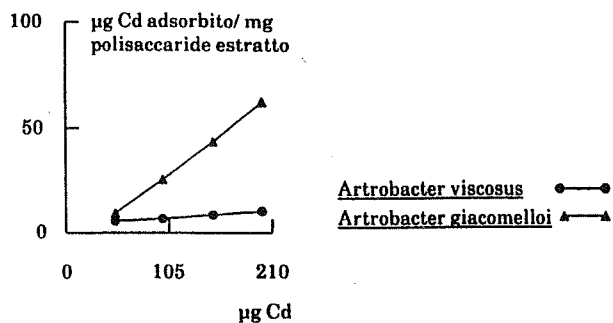


Fig. 1

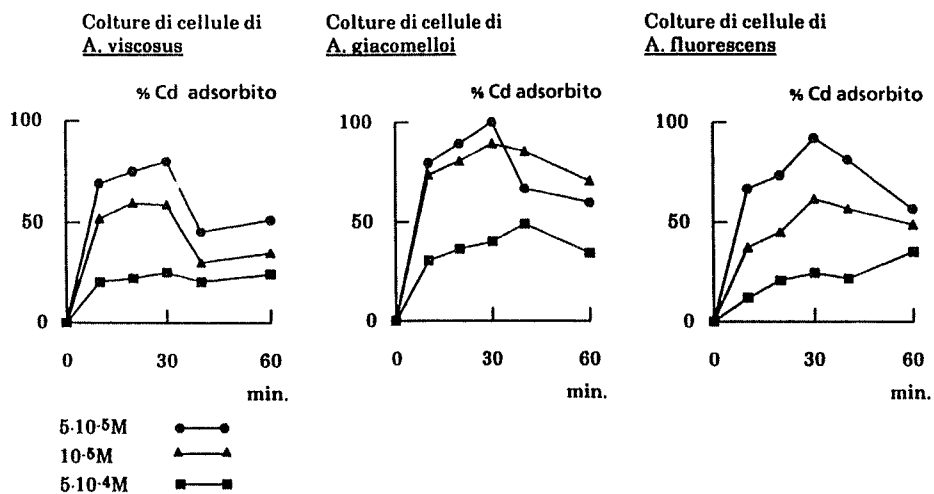


Fig. 2

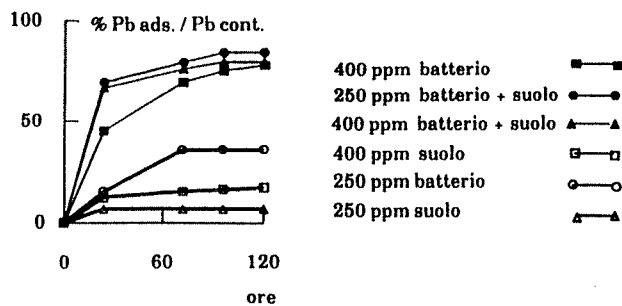


Fig. 3

Bibliografia

- ERVIN S.E., HUBBELL H.: *Applied and Enviromental Microbiology*, 49 (1), 61, 1985.
- FIESTAS ROS DE URSINOS J. A.: *Grasas Aceites*, 28, 113, 1977.
- GALLI E., TOMATI U., GRAPPELLI R., BUFFONE R.: *Agrochimica* 32, 451, 1988.
- GESSA C., DEIANA S.: *Plant and Soil* 129, 211, 1990.
- GRAPPELLI A., HARD J. S., PIETROSANTI W. ed al.: *Wat. Sci Tech.* Vol. 21, Brighton, pp. 1759-1762, 1989.
- HERNANDEZ E., MENDOZA MD.: *Revista de Agroquimica y Tecnologia de Alimentos*, 16, 357, 1976.
- MELIS P., GRAPPELLI A., MELONI G., FARRIS A., PREMOLI A.: SIMBM - IX Convegno Scientifico, 3-6 ottobre 1990 Capocaccia (Alghero).
- PETRUCCIOLI M., SERVILI M., FEDERICI F. ed al.: *Atti della tavola rotonda: Lo smaltimento delle acque reflue dei frantoi*, Spoleto (Perugia), 1986.
- PLAKOLLI M.: *Acta Biol. Med. Exp.* 10, 5, 1985.
- ROSSELLI DEL TURCO C.: Brevetto per invenzione industriale N° 906453A72, 1972.
- SCOTT J.A., PALMER S.J. AND INGHAM J.: ICHM Symposium Series No. 96, pp. 211, 220, 1985.
- TOMATI U., DI LENA G., GALLI E., GRAPPELLI A., BUFFONE R.: *Agrochimica* 34 (3), 223-228, 1990.

bito

60
min.

Azolla: una biomassa di elevato valore biologico per l'agricoltura

F. Favilli*

Riassunto – L'*Azolla* è una piccola felce della famiglia delle *Azollaceae*, largamente diffusa in ambienti acquatici (canali, fossi, risaie) delle regioni tropicali e temperate, che stabilisce in natura una efficiente relazione simbiotica con il cianobatterio azotofissatore *Anabaena azollae*. Le principali caratteristiche della simbiosi costituite dall'alta produttività e dall'elevato contenuto in azoto conferiscono all'*Azolla* notevoli proprietà fertilizzanti ben conosciute e utilizzate dagli agricoltori del Sud-Est asiatico. La biomassa di *Azolla* è utilizzata principalmente in estremo oriente e recentemente anche in Italia come sovescio nella coltura del riso ove può costituire l'unica fonte di azoto o sostituire parzialmente la concimazione azotata minerale. In alternativa alla risicoltura la biomassa di *Azolla* può essere utilizzata come biofertilizzante per la coltura del pomodoro e di altre colture orticole ed agrarie con risultati positivi sia sulla resa finale che sull'ambiente per la riduzione delle concimazioni azotate. Inoltre la biomassa di *Azolla*, per l'alto contenuto in azoto e per la sua facile degradabilità, rappresenta un ottimo substrato per la preparazione di compost ad alto valore biologico e come componente dei substrati utilizzati per la coltivazione di funghi eduli della specie *Pleurotus ostreatus*.

L'*Azolla* è piccola felce della famiglia *Azollaceae*, largamente diffusa in ambienti acquatici (canali, fossi, risaie) delle regioni tropicali e temperate, che vive in simbiosi con *Anabaena azollae* un cianobatterio azotofissatore. L'elevata attività azotofissatrice della simbiosi *Azolla-Anabaena*, che supera quella dei più attivi sistemi azotofissatori liberi e simbionti (Tab. 1) rende l'*Azolla* capace di crescere rapidamente in assenza di azoto combinato.

Il genere *Azolla* comprende attualmente 6 specie largamente diffuse in vari continenti. In Egitto, Sudan e nelle zone tropicali asiatiche sono presenti rispettivamente *A. nilotica* ed *A. pinnata* mentre *A. mexicana*, *A. filiculoides*, *A. caroliniana* ed *A. microphylla* sono tipiche del continente americano. In Europa sono reperibili solamente *A. filiculoides* e *A. caroliniana*. In Italia *A. caroliniana* è presente nella Valle Padana, in Toscana e Lazio (Avena et al., 1974) mentre densi popolamenti di *A. filiculoides* sono stati ultimamente riscontrati nei canali di scolmo dell'unica area risicola calabrese della Piana di Sibari (Florenzano et al., 1986). Il reperto, interessante dal lato fitogeografico, ha prospettato l'avvio allo sfruttamento agricolo dell'*Azolla* nella regione interessata.

BIOTECNOLOGIA DI PRODUZIONE DELLA BIOMASSA

In Vietnam ed in Cina la coltura di *Azolla pinnata* è praticata da secoli e le biomasse prodotte vengono utilizzate come concime verde per il riso (Whitton and Roger, 1989).

Le produttività che si conseguono nei paesi del Sud-est asiatico ove l'*Azolla* viene prodotta nelle stesse vasche di risaia nei mesi precedenti la semina o il trapianto del riso

* Dipartimento di Scienze e Tecnologie Alimentari e Microbiologiche, Sez. Microbiologia Applicata, Univ. di Firenze

TAB. 1. Efficienza della simbiosi *Azolla-Anabaena* a confronto con altri sistemi azotofissatori (da Autori vari)

Sistema azotofissatore	N ₂ fissato Kg ha ⁻¹ anno ⁻¹
Microrganismi liberi	
CIANOBATTERI	5 - 30
AZOTOBACTER	0.5 - 5
CLOSTRIDIUM	0.5 - 30
Associazioni asimbiotiche radicali	
AZOSPIRILLUM-GRAMINACEE	40
Simbiosi Rhizobium-leguminose	
GLYCINE MAX (SOIA)	60 - 100
MEDICAGO SATIVA (MEDICA)	130 - 300
Simbiosi Frankia-non leguminose	
ALNUS RUBRA	100 - 300
CASUARINA	50 - 200
Simbiosi cianobatteri-piante	
GUNNERA SPP.	10 - 70
AZOLLA SPP.	300 - 350

sono dell'ordine di 1 t di biomassa di *Azolla* (peso fresco al 94-95% di acqua) ha⁻¹ al giorno cui corrisponde una quantità di azoto fissato nella biomassa di circa 2.0-2.5 Kg.

In Italia il Dipartimento di Scienze e Tecnologie Alimentari e Microbiologiche dell'Università di Firenze in collaborazione con il Centro di Studio dei Microrganismi Autotrofi del CNR, ha iniziato da alcuni anni il reperimento e lo studio di numerose specie di *Azolla* e ne ha avviato la coltura massiva per verificare, nelle condizioni climatiche del nostro paese, la possibilità di impiego di questo sistema biologico di fertilizzazione azotata. I risultati ottenuti a livello di unità di coltura di 100 m² su mezzo minerale senza azoto combinato (Vincenzini et al., 1985) e su reflui di zuccherificio, dopo il trattamento a batteri fotosintetici anossigenici (Carlozzi et al., 1988), sono stati soddisfacenti. La produttività di *Azolla filiculoides* nel periodo considerato di 150 giorni (Giugno Ottobre) è risultata di 10.44 g di sostanza secca per m² al giorno corrispondente ad una produzione di 2.0 t ha⁻¹ giorno⁻¹ di biomassa fresca. Con un contenuto medio di azoto del 5% la quantità di azoto fissato è stata di circa 5 Kg ha⁻¹ al giorno (Tab. 2). Risultati analoghi, ma ottenuti per un periodo di produzione di un anno e in unità colturali di 100 e successivamente di 500 m², si sono conseguiti con il ceppo calabrese di *Azolla filiculoides* nelle condizioni climatiche della piana di Sibari (Favilli et al., 1988a) (Tab. 3).

IMPIEGHI DELL'AZOLLA PER IL RISO

Azolla come concime verde

Il principale uso della biomassa di *Azolla* nella coltivazione del riso è quello del sovescio. Nei paesi orientali l'*Azolla* utilizzata per il sovescio viene fatta crescere per 10-20 giorni nelle stesse vasche di risaia, dopodiché viene interrata e si procede nel contempo al trapianto del riso.

TAB. 2. Produttività di *Azolla filiculoides* in coltura massiva all'aperto (Carlozzi et al., 1988)

Mesi	Mezzo Hoagland g(p.s.)m ⁻² giorno ⁻¹	Acque reflue da zuccherificio g(p.s.)m ⁻² giorno ⁻¹
Giugno	11.27	11.0
Luglio	15.28	14.85
Agosto	11.70	10.90
Settembre	8.37	8.06
Ottobre	5.56	0
Media	10.44	11.20

TAB. 3. Produttività e contenuto in azoto del ceppo calabrese di *Azolla filiculoides* in coltura massiva all'aperto in vasche di terra (Favilli et al., 1988)

Mese	Mezzo minerale g(p.s.) m ⁻² giorno ⁻¹	N% (p.s.)
Maggio	14.0	3.6
Giugno	14.5	4.0
Luglio	15.3	4.3
Agosto	12.5	3.9
Settembre	14.0	3.8
Ottobre	11.0	3.8
Novembre	7.5	3.0
Dicembre	6.3	3.1
Gennaio	4.5	3.1
Febbraio	4.0	3.8
Marzo	9.6	3.7
Aprile	13.9	3.1
Media	10.5	3.6

A seguito della rapida mineralizzazione dell'*Azolla* il riso è in grado di utilizzare dopo 20-30 giorni dall'interramento oltre il 70% dell'azoto contenuto nella biomassa (Favilli et al., 1983). Un sovescio di 10 t di biomassa di *Azolla* per ettaro apporta un equivalente di circa 25 Kg di azoto, pari a 125 Kg di solfato ammonico o 60 Kg di urea, sufficienti per conseguire una produzione di risone di circa 2 t ha⁻¹.

Azolla consociata con il riso

Nelle località risicole del Sud-est asiatico l'*Azolla* viene coltivata anche in consociazione con il riso. La biomassa di *Azolla*, immessa nelle risaie insieme alle piantine di riso, cresce fino a ricoprire come un tappeto verde l'acqua della risaia. Dopo 30-40 giorni, l'acqua viene tolta e la biomassa interrata. L'effetto sulle piante di riso è quasi immediato e si manifesta con una crescita più rapida, color verde più intenso e anticipo della fioritura. È da rilevare comunque che se l'*Azolla* durante lo sviluppo rilascia poco azoto nell'acqua di risaia si vengono a formare complessi umo-simili, in quantità pari al 2% della biomassa totale, che hanno effetto favorevole sulla crescita della pianta. Non va inoltre trascurata l'importante funzione di controllo sulle erbe infestanti, esercitata dall'*Azolla* cresciuta sulla superficie della risaia (Watanabe, 1982).

In Italia le prime esperienze sull'impiego della biomassa di *Azolla* in risaia furono iniziate nel 1979-80, in risaie sperimentali situate nella provincia di Pavia. La sperimentazione interessò soprattutto la verifica degli effetti esercitati sul riso dalla consociazione con *Azolla*.

I risultati ottenuti in queste prime esperienze non furono molto soddisfacenti. La consociazione con il riso, se da una parte limitò o prevenne del tutto la comparsa delle erbe infestanti nella risaia, non era capace di influire sulla produttività del riso. Per esercitare effetti favorevoli la biomassa di *Azolla* doveva essere decomposta liberando azoto prontamente assimilabile dalle piante. I risultati degli esperimenti effettuati a Firenze negli anni 1984 e 1985, nei quali la biomassa di *Azolla* venne incorporata nel suolo a mò di sovescio prima della semina del riso, confermarono questa ipotesi.

Risultati particolarmente soddisfacenti furono ottenuti negli anni 1987-88 in prove analoghe condotte nelle risaie sperimentali dell'ESAC nella Piana di Sibari utilizzando il ceppo locale di *Azolla filiculoides* (Tab. 4).

Oltre che per il riso la biomassa di *Azolla* è stata utilizzata come biofertilizzante per la coltura di altre piante agrarie ed ortive quali grano, mais, girasole e pomodoro con effetti positivi sia sulla crescita che sulla resa in biomassa vegetale (Favilli et al., 1988b).

In alternanza all'impiego diretto nel suolo come biofertilizzante la biomassa di *Azolla* costituisce un eccellente materiale per la preparazione di compost ad alto valore biologico, sia per l'alto contenuto in azoto nella biomassa sia per l'apporto di materiale organico facilmente degradabile che permette di esercitare sulla microflora del suolo l'effetto "priming" cioè stimolante della degradazione della sostanza organica. Infine la biomassa di *Azolla* può essere vantaggiosamente utilizzata nella preparazione di substrati per la coltura di funghi eduli della specie *Pleurotus ostreatus* (Balloni et al., 1989).

CONCLUSIONI

Nonostante che l'*Azolla* possieda caratteristiche particolarmente promettenti come biofertilizzante rinnovabile per l'agricoltura, quali la rapidità di crescita, capacità di

TAB. 4. Effetti comparativi della biomassa di *Azolla* e della concimazione azotata minerale sulla produttività del riso (Favilli et al., 1988b)

Kg N ha ⁻¹		Resa finale	Incremento	Efficienza
(NH ₄) ₂ SO ₄	<i>Azolla</i>	Kg ha ⁻¹	Kg ha ⁻¹	agronomica*
0	0	2930	0	0
25	0	3810	880	25.2
50	0	5500	2570	51.4
100	0	7810	4880	48.8
0	25	4870	1948	77.6
0	50	7430	4500	90.0
	100	9190	6260	62.5
50	50	8620	5690	56.9

* L'efficienza agronomica è calcolata dividendo l'aumento del prodotto per la quantità di azoto applicato.

svilupparsi e fissare azoto entro ampi limiti di pH e temperatura, contenuto in azoto totale compreso tra il 3 e 5% del peso secco della biomassa, uno dei principali ostacoli che ne limitano l'uso da parte degli agricoltori è rappresentato dalla necessità di mantenere una certa quantità di *Azolla* durante il periodo di utilizzazione e di disporne in quantità sufficiente al momento richiesto. Le basse temperature che si registrano in inverno nell'Italia settentrionale ove si realizza il 99% della produzione risicola nazionale rappresentano un considerevole ostacolo per il mantenimento e la moltiplicazione dell'inoculo in assenza di centri specializzati di produzione dell'*Azolla*. Nell'Italia meridionale ove in linea di massima le condizioni climatiche sono più favorevoli per la coltivazione dell'*Azolla*, la creazione di centri locali di mantenimento e moltiplicazione permetterebbe di superare l'inconveniente e promuovere l'uso dell'*Azolla* da parte degli agricoltori. In futuro, molti dei problemi connessi con il mantenimento dell'inoculo durante i periodi di non utilizzazione, verranno eliminati, se si riuscirà a riprodurre l'*Azolla* utilizzandone le spore.

Bibliografia

- AVENA G.C., BLASI C., RUBECCA L.: "*Azolla caroliniana* Willd, esotica naturalizzata, nuova nella flora del Lazio". *Ann. Bot.*, 33, 195-208, 1974.
- BALLONI W., FAVILLI F., MARTINETTI A., GRANCHI L.: "Stimulative effect of *Azolla* biomass upon the fruit-body formation of *Pleurotus ostreatus*". *Proceed. of the IX Intern. Symp. Humus et Planta*, p. 16, August 23-28, 1988, 1989.
- CARLOZZI P., FAVILLI F., PUSHPARAJ B., BALLONI W.: "Biomass production and N₂-fixation by *Azolla filiculoides* in outdoor mass culture". *Proceed. of the 1986 Intern. Congr. on Renewable Energy Sources*, I, 175-182, Madrid, 18th-23th May 1986, 1988.
- FAVILLI F., MATERASSI R., BALLONI W., FLORENZANO G.: "The fate of *Azolla* biomass in the soil". *VIIIth Intern. Symp. Humus et Planta*, II, 388-391, Prague CSSR, 22th-26th August 1983, 1983.
- FAVILLI F., MILICIA F., BALLONI W., VINCENZINI M., MATERASSI R.: "*Azolla* biomass utilization as green manure in paddy fields in Southern Italy". *Proceed. of the First International Symposium on Paddy Soil Fertility*. II, 841-846, Chang May, Thailand 6th-13th December 1988, 1988a.
- FAVILLI F., TARUNTOLI S., BALLONI W.: "La biomassa di *Azolla* come biofertilizzante per frumento, girasole e mais". *Ann. Microbiol.*, 38, 109-121, 1988b.
- FLORENZANO G., MARGHERI M.C., PELOSI E., SILI C.: "Prima segnalazione di *Azolla* in Calabria e relativo studio tassonomico". *Agric. Ital.*, 112, 57-77, 1986.
- VINCENZINI M., MARGHERI M.C., SILI C.: "Outdoor mass culture of *Azolla* spp. yields and efficiency of nitrogen fixation". *Plant and Soil*, 86, 57-67, 1985.
- WATANABE Y.: *Azolla-Anabaena* symbiosis, its physiology and use in tropical agriculture. In: "Dommergues Y.R. and H.G. Diem (eds.), *Microbiology of Tropical Soils and Plant Productivity*", pp. 169-185, Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers. The Hague/Boston/New York, 1982.
- WHITTON B.A. AND ROGER P.A.: Use of blue-green algae and *Azolla* in rice culture. In: "Society for General Microbiology. 1989. *Microbial inoculation of crop plants*", 25, pp. 89-100, Campbell R. and Macdonald R.M. (eds.), IRL Press at Oxford University Press, Oxford, 1980.

Attività enzimatiche e ATP come biomarkers in un processo di compostaggio

B. Ceccanti*, C. Ciardi*, F. Costa**, C. Garcia**, T. Hernandez**

Riassunto – Parametri chimici e biochimici sono stati confrontati per seguire l'evoluzione di compost diversi, preparati da un fango biologico e da un RSU. L'andamento delle proteasi e l'ureasi indicavano una degradazione dei substrati azotati secondo una catena idrolitica: proteine → peptidi → (urea) → ammoniaca. L'ATP, in accordo al rapporto C-idrosolubile / N Tot., diminuiva nel tempo indicando l'esaurimento dei substrati energetici a rapida utilizzazione e quindi la fine del processo.

INTRODUZIONE

Il riciclo delle biomasse organiche compreso fanghi di depurazione e la frazione organica dei rifiuti solidi urbani (RSU), costituisce un tema di grande interesse e attualità per vari motivi: energetici, nutrizionali, ambientali. La maggior parte degli studi sul "compostaggio" hanno interessato soprattutto aspetti chimici, fisicostrutturali e microbiologici; gli aspetti biochimici del processo sono sorti solo in quest'ultimi anni, dopo che è stata affermata definitivamente l'importanza di alcuni parametri (attività enzimatiche, ATP, etc.) nel definire l'attività dei processi metabolici del terreno e la sua fertilità biochimica (biomarkers).

L'obiettivo di questo lavoro è quello di studiare un processo di compostaggio e le relazioni tra l'evoluzione chimica e biochimica del compost.

METODI

I compost sono stati preparati dalla frazione organica di RSU (Tab. 1) e da un fango biologico (Tab. 2) di depurazione aerobica delle acque urbane; quest'ultimo è stato previamente "strutturato" con materiale vegetale, a causa del suo alto contenuto in liquido.

Durante il processo di compostaggio sono stati prelevati campioni per l'analisi, ai tempi di 26, 65, 91 giorni e alla fine della maturazione (210 giorni).

RISULTATI

Ureasi, fosfatasi e ATP (Fig. 1a, b e Fig. 2), diminuivano nel tempo ed erano correlate con la sostanza organica (espressa come C-estraibile con $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, Tab. 3).

* Istituto per la Chimica del Terreno, CNR - Pisa

** Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Murcia (Spagna)

TAB. 1. Caratteristiche del compost da fanghi

	giorni di compostaggio				
	1	26	65	91	210
Ceneri (%)	24.9	30.9	34.1	32.2	36.8
C-org. Tot. (%)	39.3	35.0	32.7	30.3	30.1
C-estraib. (%) *	8.0	4.9	4.0	3.1	3.4
C-idrosol. (%)	4.5	2.0	1.0	0.9	0.2
N (%)	4.3	2.8	2.6	2.1	2.2
C/N	8.5	12.2	11.8	14.5	13.7
C-idr/N	1.0	0.7	0.4	0.4	0.1

(*) con pirofosfato neutro

TAB. 2. Caratteristiche del compost da RSU

	giorni di compostaggio				
	1	26	65	91	210
ceneri (%)	48.6	52.1	62.9	63.4	65.5
C-org. Tot. (%)	22.3	20.7	12.6	13.9	12.4
C-estraib. (%)	7.4	7.7	3.6	2.8	2.9
C-idrosol. (%)	2.7	2.6	0.6	0.7	0.4
N (%)	1.4	1.2	1.1	1.0	1.0
C/N	13.5	16.7	11.1	13.7	12.3
C-idr/N	1.9	2.0	0.6	0.7	0.4

TAB. 3. Matrice di correlazione fra i parametri chimici e biochimici

	ATP	ureasi	fosf.	prot-BAA	prot-CAS	C-estr.
ATP	1	0.93*	0.97**	--	--	0.97**
ureasi	--	1	0.87*	--	--	0.98**
fosfatasi	--	(0.96)	1	--	--	0.94**
prot-BAA	--	--	--	1	--	--
prot-CAS	(0.92)*	--	--	--	1	--
C-estraib.	(0.87)*	(0.96)*	(0.97)*	--	--	1

valori senza parentesi si riferiscono al compost da fanghi;
 valori in parentesi si riferiscono al compost da RSU;
 * P < 0.05; ** P < 0.01.

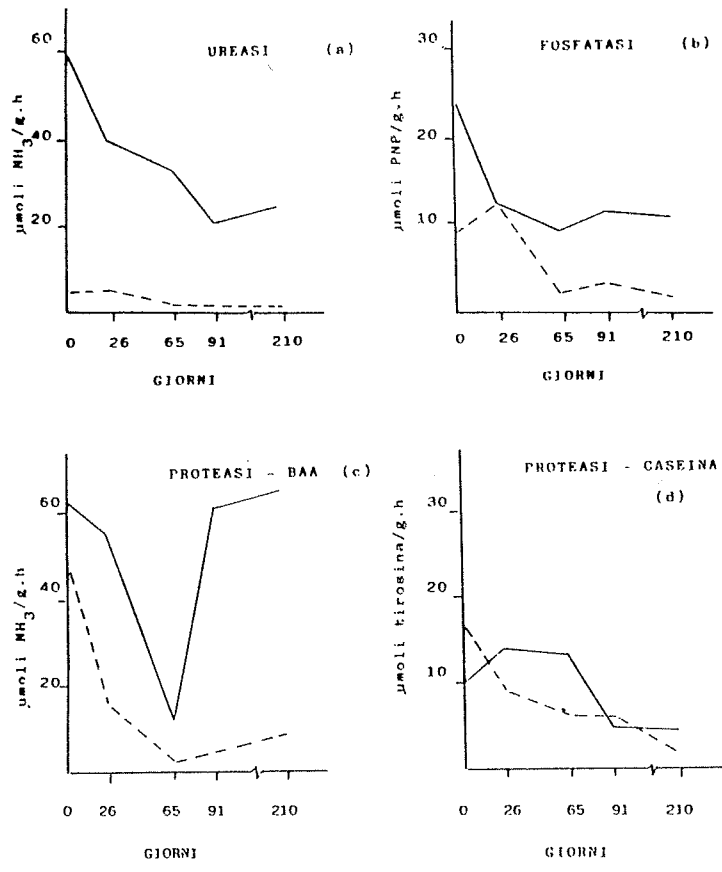


Fig. 1 - Attività enzimatiche; (—): fango
(---): RSU

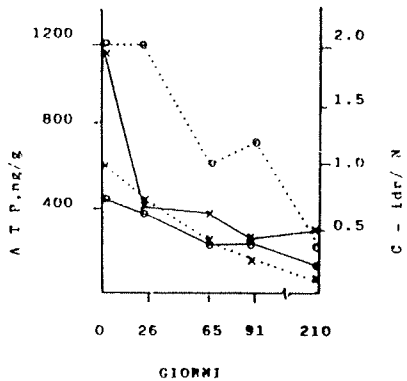


Fig. 2 - ATP, rapporto C-idr/N (.....) nel tempo;
(x): fango
(o): RSU

I valori erano più alti nel fango che in RSU, a causa probabilmente della più alta attività microbica, sostenuta dalla notevole presenza di nutrienti e sostanza organica; i dati dimostravano allora che la sintesi di questi enzimi può essere indotta.

L'attività proteasica-BAA (Fig. 1c) diminuiva all'inizio del compostaggio e aumentava alla fine, mostrando un comportamento opposto alla proteasi-Caseina (Fig. 1d).

Questo suggeriva che vi era una sintesi della proteasi-CAS per l'idrolisi delle proteine in polipeptidi, e che questi ultimi inducevano la sintesi di proteasi-BAA (peptidasi) in grado di idrolizzare i polipeptidi liberando ammoniaca.

La correlazione fra ureasi e fosfatasi con il C-estraibile con pirofosfato nei due compost, suggeriva che la sintesi di questi enzimi era indotta per soddisfare le esigenze nutritive (NO_3^- , PO_4^{--}) della biomassa microbica nelle prime fasi del processo.

La correlazione (Tab. 3) tra ureasi, fosfatasi e ATP e la mancanza di correlazione ATP-Proteasi (eccetto proteasi-CAS nel compost RSU), confermava il comportamento diverso e le diverse vie di sintesi di queste idrolasi. La mancanza di correlazione di alcune idrolasi con ATP, nei due compost, confermava anche che parte degli enzimi era localizzata al di fuori delle cellule microbiche viventi, cioè legati alle pareti di cellule "lisate" o immobilizzati sui colloidali macromolecolari (sostanze umiche). Attività enzimatica extracellulare associata a frazioni umiche è stata infatti successivamente estratta e frazionata con pirofosfato neutro (dati non riportati).

CONCLUSIONI

È stata quindi accertata la presenza di enzimi extracellulari i quali sono responsabili della lenta e continua evoluzione dei compost nel tempo, anche quando le popolazioni microbiche diminuivano, o perdevano attività, come dimostravano i bassi valori di ATP alla fine del processo.

I parametri biochimici (*biomarkers*) qui individuati e la loro correlazione con quelli chimici sono ottimi indicatori di un processo microbiologico complesso come il compostaggio.

attività
i dati

entava

oteine
grado

mpost,
tritive

ATP-
diverso
drolasi
ta al di
ilizzati
sociata
neutro

onsabili
lazioni
TP alla

n quelli
staggio.

Parte Terza **Aspetti agronomici**

Valore fertilizzante di compost di qualità ed effetti sulle proprietà chimiche del suolo

G. Piccone*

Riassunto – Il compostaggio è un sistema di trattamento dei rifiuti che ha lo scopo di produrre materiali organici con proprietà fertilizzanti ed ammendanti. La fertilizzazione organica con compost influisce sulle proprietà chimiche del suolo e gli effetti sono correlati all'introduzione nel terreno di sostanza organica biologicamente stabile e parzialmente umificata che a sua volta favorisce la costituzione di complessi argillo-umici e stimola la microflora del terreno ad attivare i processi di mineralizzazione ed umificazione.

INTRODUZIONE

L'utilizzo agricolo di rifiuti organici di buona qualità consente un riciclo di risorse che altrimenti andrebbero perdute e nello stesso tempo contribuisce alla diminuzione del carico di rifiuti destinati alle discariche e agli impianti di incenerimento. Tra le diverse soluzioni di smaltimento dei rifiuti, il compostaggio rappresenta quella che potrebbe soddisfare le condizioni della fattibilità tecnica, dell'economicità del processo, del recupero di prodotti di scarto.

IL COMPOSTAGGIO

In Tab. 1 è riportata una classificazione dei rifiuti che possono essere trattati mediante compostaggio sulla base della composizione chimica, aspetto fisico, origine. È possibile ottenere compost di buona qualità impiegando materiali idonei ed operando con una corretta tecnica di trattamento ed un'adeguata attrezzatura impiantistica.

I materiali organici di partenza, utilizzati singolarmente o in miscela, dovrebbero avere i seguenti requisiti: pH compreso tra 5 e 9; alto tenore di sostanza organica (superiore al 50%); sufficiente dotazione di elementi nutritivi indispensabili all'attività microbica (azoto e fosforo in concentrazioni superiori rispettivamente all'1% e allo 0.5%); contenuto di metalli pesanti e di inquinanti organici tali da non rientrare nella categoria dei rifiuti tossici e nocivi.

COMPOST DI QUALITÀ

In Tab. 2 sono riportati i valori limiti dei principali parametri chimici al fine di definire la qualità di un compost. Essi si discostano in parte da quelli indicati dalla normativa nazionale sui compost (disposizioni applicative del D.P.R. 915/82), regionali e C.E.E. sui

* Dipartimento di Protezione e Valorizzazione delle Risorse Agro-forestali, Università degli Studi di Torino

Tab. 1. Classificazione dei rifiuti ai fini del compostaggio

<p>1. Classificazione chimica</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rifiuti organici <ul style="list-style-type: none"> . ad alto tenore di carbonio . ad alto tenore di azoto - Rifiuti inorganici (codiuvanti il compostaggio) <ul style="list-style-type: none"> . materiali basici (calcari, ceneri...) . sali minerali (carbonato di calcio, solfati, fosfati...)
<p>2. Classificazione fisica</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rifiuti solidi (urbani, scarti legnosi, residui vegetali...) - Rifiuti semisolidi o palabili (fanghi di depurazione...) - Rifiuti liquidi (liquami zootecnici, fanghi liquidi...)
<p>3. Classificazione in base all'origine</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rifiuti solidi urbani (RSU) - Rifiuti industriali (assimilabili agli urbani) - Rifiuti agricoli e delle industrie agro-alimentari - Rifiuti forestali e delle industrie del legno - Rifiuti di cave (materiali calcarei e dolomitici...) - Fanghi di depurazione urbani ed industriali

Tab. 2. Caratteristiche chimiche di compost di qualità

Parametro	Valori limiti (su residuo secco)
pH	5,5 - 8
Sali sol. m. e. / 100g	< 50
Umidità' %	40 - 50
Sost. org. %	> 40
C org. %	> 20
N tot. %	1 - 3
C/N	< 20
Sost. org. umif. % s. o.	> 20
Ac. um. / ac. liv.	1,5
P tot. %	> 1
K tot. %	> 0,5
Metalli totali	
As mg/Kg	2,5
Cd mg/Kg	5
Cr (III) mg/Kg	500
Cu mg/Kg	500
Hg mg/Kg	2,5
Ni mg/Kg	150
Pb mg/Kg	350
Se mg/Kg	2,5
Zn mg/Kg	1500
B mg/Kg	60

TAB. 3. Caratteristiche analitiche di compost e fanghi di diversa origine. Valori espressi sul residuo secco

Parametro	L	LP	LF	RSU	F1	F2
pH	8,4	8,1	7	7,8	7,1	7,5
Sali sol. m.e./100g	5,4	28	6,5	44,7	22	30
Umidità' %	54,65	62,17	59,58	37,48	82,4	77,4
Sost. org. %	57,3	56,88	46,26	54,21	65,16	59,22
C org. %	26,96	26,66	25,86	26,57	36,2	32,9
N tot. %	0,74	1,23	0,97	1,38	6,2	4,7
C/N	43	25,7	26,5	21,8	5,8	7
P tot. %	0,08	1,08	0,65	0,89	1,17	1,3
K tot. %	0,15	1,01	0,15	0,54	0,4	0,2
Ca tot. %	4,66	2,85	2,54	4,52	-	-
Mg tot. %	1,84	1,07	0,76	0,48	-	-
Fe tot. %	0,84	1,23	1,13	0,96	-	-
Metalli totali						
As mg/Kg	-	-	0,4	0,72	1,5	5,6
Cd mg/Kg	0,8	0,6	4	3,8	1,1	13
Cr (III) mg/Kg	30	27	85	206	130	900
Cu mg/Kg	110	159	175	531	351	684
Hg mg/Kg	-	-	0,1	2,9	1,1	3,4
Mn mg/Kg	452	620	449	606	-	-
Ni mg/Kg	26	25	34	274	67	236
Pb mg/Kg	93	19	102	659	289	331
Se mg/Kg	-	-	-	-	<0,1	<0,1
Zn mg/Kg	155	159	457	1499	1723	3599
B mg/Kg	36	56	48	76	59	88

L = residui lignocellulosici di castagno

LP = residui lignocellulosici di castagno in miscela con pollina

LF = residui lignocellulosici di castagno in miscela con fango di depurazione (impianto di Arona)

RSU = compost da RSU (impianto di Bressanone)

F1 = fango urbano di depurazione (impianto di Arona)

F2 = fango urbano di depurazione (impianto di Collegno)

fanghi di depurazione. Ciò al fine di favorire la produzione di materiali organici di sicuro impiego agricolo e a bassissimo impatto ambientale riconducibili alle categorie di ammendanti e concimi organici previste dalla normativa sui fertilizzanti. Oltre ai parametri chimici indicati, una completa valutazione dovrebbe essere integrata con la determinazione delle forme disponibili dei metalli pesanti e le principali categorie di microinquinanti organici.

CARATTERISTICHE CHIMICHE DI RIFIUTI E COMPOST

Come sopra indicato, il trattamento di compostaggio si applica a diverse tipologie di materiali e pertanto la variabilità della composizione della materia prima condiziona l'andamento del processo e la qualità del prodotto finale.

In Tab. 3 sono riportati alcuni dati analitici relativi a compost e fanghi di depurazione che sono stati oggetto di studio (Piccone, 1990). In particolare si fa riferimento a:

- compost derivante dal trattamento di residui ligno-cellulosi di castagno in miscela con pollina;

- compost da residui ligno-cellulosici di castagno miscelati con fango urbano di depurazione (impianto di Arona, prov. di Novara);
- compost derivante dal trattamento di rifiuti solidi urbani (impianto di Bressanone, prov. di Bolzano);
- fanghi urbani di depurazione provenienti da due impianti piemontesi differenti per numero di abitanti equivalenti serviti e tipologia di trattamento [impianto di Collegno (TO) - ab. eq. 139000 - digestione anaerobica; impianto di Arona (NO) ab. eq. 50000; digestione aerobica].

I dati analitici possono esser confrontati con i valori di Tab. 2 dove sono riportati i parametri di riferimento. Su questa base è possibile formulare un giudizio fondamentale positivo sulle caratteristiche chimiche della maggior parte dei materiali esaminati.

EFFETTI SULLE PROPRIETÀ CHIMICHE DEL SUOLO

La maggior parte dei rifiuti introdotti nel suolo sono di natura organica e in genere la loro umificazione e mineralizzazione contribuisce sensibilmente al miglioramento delle proprietà chimiche e fisiche del terreno favorendo di conseguenza i processi di accrescimento e nutrizione delle piante.

La fertilizzazione organica con compost influisce sulle proprietà chimiche del suolo per quanto riguarda:

- disponibilità degli elementi nutritivi;
- potere tampone;
- capacità di scambio;
- assorbimento di sostanze tossiche.

DISPONIBILITÀ DEGLI ELEMENTI NUTRITIVI

La trasformazione nel suolo di rifiuti organici e compost è correlata al contenuto di azoto di questi materiali. Eventuali eccessi di azoto minerale possono provocar danni alla coltura oltre che alterare la qualità dell'acqua di falda. Inoltre forti quantità di azoto tendono ad accelerare i processi di mineralizzazione con precoce scomparsa della sostanza organica.

Per quanto riguarda il fosforo è noto che nel terreno i fosfati tendono ad accumularsi in forma di composti poco solubili o legati alla frazione colloidale, ma quando viene superata la capacità di trattenimento si ha migrazione verso gli orizzonti più profondi fino alla falda acquifera. Il valore di tale capacità è funzione di diversi parametri quali pH, contenuto di argilla, ossidi e idrossidi di ferro e alluminio.

Il potassio assimilabile deriva dalla decomposizione dei minerali che contengono questo elemento. Il processo è favorito dalla produzione di acidi organici e quindi dalla presenza di sostanza organica in decomposizione.

POTERE TAMPONE E CAPACITÀ DI SCAMBIO

Compost e fanghi sono particolarmente attivi nell'aumentare il pH di suoli acidi e sono in grado di mantenere nel tempo il valore raggiunto garantendo così un ambiente favorevole allo sviluppo vegetale (Pietz et al., 1989).

TAB. 4. Arricchimento in metalli pesanti del suolo dopo trattamento con 100 ton/ha di rifiuti

Elemento	Contenuto nel rifiuto ppm	Kg appl. per ha	Aumento nel suolo ppm	Quantita' max ppm	Accettabile nel suolo Kg/ha
Hg	5	0,5	0,17	5	15
Co	25	2,5	0,83	50	150
Cd	50	5	1,66	3	9
Ni	200	20	6,66	50	150
Cu	1000	100	33,33	50	150
Cr	1000	100	33,33	100	300
Pb	1000	100	33,33	200	600
Mn	1000	100	33,33	400	1200
Zn	3000	300	100	300	900
Fe	18000	1800	600	-	-

TAB. 5. Massime quantità di rifiuti impiegabili su suolo coltivato

Elemento	Contenuto max acc. nel suolo		Conc. nel rifiuto ppm	Quantita' max ton/ha
	ppm	Kg/ha		
Cu	50	150	250	600
			3000	50
Zn	300	900	3000	300
			20000	45
Mn	400	1200	500	2400
			2000	600
Ni	50	150	150	1000
			1300	115
Cd	3	9	20	450
			300	30
Co	50	150	10	15000
			100	1500
Pb	200	600	500	1200
			5000	120
Cr	100	300	500	600
			5000	60

Esiste inoltre una correlazione diretta tra incremento del carbonio organico del suolo ed aumento dei valori di capacità di scambio cationico anche se tale effetto è molto lento e graduale nel tempo (Lineres et al., 1985). In questo modo la sostanza organica contrasta la tendenza dei suoli coltivati all'acidificazione e alla diminuzione delle riserve nutritive dovute essenzialmente a modificazione che avvengono a carico del complesso di scambio: abbassamento della saturazione in basi in seguito alla nutrizione vegetale e distruzione del complesso argillo-umico per fenomeni di mineralizzazione.

SOSTANZE TOSSICHE E METALLI PESANTI

Uno dei maggiori problemi connessi con lo spandimento sul suolo dei rifiuti è costituito dalla presenza di sostanze tossiche e resistenti alla biodegradazione come composti aromatici alogenati (PCB), policiclici aromatici, idrocarburi alogenati, ftalati, tensioattivi

ecc. Acquista importanza in questo caso la conoscenza non solo della natura dell'inquinante, ma anche il suo grado di degradabilità.

A questo proposito occorre tener presente che, se da un lato esiste il rischio di un eventuale apporto di inquinanti organici con i rifiuti, dall'altro non è da trascurare il ruolo della sostanza organica umificata nel promuovere fenomeni di adsorbimento e di inattivazione per via chimica e microbiologica di composti organici tossici pervenuti al suolo attraverso una qualsiasi via.

Molti rifiuti e compost (fanghi di depurazione, fanghi industriali, compost da RSU) contengono metalli pesanti. Oltre certi livelli di concentrazione e oltre determinate quantità spandibili nel terreno, si possono avere pericolosi accumuli con inquinamento dei suoli, delle acque di falda, danni alle piante coltivate con eventuali gravi ripercussioni sulla catena alimentare.

Da un punto di vista generale si può mettere in evidenza che con massicci apporti di metalli pesanti (Cottenie, 1983; Piccone et al., 1986):

- si possono avere forti accumuli nei tessuti vegetali di elementi come Zn, B, Mo, Co, Cd, Ni data la facilità con cui vengono assunti;
- limitato è invece l'assorbimento per Cu, Pb, Cr;
- variabile è l'accumulo di metalli come Fe, Mn, Al la cui disponibilità nel terreno dipende molto dai valori di pH e di potenziale redox.

La fertilizzazione del terreno agricolo con rifiuti organici e compost viene spesso considerata come una possibile fonte di inquinamento da metalli pesanti; pertanto è necessario, prima dell'impiego, effettuare controlli su rifiuti e terreni ponendo attenzione ai fattori che possono influenzare la mobilità e l'assimilabilità degli elementi come pH, capacità di scambio cationico, potenziale redox. Anche in questo caso non bisogna sottovalutare il ruolo positivo esercitato dalla sostanza organica aggiungendo al suolo materiali adeguatamente compostati e quindi biologicamente stabili e parzialmente umificati. Il terreno si arricchisce di composti umici che in forma di acidi fulvici, umici ed umine si legano più o meno stabilmente ai metalli (complessi organo-metallici) regolandone la mobilità e l'assunzione da parte dei vegetali. Questo potere di fissazione varia in funzione della natura del metallo, è possibile, ad esempio, fare una scala in ordine decrescente di stabilità per i seguenti elementi: rame > nichel > cobalto > ferro (II). Manganese e zinco hanno scarsa tendenza ad esser chelati, mentre cromo (III) e ferro (III) sono fortemente trattenuti. Inoltre lo zinco interagisce più stabilmente con la sostanza organica che non il cadmio.

CONCLUSIONI

In definitiva sulla base degli effetti sul suolo e sullo sviluppo delle colture, l'impiego agricolo dei compost non deve essere visto solo come una delle possibili alternative allo smaltimento dei rifiuti, ma rappresenta un riciclo di risorse che porta all'ottenimento di materiali fertilizzanti e/o ammendanti che come tali dovrebbero essere considerati sotto tutti gli aspetti normativi, agronomici e commerciali.

Bibliografia

- COTTENIE A.: *Capacità di assimilazione del terreno di prodotti di scarichi industriali: possibilità e limiti*. Convegno: Applicazioni e riciclo di risorse in agricoltura, Milano 1982.
- COTTENIE A.: *Trace elements in agriculture and the environment*. 1983.
- LINERES M. et al.: *Effects of a long term sludge disposal on the soil organic matter characteristics*. Convegno: Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes, Roma, 1985.
- PETRUZZELLI G., LUBRANO L.: *Evaluation of heavy metals bioavailability in compost treated soils*. Convegno: Compost: production, quality and use, Udine, 1986.
- PICCONE G. et al.: *Impiego in agricoltura dei fanghi di depurazione delle acque reflue urbane*. Regione Piemonte, 1988.
- PICCONE G. et al.: *Caratteristiche chimiche di compost ottenuti da diverse tipologie di rifiuti urbani, industriali, zootecnici*. Convegno: Rifiuti urbani e industriali, Milano 1990.
- PIETZ et al.: "Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material". *J. Environ. Qual.*, 18, 1989.
- TROMBETTA A. et al.: *Quella scomposta normativa sul compost*. GEA, 5, 1988.

Effetti nutrizionali per le piante derivanti dalla fertilizzazione organica del terreno

P. Spallacci*

Riassunto – I materiali organici, provenienti dall'esterno dell'azienda agraria e impiegabili sul suolo con il duplice obiettivo di smaltimento di rifiuti e di utilizzazione delle proprietà fertilizzanti, sono riconducibili alle seguenti tre categorie principali: compost, fanghi di depurazione e liquami zootecnici. Nell'effettuare una rassegna dei risultati produttivi di colture trattate con reflui organici e dei relativi livelli di efficienza dei macronutrienti (azoto in particolare), relativamente alle sperimentazioni condotte in Italia, vengono indicati i fattori naturali e antropici che svolgono ruoli importanti ai fini di una razionale nutrizione delle colture agrarie.

INTRODUZIONE

Uno degli obiettivi dell'agricoltore che impiega reflui organici è l'aumento della produzione delle colture, effetto che è la risultante di molteplici interazioni tra fattori positivi, ma anche di eventuali fattori negativi, talora ed entro certi limiti mascherati da quelli positivi.

Tra i tre macronutrienti per i vegetali, l'azoto è quello che domina la produttività delle colture, anche se non è da trascurare l'azione del fosforo e del potassio, sia per gli effetti positivi in condizioni di carenze del suolo sia per l'utilità di un adeguato equilibrio nutritivo per le piante.

Inoltre, l'interazione positiva, che in genere esiste tra l'azoto derivante dalla mineralizzazione delle materie organiche e quello delle eventuali integrazioni con concimi azotati commerciali, costituisce un aspetto molto interessante poiché ne deriva un miglioramento dell'efficienza complessiva della fertilizzazione azotata.

La seguente rassegna di risultati sperimentali riguarderà le tre principali categorie di biomasse: compost, fanghi di depurazione e liquami zootecnici.

COMPOST

La dotazione di elementi fitonutritivi del compost è molto variabile, soprattutto come conseguenza delle differenze esistenti tra i materiali di partenza, ma anche per effetto dello stadio di maturazione durante il processo di compostaggio. Tra i materiali impiegati figurano tradizionalmente i rifiuti solidi urbani, ma in anni recenti si è fatta strada anche la

* Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, M.A.F., Firenze

tecnologia di compostaggio che prevede la mescolanza di prodotti differenti. In particolare si tende a mescolare fanghi di depurazione o liquami zootecnici a RSU o a substrati vegetali diversi (trucioli, segatura, paglie, scarti vegetali dei mercati ecc.).

La principale utilità di questa tecnica consiste nel contributo che ne deriva a risolvere il problema della gestione dei fanghi di depurazione o dei liquami, poco concentrati e fermentescibili. Tuttavia, una opportuna scelta – per quanto possibile – di materiali con caratteristiche “complementari” consentirebbe sicuramente di preparare un prodotto finale migliore.

Anche se i contenuti di nutrienti sono molto variabili e talvolta sbilanciati rispetto alle esigenze delle colture, il compost viene proposto quale surrogato del letame bovino, come è confermato dall'impostazione delle prove sperimentali in cui il letame è presente come termine di confronto.

La disponibilità dell'azoto nei compost è in genere indicata intorno al 10-12%, quella del fosforo all'8-10% e quella del potassio al 13-16% (Pauli, 1967).

Dall'ampia e articolata sperimentazione poliennale condotta da Paris et al. (1982) in tre località vicino Piacenza su suoli da limosi a franchi, prevalentemente su coltura di mais, è emersa una sostanziale equiparabilità tra gli effetti del compost e quelli del letame bovino somministrati a parità di sostanza organica apportata. Considerando insieme sia gli effetti cumulati, sia quelli annui o residui, il rapporto tra composti e letame è risultato di 0,964 per le rese e di 1,036 per le asportazioni di azoto. Tuttavia, dall'esame dei soli effetti annui (Tab. 1) è risultato meno produttivo il compost che il letame (rapporto 0,53); la differenza tra i due materiali si è però attutita per quanto concerne il recupero dell'azoto conseguendo un rapporto di 0,9. Nelle condizioni della prova, inoltre, si sono avuti coefficienti di utilizzazione dell'azoto più bassi di quelli riportati dalla bibliografia sia per il letame (5,62%) che per il compost (5,26%); ne deriva la precisa conclusione che entrambi i due materiali organici non riescono da soli a sostenere elevati livelli produttivi nel mais.

Nelle prove di serra condotte da Tano et al. (1987) è emerso in media un effetto equivalente tra letame e compost sulla produzione di loiessa e sulle asportazioni di azoto (recupero apparente intorno a 12%). La combinazione di 20 t/ha di s.s. da letame e di 42 t/ha di s.s. da compost ha dato la massima resa di loiessa, ma riducendo a 9% il recupero apparente dell'azoto. Non è emersa significativamente l'interazione dell'azoto da concime con i due materiali organici, mentre il recupero apparente del fosforo è stato più che doppio nel compost (19%) rispetto al letame (8%).

La sperimentazione quadriennale effettuata da Del Zan et al. (1989) in un suolo

Tab. 1. Produzione di sostanza secca totale di colture di mais (t/ha) con apporto annuo di compost e di letame. Effetti annata (Paris et al., 1982; modif.)

Località	Test	Compost	Letame
CROARA			
Medie 1978-80	9,82	10,26	12,01
Aumento	-	+0,44 (5%)	+2,13 (22%)
VERANO			
Medie 1978-80	7,40	8,59	8,36
Aumento	-	+1,19 (16%)	+0,97 (13%)
GARIGA			
Medie 1980-81	19,42	20,40	21,24
Aumento	-	+0,98 (5%)	+1,82 (9%)

sabbioso limoso e calcareo del Friuli ha messo in luce differenti risposte alle dosi crescenti di compost da parte delle colture provate: per mais e patata c'è stato calo delle rese dopo le dosi di 1000 kg/ha N totale, mentre la bieta da taglio ha utilizzato bene anche la dose successiva di 1500 kg/ha. La combinazione dei concimi chimici (100 e 200 kg/ha N, oltre a P e K) insieme al compost (526 kg/ha N totale) ha prodotto effetti positivi principalmente per il mais e poi via via meno per la bieta e per la patata. Il compost ottenuto da RSU miscelato a fanghi di depurazione è risultato il migliore ed equiparabile al letame.

I compost, oltre all'impiego su colture erbacee di pieno campo – quali quelle soprari-cordate – possono avere altre destinazioni tra cui quelle più interessanti sembrano essere: le colture protette, la frutticoltura e la viticoltura. In Italia, le poche sperimentazioni, al momento note, che si riferiscono a questi settori, hanno messo in evidenza: effetti positivi su pesco con RSU in terreno sabbioso e negativi su melo dopo 5 anni di coltura in vaso con compost da residui di oleificio (Strabbioli e Angeloni, 1987); effetti positivi con compost da graspi più fanghi e fitotossicità da RSU su pomodoro in vaso per 30 giorni (Nappi et al., 1987).

FANGHI DI DEPURAZIONE

Il diverso valore agronomico dell'azoto, contenuto nei vari tipi di fanghi, dipende dalla quantità di ammonio presente e dal grado di stabilità della sostanza organica. La quota ammoniacale va da 5% dell'azoto totale per fanghi non stabilizzati a più del 70% in fanghi sottoposti a digestione anaerobica.

Gran parte dell'effetto azoto nel fango non stabilizzato deriva dalla mineralizzazione del suo azoto organico nel suolo, cioè come una fonte di azoto a lento effetto.

Il processo di digestione, invece, trasforma la sostanza organica più labile con produzione di azoto ammoniacale, così che l'effetto è maggiore e più rapido, lasciando nel suolo sostanza organica relativamente resistente alla mineralizzazione.

Nei fanghi disidratati si verificano perdite di ammonio e perciò tali materiali possono essere considerati a lento rilascio d'azoto, la cui intensità dipende dalla digestione subita prima dell'essiccamento.

La Tab. 2 riassume il contenuto di azoto di diversi tipi di fanghi e presenta la frazione di azoto disponibile per la coltura del primo anno dallo spandimento.

TAB. 2. Contenuto medio di azoto nei fanghi di depurazione e sua disponibilità per le colture. (Williams and Hall, 1986)

	Sostanza secca %	Contenuto di N (% s.s.)	Disponibilità (%)	Azoto totale (kg/m ³)	Azoto* disponib. (kg/m ³)
Liquidi non digeriti	5	3,5	35	1,8	0,6
Liquidi digeriti	4	5 (3+2)**	100 NH ₄ -N + 15 N org.	2,0	1,3
Concentrati non digeriti	25	3	20	7,5	1,5
Concentrati digeriti	25	3	15	7,5	1,1

* Disponibile nel primo anno di raccolto

** Ammonio + N organico

Con l'applicazione ripetuta di fanghi liquidi, ma anche in seguito al singolo trattamento con fanghi disidratati, si possono avere effetti residuali negli anni successivi; tali effetti cumulativi e residuali possono essere previsti considerando che il valore fertilizzante dell'azoto organico di una singola applicazione si ridurrà del 50% ogni anno (Hall, 1985).

È spesso necessario per ragioni operative applicare i fanghi e i liquami in epoche dell'anno in cui il concime azotato non verrebbe somministrato. Questo riferito particolarmente ad applicazioni fatte nel periodo autunno-inverno, quando le condizioni di calore, umidità del suolo e l'alta piovosità potrebbero far verificare notevoli perdite dell'azoto attraverso la lisciviazione e denitrificazione. La tabella 3 riassume le prove di cereali in U.K. e indica che le perdite di azoto da applicazioni autunnali di fanghi possono non essere tanto forti quanto fino ad ora si era creduto.

Dalle prove sperimentali di campo svolte a Lamporecchio (PT) su terreno sabbioso limoso e privo di calcare, con varie rotazioni colturali, trattate con fanghi aerobici e anaerobici da depuratore urbano, da soli o mescolati con RSU in confronto a letame (Pardini, 1981), è emerso che: la risposta produttiva delle colture è stata positiva per i fanghi e spesso superiore a quella del letame; con il fango aerobico si sono ottenute produzioni paragonabili a quelle di una normale concimazione minerale e anche un considerevole effetto residuo; la capacità fertilizzante del fango anaerobico è apparsa buona anche se più lenta.

Impiegando fanghi di depurazione, di origine e composizione diverse, Genevini et al. (1982) hanno effettuato in parcelle di campo un confronto di due diverse dosi (10 e 20 t/ha di sostanza secca) rispetto ad una normale concimazione NPK su mais in terreno sabbioso e acido nei pressi di Milano. Ne è derivato un apporto di nutrienti molto differenziato, e talvolta squilibrato, che comunque ha potuto mettere in evidenza un'adeguata disponibilità di P e K per la coltura nonostante i modesti contenuti di fosforo e potassio dei fanghi.

Nella prova parcellare di campo con fanghi di depuratore urbano su suolo sabbioso a Settimo Torinese (TO) (Consiglio et al., 1986) il frumento trattato con 130 kg/ha N ha prodotto come quello con 50 t/ha di fango; la dose maggiore di fango, così come le concimazioni azotate aggiuntive, hanno aumentato il rischio di allettamento e talvolta depresso la produzione.

Tab. 3. Produzioni relative di cereali risultanti dall'applicazione di fanghi in diverse epoche nel periodo autunno-primavera. (Williams and Hall, 1986)

	set.	ott.	nov.	dic.	gen.	feb.	mar.	apr.

Non digeriti								
Orzo primaverile (3 prove)	-	82	-	-	-	-	-	100

Digeriti								
Orzo primaverile (11 prove)	-	-	100	-	97	-	85	-
Grano invernale								
1 prova	86	-	-	93	-	100	-	99
3 prove	92	-	100	-	-	-	-	-

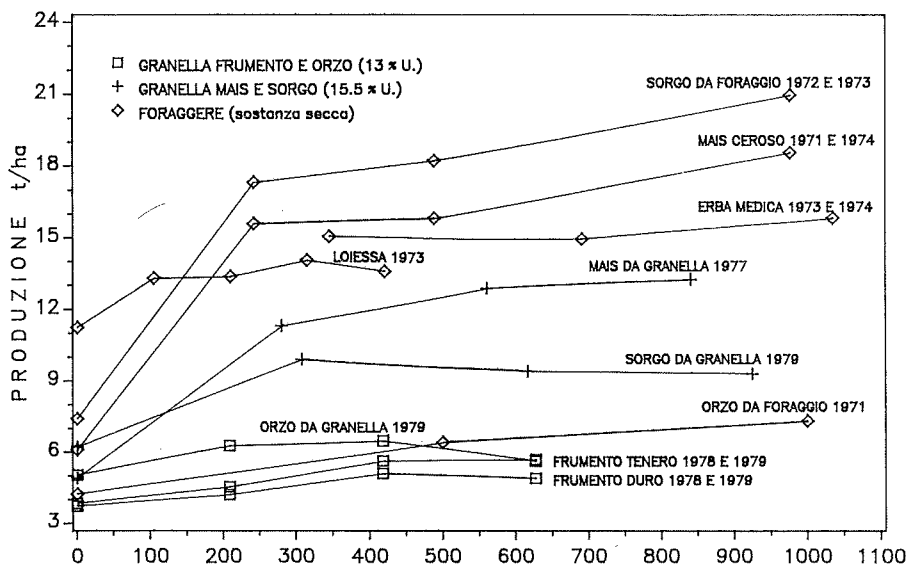


Fig. 1 - Effetti delle quantità di azoto apportato con dosi crescenti di liquami suini sulle rese di diverse colture in terreno argilloso (Boschi et al., 1982).

LIQUAMI ZOOTECNICI

L'effetto dei liquami zootecnici quale fertilizzante è ormai indagato da oltre 20 anni sia in Europa (Voorburg, 1977) che in Italia (Boschi, 1971). Sono stati ottenuti risultati molto variabili in funzione dei contenuti di azoto e di sostanza secca, delle condizioni del suolo e del clima, dal tipo di coltura, dall'epoca e dalla modalità di somministrazione.

Per quanto concerne la composizione dei liquami, essa dipende dalla specie e dall'età dell'animale, dal tipo di alimentazione, dalle modalità di allevamento e di stoccaggio delle deiezioni ecc. L'efficacia dell'azoto è legata ai contenuti di azoto ammoniacale e di azoto organico facilmente mineralizzabile. In media si può considerare che il 40% dell'azoto totale è in forma ammoniacale nei liquami bovini, mentre in quelli suini ed avicoli la quota sale al 60%.

In suoli sciolti o franchi l'effetto dell'azoto nelle colture è maggiore che nei suoli argillosi, ma parallelamente aumentano i rischi di percolazione dei nitrati; rischio che cresce quando i liquami sono apportati in autunno e senza la coltura in atto.

Le somministrazioni nella stagione calda incrementano le perdite ammoniacali, soprattutto se i liquami restano in superficie (come nel caso dei trattamenti sulle stoppie di cereali vernini). Anche il vento, così come le applicazioni per aspersione aumentano le perdite per volatilizzazione dell'ammoniaca.

Per l'ambiente italiano, in particolare della Pianura Padana, la figura 1 presenta una sintesi degli effetti produttivi di dosi crescenti di liquami suini su differenti colture, con somministrazioni in epoche buone od ottimali su terreno argilloso (Boschi et al., 1982). Dal grafico risulta evidente che le produzioni massime si sono ottenute con 400 kg/ha di azoto

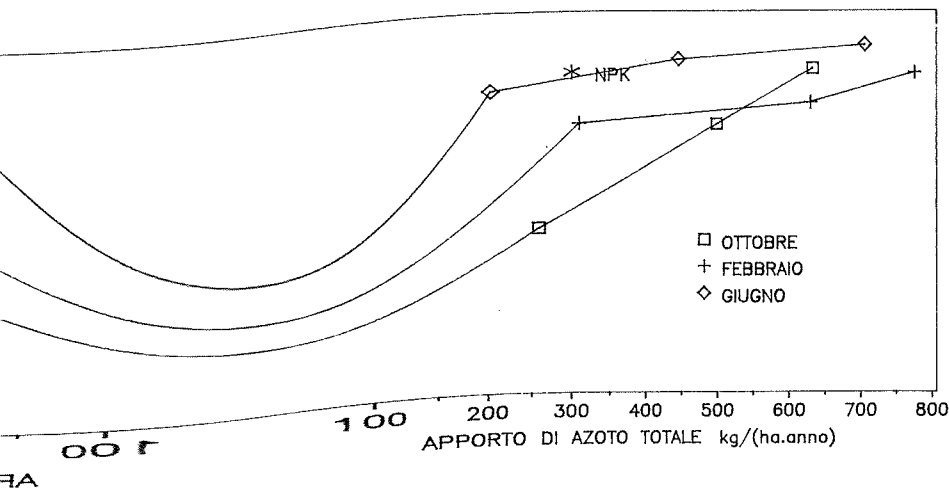


Fig. 2 - Effetti medi quadriennali delle dosi crescenti e delle epoche di applicazione dei liquami suini sulle rese del silomais in terreno argilloso (Spallacci, 1991).

... i frumenti duri e teneri; con 500 per l'orzo da foraggio; con 300 per il sorgo da la loiessa; con 500-600 per il mais da granella. Quelle sopraindicate sono tutte e la cee, che risultano essere le piante che meglio utilizzano l'azoto dei liquami. Anche medica risulta pressoché indifferente ai liquami, sul medicaio a fine ciclo - e quindi nota di "infestanti graminacee" - si può efficacemente intervenire con le liquama-

... sempio relativo agli effetti dei liquami suini in epoche differenti è presentato in (Spallacci, 1991). Le rese del silomais sono cresciute progressivamente passando (Spal) plicazione in ottobre, a quella in febbraio e a quella in giugno, cioè riducendo ollo tra la somministrazione e il ciclo vegetativo della coltura. Le massime differenze alle epoche si verificano con apporti di azoto totale di 200-300 kg/ha. Con tale dose, nell'epoca più efficace si raggiunge già il massimo produttivo, mentre nelle epoche opportune le rese massime sono raggiunte solo con dosi di liquame più alte.

... quanto riguarda i liquami bovini, le ricerche sono state meno ampie, forse perché l'impiego bovino è più legato alla coltivazione della terra, cosicché il liquame trova più reimpiego come fertilizzante, senza creare problemi di smaltimento. Da una effettuata da Baldoni (1988) a Falconara (AN) è emerso che una coltura di mais da intercalare, cioè dopo loiessa o dopo frumento che avevano avuto apporti di ha mostrato effetti maggiori con il liquame suinicolo rispetto a quello bovino.

... disponibilità dell'azoto dei liquami nei confronti delle piante dipende da molti tra i quali le concentrazioni e il rapporto tra l'azoto organico e quello ammoniacale, somministrate, i metodi e le epoche di applicazione, il tipo di coltura, le condizioni e del clima, ecc.

... la 4 mostra una sintesi dei dati sull'efficienza dell'azoto dei liquami rispetto a dei concimi chimici, per vari tipi di liquami e in vari paesi europei. Anche in Italia ottenuti risultati molto variabili nelle diverse prove, tanto che sono risultati i casi in cui i liquami hanno reso il 30-50% dell'equivalente concime chimico, talvolta l'efficienza ha raggiunto anche il 100%.

... situazione con bassa efficienza dell'azoto, a causa di perdite ammoniacali, si ha il liquame viene distribuito su terreno asciutto e con stagione calda.

TAB. 4. Efficienza dell'azoto dei liquami per colture arative (Williams and Hall, 1986)

Anno	Paese	Tipo di liquame	Coltura	Efficienza liquame (%)	
1967	Olanda	Bovini	Varie	Primav. 50	
				Autunno 25	
1978	Olanda	Bovini	Varie	Primav. 50	
				Autunno 30	
		Suini	Varie	Primav. 55	
				Autunno 30	
		Avicoli	Varie	Primav. 65	
				Autunno 30	
1979	Germania	Suini	Varie	Ott/nov 10-20	
				Dic/gen 30-50	
				Feb/mar 60-70	
				Suolo sabbioso	
				Suolo limo-argilloso	
				Suolo franco	
1982	Danimarca	Suini	Orzo	30-50	
				40-60	
				60-80	
				Dic/gen 35	

L'efficienza dell'azoto da liquami suini sottoposti a digestione anaerobica è stata simile a quella dei liquami tal quali (Bonazzi e Paris, 1982), ponendosi al livello del 50-70% rispetto al concime e mostrando correlazione al contenuto di ammonio presente al momento dello spandimento.

Nella citata prova con liquami suini in stagioni differenti su silomais (Spallacci, 1991), i valori medi quadriennali del recupero apparente sono risultati fortemente differenziati (Fig. 3): totalmente piatto (intorno al 20%) l'andamento dell'epoca "ottobre"; recupero elevato (54%) per le dosi basse e poi rapido abbassamento (fino al 20%) per le dosi successive dell'epoca "giugno"; intermedio l'andamento dell'epoca "febbraio". Mediante la scelta dell'epoca di applicazione è quindi possibile migliorare l'efficienza dell'azoto soltanto se si impiegano quantitativi "razionali" o comunque non oltre determinati livelli.

L'efficacia dei liquami si manifesta essenzialmente sulla coltura alla quale la sommini-

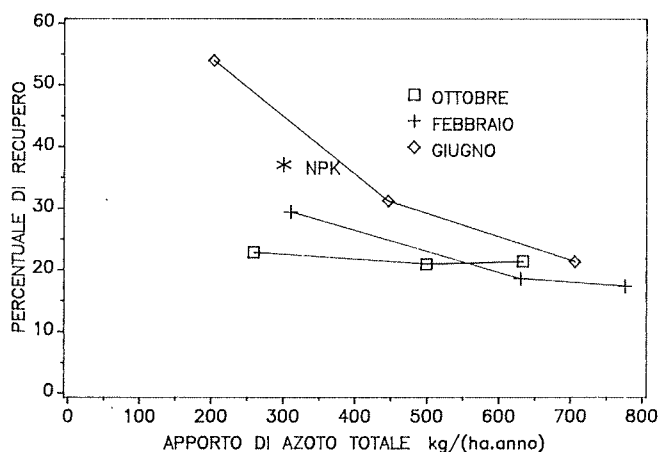


Fig. 3 - Recupero apparente di azoto da parte del silomais, trattato per un quadriennio con dosi crescenti di liquami suini in epoche differenti su terreno argilloso (Spallacci, 1991).

strazione è diretta. Circa l'entità degli effetti residuali negli anni successivi, dai dati disponibili emerge che l'aumento produttivo è esiguo e tale da non rendere praticabile la coltivazione senza concimazione azotata integrativa; tuttavia si riscontra un sensibile maggior effetto dei liquami bovini rispetto a quelli suini.

Oltre all'incremento produttivo delle colture, le somministrazioni di liquami causano anche alcuni effetti positivi sulla composizione chimica dei vegetali. L'effetto più importante da segnalare è l'aumento di proteina grezza, particolarmente accentuato nelle parti vegetative, ma anche di notevole interesse nelle granelle dei cereali.

CONCLUSIONI

Sulla base di quanto sommariamente è stato esposto, la determinazione delle quantità di reflui organici da somministrare per la fertilizzazione razionale delle colture si ritiene debba tener conto:

- 1) del fabbisogno di elementi nutritivi, azoto in particolare, da parte delle colture agrarie;
- 2) della concentrazione di elementi nutritivi nel materiale organico impiegato e, per l'azoto, anche del rapporto tra la quota minerale e quella organica;
- 3) dell'efficienza dell'azoto che potrà essere stimata in funzione della composizione del materiale, della stagione di somministrazione, del tipo di coltura, delle modalità di spandimento.

Risolto il problema delle limitazioni derivanti da sostanze inquinanti (metalli, microinquinanti organici, pesticidi) si può in prima approssimazione calcolare l'apporto di refluo organico in base all'effetto azoto, considerando che questo elemento nutritivo ha un ruolo determinante per la produzione vegetale.

Un simile approccio trascura sia gli effetti sulle colture sia il bilancio di fosforo e potassio e quindi il contenuto totale e la disponibilità dei due elementi nel terreno. Aspetti che invece sono importanti, data l'elevata variabilità di composizione dei reflui organici (anche come rapporto tra N, P e K). In condizioni di sufficiente o abbondante dotazione di fosforo e potassio nel terreno, sarà pertanto opportuno porre attenzione agli apporti in eccesso rispetto alle asportazioni colturali, allo scopo sia di praticare una razionale ed economica concimazione delle colture sia di mantenere equilibrati i rapporti tra nutrienti nel suolo.

Bibliografia

- BALDONI G.: "Effetti delle liquamazioni sulle risposte delle rese di loiessa, mais e frumento alla concimazione minerale", *Riv di Agron.*, I, 19-27, 1988.
- BONAZZI G., PARIS P.: *Recupero energetico e potere fertilizzante per le foraggere di liquami suini e di effluenti da impianto di biogas*. CNR, Collana P.F. "Promozione della qualità dell'ambiente", AC/4/121-133, 137-168, 1982.
- BOSCHI V.: "Utilizzazione agronomica dei liquami degli allevamenti di suini inquinanti i corsi d'acqua", (Prove biennali in provincia di Modena). *Ann. Ist. Sper. Agron.*, II, 2, 355-380, 1971.
- BOSCHI V., SPALLACCI P., MONTORSI M.: *Aspetti agronomici dell'utilizzazione dei liquami di allevamenti suini*. CNR, Collana P.F. "Promozione della qualità dell'ambiente", AC/4/121-133, 9-24, 1982.
- CONSIGLIO M., BARBERIS R., PICCONE G., DE LUCA G., TROMBETTA A.: *Productivity and quality*

of cereal crops grown on sludge-treated soils. In: L'Hermite, P. (ed.) "Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes". D. Reidel, Dordrecht, 436-440, 1986.

DEL ZAN F.: *Prove agronomiche di compost diversi per origine e tecnologia produttiva: effetti indotti a breve termine sul terreno e su quattro colture erbacee*. Atti Simposio Internazionale "Produzione e impiego del compost", S. Michele all'Adige (TN), 20-23 giugno 1989, 252-270, 1989.

GENEVINI P.L., ZACCHEO P., NEGRI C.: "Impiego di fanghi biologici su colture in pieno campo". Nota III. II anno di sperimentazione. *Riv. di Agron.*, XVI, 3, 317-324, 1982.

HALL J.E.: The cumulative and residual effects of sewage sludge nitrogen on crop growth. In: Williams J.H., Guidi G., L'Hermite P. (ed.) "Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications". Elsevier, England, 73-83, 1985.

NAPPI P., DI VAIO C., BARBERIS R.: *The influence of different cultural media on tomato growth*. In: De Bertoldi M., Ferranti M.P., L'Hermite P., Zucconi F. (eds.) "Compost: production, quality and use". Elsevier Applied Science, London, 487-494, 1987.

PARDINI G.: *Aspetti agronomici*. In: "Utilizzazione dei fanghi e compost in agricoltura". Collana del P.F. "Promozione della qualità dell'ambiente", AR/2/20-27, 9-42, 1981.

PARIS P., GAVAZZI G., ROBOTTI A.: *Valutazioni agronomiche di compost da rifiuti solidi urbani*. Sintesi di un quadriennio di ricerche. Atti Giornate di studio "Città e Ambiente". SEP Pollution 1982, E.A. Fiere di Padova, 341-354, 1982.

PAULI F.W.: *Soil fertility. A biodynamical Approach*. Hilger, London, 1967.

SPALLACCI: *La fertilizzazione con liquami zootecnici: possibilità agronomiche e compatibilità ambientali*. In: Acc. Naz. Agr. (ed.) "Agricoltura e ambiente". Edagricole, Bologna, 280-310, 1991.

STRABBIOLI G., ANGELONI A.: *Effects of composted agricultural residues on apple trees and of urban wastes on peach trees*. In: De Bertoldi M., Ferranti M.P., L'Hermite P., Zucconi F. (eds.) "Compost: production, quality and use". Elsevier Applied Science, London, 584-597, 1987.

TANO F., GENEVINI P.L., PIOVANI M., GARBARINO A., GIGLIOTTI C., BOCCHI S.: "Influenza di compost, letame e azoto minerale su produzione, stato nutritivo e concentrazione in minerali di *Lolium multiflorum*." *Riv. di Agron.*, XXI, 1, 70-79, 1987.

VOORBURG J.H. (ed.): *Utilization of manure by landspreading*. (732 pages) Belgium: Commission of the European Communities. (EUR 5672), 1977.

WILLIAMS J.H. AND HALL J.E.: *Efficiency of utilisation of nitrogen in sludges and slurries*. In: L'Hermite, P. (ed.) "Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes". D. Reidel, Dordrecht, 258-288, 1986.

Influenza della fertilizzazione organica sulle proprietà fisiche del suolo

M. Pagliai*

Riassunto – La somministrazione al terreno di materiali organici, siano essi i tradizionali fertilizzanti organici o biomasse di rifiuto e di scarto, modifica profondamente le proprietà fisiche del suolo. I dati disponibili in letteratura dimostrano che, generalmente, la somministrazione di materiali di risulta migliora le condizioni strutturali del terreno al pari dei tradizionali fertilizzanti organici. In particolare aumenta la porosità del terreno, riducendo così la massa volumica apparente, ma soprattutto migliora il sistema porale nel suolo con conseguente aumento della conducibilità idrica, dell'infiltrazione e della capacità di ritenzione dell'acqua. Il miglioramento delle suddette proprietà fisiche è strettamente connesso con la qualità e quantità di sostanza organica somministrata e con l'ambiente pedologico in cui si opera.

INTRODUZIONE

La progressiva diminuzione del contenuto di sostanza organica nei terreni coltivati intensivamente, con conseguente deterioramento delle condizioni fisiche del suolo e aumento di rischi erosivi, è particolarmente preoccupante in Italia, specialmente nelle regioni meridionali ove la sostanza organica si decompone più rapidamente. L'utilizzazione agronomica di biomasse di rifiuto e di scarto quali fanghi, compost, effluenti zootecnici, ecc. ha assunto particolare interesse quale mezzo per far fronte alla suddetta diminuzione del contenuto di sostanza organica del suolo.

L'effetto della somministrazione di materiali organici sul terreno dipende da molti fattori quali il tipo di fertilizzante, e cioè la qualità della sostanza organica in esso presente e la sua velocità di decomposizione nel terreno, dalla quantità di fertilizzante somministrata, dal metodo di incorporazione nel terreno e soprattutto dell'ambiente pedologico in cui si opera e cioè dalle proprietà del suolo e dalle condizioni climatiche. Generalmente la quantità di materiali da somministrare al suolo viene calcolata sulla base del contenuto di carbonio organico equivalente alle tradizionali somministrazioni di letame.

PROPRIETÀ FISICHE DEL TERRENO

Le informazioni disponibili, discusse qui di seguito, si riferiscono agli effetti della utilizzazione agronomica di prodotti di risulta sulle proprietà inerenti la struttura terreno, quali la porosità e la stabilità degli aggregati e sulle proprietà idrologiche quali la ritenzione e i movimenti dell'acqua.

* Istituto per la Chimica del Terreno, C.N.R., Pisa

La somministrazione al terreno di fertilizzanti organici provoca un aumento del volume totale dei pori e quindi una conseguente diminuzione della densità apparente o massa volumica apparente. Nella Fig. 1 sono riassunti i valori della porosità riscontrati in un esperimento a lungo termine in pieno campo che prevedeva l'utilizzazione annuale di fanghi e composts derivanti da rifiuti urbani in comparazione con la somministrazione di letame bovino e la sola fertilizzazione minerale (Pagliai et al., 1981; Guidi et al., 1983). La porosità aumentava significativamente in tutti i campioni delle parcelle trattate con qualsiasi dei materiali organici utilizzati rispetto ai campioni delle parcelle con la sola fertilizzazione minerale, indipendentemente dall'anno di campionamento. Generalmente l'efficacia dei materiali utilizzati può essere equiparata, o in alcuni casi molto vicina a quella del letame bovino a parità di quantità di sostanza organica apportata al terreno.

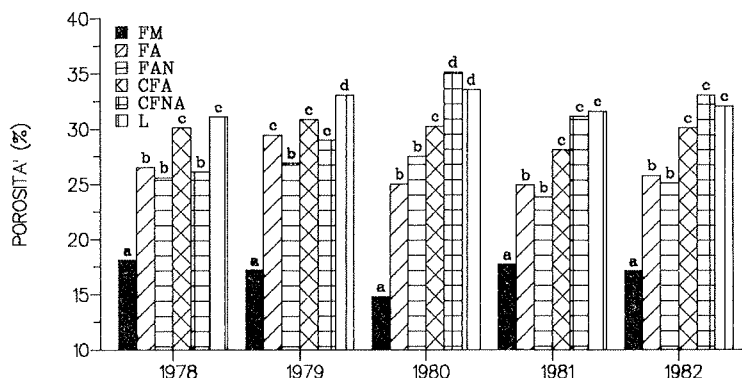


Fig. 1 - Effetto della somministrazione di fanghi aerobici (FA), fanghi anaerobi (FAN), compost di fanghi aerobici e la frazione organica dei rifiuti urbani (40-60%) (CFA), compost di fanghi anaerobici e la frazione organica dei rifiuti urbani (20-80%) (CFNA), letame bovino (L) e la sola fertilizzazione minerale (FM), sulla porosità del terreno espressa come percentuale di area occupata dai pori maggiori di 30 μm per sezione sottile. Media di sei ripetizioni. Entro ogni anno i valori seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente differenti impiegando il test di Duncan al livello del 5%.

Oltre alla porosità totale, anche la distribuzione dimensionale dei pori, la quale determina le condizioni ottimali del suolo, è fortemente influenzata dalle somministrazioni di materiali organici. Infatti la differenza fondamentale fra le parcelle testimoni (FM) e quelle trattate consiste nell'aumento, in quest'ultime, della proporzione dei pori di riserva (0,5-50 μm), cioè di quei pori che costituiscono la riserva di acqua per le piante e microorganismi, e dei pori di trasmissione (50-500 μm) (Fig. 2), cioè di quei pori che consentono i movimenti dell'aria e dell'acqua, la crescita delle radici e sono considerati fondamentali per mantenere buone condizioni strutturali del terreno.

Risultati simili sono stati ottenuti da Kladvko e Nelson (1979a) i quali hanno riscontrato un aumento di porosità nelle classi 50-500 μm in seguito all'applicazione di fanghi derivanti da rifiuti urbani sia in terreni franco limosi che argillosi, confermando così, non solo un aumento di porosità, ma soprattutto un miglioramento del sistema porale nel terreno stesso. Risultati simili sono stati ottenuti anche con l'utilizzazione agronomica di liquami

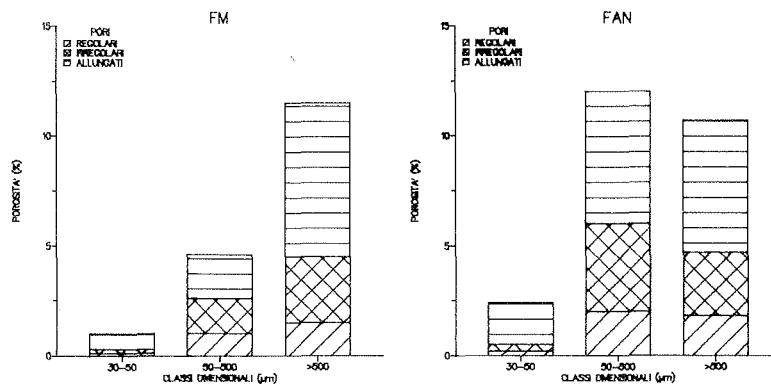


Fig. 2 – Distribuzione dimensionale dei pori secondo il loro diametro equivalente per quelli regolari e irregolari e la loro larghezza per quelli allungati.

derivanti da effluenti di allevamenti zootecnici intensivi in terreni argilloso-limosi. In questi esperimenti è stata trovata una relazione diretta fra quantità di liquami utilizzati e miglioramento di porosità, ed è stata evidenziata anche l'importanza dell'epoca di somministrazione: i migliori risultati sono stati ottenuti dopo le somministrazioni primaverili (Pagliai et al., 1985).

Stabilità degli aggregati

L'esperimenti riportati nella letteratura sopracitata hanno evidenziato un aumento della stabilità degli aggregati in seguito alla ripetuta somministrazione di materiali organici. Tale aumento di stabilità degli aggregati, il quale è connesso con il miglioramento del sistema porale del terreno, è dovuto sia all'interazione diretta tra i polimeri organici dei materiali usati e i costituenti minerali del suolo, sia alla stimolazione della microflora dovuta all'aggiunta di substrati energetici e all'interazione indiretta tra i microorganismi, prodotti microbici e componenti del suolo. L'influenza benefica della fertilizzazione organica sulla stabilità degli aggregati decresce nel tempo parallelamente alla decomposizione della sostanza organica, quindi per avere un effetto duraturo e mantenere a un buon livello le proprietà fisiche del suolo sono necessarie successive e oculate somministrazioni di materiali organici.

Il miglioramento della stabilità degli aggregati è molto importante soprattutto nello strato superficiale dato che molti dei terreni intensamente coltivati presentano croste superficiali formate in seguito all'azione battente della pioggia. La somministrazione al terreno di materiali organici derivanti sia da residui urbani sia da effluenti zootecnici, si è rivelata molto efficace per prevenire o attenuare il processo di formazione di dette croste superficiali (Pagliai et al., 1981; 1983).

L'uso di biomasse di rifiuto e di scarto in agricoltura può anche presentare dei rischi, non solo per l'inquinamento ma anche per la struttura del terreno, legati alla natura del materiale utilizzato, nel quale si possono trovare, ad esempio, eccessive quantità di sali. Sartori et al. (1985) hanno trovato che la somministrazione di un compost, derivante da

rifiuti solidi urbani con una conducibilità elettrica (EC) di 10 mmhos/cm a 25°C, ad un terreno argilloso, sviluppato su argille marine del pliocene, molto diffuse nel nostro paese, causava una drastica diminuzione di porosità per collasso strutturale in seguito a fenomeni di deflocculazione imputabili alla eccessiva presenza di ioni Na⁺. Tale situazione presentava condizioni ambientali difficili per la crescita delle piante.

Ritenzione idrica

La somministrazione di materiali organici al terreno ne influenza la ritenzione idrica in due modi. Il primo è un effetto diretto dovuto alle particelle organiche stesse le quali hanno un'alta capacità di adsorbimento dell'acqua e quindi aumentano la capacità idrica del suolo (Metzger e Yaron, 1987). Il secondo è un modo indiretto in quanto il miglioramento di altre proprietà fisiche, quali la porosità e soprattutto la distribuzione dimensionale dei pori, indotte dalla somministrazione di materiali organici, migliora anche la capacità di ritenzione del terreno.

Conducibilità idrica

Gli studi sull'effetto della somministrazione dei materiali di risulta sulla conducibilità idrica sono piuttosto scarsi anche perché la sua determinazione è abbastanza laboriosa e i risultati presentano una notevole variabilità. Comunque molti dei lavori indicano che di norma buone condizioni strutturali sono associate a buone proprietà idrologiche del terreno, quindi il miglioramento sopra descritto delle condizioni strutturali in seguito alla somministrazione di materiali organici migliora anche movimenti dell'acqua nel terreno. Studi specifici riportati da Metzger e Yaron (1987) hanno chiaramente dimostrato la stretta correlazione fra il miglioramento della conducibilità idrica in terreno saturo e il miglioramento della stabilità degli aggregati e della porosità in seguito all'aggiunta di materiali organici derivanti sia da rifiuti urbani sia animali. In alcuni casi è stato anche dimostrato che l'utilizzazione di materiali con sostanze altamente idrorepellenti può diminuire la conducibilità idrica nel terreno insaturo (Metzger e Yaron, 1987).

Dalla conducibilità idrica dipende strettamente l'infiltrazione attraverso la superficie del terreno la quale aumenta con la somministrazione dei materiali organici. Questo è un dato importante perché una limitata infiltrazione di acqua porta a ristagno idrico o peggio ancora a fenomeni erosivi in ambienti declivi. Kladvko e Nelson (1979b) riportano una riduzione dei fenomeni erosivi causati dal ruscellamento superficiale in seguito alla somministrazione di fanghi e compost. Questi dati sono in accordo con quelli trovati da Pagliai et al. (1983) i quali hanno rilevato l'importanza della somministrazione di materiali organici per migliorare la stabilità degli aggregati e ridurre la formazione di croste superficiali con conseguente aumento dell'infiltrazione dell'acqua.

Altre proprietà fisiche

L'effetto della somministrazione di materiali organici su le altre proprietà fisiche del terreno, quali la compattabilità, la resistenza agli stress (bearing capacity), ecc., è stato meno studiato anche perché tali proprietà sono strettamente connesse con le condizioni strutturali del terreno determinate da le più importanti proprietà fisiche sopra trattate.

Chany et al. (1983) riportano che massicce applicazioni di sostanza organica derivante da rifiuti riducono il modulo di rottura del terreno indicando una riduzione nella coesione e nella suscettibilità del terreno al compattamento.

CONCLUSIONI

Considerando i parametri fisici quali la porosità, la struttura, la ritenzione e i movimenti dell'acqua nel terreno si può concludere che, in generale, la somministrazione di sostanza organica derivante da rifiuti sia urbani, sia animali, in termini equivalenti alla sostanza organica delle normali letamazioni, migliora la fertilità fisica del terreno. In particolare l'uso di tali materiali provoca un aumento dei pori minori di 500 μm , cioè di quei pori necessari per la riserva e i movimenti dell'acqua e per la crescita delle radici, ed inoltre migliora la stabilità degli aggregati con conseguente prevenzione della formazione di croste superficiali nel terreno. Il mantenimento di buone condizioni strutturali può essere attuato con continue e moderate somministrazioni dei vari materiali organici.

Quando si opera la fertilizzazione organica con biomasse di rifiuto e di scarto è necessario, tuttavia, tenere in debita considerazione l'ambiente pedologico in cui si opera altrimenti i suddetti risultati positivi potrebbero trasformarsi in pericolosi aspetti di degradazione della struttura del terreno. La salinità, ad esempio, è uno degli aspetti da non trascurare nel riciclo di biomasse di rifiuto e di scarto.

Bibliografia

- CHANG, A.C., PAGE, A.L., VARNEKE, J.E.: "Soil conditioning effects of municipal sludge compost". *J. Environ. Eng. (ASCE)* 109: 574-583, 1983.
- GUIDI, G., PAGLIAI, M., GIACHETTI, M.: *Modifications of some physical and chemical soil properties following sludge and compost applications*. In: G. Catroux, P. L'Hermite e E. Suess (ed.), *The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, pp. 122-130, 1983.
- KLADIVKO, E.J., NELSON, D.W.: "Changes in soil properties from application of anaerobic sludge". *J. Water Pollut. Control Fed.* 51: 325-332, 1979a.
- KLADIVKO, E.J., NELSON, D.W.: "Surface run off from sludge-amended soils". *J. Water Pollut. Control Fed.* 51: 100-110, 1979b.
- METZGER, L., YARON, B.: "Influence of sludge organic matter on soil physical properties". *Advances in Soil Science*, 7: 141-163, 1987.
- PAGLIAI, M., BISDOM, E.B.A., LEDIN, S.: "Changes in surface structure (crusting) after application of sewage sludges and pig slurry to cultivated agricultural soils in northern Italy". *Geoderma*, 30: 35-53, 1983.
- PAGLIAI, M., GUIDI, G., LA MARCA, M., GIACHETTI, M., LUCAMANTE, G.: "Effect of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation". *J. Environ. Qual.* 10: 556-561, 1981.
- PAGLIAI, M., LA MARCA, M., LUCAMANTE, G.: *Relationship between soil structure and time of landspreading of pig slurry*. In: J.H. Williams, G. Guidi and P. L'Hermite (ed.), *Long-term Effects of Sewage Sludge and Garm Slurries Applications*. Elsevier Applied Science Publishers, London, pp. 45-56, 1985.
- SARTORI, G., FERRARI, G.A., PAGLIAI, M.: "Changes in soil porosity and surface shrinkage in a remoulded saline clay soil treated with compost". *Soil Sci.* 139: 523-530, 1985.

Valutazione sperimentale del run-off di azoto e fosforo di un terreno agricolo in diverse condizioni di fertilizzazione

P. L. Genevini*, R. Marchetti**, E. Calcaterra***, M. C. Negri***

Riassunto – Sono state valutate le perdite di run-off di azoto e fosforo di un terreno agricolo, coltivato a mais sito in provincia di Pavia. Su parcelle di circa 300 m² sono stati attuati tre diversi tipi di fertilizzante: liquami suini, fanghi di depurazione e fertilizzanti chimici. Si è operato in modo da apportare quantità confrontabili di NPK. L'arco di tempo indagato è stato di circa 13 mesi, durante i quali si sono verificati 16 eventi di scorrimento superficiale. Per ogni evento naturale che ha provocato run-off, sono stati presi in considerazione i seguenti parametri: intensità dell'evento piovoso, volume di acqua proveniente dalle singole parcelle, concentrazione in azoto nitrico, ammoniacale e totale, solidi totali, fosforo totale e sul filtrato, ortofosfato sul filtrato.

PREMESSA

Per inquadrare il problema delle conseguenze ambientali della fertilizzazione tradizionale e non, sembra opportuno proporre le seguenti considerazioni:

- la fertilizzazione, comunque venga attuata, in quanto fattore determinante per la produzione agricola, è pratica imprescindibile nell'attuale situazione di mercato,
- le produzioni agricole, sia per la ricerca genetica che attraverso l'ottimizzazione degli interventi agronomici sono, in pratica, ai massimi livelli consentiti dalla situazione geografica e climatica,
- una valida alternativa per mantenere l'attuale redditività all'impresa agricola è quindi costituita dalla diminuzione dei costi e nella fattispecie dalla razionalizzazione delle fertilizzazioni chimiche o facendo ricorso a concimi non tradizionali caratterizzati da costi più ridotti o talvolta nulli.

In questo scenario si deve muovere chi intende incidere, pur nell'ambito di produzioni adeguate, sul contenimento dei costi e sulla somministrazione ragionata di elementi di fertilità. Molto si è dibattuto, e soprattutto negli ultimi tempi, in relazione alle implicazioni esistenti tra concimazione ed eutrofizzazione delle acque sia interne che marine.

La coltivazione dei suoli concorrerebbe infatti alla formazione del carico di nutrienti in misura notevole: dalle ultime stime sembra che questa fonte risulti seconda solo agli effluenti domestici per il fosforo ed è la principale per i sali d'azoto (Marchetti, 1987).

Nonostante l'importanza di questa fonte, i numerosi dati sperimentali riscontrabili in letteratura, sono assai poco omogenei a causa della grande varietà di situazioni pedologiche, colturali e climatiche e assai pochi di essi riguardano il territorio nazionale.

Si è quindi ritenuto utile condurre un'indagine in merito alle perdite per run-off di N e P operando su parcelle sufficientemente ampie da consentire il rispetto della corrente

* Ist. Chimica Agraria, Università degli Studi di Milano

** Dip. di Biologia, Università degli Studi di Milano

*** Ecodeco SpA, Cassinazza di Baselica, Pavia

pratica agricola relativamente alle scelte colturali e all'uso di mezzi meccanici per la loro attuazione.

Il periodo di sperimentazione cui si fa riferimento va dal luglio 1988 al settembre 1989 durante il quale si è verificato un totale di 16 eventi piovosi che hanno causato fenomeni di scorrimento superficiale.

MATERIALI E METODI

Si sono attrezzate otto parcelle in un terreno coltivato a mais sito in comune di Corteolona (PV), provvedendo alla canalizzazione e raccolta delle acque da queste provenienti. Le otto parcelle (6 sottoposte ai diversi trattamenti e due di controllo) sono poste in parallelo ed hanno dimensioni di 9×30 metri.

Ogni parcella è isolata da quella adiacente da argini e da otto metri di suolo non coltivato.

In testa ad ogni parcella è stato realizzato un fossato per il collettamento delle acque e per il loro convogliamento in contenitori di plastica. I contenitori hanno un volume di 500 litri ed un'autonomia di 8-10 ore in caso di piogge eccezionali.

Il fossato è impermeabilizzato mediante lamiera zincata ed è ricoperto per impedire la diluizione delle acque provenienti dalle parcelle. Il tutto è inserito, per 15 cm, in sponde di terra adeguatamente compresse.

Subito dopo ogni intervento che avesse dato origine a ruscellamento si è proceduto, previa accurata miscelazione, alla quantificazione dell'acqua presente in ogni contenitore. Sulle acque raccolte si è determinato il contenuto in fosforo nelle forme: totale, totale solubile ed ortofosfato per dosaggio colorimetrico all'acido ascorbico (IRSA-CNR, 1979). Il P particellare si può ottenere per differenza tra il P totale ed il P totale solubile (Browman et al., 1985; Sharpley, 1985). Dell'azoto sono state determinate le forme totale e ammoniacale rispettivamente dopo digestione acida e dosaggio colorimetrico con il reattivo di Nessler (IRSA-CNR, 1979) e la forma nitrica con il metodo al solfato di brucina (USEPA, 1976). Su ogni campione è stato altresì determinato il contenuto in solidi sospesi.

In Tab. 1 vengono schematizzate l'entità dei diversi trattamenti di fertilizzazione.

Per quanto riguarda il substrato si tratta di un suolo franco a reazione acida (pH in H_2O 5.14) con contenuto in C dell'1.36% e tenori medi di fosforo e potassio. Modesta è risultata la dotazione in metalli. La superficie specifica (Foster et al., 1980) è pari a circa 380 mq/g.

Le quantità di azoto e fosforo apportate con il liquame suino sono globalmente più elevate rispetto agli altri due trattamenti sia per poter disporre di un'analoga quantità di potassio sia per poter garantire una quota di fosforo e di azoto assimilabili confrontabile con quella degli altri trattamenti (Destani, 1981; Genevini et al., 1986). Ci si è inoltre voluti riportare a condizioni reali di impiego ove viene privilegiato l'apporto di sostanza secca piuttosto che di elementi di fertilità.

RISULTATI

Bisogna anzitutto premettere che le quantità totali di N e P apportate nei diversi trattamenti non sono risultate uguali ma, per quanto attiene il trattamento "liquame suino" si rileva un eccesso di circa 90 Kg per l'azoto e di 100 Kg per il fosforo.

È inoltre necessario sottolineare che il testimone è costituito da un terreno che, in forza delle precedenti pratiche agricole, si presenta già dotato di elementi di fertilità così come

TAB. 1. Elementi fertilizzanti apportati (Kg/ha)

Prodotto	Dose	N	P O	K O
Fango biologico	5t ss/ha	202	2 5 192	2 -
+ integrazione		100	-	300
Concime chimico		296	180	289
Liquame suino	5t ss/ha	395	280	228

TAB. 2. Risultati generali/parcella

Trattamento	Media				Minimo				Massimo			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Pioggia (mm)	17.62				5.5				46.00			
Durata (min)	234.50				15.0				1440.00			
Intensità (mm/min)	0.51				0.01				1.37			
P ort/filt. ppm	0.40	0.93	0.41	0.49	0.10	0.14	0.10	0.11	4.63	4.66	1.94	2.11
P tot/filt. "	0.76	1.66	0.77	0.93	0.12	0.17	0.12	0.17	4.99	11.20	2.11	3.40
P tot "	3.59	5.31	3.93	4.19	0.38	0.68	0.76	0.37	13.00	21.50	15.20	17.90
N tot "	12.51	19.52	14.38	13.55	2.90	5.20	3.00	4.80	33.50	85.70	31.50	35.50
N-NH ₄ "	2.45	6.70	3.09	3.25	0.02	0.11	0.06	0.02	7.40	44.40	8.02	15.10
N-NO ₃ "	4.31	4.90	4.42	3.78	0.10	0.10	0.10	0.10	12.90	18.40	15.00	11.90
Solidi sosp. "	1118.10	1144.87	1231.70	1001.13	26.00	48.00	26.00	15.00	5300.00	7600.00	7200.00	3800.00
Volume (l)	287.7	273.6	275.81	279.09	39.00	32.00	28.00	35.00	850.00	850.00	850.00	850.00

Trattamenti: 1- Testimone; 2- Fertilizzante Chimico; 3- Liquame; 4- Fango

TAB. 3. Run-off di fosforo e azoto nei diversi trattamenti (g/ha anno)

Parametro	Trattamento			
	Testimone	Liquame	Fango	Fert. Chim.
P orto/filtr.	38.7	46.6	60.1	91.8
P tot/filtr.	71.0	91.1	85.7	118.9
P tot	476.2	470.3	493.5	648.8
N tot	1917.0	2015.3	2177.3	2250.0
N-NH ₄	363.9	443.5	390.1	548.8
N-NO ₃	291.7	379.8	264.7	511.9

confermato dall'andamento delle produzioni delle parcelle non fertilizzate che nei due anni sono state inferiori solo del 25-30%, rispetto alle parcelle trattate. Infine, il dispositivo sperimentale era attuato in modo da intercettare solo il run-off superficiale; dati sperimentali non includono quindi il run-off sottosuperficiale e ovviamente le quote eventualmente allontanabili per lisciviazione.

Ciò premesso, appare utile rilevare come i volumi di acqua intercettati (Tab. 2) siano caratterizzati da elevata costanza, il che non può che deporre favorevolmente sull'attendibilità dei valori relativi alle perdite. La quantità di acqua piovana raccolta risulta mediamente pari al 6% di quella caduta.

Ortofosfato sul filtrato:

Le parcelle trattate con liquame suino e fango denunciano incrementi variabili dal 20 al 55%. Ben più marcato risulta l'ortofosfato proveniente dalle parcelle trattate con fertilizzante chimico che inducono incrementi del 137%.

Fosforo totale sul filtrato:

Si conferma l'andamento rilevato per il parametro precedente. Gli aumenti indotti dal liquame ammontano al 28% e quelli da fango al 21% circa. Gli incrementi indotti dalla fertilizzazione chimica sono risultati del 67%.

Fosforo totale:

Non vi sono differenze di rilievo tra trattamenti con liquame e fango rispetto al testimone; la fertilizzazione chimica induce incrementi del 36%. A carico del fosforo si rilevano pertanto aumenti da parte dei trattati soprattutto nelle forme solubili. Tali incrementi risultano mediamente rilevanti per liquame e fango, decisamente più elevati in corrispondenza dei trattamenti con fertilizzante chimico.

Azoto totale:

Risulta essere il parametro meno influenzato dai trattamenti. Si rileva solo un modesto incremento a carico del fertilizzante chimico, nella misura del 17% circa.

Azoto ammoniacale:

I trattamenti con fango e le parcelle testimone hanno fornito risultati comparabili. Maggiore incidenza ha mostrato il trattamento con liquame (+22%) e ovviamente il trattamento con fertilizzanti chimici (+51%).

Azoto nitrico:

L'andamento è analogo al parametro precedente con incremento del 30 e del 70% rispettivamente per quanto attiene liquame e fertilizzante chimico.

In considerazione delle aggiunte iniziali di N e P risultate più elevate per il liquame, si può dedurre che le due matrici organiche inducono analoghi nonché modesti incrementi rispetto al testimone, mentre il fertilizzante chimico è risultato sicuramente in grado di indurre aumenti delle quote di run-off di azoto e fosforo che vanno da un minimo del 17% per quanto riguarda l'azoto totale fino al 137% per l'ortofosfato sul filtrato.

Atteso che le perdite sono dal punto di vista agronomico (bilancio tra i nutrienti) di modesta per non dire nulla importanza, non altrettanto si può affermare quando si riesaminano i risultati in relazione agli effetti che fosforo e azoto possono esercitare sui corpi idrici recettori e, in particolare, sui laghi (eutrofizzazione). Da questo punto di vista i risultati dell'indagine possono essere confrontati con i coefficienti di rilascio che la

i due anni
dispositivo
sperimentale
ualmente

o. 2) siano
rendibilità
diamente

li dal 20 al
ertilizzante

ndotti dal
dotti dalla

rispetto al
fosforo si
ubili. Tali
a elevati in

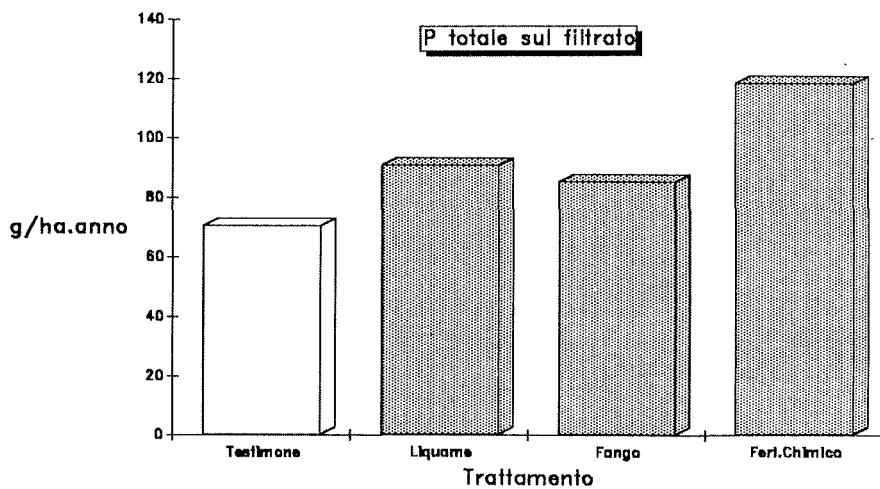
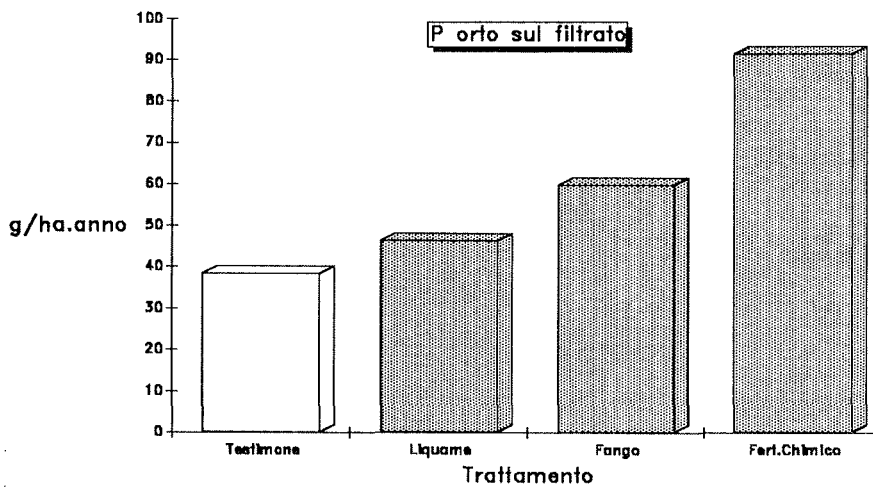
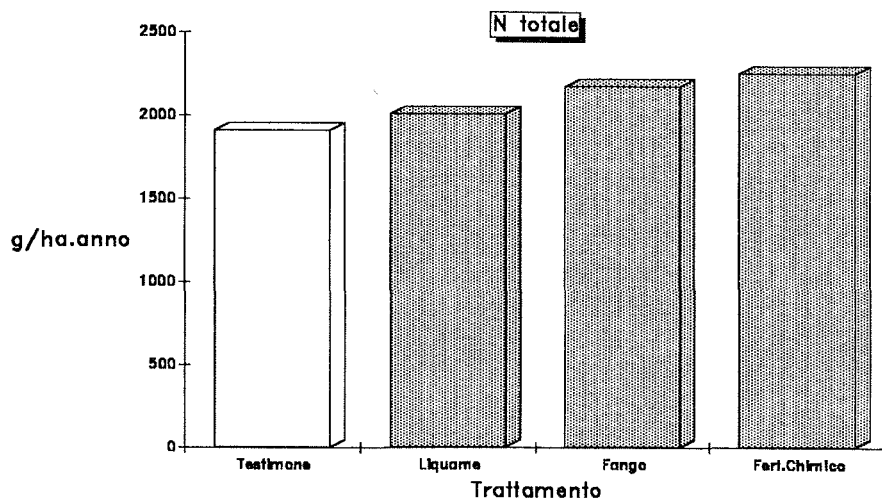
n modesto

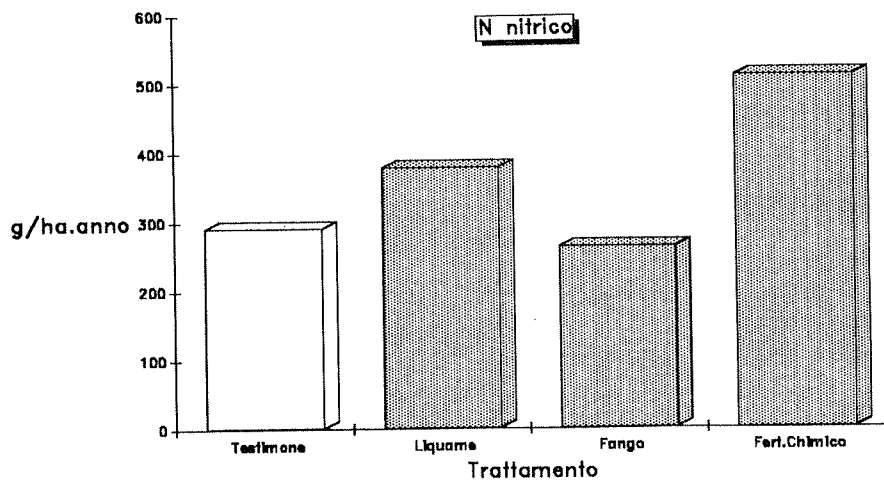
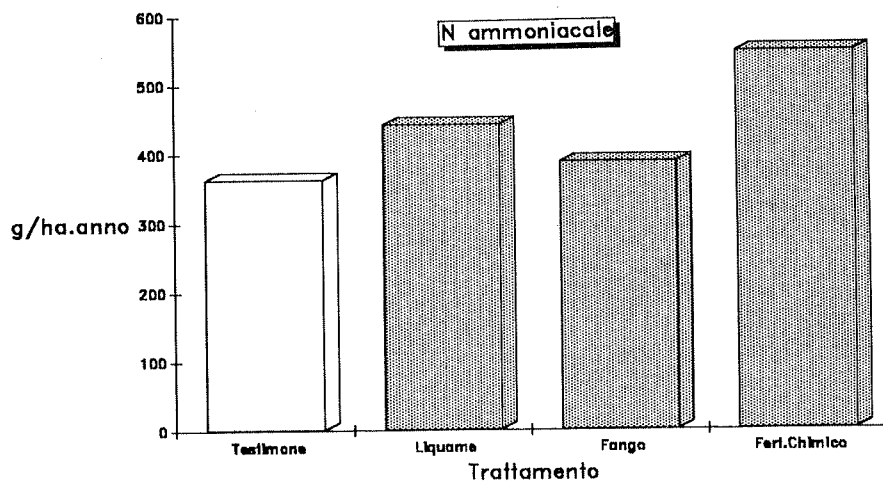
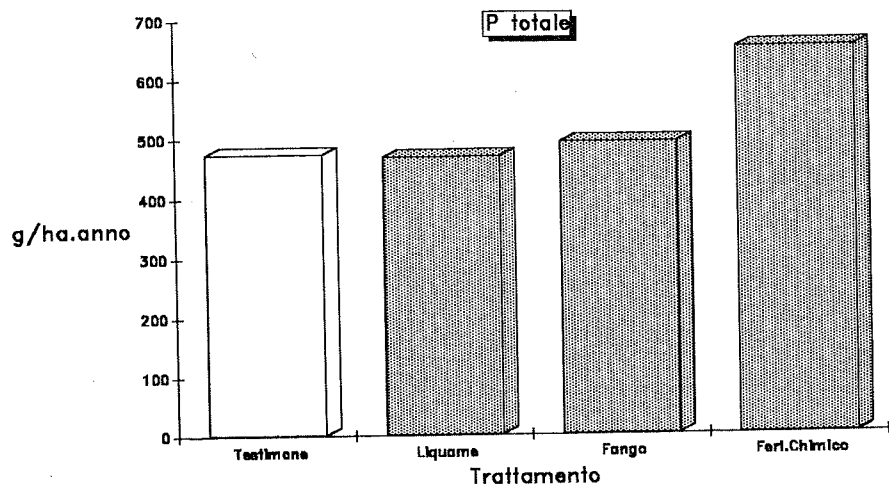
mparabili.
iamente il

e del 70%

liquame, si
incrementi
n grado di
o del 17%

utrienti) di
quando si
ercitare sui
nto di vista
scio che la





bibliografia internazionale riporta e dal confronto emerge che:

- nel caso del fosforo i valori sperimentali ottenuti (0.5-0.6 Kg/ha per anno come P totale) sono fortemente allineati con quello adottato dall'IRSA (IRSA, 1978) fin dal 1978, pari a 0.6 Kg/ha per anno, mentre
- nel caso dell'azoto, i valori ricavati sono tutti molto inferiori a quello più correntemente adottato per valutazioni teoriche (Provini et al., 1979).

Infatti, contro valori sperimentali di 1.9-2.2 Kg/ha per anno come N totale, il teorico relativo ai terreni a colture miste è di un ordine di grandezza superiore e pari a 16 Kg/ha per anno.

Pur considerando che in bibliografia esistono alcune indicazioni di coefficienti di rilascio di azoto simili a quelli ricavati con la presente indagine (Beaulac e Reckhof, 1982) l'"anomalia" può essere senz'altro meritevole di ulteriori approfondimenti sperimentali.

Al di là di queste considerazioni sull'azoto, dal punto di vista ambientale riveste notevole interesse la coincidenza evidenziata nel caso del fosforo tra valore teorico e dato sperimentale. È infatti al fosforo che viene attribuito (OCSE, 1982) il ruolo primario nel processo di eutrofizzazione delle acque e soprattutto di quelle interne.

È, di conseguenza, rilevante che il coefficiente adottato per valutazioni di massima sulle possibilità di prevenzione di tale processo, si caratterizzi per un buon livello di affidabilità. Questa affermazione vale se il coefficiente è espresso in termini areali (Kg/ha) ma non in riferimento alla quantità di fertilizzante applicato, come viene proposto alternativamente dall'IRSA in ragione del 3% del fosforo applicato come concime naturale e di sintesi.

È necessario infine segnalare che le fertilizzazioni organiche sono in grado di ridurre dal 20 al 50% il run-off di fosforo, del 27-30% il carico di nitrati e di ammoniaca mentre non sembrano vantaggiose per quanto riguarda il carico di azoto totale.

Bibliografia

- BEAULAC M.N., RECKHOF K.H.: "An examination of land use nutrient export relationships". *Wat. Res. Bull.* 18, 1013-1019, 1982.
- BROWMAN M.G., HARRIS R.F., RYDEN J.C., SYERS J.K.: Phosphorus loading urban stormwater runoff as a factor in lake eutrophication. I, theoretical consideration and qualitative aspects. *J Environ. Qual.* 8, 561-565, 1985.
- DESTANI J.P.: *The effect of very intensive dressing of livestock effluent on phosphorus in soil.* In "Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries" D. Reidel Pub. Comp. 371-382, 1981.
- FOSTER G.R., LANE L.J., NOWLIN J.D., LAFLIN J.M., YOUNG R.A.: *A model to estimate sediment from field-size areas.* 36-64. In W. Knidel (ed) *Cremps: A field scale model from chemical, run off and erosion from agricultural management systems.* Vol. 1 Model documentation, USDA Conserv. Res. Rep. n. 26 Washington D. C., 1980.
- GENEVINI P.L., VISMARA R., MEZZANOTTE V.: *Utilizzo agricolo dei fanghi di depurazione.* Ingegneria Sanitaria, Quaderno n. 5, p. 134, 1986.
- IRSA-CNR: "Metodi analitici per le acque", 1979.
- IRSA: *Il problema dell'eutrofizzazione in Italia*, Quaderni IRSA n 42, p. 93, 1978.
- MARCHETTI R.: *L'eutrofizzazione: un processo degenerativo delle acque*, p. 255. Collana Scientifica F. Angeli, Milano, 1987.
- OCSE: *Eutrophication on water, monitoring assesment and control.* OCSE Pubbl. Parigi p. 150, 1982.

- PROVINI A., MOSELLO R., PETTINE M., PUDDU A., ROLLE E. SPAZIANI F. M.: *Metodi e problemi per la valutazione dei carichi dei nutrienti*. Atti Conv. sull'Eutrofizzazione in Italia, Roma, 3-4 Ottobre 1978, 121-158, 1979.
- SHARPLEY A.N.: "The selective erosion of plant nutrient in run off." *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 1527-1534, 1985.
- USEPA: *Methods for chemical analysis of water and wastes*. n. 06220, 1976.

Influenza di ammendanti organici e concimazione azotata sulla stabilità di struttura all'acqua del terreno

A. Patruno*, G. Toderi*, L. Cavazza*

Riassunto – Si sono determinate stabilità di struttura del terreno all'azione dell'acqua e contenuto in materia organica (m.o.) e in due annate su campioni prelevati dalle parcelle di una prova di interrimento di materiali organici (letame, liquami zootecnici, residui colturali, più un testimone) combinati fattorialmente con quattro livelli di azoto inorganico (nitrato ammonico); la prova era stata protratta per sedici anni su mais e frumento in rotazione biennale. I risultati mostrano un'importante efficacia del letame nell'aumentare il contenuto in m.o. del terreno (+47%); una efficacia intermedia hanno liquami e residui colturali; pressoché nulla l'azione della concimazione inorganica. Sulla stabilità di struttura all'acqua è nettamente superiore l'azione dei residui colturali, mentre pressoché nulla è quella del letame e della concimazione inorganica. La sola concimazione inorganica, tuttavia, in opportuna dose permette di raggiungere gli stessi valori di produzione areica massima tanto nel mais quanto (al 97%) nel frumento.

INTRODUZIONE

È noto che l'applicazione di materiali organici può migliorare la stabilità degli aggregati all'azione dell'acqua (Williams e Cook, 1961; L. Giardini, 1971; Bonciarelli e Ciricofolo, 1972; L. Giardini e Dell'Agnola, 1973); in altri casi essa non è efficace (Hénin et al., 1958; Cavazza, 1959; Williams e Cook, 1961; Monnier, 1965; Toderi e Cacchi, 1973).

Un ruolo importante dell'azione della materia organica sulla stabilizzazione della struttura è svolto dagli ioni del ferro e dell'alluminio (Monnier, 1965, Mbagwu e Bazzoffi, 1989).

La sola concimazione azotata detta minerale determina piccoli cambiamenti della stabilità di struttura (L. Cavazza, 1959; L. Giardini e Dell'Agnola, 1973).

A tutti questi processi si sovrappongono le numerose e complicate azioni di avvicendamenti e tecniche colturali, di variazioni climatiche cicliche e fluttuanti ed ogni loro interazione.

Si intende contribuire a chiarire il problema.

MATERIALI E METODI

Di una prova effettuata a Cadriano (Granarolo, BO), su entisuolo di origine alluvionale (dati in Tab. 1), iniziata nel 1966 e tuttora in atto con una successione colturale mais-frumento, sono state prese in considerazione le annate 1982 e 1983. Vi erano confrontate, con schema a parcelle suddivise e quattro ripetizioni: un testimone senza applicazione di materiale organico, la concimazione letamica, la concimazione con liquami bovini e l'interrimento di residui vegetali (stocchi di mais o paglia di frumento oltre ai residui

* Istituto di Agronomia generale e Coltivazioni erbacee, Università di Bologna.

TAB. 1. Caratteristiche fisiche e chimiche del terreno su cui si è sperimentato (Cadriano, BO)

Sabbia grossa ($2 > \phi > 0,2$ mm)	in % t.f.	2,58
Sabbia fine ($0,2 > \phi > 0,02$ mm)	"	41,85
Limo ($0,02 > \phi > 0,002$ mm)	"	26,34
Argilla ($\phi < 0,002$ mm)	"	29,23
Reazione chimica (pH)		6,75
Calcicare al calcimetro	"	tracce
Sostanza organica (Met. Lotti)	"	0,98
Azoto totale (Met. Kjeldahl)	in % t.f.	0,76
P ₂ O ₅ assimilabile (Met. Bray) in ppm	t.f.	73,10
K ₂ O scambiabile	"	125,00
Rapporto C/N	"	7,50
Abbondanza relativa dei fillosilicati (determ. da G.G. Ristori, FI)		
Caolinite		+
Illite		++
Smectite		+++
Vermiculite		+

TAB. 2. Composizione media dei materiali organici interrati

	Sost. org. % secco	C % secco	N % secco	C/N
Letame	65,50	38,08	2,0	19,04
Liquami	63,59	36,97	2,0	18,48
Paglia	90,60	52,67	0,54	97,53
Stocchi	68,24	39,67	0,94	42,20

radicali), combinati con quattro livelli di concimazione azotata (0-100-200-300 kg/ha di azoto somministrato sotto forma di nitrato ammonico).

Dosi di materiali organici (composizione media in Tab. 2): 6 t/ha di s.s. quando si interravano paglie di frumento e 7,5 t/ha quando si interravano gli stocchi di mais.

Dopo la raccolta e prima dell'aratura, si è proceduto al prelevamento, ad una profondità tra 5 e 20 cm da ciascuna parcella, di campioni, da cui sono stati separati gli aggregati tra 2 e 1 mm per determinarne la stabilità di struttura all'azione dell'acqua con il metodo di Tiulin-Meyer modificato (Cavazza e Linsalata, 1969) e combinato coi pretrattamenti di Hénin (1973).

Dopo il trattamento in acqua, la frazione rimasta sul setaccio con fori di 0,2 mm veniva seccata, pesata e quindi lavata sotto un getto d'acqua, lavorando con le dita finché l'acqua di lavaggio non risultava completamente limpida. Successivamente se ne determinava il peso secco. Inoltre da questo residuo si sono spostati Al e Fe dai complessi organici mediante trattamento con soluzione acquosa di pentano 2-4 dione o acetilacetone (metodo di Giovannini e Sequi, 1976), ottenendone, dopo lavaggio, essiccamento e pesata il peso della sabbia vera (s_v).

kg/ha di
 ando si
 s.
 onfondità
 gati tra 2
 di Tiulin-
 di Hénin
 m veniva
 él'acqua
 minava il
 organici
 (metodo
 a il peso

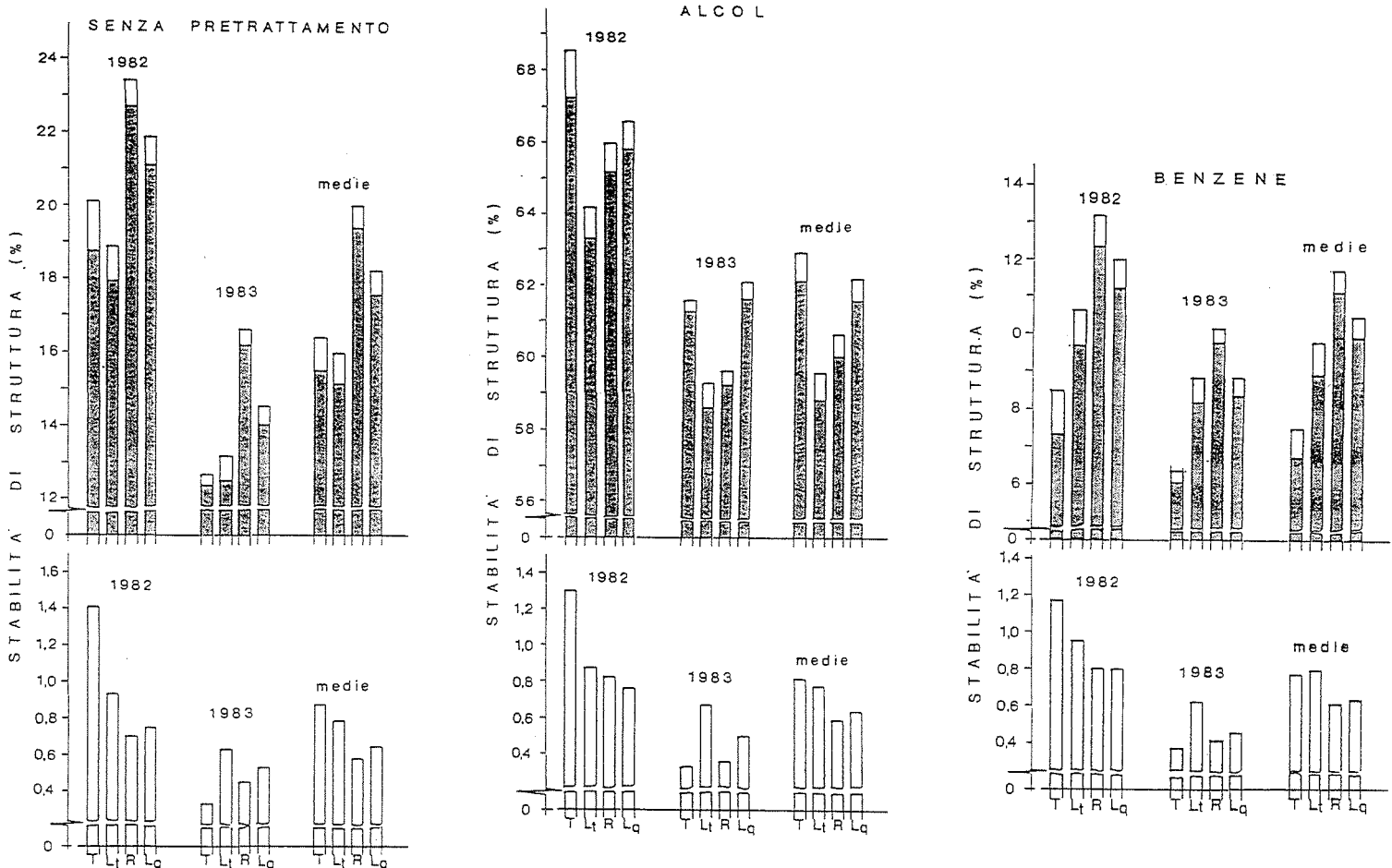


Fig. 1 - Indice di stabilità di struttura dopo un sedicennio di diversa ininterrotta applicazione di materiale organico al terreno. Da sinistra: senza pretrattare i campioni; previo pretrattamento con alcol; idem con benzene. Le porzioni bianche delle colonne rappresentano gli aggregati stabili anche alla manipolazione meccanica in acqua corrente; esse sono riportate, ingrandite, nei grafici sottostanti.

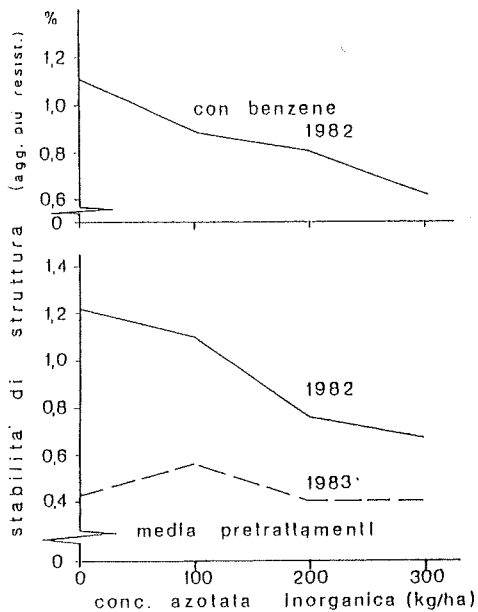


Fig. 2 - Influenza della concimazione inorganica azotata sulla stabilità di struttura di aggregati stabili anche alla manipolazione meccanica in acqua corrente.

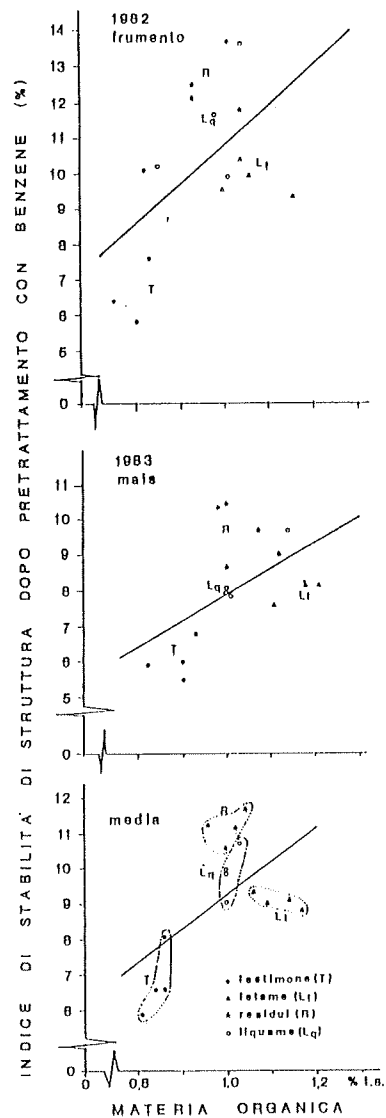


Fig. 3 - Relazione tra stabilità di struttura e contenuto di materia organica del terreno come conseguenza dei trattamenti applicati per circa un sedicennio.

TAB. 3. Influenza dell'apporto di materiali organici sul contenuto in materia organica e sul pH del terreno

Trattamento con materiale organico	Materia organica %		pH
	Media del biennio 1982-83	Media dodicennio 1973-85	Media del biennio 1982-83
Testimone	0,83	0,88	6,75
Letame	1,22	1,13	7,00
Liquame	1,00	1,03	6,81
Residui Colturali	1,00	1,01	6,74

RISULTATI

Dalla Fig. 1 si rileva che, senza pretrattamento, in seguito ad una continua concimazione letamica (L_t) per 16 anni consecutivi, la stabilità di struttura non è risultata significativamente diversa da quella del testimone. Un effetto molto favorevole mostra invece l'interramento dei residui colturali in entrambi gli anni. La somministrazione di liquame (L_q) ha avuto effetti intermedi. Non significativo è risultato l'effetto della concimazione azotata inorganica.

Facilita l'interpretazione di questi risultati, la constatazione che in seguito al trattamento con etanolo si trova, almeno come media biennale, un deciso aumento di stabilità nel testimone che, insieme al trattamento col liquame, risulta superiore agli altri due. Ciò suggerisce l'intervento di una causa diversa dall'azione legante della materia organica, (effetto del pH o di costipamento). Dal confronto con i dati ottenuti in seguito a trattamento con benzene risulta che il letame esplicherebbe una qualche azione favorevole per effetto del suo contenuto in materia organica ma anche un'azione piuttosto sfavorevole di altra natura.

Dalla Fig. 1, si rileva ancora che di tutti gli aggregati stabili all'azione idrodinamica dell'acqua, una piccola parte (in bianco nelle figure) è costituita da aggregati resistenti anche alla manipolazione sotto corrente d'acqua. Questa frazione è decisamente maggiore nel testimone nel 1982; è un po' più grande col letame. L'effetto della concimazione inorganica azotata sui suddetti aggregati (Fig. 2) conferma in generale la scarsa influenza della concimazione inorganica sulla stabilità di struttura.

La materia organica (Tab. 3) è aumentata soprattutto in seguito alla letamazione (+ 47% rispetto al testimone come media del biennio); è minima nel testimone senza aggiunta di materiali organici ed è intermedia in seguito allo spargimento dei liquami o all'interramento dei residui colturali. Del tutto trascurabile è l'influenza della concimazione inorganica.

L'interramento del letame ha avuto un lieve effetto alcalinizzante (Tab. 3); intermedio l'effetto del liquame e praticamente nullo quello dell'interramento dei residui colturali, mentre la concimazione con nitrato ammonico ha esplicato un lieve effetto acidificante.

Sui campioni non pretrattati non si rinviene nessuna significativa relazione tra stabilità di struttura, m.o. e pH. Dopo pretrattamento con benzene, si trova invece una significativa correlazione tra stabilità di struttura e contenuto in m.o. (Fig. 3) essenzialmente come effetto medio dell'aumento di m.o. rispetto al testimone. Rispetto al valore atteso sulla base del contenuto in m.o., il letame ha avuto minore efficacia sulla struttura, mentre migliore di tutti è stato l'interramento dei residui vegetali; intermedio sotto entrambi gli aspetti è stato l'effetto dello spargimento del liquame.

Sulla produzione areica (per i sei ultimi cicli produttivi) l'effetto della sola concimazione inorganica azotata risulta notevolissimo, mentre del tutto trascurabile è l'effetto dell'interramento annuale di tutta la produzione di paglie o stocchi di mais (concordamente con L. Giardini et al., 1973). L'azione del letame, invece, si traduce prevalentemente in un effetto comparabile a quello che si ottiene con un aumento della concimazione inorganica anche molto importante e, entro ampi limiti, surrogabile con questa ai fini produttivi, il che è in buon accordo con i risultati di Flaig et al. (1977).

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Nel complesso i risultati ottenuti a sedici anni dall'inizio della prova si lasciano così schematizzare: la letamazione si è dimostrata il trattamento più efficace nell'aumentare il contenuto in materia organica dei terreni; l'interramento dei residui è il più efficace nell'aumentare la stabilità di struttura all'azione dell'acqua; ai fini produttivi ciò che domina è la liberazione di azoto, che, con risultati in linea di massima analoghi, può essere surrogata dalla concimazione inorganica.

Bibliografia

- BONCIARELLI F., CIRICIOFOLO E.: "Decomposizione in campo di residui organici di diversa specie". *Riv. Agronomia*, 148-156, 1972.
- CAVAZZA L.: "Azione della paglia interrata sulla struttura del terreno agrario". *Ann. Fac. Agr. BA*, 1-21, 1959.
- CAVAZZA L.: *Fisica del terreno agrario*. Ed. UTET, 1981.
- CAVAZZA L. e LINSALATA D.: "Misura della stabilità di struttura del terreno". *Riv. di Agron.* 3, 50, 1969.
- FLAIG W., NAGAR B., SÖCHTIG H., TIETJEN C.: *Organic materials and soil productivity*. FAO, Soils Bull. n. 35, 1977.
- GIARDINI L.: "Influenza dell'interramento degli stocchi di granoturco e della paglia di frumento sulla produzione di mais e su alcune caratteristiche del terreno". *Riv. Agron.* 2-3, 77-88, 1971.
- GIARDINI L., DELL'AGNOLA G.: "Influenza delle concimazioni letamica, minerale e del sovescio su alcune caratteristiche del terreno e correlazione con la produzione". *Riv. Agron.* 205-213, 1973.
- GIOVANNINI G., SEQUI P.: "Iron and aluminium as cementing substances of soil aggregates. I Acetylacetone in benzene as an extractant of fractions of soil iron and aluminium". *J. Soil Sci.*, 27, 140-147, 1976.
- HÉNIN S., MONNIER G., COMBEAU A.: "Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols". *Ann Agron.*, 9, 73-92, 1958.
- HÉNIN S., GRAS R., MONNIER G.: *Il profilo colturale*. Edagricole, 1973.
- MBAGWU J.S.C., BAZZOFFI P.: *Effect of freezing and thawing on the stability of soil aggregates treated with organic wastes*. Cold Reg. Sci. Techn., 16, 191-199, da Soils and Fert. 1989, 52, 5936, 1989.
- MONNIER G.: *Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols*. Thèses Inst. Rech. Agronom, 1965.
- TODERI G., CACCHI D.: "Influenza della concimazione e della successione colturale su

zione
ell'in-
e con
in un
anica
il che

sostanza organica, azoto e stabilità della struttura del terreno e sulle rese delle colture".
Riv. Agron. 99-103, 1973.

WILLIAMS R.J.B., COOK G.W.: "Some effects of farmyard manure and of grass residues on
soil structure". *Soil Sci.* 30-39, 1961.

o così
tare il
ficace
ò che
essere

iversa

a. *Fac.*

Agron.

FAO,

glia di

Agron.

e del

". *Riv.*

egates.

hium".

ale des

regates

. 1989,

es Inst.

rale su

Fertilizzazione delle colture con concimi minerali e compost: accumulo di metalli pesanti nel terreno e nei vegetali*

M. Zamborlini**, S. Facco**, D. Canepa**, F. Franzin**

Riassunto – Nel corso di una sperimentazione agronomica quadriennale è stata studiata la dinamica dei metalli pesanti in un terreno trattato con compost da RSU, fanghi di depurazione, letame e concimi minerali. I risultati indicano che l'uso di compost e fanghi aumenta significativamente la dotazione e la disponibilità nel terreno di alcuni metalli. Il lavoro ha permesso di valutare anche gli assorbimenti dei metalli pesanti da parte di alcune colture: mais, bietola da taglio, fagiolo e patata e la loro distribuzione in vari organi. In particolare sulla bietola da taglio sono stati evidenziati maggiori assorbimenti di Zn, Pb e Cd in relazione ai trattamenti effettuati con compost e fanghi. La fertilizzazione minerale non ha influito sul contenuto e disponibilità dei metalli nel suolo e sul loro assorbimento nei diversi tessuti vegetali.

INTRODUZIONE

L'utilizzo in agricoltura dei reflui urbani è stato oggetto di numerosi studi e sperimentazioni e la Comunità Europea e diversi Organismi nazionali hanno promosso lavori di ricerca destinati a fornire una base scientifica ad atti legislativi volti a regolamentarne l'uso.

Particolare attenzione è stata dedicata al problema dei metalli pesanti, presenti nella generalità dei reflui, a causa della loro potenziale tossicità.

Su tali argomenti è stata condotta una sperimentazione di campo quinquennale avente lo scopo di valutare su un terreno coltivato gli effetti di trattamenti con alte dosi di prodotti di riciclaggio in confronto con normali pratiche di concimazione minerale.

In questo lavoro vengono riportati i risultati di quattro anni di sperimentazione riguardanti lo studio della dinamica di alcuni metalli pesanti. In particolare l'attenzione è stata concentrata sulla valutazione dell'accumulo nel terreno di elemento totale e assimilabile e degli assorbimenti da parte delle colture vegetali.

MATERIALI E METODI

La sperimentazione di campo è stata condotta dal Centro Regionale di Sperimentazione Agraria (CRSA) di Udine su un appezzamento di terreno sito in località Aiello (Del Zan et al., 1986; Del Zan, 1989).

Trattasi di un cambisuolo (FAO/UNESCO) franco calcico avente una dotazione media di sostanza organica.

Ogni anno sono state coltivate le seguenti specie vegetali: mais, bietola, patata e fagiolo in diverse rotazioni.

La concimazione annuale è stata effettuata in un'unica soluzione in primavera. I 12

* Ricerca eseguita con il contributo del C.N.R. – Progetto IPRA – Sottoprogetto 1.

** AGRIMONT S.p.A. – Ricerca Fertilizzazione

trattamenti previsti nel piano sperimentale a blocchi randomizzati con 4 ripetizioni e le relative quantità applicate sono riportati in Tab. 1.

Per i prodotti organici è stata considerata una disponibilità dell'azoto a breve termine pari al 20% del contenuto totale e su questa base è stato calcolato il dosaggio dei diversi prodotti.

L'analisi del contenuto totale in metalli pesanti nel terreno, negli ammendanti, nei concimi minerali e negli organi vegetali è stata effettuata secondo il metodo CNR-IRSA (1985).

Sui terreni campionati dopo il raccolto è stato valutato anche il contenuto in metalli estraibili con EDTA e con DTPA secondo i metodi UNICHIM (1985).

RISULTATI E DISCUSSIONI

I risultati di seguito riportati sono relativi alle tesi 1, 3, 4, 7, 10 e 12 ed ai primi 4 cicli colturali.

Gli apporti globali di metalli pesanti nel quadriennio 83-86 in funzione del tipo di trattamento sono riassunti in Tab. 2. Dall'esame dei valori si notano le notevoli diversità tra prodotti di riciclaggio e concimi minerali.

Terreni

Le analisi del terreno alla conclusione del IV anno di sperimentazione indicano, per la quasi totalità dei metalli pesanti, un aumento significativo ($P = 0,05$) della dotazione totale e soprattutto della frazione estraibile con EDTA e DTPA (Tab. 3).

Tra le quantità apportate, espresse come elemento totale, e le concentrazioni totale ed estraibile con EDTA e DTPA rilevate nei quattro anni sono state inoltre riscontrate correlazioni statisticamente significative (Tab. 4).

Il maggior incremento delle forme estraibili con EDTA e DTPA rispetto al totale, sembra confermare l'ipotesi suggerita da Petruzzelli et al. (1989) sulle modificazioni della biodisponibilità dei metalli pesanti derivanti dall'aggiunta di compost.

Infatti anche per metalli come Cd, Ni e Cr, i cui apporti sono stati molto scarsi, si è notato comunque un aumento statisticamente significativo delle frazioni assimilabili.

In particolare si segnala per la frazione estraibile in EDTA un aumento variabile dal 34 al 54% per il Pb, dal 75 al 100% per il Cd mentre per la frazione estraibile in DTPA l'aumento varia dal 5 al 27% per il Pb, dal 40 al 60% per il Cd e dall'1 al 4% per il Ni.

Infine si osserva che la concimazione minerale non incrementa né la dotazione in metalli pesanti totale né quella assimilabile.

Vegetali

Il contenuto di metalli pesanti nei vegetali è risultato diverso a seconda della specie, degli organi interessati e dell'elemento considerato. La concentrazione in Cd è risultata maggiore nella patata e bietola rispetto al mais e fagiolo, il Pb si concentra meno nella granella e nel tubero rispetto alle parti aeree mentre lo Zn ha un comportamento molto più lineare.

TAB. 1. Fertilizzanti impiegati nella sperimentazione: descrizione e quantità applicate

Tesi	Descrizione	Apporti medi annui (t ha ⁻¹)
1	Testimone	-
2	Ammonio Nitrato (N 100 kg/ha) Superfosfato (P ₂ O ₅ 75 kg/ha) K ₂ SO ₄ (K ₂ O 150 kg/ha)	1,06
3	Ammonio Nitrato (N 200 kg/ha) Superfosfato (P ₂ O ₅ 150 kg/ha) K ₂ SO ₄ (K ₂ O 300 kg/ha)	2,12
4	Compost da RSU (pari a 200 kg/ha di N)	169,3
5	Compost immaturo da RSU (pari a 200 kg/ha di N)	188,6
6	Compost raffinato da RSU (pari a 200 kg/ha di N)	126,0
7	Stallatico (pari a 200 kg/ha di N)	144,0
8	Compost da RSU + fanghi (pari a 100 kg/ha di N)	100,6
9	Compost da RSU + fanghi (pari a 200 kg/ha di N)	201,2
10	Compost da RSU + fanghi (pari a 300 kg/ha di N)	301,8
11	Tesi 8 + Tesi 2	101,7
12	Tesi 8 + Tesi 3	103,7

† Del Zan, 1989

TAB. 2. Apporti cumulati (1983-1986) di metalli pesanti (kg/ha) in funzione del tipo di fertilizzazione

Tesi	Metalli pesanti							
	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr
1	-	-	-	-	-	-	-	-
3	4,2	0,03	0,47	0,03	0,01	0,006	0,07	0,21
7	273	35,9	66,5	27,3	1,44	0,81	1,34	2,15
12	3808	137	192	54,6	90,3	0,45	8,4	1,06
4	4716	283	404	87,5	164	1,11	12,9	17,1
10	11419	412	575	163,7	271	1,33	24,9	31,1

TAB. 3. Metalli pesanti nel suolo dopo 4 anni di sperimentazione (mg/kg)

Elemento	Tesi 1 [†]	3	7	12	4	10
		T O T A L E				
Fe (X)	1,97 ^a	2,02 ^a	1,97 ^a	1,88 ^a	2,13 ^a	1,89 ^a
Mn	718 ^a	712 ^a	706 ^a	710 ^a	718 ^a	667 ^a
Zn	62,3 ^a	65,5 ^a	76,8 ^a	91 ^b	139 ^c	170 ^d
Cu	32,7 ^a	34,0 ^a	38,5 ^{ab}	43,5 ^b	65,3 ^c	66,5 ^c
Pb	19,0 ^a	20,3 ^a	24,7 ^a	36,3 ^b	64,7 ^c	58,6 ^c
Cd	0,52 ^a	0,58 ^a	0,61 ^{ab}	0,70 ^b	0,58 ^a	0,70 ^b
Ni	60,4 ^a	63,5 ^a	64,5 ^a	62,5 ^a	63,5 ^a	57,0 ^a
Cr	31,1 ^a	33,5 ^a	39,5 ^b	35,0 ^{ab}	34,8 ^{ab}	38,5 ^b
		E D T A				
Fe	203 ^a	206 ^a	240 ^a	300 ^b	337 ^b	459 ^c
Mn	303 ^a	296 ^a	310 ^a	353 ^b	357 ^b	305 ^a
Zn	3,8 ^a	3,7 ^a	11,0 ^b	21,3 ^b	45,0 ^c	83,3 ^d
Cu	7,9 ^a	8,3 ^a	10,2 ^a	14,3 ^b	20,0 ^c	27,5 ^d
Pb	6,5 ^a	7,6 ^a	7,7 ^a	15,8 ^b	34,1 ^c	31,5 ^c
Cd	0,42 ^a	0,49 ^a	0,53 ^a	0,60 ^{ab}	0,54 ^a	0,61 ^b
Ni	3,84 ^a	3,6 ^a	4,6 ^c	5,0 ^d	4,4 ^{bc}	4,3 ^b
Cr	0,35 ^a	0,36 ^a	0,34 ^a	0,35 ^a	0,59 ^b	0,60 ^b
		D T P A				
Fe	16,4 ^a	14,8 ^a	23,0 ^b	23,8 ^b	36,8 ^c	53,8 ^d
Mn	24,1 ^a	21,5 ^a	26,5 ^{ab}	23,5 ^a	28,8 ^b	27,8 ^b
Zn	1,08 ^a	1,10 ^a	4,05 ^{ab}	8,5 ^b	20,1 ^c	29,0 ^d
Cu	3,60 ^a	4,05 ^a	5,35 ^{ab}	7,13 ^b	11,18 ^c	16,05 ^d
Pb	0,83 ^a	1,17 ^a	1,55 ^a	7,2 ^b	17,3 ^d	9,7 ^c
Cd	0,22 ^a	0,21 ^a	0,27 ^b	0,25 ^b	0,33 ^c	0,37 ^c
Ni	0,56 ^a	0,91 ^a	1,55 ^b	1,30 ^b	1,92 ^c	2,20 ^d
Cr	< 0,005 ^a	< 0,005 ^a	< 0,005 ^a	< 0,005 ^a	< 0,005 ^a	< 0,005 ^a

I valori contraddistinti da lettere diverse in ciascuna riga sono significativamente diversi a P = 0,01.

† valore medio di cinque anni compreso il 1982.

TAB. 4. Coefficienti di correlazione lineare (r^2) fra metallo totale apportato e metallo totale ed assimilabile nel terreno ($P = 0.05$)

Metallo Frazione	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr
Totale	n.s.	n.s.	0,963	0,785	0,828	n.s.	n.s.	n.s.
EDTA	0,842	n.s.	0,966	0,925	0,858	n.s.	n.s.	0,725
DTPA	0,737	n.s.	0,959	0,940	0,686	0,451	0,497	n.s.

Gli apporti di metalli pesanti derivanti da prodotti compostati hanno influito significativamente sulla bietola da taglio.

Su questa coltura infatti si sono osservati assorbimenti di Zn, Cd e Pb statisticamente superiori rispetto alla tesi addizionata di concimi minerali.

Nel trinciato di mais, nel fagiolo e nella parte aerea della patata trattati con la tesi 10 è stato inoltre osservato un incremento di concentrazione di Zn statisticamente significativo.

Mentre l'aumento di concentrazione al variare dell'apporto di metalli pesanti è evidente, non sono stati osservati incrementi di assorbimento legati alle dotazioni del terreno via via crescenti.

CONCLUSIONI

L'utilizzo in agricoltura di compost può rappresentare un valido mezzo per fornire sostanza organica al terreno.

I risultati della sperimentazione condotta dal CRSA di Udine evidenziano tuttavia un notevole apporto di metalli pesanti da parte dei compost da RSU e da fanghi di depuratore.

Tale apporto, oltre all'aumento del contenuto totale nel suolo, determina un incremento della frazione estraibile in soluzioni chelanti, della frazione cioè che si ritiene disponibile per l'assorbimento vegetale.

Tale incremento varia dal 45% del Cd estratto con EDTA sino al 2500% dello Zn estratto con DTPA.

Tuttavia allo stato attuale della sperimentazione tale incremento non è ancora correlato all'assorbimento da parte delle colture allo studio.

In ogni caso la distribuzione del compost deve essere vincolata alla conoscenza delle forme chimiche dei metalli pesanti in esso contenuti e dalle proprietà del corpo ricettore.

Non è tuttavia ipotizzabile una somministrazione indiscriminata di prodotto di riciclaggio col rischio, come affermato da De Haan (1989), "di saturare la capacità tampone di un suolo poiché dalla qualità del suolo dipenderà la qualità della vita delle future generazioni".

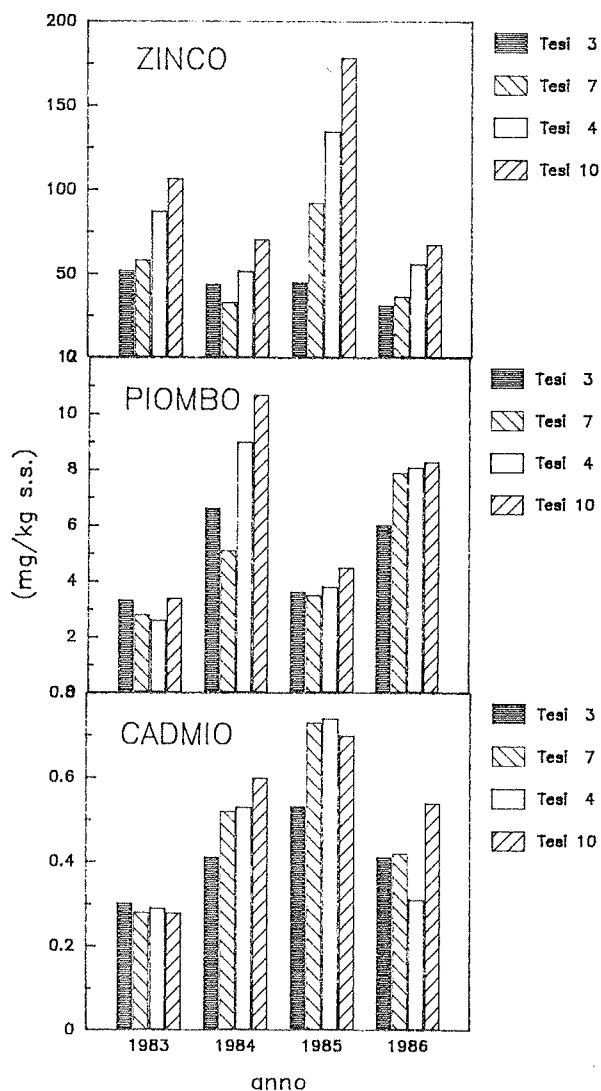


Fig. 1 - Concentrazione di alcuni metalli pesanti nella bieta da taglio (ultimo sfalcio).

Bibliografia

CNR-IRSA: Metodi di analisi per i fanghi. Manuale n° 64, 1985.

DE HAAN F.A.M.: *General aspects of compost uses in agriculture (with respect to soil quality)*. In "Compost Production and use", Simposio Internazionale, Trento 166-177, 1989.

DEL ZAN F., BARUZZINI L., CANDOTTI M., TASSETTI I., BARGUT G.: *Measuring a maize crop with composts obtained from different technological processes: short-term effects on soil-plant system*. "Compost: production, quality and use". De Bertoldi, Ferranti, L Hermite, Zucconi (Eds.) Elsevier Applied Science, London 546-555, 1986.

di alcuni
taglio (ul-

- DEL ZAN F.: *Prove agronomiche di compost diversi per origine e tecnologia produttiva: effetti indotti a breve termine su terreni e su quattro colture erbacee*. In "Compost: production and use", Simposio Internazionale, Trento 252-270, 1989.
- PETRUZZELLI G., LUBBRANO L., GUIDI G.: "Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four year compost treated soil". *Plant and Soil* 116: 23-27, 1989.
- UNICHIM: *Analisi dei terreni agrari - Parte I - Metodi manuali - Manuale n° 145*, 1985.
- VIGNA GUIDI G., PINI R., PETRUZZELLI G.: *Effetti del compost sulle caratteristiche chimiche e fisiche del terreno*. In "Compost: Production and use", Simposio Internazionale, Trento 200-220, 1989.

ct to soil
166-177,

maize crop
effects on
erranti, L

La biomassa di *Azolla*, un biofertilizzante alternativo per la coltura del pomodoro

F. Milicia*, F. Favilli**

Riassunto – In questo lavoro vengono riferiti i risultati di una sperimentazione in campo effettuata presso il Centro Sperimentale delle Sibaritide dell'Ente di Sviluppo Agricolo per la Calabria (ESAC) sull'impiego della biomassa di un ceppo locale di *Azolla filiculoides* come biofertilizzante azotato nella coltivazione del pomodoro. Le valutazioni effettuate alla raccolta, hanno dimostrato che la biomassa di *Azolla* può sostituire parzialmente o totalmente la concimazione minerale azotata con effetti positivi sulla produttività finale e sulle caratteristiche del pomodoro.

INTRODUZIONE

Le proprietà biofertilizzanti dell'*Azolla*, piccola felce acquatica vivente in simbiosi con un cianobatterio diazotrofico, sono da tempo ben conosciute ed utilizzate nella risicoltura dei Paesi tropicali. In Italia esperienze indirizzate allo sviluppo della coltura di *Azolla* ed alla sua utilizzazione in agricoltura come biofertilizzante azotato, iniziate alla fine degli anni 70 dal Dipartimento di Scienze e Tecnologie Alimentari e Microbiologiche dell'Università di Firenze e continuate in collaborazione con l'Ente Regionale di Sviluppo Agricolo della Calabria, hanno portato a conseguire risultati promettenti confermando l'alta potenzialità dell'*Azolla* come biofertilizzante per il riso e posto le premesse per la sua applicazione ad altre colture agrarie (Margheri et al., 1979; Vincenzini et al., 1985; Favilli et al., 1988).

Nel presente lavoro vengono riportati i primi risultati sull'applicazione della biomassa di *Azolla filiculoides* come biofertilizzante azotato alla coltura del pomodoro.

MATERIALI E METODI

La sperimentazione è stata condotta presso il Centro Sperimentale Dimostrativo della Sibaritide dell'ESAC a Sibari (CS) utilizzando il ceppo locale di *Azolla filiculoides*, già impiegato in esperienze di biofertilizzazione della coltura del riso. La biomassa di *Azolla* è stata prodotta coltivando la felce in vasche di terra di 500 m di superficie secondo una tecnica sperimentata in precedenza (Favilli et al., 1988).

Protocollo sperimentale. Per le prove di campo sono state allestite parcelle di 10 m², contenenti 20 piantine della varietà locale di pomodoro "Rubion" disposte su due file alla distanza di 35 cm lungo la fila e 130 cm fra le file.

La sperimentazione ha previsto 7 tesi, con 3 livelli di concimazione azotata, pari a 0-100 e 200 Kg di N ha⁻¹, apportati sotto forma di solfato ammonico e di biomassa di *A. filiculoides*.

* Ente di Sviluppo Agricolo della Calabria, Cosenza

** Dipartimento di Scienze e Tecnologie Alimentari e Microbiologiche, Sezione Microbiologia Applicata, Università di Firenze

Per ogni tesi sono state previste 3 ripetizioni.

La biomassa di *Azolla* è stata interrata 15 giorni prima del trapianto delle piantine di pomodoro. Al momento dell'interramento la biomassa di *Azolla* presentava un contenuto in azoto totale pari al 3,3% con il 92% di umidità.

Il giorno precedente al trapianto delle piantine di pomodoro è stata eseguita la concimazione fosfatica e potassica di base secondo le modalità raccomandate dalla pratica agronomica locale. Durante le varie fasi di sviluppo della coltura sono stati effettuati gli ordinari interventi fitosanitari e di tecnica agronomica.

Alla raccolta si è proceduto alla valutazione della produzione totale ed alla sua differenziazione in prodotto maturo, immaturo e deteriorato.

I rilevamenti biometrici e le valutazioni sui frutti sono stati condotti su campioni di 30 frutti prelevati da 6 piante scelte a caso (3 per ogni fila) da ogni parcella.

Un campione di 3 Kg per parcella è stato utilizzato per le determinazioni chimiche sul prodotto maturo.

RISULTATI

I risultati esposti (Tab. 1) indicano chiaramente che la coltura del pomodoro risponde positivamente alla biofertilizzazione con *Azolla*. La sola applicazione della biomassa di *Azolla*, a dosi equivalenti a 100 e 200 Kg N ha⁻¹, incrementa la produzione totale, rispetto al controllo, rispettivamente del 13.3 e del 21.2% mentre con le stesse dosi di azoto sottoforma di concime minerale l'incremento della produzione totale è stato del 14.9 e del 17.1%. L'applicazione combinata di biomassa di *Azolla* e di concime azotato minerale incrementa la produzione totale, rispetto al controllo, rispettivamente del 16.9 e 25.8%.

TAB. 1. Produttività totale e percentuali di prodotto maturo, immaturo e deteriorato

Tesi	Concimazione azotata (Kg N ha ⁻¹)	Produzione totale q ha ⁻¹	% Prodotto maturo	% Prodotto immaturo	% Prodotto deteriorato
1	0	608	40	52	8
2	Minerale (100)	699	50	31	19
3	<i>Azolla</i> (100)	689	65	23	12
4	Minerale (50) <i>Azolla</i> (50)	711	62	30	8
5	Minerale (200)	712	63	23	14
6	<i>Azolla</i> (200)	737	65	30	5
7	Minerale (100) <i>Azolla</i> (100)	765	67	22	11

I trattamenti con *Azolla*, anche se non hanno influenzato le caratteristiche organolettiche del prodotto finale che sono risultate dello stesso ordine di grandezza di quelle rilevate sul prodotto non trattato (Tab. 2) hanno anticipato la maturazione dei frutti e ridotto la quantità di prodotto deteriorato.

TAB. 2. Analisi chimiche sul prodotto maturo

Tesi	pH	Acidità tot. in % ac. citr. crist.	Zuccheri riduttori	Residuo secco tot.	Residuo ottico
1	5,26	0,73	3,09	3,87	6,10
2	5,31	0,70	3,12	4,46	6,00
3	5,26	0,81	3,15	3,51	5,82
4	5,27	0,76	3,05	3,76	5,89
5	5,30	0,73	3,16	4,32	5,98
6	5,25	0,65	3,16	4,83	5,60
7	5,22	0,69	3,21	5,05	5,70

CONCLUSIONI

I risultati ottenuti suggeriscono che gli effetti favorevoli esercitati dall'*Azolla* sul pomodoro possano ascriversi non solo all'azoto liberato dalla decomposizione della biomassa ma anche a sostanze promotrici la crescita sintetizzate dall'endofita cianobatterico e rilasciate durante la lisi cellulare. Ciò sarebbe in accordo con quanto osservato da vari autori sugli effetti fitostimolanti esercitati da sostanze biologicamente attive prodotte da microrganismi fotosintetici (Venkataraman e Neelakantan, 1967; Kobayashy e Tchan, 1973; Florenzano et al., 1978 e Balloni et al., 1986).

RICONOSCIMENTO

Ricerca finanziata dall'Ente di Sviluppo Agricolo della Calabria (Cosenza).

Bibliografia

- BALLONI W., GIOVANNETTI L., MARGHERI M. C., FAVILLI F.: *Ann. Microbiol.*, 36, 103-113, 1986.
 FAVILLI F., MILICIA F., BALLONI W., VINCENZINI M., MATERASSI R.: *Proc. of the First Intern. Symp. on Paddy Soil Fertility*. II, 841-846, Chang May, Thailand, December 6. 13. 1988.
 FLORENZANO G., BALLONI W., MATERASSI R.: *Zbl. Bakt. Abt II, Bd, 133*, 379-384, 1978.
 KOBAYASHI M., TCHAN Y.T.: *Water Research*, 7, 1219-1224, 1973.
 MARGHERI M.C., MATERASSI R., BALLONI W., PAOLETTI C.: *Agric. ITAL.*, 108, 199-210, 1979.
 VENKATARAMAN G.S., NEELAKANTAN S.: *J. Gen Appl. Microbiol.*, 13, 53-62, 1967.
 VINCENZINI M., MARGHERI M.C., SILI C.: *Plant and Soil*, 86, 57-67, 1985.

Dinamica di alcune caratteristiche fisico-chimiche del suolo e quantificazione dell'erosione in funzione dell'aggiunta di un compost da rifiuti solidi urbani e dell'impiego di diversi tipi di pneumatici agricoli.

Nota A: aspetti fisici ed idrologici.

P. Bazzoffi, I. Catone*, S. Pellegrini*, G. Bragato**

Riassunto— Nella Nota si riportano i primi risultati, relativi agli aspetti fisici ed idrologici, di una prova parcellare e di una prova di laboratorio miranti a quantificare le modificazioni indotte da un compost da RSU sulle caratteristiche fisico-chimiche del suolo, sui deflussi e sull'erosione; nonché sulla produzione di mais e sulla dinamica dei nutrienti e dei metalli pesanti. La prova in campo ha permesso di verificare sia l'effetto singolo che combinato con il compost dell'impiego di due diversi tipi di pneumatici agricoli sulle medesime caratteristiche. In generale il compost pare aver fatto aumentare la stabilità strutturale e diminuire sia il volume delle acque di deflusso che l'erosione del suolo; invece, non si sono riscontrati effetti significativi sulle altre caratteristiche fisiche studiate. Il compost da solo non pare in grado di sostenere la produzione di mais come la concimazione minerale. L'impiego di diversi tipi di pneumatici, anche in combinazione con l'impiego del compost, non produce differenze apprezzabili sulle caratteristiche fisiche del suolo indagata e sulla produzione.

INTRODUZIONE

Negli ultimi anni le molte ricerche rivolte allo studio dell'effetto dell'applicazione dei compost hanno fornito indicazioni sulle variazioni delle caratteristiche fisicochimiche e microbiologiche del suolo, mentre scarse sono rimaste le conoscenze sull'influenza dell'incorporazione dei compost nello strato arato sui deflussi superficiali e l'erosione (Ballif, 1990).

Al fine di contribuire a colmare la carenza di informazioni sull'interazione dei compost su questi fenomeni di superficie (e su altri parametri di interesse agronomico ed ambientale, quali le produzioni, il ciclo dei nutrienti e la dinamica dei metalli pesanti), nell'autunno 1988 si è iniziata una prova parcellare, attualmente in corso di svolgimento, nella quale il compost è stato applicato solamente all'inizio della prima annata agraria, per poterne studiare non solo l'effetto immediato ma anche l'evoluzione, negli anni successivi, della sua influenza su tali parametri. Nella prova in campo si è anche studiato l'effetto dell'uso di trattori a pneumatici tradizionali ed a pneumatici a battistrada largo e a bassa pressione, sui medesimi parametri. A completamento dell'esperimento parcellare, nel 1989 si è anche avviata una prova di laboratorio nella quale, mettendo a confronto due suoli e diversi livelli di compost ad essi applicati, si è tentato di definire quale fosse la minima quantità di ammendante capace di determinare modificazioni fisiche significative.

MATERIALI E METODI

Le prove sono state condotte nel Centro Sperimentale dell'ISSDS, a Fagna nel Comune

*Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, M.A.F., Firenze

di Scarperia (FI), su un suolo a tessitura argillosa-fine, calcareo, appartenente ad un'unica unità pedologica e classificato, secondo la Soil Taxonomy dell'USDA, come Udorthents tipico (Jannone et al. 1984). Il disegno sperimentale di campagna consiste in un insieme di 12 parcelle organizzate in 4 blocchi randomizzati incompleti, bilanciati (Cochran e Cox 1968). Le tesi (replicate tre volte) sono 4: 1) Suolo con aggiunta di compost; 2) Suolo senza aggiunta di compost; 3) Con aggiunta di compost ed utilizzo di trattori a pneumatici larghi a bassa pressione 4) Senza aggiunta di compost ed utilizzo di trattori a pneumatici ordinari. Le parcelle (di m 10 x 20, con il lato maggiore su una pendenza che varia da 13 a 20%) sono state isolate idraulicamente e munite di un dispositivo di nuova concezione (Bazzoffi; materiale non ancora pubblicato) per la misura ed il campionamento dei deflussi e dell'erosione. La coltura adottata è stata il mais in monocoltura (Triumph Var. Tiziano classe 200). Il compost, proveniente da RSU, presenta la composizione descritta in tab. 3 della nota B (Papini et al., sugli Atti di questo Convegno). Tale materiale è stato applicato, in un'unica somministrazione nell'ottobre 1988, su terreno preparato per la semina, in misura di t 4,5 per parcella e subito incorporato nei primi 10 cm mediante lavorazione con erpice rotativo. La semina ed il diserbo delle parcelle è stata eseguita con trattatrice FIAT DT 70-66 che montava, a seconda delle tesi, pneumatici tradizionali KLEBER (anteriori: SUPER 8, 11.2-24, 2 bar; posteriori: SUPER TRACSOL 18.4-30, 1.8 bar) oppure pneumatici a bassa pressione e battistrada largo TRELLEBORG (anteriori: TWIN 404 19.7-22.5, 1 bar; posteriori: TRACTOR 409, 23.1-26, 0.9 bar). L'aratura, negli anni successivi, è stata sostituita da una ripuntatura seguita da fresatura con rototerra; ciò per mantenere il compost in uno strato superficiale di spessore il più possibile costante nel tempo.

L'elaborazione dei dati parcellari, per le variabili influenzate dal trattamento con i diversi tipi di pneumatici, è stata fatta nei seguenti modi: (A) su schema a blocchi; (B) su schema fattoriale 2 x 2; invece, per i confronti ove non compariva il trattamento con pneumatici diversi si è proceduto all'analisi della varianza ad un criterio di classificazione. La prova di laboratorio, avviata nel settembre 1989, è un fattoriale 2 x 4 (2 suoli, 4 livelli di compost, 3 repliche). I quantitativi di compost applicati sono stati, (0%, 3%, 6%, 9%, in percentuale di peso secco di compost su peso secco di suolo). La tessitura apparente dei due terreni riportata in tab. 1 sub. C (nella colonna "0% COMPOST"). I due terreni sono stati prelevati dall'orizzonte A di due suoli: quello argilloso è stato preso in prossimità delle parcelle; l'altro ha una tessitura franca fine ed è classificato come Eutrochrept tipico (Jannone et al. 1984). I due terreni, sbriciolati meccanicamente e vagliati a 0,5 cm., sono stati mescolati a secco, con betoniera, per 30 minuti insieme al compost ed infine messi in cassette di legno (a fondo drenante; di dimensioni cm 100 x 50 x h20). In ogni cassa sono stati posti 100 Kg di miscela suolo-compost; quindi le 24 cassette sono state poste all'aperto, nel Centro sperimentale di Fagna, coperte da una reticella di plastica (maglia < 1mm) per smorzare l'azione battente della pioggia. Le analisi effettuate sono molteplici, quelle di cui si riferisce nel presente lavoro sono le seguenti: *Prova parcellare*: 1) Misura cumulativa dei deflussi e del materiale eroso nei 4 sottoperiodi descritti in Tab. 1. 2) Indici MWD di stabilità strutturale, (Kemper e Chepil, 1965) utilizzando aggregati fra 9.51 e 4.75 mm, inumiditi in due diversi modi: (A) rapidamente per immersione diretta; per ottenere un indice correlabile all'azione di forte distruzione della struttura causata da piogge intense o dall'irrigazione su terreno asciutto e (B) per risalita capillare; correlabile all'azione idrodinamica blanda di piogge poco erosive su terreno umido. 3) Massa volumica apparente secca (con bilancia idrostatica). 4) Limiti Plastico (PL) (Sowers, 1965) e Liquido (LL) (Sowers et al. 1960). 5) Porosimetria a mercurio (Danielson e Sutherland, 1986). 6) Distribuzione granulometrica apparente (Day, 1965). 7) Indice di Lavorabilità (Boekel, 1959; Dexter, 1988). *Prova di*

TAB. 1. Risultati sperimentali

A										
ELABORAZIONI A BLOCCHI RANDOMIZ. PROVA PARCELLARE:				COMPOST RUOTA LARGA	COMPOST RUOTA NORMALE	SENZA C. RUOTA LARGA	SENZA C. RUOTA NORMALE	SEPARAZIONE DELLE MEDIE TEST DI TUKEY MDS P=0.05		
DEFLUSSI POST-SEMINA 1989 l/parc.	5577	6769	9829	5137	B	AB	A	B		
EROSIONE POST-SEMINA 1989 g/parc.	42427	53908	108030	93926	C	BC	A	AB		
DEFLUSSI POST-SEMINA 1990 l/parc.	1090	1000	1362	1283	AB	B	A	AB		
EROSIONE POST-SEMINA 1990 g/parc.	32337	35447	34989	30077	A	A	A	A		
PRODUZIONE 1989 t/ha	5.05	5	6.03	6.34	B	B	A	A		
PRODUZIONE 1990 t/ha	2.81	2.41	3.08	3.05	A	B	A	A		
MASSA VOL. APPAR.SEC. 1 PASSAGGIO	1.93	2.07	1.91	1.94	A	A	A	A		
MASSA VOL. APPAR.SEC. 2 PASSAGGI	1.9	1.95	1.84	1.92	A	A	A	A		

B										
ANALISI VARIANZA AD 1 CRITERIO E ANALISI FATTORIALE PROVA PARCELLARE:										
	CON COMPOST	SENZA COMPOST	RUOTA LARGA	RUOTA NORMALE	SIGNIFICATIVITA' COMPOST	DELLE DIFFERENZE (P) RUOTE INTERAZ.				
LIMITE LIQUIDO % UMIDITA'	63.87 A	63.98 A			0.969					
LIMITE PLASTICO % UMIDITA'	22.78 A	22.61 A			0.827					
CAPACITA' DI CAMPO % UMIDITA'	32.94 A	30.59 A			0.212					
WORKABILITY PL/FC	0.693 A	0.748 A			0.259					
MAGGIO 1989 MWD INUMID.CAPILLARE	535.7 A	342.0 B			0.0001					
OTTOBRE 1989 MWD INUMID.CAPILLARE	500.0 A	348.7 B			0.0009					
MAGGIO 1990 MWD INUMID.CAPILLARE	472.1 A	419.9 A			0.07					
OTTOBRE 1990 MWD INUMID.CAPILLARE	446.7 A	419.2 A			0.32					
MAGGIO 1989 MWD INUMID.RAPIDO	413.5 A	194.0 B			0.0002					
OTTOBRE 1989 MWD INUMID.RAPIDO	423.4 A	236.7 B			0.005					
MAGGIO 1990 MWD INUMID.RAPIDO	338.2 A	287.2 A			0.398					
OTTOBRE 1990 MWD INUMID.RAPIDO	234.6 A	174.5 A			0.079					
POROSITA' TOT. >50-0.01 MIC mm3/g	130.9 A	125.5 A	129.9 A	126.4 A	0.092	0.26	0.27			
MACROPORI >50 MICRONS mm3/g	8.46 A	10.84 A	10.18 A	9.118 A	0.085	0.44	0.71			
MESOPORI 50-0.5 MICRONS mm3/g	15.42 A	12.84 A	13.83 A	14.43 A	0.116	0.71	0.85			
MICROPORI 0.5-0.01 MICRONS mm3/g	106.9 A	101.9 B	105.9 A	102.9 A	0.118	0.35	0.43			
DEFLUSSI PRE-SEMINA 1989 l/parc.	1094 A	1356 A			0.69					
EROSIONE PRE-SEMINA 1989 g/parc.	12321 A	19027 A			0.325					
DEFLUSSI POST-SEMINA 1989 l/parc.	6748 A	6908 A	8237 A	5419 A	0.949	0.272	0.1			
EROSIONE POST-SEMINA 1989 g/parc.	50882 B	98273 A	78268 A	70887 A	0.008	0.605	0.26			
DEFLUSSI PRE-SEMINA 1990 l/parc.	7456 B	15445 A			0.026					
EROSIONE PRE-SEMINA 1990 g/parc.	14037 B	30502 A			0.034					
DEFLUSSI POST-SEMINA 1990 l/parc.	1071 A	1296 A	1225 A	1142 A	0.11	0.53	0.53			
EROSIONE POST-SEMINA 1990 g/parc.	34820 A	31605 A	34161 A	32264 A	0.58	0.74	0.97			

C										
ELABORAZIONI SCHEMA FATTORIALE PROVA DI LABORATORIO:										
	0% COMPOST	3% COMPOST	6% COMPOST	9% COMPOST	TERRENO ARGILL.	TERRENO FRANCO	SIGNIFIC. DIFFERENZE (P) % COMPOST SUOLI INTERAZ.			
TERRENO FRANCO SABBIA %	50.1 A	51.1 A	51.9 A	51.8 A						0.77
TERRENO FRANCO LIMO GROSSO %	13.6 A	12.9 A	13.1 A	13.3 A						0.8
TERRENO FRANCO LIMO FINE %	21.7 A	21.6 A	21.9 A	21.9 A						0.99
TERRENO FRANCO ARGILLA %	14.5 A	14.2 AB	13.1 BC	13.0 C						0.03
TERRENO ARGILLOSO SABBIA %	5.5 A	12.2 B	11.2 B	11.0 B						0.07
TERRENO ARGILLOSO LIMO GROSSO %	9.5 A	13.8 A	9.6 A	9.6 A						0.38
TERRENO ARGILLOSO LIMO FINE %	40.7 A	42.2 A	38.6 A	39.5 A						0.61
TERRENO ARGILLOSO ARGILLA %	44.4 A	31.8 A	40.6 A	39.9 A						0.45
MWD INUMIDIMENTO RAPIDO	91 A	109 A	123 A	129 A	131 A	95 B	0.346	0.033	0.22	
MWD INUMIDIMENTO CAPILLARE	233 A	212 A	210 A	221 A	255 A	183 B	0.36	0.000	0.96	

NOTA: Analisi granulometrica senza distruzione della S.O.

laboratorio: 1) Indici MWD di stabilità strutturale. 2) Composizione granulometrica (Day, 1965).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Dai risultati, esposti sinteticamente nella Tab. 1, risulterebbe che nella prova parcellare il compost abbia sempre fatto diminuire i deflussi superficiali e l'erosione; la differenza è stata particolarmente evidente nel periodo seguente alle lavorazioni dell'ottobre 1989 e precedente alla semina del maggio 1990, raggiungendo un'elevata significatività statistica. Solo per il periodo post-semina del 1990 l'erosione è risultata leggermente più elevata nelle parcelle compostate; per interpretare questo fenomeno è necessario attendere i dati idrologici degli anni successivi. In generale, *su suolo nudo*, la diminuzione dei deflussi oscilla fra il 19% nel 1989 e il 52% nel 1990 e l'erosione diminuisce del 35% nel 1989 e del 54% nel 1990. Nei periodi post-semina, *con copertura vegetale*, i deflussi diminuiscono del 2% nel 1989 e del 17% nel 1990 mentre l'erosione diminuisce del 48% nel 1989 e aumenta del 9,2% nel 1990. La stabilità della struttura appare sempre più elevata nelle parcelle compostate, raggiungendo livelli di significatività solo nel corso del 1989 e l'effetto benefico dovuto al compost pare declinare nel tempo. L'uso di differenti pneumatici non sembra influire sui deflussi e sull'erosione e non pare interagire con il compost. Nella prova di laboratorio le uniche differenze statisticamente significative hanno interessato la granulometria (effettuata senza distruzione della S.O.); infatti con l'aggiunta di compost la frazione sabbiosa è aumentata in ambedue i terreni e ciò probabilmente a causa del forte quantitativo di questa frazione presente nel compost (57.9%). Per le altre caratteristiche fisiche che nelle due prove non sono state influenzate dai trattamenti vedasi la Tab. 1 (A, B, C).

RINGRAZIAMENTI

Per la fornitura del compost, la scelta e l'applicazione dei diversi pneumatici si ringrazia il Prof. Paolo Spugnoli, il Dr. Fabio Baldi ed il restante personale dell'Istituto di Meccanica Agraria dell'Università di Firenze.

CONTRIBUTI

Sperimentatori: Dr. P. Bazzoffi; ha impostato e diretto le ricerche, ha elaborato i dati. *Tecnici (prova parcellare) in ordine di contributo*: Dr. I. Catone; Dr. G. Bragato; Dr. S. Pellegrini. *Tecnici (prova di laboratorio)*: Dr. S. Pellegrini; Dr. I. Catone.

Bibliografia

- BALLIF J.L.: Cah. ORSTOM, sér. Pèdol., Vol. XXV, n. 1-2, pp 151-156, 1989-1990.
BOEKEL P.: Meded. Landb. Opzoek. Staat Gent, XXIV. p. 363-367, 1959.
COCHRAN W.C., COX G.M.: *Experimental Design*. pp. 376-378. J. Wiley & Sons London, 1968.

- (Day,
- DAY P.R.: In *Methods of soil analysis*. Part 2. Black C.A. (ed.) Am. Soc. of Ag. Madison Wisconsin pp. 545-566, 1965.
- DANIELSON E SUTHERLAND: In *Meth. of soil anal.* (1). Black C.A. (ed.) Am. Soc. of Ag. Madison Wisconsin. pp. 443-461, 1986.
- DEXTER A.R.: *Soil & Tillage Res.*, 11 pp. 199-238, 1988.
- KLUTE E DIRKSEN: In *Methods of soil analysis*. Parte 1. Black C.A. (ed.) Am. Soc. of Ag. Madison Wisconsin. pp. 687-734, 1986.
- INT. SOIL SCI. SOCIETY: In West Europ. Methods for Soil Struct. Determ. Cap. 6 pp. 32-34. Ed. Univ. di Ghent Belgio, 1967.
- JANNONE R., FERRARI G., RODOLFI G.: *Annali Ist. Sper. Studio e Difesa. Suolo (ISSDS)* Firenze. pp. 53-80, 1984.
- SOWERS G.F.: In *Methods of soil analysis*. Parte 2. Black C.A. (ed.) Am. Soc. of Ag. Madison Wisconsin pp. 391-399, 1965.
- SOWERS G.F., VESIC A., GRANDOLFI M.: Am. Soc. of Testing Material. *Spec. Thec. Pub.* 254. pp. 216-224, 1960.
- cellare
enza è
1989 e
tistica.
a nelle
i dati
efflussi
9 e del
ono del
umenta
parcelle
enefico
sembra
rova di
sato la
mpost la
el forte
ristiche
la Tab.
- ingrazia
eccanica
- to i dati.
o; Dr. S.
- 00.
- London,

Dinamica di alcune caratteristiche fisico-chimiche del suolo e quantificazione dell'erosione in funzione dell'aggiunta di un compost da rifiuti solidi urbani e dell'impiego di diversi tipi di pneumatici agricoli.

Nota B: nitrati e metalli pesanti nel terreno

R. Papini*, D. Bidini*, G. Brandi*

Riassunto – Nella prova si riportano i primi risultati sperimentali ottenuti con l'impiego di un compost (RSU) su una coltura di mais messo a confronto con la fertilizzazione minerale. Si riportano i dati della produzione, della disponibilità di azoto durante il ciclo vegetativo della coltura, il contenuto di cadmio, cromo e piombo nel suolo e nei prodotti vegetali. I risultati dell'andamento dei nitrati nel suolo nei primi 40 cm hanno messo in evidenza una scarsa mineralizzazione dell'azoto presente nel compost con conseguente minore produzione di mais rispetto ai fertilizzanti minerali, nonostante l'alta quantità di N apportata. Il contenuto di metalli (DTPA) è stato determinato dopo 3, 6, 12 mesi dal trattamento. Nel primo periodo le parcelle con il compost si differenziano per valori più elevati del contenuto in metalli, poi questa differenza si riduce notevolmente fino ad annullarsi quasi del tutto ad un anno dal trattamento. Sono stati anche determinati il contenuto totale dei metalli nella granella e negli stocchi.

INTRODUZIONE

L'uso del compost da RSU nella pratica agricola rende necessaria un'approfondita conoscenza della reale potenzialità fertilizzante di questo prodotto, e del rischio ambientale di accumulo di sostanze inquinanti sia nel suolo che nei materiali vegetali che il suo uso comporta.

Nella seguente nota viene preso in esame l'andamento del contenuto dei nitrati nel suolo durante il ciclo vegetativo di una coltura di mais trattata con compost da RSU, il contenuto dei metalli nel suolo e la loro presenza nei materiali vegetali.

MATERIALI E METODI

La prova è stata condotta negli anni 1989 e 1990 presso il Centro sperimentale di Fagna (Scarperia, FI) su un suolo classificato come Udorthens tipico, a granulometria argilloso-limosa (Jannone et al. 1984) e le cui caratteristiche fisico-chimiche sono riportate nella tab. 1.

Per quanto riguarda lo schema sperimentale di campo e altre notizie complementari a quelle che seguono, si fa riferimento alla nota A (Bazzoffi et al., Atti di questo convegno). In entrambi gli anni è stato coltivato un mais da granella di classe 200, con semina nell'ultima decade di maggio e senza irrigazioni. Le precipitazioni decadali durante il ciclo vegetativo delle due annate sono riportate nella tab. 2. Le parcelle trattate con il compost (225 t/ha in ottobre 1988) non hanno avuto alcuna fertilizzazione minerale, mentre le altre hanno ricevuto 200 kg/ha N, 150 di P_2O_5 , 150 di K_2O in presemina (metà maggio), e 100 di N (nitrato ammonico) in copertura (metà luglio).

*Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, M.A.F., Firenze

TAB. 1. Caratteristiche fisiche e chimiche del terreno

DETERMINAZIONE	MEDIA	C.V.%
Sabbia	5,5 %	
Limo grosso	9,5 %	
Limo fine	40,6 %	
Argilla	44,4 %	
Azoto totale*	1,23 %	8,9
Sostanza organica *	1,32 %	18,6
C/N	6 -	
Anidride fosforica totale*	1,51 %	15
Anidride fosforica assimilabile*	7,49 ppm	51,8
Ossido di potassio scambiabile*	240 ppm	60,1
Calcare**	22,71 %	21
pH (in H ₂ O)**	8,09	0,9
pH (in KCl)**	7,19	1,1

* n=48 ** n=12

TAB. 2. Precipitazioni decadali (mm) durante il ciclo colturale del mais nei due anni di prova

Mesi	1989				1990			
	I dec.	II dec.	III dec.	Totale	I dec.	II dec.	III dec.	Totale
Aprile	47	19	18	84	83	19	0	102
Maggio	0	0	0	0	16	2	19	37
Giugno	20	0	0	20	19	32	0	51
Luglio	98	34	0	132	1	17	1	19
Agosto	0	18	40	58	13	0	10	23
Settembre	90	0	0	90	16	28	11	55
Ottobre	0	0	0	0	39	52	59	150

La composizione del compost, le quantità di elementi nutritivi e di metalli apportati con la sua applicazione risulta dalla Tab. 3.

I campionamenti di terreno per l'analisi dei nitrati sono stati effettuati durante il ciclo vegetativo del mais ogni 20 giorni circa negli strati 0-20 e 20-40 cm di profondità. L'estrazione dei nitrati è stata effettuata in KCl 2M con rapporto suolo/estraente di 1/5 in agitatore per un ora. I nitrati sono stati determinati con l'Autoanalyzer Technicon. Sui campioni è stata misurata anche l'umidità in stufa a 105° e i risultati sono stati riferiti a terreno secco.

Il contenuto totale di metalli nel compost e nel mais è stato determinato con attacco in acido nitrico e perclorico in digestore Technicon. I metalli assimilabili sono stati determinati con estrazione in DTPA a pH 7,3 con TEA in rapporto suolo (o compost)/soluzione di 1/2,5 con un tempo di estrazione di due ore e successiva misura in AAS. In questa nota vengono presentati solo cadmio, cromo e piombo per i prelievi effettuati nell'arco di 12 mesi dal trattamento con compost e relativamente ai primi 10 cm del suolo.

L'elaborazione statistica dei dati produttivi del mais è stata effettuata secondo lo schema a blocchi bilanciati incompleti (confronto tra medie con test di Tukey). Per i nitrati e i metalli è stato trascurato il fattore "tipo di pneumatico" elaborando ogni singolo prelievo con 6 repliche invece di 3: fattoriale 2 trattamenti x 2 strati per i nitrati, previa trasformazione logaritmica; confronto tra medie con t di Student per i metalli.

Produzioni

Le produzioni di granella (Tab. 4) sono risultate nel complesso sempre più basse con il compost che con la fertilizzazione minerale e molto influenzate dalla piovosità estiva data la mancanza di irrigazione.

Nel 1989 dove c'è stata una buona piovosità estiva (300 mm) le produzioni di granella sono state di circa 6 t/ha per la concimazione chimica e 5 t/ha per il trattamento con il compost. Questa differenza è risultata significativa, mentre non lo è stata quella dovuta al tipo di pneumatico.

Nel 1990 la produzione è stata nettamente più bassa da un massimo di 3,5 t/ha per NPK-ruota larga ad un minimo di 2,41 t/ha per il compost-ruota normale. La superiorità delle tesi con concime chimico in questo caso è stata meno netta, infatti in un solo caso la produzione del compost è risultata statisticamente inferiore, perché la scarsa piovosità estiva (148 mm) non ha messo in grado la pianta del mais di utilizzare l'azoto del concime e quindi tutte le produzioni si sono appiattite a livelli bassi.

In nessuno dei due anni si sono avute differenze significative dei trattamenti sulla produzione di stocchi.

Nitrati nel terreno

Il contenuto di nitrati nel 1989 (Fig. 1) per i primi 20 cm ha messo in evidenza una netta differenza fra i due tipi di fertilizzazione. A seguito del trattamento con compost l'andamento dei nitrati è risultato piatto e sempre inferiore a 20 ppm N. La concimazione azotata, invece, ha innalzato il livello di N nitrico in modo drastico fino a superare i 100 ppm nell'arco di circa 40 giorni; in seguito, per effetto sia dell'assorbimento culturale sia delle abbondanti piogge della prima metà di luglio, il contenuto di nitrati si è ridotto a valori pari a quelli del compost; la successiva dose di concime (fine luglio) ha causato un nuovo aumento di nitrati che è stato notevolmente inferiore al primo e si è pressoché esaurito da fine agosto in poi, fino ai valori simili a quelli del compost.

Nel 1990 (Fig. 2) il compost ha manifestato un incremento di nitrati più marcato di quello del 1989, raggiungendo in estate circa 30 ppm N. La concimazione azotata ha provocato nel 1990 incrementi di nitrati un po' più bassi di quelli del 1989, intorno ad 80 ppm, ma con maggiore permanenza nel tempo dovuta alla minore piovosità. È risultata poi ben evidente anche la concimazione in copertura che, congiuntamente alla bassa asportazione del mais a causa della carenza idrica, ha fatto sì che i nitrati residui a fine coltura siano risultati più alti di quelli del 1989. Negli strati 20-40 cm, nonostante il livello di nitrati generalmente più basso, si sono mantenute in entrambi gli anni differenze fra compost e NPK simili agli strati superiori. È da notare che, durante tutto il ciclo del mais e in entrambi gli anni, sono risultati quasi sempre significativi gli effetti della fertilizzazione e dello strato di suolo esaminato; mentre la relativa interazione è stata significativa solo in giugno '89. Dall'andamento generale dei dati, si è pertanto rilevata una scarsa efficacia del compost come fertilizzante azotato per una coltura esigente come il mais. Data la grande quantità di azoto (1480 kg/ha) applicato all'inizio della prova, il risultato è attribuibile al basso coefficiente di mineralizzazione del compost (Paris et al. 1986., Del Zan 1989). Tuttavia, il leggero incremento di nitrati nel terreno nel 2° anno potrebbe indicare la tendenza del compost ad una mineralizzazione a lento effetto.

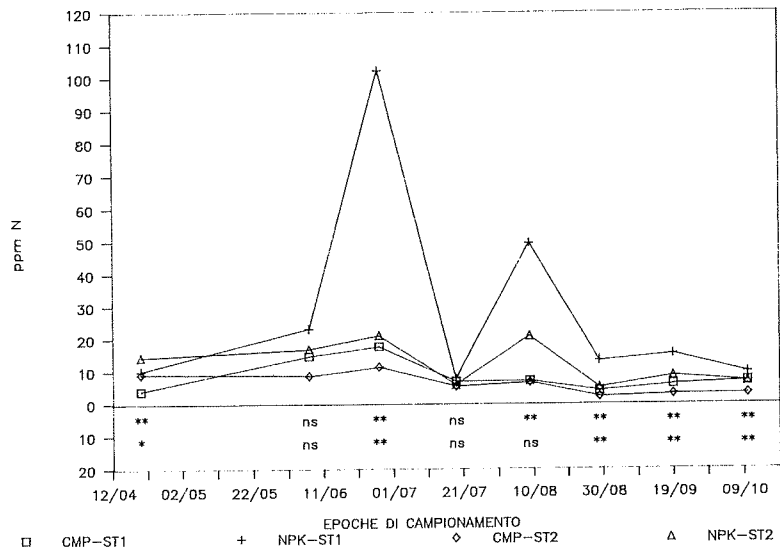


Fig. 1 – Contenuto di nitrati nel 1989 compost vs. NPK (strati 0-20, 20-40 cm).

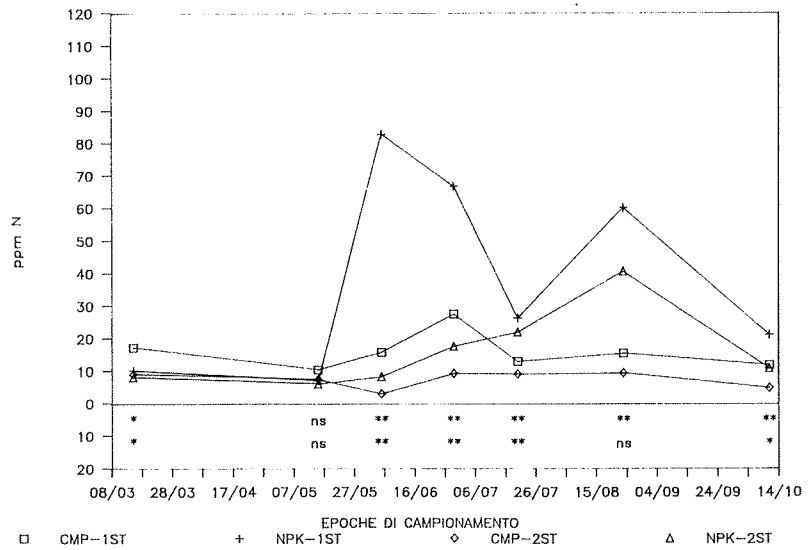


Fig. 2 – Contenuto di nitrati nel 1990 compost vs. NPK (strati 0-20, 20-40 cm).

La Tab. 3 illustra la composizione chimica del compost, e il conseguente apporto di metalli al suolo, mettendo in evidenza che la concentrazione in metalli risulta inferiore ai limiti stabiliti dalla CEE, solo il piombo ed il cadmio tendono ad avvicinarsi alle soglie dei valori stabiliti. Poiché è soprattutto la quota disponibile dei vari metalli che determina la potenzialità inquinante del compost per il suolo e le piante, è importante valutarne i livelli e la quota rispetto al contenuto totale; nel nostro caso si è registrata una quota assimilabile del 17 % per il cadmio, del 10% per il piombo e del 3,6% per il cromo.

La Tab. 5 illustra i valori medi dei tre metalli nella loro forma assimilabile, prima della somministrazione del compost (To), dopo tre mesi dal trattamento, dopo sei e dopo dodici. Prima dei trattamenti, il contenuto dei singoli metalli è risultato praticamente omogeneo nelle diverse parcelle. Il livello di maggiore disponibilità si è evidenziato dopo tre mesi dal trattamento con compost, con effetto altamente significativo. Dopo sei mesi dal trattamento le quote dei metalli sono diminuite mediamente del 20-30% rispetto al valore precedente. Per il cadmio non si sono rilevate più delle differenze significative tra i trattamenti, mentre nel caso del cromo e del piombo si è mantenuto ancora un'effetto significativo. Ad un anno dalla somministrazione del compost al suolo, i valori di cadmio e cromo sono ritornati ad essere molto vicini a quelli trovati in origine, mentre nel caso del piombo, pur continuando a diminuire, essi si sono mantenuti superiori al valore naturale, risultando ancora significativa la differenza tra i trattamenti. Sul mais raccolto nel 1989 è stato determinato il contenuto dei metalli nella granella e negli stocchi (Tab. 6). Per la granella si è rilevato un

Tab. 3. Composizione chimica del compost e quantità apportata di elementi nutritivi e metalli

DETERMINAZIONI	COMPOSIZIONE		APPORTI
	Sul tal quale	Sul secco	kg/ha
Umidità (105 °C)	32,73 %		
Vetri ed altri residui > 2mm	14 %	20,8 %	
Vetri ed altri residui < 2mm	25 %	37,1 %	
Ceneri (550x C)	43,04 %	63,98 %	
Sostanza organica tot (perdita a fuoco)	24,23 %	36,02 %	54518
Azoto (Kjeldahl)	0,66 %	0,98 %	1485
Anidride fosforica totale	0,25 %	0,37 %	563
Ossido di potassio totale	0,49 %	0,73 %	1103
pH(H ₂ O)	7,5	-	
C/N	21	-	
Rame (Cu) Totale	166 ppm	248 ppm	37
Assimilabile	27 ppm	40 ppm	
Zinco (Zn) Totale	362 ppm	540 ppm	81
Assimilabile	6,3 ppm	9,4 ppm	
Piombo (Pb) Totale	420 ppm	626 ppm	95
Assimilabile	44 ppm	66 ppm	
Nichel (Ni) Totale	18 ppm	28 ppm	4,5
Assimilabile	4,2 ppm	6,2 ppm	
Cromo (Cr) Totale	24 ppm	36 ppm	5,4
Assimilabile	0,9 ppm	13 ppm	
Cadmio (Cd) Totale	6,3 ppm	9,1 ppm	1,42
Ass.	1,03 ppm	1,5 ppm	

TAB. 4. Produzione del mais (t/ha di sostanza secca) nei due anni di prova

TRATTAMENTO	1989		1990	
	granella	stocchi	granella	stocchi
COMPOST RUOTA LARGA	5,05 b	7,94 a	2,81 a	4,06 a
COMPOST RUOTA NORMALE	5,00 b	7,22 a	2,41 b	3,87 a
NPK RUOTA LARGA	6,03 a	7,23 a	3,08 a	3,81 a
NPK RUOTA NORMALE	6,34 a	6,96 a	3,05 a	3,66 a

Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P \leq 0,05$

TAB. 5. Contenuto di metalli assimilabili nel suolo (\neq) alle varie epoche di prelievo

TRATTAMEN	To	3 mesi	6 mesi	12 mesi
CADMIO				
COMPOST	0,35 ns	2,53 **	0,50 ns	0,29 ns
NPK	0,33 ns	0,35 **	0,41 ns	0,20 ns
CROMO				
COMPOST	0,09 ns	1,18 **	0,19 *	0,15 ns
NPK	0,08 ns	0,30 **	0,14 *	0,14 ns
PIOMBO				
COMPOST	2,45 ns	42,72 **	11,48 **	7,83 **
NPK	2,47 ns	3,05 **	2,99 **	2,65 **

(#) ppm su terreno secco all'aria

TAB. 6. Contenuto in metalli (\neq) nel mais

Parcelle	Granella	Stocchi
CADMIO		
COMPOST	0,74 *	0,27 ns
NPK	0,25 *	0,18 ns
CROMO		
COMPOST	7,41 **	9,29 **
NPK	0,68 **	0,98 **
PIOMBO		
COMPOST	7,01 **	10,81 **
NPK	3,04 **	3,07 **

(#) ppm sulla sostanza secca

arricchimento in cadmio che resta tuttavia nel livello ritenuto ordinario per i vegetali (circa 1 ppm). Mentre il valore del cromo e, in certa misura, anche quello del piombo hanno raggiunto valori ritenuti critici per la crescita della pianta (Kloke et al. 1984).

CONTRIBUTI

La dr.ssa R. Papini ha curato la parte dei nitrati, la dr.ssa Bidini quella dei metalli pesanti ed insieme la stesura del testo; G. Brandi i prelievi in campo e parte delle analisi di laboratorio.

Bibliografia

- DEL ZAN F.: Simposio Int. Produzione ed Impiego del Compost. San Michele all'Adige; 251-270, 1989.
- KLOKE A., SABERBECK D., VETTER H.: In: Nriagu J.O. Changing Metal Cycles and Human Health. Springer Berlin; 113-141, 1984.
- JANNONE R., FERRARI G., RODOLFI G.: Ann. Ist. Sperim. St. Difesa Suolo, Firenze; XV; 53-80, 1984.
- PARIS P., ROBOTTI A., GAVAZZI G.: In: Compost: Production, Quality and Use. Elsevier Applied Science. London; 643-657, 1986.

Interpolazione spaziale dei dati analitici di rame e zinco assimilabili per il controllo dell'accumulo nel suolo a seguito di spandimento intensivo di liquami suini

A. Nassisi*, P. Spallacci**, L. Cortellini***, M. Guermandi****, V. Negri***

Riassunto – In tre tipi di suolo della pianura piacentina sono stati rilevati i contenuti di rame e zinco assimilabili, prima e dopo un triennio di trattamenti con liquami suini dosati in base all'apporto di azoto totale. Le isolinee costruite sulle differenze per i singoli campioni tra i contenuti dei due metalli nei due rilievi hanno messo in evidenza con sufficiente chiarezza il passaggio dell'area che aveva ricevuto apporti a quella che non ne aveva ricevuti. Ulteriori e più dettagliate elaborazioni di questi stessi dati consentiranno di individuare modalità di campionamento che perseguano la migliore combinazione tra precisione e numerosità dei saggi.

INTRODUZIONE

Le modificazioni di microelementi nel terreno, sia come contenuto totale sia come forma assimilabile, non sono facilmente rilevabili, a causa della elevata variabilità che caratterizza questo tipo di rilievi sperimentali. Si ricorre pertanto a metodi di campionamento che tendono a controllare tale variabilità tramite la ripetizione dei saggi. La statistica "classica", poi impiegata per elaborare i dati ottenuti, presupponendo l'indipendenza tra i valori rilevati, non tiene conto della variabilità spaziale.

Con l'applicazione della metodologia della geostatistica e della interpolazione Kriging, Burgess e Webster (1980) hanno effettuato studi sull'interpolazione ottimale dei dati analitici con la costruzione di mappe isochimiche del suolo.

Anche in Italia, recentemente, sono stati pubblicati alcuni lavori concernenti l'impiego della geostatistica sui parametri dei suoli (Castrignanò et al., 1988; Zanini e Bonifacio, 1990).

Tecniche di interpolazione spaziale sono state anche usate nel controllo delle variabili chimiche delle acque di falda (Nassisi, 1987).

Questa nota, che costituisce una prima elaborazione dei risultati ottenuti – in merito al contenuto di rame e zinco assimilabili nel terreno – nell'ambito di un'indagine sugli effetti

Attività effettuata nell'ambito del programma di ricerca e sperimentazione della Regione Emilia Romagna con la collaborazione dell'Amministrazione Provinciale di Piacenza e realizzata con il coordinamento tecnico organizzativo del Centro Ricerche Produzioni Animali di Reggio Emilia.

* Amministrazione Provinciale di Piacenza, Servizio di Chimica Agraria e Ambientale, Piacenza

** Istituto Sperimentale Studio e Difesa Suolo, M.A.F., Firenze

*** Centro Ricerche Produzioni Animali, Reggio Emilia

**** Regione Emilia-Romagna, Servizio Cartografico, Bologna

dello spandimento dei liquami suini somministrati secondo 5 differenti "calendari", presenta:

- 1) la variabilità dei contenuti dei due metalli nel terreno all'inizio della prova;
- 2) le differenze indotte da tre annate di somministrazioni.

MATERIALI E METODI

La prova è stata condotta su tre diversi tipi di suolo situati nella parte nord-orientale della pianura piacentina: (1) argilloso (Chromuderts Entici), (2) francolimoso (Paleudalfs Tipici), (3) franco (Udifluvents Tipici), le cui caratteristiche chimico-fisiche sono rappresentate in Tab. 1.

TAB. 1. Caratteristiche chimiche e fisiche dello strato arato (0-40 cm) dei terreni nei tre campi sperimentali

	Fienili (1)	Del Fiducia (2)	S.Omobono (3)
Sabbia (%)	13,4	9,7	16,3
Limo (%)	26,8	74,6	55,8
Argilla (%)	59,8	15,7	27,9
Reazione (pH H ₂ O)	7,9	6,5	8,0
Calcare Totale (%)	4,5	0	16,0
Calcare Attivo (%)	2,8	0	5,0
Sost. Organica (%)	2,57	1,51	2,07
C.S.C. (meq/100g)	30,0	11,6	17,1
Rame Totale (ppm)	54,0	22,0	70,0
Zinco Totale (ppm)	122,0	61,0	92,0

I tre campi sperimentali erano costituiti da 8 grandi parcelle (900 m² ognuna), coltivate a mais da granella per tre annate consecutive (1988-1990).

Sono stati messi a confronto: 5 calendari di spandimento di liquami, differenti per epoca di distribuzione e frazionamento, ad una dose complessiva pari a 600 kg/ha di azoto totale, (corrispondente al quantitativo prodotto da 4 t di peso vivo di suino); 2 trattamenti con solo azoto da concimi minerali (150 e 300 kg/ha di N); 1 controllo senza alcun trattamento.

All'inizio della prova (Nov. 1987) sono state prelevate, secondo una griglia di 8 × 8 m, 128 campioni di terreno (strato 0-40 cm) per ciascun campo sperimentale.

Le frazioni assimilabili di rame e zinco sono state estratte con una soluzione di 0.005 M D.T.P.A. + 0.1 M di T.E.A. a pH 7.3 (Lindsay and Norvell 1978).

Si è inoltre proceduto alla determinazione del contenuto totale di rame e zinco nei liquami somministrati in ciascuna delle distribuzioni e nei prodotti raccolti (granella e stocchi). Tutti i campioni sono stati analizzati utilizzando l'assorbimento atomico.

L'elaborazione geostatistica dei dati è stata effettuata con il programma GEO-EAS (Englund E. e Sparks A., 1988), mediante il quale sono stati calcolati i semivariogrammi e l'interpolazione spaziale (Block Kriging 2 × 2).

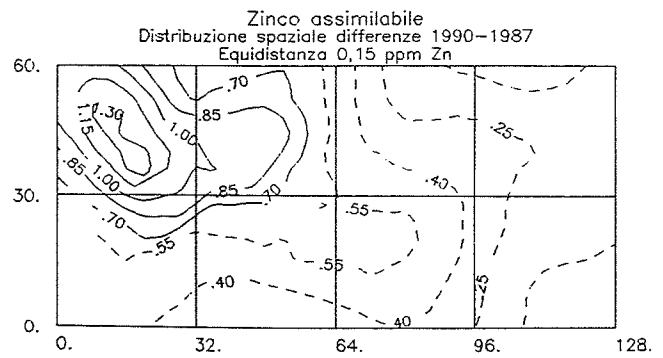
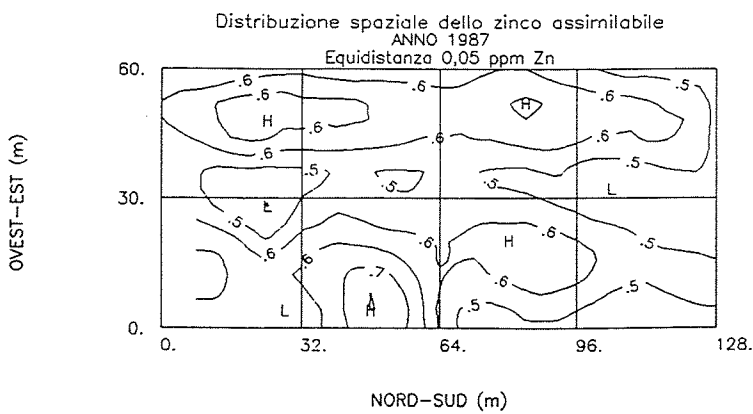
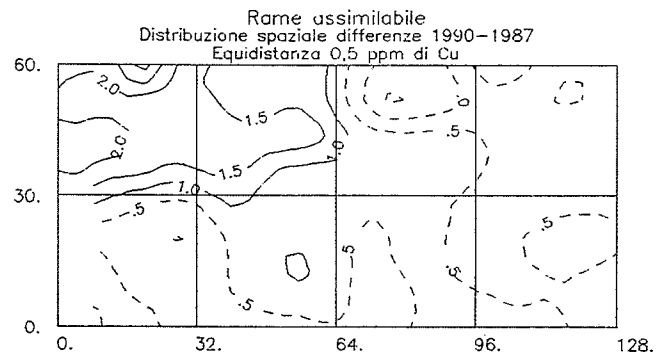
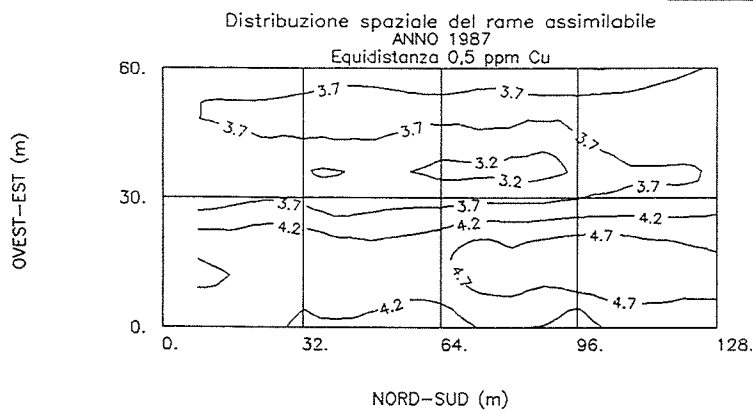
L'analisi della semi-varianza ha messo in evidenza che non era presente anisotropia e che le funzioni più adattabili ai punti sperimentali erano prevalentemente quelle sferiche, ottenute con angolo di tolleranza di 22,5° nel settore di osservazione (secondo direzione variabile di volta in volta) e con "nugget" inferiore al 40% del valore massimo (salvo un caso all'80%) e "range" compreso tra 45 e 90 m.

zingco nei
 granella e
 co.
 EEO-EAS
 grammi e
 sotropia e
 e sferiche,
 direzione
 vo un caso
 per epoca
 to totale,
 i con solo
 nento.
 i 8 x 8 m,
 ti 0,005 M
 coltivate

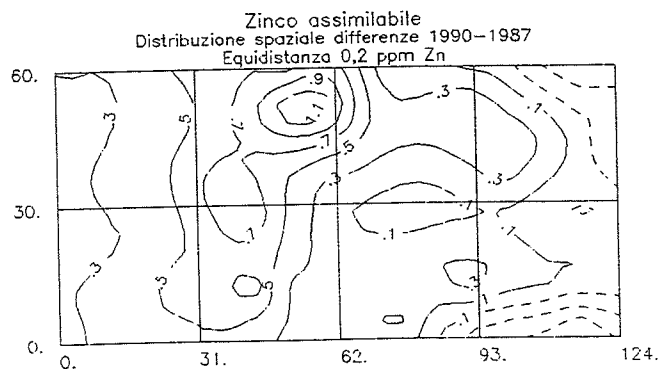
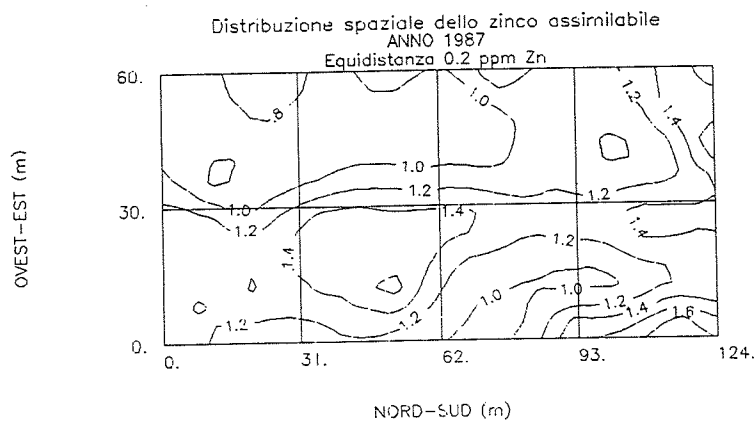
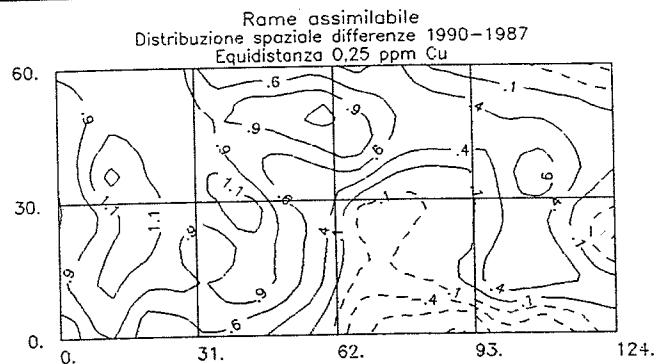
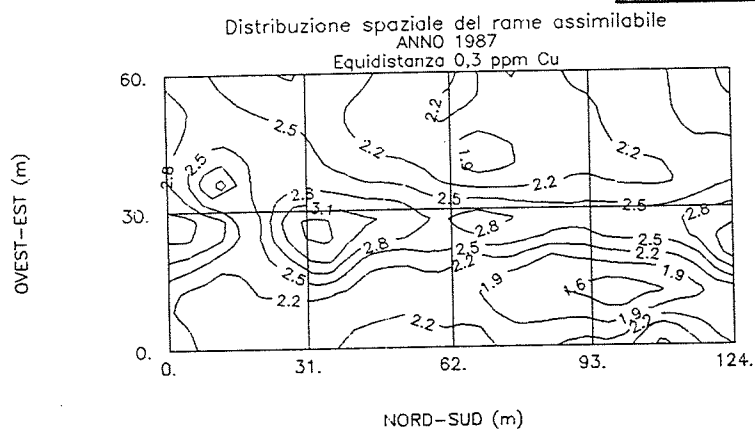
entali
 orientale
 leudalfs
 rappre-
 presen-

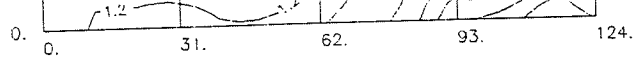
Fig. 1

**AZIENDA FIENILI
ENTIC CHROMUDERT**

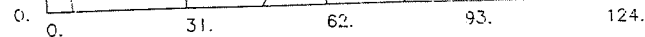


AZIENDA DEL FIDUCIA
TYPIC PALEUDALF



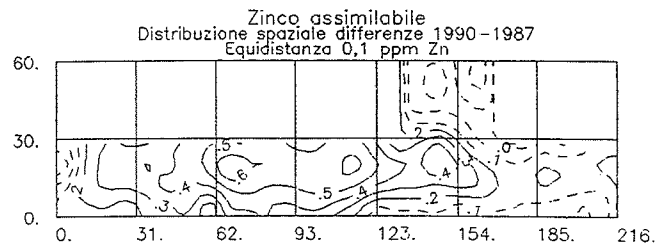
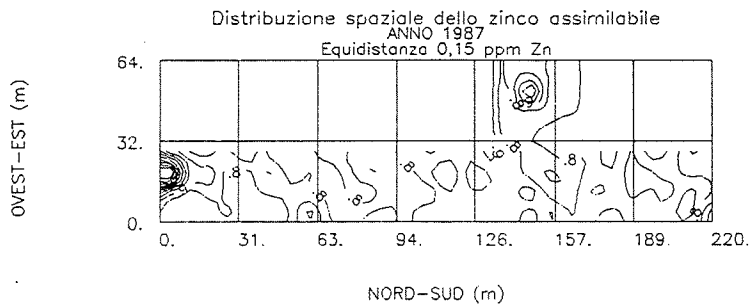
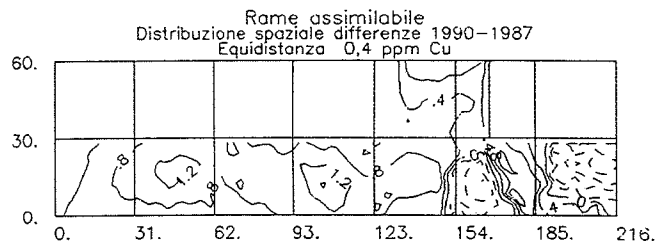
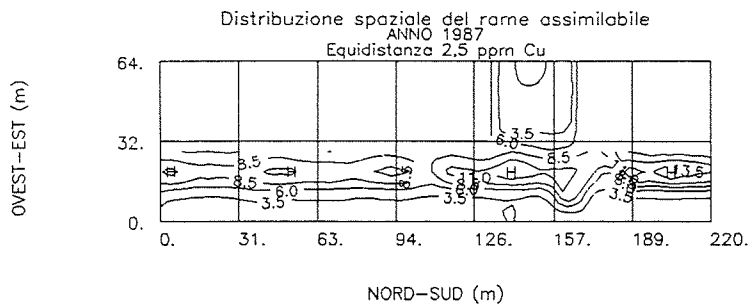


NORD-SUD (m)



AZIENDA S. OMOBONO
TYPIC UDIFLUVENT

Fig. 3



I contenuti medi di rame assimilabile, all'inizio della prova, sono risultati, come media di tutti i campioni per ciascuno dei tre suoli, pari a 4,0, 2,3 e 6,1 ppm di Cu, rispettivamente per Fienili (1), del Fiducia (2), S. Omobono (3), con un rapporto tra rame assimilabile e rame totale pari rispettivamente a 7,4%, 10,4% e 8,7%.

La variabilità del parametro rame assimilabile all'interno di ciascun campo sperimentale, esposta nelle figure 1, 2 e 3, è apparsa più ampia nel campo n. 3, in cui tutta una serie di campioni, disposti lungo l'asse longitudinale, hanno avuto un contenuto di 10-13 ppm rispetto ai 2-8 ppm nella parte restante. Questa particolarità è da attribuire alla precedente presenza in quella zona di viti in filari. Tuttavia, anche negli altri campi, si è individuata una maggiore concentrazione del rame in alcune aree aventi forma allungata parallela alla maggiore dimensione del campo stesso.

In merito ai contenuti dello zinco assimilabile, all'inizio della prova sono stati rilevati valori medi di 0,54, 1,19, 0,79 ppm di Zn rispettivamente per i suoli 1, 2, 3, con un rapporto tra zinco assimilabile e zinco totale pari rispettivamente a 0,4%, 1,9%, 0,9%.

La variabilità per il parametro zinco assimilabile, all'interno di ciascun campo, presentata nelle figure 1, 2 e 3, è apparsa simile a quella rilevata per il rame ad eccezione per il suolo 3 in cui è risultata inferiore per l'anomalia già vista in precedenza.

TAB. 2. Confronto tra i dati analitici di rame e zinco nei terreni delle tre aziende a fine e ad inizio prova in relazione agli apporti ed ai trattamenti effettuati con liquami (5 calendari per una unica dose) o in assenza di liquami (parcelle non trattate e due dosaggi di N chimico)

R A M E							
Trattamenti	Fienili (1)		Del Fiducia (2)		S. Omobono (3)		
	1987	1990	1987	1990	1987	1990	
Con liquame							
Media	ppm	4,01	5,00	2,36	3,17	6,03	6,96
C.V.	(%)	20	16	20	21	69	62
Dati	n.	80	80	80	80	60	60
Senza liquame							
Media	ppm	3,90	4,26	2,31	2,35	5,37	5,17
C.V.	(%)	22	21	24	25	90	66
Dati	n.	48	48	48	48	40	40
Apporti - asporti kg/triennio							
Con liquame		12,4		13,1		9,1	
Senza liquame		- 0,6		- 0,8		- 0,8	
Z I N C O							
Trattamenti	Fienili (1)		Del Fiducia (2)		S. Omobono (3)		
	1987	1990	1987	1990	1987	1990	
Con liquame							
Media	ppm	0,56	1,23	1,11	1,56	0,78	1,15
C.V.	(%)	21	51	26	31	25	20
Dati	n.	80	80	80	80	80	80
Senza liquame							
Media	ppm	0,52	0,69	1,31	1,29	0,77	0,86
C.V.	(%)	16	37	35	18	24	16
Dati	n.	48	48	48	48	48	48
Apporti - asporti kg/triennio							
Con liquame		11,2		18,8		9,3	
Senza liquame		- 1,2		- 1,5		- 2,0	

Nei tre tipi di suolo si sono rilevati aumenti di Cu e Zn assimilabili in seguito alle somministrazioni di liquami (Tab. 2).

Per il rame assimilabile tali incrementi sono stati quantificati in 0,8–0,9 ppm. Apparentemente non si evidenziano differenze tra i tre tipi di suoli in termini di incrementi assoluti. Si deve però considerare che nel suolo 3 il surplus (apporti meno asportazioni) è stato di 4 kg/ha inferiore a quello verificato negli altri due suoli (–30%), per cui nel suolo 3 si evidenzerebbe una maggiore disponibilità del rame aggiunto con i liquami.

Per lo zinco assimilabile, l'incremento rilevato in seguito all'apporto di liquami è risultato compreso, per surplus anche maggiori di quelli determinati per il rame, tra 0,4 e 0,7 ppm.

Le modificazioni indotte dai trattamenti sui livelli di rame e zinco assimilabili in ciascun punto di prelievo in campo, si sono ovviamente sommate algebricamente ai valori esistenti all'inizio delle prove.

Per meglio evidenziare le modificazioni intervenute nel triennio si è pertanto ritenuto opportuno effettuare l'elaborazione della variabilità spaziale sulle differenze tra i rilievi iniziale e finale per ciascun campione dei tre campi sperimentali (Fig. 1-2-3).

Dalle isolinee prodotte con l'elaborazione è possibile individuare sufficientemente bene la separazione tra due aree nell'ambito di ciascun campo: "area con apporti" di rame e zinco (5 parcelle) e "area senza apporti" (NO, N150, N300). Pur con qualche disformità al suo interno, l'area senza apporti è risultata caratterizzata talvolta da decrementi di livelli di rame e zinco o comunque dalle variazioni minori.

L'area con liquamazioni ha, invece, messo in evidenza differenze sempre positive e sensibilmente più elevate di quelle dell'area senza apporti; la sua variabilità, inoltre, sembrerebbe correlata sia con gli apporti di metalli effettivamente realizzati con i trattamenti nelle singole parcelle sia con l'uniformità al loro interno (lo spandimento di liquami era avvenuto con getto a pressione posto ad un angolo della parcella e con settore di azione di 90°).

Bibliografia

- A.A.V.V. SOIL SURVEY STAFF: Tassonomia del suolo. Traduzione italiana edita da Edagricole, 1980.
- CASTRIGNANÒ A., LOPEZ G.: *La variabilità spaziale delle proprietà del suolo e la sua applicazione nelle ricerche agronomiche*. Atti Giornate di Studio sull'analisi del Suolo, Verona, 19-21 settembre, pp. 714-728, 1988.
- ENGLUND E., SPARKS A.: GEO-EAS (Geostatistical environmental assessment software) User's guide, U.S.E.P.A., Las Vegas, 1988.
- NASSISI A.: *Caratteri idrochimici delle acque sotterranee della zona Sud-Ovest della pianura torinese* (parte prima). *Acque sotterranee*, 4 (2), 27-45, (parte seconda) 4(4), 29-45, 1987.
- WEBSTER R., BURGESS T.M.: "Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. III. Changing drift and universal kriging". *Journal of Soil Science*, 31, 505-524, 1980.
- ZANINI E., BONIFACIO E.: *Analisi spaziale quantitativa di microelementi disponibili nei suoli alluvionali della pianura sud di Torino*. Atti della Società Italiana di Chimica Agraria, Bari, 26-29 settembre, pp. 257-260, 1990.

Concimazione organo-minerale al pomodoro da industria

V. Magnifico*, P. Santamaria*, A. De Boni*, D. Ventrella*, F. Serio*

Riassunto – In una prova condotta a Noicattaro (BA) nel 1990 è stata studiata la possibilità di soddisfare le esigenze nutritive del pomodoro da industria con un'unica applicazione in pretrapianto di concimi organo-minerali. I risultati non hanno evidenziato differenze significative tra concimi minerali ed organo-minerali. La diagnostica fogliare si è confermata utile strumento per correlare il contenuto di elementi nutritivi nelle foglie con la produzione dei frutti.

INTRODUZIONE

Il pomodoro da industria asporta elevate quantità di elementi nutritivi (Magnifico, 1990) e fornisce la parte edule quasi alla fine del ciclo biologico. Di conseguenza, per ottenere buoni produzioni è essenziale garantire alla pianta la continua disponibilità di elementi nutritivi.

Fra i concimi, gli organo-minerali offrono diversi vantaggi: elevata efficienza degli apporti, ridotto dilavamento degli elementi, rifornimento nutritivo dilazionato nel tempo ed in funzione delle esigenze della pianta (Sogni, 1987).

Lo scopo di questa ricerca è quello di valutare la possibilità di soddisfare le esigenze del pomodoro da industria – inserito in una successione annuale pomodoro-cavolo broccolo-spinacio – mediante la sola applicazione in pre-trapianto di fertilizzanti organo-minerali. Pertanto, sono state messe a confronto dosi crescenti di fertilizzanti minerali ed organo-minerali, ed è stata valutata la loro efficacia mediante osservazioni sul livello dei principali elementi nutritivi nelle foglie, sulla produzione e qualità delle bacche.

MATERIALI E METODI

La ricerca è stata realizzata nell'Azienda "Gallinaro", in agro di Noicattaro (BA), su terra rossa mediterranea profonda, avente le seguenti caratteristiche chimiche: s.o. 3,2% (metodo Walkley-Black); N totale 0,17% (metodo Kjeldhal), P_2O_5 assimilabile 147 ppm (metodo Olsen), K_2O scambiabile 951 ppm (estrazione con $BaCl_2$).

Le piante di pomodoro (cv. Hypeel 244) allevate sono state trapiantate a mano il 4/5/1990, realizzando la densità di 2,5 piante m^{-2} , con file distanti 100 m e 40 cm sulla fila.

È stato adottato lo schema sperimentale a parcelle suddivise con tre repliche, randomizzando le dosi di concime all'interno delle parcelle ed i tipi di concime all'interno delle sub-parcelle (di 7×4 m). In ogni blocco, inoltre, è stato aggiunto un testimone concimato con la sola dose più bassa di azoto.

Come concimi minerali sono stati impiegati nitrato ammonico (26% N), perfosfato

*Centro di Studio sull'Orticultura Industriale C.N.R., Bari

minerale (18-21% P_2O_5) e solfato potassico (50-52% K_2O) mentre come concimi organo-minerali sono stati usati SCAM 15-6-7 e SIAPA 12-6-8, aventi come base organica, rispettivamente, torba umificata e pollina. A causa della lieve variazione del titolo dei concimi organo-minerali, il calcolo delle dosi è stato fatto considerando solo l'N. Sono state confrontate le seguenti 3 dosi di elementi: 105, 150 e 195 kg ha⁻¹ di N, 45, 65 e 85 kg ha⁻¹ di P_2O_5 e 60, 85 e 110 kg ha⁻¹ di K_2O .

Il perfosfato, il solfato potassico e i concimi organo-minerali sono stati distribuiti con un unico intervento in pretrapianto, mentre il nitrato ammonico è stato diviso in due dosi uguali somministrate al trapianto ed alla fioritura.

Al fine di valutare lo stato nutrizionale delle piante, agli stadi fenologici di fioritura e ingrossamento dei frutti è stato prelevato, da ogni parcella, un campione di circa quindici foglie giovani e ben espanse. Tali foglie sono state essiccate in stufa termoventilata a 65 °C, finemente macinate e sottoposte all'analisi quantitativa dell'N, P, K, Ca, Mg, NO_3^- , HPO_4^{--} , SO_4^{--} e Cl^- , con due ripetizioni di laboratorio. L'N è stato determinato mediante il metodo Kjeldhal; gli anioni, estratti con Na_2CO_3 e $NaHCO_3$, sono stati dosati per via cromatografica ionica (Dionex); tutti gli altri elementi sono stati determinati utilizzando la soluzione ottenuta sciogliendo le ceneri in HCl 6 N: il P totale è stato determinato con il metodo dell'ammonio molibdato, il K, Ca, Mg e Na attraverso spettrofotometro ad assorbimento atomico (Perkin Elmer 370).

La raccolta è stata effettuata il 21/8/1990 su un'area di saggio di 10 m². Su campioni di frutti commerciabili sono state determinate, per ogni parcella: acidità titolabile, residuo ottico, pH del centrifugato e residuo secco.

Il confronto tra i dati dei due rilievi di diagnostica fogliare è stato eseguito utilizzando il test "t di Student". Per ognuno dei due rilievi di diagnostica fogliare, così come per i dati rilevati alla raccolta, è stata eseguita l'analisi della varianza. La significatività delle differenze tra le medie è stata calcolata attraverso il metodo dei contrasti (Camussi, 1990). Infine, sono state valutate le correlazioni tra tutti gli elementi rilevati con la diagnostica fogliare e tra questi e i caratteri produttivi.

RISULTATI

Né le dosi, né i tipo di concime hanno causato differenze statistiche significative tra le produzioni di bacche, anche se le dosi crescenti dei fertilizzanti hanno determinato un incremento lineare della produzione totale (il testimone, concimato con la dose più bassa di azoto, ha prodotto, in media, 74 t ha⁻¹ di bacche totali, contro 68,77 e 85 t ha⁻¹ ottenute, rispettivamente, con le dosi 1, 2 e 3 dei fertilizzanti). Neanche le caratteristiche qualitative sono state influenzate dai trattamenti.

La resa industriale di concentrato (produzione commerciabile per residuo secco) è aumentata con l'applicazione delle dosi crescenti dei concimi secondo una relazione lineare (2,5, 3,2 e 3,3 t ha⁻¹ rispettivamente con le dosi 1, 2 e 3).

Tab. 1. Diagnostica fogliare

ELEMENTI		RILIEVO		test T
concentrazione nella s.s.		fioritura	ingross. frutti	
NO_3^-	ppm	8113	330	***
HPO_4^{--}	"	9522	2900	***
SO_4^{--}	"	20070	26469	***
Cl^-	"	17397	36998	***
Na	%	1,10	0,82	***
K	%	3,56	3,36	*
Ca	"	3,53	4,22	***
Mg	"	0,70	0,74	n.s.
P	%	0,47	0,21	***
N	%	4,74	3,05	***

* : livello di significatività $P < 0.05$
 *** : livello di significatività $P < 0.001$

gano-
anica,
lo dei
o state
ha⁻¹ di

con un
e dosi

itura e
indici
65 °C,
PO₄³⁻,
metodo
grafica
uzione
metodo
imento

zioni di
residuo

zzando
er i dati
à delle
(i, 1990).
gnostica

	test T
0	***
0	***
9	***
8	***
2	***
6	*
2	***
7	n.s.
1	***
5	***

05
001

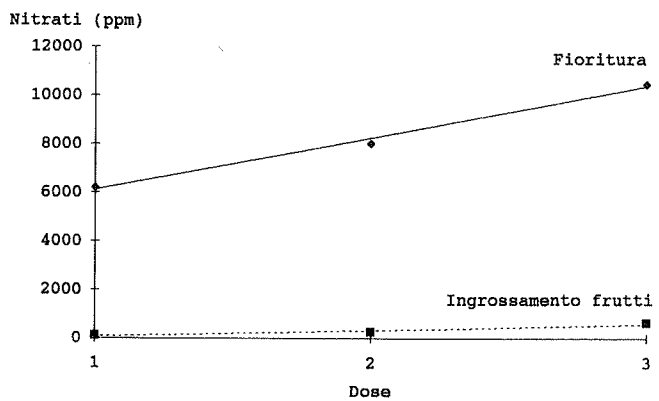


Fig. 1 - Influenza delle dosi dei fertilizzanti sul contenuto di nitrati nelle foglie.

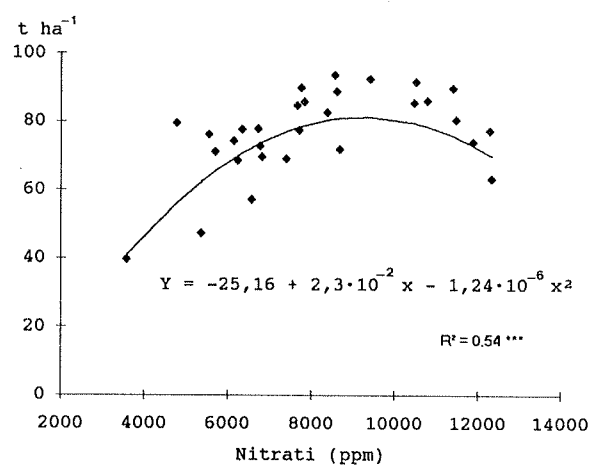


Fig. 2 - Relazione tra il contenuto dei nitrati nelle foglie del primo rilievo e la produzione totale.

La diagnostica fogliare (Tab. 1) ha messo in evidenza una drastica riduzione dei nitrati (-96%) e dei fosfati (-70%) e un forte aumento dei cloruri (+113%) nel secondo rilievo. Sono risultate significative anche le differenze tra i valori dei solfati (+32, 0%), del Na (-30,5%), dell'N (-35,8%), del P (-55,3%), del K (-5,6%) e del Ca (+19,5%) registrate tra i due rilievi.

In entrambi gli stadi fenologici è emerso l'incremento lineare del contenuto di nitrati determinato dall'applicazione delle dosi crescenti dei fertilizzanti. Tale incremento è stato più elevato alla fioritura che all'ingrossamento dei frutti (Fig. 1).

Per tutti gli altri elementi, in entrambi i rilievi, con le dosi e i tipi di fertilizzanti non sono state osservate differenze.

Nel primo rilievo, Cl⁻ è risultato correlato con NO₃⁻ (r = -0,50**), SO₄²⁻ (r = -0,50**) e K (r = -0,41*); SO₄²⁻ con Mg (r = -0,38*); NO₃⁻ con K (r = 0,51**); Ca con Mg (r = 0,64*). Nel

secondo rilievo, Cl^- è risultato correlato con Mg ($r = 0,53^{**}$) e Na ($r = 0,43^*$); NO_3^- con K ($r = 0,51^{**}$); SO_4^{--} con Ca ($r = 0,64^{***}$); Mg con Na ($r = 0,63^{**}$).

Tra tutti i modelli studiati, l'unico risultato statisticamente significativo ha mostrato una relazione quadratica tra la produzione totale di bacche e la concentrazione dei nitrati nelle foglie prelevate alla fioritura (Fig. 2).

CONCLUSIONI

In questa prima prova, eseguita su terreno dotato di una buona fertilità di base, dalle parcelle testimone, concimate con solo N alla dose di 100 kg ha^{-1} sono state ottenute produzioni per unità di superficie simili a quelle conseguite con i concimi minerali o organo-minerali.

La diagnostica fogliare si è rivelata utile strumento per collegare il livello di sostanze nutritive nelle foglie con la produzione di frutti. È stato confermato che la concentrazione di nitrati nelle foglie – in particolare nella fase di fioritura – è l'indice principale per prevedere il risultato produttivo finale della coltura del pomodoro. Allo stadio di ingrossamento dei frutti il contenuto in nitrati nelle foglie è stato inferiore alle quantità riportate come minime da altri autori (Lorenz and Tyler, 1983; Adams, 1986) per il conseguimento di soddisfacenti livelli produttivi, forse a causa della elevata capacità della cultivar ibrida impiegata (Hypeel 244) di trasferire azoto nitrico e potassio dalle foglie ai frutti in accrescimento, piuttosto che per effetto delle concimazioni effettuate.

Il proseguimento della prova potrà confermare o meno l'efficacia della concimazione organo-minerale sulle colture inserite in successione sullo stesso terreno.

Bibliografia

- ADAMS P.: *Mineral nutrition*. Da Atherton e Rudich, *The tomato crop*. 281-334. Chapman and Hall, Londra, 1986.
- CAMUSSI A., MÖLLER F., OTTAVIANO E., SARI GORLA M.: *Metodi statistici per la sperimentazione biologica*. 2^a ed., 500 p., Zanichelli, Bologna, 1990.
- LORENZ O.A., TYLER K.B.: *Plant tissue analysis of vegetable crop*. Da Bulletin 1879, Soil and plant tissue testing in California. 24-29. University of California, Berkeley, 1983.
- MAGNIFICO V.: *Concimazione del pomodoro*. Terra e vita, 31 (16), 52-55, 1990.
- SOGNI S.: *Concimi a lenta cessione nell'ortoflorovivaismo*. Colture protette, 16 (5), 31-38, 1987.

Impiego di un composto organico nella coltivazione della patata in Puglia

L. Mancini*, D. Pierangeli**

Riassunto - Vengono riferiti i risultati di una ricerca, condotta nel 1988, su patata precoce e bisestile, allevata con diverse formule di concimazione organica e minerale. L'applicazione di un composto organico (Pollina integrale compressa) ha evidenziato la possibilità di ridurre fortemente l'apporto di fertilizzanti minerali. L'effetto della concimazione si è manifestata sia sull'aumento di tuberi per pianta sia sul peso medio dei tuberi, con particolare incremento delle pezzature più grosse. Pertanto, si intravede la possibilità d'uso della concimazione organica in alternativa o in parziale sostituzione di quella minerale.

INTRODUZIONE

La sperimentazione si è interessata di un concime organico commercialmente indicato con la sigla PIC¹ (pollina integrale compressa), ottenuto con la disidratazione lenta della pollina e successiva pellettatura.

Si è cercato di individuare le curve di risposta della patata a ciclo precoce e bisestile a dosi crescenti del fertilizzante organico, in combinazione con quello minerale, ed il loro effetto residuale.

¹ Caratteristiche chimiche del concime organico PIC fornite dalla ITALPOLLINA S.p.A.

UMIDITÀ	12	+	14	%
PH (in acqua)	7,2	+	7,4	
PH (in KCl)	6,8	+	7,0	
SOSTANZA ORGANICA PER COMBUSTIONE	83	+	86	% di S.S.
SOSTANZA ORGANICA PER OSSIDAZIONE	70	+	74	% di S.S.
SOSTANZA ORGANICA COME ACIDO UMICO	54	+	56	% di S.S.
SOSTANZE MINERALI	16	+	20	% di S.S.
COMPONENTI AZOTATI:				
A) AMINOACIDI	10	+	15	% di S.S.
B) ACIDO URICO	0,5	+	0,8	% di S.S.
C) IONE AMMONIO	1,7	+	1,8	% di S.S.
COMPOSIZIONE DELLA FRAZIONE AZOTATA:				
A) AZOTO AMINOACIDICO	1,5	+	2,5	% di S.S.
B) AZOTO AMMONIACALE	1,5	+	1,7	% di S.S.
C) AZOTO URICO	0,5	+	0,8	% di S.S.
D) AZOTO NITRICO	0,5	+	1,0	% di S.S.
E) AZOTO TOTALE	4,0	+	6,0	% di S.S.
F) AZOTO AMINICO (dopo idrolisi)	1,6	+	3,6	% di S.S.

* Istituto di Agronomia generale e Coltivazioni erbacee - Università di Bari

** Dipartimento di Produzione vegetale - Università di Potenza

MATERIALI E METODI

Le ricerche sono state condotte nel biennio 1985-87 in agro di Polignano a Mare, contrada Ripagnola, tipica area di produzione di patata precoce.

La prova è stata impostata sull'impiego di fertilizzanti minerali con o senza integrazione di PIC a dosi crescenti e comprende 12 formule di concimazione ottenute dalla combinazione fattoriale di tre livelli di concimi minerali (testimone non concimato; kg ha^{-1} 100 N+100 P_2O_5 +50 K_2O ; kg ha^{-1} 200 N+200 P_2O_5 +110 K_2O) con quattro livelli di PIC (0-10-20-40 kg ha^{-1}).

Nel biennio sono state applicate 12 formule di concimazione, sempre nelle stesse parcelle, su quattro colture di patata in successione:

1985, patata bisestile, semina 2/9; raccolta 20/12
 1986, patata primaticcia, semina 26/2; raccolta 9/6
 1986, patata bisestile, semina 25/8; raccolta 10/12
 1987, patata primaticcia, semina 28/1; raccolta 26/6.

È stata impiegata la cv. Elvira, di provenienza olandese, con densità di 5,7 piante m^{-2} .

RISULTATI

Un biennio di prove sulla concimazione della patata ha evidenziato un notevole effetto

FOSFORO TOTALE	4,0	+	6,0	% di S.S.
FOSFORO SOLUBILE	3,0	+	5,0	% di S.S.
POTASSIO TOTALE	3,0	+	5,0	% di S.S.
POTASSIO SOLUBILE	2,0	+	4,0	% di S.S.
CARBONIO ORGANICO	42,0	+	44,0	% di S.S.
CALCIO	5,0	+	7,0	% di S.S.
BORO	40	+	60	ppm di S.S.
FERRO	600	+	800	ppm di S.S.
ZINCO	200	+	400	ppm di S.S.
MANGANESE	200	+	400	ppm di S.S.
MAGNESIO	2,000	+	3,000	ppm di S.S.
RAME	50	+	70	ppm di S.S.
NIKEL	10	+	20	ppm di S.S.
COBALTO	4	+	6	ppm di S.S.
CLORURI (Cl ⁻)	0,5	+	0,6	% di S.S.
RAPPORTO C/N	8,5	+	9,5	—
FOSFATASI ALCALINA	40,000	+	60,000	U.F. PER G.M.S.
CAPACITÀ DI SCAMBIO CATIONICO	60	+	80	meq/100 g.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI IDROGENO	0,02	+	0,04	% di C.S.C.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI SODIO	20	+	22	% di C.S.C.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI POTASSIO	26	+	28	% di C.S.C.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI MAGNESIO	24	+	26	% di C.S.C.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI CALCIO	25	+	27	% di C.S.C.

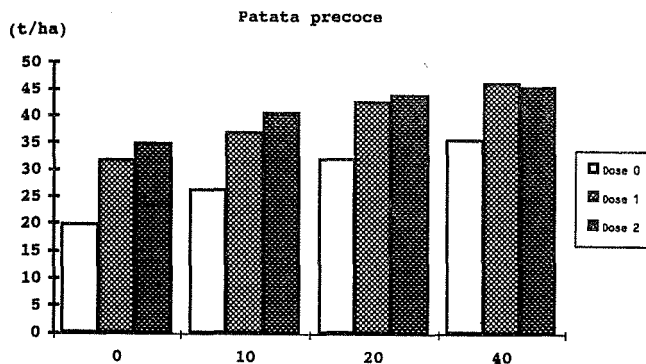


Fig. 1 - Concime organico (q/ha di pollina).

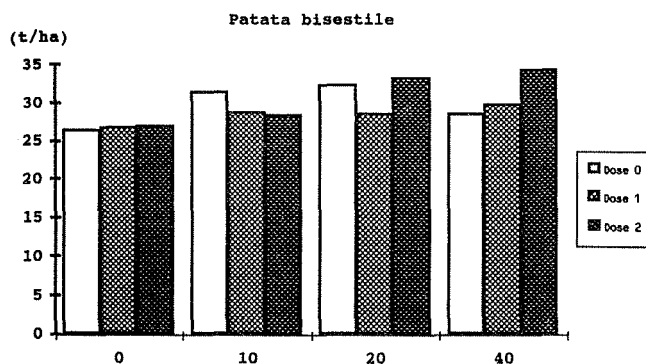


Fig. 2 - Concime organico (q/ha di pollina).

Tabella della significatività statistica.

	Precoce		Bisestile	
	0,05P	0,01P	M. D. S. 0,05P	0,01P
Concim. minerale	2,4	3,4	1,5	-
Concim. organica	1,7	2,2	1,0	1,3
Interazione	-	-	1,7	2,3

Dose 1 (kg ha⁻¹): N = 100; P₂O₅ = 100; K₂O = 50

Dose 2 (kg ha⁻¹): N = 200; P₂O₅ = 200; K₂O = 100

dell'apporto di fertilizzanti, sia sotto forma minerale sia organica, sull'aumento delle rese in tubero. Infatti nel biennio, in media, la resa della primaticcia (Fig. 1) è stata di 36,3 t ha⁻¹ rispetto alle 29,7 t ha⁻¹ della bisestile (Fig. 2), per cui molto più evidente è stata sulla primaticcia l'efficacia delle dosi crescenti di fertilizzanti.

L'efficacia della concimazione minerale è particolarmente evidente nella coltura primaticcia già con l'apporto della prima dose, mentre con la dose doppia gli ulteriori incrementi produttivi appaiono modesti.

Anche l'apporto di dosi crescenti di PIC ha favorito incrementi produttivi per unità di superficie che, in media, sono passati da 28,7 t ha⁻¹ del controllo a 34,5-39,5 e 48,4 t ha⁻¹, rispettivamente con l'impiego di 10-20 e 40 t ha⁻¹ di pollina (Fig. 1).

Come per la concimazione minerale, una maggiore efficacia si osserva nella patata primaticcia, dove l'aumento produttivo ha un andamento lineare rispetto alle dosi di fertilizzante organico.

È evidente una significativa interazione tra i due tipi di fertilizzante: la prima dose di concimi minerali e circa 20 q ha⁻¹ di pollina appaiono sufficienti per il buon esito della coltura, anche se ulteriori apporti possono determinare lievi aumenti di resa.

L'effetto della concimazione minerale ed organica si è evidenziato, sulla patata precoce

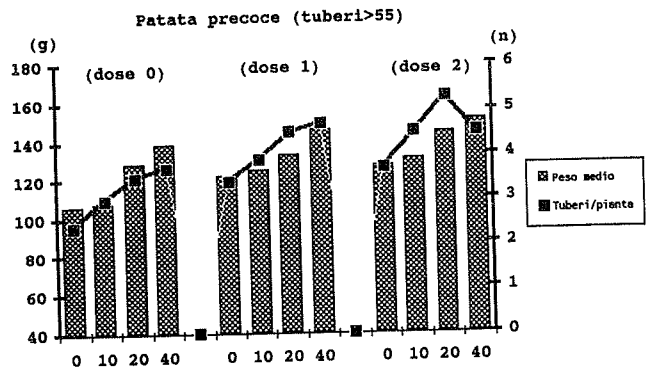


Tabella della significatività statistica.

	Patata precoce			
	Peso medio >55		N° tuberi >55	
	0,05P	0,01P	M. D. S.	
Concim. minerale	4,9	7,2	0,3	0,5
Concim. organica	7,2	9,7	0,2	0,3
Interazione	n.s.	n.s.	0,4	-

Fig. 3 - Concime organico (q/ha di PIC)

Dose 1 (kg ha⁻¹): N = 100; P₂O₅ = 100; K₂O = 50
 Dose 2 (kg ha⁻¹): N = 200; P₂O₅ = 200; K₂O = 100

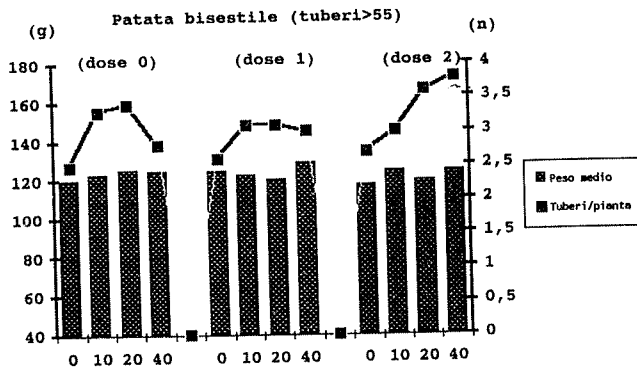


Tabella della significatività statistica.

	Patata bisestile			
	Peso medio >55		N° tuberi >55	
	0,05P	0,01P	M. D. S.	
Concim. minerale	1,2	1,8	n.s.	n.s.
Concim. organica	2,5	3,4	0,3	0,4
Interazione	4,3	5,8	n.s.	n.s.

Fig. 4 - Concime organico (q/ha di PIC)

Dose 1 (kg ha⁻¹): N = 100; P₂O₅ = 100; K₂O = 50
 Dose 2 (kg ha⁻¹): N = 200; P₂O₅ = 200; K₂O = 100

e bisestile, in particolar modo sull'aumento del numero e del peso medio dei tuberi di calibro >55, mentre di scarso rilievo appaiono le variazioni nei tuberi di calibro 35-55 (Fig. 3 e 4).

CONCLUSIONI

Un biennio di prove sulla concimazione della patata in ambiente meridionale, area di particolare interesse per la produzione di patate novelle, ha confermato l'efficacia sia della concimazione minerale che di quella organica, con l'apporto di pollina integrale compressa.

È stato interessante osservare che l'effetto della concimazione è molto più evidente nelle condizioni pedoclimatiche che possono esaltare la potenzialità produttiva della coltura. Pertanto, sulla patata primaticcia si è osservata una maggiore efficacia delle dosi più elevate di fertilizzanti, per la maggiore asportazione di elementi nutritivi rispetto alla patata bisestile, considerata di secondo raccolto, con un ciclo colturale meno favorevole in autunno per il clima più freddo.

I risultati hanno evidenziato la tendenza all'aumento progressivo delle rese con le dosi crescenti dei fertilizzanti a confronto; pur tuttavia la prima dose (kg ha^{-1} 100 N + 100 P_2O_5 + 50 K_2O) e 20 q ha^{-1} di PIC appare la dose economicamente ottimale.

Si è notata una significativa interazione tra concimazione minerale ed organica, per cui la formula mista di concimazione appare consigliabile.

L'effetto della concimazione si è manifestato sia con l'aumento dei tuberi per pianta che del peso medio dei tuberi, con particolare riferimento alle pezzature commerciali più grosse.

Un biennio di prove, pertanto, sull'impiego della pollina sulla patata novella in ambiente meridionale ha dato un esito favorevole per una concimazione minerale integrata con quella organica.

medio
ri/pianta

>55

0,01P

0,5
0,3

= 50
= 100

Utilizzo di fonti organiche alternative per la concimazione di specie orticole allevate in serra

L. Mancini*, D. Pierangeli**

Riassunto – La ricerca ha evidenziato la funzione primaria della sostanza organica, soprattutto negli ambienti protetti, dove subisce intensi processi di disgregazione, in conseguenza degli elevati livelli di temperatura ed umidità. Il problema della utilizzazione di fonti organiche alternative al letame (di difficile reperimento) è di viva attualità per le colture orticole allevate in ambiente protetto. La sperimentazione ha evidenziato le curve di risposta di varie specie orticole a dosi crescenti di fertilizzanti organici e l'effetto di accumulo sulle colture in successione.

INTRODUZIONE

La sperimentazione effettuata si è interessata di un prodotto commerciale indicato con la sigla PIC¹ (Pollina Integrale Compressa), ottenuto con disidratazione lenta della pollina e successiva pellettatura.

¹ Caratteristiche chimiche del concime organico PIC fornite dalla ITALPOLLINA S.p.A.

UMIDITÀ	12	÷	14	%
PH (in acqua)	7,2	÷	7,4	
PH (in KCl)	6,8	÷	7,0	
SOSTANZA ORGANICA PER COMBUSTIONE	83	÷	86	% di S.S.
SOSTANZA ORGANICA PER OSSIDAZIONE	70	÷	74	% di S.S.
SOSTANZA ORGANICA COME ACIDO UMICO	54	÷	56	% di S.S.
SOSTANZE MINERALI	16	÷	20	% di S.S.
COMPONENTI AZOTATI:				
A) AMINOACIDI	10	÷	15	% di S.S.
B) ACIDO URICO	0,5	÷	0,8	% di S.S.
C) IONE AMMONIO	1,7	÷	1,8	% di S.S.
COMPOSIZIONE DELLA FRAZIONE AZOTATA:				
A) AZOTO AMINOACIDICO	1,5	÷	2,5	% di S.S.
B) AZOTO AMMONIACALE	1,5	÷	1,7	% di S.S.
C) AZOTO URICO	0,5	÷	0,8	% di S.S.
D) AZOTO NITRICO	0,5	÷	1,0	% di S.S.
E) AZOTO TOTALE	4,0	÷	6,0	% di S.S.
F) AZOTO AMINICO (dopo idrolisi)	1,6	÷	3,6	% di S.S.
FOSFORO TOTALE	4,0	÷	6,0	% di S.S.
FOSFORO SOLUBILE	3,0	÷	5,0	% di S.S.

* Istituto di Agronomia generale e Coltivazioni erbacee – Università di Bari

** Dipartimento di produzione vegetale – Università di Potenza

L'utilizzazione della pollina come concime organico ha assunto un certo interesse in orticoltura in sostituzione del letame, anche in considerazione del suo facile impiego. È da ricordare il suo discreto contenuto in elementi nutritivi, senz'altro superiore al letame, ed il loro più pronto effetto.

Si è cercato di individuare, per un certo numero di specie orticole allevate in serra, le curve di risposta delle varie colture alle dosi crescenti di fertilizzanti e l'effetto di accumulo sulle colture che seguivano sullo stesso appezzamento.

MATERIALI E METODI

La prova è stata effettuata in una serra metallo-vetro sita presso una azienda orticola di Polignano a Mare (BA).

Nell'esperienza sono stati messi a confronto 3 trattamenti, che prevedevano dosi diversificate di sostanza organica (20-40-60 q ha⁻¹ di PIC) più un testimone non concimato.

Ogni trattamento è stato ripetuto in uno schema sperimentale a blocco randomizzato a parcelle di 6 m².

Lo studio ha interessato 3 differenti specie: lattuga, peperone e pomodoro a ciclo primaverile-estivo ed a ciclo estivo-autunnale in successione tra di loro, nel rispetto dello schema statistico utilizzato.

Le notizie colturali riguardanti la prova in esame sono riscontrabili nel prospetto.

POTASSIO TOTALE	3,0	÷	5,0	% di S.S.
POTASSIO SOLUBILE	2,0	÷	4,0	% di S.S.
CARBONIO ORGANICO	42,0	÷	44,0	% di S.S.
CALCIO	5,0	÷	7,0	% di S.S.
BORO	40	÷	60	ppm di S.S.
FERRO	600	÷	800	ppm di S.S.
ZINCO	200	÷	400	ppm di S.S.
MANGANESE	200	÷	400	ppm di S.S.
MAGNESIO	2,000	÷	3,000	ppm di S.S.
RAME	50	÷	70	ppm di S.S.
NIKEL	10	÷	20	ppm di S.S.
COBALTO	4	÷	6	ppm di S.S.
CLORURI (Cl ⁻)	0,5	÷	0,6	% di S.S.
RAPPORTO C/N	8,5	÷	9,5	—
FOSFATASI ALCALINA	40,000÷		60,000	U.F. PER G.M.S.
CAPACITÀ DI SCAMBIO CATIONICO	60	÷	80	meq/100 g.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI IDROGENO	0,02	÷	0,04	% di C.S.C.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI SODIO	20	÷	22	% di C.S.C.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI POTASSIO	26	÷	28	% di C.S.C.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI MAGNESIO	24	÷	26	% di C.S.C.
CAPACITÀ DI SCAMBIO DI CALCIO	25	÷	27	% di C.S.C.

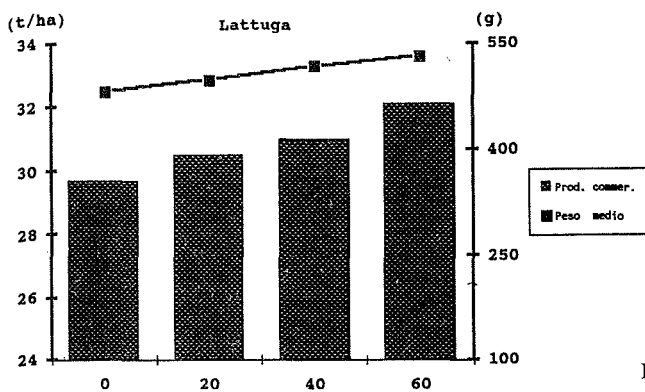


Fig. 1 – Dosi di PIC (q/ha).

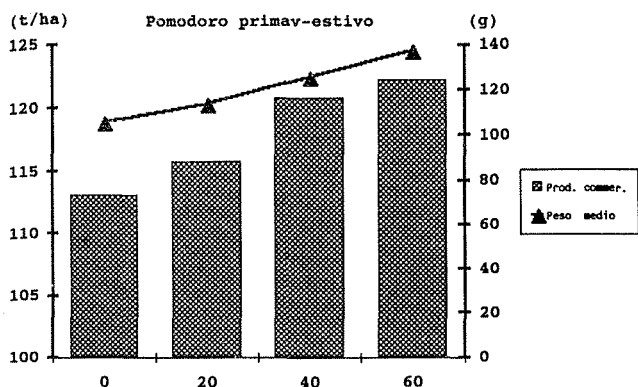


Fig. 2 – Dosi di PIC (q/ha).

RISULTATI

Le prove hanno evidenziato un buon effetto delle dosi crescenti di pollina sul rigoglio vegetativo delle colture e, conseguentemente, sulle rese.

Insieme all'aumento delle produzioni si è riscontrato un incremento dei pesi medi dei cespi e delle bacche.

Infatti, per quanto riguarda la coltivazione della lattuga, dall'esame dei risultati si è intravista una tendenza all'aumento di produzioni a dosi crescenti di PIC. (Fig. 1)

Differenze significative sono state osservate in particolar modo sul peso medio dei cespi.

Relativamente alla coltivazione del pomodoro precoce dosi crescenti di PIC hanno comportato paralleli incrementi di prodotto commerciabile per effetto del maggior numero e peso delle bacche. (Fig. 2)

Ripercussioni positive sono state osservate anche sul pomodoro da mensa tardivo in successione temporale al precedente, mettendo ulteriormente in rilievo le interazioni positive a dosi crescenti di concime organico. (Fig. 3)

A verifica della risposta produttiva delle colture sottoposte a dosi crescenti e cumulate di fertilizzante organico, anche nel medio periodo, il peperone ha confermato tale risposta con incrementi significativi in resa e in peso. (Fig. 4)



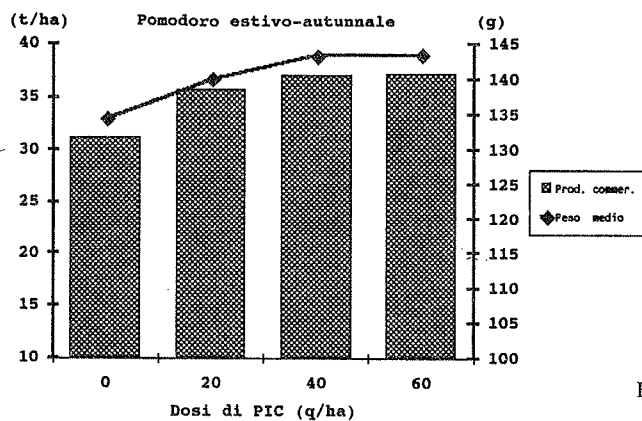


Fig. 3 - Dosi di PIC (q/ha).

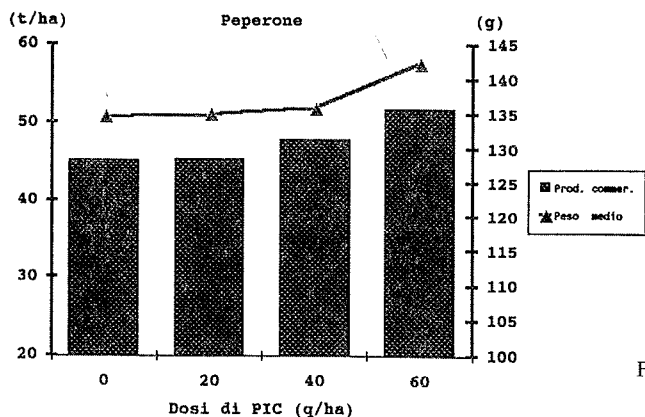


Fig. 4 - Dosi di PIC (q/ha).

CONCLUSIONI

Nel complesso, dalle ricerche effettuate, è emersa costantemente la funzione primaria della sostanza organica. Soprattutto negli ambienti meridionali, in conseguenza dei buoni e costanti livelli di temperatura e di umidità, cui si mantiene l'ambiente confinato, la sostanza organica subisce intensi processi di ossidazione e si consuma quasi interamente nell'anno di somministrazione. Ciò obbliga a frequenti apporti di sostanza organica. Pertanto, il problema di reperimento e di utilizzazione di fonti organiche alternative al letame, come la pollina, può essere una valida soluzione tecnica per le colture orticole in ambiente protetto.

Influenza di due substrati organici sulla dinamica dell'azoto inorganico nel terreno

L. Crippa*, P. Zaccheo*, P. L. Genevini*

Riassunto – Si riportano i primi risultati di una serie di prove di incubazione relative allo studio dell'influenza di composti a differente grado di complessità strutturale sul comportamento dell'azoto inorganico nel terreno. In particolare, si è comparato l'effetto di materiale vegetale arricchito in ^{15}N e incorporato al terreno dopo semplice essiccamento o dopo aver subito un processo di compostaggio.

INTRODUZIONE

La presenza di composti di carbonio a differente grado di complessità strutturale influisce sulla dinamica dell'immobilizzazione cui può soggiacere l'azoto inorganico nel terreno; tale fenomeno risulta particolarmente importante nel preservare i fertilizzanti azotati da perdite per lisciviazione e denitrificazione che possono verificarsi tra il momento della distribuzione e il momento in cui le piante iniziano effettivamente ad assorbire azoto.

L'azoto inorganico viene naturalmente immobilizzato nel terreno in misura variabile in funzione del tipo di suolo; tale fenomeno può incrementare a seguito di apporti di fonti di carbonio, come riportano numerosi studi sperimentali relativi agli effetti di sovesci, interrimento di residui colturali ecc. Tuttavia scarsa attenzione è stata finora rivolta all'influenza del processo di compostaggio di substrati organici sulla dinamica delle trasformazioni che avvengono nel terreno.

Il processo di compostaggio, infatti, attraverso una fase degradativa ed una successiva sintesi, induce la formazione di composti azotati più complessi, modificando quindi la velocità di mineralizzazione e la disponibilità per le piante dell'azoto presente nei materiali originari.

In questo campo risulta di estrema utilità l'impiego di composti arricchiti con ^{15}N che consentono di isolare e identificare gli effetti ed i comportamenti specifici dei differenti materiali immessi nel terreno e dell'azoto nativo.

Oggetto del presente lavoro è lo studio dell'immobilizzazione e successivo rilascio di azoto inorganico applicato al terreno in presenza di un substrato organico differentemente trattato (loietto essiccato o compostato).

SCHEMA SPERIMENTALE

Materiale vegetale arricchito in ^{15}N , ottenuto allevando in coltura idroponica *Lolium italicum*, è stato incorporato ad un terreno franco (caratterizzato in Tab. 1), previo semplice essiccamento (trattamento E) o dopo compostaggio con cellulosa (trattamento C).

* Istituto di Chimica Agraria – Università di Milano

TAB. 1. Caratteristiche del terreno utilizzato nella prova di incubazione

pH (H ₂ O 1:5)	6.4
N totale Kjeldahl	0.84 %
C organico totale	0.5 %
P ₂₀₅ totale	0.10 %
C.S.C.	7.90 meq/100g
Sabbia	74.60 %
Limo	20.35 %
Argilla	5.05 %

TAB. 2. Distribuzione dell'azoto nei due substrati organici

	loietto essiccato		loietto compostato	
	% s.s.	% N tot	% s.s.	% N tot
N totale	2.95	100.00	2.83	100.00
N ins. HCl 6N	0.29	9.83	0.49	17.31
N sol. HCl 6N	2.73	92.54	2.28	80.55
N amino ac.	1.50	50.84	0.93	32.86
N NH ₄	0.85	28.81	0.29	10.25
N amino zuc.	0.06	2.03	0.018	0.64
N sol. NaOH 0.5N	0.73	24.74	0.74	26.15
N ins. NaOH 0.5N	0.75	25.42	1.47	51.94
N-NH ₄ sol. KCl 2N	0.06	1.93	0.002	0.07

La sperimentazione si è svolta incubando 170 g di terreno a cui è stato aggiunto, oltre ai due substrati organici (in dose equivalente a 500 kg/ha di azoto) solfato di ammonio in dose equivalente a 100 kg/ha di azoto. Nel corso della prova il tenore di umidità è stato mantenuto pari al 40% della capacità idrica massima e la temperatura a 25°C.

A tempi prefissati (0, 1, 2, 4, 6, 8, 11, 15 giorni), sono state determinate le seguenti forme di azoto (quantità e rapporto isotopico):
 N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ (estrazione in KCl 2N)
 N-biomassa (estrazione in K₂SO₄ 0.5 N ± CHCl₃).

RISULTATI E COMMENTI

L'incorporazione di materiale vegetale essiccato induce un immobilizzo rapido del fertilizzante ammoniacale, che già dopo due giorni scompare quasi completamente dalla frazione inorganica del terreno.

La biomassa inizialmente si sviluppa a carico di una componente prontamente degradabile del vegetale, come suggerisce l'elevato rapporto isotopico rilevato al primo giorno di incubazione; quindi utilizza l'azoto inorganico, con una conseguente diminuzione

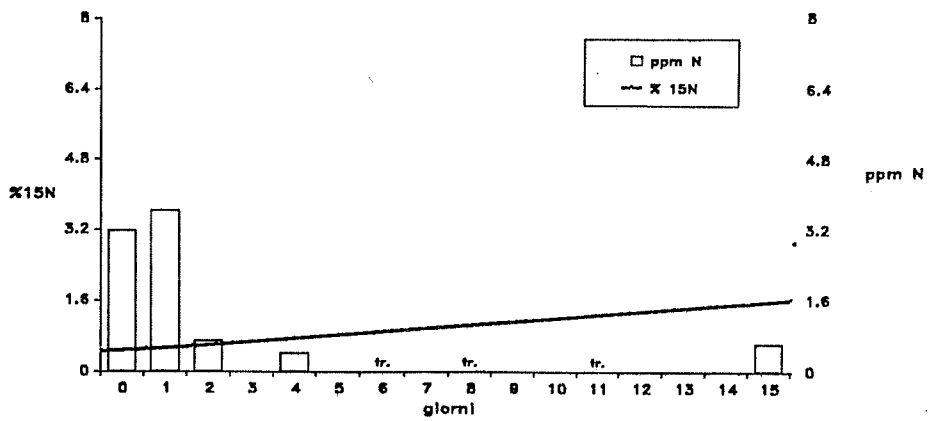


Fig. 1 - N-NO₃ - Trattamento loietto essiccato.

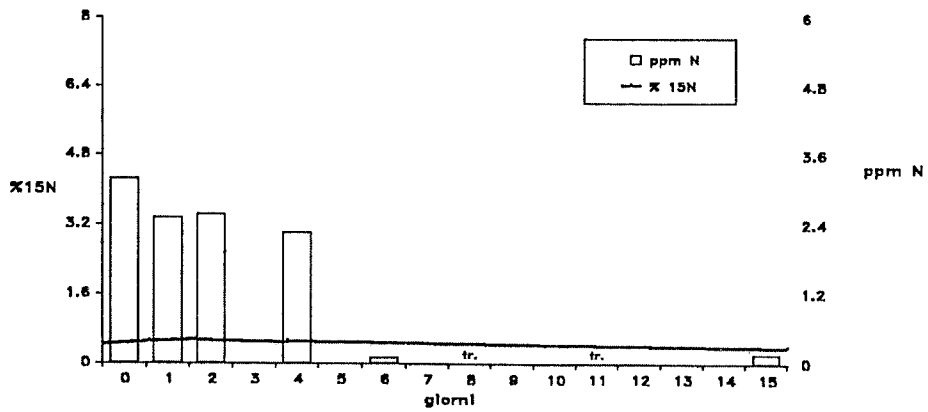


Fig. 2 - N-NO₃ - Trattamento loietto compostato.

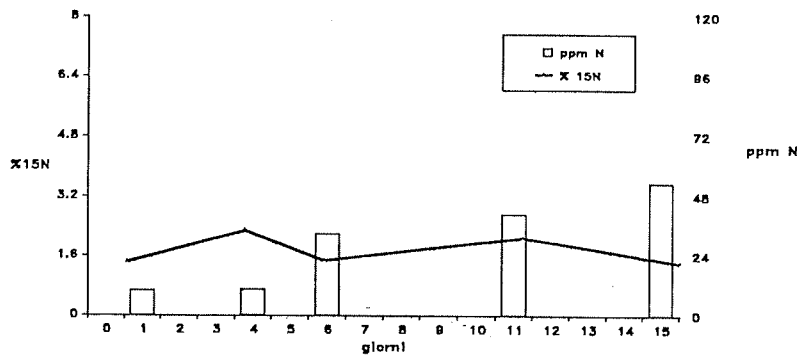


Fig. 3 - N-biomassa - Trattamento loietto compostato.

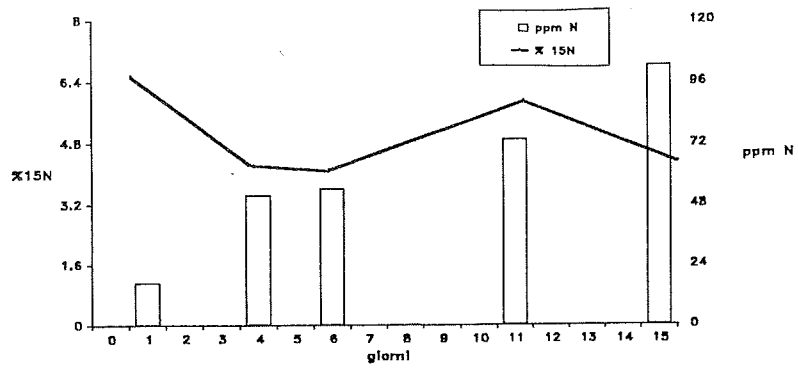


Fig. 4 - N-biomassa - Trattamento loietto essiccato.

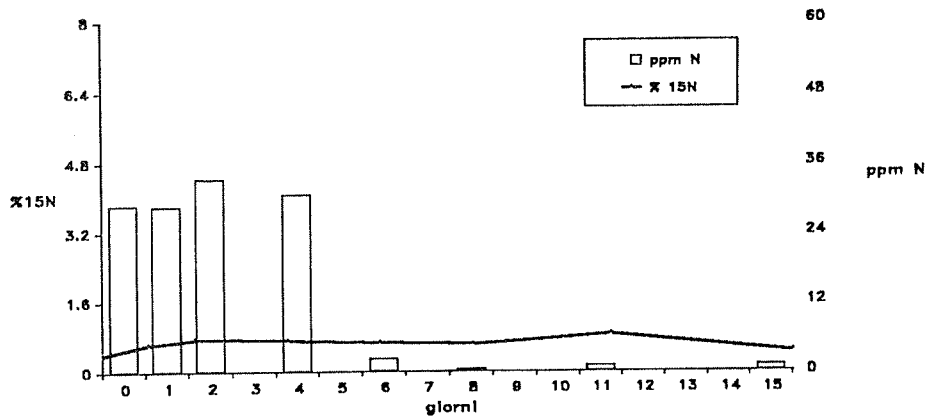


Fig. 5 - N-NH₄ inorganico - Trattamento loietto compostato.

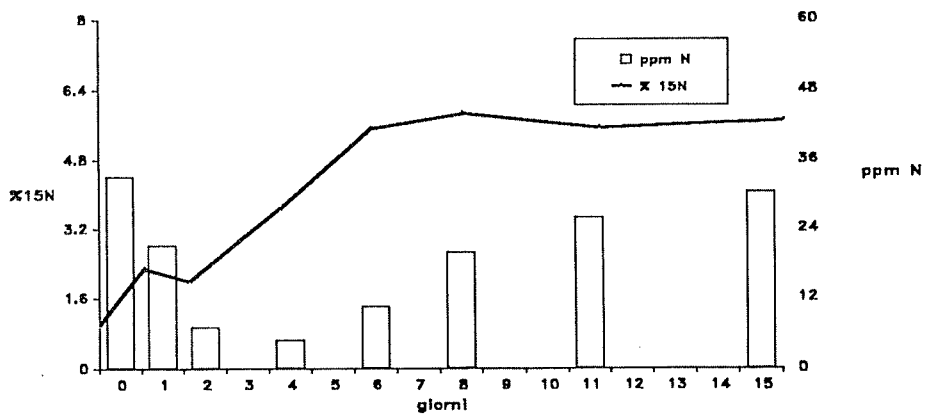


Fig. 6 - N-NH₄ inorganico - Trattamento loietto essiccato.

nell'arricchimento isotopico, per poi crescere a spese di materiale arricchito (vegetale e biomassa di neosintesi).

A partire dal quarto giorno, infatti, diventa evidente il passaggio nella quota ammoniacale inorganica del terreno di azoto proveniente dal vegetale essiccato, come testimonia il rapido e marcato incremento del rapporto isotopico; infine, in questa frazione converge anche l'azoto inorganico precedentemente immobilizzato, che induce una stabilizzazione dell'arricchimento isotopico su valori costanti per i restanti tempi di incubazione. Al 15° giorno il livello di $N-NH_4$ inorganico torna analogo a quello iniziale.

Il processo di compostaggio influenza la velocità sia di degradazione del substrato che, conseguentemente, di immobilizzazione del fertilizzante.

In particolare, il fertilizzante non subisce trasformazioni per i primi 4 giorni, dopo i quali viene completamente organicato, come risulta dall'incremento quantitativo della biomassa e dall'assenza di nitrati.

L'attività della biomassa, tuttavia, risulta inferiore e rallentata rispetto a quanto si rileva nel trattamento con loietto essiccato, per la ridotta disponibilità di carbonio facilmente metabolizzabile, come evidenziato infatti dallo scarso arricchimento.

Anche la mancata comparsa nella frazione ammoniacale del terreno di azoto di derivazione del substrato dimostra come, nei tempi sperimentali adottati, il processo di compostaggio abbia indotto una più lenta accessibilità della componente organica azotata.

Parte Quarta
Aspetti tecnologici e normativi

Riciclo della sostanza organica: aspetti legislativi e gestionali

L. Spinosa*

Riassunto – Il riciclo della sostanza organica richiede per la sua corretta esecuzione non solo l'adozione di appropriate tecnologie, ma anche lo sviluppo di adeguate normative e criteri gestionali che tengano conto della necessità sia di evitare danni, sia di apportare effetti benefici, ottenendo come vantaggio aggiuntivo quello di smaltire rifiuti.

INTRODUZIONE

La crescente necessità di adottare modalità idonee e sicure di smaltimento dei rifiuti e degli scarti richiede radicali mutamenti nella gestione degli stessi basati sulla sostituzione della cultura del "rifiuto" con quella del "residuo". A tale esigenza si può rispondere sia con la prevenzione, producendo meno rifiuti o quanto meno tipologie meno inquinanti, sia con il riciclaggio, in particolare con il reinserimento dei residui biodegradabili nei cicli naturali.

La selezione ed il riciclo della sostanza organica, direttamente o attraverso appropriati processi di trasformazione, sono un momento fondamentale nella pratica del riciclaggio, ma, a causa della eterogeneità dei materiali offerti, della abbondanza di quelli scadenti e della precarietà della legislazione specifica, l'atteggiamento da parte dei potenziali utenti è di confusione e sfiducia con la conclusione che, spesso, ciò che esce da un impianto di trattamento finisce in discarica (Spinosa, 1990).

È in tale quadro che gli aspetti legislativi e quelli gestionali, soprattutto in riferimento all'esistenza di un adeguato mercato, assumono un ruolo importante dovendo garantire l'ottenimento di prodotti qualitativamente validi con impianti semplici e sufficientemente automatizzati.

Dal punto di vista legislativo, il dilemma risiede da una parte nella tendenza a considerare in maniera estremamente superficiale l'operazione di riciclo come non sottoposta ad alcuna normativa riferita ai rifiuti in quanto trattasi di materiali destinati al riutilizzo e non all'abbandono, dall'altra nella esistente ma insufficiente normativa tecnica che non garantisce completamente ed efficacemente sulla qualità del prodotto.

Sotto gli aspetti più strettamente gestionali è disponibile una vastità di tecniche che differiscono essenzialmente nelle modalità di attuazione, ma che devono tutte sostanzialmente rispondere a precisi requisiti processistici. Sono, tuttavia, di grande importanza le operazioni accessorie e collaterali che servono a rendere il materiale da riciclare idoneo al trattamento e ottenere un prodotto finale valido ed utile, nonché quella dell'esistenza di un adeguato mercato.

Oggetto della problematica è una vasta gamma di materiali, ma, per evidenti ragioni di

*Istituto di Ricerca sulle Acque, C.N.R., Bari

brevità e di interconnessione con il problema dei rifiuti, appare opportuno restringere il campo ai fanghi residui di depurazione ed ai rifiuti solidi urbani.

ASPETTI LEGISLATIVI

La problematica può essere inquadrata entro due filoni fondamentali. Il primo considera prevalente l'aspetto dello smaltimento del rifiuto per cui è sufficiente che il materiale da riutilizzare sia innocuo; il secondo privilegia l'aspetto del riutilizzo ponendosi come obiettivo primario l'ottenimento di un materiale anche utile, oltre che innocuo, e considerando come beneficio aggiuntivo quello del contemporaneo smaltimento del rifiuto.

Nella legislazione italiana il riciclo dei fanghi e dei rifiuti solidi può essere ricondotto a due leggi capostipite: la 319/76 e la 915/82 (Pani, 1990). La prima, meglio nota come legge Merli, disciplina lo smaltimento degli scarichi, compresi i fanghi di depurazione, in rapporto al corpo ricettore, mentre la seconda, nota come legge sui rifiuti, regola in generale lo smaltimento dei rifiuti in funzione degli impianti di trattamento.

Dalla 319/76 discende l'All. 5 alla Delibera del Comitato dei Ministri del 04/02/77 (Pani, 1990) nel quale sono indicate, ma solo in maniera sostanzialmente qualitativa, le condizioni per lo smaltimento sul suolo di fanghi e liquami, rinviando alle normative regionali in tema di risanamento delle acque la definizione di più specifici criteri regolamentari.

Peraltro, la CEE, con la Direttiva 86/278 del 12/06/86, ha indicato le linee guida alle quali i singoli Paesi membri dovevano adeguarsi a livello nazionale entro tre anni, cosa che in Italia non è avvenuta, così come in altri Paesi comunitari, molti dei quali però potevano quanto meno contare già su normative emanate in precedenza. È anche vero che in tale mancanza, alcune Regioni hanno provveduto ad emanare Regolamenti regionali per lo smaltimento dei fanghi in agricoltura, con il risultato però di determinare situazioni

TAB. 1. Limiti previsti dalla Direttiva CEE 86/278 e dal Regolamento Regionale pugliese n° 2 del 03/11/89

	[Direttiva CEE]			[Regol.]
	Suolo (mg/kg)	Fango (mg/kg)	Max 10 anni (kg/ha/anno)	Fango (mg/kg)
Cadmio	1- 3	20- 40	0.15	10
Rame	50-140	1000-1750	12	non def.
Nichel	30- 75	300- 400	3	200
Piombo	50-300	750-1200	15	1000
Zinco	150-300	2500-4000	30	non def.
Mercurio	1-1.5	16- 25	0.10	10
Cromo	da def.	da def.	da def.	1000

differenziate e anche, come nel caso della Regione Puglia (Regolamento N° 2 del 03/11/89), pericolose per via delle lacune ed insufficienze in esse contenute. Nella Tabella 1 sono riportati i limiti previsti dalla suddetta Direttiva CEE, unitamente a quelli stabiliti nel Regolamento regionale.

In ogni caso, gli elementi di regolamentazione sono prevalentemente basati sull'ottica di non arrecare danni, con accenni abbastanza vaghi sugli aspetti positivi e sulla utilità che tali pratiche dovrebbero arrecare alle coltivazioni.

La 915/86 ha, per parte sua, comportato numerose difficoltà interpretative già a livello di definizione di rifiuto. Infatti, l'associazione di cui all'Art. 2 del concetto di rifiuto a quello di materiale "abbandonato o destinato all'abbandono" consente di sottrarre alle norme legislative molti residui senza che in molti casi possa configurarsi oggettivamente lo stato di non abbandono. È evidente come una tale semplicistica interpretazione trovi sostanziale disconoscimento nel dettato dell'Art. 1 che sottopone al rispetto della legge tutte le "varie fasi di conferimento, raccolta, spazzamento, cernita, trasporto, trattamento, inteso questo come operazione di trasformazione necessaria per il riutilizzo, la rigenerazione, il recupero, il riciclo e l'innocuizzazione". Sembra, quindi, più corretto considerare un materiale da riciclare sempre un rifiuto finquando non abbia perso, tramite adeguati trattamenti, le caratteristiche che lo rendono potenzialmente offensivo per l'ambiente.

È comunque indiscutibile che il riciclo della sostanza organica attraverso la produzione di compost sia soggetto alla 915/82 in quanto processo esplicitamente regolamentato dal punto 3.4 della Deliberazione del Comitato Interministeriale del 27/07/84 (Pani, 1990). Nella Tabella 2 sono riportati i limiti previsti per il compost dalla suddetta Deliberazione.

Da tutta questa rete legislativa discende la possibilità pratica, per il riciclo della sostanza organica, di proporre soluzioni spesso inadeguate e di introdurre sul mercato prodotti scadenti, alcune volte anche dannosi, con la conseguenza di provocare la sfiducia dei potenziali utenti e, quindi, la caduta del mercato anche per quei prodotti di buona qualità che, peraltro, non mancano. Inoltre, risulta spesso possibile effettuare vere e proprie operazioni di semplice smaltimento evitando i rigori legislativi.

Ne consegue, quindi, la necessità che i residui organici siano oggetto di una regolamentazione che privilegi i fattori di utilità, individuando le condizioni ed i parametri necessari a qualificare il prodotto finito, garantendo standards qualitativi funzionali alle differenti possibili utilizzazioni (De Bertoldi et al., 1987).

In primo luogo è necessario garantire il raggiungimento di livelli di stabilizzazione che permettano uno stoccaggio sicuro ed un uso vantaggioso, non esclusivamente riferito alla fase termofila sufficiente solo in relazione alle condizioni di igienicità. Un più o meno avanzato grado di mineralizzazione dovrebbe poi essere determinato in relazione alle diverse necessità d'uso (vivaistica, floricoltura, coltivazioni protette, ecc.), nonché in relazione ai costi in confronto a quelli associati agli ammendanti organici naturali disponibili sul mercato.

Dovrebbero, infine, essere più strettamente e variegatamente controllati vari parametri, quali inerti, soprattutto vetri e plastiche, nutrienti, metalli pesanti, granulometria, ecc., individuando più classi di prodotto a diversa qualità (De Bertoldi et al., 1987).

ASPETTI GESTIONALI

La utilizzazione in agricoltura dei fanghi può avvenire sia direttamente, sia dopo un trattamento di compostaggio.

Gli aspetti gestionali relativi alla prima ipotesi possono essere ricondotti (CNR, 1982)

Tab. 2. Limiti per il compost

Caratteristiche agronomiche (% secco)			
materiali inerti	≤ 3	vetri (vaglio)	≤ 3
vetri (quantità)	≤ 3	materie plastiche	≤ 1
materiali ferrosi	≤ 0.5	umidità	< 45
sostanza organica	> 40	sostanza umificata	> 20
azoto totale	> 1	P ₂ O ₅	> 0.5
K ₂ O	> 0.4	granulometria (mm)	0.5÷25
Rapporto C/N	< 30		
	Compost	Terreno	
	(mg/kg secco)	(mg/kg secco)	(g/ha/anno)
pH	6÷8.5		
Arsenico	10	10	100
Cadmio	10	3	15
Cromo VI	10	3	15
Cromo III	500	50	2000
Mercurio	10	2	15
Nichel	200	50	1000
Piombo	500	100	500
Rame	600	100	3000
Zinco	2500	300	10000

a quelli su:

- impianto di produzione
- trasporto
- terreno ricettore
- protezione igienico-sanitaria.

Negli impianti di produzione dovrebbe essere previsto un adeguato stoccaggio, realizzato in modo da facilitare al massimo le operazioni di movimentazione e di caricamento sui mezzi di trasporto, per far fronte agli slittamenti temporali tra produzione (continua nell'anno) e utilizzazione (concentrata in alcuni periodi).

I sistemi di trasporto devono essere scelti in base alle caratteristiche dei fanghi distribuiti (liquidi, disidratati, essiccati, ecc.), con l'adozione di tutti gli accorgimenti atti ad evitare possibili contaminazioni ambientali (cassoni-cisterne a tenuta, coperture, ecc.).

Anche gli utilizzatori dovrebbero dotarsi di adeguati stoccaggi e sistemi di distribuzione sul terreno (aspersione, interrimento, spandimento, ecc.), adottando anche in questo caso ogni precauzione necessaria per evitare danni a persone, animali, cose.

Lo smaltimento dei fanghi può, infine, creare problemi di ordine igienico-sanitario, per cui un corretto sistema di gestione deve prevedere idonee misure di profilassi per gli operatori (vaccinazioni, tute impermeabili, guanti, mascherine, ecc.), di controlli sierolo-

gici e microbiologici routinari e di igiene generale, come la disponibilità di idonei servizi igienici all'inizio e al termine dei turni di lavoro.

Diverse tecniche possono essere adottate per il compostaggio di rifiuti, compresi i residui agro-alimentari, e fanghi; esse differiscono essenzialmente nelle modalità di aerazione e miscelazione, basandosi in ogni caso sui seguenti punti fondamentali:

- preparazione del materiale ed eventuale aggiunta di materiali di supporto;
- fermentazione primaria e maturazione;
- raffinazione e confezionamento del prodotto, nonché eventuale recupero dei materiali di supporto.

Esiste, quindi, la necessità di far precedere e seguire le operazioni centrali di fermentazione e maturazione da una serie di interventi allo scopo di rendere i materiali da compostare idonei a subire il successivo trattamento biologico e di ottenere un prodotto commercialmente valido (Spinosa, 1990).

Le operazioni che precedono la fermentazione comprendono la ricezione dei materiali, il loro stoccaggio, eventuali trattamenti specifici quali la disidratazione per i fanghi di depurazione, la eventuale aggiunta di materiali di supporto, la omogeneizzazione, la separazione di ferrosi ed altre frazioni indesiderate e la vagliatura, mentre sul prodotto finito è necessario intervenire con un processo di raffinazione comprensivo di macinazione, separazione, vagliatura, ecc.

Pur essendo evidente che la qualità del prodotto da riciclare sia proporzionata all'uso che se ne deve fare, è in generale da operare perché il prodotto finito abbia quanto meno una relativa uniformità di struttura e granulometria, un ridotto contenuto di metalli pesanti, un opportuno grado di umidità e non sia fonte di cattivi odori. A quest'ultimo proposito, prove respirometriche (Willson e Dalmat, 1986) hanno suggerito accettabile un valore di 100 mg/kg*h per la maggior parte delle applicazioni, ridotto a 20 mg/kg*h nel caso di colture sensibili.

Caratteri addizionali di qualità sono costituiti dalla inattivazione dei semi infestanti e dalla assenza di fitotossicità: nel primo caso le condizioni di tempo-temperatura necessarie per la riduzione della carica patogena risultano generalmente sufficienti allo scopo, mentre il problema della fitotossicità è spesso legato ad un eccesso di ammoniaca, sicché il grado di stabilizzazione della sostanza organica diventa importante (U.S.EPA. 1989).

Tra gli aspetti gestionali è poi necessario non dimenticare il ruolo determinante che una precisa e corretta analisi di mercato assume nella buona riuscita di una iniziativa di riciclaggio della sostanza organica, al fine di evitare che le spese sostenute per i diversi trattamenti si rivelino inutili per l'inesistenza del mercato in grado di assorbire il prodotto. Questo fatto, però, non esclude che sia opportuno prevedere possibili alternative di smaltimento dei prodotti organici per far fronte sia a momentanee deficienze impiantistiche ordinarie e straordinarie, sia a situazioni occasionali di difficile collocazione del prodotto o di sua scaduta qualità.

CONCLUSIONI

La possibilità di riciclare convenientemente la sostanza organica, contribuendo contemporaneamente alla soluzione del problema dello smaltimento dei rifiuti, non dipende esclusivamente dalla adozione di appropriati strumenti tecnologici, ma anche di quelli legislativi e gestionali.

Alla legislazione si chiede di rivolgere maggiore attenzione ai fattori di utilità, e quindi all'aspetto del riciclaggio, rispetto a quelli di pericolosità, riferiti prevalentemente all'aspet-

to dello smaltimento, così da imporre condizioni e parametri che garantiscano standards qualitativi validi ed efficaci.

Relativamente agli aspetti gestionali, non va dimenticato che il riciclo della sostanza organica rappresenta un importante elemento di un sistema integrato teso al recupero materiale ed energetico dei rifiuti e che l'esistenza di un adeguato mercato in grado di assorbire il prodotto offerto è condizione necessaria per il buon esito di qualsiasi iniziativa nel settore.

Bibliografia

- CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE: *Guida alla utilizzazione in agricoltura dei fanghi derivanti dai trattamenti biologici delle acque di scarico urbane*. Quaderni monografici AQ/2/13, Roma, 89 pp., 1982
- DE BERTOLDI M., FERRANTI, M.P., L'HERMITE P., ZUCCONI F.: *Compost: production, quality and use*. Elsevier Applied Science Publ. Ltd., Barking (UK), 853 pp., 1987.
- PANI E.: *Ecocodice*. Levante Editori, Bari (I), 705 pp., 1990.
- SPINOSA L.: *Tecniche di produzione del compost*. Convegno sul tema "Linee guida per una corretta gestione del problema rifiuti", Lecce (I), 25-27 Ottobre, 1990.
- U.S.EPA: *In-vessel composting of municipal wastewater sludge*. EPA Report 625/8-89/016, Cincinnati (OH, USA), 177 pp., 1989.
- WILLSON G.B., DALMAT D.: *Measuring compost stability*. Biocycle, Agosto, 34, 1986.

Tecnologie e impianti per il riciclo delle biomasse di rifiuto e di scarto

P. Amirante*, G.C. Di Renzo**

Riassunto – Nella presente nota vengono illustrate le diverse tecnologie disponibili per l'umificazione della sostanza organica. L'analisi critica prende le mosse dalla descrizione delle soluzioni impiantistiche, senza trascurare l'esame degli aspetti inerenti la valutazione dell'impatto ambientale. Tale esame, svolto sulla base di diverse esperienze maturate nel settore, porta alla conclusione che, allo stato attuale, i sistemi di tipo chiuso risultano i più affidabili dal punto di vista impiantistico e della salvaguardia dell'ambiente. Infatti, solo controllando in modo puntuale i parametri ambientali, vale a dire la temperatura e l'umidità atmosferica, è possibile evitare forti perdite di prodotti volatili dalla biomassa in fermentazione.

INTRODUZIONE

Lo sviluppo delle attività industriali e civili nei Paesi tecnologicamente avanzati provoca una pressione antropica sul territorio che si ripercuote negativamente sull'ambiente e sulle attività produttive che da esso dipendono. L'agricoltura, in particolare, subisce un duplice danno dovuto sia al depauperamento dei suoli di sostanza organica e di elementi nutritivi asportati con le produzioni, sia a causa dell'immissione, talvolta incontrollata, di agenti inquinanti di origine industriale o civile (Finstein e Miller, 1983). Tuttavia risulta necessario soddisfare la sempre crescente esigenza di smaltire i rifiuti e gli scarti a costi contenuti.

Pertanto, a fronte di quella che attualmente è considerata l'unica soluzione per lo smaltimento "innocuo" dei rifiuti, vale a dire la discarica controllata, è necessario mettere a punto tecnologie e realizzare impianti per il recupero delle biomasse e per il relativo riciclaggio nel settore agricolo, al fine di distribuire in campo materiali sottoposti a un'ideale trasformazione e, quindi, con un giusto livello di umificazione delle sostanze organiche in essi presenti (Sequi, 1983).

L'impiego dei rifiuti in agricoltura è auspicabile in quanto, anche ipotizzando la completa utilizzazione della sostanza organica contenuta nelle migliaia di tonnellate di rifiuti urbani e agro-industriali prodotti in Italia, non sarebbe possibile soddisfare il fabbisogno di fertilizzanti organici del settore agricolo (De Bertoldi e Zucconi, 1980). Tuttavia l'utilizzazione dei rifiuti deve essere condizionata a un attento controllo della relativa composizione chimica, al fine di individuare eventuali sostanze tossiche o nocive e, quindi, evitare fenomeni di inquinamento del terreno che possono dar luogo ad alterazioni irreversibili. Inoltre, appare indispensabile sottoporre la sostanza organica, prima della somministrazione in campo, a un processo di trasformazione biologica che ne modifichi profondamente la struttura e dia luogo a composti dotati di elevata stabilità e compatibili con le colture praticate.

I rifiuti che, secondo il significato letterale della parola, sono quei materiali che non possono essere riutilizzati, hanno un'origine molto recente e legata ai fenomeni di intensa

* Istituto di Meccanica Agraria, Università di Bari

** Dipartimento Tecnico-Economico per il Territorio, Università della Basilicata

urbanizzazione e industrializzazione che hanno caratterizzato il nostro secolo. Infatti in natura non esiste un vero rifiuto, ogni materiale trova la sua utile collocazione nel ciclo trofico degli organismi viventi, poiché la produzione del rifiuto avviene generalmente in modo distribuito nel tempo e nello spazio. Invece, i grossi agglomerati urbani e gli insediamenti industriali presentano caratteristiche completamente opposte, in quanto i materiali residui dalle attività civili e produttive vengono creati con continuità e in quantità tali da creare condizioni di inquinamento ambientale dovuto all'accumulo e alla scarsa capacità dell'ecosistema di riciclarli.

Alla luce di quanto innanzi è possibile classificare i rifiuti in base alla loro origine, vale a dire: i residui solidi urbani, i rifiuti industriali, i fanghi e i residui agricoli.

TECNOLOGIA DI COMPOSTAGGIO

Gli impianti per il riciclo delle biomasse di rifiuto e di scarto sono stati da sempre considerati come un capitolo del più ampio problema dello smaltimento dei rifiuti o della loro possibile valorizzazione.

Finora il problema è stato sempre scarsamente considerato, in relazione al necessario contenimento dei costi per lo smaltimento dei rifiuti e per tale motivo le pratiche più comuni per la relativa eliminazione si sono limitate alla discarica, più o meno controllata e alla termodistruzione, ove possibile ed economicamente conveniente. Solo da pochi anni, la spinta di una crescente coscienza ambientale e la più severa regolamentazione del settore, si sono aperte per i rifiuti vie di recupero alternative all'invio alla discarica (Zucconi, 1983).

Le tecnologie sviluppate negli ultimi anni hanno proposto l'utilizzo dei residui organici secondo i sistemi di recupero di tabella 1.

Allo stato attuale si ritiene che il compostaggio (decomposizione biologica della sostanza organica in condizioni aerobiche) sia la tecnologia più valida, sia sotto l'aspetto del recupero della sostanza organica che sotto l'aspetto ambientale. Infatti, in determinate condizioni climatiche, la decomposizione microbica della sostanza organica conduce spontaneamente alla formazione di prodotti, più o meno umificati, destinati ad essere riciclati in agricoltura come ammendanti o concimi organici. Tuttavia la problematica relativa al recupero deve essere affrontata in relazione alle caratteristiche di ogni rifiuto, in quanto, generalmente, i materiali richiedono trattamenti preliminari alla relativa riutilizzazione, effettuati con veri e propri impianti industriali per la trasformazione del rifiuto in

Tab. 1. Tecnologie di recupero delle biomasse di rifiuto

Recupero dei componenti	— processi chimico-fisici
	— processi meccanici
Conversione chimica	— gassificazione
	— idrolisi acida
Bioconversione	— compostaggio
	— fermentazione
	— idrolisi enzimatica

TAB. 2. Trattamenti preliminari richiesti per il compostaggio dei diversi tipi di rifiuti

R.S.U.	— dopo separazione degli inerti
Fanghi civili	— dopo parziale disidratazione e miscelazione con materiali organici ligno-cellulosici
Liquami zootecnici	— dopo concentrazione e miscelazione ad altri residui agricoli
Residui agroindustri- li (in fase liquida o so- lida)	— dopo parziale essiccazione con altri residui agricoli

prodotto riutilizzabile; pertanto il compostaggio della sostanza organica è possibile previo i trattamenti preliminari di tabella 2.

La tecnologia del compostaggio, che trae origine dalla necessità di disporre di succedanei del letame per le concimazioni organiche del terreno, può essere realizzata con impianti dotati di diversi livelli tecnologici, che in ogni caso devono dare luogo a un prodotto stabile dal punto di vista organico e compatibile con le prescrizioni di legge (Tortorella et al., 1990). In generale gli impianti sono costruiti con soluzioni tecnologiche tali da essere compatibili con le caratteristiche del prodotto da trattare, con il grado di automazione richiesto e, infine, con i costi dell'impianto dal punto di vista della realizzazione e della gestione.

Tuttavia, per una razionale conduzione del processo di trasformazione delle sostanze organiche di rifiuto in humus stabile, è necessario, preliminarmente, verificare che i rifiuti impiegati per la miscelazione siano privi di prodotti tossici o nocivi, che il rapporto tra il carbonio e l'azoto (C/N), nella massa posta in ossidazione sia prossimo a valori di 25, mentre l'umidità deve essere mantenuta intorno a valori del 65 % (Amirante e Di Renzo, 1990).

Va precisato che anche la fase di trasformazione deve essere seguita con attenzione; infatti, durante l'ossidazione termofila risulta molto importante il controllo della temperatura, che nelle prime ore di ossidazione deve raggiungere i 60 °C, per poi decrescere lentamente nel corso del seguente periodo di stabilizzazione. Pertanto va accuratamente controllata la temperatura, con sistemi per la somministrazione o la rimozione di energia termica; tale controllo va integrato con un'adeguata distribuzione di ossigeno al fine di evitare l'insorgere di condizioni anaerobiche e con una periodica verifica del tenore di umidità per evitare un rallentamento o addirittura un'interruzione dell'attività microbica (Jeris e Regan, 1973).

La gestione e il controllo del processo di ossidazione possono essere effettuati tramite una regolazione del livello termico della massa in ossidazione o del contenuto di ossigeno nella massa. In entrambi i casi, il controllo avviene attraverso l'immissione di aria; tuttavia nel primo caso la ventilazione della massa viene comandata con sonde termometriche localizzate nell'interno della miscela, sonde che quando raggiungono il set-point determinano l'arieggiamento del prodotto fino a quando non viene raggiunto il livello termico stabilito, mentre nel secondo l'arieggiamento è effettuato a intervalli regolari e con durate prestabilite.

Nella figura 1 sono invece riportate le temperature ottenute nel corso del compostaggio di fanghi grezzi di impianti civili in miscela con trucioli di legno con differenti flussi di aerazione, in reattore statico di laboratorio (Coppola, 1983).

I valori ottimali per la ventilazione della massa nei reattori statici sono compresi nell'intervallo tra 0,1 e 0,22 dm³/m³s; se la portata di aria è maggiore di 0,22 dm³/m³ s il

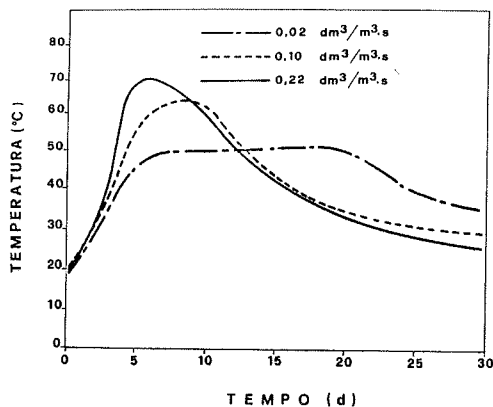
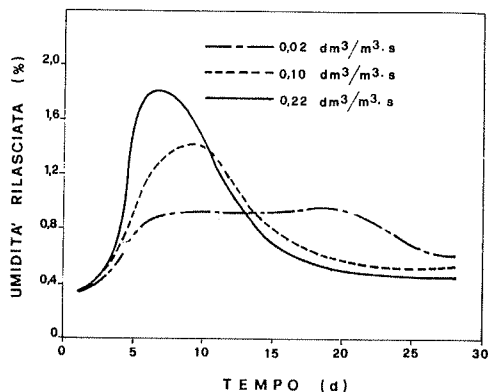


Fig. 1 - Andamento della temperatura registrata nel corso del processo di ossidazione dei fanghi grezzi in miscela con trucioli di legno, con differenti flussi di aereazione.

Fig. 2 - Andamento dell'umidità nel corso del processo di ossidazione di fanghi grezzi in miscela con trucioli di legno, con differenti flussi di aereazione.



raffreddamento della massa è eccessivo e non si svolgono in modo adeguato i processi di ossidazione, mentre nel caso di portate inferiori a $0,02 \text{ dm}^3/\text{m}^3 \cdot \text{s}$ si determina una scarsa formazione di acidi umici e non si ha la sanitizzazione del prodotto (Coppola, 1983). Tuttavia l'esposizione della massa in ossidazione all'aria determina una perdita di umidità in funzione della portata di aria che entra in contatto con la massa in ossidazione.

Dai dati sperimentali (Fig. 2) risulta che una perdita di umidità pari al 50% del contenuto iniziale avviene in 14 d, 11 d e 9 d rispettivamente per portate di aria di $0,02$, $0,1$ e $0,22 \text{ dm}^3/\text{m}^3 \cdot \text{s}$ (Coppola, 1983). Tale perdita di umidità è necessaria in quanto la miscela inizia la fermentazione con il 65 % di contenuto di acqua, mentre il compost finale deve avere un tenore di acqua inferiore al 30 %, tuttavia deve avvenire progressivamente e in parallelo all'evolversi dei processi di trasformazione della sostanza organica. Questi valori si riferiscono a compostaggio avvenuto in impianti statici di laboratorio con una omogenea distribuzione dell'aria.

Negli impianti industriali l'ossidazione può avvenire anche attraverso tecnologie meno costose e cioè per afflusso naturale dell'aria, per movimentazione della biomassa o con sistemi misti. È evidente che in tali condizioni risulta particolarmente importante il controllo dell'attività dei microrganismi, sia per il regolare svolgimento del processo che per la sanitizzazione della sostanza organica.

In definitiva, quindi, la produzione di compost è una tecnologia complessa, il cui risultato finale è funzione di numerose variabili quali i materiali utilizzati in miscela, l'impianto ed il sistema di conduzione, il controllo microbiologico della massa, le condizioni ambientali e le valutazioni iniziali e finali, sia dal punto di vista sanitario che legislativo del materiale impiegato e del materiale finale ottenuto. Da quanto innanzi si evince che, affianco alle competenze ingegneristiche, necessarie per la costruzione e il controllo della funzionalità dell'impianto, vanno considerate, a monte e a valle della tecnologia impiegata: le competenze chimico-agrarie, agronomiche, microbiologiche, legislative ed economiche.

Si precisa, infine, che dopo la fase di ossidazione termofila, risulta necessaria una maturazione mesofila, più o meno prolungata, seguita poi da una serie di operazioni complementari che variano a seconda del sistema di commercializzazione del compost. Infatti, dopo la maturazione, la biomassa potrebbe essere distribuita con appositi spandiletame direttamente in campo con costi ridotti; attualmente, nella maggior parte dei casi, il compost è destinato a colture di pregio, per cui viene commercializzato, a costi più elevati, e distribuito, previa manipolazione costituita dalle seguenti operazioni: cernita, essiccazione, formazione di granuli (o pellets) e confezionamento.

IMPIANTI DI TRATTAMENTO

In relazione alla tecnologia impiantistica adottata, gli impianti per il compostaggio dei rifiuti vengono classificati secondo le modalità di controllo dei parametri ambientali ove viene effettuato il processo di ossidazione, vale a dire se il processo di compostaggio è realizzato all'aperto (sistemi aperti) o in ambiente protetto (sistemi chiusi) (De Bertoldi et al., 1982).

SISTEMI APERTI

Nei sistemi aperti la miscela dei materiali da sottoporre a ossidazione viene disposta su platee di calcestruzzo impermeabilizzate e drenate in cumuli a sezione trapezia con base di 3-5 m e altezza massima generalmente non superiore ai 2,5 m. Con tale tipo di sistemazione, il rapporto superficie occupata/volume del cumulo, che può raggiungere una lunghezza di 60-100 m, risulta pari a 0,5, considerando una massa volumica della miscela pari a 1.030 kg/m³. Tuttavia, pur consentendo un buono sfruttamento della superficie impegnata per la trasformazione, il sistema in cumulo presenta diversi problemi relativi alla omogenea sanitizzazione e ventilazione della massa. Infatti non potendo controllare in modo adeguato la temperatura del cumulo è molto difficile che il prodotto raggiunga in modo omogeneo un livello termico tale da consentire una distruzione della microflora nociva. A ciò si aggiunge la non omogenea ventilazione del prodotto nell'interno del cumulo che causa la formazione di sacche che subiscono fermentazioni anomale e in alcuni casi sono interessate da processi anaerobici. Infatti, risulta molto difficile assicurare, attraverso processi di diffusione naturale, alla microflora presente nella massa, la quantità di ossigeno necessaria per un'ottimale trasformazione della sostanza organica e per la produzione delle sostanze umiche.

Per sopperire a tali problemi negli impianti di tipo statico sono stati introdotti sistemi di arieggiamento basati sul rivoltamento della massa o sulla sua ventilazione forzata. Negli impianti industriali, il rivoltamento viene realizzato con una o più pale meccaniche che avanzando lungo il cumulo esercitano un'azione di amminutamento degli aggregati

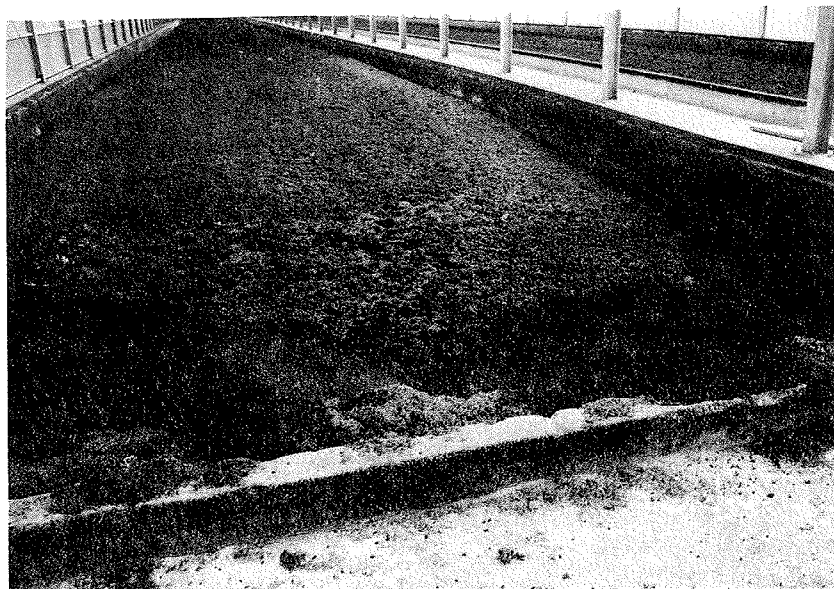


Fig. 3 – Impianto di compostaggio con fossa rettilinea.

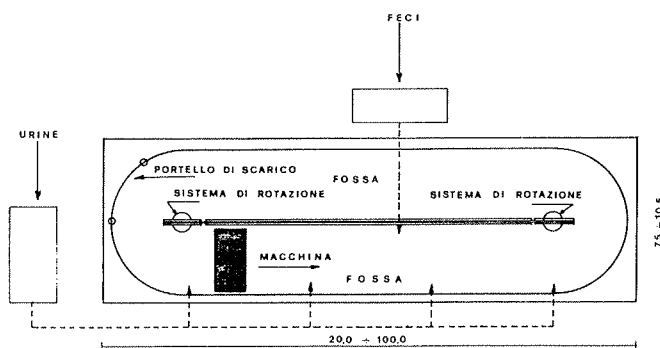


Fig. 4 – Schema di un impianto per il compostaggio con fossa del tipo di carosello.

formati, un arieggiamento del materiale e infine un'omogeneizzazione del cumulo, con una conseguente migliore uniformità, nelle fasi di ossidazione e formazione degli acidi umici. L'azione meccanica può risultare molto energica; in tal caso la proliferazione dei microrganismi viene disturbata e il rivoltamento del cumulo all'aperto non consente un puntuale controllo della temperatura, in quanto si verifica una fase di raffreddamento, per cui la temperatura dei rifiuti in fase di trasformazione subisce variazioni che possono rallentare sensibilmente la trasformazione della sostanza organica.

L'arieggiamento forzato, con insufflamento o aspirazione di aria dalla parte bassa del cumulo, può essere realizzato con impianti molto semplici ed economici. Infatti, risulta necessario solo un adeguato dimensionamento dei volumi di aria che si intende erogare per

definire in modo puntuale le sezioni delle tubazioni e delle bocche di erogazione e/o aspirazione dell'aria, nonché la portata e la prevalenza dei ventilatori. Tuttavia appare necessario porre una grande attenzione alla realizzazione del cumulo e in particolare alla uniforme distribuzione del materiale intorno al tubo destinato all'arieggiamento, al fine di evitare di creare canali preferenziali e la formazione di sacche di prodotto in condizioni di anaerobiosi.

Nei cumuli statici di tipo tradizionale la stabilizzazione della sostanza organica in composti umici avviene in un periodo di 180 d circa, invece nel caso di cumuli rovesciati o insufflati con aria, tale periodo può ridursi fino a circa 60-90 d.

SISTEMI CHIUSI

Nei sistemi chiusi la fermentazione avviene in un ambiente completamente controllato, generalmente si tratta di veri e propri reattori ad asse orizzontale o verticale. Nei sistemi ad asse orizzontale il materiale è distribuito in cumuli di altezza non superiore ai 3 m. I reattori orizzontali generalmente sono costituiti da una platea in calcestruzzo impermeabilizzata e dotata di opportuno drenaggio di eventuali liquidi di percolo, sulla quale è delimitata attraverso trincee l'area ove va distribuito il materiale. Le trincee possono essere rettangolari (Fig. 3) o ellittiche (Fig. 4); in entrambi i tipi di impianto, la gestione è generalmente di tipo dinamico, vale a dire il prodotto viene periodicamente rivoltato e fatto avanzare verso il punto di scarico. In questi impianti l'arieggiamento della massa in fermentazione è demandata al semplice rivoltamento; in tal caso, anche se risulta possibile un'azione di disturbo sull'attività dei microrganismi, non si incorre in problemi relativi all'eccessiva perdita di calore, in quanto i cumuli sono localizzati in un ambiente protetto, in cui l'effetto serra, generato dalle superfici trasparenti, determina un incremento della temperatura ambientale e quindi un più rapido raggiungimento dei livelli termici necessari per la sanitizzazione e per l'attivazione del processo di umificazione nella massa.

Il rivoltamento viene, in genere, effettuato impiegando idonee macchine rivoltatrici con le quali è possibile ridurre notevolmente l'impiego di manodopera e automatizzare completamente l'impianto. Le macchine utilizzate per tale operazione sono generalmente montate su ruote che scorrono su rotaie o in corsie; la velocità di avanzamento della macchina è molto ridotta e generalmente non supera i 20 mm/s, anche se in alcuni impianti scende fino a 6 mm/s. Il sistema di rivoltamento e spostamento del prodotto può essere realizzato con attrezzi sagomati a vangheggia calettate, con angolazione di circa 35° rispetto alla verticale, su di un albero a gomiti (Fig. 5). In tali macchine l'azione combinata dell'avanzamento e della rotazione dell'albero, con verso opposto alla direzione di avanzamento, impone alle zappette una traiettoria che le fa penetrare nella massa in ossidazione con una conseguente azione di rivoltamento e di spostamento degli aggregati della miscela verso la parte posteriore.

Un'altra soluzione tecnologica prevede l'esecuzione delle azioni di rivoltamento e di spostamento con una o più viti senza-fine, ad asse verticale, immerse nella massa di materiale in ossidazione, mentre la traslocazione del prodotto viene effettuata con un rotore ad asse orizzontale, sul quale sono montate perifericamente dei cucchiaini o tazzine (Fig. 6).

In entrambi i casi la biomassa viene rivoltata e spostata in verso opposto a quello di avanzamento della macchina.

In alcuni impianti, ad integrazione dell'arieggiamento determinato dal rivoltamento, viene previsto un sistema di distribuzione di aria che, localizzato nella parte inferiore del

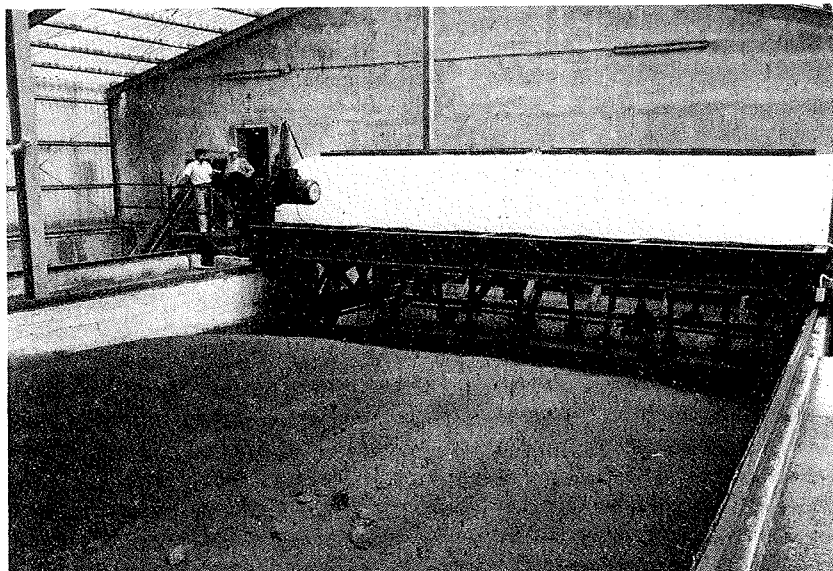


Fig. 5 – Operazione di rivoltamento del prodotto realizzata disposta in fossa rettangolare.

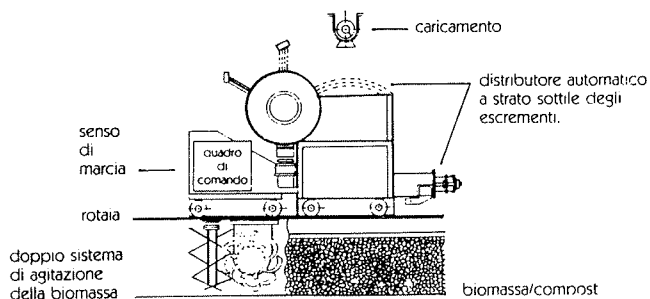


Fig. 6 – Schema di una macchina per il rivoltamento del prodotto con rotore a cucchiaini e coclee.

cumulo, può aspirare o erogare aria, al fine di aumentare l'ossidazione del prodotto.

In questi impianti, il tempo di trasformazione della sostanza organica in humus avviene in periodi che oscillano da 20 a 60 d, in relazione alle modalità con cui è stato condotto il processo.

In alcuni casi, ove la trincea è di tipo a carosello, la distribuzione del prodotto fresco non avviene nel punto iniziale del percorso, bensì in modo uniforme ed in strato sottile sul prodotto già in ossidazione; tale operazione, eseguita contemporaneamente al rivoltamento, consente di realizzare un rapido riscaldamento del prodotto fresco, un repentino inizio del processo di trasformazione e, infine, una buona omogeneizzazione della massa in fermentazione. Va precisato tuttavia che la distribuzione del prodotto fresco viene realizzata su circa il 60 % della superficie del carosello, mentre il restante 40 % costituisce l'area più prossima alla zona di scarico in cui è presente il compost in fase di maturazione.

Un'attenzione particolare va rivolta ai reattori orizzontali a tamburo, nei quali viene effettuata la parte di ossidazione termofila e successivamente il prodotto è trasferito in cumuli per la maturazione. In tali impianti, molto impiegati per la preparazione di compost da residui solidi urbani, il prodotto raggiunge livelli termici di 70° C molto rapidamente nell'interno del tamburo che, ruotando, determina una buona omogeneizzazione dei componenti, una disgregazione degli aggregati, per l'azione di attrito sulle pareti e su idonee palette radiali disposte nell'interno del cilindro e, infine, un'ossigenazione dell'intera massa.

I reattori verticali, costituiti da silos in acciaio o calcestruzzo dotati di portelli di carico e scarico, sono particolarmente idonei per piccoli impianti pilota; allo stato attuale non sono molto diffusi a livello industriale, in quanto, pur essendo caratterizzati da un ottimo rapporto volume di biomassa in fermentazione/spazio occupato, presentano alcuni limiti in relazione alle modalità di ventilazione della massa. Infatti nei reattori con asse verticale lo spessore del prodotto è superiore ai 5 m, pertanto risulta molto difficile realizzare uno strato omogeneo di biomassa che sia uniformemente attraversato dal flusso d'aria, senza che si creino zone ove i microorganismi proliferano in carenza di ossigeno.

Inoltre, va considerato che nel caso di strati di biomassa con spessore superiore ai 3 m, l'aria si arricchisce progressivamente di anidride carbonica e si impoverisce di ossigeno, pertanto se l'aerazione avviene per aspirazione dal basso, gli strati inferiori riceveranno un apporto di ossigeno molto limitato oppure, nel caso in cui il dimensionamento della portata del ventilatore venga effettuato considerando il fabbisogno degli strati inferiori, si determinerà un forte raffreddamento degli strati superiori con un'elevata perdita di umidità o addirittura disseccamento della massa.

Un'interessante evoluzione dei reattori ad asse verticale è costituita da un frazionamento dello spessore con la realizzazione di sistemi per il dosaggio dell'aria a diverse profondità della miscela in ossidazione.

CONCLUSIONI

Il problema relativo allo smaltimento dei rifiuti, a parte i riflessi di natura economica che vanno opportunamente valutati, va affrontato tenendo presente che ove non risulti possibile il recupero diretto delle componenti organiche distinte per tipologia del prodotto, il sistema ottimale per il riciclo delle suddette sostanze ai fini della conservazione dell'ambiente è quello del processo di bio-conversione per ossidazione termofila della sostanza organica, fino a determinarne attraverso la successiva maturazione mesofila la completa umificazione.

Tale processo può avvenire in impianti che presentano soluzioni tecnologiche differenti, che rispondono a esigenze economiche diverse, tuttavia va considerato che anche la pratica del compostaggio presenta elevati problemi di impatto ambientale, che devono essere accuratamente valutati. Pertanto, alla luce di diverse esperienze maturate nel settore, risulta possibile affermare che, allo stato attuale, i sistemi di tipo chiuso risultano i più affidabili dal punto di vista impiantistico e della salvaguardia dell'ambiente. Infatti, solo controllando in modo puntuale i parametri ambientali, vale a dire la temperatura e l'umidità atmosferica, è possibile evitare forti perdite di prodotti volatili dalla biomassa in fermentazione. Tali perdite non solo si concretizzano in un'impoverimento sostanziale del prodotto, ma anche in un inquinamento atmosferico di sensibile entità. Infatti possono liberarsi ammoniaca, idrogeno solforato, metilmercaptani, ecc.

Infine, appare necessario migliorare le tecnologie di controllo e di gestione automatica

del processo, al fine di ridurre gli interventi degli operatori semplici controlli, poiché l'azionamento delle attrezzature e la loro gestione potrebbero essere eseguiti con un'accurata distribuzione di sensori nell'interno dell'impianto di compostaggio. In tal modo, risulterebbe possibile verificare in continuo l'andamento del processo di trasformazione della biomassa e gestire in modo automatico il funzionamento di tutte le attrezzature dalla fase di carico del prodotto fresco fino al confezionamento del compost stabilizzato.

Bibliografia

- AMIRANTE P., DI RENZO G.C.: *Recenti tecnologie di trattamento dei reflui oleari*. Atti del Seminario Internazionale "Olio d'oliva e olive da tavola: tecnologia e qualità", Pescara 12-13 aprile 1990.
- COPPOLA S.: *Fertilizzanti organici dai fanghi*. Atti del Simposio internazionale su "Biological Reclamation and Land Utilization of Urban Waste", Napoli, 11-14 ottobre 1983.
- DE BERTOLDI M., VALLINI G., PERA A., ZUCCONI F.: "Comparison of three windrow compost systems". *Bio Cycle* 23(2), 1982.
- DE BERTOLDI M., ZUCCONI F.: *Microbiologia della trasformazione dei rifiuti solidi urbani in compost e loro utilizzazione in agricoltura*. Ingegneria Ambientale, vol. 9, n. 3, 1980.
- FINSTEIN M., MILLER F.: *Il compostaggio come ecosistema: controllo del processo nel trattamento dei rifiuti*. Atti del Simposio internazionale su "Biological Reclamation and Land Utilization of Urban Waste, Napoli, 11-14 ottobre 1983.
- JERIS J.S., REGAN R.W.: *Controlling environmental parameters for optimum composting (Part I)*; 1973. *Compost Sci.* 14(1): 10-15.
- SEQUI P.: *Il ruolo della sostanza organica nel terreno agrario e i problemi dell'agricoltura moderna*. Atti del Simposio internazionale su "Biological Reclamation and Land Utilization of Urban Waste, Napoli, 11-14 ottobre 1983.
- TORTORELLA L., FRASSINETTI S., TONELLI M.: "Igienizzazione dei fanghi mediante diversi sistemi di compostaggio", *Agricoltura e Ricerca* n. 100, aprile 1990.
- ZUCCONI F.: *Processi di biostabilizzazione della sostanza organica durante il compostaggio*. Atti del Simposio internazionale su "Biological Reclamation and Land Utilization of Urban Waste, Napoli, 11-14 ottobre 1983.

Il compostaggio di concentrati di reflui oleari

Prove sperimentali in un impianto pilota statico ad asse verticale

P. Amirante*, G. Brunetti*, N. Senesi*, G. C. Di Renzo**, T. M. Miano**

Riassunto – Nel presente poster vengono illustrati i risultati di prove di compostaggio di fanghi di reflui oleari. Queste prove hanno consentito di constatare che tali materiali possono essere agevolmente umificati in reattori, purché siano opportunamente miscelati con altri sottoprodotti agricoli vegetali e animali. Inoltre, il confronto con altri ammendanti presenti in commercio ha consentito di evidenziare che il compost ottenuto da fanghi prodotti negli impianti di concentrazione delle acque reflue dei frantoi oleari potrebbe rientrare nei limiti imposti dalla legislazione vigente e risultare competitivo, dal punto di vista della qualità, nei confronti di altri ammendanti attualmente commercializzati.

INTRODUZIONE

Per la depurazione dei reflui delle industrie agroalimentari, in particolare per le acque di vegetazione, appare necessario che vengano realizzati interventi volti a trasformare il carico organico in essi presente, in modo tale da ottenere un possibile agente di fertilità del terreno, nella salvaguardia dell'ambiente.

Per tale motivo è stato studiato un ciclo di smaltimento delle acque reflue dei frantoi per il recupero della sostanza organica contenuta nei fanghi prodotti nella depurazione, attraverso un trattamento che permetta di produrre degli "ammendanti organici" da reimpiegare per la fertilizzazione delle aree di produzione.

MATERIALI E METODI

In relazione a tali considerazioni è stata eseguita una sperimentazione per la realizzazione di un processo di compostaggio per trasformare il fango rinveniente dalla depurazione dei reflui oleari, in miscela con altre sostanze (residui agricoli e zootecnici), in un ammendante organico. Ciò al fine di operare una trasformazione chimica e microbiologica, della sostanza organica presente, in ambiente controllato per quanto riguarda il grado igrometrico, la temperatura e l'ossigeno.

L'obiettivo è stato quello di ottenere un prodotto equilibrato dal punto di vista organico e con le qualità prescritte per un compost, vale a dire con le seguenti caratteristiche:

- un contenuto minimo del 20% di sostanza organica sul tal quale;
- un contenuto minimo del 30% di sostanza organica sul secco;
- un valore massimo di 30 nel rapporto Carbonio/Azoto (C/N);
- un contenuto massimo di Azoto (N) 1% sulla s.s..

Per lo svolgimento delle prove è stato realizzato un prototipo di fermentatore, della capacità di circa 0,4 m³, dotato di un sistema per il controllo e la regolazione della quantità

* Università di Bari

** Università della Basilicata, Potenza

TAB. 1. Parametri chimici di fertilità dei fanghi, rinvenuti dalla concentrazione delle acque reflue dei frantoi oleari, impiegati per le prove sperimentali

Parametro	A.V. Tal quale	A.V. Conc. U.F.	A.V. Conc. O.I.
pH	4.89	5.06	5.08
Conduc. El. a 15 °C (ms cm ⁻¹)	8.6	23.8	27.9
Solidi Totali (g/l)	35.62	166.10	60.55
Solidi sospesi (g/l)	1.63	1.18	0.07
Carbonio tot. (g/l)	17.70	71.45	29.34
Carbonio in. (g/l)	0.012	0.035	0.018
Carbonio or. (g/l)	17.69	71.41	29.32
Azoto tot (g/l N)	0.273	1.176	0.126
Fosforo tot (g/l P ₂ O ₅)	0.458	1.855	0.344
Potassio tot. (g/l K ₂ O)	5.32	23.96	17.54
Polifenoli (g/l)	0.330	1.256	0.805
Densità a 20 °C	1.073	1.014	1.025

di ossigeno e della temperatura della massa, nel quale sono state condotte le prove di compostaggio, miscelando concentrato ottenuto con processi di ultrafiltrazione e osmosi inversa, avente le caratteristiche chimico-fisiche riportate in Tab. 1. La paglia, prima della miscelazione con il concentrato, è stata sottoposta a frantumazione molto spinta e, inoltre, la miscela è stata arricchita con sottoprodotti a elevato tenore di azoto (solfato ammonico, pollina, deiezioni suine, ecc.), per portare il rapporto carbonio/azoto a valori prossimi a 25.

Al fine di eseguire una valutazione comparativa con altri prodotti attualmente commercializzati, sono state eseguite le analisi chimiche sui seguenti campioni:

– campione “A1”, ottenuto dopo la fermentazione di concentrato di reflui oleari miscelati in rapporto 4:1 con paglia arricchita con solfato ammonico (dopo 10 giorni di fermentazione);

– campione “A2”, ottenuto dopo la fermentazione di concentrato di reflui oleari miscelati in rapporto 4:1 con paglia arricchita con solfato ammonico (dopo 30 giorni di fermentazione);

– campione “B”, prodotto dopo la fermentazione di concentrato di reflui oleari miscelato in rapporto 10:1 con paglia e pollina;

– campione “D”, ottenuto con un processo di stabilizzazione e disidratazione in essiccatore, di fanghi provenienti da un depuratore di reflui civili.

La curva della temperatura durante il processo di compostaggio del campione B è indicata in Fig. 1.

RISULTATI E CONSIDERAZIONI

I valori delle proprietà chimiche generali dei quattro campioni studiati, riferiti in Tab. 2, risultano entro “i limiti di accettabilità per il compost ai fini della tutela ambientale” (G.U. n. 253 del 13/9/84 suppl. n. 52) per tutti i campioni per il carbonio organico totale, l'azoto totale, il rapporto carbonio azoto e il potassio totale. Il contenuto di umidità dei campioni A1, A2 e B risulta notevolmente più elevato del valore limite massimo, mentre il fosforo totale dei campioni A1 e A2 si colloca al di sotto del limite minimo accettabile e il valore del pH del campione B risulta leggermente superiore al valore massimo di 8.5.

I valori dei parametri chimici di qualità agronomica del carbonio organico nei campioni esaminati, da considerarsi determinanti sulla base delle più recenti disposizioni di legge in

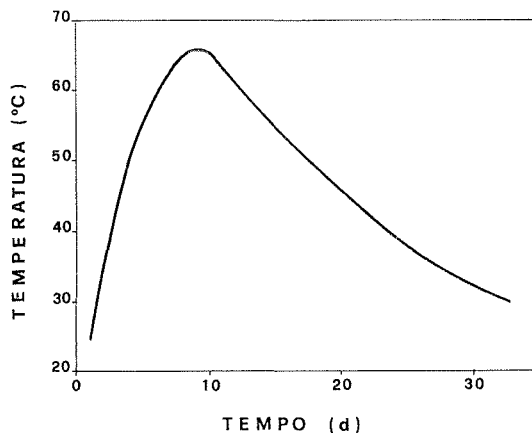


Fig. 1 Andamento tipico della temperatura durante la fase di ossidazione della miscela nel corso delle prove sperimentali.

materia (G.U. n. 29 del 4/2/91 suppl. n. 9), ai fini della valutazione del reale potere fertilizzante del compost, sono riferiti in Tab. 3. I dati sperimentali indicano chiaramente che, pur essendo i valori del carbonio organico totale al di sopra del limite minimo del 23% s. s. per tutti i campioni, in quelli contraddistinti dalle sigle A1, A2 e B il carbonio umificato risulta nettamente prevalente rispetto alla componente non umificata, così come chiaramente evidenziato sia dai valori del tasso di umificazione, mentre nel campione D tali valori sono molto più bassi.

L'indice di umificazione risulta poi, per i primi tre campioni, molto basso e prossimo allo 0, come tipicamente accade per il carbonio organico naturale nel terreno, mentre per il campione D il valore risulta più elevato, anche se accettabile.

Per quanto riguarda poi il contenuto di alcuni metalli inquinanti e/o a rischio, nei quattro compost esaminati appare evidente quanto segue (cfr. Tab. 4):

- per tutti i campioni i valori risultano al di sotto dei limiti di tossicità previsti dalla normativa vigente (G.U. n. 253 del 13/9/84 suppl. n. 52);

- nei campioni A1, A2 e B molti elementi risultano assenti ovvero presenti a valori molto bassi, lontani dai limiti indicati e quindi di limitato rilievo per quanto riguarda i rischi di tossicità da accumulo nel tempo;

- nel campione D l'As risulta presente in quantità oltre il doppio del limite e tutti gli altri metalli, ad eccezione del Se, sono presenti a valori piuttosto elevati, molto al di sopra dei valori corrispondenti degli altri tre campioni e con rischio palese di tossicità da accumulo.

CONCLUSIONI

In conclusione, il compostaggio effettuato sui concentrati prodotti in impianti di smaltimento delle acque reflue olearie, addizionato di solfato ammonico (A1 e A2) ovvero pollina (B), produce un materiale organico:

- di alto valore in elementi macro-nutritivi, nonostante i limiti per il contenuto di P_2O_5 e l'alto tenore di umidità, che comunque può essere abbassato con accorgimenti di processo nel futuro;

- di alta qualità agronomica per il contenuto in carbonio umico;

- con rischio di tossicità attuale e da accumulo ben al di sotto dei limiti. Invece il prodotto

TAB. 2. Valori delle proprietà chimiche generali dei quattro campioni di compost esaminati

Parametro	A1	A2	B1	D1	Limiti di Accetab.
pH (1:25)	6,9	6,9	8,8	7,3	68,5
Umidità %	69,9	80,7	74,2	7,0	-
Ceneri a 550 C % ss	28,8	34,0	39,6	44,8	-
Ceneri a 800 C % "	26,9	30,9	31,2	41,8	-
Carbonio Organico totale % ss	35,8	32,6	30,8	31,6	23
Azoto totale N % ss	3,5	3,8	3,8	3,7	1
Azoto Ammoniacale N % ss	-	-	0,46	0,54	-
C/N	10,2	8,6	8,1	11,3	-
Fosforo totale P O % ss	0,32	0,42	0,48	1,72	0,5
Potassio totale K 2O % ss	0,98	1,12	1,18	0,64	0,4

TAB. 3. Valori dei parametri chimici di qualità agronomica del carbonio organico dei quattro campioni di compost

Parametro	A1	A2	B1	D1
Carbonio organico totale % ss	35,8	32,6	30,8	31,6
Carbonio organico tot. estratto % ss	17,7	18,8	18,6	15,7
Carbonio umificato estratto % ss	14,4	16,9	13,6	9,0
Carbonio non umificato estratto % ss	2,8	1,9	5,0	6,7
Grado di umificazione (DH%)	84,2	89,5	73,4	57,2
Tasso di umificazione (HR%)	41,6	51,8	44,2	28,4
Indice di umificazione (HI%)	0,19	0,12	0,36	0,75

TAB. 4. Contenuto di metalli pesanti nei quattro campioni di compost esaminati

METALLI	A1	A2	B1	D1	Limiti di Tossicità
As mg/Kg ss	Ass	Ass	Ass	21,8	10
Bc " "	Ass	Ass	Ass	0,22	-
Cd " "	Ass	Ass	Ass	7,18	10
Co " "	0,59	1,19	0,32	5,83	-
Cr " "	33,1	35,8	27,4	111,1	500
Fe " "	3237	5056	2314	14201	-
Mn " "	148,3	194,5	234,3	342,6	-
Mo " "	4,14	5,55	4,15	3,44	-
Ni " "	21,0	29,3	14,0	140,6	200
Pb " "	Ass	Ass	Ass	134,4	500
Cu " "	55,9	29,3	60,3	373,4	600
Se " "	Ass	Ass	Ass	Ass	5
Zn " "	21,6	60,6	132,5	1337	2500

ottenuto con la stabilizzazione e la disidratazione di fanghi civili, pur presentando un buon contenuto di elementi macro-nutritivi, si qualifica di minore qualità agronomica, per il basso tenore in carbonio umico presente e l'elevato contenuto di metalli a rischio di tossicità da accumulo.

Le prove eseguite hanno consentito di constatare che il concentrato dei reflui oleari può essere agevolmente umificato in reattori, purché sia opportunamente miscelato con altri sottoprodotti agricoli vegetali e animali. Inoltre, il confronto con altri prodotti presenti in commercio evidenzia che il compost ottenuto da fanghi prodotti negli impianti di concentrazione delle acque reflue dei frantoi oleari potrebbe rientrare nei limiti imposti dalla legislazione vigente e risultare competitivo, dal punto di vista della qualità, nei confronti degli altri prodotti attualmente commercializzati.

Ammendamenti organici di qualità da biomasse di origine e provenienza diverse: aspetti produttivi e applicativi

G. Zorzi, A. Farneti**, F. Pinamonti*, S. Silvestri*, A. Cristoforetti**

INTRODUZIONE

Le attività agricole, zootecniche ed agroindustriali, così come quelle urbane producono una quantità ingente di rifiuti organici che, dopo opportuna trasformazione, possono essere reinseriti come fertilizzanti organici nei cicli produttivi, con benefici di ordine agronomico, economico ed ambientale. In quest'ottica va inquadrato il vasto programma sperimentale attivato dagli autori che si proponeva le seguenti finalità:

- sottoporre a trattamento di compostaggio materiali organici di origine e provenienza diverse impiegando metodologie e tecnologie di processo applicabili sia a livello industriale che su piccola scala;
- controllare l'andamento dei principali parametri fisici, chimici e biologici nel corso del processo;
- verificare la qualità dei prodotti finali;
- valutare le proprietà agronomiche dei compost ottenuti.

MATERIALI E METODI

La fase produttiva è stata condotta sia in provincia di Trento, presso l'impianto di compostaggio di Ischia-Podetti e nell'azienda dell'Istituto Agrario di S. Michele a/A, sia in provincia di Ragusa presso una piattaforma sperimentale appositamente allestita per questo specifico programma di ricerca.

Le soluzioni tecnologiche e metodologiche adottate, le biomasse trattate e le composizioni dei cumuli sperimentali, sono riportate in Tab. 1. In tutti i casi l'andamento del processo è stato seguito attraverso il controllo ogni 2-3 giorni della temperatura (con sonda portatile) e dell'umidità (per essiccamento dei campioni a 105°C), nonché mediante una serie di indagini analitiche eseguite sui campioni prelevati a cadenze di 20 giorni e a fine processo.

La sperimentazione agronomica ha interessato un'ampia gamma di colture agrarie, che vanno dall'orticoltura di pieno campo (pomodoro, peperone e cetriolo) all'agrumicoltura (arancio e clementine) nel territorio ragusano, e dalla fruttivoltura (concimazione di impianto, pacciamatura, buca di piantagione) al recupero di aree degradate (cave dimesse, frane, discariche esaurite e piste da sci) nel territorio trentino. In entrambe le realtà i

*Istituto Agrario S. Michele all'Adige (TN)

**Snamprogetti Ecologia Fano (PS)

TAB. 1. Tecnologie e metodologie delle unità di compostaggio. Materie prime sottoposte a processo

	IMPIANTO DI ISCHIA-PODETTI	AZ. ISTITUTO AGRARIO S.MICHELE	PIATTAFORMA SPERIMENTALE RAGUSA
Ricezione materie prime	- silos orizzontali in c.a. per i fanghi (480 mc) - area asfaltata per rifiuti in genere (700 mq)	unica piazzola per tutte le tipologie di rifiuti	unica piazzola per tutte le tipologie di rifiuti
Triturazione	mulino a rotore orizzontale con 48 martelli; capacità oraria di 20-40 mc; P=124 kW	assente	trituratore-cippatore con 64 martelli e 2 lane; capacità lavorativa 6-10 mc/h; (33 kW)
Miscelazione	pala gommatà	pala applicata a trattrice	pala gommatà
Dimensione dei cumuli	sezione trapezoidale B=5.5 b=1.5 h=1.8 L=50 volume cumulo = 315 mc	sezione trapezoidale B=3.0 b=1.7 h=1.7 L=21 volume cumulo = 84 mc	sezione trapezoidale B=2.5 b=1.0 h=1.5 L=11 volume cumulo = 20.6 mc
Durata del processo	75-90 giorni	80-90 giorni	60- 90 giorni
Rivoltamento delle masse	macchina semovente dotata di fresa convogliatrice basculante e nastro trasportatore raschiante; capacità oraria di 100 mc/h (40 kW)	dispositivo con albero rivoilatore rotante a zeppe di lunghezza 2 m applicato a trattrice; avanzamento di 300 m/h (Triter)	pala gommatà
IN rivoltamenti	10	9	5
Cadenza giorni	3-6-9-16-23-30-40-55-70-85	3-6-9-15-22-30-45-59-75	8-15-30-45-65
Aerazione forzata	assente	assente	sistema di insufflazione e aspirazione di aria con canalette centrali e tubi forati in PVC; portata ventilatori = 1200 Nm ³ /h
Raffinamento	Tramoggia di carico, nastro elevatore (17 kW), rotovaglio (10-25 mm); capacità oraria di 10-20 mc	Vagliatura manuale (20 mm) con rete a piano inclinato	Vagliatura manuale (11-17 mm) con rete a piano inclinato
Piani di miscelazione	cum. A - cortecce 67% - fanghi 33% cum. B - cortecce 33% - organico RSU 34% - fanghi 33% cum. C - cortecce 33% - organico RSU 67%	cum. D - cortecce 75% - pollina 25% cum. E - graspi 40% - vinacce 35% - pollina 25% cum. F - cortecce 70% - fanghi 30% cum. G - vinacce 40% - pollina 40% - trucioli 20%	cum. H - sarmenti 25% - scarti agricoli 25% - fanghi 50% cum. I - cortecce 10% - sarmenti 17% - scarti agricoli 10% - fanghi 18% - organico RSU 37% cum. L - cortecce 50% - scarti agricoli 25% - fanghi 25% cum. M - cortecce 25% - scarti agricoli 15% - fanghi 15% - organico RSU 45%

TAB. 2. Caratterizzazione analitica dei materiali in corso di trasformazione

	TEMPO DI PROCESSO (giorni)	CUMULI										
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	L	M
Ig %	0	5.4	6.5	8.5	31.0	33.6	23.0	0.0	1.1	5.0	17.5	49.5
	20	38.5	-	-	-	58.0	-	14.0	8.4	32.5	59.0	48.0
	40	50.7	16.0	50.0	66.0	-	77.0	-	40.6	67.5	86.5	80.5
	60	52.5	-	-	-	69.0	-	25.0	57.0	72.0	76.0	92.5
	80	82.7	54.0	82.0	37.0	91.0	95.0	82.0	50.5	66.9	87.0	81.0
Sostanza organica %	0	68.0	56.5	62.2	56.3	36.4	60.0	59.4	58.1	63.0	52.5	54.6
	20	61.4	-	-	-	-	58.2	45.8	57.1	66.2	50.7	51.1
	40	61.2	52.2	49.9	54.2	33.0	55.1	-	54.6	58.5	48.6	47.8
	60	64.0	-	-	-	24.9	-	43.4	46.3	47.2	45.6	47.6
	80	63.8	42.5	40.4	54.1	26.1	46.2	42.2	44.6	37.3	40.6	44.3
C/N	0	23.1	-	29.8	-	12.1	-	15.7	13.2	-	18.3	-
	20	19.7	-	-	32.0	-	25.0	12.9	14.2	20.4	17.6	15.7
	40	19.7	20.5	20.4	26.3	14.9	21.7	14.5	15.4	17.9	14.9	13.3
	60	22.8	-	-	-	11.5	-	13.3	12.8	12.3	15.0	11.9
	80	23.0	17.1	17.1	26.8	13.8	23.4	15.4	12.5	10.9	13.8	10.5
Au/Af	0	1.16	1.29	1.21	0.63	0.52	0.59	0.74	0.82	1.17	0.69	0.56
	20	1.41	-	-	0.85	0.62	0.90	1.09	0.74	0.70	0.79	1.38
	40	1.98	1.25	1.17	1.16	0.74	0.72	1.66	0.66	1.13	0.79	0.89
	60	1.60	-	-	-	-	-	1.86	0.59	1.08	0.82	0.78
	80	1.50	1.46	2.21	1.03	1.43	1.04	3.28	0.54	1.00	0.96	1.16
HR %	20	12.46	-	-	5.62	12.69	6.45	-	19.4	18.0	18.6	-
	40	10.20	20.56	21.76	5.57	-	9.46	6.19	19.2	19.6	19.6	22.5
	60	10.80	-	-	-	-	11.15	-	7.26	19.8	21.7	21.0
	80	9.73	21.21	20.14	5.90	9.78	7.61	8.05	20.6	26.3	20.3	22.7
	HI %	20	7.30	-	-	2.58	4.85	3.05	5.80	8.24	7.37	8.23
40		6.76	11.42	11.74	2.99	3.03	3.94	3.86	7.65	10.38	8.61	10.60
60		6.65	-	-	-	-	-	4.72	7.33	11.24	9.11	9.17
80		5.84	12.57	13.87	3.00	5.75	3.88	6.17	7.27	13.12	11.26	12.17

Ig = Indice di germinazione con *Lepidium sativum* (media delle concentrazioni 50 - 75%)

Au/Af = rapporto carbonio acidi umici/acidi fulvici

HR = tasso di umificazione (carbonio umico totale/carbonio organico) x 100

HI = indice di umificazione (carbonio acidi umici/carbonio organico) x 100

TAB. 3. Caratteristiche analitiche dei composti finiti

Compost	Umidità % tq	pH	CES uS/cm	Ceneri % ss	C org. % ss	S org. % ss	N tot. % ss	C/N	P205 % ss	K2O % ss	CaO % ss	MgO % ss	HR %	HI %	AU/AF %
A	63.6	7.44	483	36.3	34.7	59.9	1.61	21.5	1.40	0.27	6.30	1.64	9.6	6.4	2.04
B	49.8	7.58	1058	59.2	22.1	38.0	1.58	14.0	2.50	0.40	5.51	1.01	26.0	16.4	1.72
C	32.9	8.24	1120	57.3	24.0	41.4	1.47	16.3	0.80	0.57	5.00	1.48	19.9	13.5	2.10
D	-	7.17	2270	41.5	31.3	54.1	1.17	26.8	1.70	1.13	5.25	1.56	5.9	3.0	1.03
E	-	8.26	2040	65.5	15.1	26.1	1.10	13.8	1.42	1.29	4.41	1.58	9.8	5.8	1.43
F	-	6.55	1300	46.9	26.8	46.2	1.15	23.4	1.08	1.18	5.58	1.56	7.6	3.9	1.04
G	-	7.70	4370	50.0	24.5	42.2	1.58	15.4	2.57	2.05	5.18	1.54	8.1	6.2	3.28
H	40.4	7.26	3750	44.2	24.4	42.0	2.36	10.3	2.31	1.20	15.81	0.56	25.0	10.6	0.73
I	48.0	8.51	4070	39.4	25.6	44.1	2.28	11.2	1.56	1.98	18.50	0.48	24.7	13.5	1.20
L	55.8	7.25	2240	48.3	24.6	42.4	1.87	13.2	1.00	0.23	6.51	0.43	21.7	11.8	1.20
M	52.1	7.54	4220	50.5	22.3	38.5	2.26	9.9	1.31	0.63	9.21	0.48	29.1	16.0	1.23
DPR 315/82	< 45	6-8.5	-	-	-	> 40	> 1	< 20	> 0.5	> 0.4	-	-	> 20	-	-
Bozza Minist.	< 45	5.5-8	-	< 60	> 20	-	> 1	< 20	> 0.5	> 0.3	-	-	> 15	-	-

compost caratterizzati da bassi valori di salinità sono stati saggiati anche per la preparazione di substrati colturali nel vivaismo orticolo, floricolo e forestale.

RISULTATI

Dal punto di vista processistico, le risposte ottenute confermano il ruolo dell'umidità nel condizionare sia il rapido innesco del processo che il regolare svolgimento dello stesso; la soglia critica per questo parametro si colloca su valori di 65-70%, che qualora venissero raggiunti o superati si renderebbero necessari alcuni accorgimenti tecnici tesi ad eliminare l'acqua in eccesso e a mantenere le condizioni aerobiche nei cumuli (es. rivoltamenti ravvicinati con massima esposizione all'aria della superficie evaporante). Difatti il cumulo H, costituito da 50% in volume di fanghi, si presentava compatto, poco poroso e con zollosità diffusa delle masse; la temperatura, prossima a quella ambientale, si è innalzata solo a seguito di accurati rivoltamenti del cumulo con sminuzzamento delle zolle onde favorire una capillare ossigenazione dei materiali. Nei restanti cumuli l'umidità si collocava su livelli ottimali (50-60%); va anche registrato che le biomasse caratterizzate da indici di biodegradabilità piuttosto elevati (es. frazioni organiche selezionate dei RSU, scarti colturali di orticole e floricole) vanno facilmente incontro a situazioni di disidratazione e si rendono pertanto necessari più interventi di umidificazione dei materiali.

Dall'esame delle curve di temperatura emergono andamenti che documentano per tutti i cumuli un regolare svolgimento del processo, con valori medi attorno a 50-55 gradi e punte di 65-70 gradi nelle fasi successive ai rivoltamenti praticati. La regimazione gassosa, negli impianti dotati di sistemi di insufflazione forzata dell'aria, va studiata in funzione del grado di biodegradabilità dei materiali e delle condizioni strutturali dei cumuli; vanno ad ogni modo evitati gli eccessivi volumi d'aria che possono determinare abbassamenti termici di tutto rilievo, come verificato nelle esperienze allestite.

Le risposte ai saggi biologici (Tab. 2) indicano la graduale scomparsa di fattori ad azione fitotossica e la progressiva stabilità raggiunta dai materiali in trasformazione.

Dal punto di vista analitico (Tab. 2) vanno registrati il calo costante del rapporto C/N e del contenuto di sostanza organica con il procedere del processo, la mineralizzazione più intensa per i cumuli B, C, I e M a base di sostanze facilmente decomponibili (in particolare per quelli costituiti dalla frazione organica dei RSU). Da segnalare in tutti i cumuli l'andamento crescente del rapporto tra acidi umici e acidi fulvici e in alcuni casi anche del tasso (HR) e dell'indice di umificazione (HI).

Per quanto riguarda le caratteristiche dei prodotti finiti (Tab. 3) si possono osservare dopo un tempo medio di maturazione di 70-90 giorni, valori ancora elevati di sostanza organica (solo il compost E presenta contenuti insufficienti di S.O.), dotazioni equilibrate di macroelementi (ad eccezione dei compost A, F e L nei quali il potassio risulta poco presente), ottime caratteristiche fisiche (Tab. 4) e biologiche soprattutto per i materiali ottenuti da fanghi e residui lignocellulosici. Circa il contenuto di metalli pesanti (Tab. 4), tutti i prodotti ottenuti rientrano ampiamente nei limiti fissati dalla normativa vigente (DPR 915/82) e 4 di essi anche in quelli previsti dalla bozza di legge in elaborazione presso il Ministero dell'Ambiente per i compost di elevata qualità; i restanti prodotti eccedono o per il contenuto di rame, (cumuli E e G costituiti da graspi e vinacce) o per quello di zinco (particolarmente presente nei fanghi).

I risultati delle applicazioni di compost a pieno campo fanno registrare effetti sostanzialmente equivalenti indotti da compost e letame, a parità di sostanza organica apportata, sia sulla crescita delle piante che sulla produttività delle colture, conseguendo vantaggi di

TAB. 4. Metalli pesanti e altri microelementi nei compost (mg/kg ss). Indici fisici (% volume)

Compost	B	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	As	Hg	GR	PT	PL	CRI
A	21.0	395	129	16.8	84	5.00	36.0	-	-	14.7	84.7	20.2	64.5
B	27.4	491	153	22.2	178	1.60	71.0	9.80	2.40	-	-	-	-
C	20.7	198	65	20.7	58	1.20	77.0	4.70	0.41	-	-	-	-
D	29.0	187	137	14.0	-	5.00	32.0	-	-	-	-	-	-
E	36.0	179	312	22.0	-	5.00	49.0	-	-	-	-	-	-
F	19.0	366	180	16.0	-	5.00	56.0	-	-	-	-	-	-
G	41.0	234	224	17.0	-	5.00	41.0	-	-	-	-	-	-
H	23.1	1123	167	66.0	119	5.00	51.0	2.83	0.57	12.8	88.1	30.0	58.1
I	24.1	439	73	23.5	123	5.00	21.4	3.03	0.21	13.4	86.1	26.4	59.7
L	19.7	704	103	31.1	94	2.00	35.3	0.31	0.48	11.1	87.7	23.4	64.3
M	22.9	675	97	31.2	176	1.90	32.7	0.26	0.52	8.9	85.8	28.2	57.6
Limiti di legge													
DPR 915/82	-	2500	600	200	500	10	510	10	10				
Bozza qual.A	40	400	200	50	200	3	150	5	3				
Bozza qual.B	60	1500	600	200	500	5	500	10	10				

GR = grado di restringimento
PL = porosità libera

PT = porosità totale
CRI = capacità di ritenzione idrica

ordine agronomico ed economico (dosi di compost quasi dimezzate rispetto al letame; stoccaggio, movimentazione e distribuzione dei prodotti più agevoli; disponibilità costante, possibilità di utilizzo del compost in pacciamatura, ecc...).

Anche i prodotti impiegati nella preparazione di substrati colturali (compost A e L) hanno dato risposte soddisfacenti sia alle verifiche di laboratorio che ai saggi colturali. Le esperienze condotte su circa 30 specie, sia orto-floricole che forestali, indicano che i compost caratterizzati da una elevata qualità della S.O., da bassa salinità (< 1500 uS/cm) e da una reazione prossima alla neutralità (pH < 7.5) possono surrogare vantaggiosamente le torbe nella misura di 25-50% fino ad un massimo di 70% in volume, migliorando alcune caratteristiche fisiche dei substrati quali la porosità libera ed il grado di restringimento.

Risultati molto positivi infine sono stati conseguiti anche nel settore ambientale, utilizzando il compost sia come ammendante organico da aggiungere al terreno, sia come substrato diretto di semina per specie erbacee (strato di 5 cm), particolarmente in ambienti poco fertili, ricchi di scheletro e soggetti a frequenti fenomeni erosivi.

CONCLUSIONI

Le tecnologie e le metodologie adottate, con i vantaggi ed i limiti propri di ciascuna soluzione sperimentata, si sono rivelate funzionali ai fini del trattamento delle differenti biomasse, poiché è stato possibile controllare e condizionare efficacemente l'attività microbiologica, indirizzandola all'ottenimento di prodotti stabilizzati ed umificati. Anche l'impiego di attrezzature semplici quali il Triter ha permesso difatti uno svolgimento regolare del processo e può trovare adeguata applicazione a livello di piccole unità di compostaggio.

Le materie prime trattate, in opportuni rapporti di miscelazione, si sono dimostrate particolarmente idonee per la produzione di compost di elevate caratteristiche qualitative. Ai fini di una riqualificazione del compost, emerge pertanto la necessità che anche su scala

reale gli impianti vengano progettati prevedendo una o più linee di trattamento specifiche per rifiuti organici selezionati, dotate o di sistemi di aerazione forzata o di movimentazione automatizzata delle masse o meglio ancora che assommano le due soluzioni.

La sperimentazione ha inoltre dimostrato che è indispensabile condurre il processo per un periodo non inferiore a 60 giorni, date le caratteristiche dei materiali impiegati.

Smaltimento delle acque di vegetazione delle olive mediante trattamento combinato fisico-chimico e biologico

M. Servili*, A. L. Begliomini*, M. Petruccioli**

Riassunto – Si riferiscono i risultati preliminari relativi allo studio, a livello di impianto pilota, di un processo fermentativo di utilizzazione e valorizzazione delle acque di vegetazione. Questo consente la riduzione della carica inquinante del refluo e l'ottenimento di un concentrato enzimatico di potenziale interesse tecnologico.

INTRODUZIONE

Le acque di vegetazione (A.V.), sottoprodotto dell'industria olearia di prima trasformazione, pur non contenendo sostanze tossiche, sono considerate refluo a tasso inquinante tra i più elevati nell'ambito dell'industria agro-alimentare (Martinez et al., 1986; Montedoro et al., 1986). L'alta carica organica, la presenza di composti ad attività biostatica e l'elevato volume del refluo (in media ca. $1,8 \times 10^6$ mc/anno, in Italia) concorrono a renderne problematico lo smaltimento conformemente alle leggi vigenti (Legge n. 319 del 10.5.1976 e seguenti) (Martinez et al., 1986; Montedoro et al., 1986; Balice e Cera, 1984; Ranalli, 1989).

D'altra parte, le A.V. rappresentano una potenziale risorsa energetica per la presenza di zuccheri semplici e complessi, oltre che di sostanze di interesse agro-alimentare quali composti aromatici, antiossidanti, pigmenti, etc. (Martinez et al., 1986; Montedoro et al., 1986; Balice e Cera, 1984).

Il nostro gruppo di ricerca ha messo a punto un processo che mira, più che al semplice smaltimento, ad una valorizzazione del refluo, combinando un trattamento fisico-chimico con un'azione di tipo microbiologico. Il lievito *Cryptococcus albidus* var. *albidus* ceppo IMAT 4735 è in grado, infatti, di crescere sulle A.V. previamente trattate, producendo un enzima pectolitico di particolare interesse tecnologico. La presente comunicazione riferisce risultati preliminari relativi al trasferimento del processo a livello di impianto pilota nell'ambito di un programma di ricerca CEE nel campo delle tecnologie innovative per i recuperi energetici e valorizzazione di scarti del settore agro-alimentare.

MATERIALI E METODI

Impianto pilota: è sito in località Fornole di Amelia (TR).

Acque di vegetazione: provenivano da diversi frantoi della zona di Amelia (TR) che adottano sistemi di estrazione per centrifugazione. Il BOD e COD medio delle A.V.

(*) Si ringrazia per la cortese collaborazione l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Mezzogiorno di Portici.

* Istituto di Industrie Agrarie, Università di Perugia

** Istituto di Microbiologia e Tecnologie Agrarie e Forestali, Università della Basilicata, Potenza

utilizzate era rispettivamente di ca. 20000 e 45000 mg/l. Le acque erano trattate con gelatina 0,05%, bentonite 0,2%, Polyclar 0,01%.

Microrganismo: Cryptococcus albidus var. *albidus* IMAT-4735 della collezione di lieviti del Dipartimento di Biologia Vegetale, Università degli Studi di Perugia.

Terreno colturale e condizioni di sviluppo: le A.V. trattate erano addizionate di solfato ammonico (0,1%), estratto di lievito tecnico (0,02%) e sfarinato da calatide di girasole (3,0%). Le condizioni standard di fermentazione erano le seguenti: temperatura 25°C; agitazione 250 giri/min.; aerazione 0,75 V/V/min.; pH 4,5 mantenuto costante mediante aggiunta di HCl; inoculo iniziale ca. 10×10^6 cell./ml.

Lo sviluppo microbico veniva valutato mediante conta diretta microscopica.

Recupero e valutazione tecnologica del preparato enzimatico: a fine fermentazione il brodo colturale veniva centrifugato con decanter, filtrato tramite filtro a farina fossile a pannello preconstituito ed infine ultrafiltrato con membrane a cut-off da 15-20000 e 700. Il concentrato enzimatico ottenuto è stato utilizzato nell'estrazione meccanica dell'olio vergine d'oliva in fase di gramolatura (Petruccioli et al., 1988).

Determinazioni analitiche: i valori di BOD e COD erano determinati secondo i Metodi Analitici per le Acque (C.N.R., 1978-79); protidi grezzi, lipidi grezzi, fibra grezza, ceneri ed estratti inazotati della biomassa microbica recuperata per centrifugazione a fine fermentazione sono stati valutati mediante i Metodi Ufficiali di Analisi degli Alimenti per Uso Zootecnico (M.A.F., 1970); l'attività pectolitica era valutata per via viscosimetrica (Petruccioli et al., 1988).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il processo realizzato consisteva di: *a*) trattamento delle A.V. con chiarificanti, quali gelatina (0,05%), bentonite (0,2%) e Polyclar (0,01%), allo scopo di ridurre il contenuto in sostanze fenoliche; *b*) fermentazione delle A.V. trattate, dopo l'aggiunta di sfarinato da calatide di girasole per aumentarne il contenuto pectico; *c*) recupero della biomassa microbica a fine fermentazione; *d*) ultrafiltrazione del brodo centrifugato con recupero dell'attività pectolitica nel concentrato ed ottenimento di un permeato a basso BOD. Il concentrato enzimatico era riciclato in fase di gramolatura nell'estrazione meccanica dell'olio di oliva per incrementare le rese in olio, grazie alla sua azione depolimerizzante, in vista della realizzazione di un ciclo chiuso di lavorazione all'interno del frantoio.

I primi risultati a livello di impianto pilota hanno confermato quanto ottenuto in laboratorio (Petruccioli et al., 1988): il lievito, cresciuto in fermentatori da 1 mc sia in batch che in semicontinuo sulle A.V. riduceva il BOD e COD di ca. il 50% delle A.V., liberando nel mezzo buoni livelli di attività enzimatica (15-25 W/ml, in media) (Fig. 1).

Dopo ultrafiltrazione, il permeato presentava un BOD e COD in media di 1050 e 2400 mg/l rispettivamente, mentre il concentrato (6 volte) aveva attività pectolitica pari a 60-70 W/ml (Fig. 2). Il concentrato enzimatico, riciclato in fase di gramolatura nell'estrazione meccanica dell'olio di oliva, induceva interessanti incrementi di resa in olio (Tab. 3).

La biomassa microbica residua dalla fermentazione delle A.V. (Tab. 1) è stata utilizzata per prove biologiche effettuate presso l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Mezzogiorno (Portici) (*). Animali da laboratorio e poligastrici hanno manifestato appetibilità, buono stato di salute e nessun problema tossicologico acuto nei confronti della dieta integrata con tale biomassa (Tab. 2). Sono attualmente in corso studi di fattibilità economica prima dell'eventuale trasferimento del processo a livello industriale.

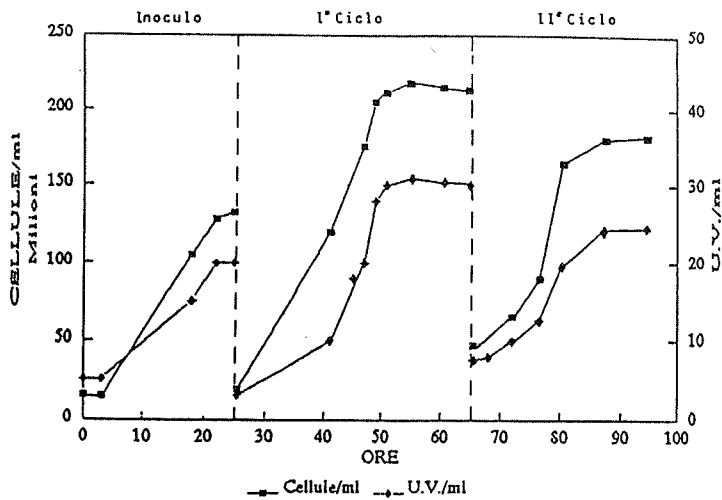


Fig. 1 - Andamento della fermentazione tipi di acque di vegetazione trattate da parte di *Cryptococcus albidus* var. *albidus* in impianto pilota.

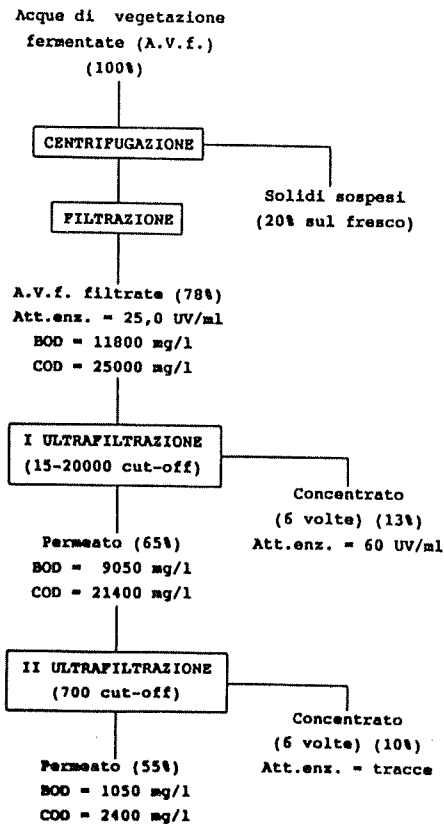


Fig. 2 - Diagramma di recupero della attività enzimatica prodotta nel processo in impianto pilota.

TAB. 1. Composizione media della biomassa ottenuta dalle acque di vegetazione trattate, addizionate di sfarinato da calatide di girasole e fermentate da *Cr. albidus* var. *albidus* (% sulla s.s.)

Protidi grezzi	12,93
Lipidi grezzi	6,12
Fibra grezza	31,29
Ceneri	11,56
Estratti inazotati	38,10

TAB. 2. Digeribilità, appetibilità e tossicità della biomassa ottenuta dalle acque di vegetazione trattate, addizionate di sfarinato da calatide di girasole e fermentate da *Cr. albidus* var. *albidus*, in animali da laboratorio e poligastri

Dieta		Digeribilità	Appetibilità	Tossicità
Ratti (5)*	t.q. 100%	+++	++-	-
Ratti (5)	t.q. 50%**	+++	+++	-
Topini (5)	t.q. 100%	+++	++-	-
Topini (5)	t.q. 50%**	+++	+++	-
Capre (2)	t.q. 100%	+++	++-	-
Capre (2)	t.q. 50%**	+++	+++	-
Pecore (2)	t.q. 100%	+++	++-	-
Pecore (2)	t.q. 50%**	+++	+++	-

* In parentesi il numero di animali considerati.
 ** La biomassa era miscelata al 50% con mangime.

TAB. 3. Prove di estrazione meccanica con l'impiego del concentrato enzimatico prodotto nell'impianto pilota. Dati riferiti a prove di separazione mediante centrifugazione e pressione

	MOSTO OLEOSO l/100 kg olive	OLIO ESTRATTO TOTALE		OLIO SANSO		OLIO NON RECUPERATO, PRESENTE NELLE A.V.	
		kg/100 kg	% olive	% secco	% olive	% olio	%olive
CENTRIFUGAZIONE							
T.O.	139.0	16.3	71.0	6.5	9.0	3.8	20.0
ENZ.	141.0	19.9	82.0	7.7	10.5	1.2	7.5
PRESSIONE							
T.O.	51.4	18.2	77.7	4.5	7.7	1.2	14.6
ENZ.	56.4	21.8	85.0	4.6	7.9	0.6	7.1

Olive : UX = 23.53 ; Olio = 39.11% (sul secco) ; Acqua = 35% (aggiunta in fase di granolatura)

Bibliografia

BALICE V., CERA O.: *Grasas y Aceites*, 35, 178, 1984.

C.N.R.: "Metodi Analitici per le Acque", Istituto di Ricerca sulle Acque, Vol. I-II, 1978-79.

M.A.F.: "Metodi Ufficiali di Analisi degli Alimenti per Uso Zootecnico", Ist. Poligrafico dello Stato, Roma, 1970.

MARTINEZ F. *et al.*: *Grasas y Aceites*, 37, 215, 1986.

MONTEDORO G.F. *et al.*: Atti Tavola Rotonda su "Lo smaltimento delle acque reflue dei frantoi", Spoleto 10 novembre 1986, 29, 1986.

PETRUCCIOLI M. *et al.*: *Biotechnol. Letters*, 10, 55, 1988.

RANALLI A.: *L'informatore Agrario*, 16, 29, 1989.

Risparmio idrico ed energetico nella conversione delle acque di vegetazione mediante processo bicatalitico ed enzimatico

G. Benedetti*

La Società Idrodepurazione, Division AGRI, ha sperimentato i processi di trattamento catalitici enzimatici secondo gli studi dei Dott. Alberto Beghè e Achille Poglio sulle acque di vegetazione.

Sulle basi delle esperienze effettuate è risultato evidente che è più semplice ed economico ricondurre le acque di vegetazione ad un prodotto utilmente impiegato in agricoltura anziché agli standards di depurazione previsti dalla legge 319 sulla depurazione delle acque.

Tra l'altro questo tipo di trattamento rientra nella fitosofia di restituire al terreno ciò che proviene dal terreno; filosofia che a nostro avviso nei prossimi anni rivoluzionerà i sistemi di trattamento sia delle acque di scarico di natura biologica che di smaltimento dei rifiuti organici.

Idrodepurazione, dopo varie sperimentazioni, ha realizzato impianti per trasformare le acque di vegetazione presso frantoi anche di piccole e medie dimensioni.

Con questa tecnologia le acque di vegetazione vengono deodorizzate, neutralizzate ed enzimate, si arricchiscono di un'alta percentuale di acidi umici ed il prodotto finale non risulta più soggetto alla Legge 319 del 30.5.76, ma è utilmente impiegato in agricoltura mediante ricircolo sul terreno.

Con il brevetto del Dr. Achille Poglio si possono trattare tutte le acque ad alto contenuto di sostanza organica.

DESCRIZIONE DEL CICLO OPERATIVO

Si veda lo schema generale del processo (Fig. 1).

Le acque di vegetazione provenienti dalla lavorazione delle olive vengono trasferite in vasche di trattamento catalitico dove viene dosato il catalizzatore (Alfastart) liquido in fase acidificante, nella misura che varia dallo 0,35 allo 1,75 per mille sul tal quale (a seconda del secco del refluo 2 - 10%), dopo 12 ore viene introdotto il catalizzatore (Betastart) liquido neutralizzante, in fase alcalinizzante, nella misura che varia dallo 0,7 al 3,5 per mille sul tal quale (a seconda del secco del refluo 2 - 10%).

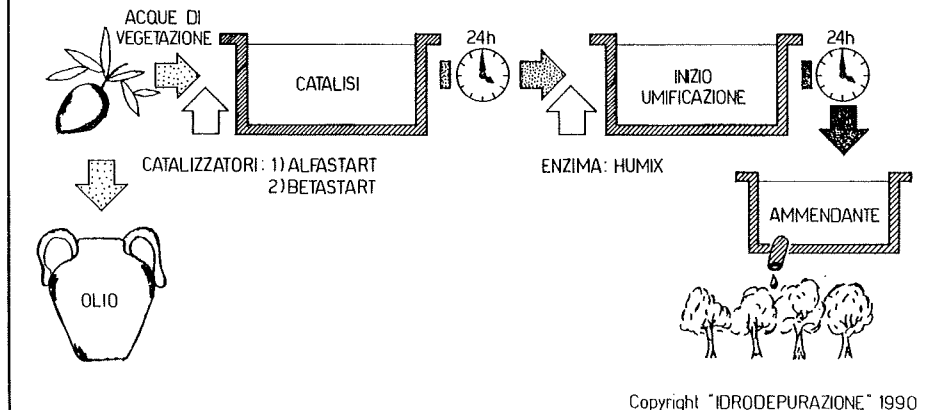
Ogni singola vasca è fornita da un sistema di agitazione e di un sistema di ossigenazione atto a fornire un ben determinato quantitativo di aria.

In questa fase non è rilevante la temperatura esterna od ambientale.

Dopo un tempo massimo di 24 ore al prodotto viene aggiunto il polienzima (HUMIX) nella misura dello 0,1 - 0,5 per mille sul tal quale (a seconda del secco del refluo 2 - 10%).

* Idrodepurazione S.r.l.

SCHEMA GRAFICO DEL CICLO OPERATIVO PER IL RICUPERO ENERGETICO DELLE ACQUE DI VEGETAZIONE



La miscela polienzimatica dopo un tempo di 24 ore completa la fase di arricchimento enzimatico.

In questo periodo di tempo va mantenuta l'agitazione e viene insufflata aria in ragione di 10 – 20 litri per ogni litro di prodotto. Ciò è necessario affinché la miscela polienzimatica possa realizzare un rapporto ottimale di equilibrio tra la flora microbica e quella anaerobica, al fine di ottenere la rapida deodorazione e metabolizzazione, esaltando l'umificazione della massa.

Il tempo totale risulta quindi di 48 ore.

In questa fase la temperatura ottimale oscilla tra il 16 e 32°C, comunque temperature inferiori o superiori determinano solamente un ritardo od un anticipo nella umificazione ma il risultato finale è garantito.

Le acque di vegetazione neutralizzate ed enzimate vengono trasferite in una vasca di stoccaggio in attesa del loro utilizzo in agricoltura mediante ricircolo sul terreno.

Detta vasca è dotata di un agitatore sommerso che ha la funzione di impedire la decantazione ed il ristagno dei solidi sospesi.

Il prodotto, in mancanza della possibilità di stoccaggio può essere immediatamente utilizzato (Tab. 1).

ASPETTI ECONOMICI

Dalle acque di vegetazione dei frantoi oleari, difficilmente depurabili per quanto riguarda il rispetto della normativa, è possibile dunque ottenere un ammendante che presenta indubbi vantaggi.

Permette infatti di riutilizzare notevoli quantitativi di acqua tanto scarsa nelle regioni italiane a maggior vocazione olivicola, non è certamente dannoso e da ultimo, fattore non

trascurabile ha il pregio di essere meno costoso rispetto ai tradizionali fertilizzanti.

Attualmente gli estratti umici vengono commercializzati a diverse migliaia di lire al kg proporzionalmente alla percentuale del secco contenuto.

Nel nostro caso il prodotto finale risulta riconducibile agli estratti umici in soluzione acquosa.

Considerando il costo dei catalizzatori e della miscela polienzimatica, dell'energia consumata durante il processo di conversione ed i costi di ammortamento dell'impianto il costo per ogni litro di ammendante prodotto, a differenti percentuali di secco, risulta essere compresa tra le 18 lire/litro e le 30 lire/litro, quindi con un incidenza di circa 100 Lire per litro di olio prodotto.

Rispetto quindi ai prodotti commerciali i vantaggi economici sono evidenti.

Inoltre detto prodotto può essere trasferito con qualsiasi mezzo non essendo più un rifiuto speciale.

Può essere utilizzato con successo sovracoperta e sottocoperta, per colture, erbacee ed arboree, sia estensive che intensive, tutte le colture in serra, consentendo di sostituire, con una spesa assai modica, fertilizzanti e fitoregolatori costosi, con recupero energetico e risparmio economico.

In un contesto di risparmio idrico ed energetico, questo sistema rappresenta decisamente un buon affare economico.

TAB. 1. Caratteristiche del prodotto ottenuto da acque di vegetazione.

Il prodotto ottenuto da acque di vegetazione con il metodo catalitico-enzimatico ha le seguenti caratteristiche:

- pH 6,7
- sostanza organica 90% sul secco
- sostanza organica umificata 76% sulla sostanza organica
- acidi umici 25% sulla sostanza organica
- azoto totale 3%
- rapporto C/N 20
- colore marrone scuro

Disidratazione delle deiezioni zootecniche e dei rifiuti solidi organici mediante fermentazione al fine di ottenere ammendanti agricoli di qualità

G. Benedetti*

Il recupero energetico dei residui organici solidi mediante fermentazione controllata al fine di ottenere ammendanti organici semplici di qualità è una specializzazione della Divisione AGRI della Società Idrodepurazione.

In collaborazione con il Dott. Achille Poglio, titolare di brevetti per l'umificazione rapida della sostanza organica e con l'esperienza sulla meccanica del compostaggio della giapponese OKADA, Idrodepurazione presenta il sistema di compostaggio "HUMIX".

Il sistema HUMIX è basato sulla corretta combinazione dei fattori di fermentazione (temperatura, umidità rapporto C/N, aerazione, peso specifico, pH, enzimi, sviluppo microbiologico, effetti lievito) per ottenere:

a) la qualificazione del prodotto finale in termini di qualità per l'uso agronomico, l'igienizzazione con riduzione degli agenti patogeni, assenza di fitotossicità;

b) l'ottimizzazione della miscela sottoposta a compostaggio per ottenere il più rapidamente possibile l'umificazione della sostanza organica in condizioni stagionali diverse senza emissione di cattivi odori;

c) l'ottimizzazione dei costi di gestione in rapporto alla quantità e qualità del prodotto;

d) l'eliminazione degli errori da parte di operatori non esperti di processo con una gestione in totale automatismo.

Il sistema HUMIX è applicabile ai residui organici provenienti da produzioni agroalimentari (sanse, vinacce, buccette, raspi d'uva, ecc.), deiezioni zootecniche, rifiuti solidi urbani, previa preselezione della sostanza organica mediante separazione degli inerti (plastiche, metalli, vetro), fanghi da depurazione delle acque biologiche, rifiuti da giardino, cortecce, segature, ecc.

Questo sistema s'inserisce nella filosofia di restituire al terreno ciò che proviene dal terreno, recuperando al ciclo produttivo residui organici destinati alla discarica o ad un'uso agronomico non corretto, limitato e con scarso valore aggiunto.

DESCRIZIONE LINEA DI PROCESSO

Il processo viene espletato in fosse rettangolari lunghe 76 mt che vengono caricate ad un estremo con la biomassa da trattare in modo da ottenere una miscela che viene rivoltata con una macchina una volta al giorno e fatta avanzare. Il tempo di ritenzione è di circa 25 giorni. Il reattore è racchiuso in un capannone a serra che ha lo scopo di favorire un aumento della temperatura dell'aria che entra a contatto con il prodotto accrescendone la capacità

* Idrodepurazione S.r.l.

di evaporazione, e di riparare il prodotto in fermentazione dalle precipitazioni atmosferiche.

Nell'impianto sono presenti due tettoie in corrispondenza rispettivamente dell'area di carico e di scarico, sotto cui viene accumulato il prodotto in ingresso e in uscita dalla fossa di fermentazione.

Il materiale viene caricato con una pala su carro mixer o da una pala meccanica che accede direttamente alla fossa dopo aver preparato il cumulo (per equilibrare nella biomassa il rapporto del carbonio e ridurre l'umidità a circa il 65%).

La biomassa messa in determinate condizioni di temperatura, umidità e ossigenazione, inizia la fermentazione con un aumento di temperatura a 65/70°C, indotta dalla formazione di colonie batteriche termofile, ed esaltata dalla miscela polienzimatica "HUMIX".

In conseguenza alla elevata temperatura raggiunta, la materia organica abbassa gradualmente la sua umidità per effetto dell'evaporazione provocata dal calore prodotto dall'attività della flora microbica selezionata.

La macchina rivoltatrice, munita di palette rotanti ha la duplice funzione di aerare, mediante rivoltamento, il prodotto in fermentazione, in modo da mantenere anche condizioni aerobiche all'interno della massa, e di realizzare l'avanzamento del prodotto da un capo all'altro della fossa.

La macchina infatti, durante ogni corsa, spinge avanti il prodotto. La corsa di ritorno avviene invece senza movimentazione, con la macchina in posizione sopraelevata.

Ogni passaggio della macchina porta ad un avanzamento di circa 3,7 mt del materiale e richiede un tempo di 3 h 30' circa. La frequenza dei passaggi della macchina è di uno al giorno.

Tra le caratteristiche di questo impianto la macchina rivoltatrice lavora uno spessore di circa 2 mt di materiale. Il maggior spessore permette di ottenere un risultato di umificazione anche con materiali meno pregiati quali RSU e fanghi biologici.

Per dare flessibilità all'impianto e poter determinare il miglior metodo di compostaggio con i più diversi miscugli, l'impianto è dotato di un sistema di ossigenazione della biomassa a mezzo di aeratori sotterranei alimentati da una soffiante.

In alcuni casi è previsto un'impianto di riscaldamento delle zone iniziali e terminali della fossa a mezzo serpentina per pavimento radiante e centralina termica. Detta impiantistica permetterà di poter intervenire sugli elementi fondamentali del processo di umificazione, quali la temperatura e l'ossigenazione della biomassa.

L'impianto può essere dotato di rilevatori dei fattori di fermentazione al fine di una conduzione automatizzata del processo.

L'impianto è in grado di ridurre, con un tempo di ritenzione di 25 giorni, l'umidità del prodotto ad esso avviato da valori del 60-65% fino a circa il 30%.

L'estrazione vapori ed aria avviene a mezzo aspiratori.

Il sistema "HUMIX" oltre alla disidratazione delle deiezioni animali in genere, ottiene un buon ammendante con tempi di lavorazione molto ridotti rispetto a quelli dell'autofermentazione grazie alla formazione di un equilibrio tra processo aerobico ed anaerobico ed all'indotto rapido sviluppo delle flore batteriche attive nel processo di umificazione.

Rispetto all'utilizzo delle deiezioni animali tal quali, il cui impiego sul suolo agricolo è limitato a brevi periodi (al momento delle lavorazioni profonde) e può essere causa di diffusione di agenti patogeni, l'utilizzazione del prodotto ottenuto mediante il processo di compostaggio - essiccazione presenta alcuni indubbi vantaggi.

Il prodotto finale, risulta, se confrontato con altri tipi di deiezioni, caratterizzato da un elevato tenore di sostanza secca e da una consistenza granulare, che ne facilitano notevolmente il trasporto e lo spandimento. Risulta inoltre possibile accumularlo su platea e si

riducono considerevolmente i volumi di stoccaggio

Il processo di fermentazione aerobica, inoltre mantenendo la massa per un certo tempo ad elevate temperature, provoca un abbattimento della carica microbica patogena e una deodorizzazione completa del prodotto finale, che può così essere distribuito in campagna senza arrecare danni o provocare lamentele.

Dal punto di vista agronomico il prodotto presenta buone qualità per il suo elevato contenuto in sostanza organica e in macroelementi nutritivi per le colture (azoto, fosforo, ecc.).

Il prodotto finale contiene di regola un alto tenore di acidi umici, ed in aggiunta una flora microbatterica particolarmente attiva ed in condizione di costituire il miglior ammendante dei terreni.

Il sistema "HUMIX" consente perciò all'utilizzatore di risolvere il problema dello smaltimento di una materia inquinante e maleodorante con un recupero energetico notevole.

Ammendanti organici di qualità dall'impianto misto di trattamento dei rifiuti solidi urbani del consorzio di Schio (VI)

A. Farneti, A. Bassetti**

DESCRIZIONE DELL'IMPIANTO DI COMPOSTAGGIO

L'impianto di smaltimento in oggetto è del tipo definito misto, ed è stato realizzato da Snamprogetti su due linee: una linea di compostaggio della frazione organica presente nei rifiuti, ed una linea di incenerimento della frazione rimanente a più elevato potere calorifico (sovalli) con depurazione dei fumi, recupero di calore, e produzione di vapore ed energia elettrica.

Per quanto riguarda in particolare la linea di compostaggio, essa prevede essenzialmente la preselezione biologica in cilindro DANO e la maturazione finale in cumuli rivoltati, previa separazione del sovrullo, del ferro e dei vetri (Fig. 1).

I rifiuti, accumulati nella fossa di ricezione, vengono infatti prelevati a mezzo di carroponte con benna oleodinamica e caricati direttamente, attraverso una tramoggia, in un bioreattore a tamburo rotante ove, nell'arco di circa due giorni di permanenza, si innesca una reazione di trasformazione aerobica della frazione organica e si favorisce una migliore separabilità delle frazioni inerti.

Il bioreattore infatti interviene globalmente sui rifiuti da trattare e opera secondo tre differenti funzioni: omogeneizzazione dei diversi componenti per effetto della rotazione del tamburo, frammentazione per contrasto dei materiali tra di loro e contro le pareti del tamburo, ossigenazione dell'intera massa per mezzo di un opportuno sistema di circolazione d'aria prelevata dall'ambiente esterno. In queste fasi di preselezione ed avviamento del processo biologico aerobico, si ottiene anche una prima inattivazione dei semi delle piante infestanti e l'abbattimento dei parassiti e dei germi patogeni.

Al termine della fase di trattamento nel bioreattore rotante, il materiale viene sottoposto a una selezione granulometrica per mezzo di un vaglio rotante: la frazione prevalentemente organica, che ha assunto dimensioni tali da poter risultare ben distinta dagli altri componenti mescolati nella massa dei rifiuti, viene così separata dalla frazione a più elevato potere calorifico che, a sua volta, verrà trattata nella linea di incenerimento per recuperare calore e produrre energia.

Nella fase successiva la frazione prevalentemente organica viene convogliata prima in un separatore magnetico che capta i materiali ferrosi di piccole dimensioni e poi passa attraverso un separatore balistico che elimina parte delle impurità presenti (vetri, pietre, inerti vari).

La frazione organica così depurata ed ancora in corso di trasformazione raggiunge quindi un'aia coperta, ove un carroponte opera una distribuzione automatica in cumuli. Qui

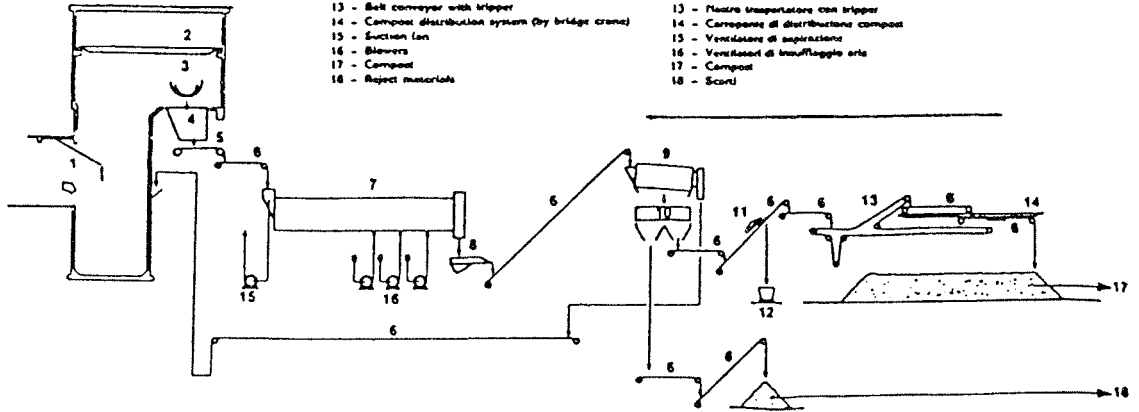
* Snamprogetti, Settore Ecologia (Gruppo ENI) Fano (PS).

COMPOSTING SECTION -- FLOW SCHEME

LINEA DI COMPOSTAGGIO -- SCHEMA DI FLUSSO

- 1 - Refuse bunker doors
- 2 - Bridge Gantry crane
- 3 - Grapple bucket (or grab)
- 4 - Charging hopper
- 5 - Feed conveyor
- 6 - Belt conveyor
- 7 - DAMO biostabilizer cylinder
- 8 - Vibratory feeder
- 9 - Rotary screen
- 10 - Ballistic separator
- 11 - Magnetic separator
- 12 - Ferrous metals
- 13 - Belt conveyor with tripper
- 14 - Compost distribution system (by bridge crane)
- 15 - Suction fan
- 16 - Blowers
- 17 - Compost
- 18 - Reject materials

- 1 - Porte fosse rifiuti
- 2 - Carroponte di carico rifiuti
- 3 - Benna
- 4 - Tramoggia di carica
- 5 - Estrazione
- 6 - Nastro trasportatore
- 7 - Biostabilizzatore Dano
- 8 - Alimentatore vibrante
- 9 - Vaglia rotante
- 10 - Tamburo balistico
- 11 - Separatore magnetico
- 12 - Placcati ferrosi
- 13 - Nastro trasportatore con tripper
- 14 - Carroponte di distribuzione compost
- 15 - Ventilatore di aspirazione
- 16 - Ventilatori di insufflaggio aria
- 17 - Compost
- 18 - Scarti



continua la stabilizzazione aerobica controllata della frazione organica dei rifiuti, eventualmente dopo mescolamento con fanghi disidratati, ricchi di azoto, con la tecnica dei cumuli rivoltati periodicamente.

Dopo circa un mese il prodotto viene trasferito all'aia di maturazione finale all'aperto (ove può essere necessario ancora qualche rivoltamento) per un periodo variabile - dell'ordine di 2 mesi - in funzione dell'altezza dei cumuli e del clima. Alla fine di tale periodo il compost risulta già un prodotto utile per le esigenze dell'agricoltura in colture a pieno campo come valido complemento alle concimazioni chimiche; esso consente anzitutto un risparmio nei dosaggi di fertilizzanti e una riduzione del fenomeno del dilavamento, e permette di modificare la struttura dei terreni rendendoli più soffici, porosi e fertili. Il prodotto ricavato da tale processo presenta le caratteristiche agronomiche richieste entro i limiti di accettabilità imposti dalle norme vigenti ma qualora usi particolari (vivaistica...) richiedano un prodotto di più elevata qualità è possibile sottoporlo ad una ulteriore fase di raffinazione finale.

VERIFICHE ANALITICHE DELLA QUALITÀ DELL'AMMENDANTE ORGANICO

Su tale impianto di compostaggio è stato effettuato uno studio finalizzato alla determinazione delle caratteristiche qualitative dei prodotti ottenuti a vari stadi di maturazione.

L'indagine è stata svolta in collaborazione con l'Istituto Agrario Provinciale di San Michele all'Adige (TN), che ha messo a punto una serie di metodologie analitiche aventi carattere innovativo; per alcune determinazioni sono stati seguiti i metodi imposti dalla normativa nazionale (DPR 915/82 e successive disposizioni).

Sono stati analizzati i seguenti campioni ottenuti dal trattamento della frazione organica dei rifiuti solidi urbani:

1. Materiale ottenuto da biostabilizzazione in reattore rotante (tempo di permanenza 48

h), vagliato con luce = 12 mm.

2. Materiale ottenuto da biostabilizzazione in reattore rotante, vagliato a 12 mm, sottoposto a processo di trasformazione in cumulo per 30 giorni.

3. Materiale come campione n° 2, ma sottoposto a processo di trasformazione per 120 giorni.

4. Materiale biostabilizzato in reattore rotante (48 h), compostato per 110 giorni, vagliato, raffinato, stoccato in cumulo per 3,5 mesi.

5. Materiale come campione n° 4; dopo raffinamento e stato però maturato in cumulo per circa 150 giorni, con rivoltamento periodico della massa.

6. Materiale come campione n° 4, maturato in cumulo per complessivi 5 mesi.

I risultati delle analisi chimiche effettuate sono esposte nelle tabelle 1 e 2.

Per quanto attiene ai metalli pesanti i valori analitici riscontrati rientrano ampiamente nei limiti fissati dalla legislazione vigente; solo in un campione (n° 2) si è riscontrato un tenore di rame dello stesso ordine di grandezza del limite imposto.

Il contenuto di sostanza organica è sempre superiore al 40%; solo nel campione n° 6 si rileva un valore leggermente inferiore, dovuto probabilmente alla elevata mineralizzazione per l'eccessivo periodo di maturazione (5 mesi).

I contenuti di Azoto superano abbondantemente il valore limite dell'1%, ed il rapporto C/N è generalmente compreso nell'intervallo di 14-16.

Le sostanze umiche totali estratte con pirofosfato e soda sono presenti in percentuali che si avvicinano o superano il valore del 20%, rispetto al contenuto di sostanza organica totale: con il metodo di estrazione al solo pirofosfato il tasso di umificazione oscilla tra 6 e 15,2%, con prevalenza di acidi umici rispetto agli acidi fulvici, ad eccezione del campione n° 1, biostabilizzato in reattore per sole 48 h. Pertanto i risultati delle analisi chimiche mettono in evidenza un elevato livello di maturazione in tutti i prodotti sottoposti a processo di trasformazione per un lungo periodo di tempo; si conferma così l'importanza di non limitare il compostaggio alla sola fase accelerata, ma di sviluppare il processo per un periodo prolungato, con opportuni interventi di aerazione della massa.

Nella tabella 3 sono esposti i risultati dell'indagine concernente la presenza del vetro nei campioni di compost. Il contenuto di vetro risulta di gran lunga inferiore al limite di legge (3% s.s.), a conferma della elevata efficienza del sistema adottato nell'impianto.

Sono state inoltre effettuate alcune indagini di carattere biologico, per determinare il livello di stabilità raggiunto dai prodotti al termine del processo; allo scopo sono stati considerati un saggio respirometrico ed i tests di fitotossicità con *Lepidium sativum*.

I metodi sono stati messi a punto presso l'Istituto Agrario Provinciale di San Michele all'Adige; lo stesso Istituto ha provveduto a determinare i limiti di accettabilità per l'impiego agronomico del compost e precisamente:

- per il saggio di respirazione: 130 mg O₂/kg VS/h;
- per il saggio di germinazione con *L. sativum*: 40% rispetto al testimone alla concentrazione di 75-50% dell'estratto acquoso;
- accrescimento con *L. sativum*: 100% alla dose media di 100-150 g/l.

I risultati sono esposti nella Tab. 4; si evince l'elevato livello di stabilità dei prodotti (l'intensità respiratoria risulta decisamente bassa), con assenza di sostanze fitotossiche.

CONCLUSIONI

Nel complesso i risultati ottenuti hanno messo in evidenza che la metodologia di processo adottata (biostabilizzazione in cilindro rotante, e successiva maturazione in

TAB. 1 Analisi delle sostanze organiche ed umiche

N	Ceneri %	Sost. org. 1 %	C org %	Sost. org. 2 %	C/N	Metodo pirofosfato						Metodo pirofosfato + soda					
						THC %	HR %	C.AU %	C.AF %	AU/AF %	HI %	THC %	HR %	C.AU %	C.AF %	AU/AF %	HI %
1	31,7	68,3	-	-	-	3,2	8,6	1,2	2,1	0,6	3,1	4,9	12,8	1,7	3,1	0,5	4,4
2	51,2	48,8	-	-	-	3,7	13,7	2,4	1,2	2	9	6,7	24,4	3,8	2,9	1,3	14
3	25,7	74,3	39,1	67,3	22,3	2,2	5,9	2	0,3	5,9	5	2,36	11,2	4	0,4	9,7	10,2
4	49,5	50,5	24	41,2	15,8	2,2	9,5	1,4	0,8	2	6,18	4,4	18,7	1,3	3,1	0,4	5,7
5	50,3	49,7	24,2	41,9	16	2,7	10,9	2,1	0,6	3,8	8,5	4,4	18	1,5	2,9	0,5	6,1
6	49	51	21,7	37,4	14,9	3,3	15,2	2,1	1,2	1,8	9,6	4,2	19,3	1,7	2,5	0,7	7,7
Limiti DPR 915/82				>40	<30							20					

Tutti i valori sono espressi in % sulla sostanza secca.

Sost. org. 1 = combustione

HR = tasso di umificazione

Sost. org. 2 = C. Org. 1.724

HI = indice di umificazione

THC = carbonio umico totale

TAB. 2. Reazione - Conducibilità specifica - Elementi totali

N	PH	C.E.S uS/cm	N	P	K %	Ca	Mg	B	Cd	Cr	mg/kg			
											Ni	Pb	Cu	Zn
1	7,5	2850	1,20	0,20	0,6	2,8	0,8	49	5	373	130	100	182	330
2	8,1	3380	1,47	0,30	0,8	5,7	1,2	57	10	500	185	500	630	640
3	7,9	3843	1,75	0,2	0,3	10,7	0,9	26	1	249	26	88	115	143
4	8,29	3930	1,52	0,3	0,6	6,1	1,1	64	5	323	158	493	428	701
5	8,39	3300	1,52	0,4	0,6	7,1	1,3	55	5	321	164	615	532	764
6	8,39	4190	1,46	0,4	0,7	7	1,4	73	5	425	199	489	470	1212
Limiti DPR 915/82														
6-8,5			1,00	0,218	0,333				10	500	200	500	600	2500

Tutti i valori sono espressi sulla sostanza secca
C.E.S. = conducibilità elettrica specifica

TAB. 3. Contenuto di vetro

Identità campione	contenuto totale % s.s.	
	I	II
2	1,03	10,7
3	0,95	1,16
4	1,41	1,06
5	1,39	1,22
limiti DPR 915/82	3,0	

TAB. 4. Indici di respirazione e di fitotossicità

Campione	IR	Ig	PM
	mg O ₂ /kg Vs/h	%	%
2	125	49	165
4	146	41	103
5	100	50	108
limite	<130	>40	>100

cumulo con aerazione meccanica) porta all'ottenimento di composts che rientrano pienamente nei limiti qualitativi imposti dalla normativa vigente.

Di rilievo appaiono gli indici elevati di umificazione e di stabilità biologica e l'assenza di fattori fitotossici.

Le tecnologie di compostaggio adottate a Schio, pur se ulteriormente migliorabili, si sono dimostrate infine capaci di garantire un prodotto con bassi contenuti di inerti e di metalli pesanti.

Bibliografia

- FARNETI A.: *Effetti indotti dall'applicazione di compost*. Seminario CNR sull'utilizzazione in agricoltura dei prodotti di risulta degli impianti di trattamento urbani. Pisa, 18.10.1978.
- FARNETI A., MOSCATELLI S., ROVERANO V.: *Prodotti per l'agricoltura da fanghi e rifiuti organici con bioreattore BAV*. Council of Europe: International colloquium on Energetics technology of Biological elimination of wastes. Roma, 17-19.10.1979.
- FARNETI A., ROVERANO V.: *Compostaggio dei rifiuti solidi urbani e fanghi*. Simposio internazionale sulla trasformazione biologica ed utilizzazione in agricoltura dei rifiuti urbani. Napoli, 11-14.10.1983.

- FARNETI A., PENNACCHIONI N.: *Compostaggio dei fanghi di depurazione di cartiera: Risultati dalle prove su cumulo aerato ed agronomiche*. SEP-Pollution – Padova 8-12.4.1984.
- FARNETI A., BENETTI G.B.: *Trattamento di rifiuti solidi urbani ed assimilabili con produzione di compost e di energia*. Simposio CEE su Compost: produzione, qualità ed uso. Udine 17-19.4.1986.
- FARNETI A.: *Aspetti biologici della produzione ed applicazione in agricoltura di compost da miscele di fanghi e rifiuti solidi urbani*. Convegno Nazionale CEMPA, SCI, AIH. Giardini Naxos, 14-18.3.1988.

Compostaggio accelerato in bioreattori verticali dei fanghi di depurazione di Senigallia e Pesaro

A. Farneti*, A. Bassetti

Riassunto - Uno schema tipico di impianto comprende la disidratazione meccanica dei fanghi freschi o predigeriti, il loro mescolamento con sottoprodotti o materiali di scarto ad alto tenore di carbonio, e la loro stabilizzazione aerobica in un bioreattore verticale per circa 2 settimane con insufflazione d'aria e con parziale riciclo di compost per favorire un'inoculazione massiva, e infine la maturazione su cumuli del compost fresco in aia coperta o no. Il compost maturo si presenta come prodotto stabile, agevolmente immagazzinabile (volume ridotto rispetto al fango e tenore contenuto di umidità), esente da odori molesti, organismi patogeni o parassiti, semi infestanti e altre sostanze fitotossiche o indesiderabili, capace di influire positivamente sulle caratteristiche del suolo e delle piante su di esso coltivate. Si tratta in pratica di un prodotto organico igienico e stabile, di facile stoccaggio e conservazione per lunghi periodi, ricco in sostanze umificate, essenziale per la sua azione complementare nei confronti dei concimi chimici. Dal punto di vista agronomico in senso stretto questo tipo di compost è un ottimo ammendante e acceleratore degli scambi nutritivi tra radici e terreno, ha caratteristiche di porosità favorevoli al drenaggio dei terreni ed è particolarmente indicato come prodotto sostitutivo del letame e della torba in floricoltura, vivaistica, viticoltura, frutticoltura e agricoltura specialistica in genere, dove può essere impiegato prima dell'aratura o dell'erpatura in dosi mediamente variabili tra 50 e 250 quintali per ettaro.

SCelta DEL SISTEMA DI TRATTAMENTO

Dalla depurazione delle acque di scarico si originano notevoli quantità di fanghi primari e secondari. Accanto a sostanze interessanti (azoto, fosforo, sostanza organica...) per il recupero, in genere esse contengono sostanze tossiche e patogeni. Se sono presenti sostanze tossiche in alta concentrazione (metalli pesanti, pesticidi) è possibile smaltire i fanghi in discarica o incenerirli. Questi due sistemi non sono convenienti per fanghi esenti da inquinanti tossici, a causa delle note diseconomie (bilancio energetico negativo, costi crescenti, percolati, ceneri da smaltire comunque). Per una corretta riutilizzazione agronomica diretta dei fanghi allo stato liquido o semisolido, possibile soltanto in limitati periodi dell'anno, sono d'altronde necessari processi di stabilizzazione della sostanza organica e, per certe colture, la igienizzazione, per evitare odori molesti, sostanze fitotossiche e rischi di infezione.

Tra i sistemi di trattamento attualmente in uso: la digestione aerobica mesofila o termofila stabilizza la frazione putrescibile ma non è in grado di abbattere completamente la carica patogena, la digestione anaerobica permette la stabilizzazione e il recupero di biogas ma fornisce una buona igienizzazione solamente se la temperatura del reattore si mantiene in un campo termofilo e comunque resta il problema del trattamento dell'effluente liquido; il trattamento con calce o cloro blocca la biodegradazione per un periodo limitato di tempo e oltretutto è di scarsa efficacia come sistema di igienizzazione; la pastorizzazione e irradiazione richiede una fase di digestione a monte o a valle e presenta problemi di reinfezione massiva; l'essiccamento termico fornisce a costi elevati un prodotto che può essere immagazzinato a lungo, ma che non è biodegradato e può essere ricontaminato non

* Snamprogetti, Settore Ecologia (Gruppo ENI) Fano (PS).

appena aumenta il grado di umidità; il compostaggio aerobico invece fornisce contemporaneamente un prodotto stabile, di volume ridotto, privo di agenti patogeni, parassiti, semi infestanti, e ricco di sostanze umificate e di microflora favorevole alla fertilità del terreno. Tale processo può essere effettuato sia sui soli fanghi che su miscele di questi con la frazione organica dei rifiuti solidi urbani.

PROCESSO BIOLOGICO DI COMPOSTAGGIO AEROBICO

Sia i fanghi di supero degli impianti di depurazione che gli altri rifiuti organici prodotti dall'attività umana, zooagricola e industriale, contengono, accanto ad un elevato tenore di umidità, una certa quantità di sostanze organiche in parte velocemente biodegradabili (con conseguente sviluppo di cattivi odori) ed un certo numero di organismi patogeni e parassiti, di semi di piante infestanti, fattori che ne pregiudicano l'utilizzazione diretta in agricoltura. Per renderla possibile è necessario un processo di biodegradazione comprendente una fase termofila ottenendo una parziale mineralizzazione ed essiccamento naturale.

La bioconversione aerobica delle sostanze organiche è un processo dinamico naturale assai complesso che è portato avanti dalle attività combinate di colonie di microrganismi che si presentano e si avvicendano o prevalgono nelle varie fasi in rapida successione. Si tratta di batteri, funghi, attinomiceti, ognuno adatto ad un ambiente specifico limitato nel tempo e nello spazio e ognuno attivo nella decomposizione di un particolare substrato. Per la loro crescita e moltiplicazione, i microrganismi aerobici richiedono, oltre all'ossigeno e all'umidità, una sorgente di carbonio (il rifiuto o sottoprodotto organico), macronutrienti come l'azoto, il fosforo (ed il potassio) e certi microelementi. L'energia ottenuta dall'ossidazione biologica di una frazione del carbonio organico dei rifiuti e fanghi è in parte usata nel metabolismo e la rimanente viene dispersa come calore e si traduce in un aumento della temperatura della massa. Il massimo di temperatura e la sua durata, la velocità ed efficienza della reazione dipendono da alcune variabili imposte (composizione dei substrati) e da alcune altre che possono essere modificate (umidità, disponibilità di nutrienti, aerazione, granulometria, carica microbica). La velocità di decomposizione durante il processo può essere quindi aumentata e la qualità dei prodotti migliorata ottimizzando questi parametri.

Il sistema qui proposto per il trattamento biologico aerobico dei fanghi sfrutta appunto questo processo naturale e si propone di accelerarlo intervenendo essenzialmente nelle prime fasi di decomposizione delle sostanze organiche, mediante l'aerazione forzata e il riciclo di materiali in degradazione contenenti una popolazione microbica mista e selezionata.

Lo stadio mesofilo iniziale, quello termofilo comprendente la fase di igienizzazione, ed un primo stadio di raffreddamento infatti, hanno luogo entro un bioreattore verticale, in condizioni controllate, e si esauriscono in circa due settimane, mentre il compost fresco, non più pericoloso per gli operatori ed esente da odori molesti, richiede uno stadio di maturazione finale per altre 6-8 settimane in cumuli: durante questa fase, senza alcuna operazione di rivoltamento, avvengono tra l'altro complesse reazioni di condensazione e polimerizzazione che danno origine a composti umici, utili in agricoltura.

SEZIONI DI TRATTAMENTO

Lo schema di impianto adottato a Senigallia (AN) e Pesaro è stato sviluppato secondo lo schema in Fig. 1 ed è costituito da 6 sezioni destinate ciascuna alle seguenti funzioni: 1) disidratazione fanghi, 2) stoccaggio, 3) mescolamento, 4) sollevamento e trasporto, 5)

mpo-
semi
reno.
zione

odotti
ore di
li (con
rassiti,
oltura.
na fase

aturale
anismi
one. Si
ato nel
to. Per

isigeno
utrienti
dall'os-
e usata
o della
ficienza
i) e da
azione,
so può
ametri.
ppunto
e nelle
ata e il
zionata.

one, ed
cale, in
sco, non
matura-
razione
limeriz-

secondo
zioni: 1)
orto, 5)

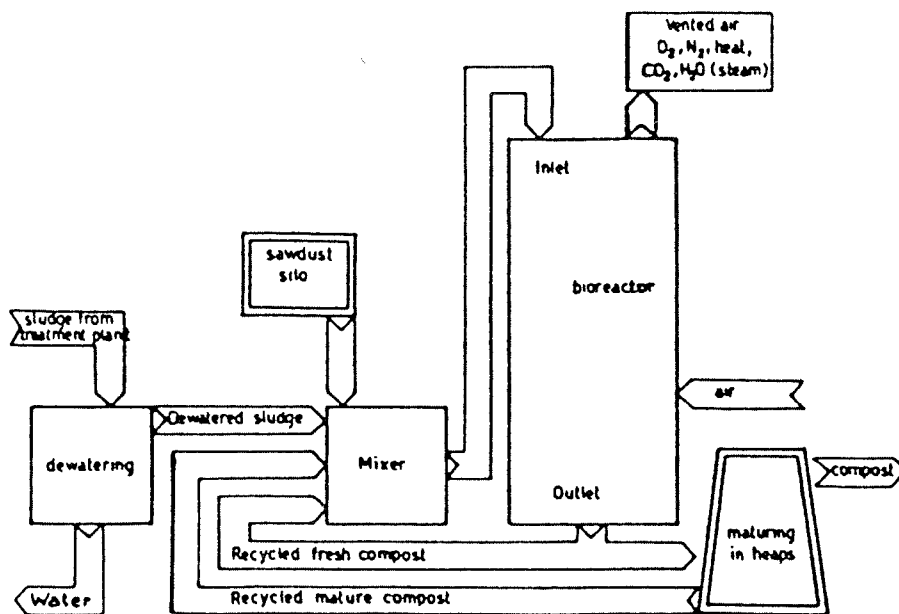


Fig. 1 Diagram of sludge composting process

compostaggio e stabilizzazione aerobica in reattore verticale con sistema di aerazione e controllo, 6) maturazione in cumuli.

1. I fanghi provenienti dall'impianto di trattamento acque in fase liquida, vengono disidratati con apparecchiature tradizionali quali le centrifughe (Pesaro) o la filtropressa a nastro (Senigallia).

2. Nei silos di stoccaggio vengono accumulati i fanghi, le sostanze a basso tenore di umidità apportatrici di carbonio organico (in genere segatura) o altri prodotti che si intendano utilizzare nel processo (compost maturo).

3. La fase di mescolamento ha lo scopo di omogeneizzare i vari prodotti che entrano in gioco in modo da raggiungere le condizioni ottimali di umidità, di porosità, di composizione della massa (rapporto carbonio/azoto C/N).

4. La movimentazione e il trasferimento dei materiali avvengono mediante trasportatori a tazza e a nastro.

5. Il compostaggio aerobico avviene in un reattore verticale costituito da una struttura cilindrica del volume di 300 m³ a Senigallia e di 400 m³ a Pesaro. Sonde per la determinazione del CO₂ o dell'O₂ e termocoppie per la rilevazione della temperatura sono inserite a varie altezze per il controllo e regolazione del processo, modulando principalmente la portata di aria compressa.

6. La maturazione del prodotto può avvenire sia su aia coperta che su aia scoperta in cumuli alti 1, 5-2 m senza alcun rivoltamento per altre 6-8 settimane. Sono possibili altezze di cumuli superiori e tempi di maturazione inferiori ricorrendo alla tecnica di iniezione di ossigeno mediante aerazione forzata o a rivoltamenti.

Il funzionamento dell'impianto si può così riassumere:

- il fango viene disidratato, generalmente al 70-80% circa di umidità, nella sezione di disidratazione;
- nella sezione di mescolamento: fango, materiale di supporto, compost fresco (e/o compost maturo) vengono mescolati ed omogeneizzati sino a raggiungere i valori ottimali del rapporto Carbonio/Azoto (25-30), dell'umidità, ($60 \pm 5\%$) della porosità.
- La carica ausiliaria è fornita sotto forma di segatura (ma sono possibili anche trucioli, cortecce, parte organica selezionata da rifiuti solidi, agro-forestali, paglia, ecc...)
- mediante il trasportatore a tazze, il materiale mescolato e omogeneizzato viene caricato nella parte superiore del reattore e distribuito uniformemente per mezzo dell'equalizzatore;
- nel suo movimento di discesa il materiale in trasformazione, che viene in continuo investito in controcorrente da un flusso d'aria (normalmente in ragione di $2,5-3 \text{ Nm}^3/\text{h} \cdot \text{m}^3$ di volume), permane nel reattore per circa 14 giorni. In questo arco di tempo viene attaccato da microrganismi aerobi, il cui metabolismo provoca un aumento della temperatura della massa che raggiunge per almeno 3 giorni durante la fase termofila i $55^\circ-65^\circ\text{C}$ controllati mediante regolazione della portata d'aria;
- durante le operazioni di carico e di scarico del reattore (che in genere hanno una durata complessiva di 3-5 ore al giorno) viene sospesa l'aerazione forzata;
- il compost fresco viene estratto giornalmente dal fondo del reattore mediante estrattore a fresa e disposto sull'aia, in cumuli a sezione trapezoidale, ove in un tempo medio di permanenza di 6-8 settimane completa la sua maturazione, presentando infine le caratteristiche riportate in Tab. 1.

Tab. 1. Caratteristiche medie del compost ottenuto da fanghi integrati con segatura

- aspetto	terroso fine, bruno scuro			
- odore	di terra di bosco, umida			
- umidità	40	-	50%	
- pH	7	-	7,5	
- sostanze organiche	55	-	70%	sul secco
- carbonio organico	25	-	35%	» »
- azoto totale	1,5	-	3%	» »
- anidride fosforica	1	-	2%	» »
- ossido di potassio	0,5	-	1%	» »
- rapporto carbonio/azoto	13	-	25	
- inerti (vetri, metalli ferrosi, plastiche)	assenti			
- patogeni e parassiti	assenti			
- semi di erbe infestanti	inattivati			
- fitossicità (<i>L. sativum</i>)	assente (I.G. 70% a 10% conc.)			
- Cadmio totale	2	-	4	mg/Kg sul secco
- Cromo »	10	-	20	» » »
- Nichel »	25	-	35	» » »
- Piombo »	100	-	200	» » »
- Rame »	100	-	200	» » »
- Zinco »	750	-	1500	» » »
- sostanza organica umificata	8	-	20%	» » org.
- tasso di umificazione	14	-	20%	» » »
- rapporto Acidi umici/acidi fulvici	1,5	-	3	

Il compost da fanghi di Senigallia è stato sottoposto a ripetute caratterizzazioni analitiche fisico chimiche e biologiche presso laboratori privati e pubblici. I principali risultati ottenuti presso l'Istituto di Microbiologia Agraria e Tecnica dell'Università di Pisa, l'Istituto Tecnico Agrario Statale di Pesaro, l'Istituto Agrario Provinciale di S. Michele all'Adige, l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Umbria e delle Marche... sono riportati nella Tab. 1.

Data l'elevata qualità dei prodotti, le prove agronomiche sono state orientate all'uso in serra presso i vivai dei F.lli Margheriti di Chiusi (Siena), i vivai Conti di Senigallia (Ancona), quelli della Floricoltura Zanetti di Teolo (Padova)...

Le prove attuate sono state diverse e tutte con risultati soddisfacenti. Si possono qui citare quelle per:

1. Ripicchettamento di Viola del pensiero in florpac e sviluppo fino alla collocazione in tunnel.
2. Rinvaso di Aralia per finissaggio.
3. Rinvaso di Talee di Syngonio.
4. Taleggio di Margherita arborea e rinvaso sino alla dimensione di vendita.
5. Semina di varie piante orticole sensibili al marciume del colletto e ai nematodi.

In tutti i casi a confronto sono state poste prove della medesima essenza coltivate su compost al 100%, con miscele di compost al 50% e terriccio comune al 50% e prove al 100% di terriccio universale; per le talee di margherita si è usato un testimone in torba tedesca tal quale. Risultati:

1. Viola del pensiero - Le piante sono attecchite totalmente nei vari tests; nella prova in compost si è presto evidenziata una miglior colorazione verde e foglie più sviluppate. Le piante tendevano a filare meno. Al momento del trasferimento in tunnel freddo le piante in compost avevano un apparato radicale molto ben sviluppato ed erano a due foglie in più, mediamente.

2. Aralie - La prova ha proceduto inizialmente a vantaggio del test su terriccio, forse per la presenza di azoto prontamente assimilabile, poi si è giunti ad un certo equilibrio di sviluppo: al 50° giorno erano comunque tutte allo stesso stadio. All'80° giorno si è evidenziato un colore più intenso per il test su compost che ha pure evidenziato uno sviluppo radicale buono con un maggior capillizio e nessuna presenza di nematodi.

3. Syngonio - Lo sviluppo è stato simile nei vari tests con miglior sviluppo apparente nella prova al 50%.

4. Margherite - Le talee in oggetto hanno radicato in percentuali diverse e in tempi diversi: nella totalità e velocemente nel test con compost 50% e 100%, in terriccio all'85% ed in torba al 70%; più lente quelle in terriccio.

Lo sviluppo nelle varie tesi su compost è risultato più verde e ben ramificato mentre in torba è di un verde più tenue pur se di ramificazione simile.

Nel rinvaso per il finissaggio si è notato sulle talee un'ottima radicazione nelle tesi di compost e in torba e capillizio sano e ben ossigenato senza alcuna fisiopatia. Le piante in compost hanno presentato un evidente anticipo di fioritura.

5. Piante orticole - Ottime le prestazioni nelle tesi con compost. Sulle tesi in terriccio si è notata la presenza di infestanti ma il mal del piede non è apparso in nessuna tesi.

In conclusione, il compost da fanghi urbani è risultato senz'altro idoneo ad un utilizzo agronomico di qualità e quindi ben accetto ai florovivaisti che si sono dichiarati disponibili a pagarlo al pari di una buona torba di lago.

Bibliografia

- BENETTI G.B., FARNETI A.: *Enhanced direct composting of sludge in a vertical bioreactor*. Simposio CEE su compost: produzione, qualità ed uso. Udine, 17-19/4/1986.
- FARNETI A., MOSCATELLI S., ROVERANO V.: *Prodotti per l'agricoltura da fanghi e rifiuti organici con bioreattore BAV*. Council of Europe: International colloquium on Energetics technology of Biological elimination of wastes. Roma, 17-19/10/1979.
- FARNETI A.: *Stabilizzazione dei fanghi e rifiuti organici mediante compostaggio con bioreattore BAV*. SEP-Pollution – Padova 20-24/4/80.
- FARNETI A.: *Compostaggio diretto dei fanghi di depurazione in bioreattore TOR. BAV*: Convegno Nazionale CEMPA-SCI-AIM. Giardini Naxos, 14-18/3/1988.
- ROVERANO V., FARNETI A.: *Compostaggio dei rifiuti solidi urbani e dei fanghi di depurazione*. Simposio internazionale sulla trasformazione biologica e utilizzazione rifiuti. Napoli 11-14/10/1983.

ctor.

ifiuti
ner-

uttore

AV.:

azio-
ifiuti.

Parte Quinta Aspetti ambientali

Rischi di inquinamento del suolo da metalli pesanti veicolati da fanghi e compost

C. Gessa*

INTRODUZIONE

I metalli pesanti, costituenti naturali delle rocce e dei sedimenti, vengono liberati più o meno lentamente durante i processi pedogenetici. La loro concentrazione nel suolo può aumentare in relazione ad apporti molteplici quali ad esempio la distribuzione sui campi di fertilizzanti e residui organici più o meno "digeriti", il fallout atmosferico di fumi e polveri emessi da sorgenti industriali o minerarie ecc. In effetti le attività antropiche sono responsabili delle profonde modificazioni riscontrate a livello locale, regionale e continentale del ciclo biogeodinamico dei metalli.

Il livello di metalli nell'ambiente pone un problema attualmente molto discusso: in quale misura l'accumulo di metalli nel suolo può costituire motivo di preoccupazione per gli ecosistemi e per la stessa salute dell'uomo?

Nel suolo i metalli sono distribuiti tra le fasi solida e liquida. La frazione legata alla fase solida può esser mobilizzata in tempi più o meno lunghi a seconda che i metalli risultino: a) adsorbiti; b) precipitati; c) "fissati" nei reticoli dei minerali; d) "intrappolati" nella struttura cellulare o nei biopolimeri.

In fase liquida i metalli possono trovarsi come ioni-acquo o come complessi. La loro concentrazione è controllata da un sistema di equilibri e dipende da parametri diversi tra i quali il pH, il potenziale redox, la quantità e la qualità di tutte le specie chimiche e dei siti di adsorbimento associati alla fase solida.

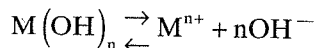
Lo stato di equilibrio viene in realtà continuamente turbato dall'attività di tutti gli organismi del suolo, dai fenomeni di lisciviazione e di erosione, dagli interventi antropici come fertilizzazione, calcitazione, distribuzione di residui organici, deposizioni atmosferiche, ecc.

IONI METALLICI E LORO EQUILIBRIO NEL SUOLO

L'attività degli ioni metallici in soluzione e la loro tendenza a precipitare può essere definita in relazione al prodotto di solubilità dei loro composti. Nel suolo gli ioni metallici precipitano prevalentemente come idrossidi, fosfati e carbonati ma possono formare numerose altre "fasi solide" con diversi leganti organici ed inorganici, umati e fulvati compresi.

*Istituto di Chimica Agraria, Università di Sassari.

Consideriamo la seguente reazione di precipitazione di un idrossido



l'attività di M^{n+} può essere calcolata:

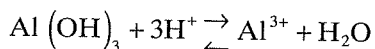
$$K_s = |M^{n+}| |OH^-|^n$$

$$\text{Log } |M^{n+}| = \text{Log } K_s - n \text{Log } |OH^-|$$

$$pM = pK_s - npOH = pK_s - n(14 - pH)$$

Questa relazione evidenzia la dipendenza dell'attività del metallo dal pH.

Considerando come fase solida di riferimento la gibbsite, Lindsay (1979) calcola l'attività dell'alluminio nel suolo in funzione del pH dall'equilibrio:



$$\frac{|Al^{3+}|}{|H^+|^3} = K^0 = 10^{8.04} \quad (K^0 = \text{costante di equilibrio espressa in termini di attività})$$

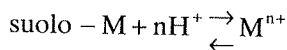
$$\text{Log } |Al^{3+}| = 8.04 - 3pH; pAl = 3pH - 8.04$$

Nello stesso modo si può calcolare l'attività del metallo in sistemi costituiti da altri ossidi e idrossidi.

Nel suolo molti metalli pesanti, causa la loro bassissima concentrazione, non sono separabili e identificabili come fasi minerali discrete e la loro attività può essere determinata direttamente sul suolo ed espressa considerando come fase di riferimento un suolo-M (suolo-Fe; suolo-Cu; suolo-Zn).

In altri termini un suolo-M non viene considerato come una fase cristallina, ma piuttosto come una fase amorfa in cui il grado di ordine strutturale è maggiore dell'idrossido del metallo appena precipitato.

Per sistemi di questo tipo espressi attraverso l'equilibrio



sono state ricavate delle relazioni che consentono di calcolare l'attività del metallo in funzione del pH (Lindsay, 1979):

$$\text{Log } K^0$$

$$\text{suolo} - Fe + 3H^+ \rightleftharpoons Fe^{3+} \quad 2.70 \quad pFe = 3pH - 2.70$$

$$\text{suolo} - Cu + 2H^+ \rightleftharpoons Cu^{2+} \quad 2.80 \quad pCu = 2pH - 2.80$$

$$\text{suolo} - Zn + 2H^+ \rightleftharpoons Zn^{2+} \quad 5.80 \quad pZn = 2pH - 5.80$$

Le relazioni riportate sono teoriche poiché l'attività dei metalli è la risultante della solubilità delle fasi in cui sono presenti e varia con le proprietà redox, complessante ed assorbente del suolo. In questi termini possono essere interpretate le differenze spesso notevoli che contraddistinguono le varie equazioni proposte (Herms, 1982).

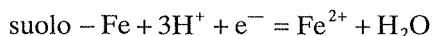
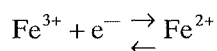
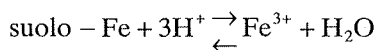
EFFETTO REDOX

Gli organismi viventi, con il loro metabolismo, liberano elettroni nel suolo; in condizioni sfavorevoli di aereazione l'attività degli elettroni può determinare la riduzione di alcune specie chimiche e quindi modificare la solubilità dei composti e operare vere e proprie trasformazioni di fase. Pur essendo tanto importanti, le reazioni redox nel suolo sono state poco studiate, anche per la difficoltà di combinare gli equilibri redox espressi in termini di Eh (volts o millivolts) con gli altri equilibri chimici espressi mediante costanti di equilibrio. Se si esprime il potenziale redox in termini di pe ($-\log$ dell'attività degli elettroni), è possibile trattare gli elettroni come una qualsiasi altra specie chimica e quindi esprimere attraverso una costante di equilibrio sia gli equilibri chimici che gli equilibri elettrochimici (Ponnamperuma, 1972; Senesi et al., 1985; Sposito, 1981).

Il termine pe utilizzato in combinazione col pH esprime un parametro redox (pe+pH) di particolare interesse. Nei sistemi acquosi i valori di pe+pH variano tra 0 e 20,78 (Larsen, 1983). A pH 7 in condizioni di buona ossidazione, il pe dei suoli è generalmente compreso tra +7 e +13; in condizioni fortemente riducenti tra -2 e -6.

Si deve osservare che mentre l'attività del protone (e quindi il pH) è espressa da un valore assoluto in moli/l, l'attività dell'elettrone è relativa a quella della semicella di riferimento che per convenzione viene considerata uguale ad 1 (la vera attività degli elettroni nella semicella a idrogeno è intorno a 10^{-80} mol/l). Il valore di pe può essere determinato mediante misure elettrochimiche secondo la relazione $pe = Eh (mV)/59.2$. Nella maggior parte dei suoli il termine pe+pH è compreso tra 2 e 18. Ciò significa che, se nel sistema il pe+pH si mantiene costante, qualsiasi variazione di pH si riflette in una determinata variazione di pe.

Lo stato redox del suolo condiziona la solubilità dei suoi componenti e quindi anche l'attività dei metalli pesanti nella fase liquida. Si considerino gli equilibri:



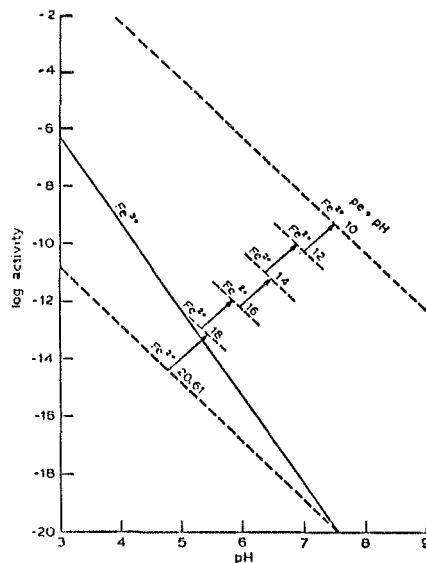
$$\frac{|\text{Fe}^{2+}|}{|\text{H}^+|^3 |e^-|} = 10^{15.74}$$

$$\text{Log } |\text{Fe}^{2+}| = 15.74 - (\text{pH} + \text{pe}) - 2\text{pH}$$

$$\text{pFe (II)} = 3\text{pH} + \text{pe} - 15.74$$

Per valori di (pe+pH) inferiori a 16 l'attività del Fe(II) è maggiore di quella del Fe(III) e questo è quanto dovrebbe riscontrarsi frequentemente nei suoli (13, Fig. 1).

Fig. 1 – Effetto del pe+pH sull'attività del Fe (III) in equilibrio con un suolo-Fe (Lindsay, 1979)



L'effetto redox sull'attività dei metalli può risultare piuttosto articolato: a pH alcalini la solubilità di Zn, Cu, Cd e Pb è favorita da un ambiente riducente a causa della formazione di complessi solubili e stabili. A pH acidi invece, l'ambiente riducente sfavorisce la solubilità di questi stessi metalli probabilmente a causa della formazione di solfiti o di complessi organo minerali insolubili.

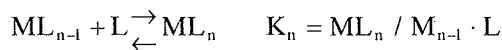
REAZIONI DI COMPLESSAZIONE

L'effetto dell'inquinamento da metalli è però strettamente legato alla speciazione del metallo e quindi al pH e al pe del suolo e alla quantità e qualità di leganti in esso presenti.

Nel suolo gli ioni metallici e le molecole organiche ad alto e basso peso molecolare, acidi umici e fulvici compresi, interagendo tra loro possono dare luogo a complessi metallo organici. Queste reazioni di complessazione possono sfavorire la precipitazione dei metalli; i leganti organici fungendo da carriers, mobilizzano i metalli lungo il profilo; la tossicità dell'acqua ione può essere notevolmente ridotta dalla complessazione; la formazione del complesso può scatenare reazioni redox con modificazione dello stato di ossidazione del metallo e quindi della sua attività in soluzione.

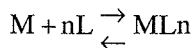
L'influenza delle reazioni di complessazione sulla solubilizzazione degli ioni dipende dalla stabilità dei complessi formati.

Consideriamo un serie di equilibri metallo-legante



In cui i valori di K sono le costanti di equilibrio supponendo unitari i coefficienti di attività.

Questo sistema può essere descritto anche dall'equilibrio



Il rapporto $ML_n/M \cdot L^n$ esprime un'altra costante β che come si può facilmente dimostrare è correlata a K_n dalla relazione:

$$\beta_n = K_1 K_2 \dots K_n$$

Si avranno pertanto tanti valori di β quanti sono i valori di n e per $n = 1$ $\beta_1 = K_1$

Le β sono note come costanti di formazione totale.

La concentrazione totale del metallo è uguale a:

$$[M]_{tot} = [M(H_2O)_x]^{z+} + \sum_{i=1}^n [ML_i]$$

Una teoria che vuole spiegare in termini sistematici la stabilità dei complessi classifica i metalli (Acidi di Lewis) ed i leganti (Basi di Lewis) in specie dure molli ed intermedie e stabilisce che, in generale, gli acidi duri hanno una maggiore affinità per le basi dure, gli acidi molli per le basi molli. Le specie acide intermedie alle quali appartengono molti metalli pesanti della prima serie di transizione, possono legarsi sia con le basi dure che con le basi molli (Pearson, 1966).

La concentrazione totale del metallo nella fase liquida del suolo è controllata pertanto dalla concentrazione dei vari leganti presenti in soluzione e dalla stabilità dei complessi che si formano.

La mobilità dei complessi nel suolo dipende quindi dalla concentrazione e dalla carica delle diverse forme libere e complessate, la cui distribuzione può variare continuamente lungo il profilo in relazione alle caratteristiche degli orizzonti attraversati.

Alcuni risultati sperimentali relativi a sistemi binari, ternari e quaternari possono fornire un'idea della complessità dei sistemi reali e dell'importanza delle reazioni di complessazione.

Nel sistema Fe (III)-acido galatturonico è stata osservata la produzione di Fe (II) e la degradazione ad acido formico dello zucchero (Deiana et al., 1990a). La reazione redox è stata interpretata in relazione alla formazione della specie $FeGal_3$. L'interazione metallo legante, favorisce l'apertura dell'anello dello zucchero spostando l'equilibrio verso la forma aldeidica aperta responsabile della riduzione dello ione Fe (III) libero (Fig. 2). L'aggiunta di un secondo ione metallico può modificare in misura più o meno sensibile la reazione redox (Deiana et al., 1990a, 1990b); in presenza di UO_2^{2+} e di Cu^{2+} la resa di Fe (II) viene notevolmente incrementata fino a scomparsa totale di Fe (III). L'influenza del secondo metallo sulla efficienza della redox dipende dalla natura dei complessi che può formare (Fig. 3, Tab. 1). Se ai sistemi Cu, $UO_2 - Fe$ -galatturonato si addiziona un secondo legante, l'acido glucosaminico oppure l'acido fosforico, la produzione di Fe (II) diminuisce considerevolmente. L'acido glucosaminico agisce complessando Cu^{2+} e UO_2^{2+} e quindi sottraendo centri metallici redox attivi (Deiana et al., 1991a); (Tab. 2, Fig. 4). L'anione $H_2PO_4^-$ invece forma complessi col Fe (III) sottraendolo alla redox (dati non ancora pubblicati). Un altro esempio di particolare interesse ambientale è fornito dal Cromo; la

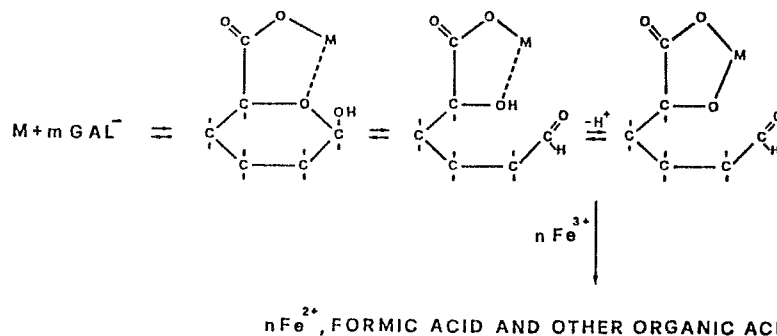


Fig. 2 – Meccanismo della reazione. (Deiana et al., 1990a)

TAB. I. Costanti di stabilità

	Species	log				
		Fe ³⁺	Cu ²⁺	UO ₂ ²⁺	Pb ²⁺	Cd ²⁺
f	M(gal)		3.39 (9) ⁺		2.50 (3) ⁺	1.52 (5) ⁺
g	M(gal) ₂		5.99 (1) ⁺	6.19 (2) ⁺		
c	M(gal) ₃	8.51 (6) ⁺			6.30 (7) ⁺	
	M(gal)H ₋₁		-2.60 (2) ⁺			
	M(gal)2H ₋₂			-2.03 (4) ⁺		
d	M(gal)3H ₋₂	1.54 (5) ⁺				
e	M(gal)3H ₋₃	-2.03 (5) ⁺		-4.72 (11) ⁺		
h	M(glu)		7.72 (1)	7.01 (2)	5.08 (1)	4.69 (1)
i	M(glu) ₃		14.39 (1)	13.36 (2)	9.53 (1)	9.39 (1)
	M(glu)2H ₋₂		4.88 (1)		1.28 (1)	0.97 (1)
	M(glu)2H ₋₂		-5.12 (1)		-6.84 (1)	
	M(glu)3H ₋₃				-16.34 (2)	
	M ₂ (glu)					7.48 (1)
j	M(gal)(glu)		11.81 (5)	11.43 (12)	7.69 (4)	7.63 (9)
k	M(gal)(glu)H ₋₂	7.02 (8)	7.40 (8)			
	M ₂ (gal)(glu)					11.98 (7)

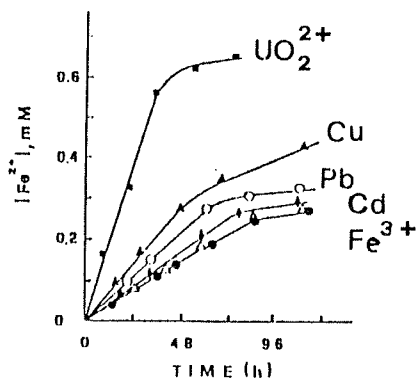


Fig. 3 – Cinetica di formazione di Fe (II) nei sistemi M-Fe (III)-GAL (Deiana et al., 1990b)

TAB. 2. Concentrazione degli ioni metallici liberi e complessati nei sistemi ternari e quaternari (Deiana et al., 1991a)

Species*	%	Species	%
(a) Fe-Cu-gal system			
Fe ³⁺	17.99	Fe (gal) ₃ H ₃	1.78
Cu ²⁺	12.79	Cu (gal)	27.51
Fe (gal) ₃	3.88	Cu (gal) ₂	9.66
Fe (gal) ₃ H ₂	26.30	Cu (gal)H ₋₁	0.07
(b) Fe-Cu-gal-glu System			
Fe ³⁺	17.54	Cu (gal)H ₋₁	0.05
Cu ²⁺	8.12	Cu (glu)	1.82
Fe (gal) ₃	3.94	Cu (glu) ₂	0.04
Fe (gal) ₃ H ₂	26.68	Cu (glu) ₂ H ₋₁	0.00
Fe (gal) ₃ H ₃	1.81	Cu (glu) ₂ H ₋₂	0.00
Cu (gal)	17.63	Cu (gal)(glu)	15.73
Cu (gal) ₂	6.23	Cu (gal) (glu)H ₋₁	0.42

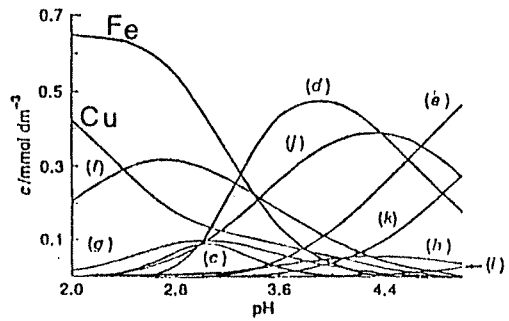


Fig. 4 - Diagramma di distribuzione delle specie nel sistema quaternario (Deiana et al., 1991a)

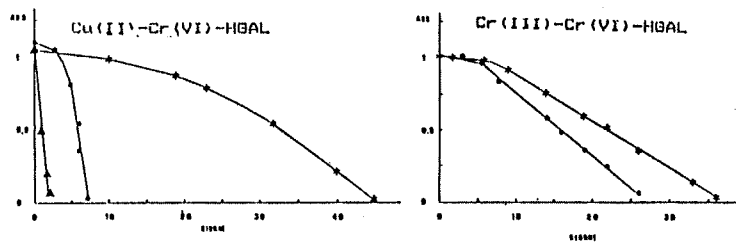
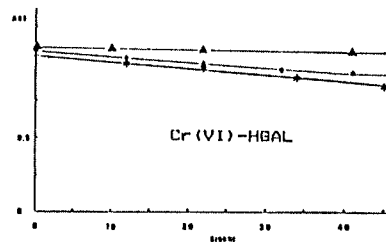


Fig. 5 - Cinetica di riduzione del Cr(VI) (Deiana et al., 1991b)

redox del sistema $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ galatturonato mostra una cinetica molto lenta; la stessa reazione procede molto più velocemente in presenza di Cu^{2+} o di Cr^{3+} (Deiana et al., 1991b). Questo modello rappresenta uno dei meccanismi di detossificazione del Cr (VI); man mano che lo ione Cr^{3+} viene prodotto il sistema migliora la sua capacità a controllare la distribuzione e la diffusione della specie anionica più pericolosa per l'ambiente (Fig. 5).

METALLI NEI FANGHI E COMPOST: RISCHI AMBIENTALI

I materiali organici che vengono distribuiti sul terreno contengono complessanti e chelanti naturali ad alto e basso peso molecolare che favoriscono la solubilizzazione dei metalli pesanti (Herms e Brummer, 1982).

I composti umici hanno una forte affinità per i metalli pesanti e la loro capacità ad accumularli, complessarli e mobilizzarli è ampiamente documentata (Cheshire et al., 1977; Senesi et al., 1985).

In questa sede mi limito a ricordare che nelle acque naturali molti metalli pesanti – ferro, mercurio, rame, nichel, vanadio, piombo – sono in larga parte associati con le sostanze umiche, spesso la loro concentrazione è notevolmente più elevata di quella prevista dalla loro solubilità.

Le frazioni a più basso peso molecolare formano in genere complessi più stabili e sono quelle maggiormente responsabili del trasporto dei metalli nell'ambiente.

Queste frazioni comprendono oltre agli acidi fulvici, specie monomeriche in parte ancora sconosciute aventi un'alta densità di gruppi funzionali altamente reattivi. I metalli pesanti sono normalmente presenti nella fase liquida del suolo in concentrazioni molto basse inferiori a 10^{-5} ; a concentrazioni più elevate possono risultare più o meno pericolosi per gli organismi viventi a seconda della loro tossicità.

L'impiego in agricoltura di residui organici ad elevato contenuto di metalli pesanti può pertanto avere pericolose implicazioni di ordine ambientale in relazione ad un loro eccessivo accumulo nel suolo e ad un sensibile aumento della frazione disponibile per le piante (Gaynor e Halstead, 1976); queste frazioni possono raggiungere livelli di concentrazione tali da riflettersi negativamente sull'attività biologica del suolo; sul metabolismo vegetale e quindi sulle produzioni (Dam Kofoed, 1983). In queste condizioni la pianta può accumulare metalli nei suoi tessuti e costituire così un importante anello nella contaminazione delle catene alimentari degli animali, uomo compreso (Freedman e Hutchinson, 1981, Larsen, 1983). Un aumento della mobilità dei metalli può costituire un rischio per l'inquinamento dei sistemi idrici profondi e superficiali. A questo proposito i dati riportati in letteratura risultano del tutto insufficienti; la lisciviazione dei metalli nelle acque sotterranee dovrebbe essere molto lenta e limitata (Dam Kofoed, 1983; Larsen, 1983); è stato però ripetutamente osservato un arricchimento in metalli degli strati più profondi del suolo (Kuntze, 1983). Naturalmente il rischio di inquinamento delle falde aumenta in terreni sabbiosi e nei climi umidi.

CONCLUSIONI

L'impiego in agricoltura di fertilizzanti organici quali fanghi, compost ed altri materiali organici di varia origine richiede una particolare attenzione onde evitare un accumulo di metalli pesanti nel suolo e quindi i rischi ambientali che da esso derivano. La distribuzione di questi materiali è attualmente disciplinata da disposizioni che prevedono vincoli diversi

che variano anche notevolmente da paese a paese (Dam Kofoed, 1983; Freedman e Hutchinson, 1981).

È evidente che, a questo proposito, persiste una notevole diversità di opinione e che, nonostante la intensa attività di ricerca di questi ultimi anni, c'è ancora molto da fare.

È indubbio che il problema più serio da risolvere non è tanto quello di definire con maggiore rigore scientifico la concentrazione limite del metallo nel suolo e nei fanghi quanto piuttosto di attivare un efficace e continuo sistema di monitoraggio e di controllo.

Bibliografia

- CHESHIRE M.V., BERROW M.L., GOODMAN B.A., MUNDIE C.M.: *Geochimica Cosmochimica Acta* 41: 1131-1138, 1977.
- DAM KOFOED A.: Proceeding "Utilization of Sewage Sludge on Land" pp. 2-22. D. Reidel Publ. Comp., 1983.
- DEIANA S., GESSA C., PIU P., SEEGER R.: *J. Inorg. Biochem.* 39: 25-32, 1990a.
- DEIANA S., GESSA C., PIU P., SEEGER R.: *J. Inorg. Biochem.* 40: 301-307, 1990b.
- DEIANA S., GESSA C., PIU P., SEEGER R.: *J. Chem. Soc. Dalton Trans.* 00: 000, 1991a.
- DEIANA S., GESSA C., USAI M., PIU P., SEEGER R.: *Anal. Chimica Acta.*, 00: 000, 1991b.
- FREEDMAN B., HUTCHINSON T.C.: "Pollution Monitoring Series". *2 Appl. Sci. Publ.* pp. 35-94, 1981.
- GAYNOR J.D., HALSTEAD R.L.: *Can. J. Soil Sci.* 56: 1-8, 1976.
- HERMS U.: Doctoral Thesis. Kiel pp. 269, 1982.
- HERMS U., BRUMMER G.: Proceeding "Environmental effects of organic and inorganic contaminants in sewage sludge" pp. 209-214. D. Reidel Publ. Company. Dordrecht., 1982.
- KUNTZE H.: Proceeding "Utilization of sewage sludge on land". pp. 47-60, D. Reidel Publ. Comp., 1983.
- LARSEN K.E.: Proceeding "Utilization of sewage sludge on land". pp. 157-165. D. Reidel Publ. Comp., 1983.
- LINDSAY W.L.: *Chemical Equilibria in Soil*. Ed. Wiley Intersc. Publ. N.Y., 1979.
- PEARSON R.G.: *J. Am. Chem. Soc.* 85: 3533-3539, 1966.
- PONNAMPERUMA F.N.: *Adv. Agron.* 24: 29-96, 1972.
- SENESE N., BOCIAN D.F., SPOSITO G.: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 114-119, 1985.
- SILLEN L.G., MARTELL A.E.: Special Publ. n. 17. The Chemical Soc. London, 1964.
- SPOSITO G.: *The thermodynamics of soil solution*. Oxford Univ. Press. Oxford, 1981.

Contenuto e dinamica nel suolo di composti xenobiotici applicati con fanghi e compost

A. Piccolo*

Riassunto – Sono esposti i concetti relativi ai composti xenobiotici, le loro origini industriali e le quantità immesse nell'ambiente. Si è messo in evidenza il fattore di accumulo di xenobiotici nei fanghi e nei compost dopo il trattamento dell'acque di scarico negli impianti di depurazione. Sono esaminati i processi di distribuzione di xenobiotici aggiunti al suolo con fanghi e compost e i meccanismi di degradazione con speciale riferimento alle reazioni di fotoossidazione e dealogenazione riduttiva in condizioni anossiche. Le più importanti classi di xenobiotici dal punto di vista tossicologico sono discusse riguardo al rischio di accumulo nei suoli dopo spandimento di fanghi e alla normativa esistente.

INTRODUZIONE

Tutti i possibili composti chimici presenti nell'ambiente possono essere classificati da una parte tra quelli esistenti anche senza la presenza dell'uomo e, dall'altra, tra quelli aggiunti dalle attività dell'uomo. I composti naturali, sia quelli prodotti dagli organismi viventi (biosfera) che quelli formati durante processi naturali, sono presenti nell'ecosfera da moltissimo tempo così da non presentare un problema tossicologico per gli organismi viventi. I composti xenobiotici sono sostanze, normalmente assenti nell'ecosfera, che sono state immesse dall'uomo normalmente attraverso processi industriali che coinvolgono prodotti chimici di sintesi. Tra questi i più importanti sono quei composti xenobiotici che hanno strutture chimiche non naturali alle quali gli organismi della biosfera non sono stati esposti nel corso della loro evoluzione.

Per avere un'idea del numero enorme di composti xenobiotici potenzialmente pericolosi basta pensare che i "Chemical Abstract" nel 1980 riportavano più di 5 milioni di composti di sintesi, che oggi più di 50.000 sostanze sono oggetto di commercio a livello mondiale, e che circa 150 prodotti chimici sono prodotti in più di 50.000 tonnellate per anno (Schmidt-Bleek, 1980). A fronte di questo gran numero di composti si hanno dati tossicologici per meno di un migliaio di sostanze. Molte delle sostanze prodotte durante i processi tecnologici di combustione e di quelle presenti nei rifiuti dell'industria chimica non sono note. Inoltre anche in processi di sintesi controllati vi è la formazione di molti isomeri tra i quali pochissimi sono quelli studiati: per i Bifenili Policlorurati (PCB) si possono avere fino a 209 isomeri; i Terfenili Policlorurati, a seconda dei sostituenti in orto, meta, e para, arrivano fino a 3.043, 3.155, 1.951, rispettivamente; i possibili composti cloroquaterfenili diversi sono 460.245.

La proliferazione dei xenobiotici e la tossicità attestata per alcuni di essi e quella supposta per moltissimi altri hanno portato istituzioni internazionali ed agenzie nazionali a tentare di ordinare razionalmente queste sostanze in base alla reale presenza nell'ambiente (acque di scarico) e alla tossicità. La CEE ha messo a punto una lista di sostanze

* Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo, MAF, Firenze.

xenobiotiche nocive (CEE, 1976) e così la United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1981). In Italia, purtroppo, la legislazione al riguardo è sostanzialmente ferma alla legge Merli del 1976 con alcune gravi mancanze come quella dei PCB.

XENOBIOTICI IN FANGHI E COMPOST

I principali composti xenobiotici presenti in fanghi e compost di uso agricolo e le loro origini industriali sono riportati in Tab. 1. Le acque di scarico contenenti xenobiotici provenienti da scarichi industriali e urbani vengono trattate in impianti di depurazione ormai altamente efficienti. L'abbattimento della concentrazione di xenobiotici nelle acque di risulta varia dal 40% al 99% a seconda del composto e del processo di purificazione adottato (Lester, 1982). Informazioni sui diversi processi tecnologici degli impianti di purificazione possono essere trovate altrove (Bretscher, 1982; CNR, 1988). I principali meccanismi attraverso i quali diminuisce la concentrazione di xenobiotici nelle acque sono la volatilizzazione per i composti più volatili, l'ossidazione biologica in aerobiosi per i composti meno refrattari all'attacco dei microorganismi aerobici, e l'accumulo nei fanghi di risulta. Korte (1990) in uno studio di distribuzione di xenobiotici tra fanghi e acque di risulta definisce come fattore di accumulo di xenobiotici nei fanghi il rapporto tra la concentrazione nel fango dopo 5 giorni dal trattamento e la concentrazione finale nelle acque di risulta (Tab. 2). Tale fattore di accumulo può raggiungere valori molto elevati come nel caso dei triclorobifenili e di altri xenobiotici clorurati particolarmente resistenti all'attacco microbico in aerobiosi. Ulteriori processi di compostaggio aerobico a medio termine dei fanghi di risulta ricchi di xenobiotici non hanno mostrato una sostanziale diminuzione della concentrazione di xenobiotici accumulati. I dati riportati da Lester

TAB. 1. Principale origine di xenobiotici presenti nelle acque di scarico

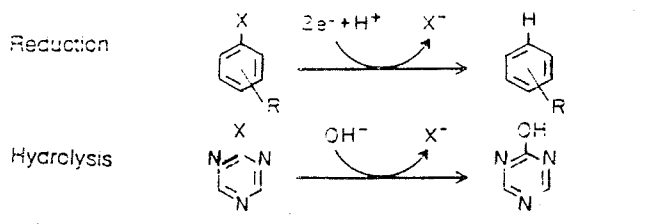
Composti	Origine
Idrocarburi alifatici e aromatici	Industria petrolchimica, plastica, gomma, acque urbane
Idrocarburi polinucleari aromatici (PAH)	Scarichi urbani, scarichi petrolchimici, processi pirolitici e elettrolitici
Idrocarburi alogenati alifatici e aromatici	Chimica industriale fine, plastica, disinfestazione acque
Bifenili policlorurati	Materiali elettrici, lubrificanti, carta carbone
Esteri ftalici	Vernici, plastiche, resine

TAB. 2. Distribuzione (%) e accumulo di xenobiotici in fanghi freschi

Composti	Distribuzione dopo 5 giorni		F acc.
	Fanghi	Acque	
Triclorobifenili	95.0	3.0	32.000
Aldrin	79.5	4.5	18.000
p-cloroanilina	28.5	22.0	1.300
Monolinuron	6.0	85.0	70
Pentaclorofenolo	36.0	47.0	1.100
Esaclorobenzene	80.0	3.5	23.000

$$\text{Fattore di accumulo} = F_{acc.} = \frac{\text{Concentrazione nel fango (ppm)}}{\text{Concentrazione nelle acque (ppm)}}$$

Aromatic Compounds:



Nonaromatic Compounds:

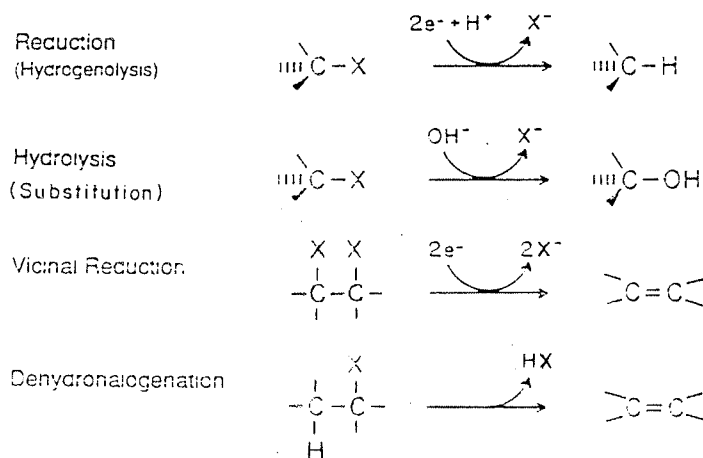


Fig. 1 - Meccanismi di deaoligenazione anaerobica.

(1982) e da Korte (1990) per un gran numero di fanghi e compost da fanghi per diversi impianti di purificazione di scarichi urbani e industriali in UK, USA, e Germania, evidenziano la forte presenza di contaminanti xenobiotici in questi materiali in concentrazioni spesso molto elevate e comunque mai trascurabili.

DESTINO DI XENOBIOTICI NEL SUOLO

Weber e Miller (1989) hanno recentemente illustrato i processi che interessano la mobilità di xenobiotici nel suolo: rimozione da parte delle colture attraverso meccanismi fisiologici di assimilazione da parte delle radici; perdita per dilavamento superficiale durante i fenomeni erosivi di ruscellamento prodotti da eventi piovosi; adsorbimento temporaneo o irreversibile sulle diverse componenti inorganiche ed organiche del suolo a secondo della struttura chimica e reattività del composto xenobiotico; diffusione in fase vapore e perciò perdita di xenobiotici volatili nell'atmosfera o diffusione in profondità attraverso la fase gassosa del suolo; trasporto idrodinamico che comprende sia la lisciviazione in profondità lungo il profilo sia il flusso capillare ascenzionale per evapotraspirazione

del suolo. Altrettanto se non più importanti sono i fenomeni di degradazione della struttura dei composti xenobiotici nel suolo che possono essere di natura biologica, chimica, e fotochimica.

I processi di mobilità e degradazione di xenobiotici descritti possono essere più o meno attivi a seconda dei metodi usati per applicare al suolo fanghi e compost contenenti xenobiotici. Ancora Weber e Miller (1989) riportano che l'applicazione di fanghi con irrigazione spray favorisce la volatilizzazione nell'atmosfera di xenobiotici, il loro dilavamento superficiale, il trasporto idrodinamico, e la fotodegradazione. L'irrigazione a pioggia di fanghi favorisce il dilavamento superficiale e il trasporto idrodinamico di xenobiotici. Lo spandimento al suolo di fanghi e compost da fanghi facilita la diffusione gassosa in profondità di xenobiotici, il loro adsorbimento sui costituenti del suolo, e il trasporto idrodinamico mentre sfavorisce il dilavamento superficiale e la fotodegradazione.

PROCESSI DI DEGRADAZIONE DI XENOBIOTICI

Hutzinger e Veerkamp (1982) dividono i processi di degradazione nel suolo in cinetici e termodinamici. Nei primi sono ricordati le reazioni di idrolisi, fotolisi, ossidazione, le trasformazioni a carico dei batteri, e la volatilizzazione. Tra i secondi sono inclusi i fenomeni di adsorbimento, di scambio di legante, di ionizzazione, e le bioconcentrazioni. Alcuni di questi processi di degradazione molecolare nell'ambiente sono stati largamente studiati mentre altri solo recentemente sono stati applicati a molecole xenobiotiche.

Fotossidazione

La fotossidazione di xenobiotici nel suolo ha una velocità inferiore a quella osservata nelle acque. Tuttavia viene sempre più considerata un fenomeno chimico importante nel ridurre la tossicità di xenobiotici particolarmente resistenti ad altri processi di degradazione. Miller et al. (1989) riportano che le fotodegradazioni di xenobiotici avvengono fino ad una profondità di 0.5 cm. Esse sono a carico sia dell'azione diretta dei raggi UV solari in superficie sia per l'azione indiretta della forma singoletto dell'ossigeno altamente reattiva, 1O_2 , che riesce a diffondere fino a 0.5 cm di profondità. Gli stessi autori riportano infatti come il pesticida Disulfoton venga fotodegradato anche sotto la superficie del suolo. Così come il Disulfoton molti solfuri dialchilici e alchil-arilici sono fotodegradati nel suolo a solfossidi dall'ossigeno singoletto.

La velocità di fotodegradazione di xenobiotici nel suolo può essere anche aumentata dalla presenza di sostanza organica ed in particolare di sostanze umiche. Zepp et al. (1981, 1985) hanno mostrato come le sostanze umiche possono funzionare da catalizzatori fotosensitivizzanti nelle reazioni fotochimiche nel suolo essendo capaci di trasferire energia radiante all'ossigeno con conseguente formazione di ossigeno singoletto reattivo.

Inoltre la fotodegradazione è stimolata quando i composti xenobiotici sono adsorbiti su un supporto solido. Korte (1990) riporta che l'adsorbimento di xenobiotici su del gel di silice aumenta la fotodegradazione del 30% per l'Aldrin, un pesticida clorurato, e del 70% per il pentaclorofenolo.

Come si è già ricordato molti xenobiotici sono resistenti alle biodegradazione aerobiche durante i trattamenti aerobici negli impianti di depurazione. Anche nei fanghi e nei compost di risulta l'attacco biologico aerobico degrada i composti xenobiotici molto lentamente. Recenti studi (Khun e Suflita, 1989) hanno messo in evidenza che i microrganismi anaerobici sono più efficienti nella degradazione di xenobiotici alogenati altrimenti refrattari. In Figura 1 sono riportati alcuni reazioni di degradazione biologica di composti aromatici e non, in condizioni anossiche. Il DDT (diclorodibenzotricloroetano), il famoso pesticida clorurato, ha un tempo di dimezzamento in condizioni ossidative aerobiche di più di un anno mentre la velocità di degradazione del DDT nei fanghi in condizioni di anaerobiosi riduttiva è molto maggiore. Un comportamento simile è stato osservato per composti xenobiotici clorurati come il pentaclorofenolo (PCP), il Lindano (esaclorocicloesano), il pentacloronitrobenzene, l'esaclorobenzene, gli erbicidi fenossiacetici, e i prodotti xenobiotici che derivano dalla degradazione della sostanza organica disciolta nelle acque dopo il trattamento di clorinazione disinfettante. Il PCP, un erbicida nella produzione di riso sommerso, ha un tempo di dimezzamento di 30 giorni in anaerobiosi contro uno di 50 giorni in aerobiosi. In fanghi normali, tuttavia, la degradazione anaerobica sposta gli atomi di cloro preferenzialmente dalle posizioni orto e para sull'anello benzenico lasciando sostanzialmente inalterato il meta clorofenolo. Comunque, Mikkesel e Boyd (1986) hanno trovato che "acclimatando" i fanghi selettivamente, cioè aggiungendo ai fanghi i singoli isomeri cloroderivati settimanalmente per due anni, ed incubando una miscela di fanghi acclimatati si ottiene la completa degradazione anaerobica di PCP a CH_4 e CO_2 .

PESTICIDI

La contaminazione ambientale da pesticidi riguarda principalmente le acque potabili da captazioni sotterranee in zone intensamente agricole. Sono ben noti i casi di contaminazione delle acque da parte di Atrazina e Molinate. Le concentrazioni trovate nei fanghi sia in Italia che all'estero non superano mediamente i 10 ppm ma mentre all'estero, nei paesi più avanzati, esiste una legislazione adeguata, in Italia è ancora piuttosto carente. Il pericolo di contaminazione dei suoli da pesticidi è da mettere in relazione piuttosto ai prodotti usati direttamente per la produzione agricola che a quelli presenti nei fanghi aggiunti al suolo come ammendanti. Calcolando un contenuto di 10 ppm di pesticidi nei fanghi, un impiego di questi pari a 2 ton/Ha non apporterebbe al suolo più di 20 g/Ha con una tossicità potenziale limitata.

BIFENILI POLICLORURATI (PCB)

Ben maggiore attenzione meritano i PCB per la loro grande resistenza alla degradazione nei suoli. Il tempo di dimezzamento dei PCB aumenta con il numero di atomi di cloro nella molecola. Il pentacloro bifenile ha un tempo di dimezzamento superiore ad un anno e la semivita media di miscele di differenti PCB nei suoli è maggiore di 4 anni. La presenza di questi composti xenobiotici in fanghi e compost è alta. In Italia sono state trovate in fanghi di risulta concentrazioni medie superiori ai 96 ppm con punte superiori ai 200 ppm. Notevole quindi anche la quantità di PCB presente in suoli ammendati con fanghi contaminati da questi xenobiotici come i 300 ppm trovati in alcuni suoli italiani (Leoni e Fabiani, 1988).

La tossicità dei PCB è notoriamente alta ma per le piante si manifesta solo a concentrazioni nel suolo superiori ai 200 ppm, tuttavia la volatilità dei PCB li rende suscettibili di assimilazione da parte delle piante anche attraverso le parti aeree. I PCB possono raggiungere il ciclo alimentare umano anche attraverso il foraggio contaminato dato in pasto ad animali da latte che peraltro possono anche ingerire anche notevoli quantità di suolo contaminato quando sono lasciati al pascolo. La pericolosità dei PCB ha indotto il governo USA a non ammettere concentrazioni superiori a 10 ppm nei fanghi utilizzabili in agricoltura. Al contrario, in Italia manca purtroppo completamente una regolazione legislativa riguardante i PCB nei fanghi di uso agricolo.

IDROCARBURI AROMATICI POLICICLICI (PAH)

Questa classe molto numerosa di composti sono un esempio di strutture chimiche già presenti in natura ma che diventano xenobiotici per la eccedente quantità immessa nell'ambiente dalle attività umane. I PAH esistono naturalmente nei suoli forestali in concentrazioni dai 40 ai 1300 ppb e mediamente intorno ai 90 ppb nei suoli agrari. Tuttavia, nei fanghi e nei compost si ritrovano miscele di PAH con concentrazioni fino a 10 ppm con conseguente rischio potenziale di accumulo nei suoli trattati. Ciò è stato verificato sperimentalmente con concentrazioni di PAH trovate nei suoli superiori a 7-8 ppm. I PAH infatti sono molto resistenti alla degradazione biologica e sono lentamente degradati principalmente attraverso reazioni fotochimiche. La loro tossicità è elevata ed è stato dimostrato che vengono assimilati dalle piante (Ellwardt, 1977) tanto più facilmente quanto più basso è il loro peso molecolare.

ESTERI FTALICI (PAE)

Specialmente i composti D-2-etil-esilftalato (DEHP) e diottilftalato (DOP) sono composti xenobiotici immessi nell'ambiente in grande quantità. Basti pensare che alla fine del 1989 solo la produzione italiana di esteri ftalici raggiungeva i 120 milioni di Kg/anno (Leoni e Fabiani, 1988). A fronte di questa notevole produzione i PAE non sono inclusi nella legislazione italiana di tutela ambientale. Il loro accumulo in fanghi e compost è stato riscontrato con valori superiori a 900 ppm in investigazioni USA ed intorno ai 40 ppm in campioni italiani. Fortunatamente la degradazione nel suolo di PAE ad opera di batteri e funghi è sufficientemente veloce (2-10 giorni) per escludere accumulo e fitotossicità se non in casi di fanghi incontrollati con alte concentrazioni di PAE.

ALCHILBENZENSOLFONATI LINEARI (LAS)

Sono i detergenti anionici più largamente usati negli ultimi 25 anni. Nel 1977 in Gran Bretagna, dei 1,3 milioni di tonnellate di rifiuti dalla produzione di LAS circa il 45% è stato aggiunto ai suoli agrari in forma di fanghi. Nonostante la discreta velocità di degradazione biologica di LAS nel suolo (7-22 giorni), una sola loro applicazione al suolo può far raggiungere una concentrazione di LAS di 7-16 ppm. Benché non siano particolarmente fitotossici per concentrazioni inferiori ai 100 ppm nel suolo, la grande diffusione di LAS dovrebbe consigliare una maggiore attenzione verso la loro presenza nei fanghi per uso agricolo.

CONCLUSIONI

A conclusione di questa breve esposizione di una problematica molto complessa occorre elencare i seguenti punti che sono anche delle raccomandazioni: 1. È necessario aggiornare le normative italiane sul contenuto di xenobiotici nei fanghi e compost di risulta per uso agrario e fissare dei valori limiti accettabili per lo spandimento sui suoli agrari. Una maggiore attenzione alle normative CEE e a quelle dei paesi membri già sensibilizzati al problema sarebbe di aiuto; 2. È altresì importante l'adeguamento e la messa a punto dei metodi di determinazione analitica di xenobiotici nei suoli (PCB, PAH) perché siano da base alle nuove normative. I metodi esistenti non sono né semplici né sufficientemente standardizzati per le condizioni italiane; 3. È vitale un maggiore sforzo di studio e ricerca sui meccanismi di interazione tra xenobiotici e componenti del suolo e sui processi di degradazione chimica e biochimica; 4. Maggiore prudenza e cautela devono essere usate nel consigliare lo spandimento di fanghi e compost di risulta sui suoli agrari. Il pericolo di inquinamento del ciclo alimentare è molto alto per le produzioni orticole mentre si presume inferiore, ma da verificare, per le colture cerealicole estensive.

Bibliografia

- BRETSCHER H.: *Microbial Degradation of Xenobiotics and Recalcitrant Compounds*. (Leisinger et al. Eds.), Academic Press, London, pp. 65-74, 1982.
- CEE: 76/464/EEC-OJL in Off. J. Eur. Comm. L 129, 1976.
- CNR: Convegno Nazionale "I Fanghi ed il loro Impatto sull'Ambiente", Water Planning Series, 1988.
- ELLWARDT P.C.: IAEA-SM-211/31, Soil Organic Matter Studies, Vienna, pp. 291-297, 1977.
- HUTZINGER O., VEERKAMP W.: *Microbial Degradation of Xenobiotics and Recalcitrant Compounds* (Leisinger et al. Eds.), Academic Press, London, pp. 3-45, 1982.
- KHUNEP., SUFLITA J.M.: *Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils*. SSSA Special Publication 22, Madison, pp. 111-180, 1989.
- KORTE F.: *Study and Prediction of Pesticides Behaviour in Soils, Plants, and Aquatic Systems* (M. Mansour, Ed.), GSF, Munich, pp. 18, 1990.
- LEONI V., FABIANI L.: *Agricoltura e Ricerca*, 89, 23-36, 1988.
- LESTER J.N.: *Environmental Effects of Organic and Inorganics Contaminants in Sewage Sludge* (Davis et al. Eds.), Reidel, London, pp. 3-18, 1982.
- MIKESSEL M.D., BOYD, S.A.: *Appl. Environ. Microbiol.*, 52, 861-865, 1986.
- MILLER C.G., HEBERT V.R., MILLER W.W.: *Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils*. SSSA Special Publication 22, Madison, pp. 99-110, 1989.
- SCHMIDT-BLEEK F.: *Toxicol. Environ. Chem. Rev.*, 3, 265-290, 1980.
- USEPA: *J. Water Pollution Control Fed.*, 53, 1457-1468, 1981.
- WEBER J.B., MILLER C.T.: *Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils*. SSSA Special Publication 22, Madison, pp. 305-334, 1989.
- ZEPP R.G., BAUGHMAN G.L., SCHLOTZHAUER P.F.: *Chemosphere*, 10: 109-117, 1981.
- ZEPP R.G., SCHLOTZHAUER P.F., SINK R.M.: *Environ. Sci. Technol.*, 19, 74-81, 1985.

Aspetti ambientali dell'impiego delle ceneri leggere di carbone in agricoltura e prospettive di utilizzo in processi di co-compostaggio

G. Varallo*

Riassunto – In questo lavoro sono riportati i risultati chimici ottenuti dall'analisi dei terreni, degli eluviati e delle piante ottenute coltivando orzo distico in vasi lisimetrici riempiti con quattro diversi tipi di terreno miscelati a dosi diverse di ceneri leggere. Si prospetta inoltre l'impiego delle ceneri per la produzione di substrati humificati ottenuti dal co-compostaggio con residui organici di origine vegetale.

INTRODUZIONE

Le ceneri leggere sono il residuo principale della combustione del carbone.

A causa dell'aumentato consumo di carbone per la produzione di energia elettrica, si è assistito in questi ultimi anni ad un corrispondente incremento dei quantitativi di ceneri.

Al fine di trovare delle prospettive di impiego di questo residuo, l'ENEL ha sviluppato diversi tipi di indagine con particolare attenzione alle applicazioni in campo agrario.

Data la composizione chimica e le caratteristiche fisiche le ceneri leggere possono essere utilizzate quali correttori del pH, arricchitori di microelementi e ammendanti dei terreni (Page et al., 1979; Petruzzelli et al., 1987; Plank e Martens, 1973; Holiday et al., 1958; Martens, 1971; Rees e Sidrak, 1956; Adriano et al., 1980; Cervelli et al., 1987).

In questo lavoro si riportano i primi risultati chimici ottenuti dall'analisi dei terreni, degli eluviati e delle piante ottenute dalla coltivazione di orzo in vasi lisimetrici riempiti con terreni miscelati a differenti percentuali di ceneri.

MATERIALI E METODI

Ceneri leggere

Le ceneri leggere utilizzate in questa esperienza sono state prelevate dalla centrale termoelettrica di Fusina (VE) e derivano dalla combustione di carbone sudafricano.

Alcune loro caratteristiche sono riportate nella Tab. 1.

Terreni

I terreni usati nella sperimentazione sono di quattro tipi diversi e classificati, secondo il metodo del Soil Survey americano, franco-limo-argilloso, sabbioso, franco, franco-sabbioso.

I parametri analitici, valutati al termine della sperimentazione, sono stati il pH, la

* ENEL – Centro di Ricerca – Brindisi

Tab. 1. Alcune caratteristiche chimiche delle ceneri leggere utilizzate nella sperimentazione

Macroelementi (g/kg)		Microelementi (mg/Kg)	
Al	167,0	B (sol.)	23,0
Ca	37,50	Co	61,0
Fe	31,0	Cu	119
Mg	8,12	Mo	23,6
K	7,12	Mn	408,3
S	0,20	Zn	97,6
pH	11,56		

conducibilità elettrica, espressa come $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, la capacità di scambio cationico, espressa come m.eq./100 g , il calcare attivo e totale e la sostanza organica, espressi in percentuale.

Tutte le analisi del suolo sono state eseguite con le metodiche SISS (SISS, 1985).

Esperimenti in lisimetro

L'esperienza è stata condotta all'interno di una serra dove erano allocati 104 lisimetri alti 1,3 m, con una superficie utile di $0,785 \text{ m}^2$ e contenenti circa 1 m^3 di terreno. Il profilo del vaso è, partendo dal fondo, così suddivisibile:

- 1) un filtro di circa 4 cm realizzato con un fondo di tessuto non tessuto di tipo geotessile ed uno strato dello spessore di circa 3,5 cm di sabbia quarzifera;
- 2) uno strato di terreno tal quale alto circa 90 cm;
- 3) uno strato di terreno miscelato con ceneri leggere spesso circa 30 cm.

Le ceneri leggere sono state miscelate al terreno in rapporto al peso ed ai valori di 1 %, 3 % e 6 % oltre al testimone allo 0 %.

È stata quindi eseguita la semina di orzo distico, cv Triumph.

La temperatura all'interno della serra è stata mantenuta intorno ai 22°C e per quanto riguarda l'andamento pluviometrico si sono distribuiti mediamente 3 l di acqua per vaso per giorno; periodicamente sono stati distribuiti 120 l di acqua per vaso per giorno in modo da poter raccogliere gli eluviati percolati attraverso l'intero profilo.

L'orzo è stato raccolto a maturazione cerosa e, dopo essiccazione a 105°C , è stato macinato a 75 mesh.

Le determinazioni analitiche degli eluviati e dei campioni di tessuto vegetale sono state eseguite con le tecniche di spettrofotometria ad assorbimento atomico e di plasma ad emissione atomica.

Per giudicare la significatività dei risultati è stata eseguita l'analisi della varianza ($p=0,05$).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Dall'analisi dei tessuti vegetali di orzo (Fig. 1-4) si vince come l'aggiunta di ceneri, anche alle dosi più elevate, non ha comportato incrementi significativi dei diversi elementi valutati. Questo comportamento non è stato seguito dallo zinco che, mentre nel terreno

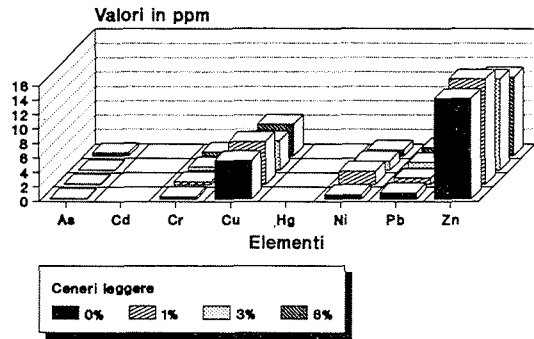


Fig. 1 – Analisi dell'orzo coltivato su terreno sabbioso.

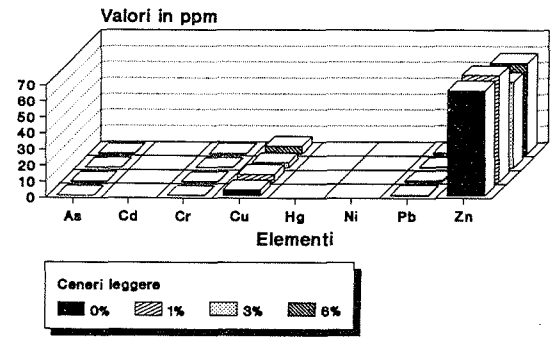


Fig. 2 – Analisi dell'orzo coltivato su terreno franco-sabbioso.

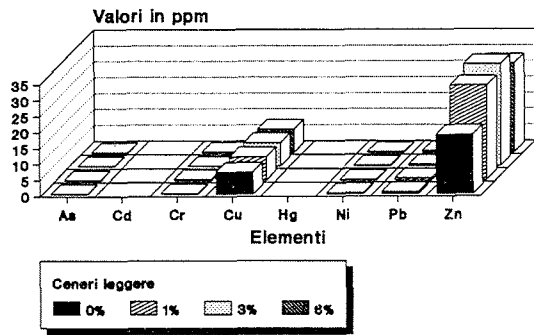


Fig. 3 – Analisi dell'orzo coltivato su terreno franco-limo-argilloso.

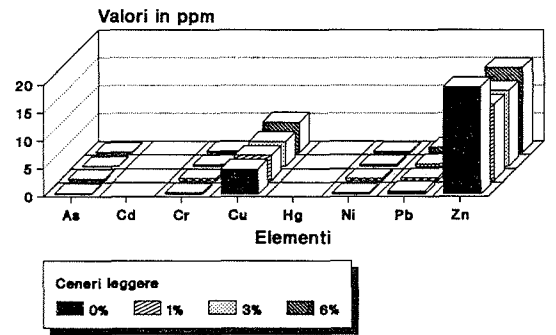


Fig. 4 – Analisi dell'orzo coltivato su terreno franco.

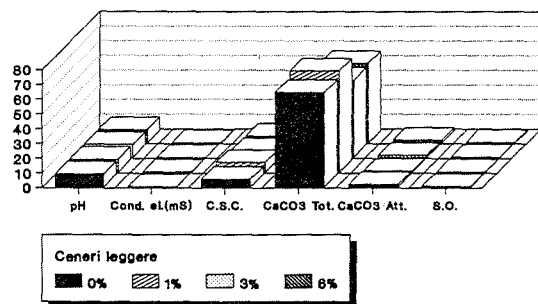


Fig. 5 – Analisi chimica del terreno sabbioso miscelato con le ceneri di carbone.

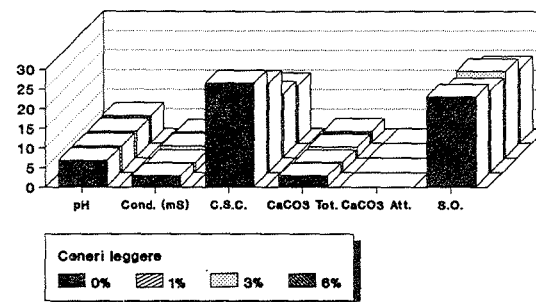


Fig. 6 – Analisi chimica del terreno franco-sabbioso miscelato con le ceneri di carbone.

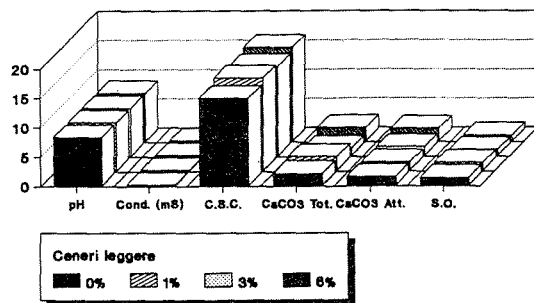


Fig. 7 – Analisi chimica del terreno franco-limo-sabbioso miscelato con ceneri di carbone.

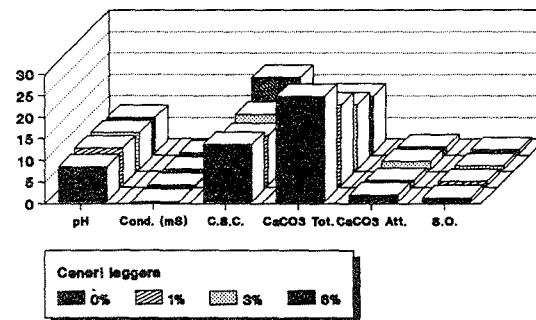


Fig. 8 – Analisi chimica del terreno franco miscelato con ceneri di carbone.

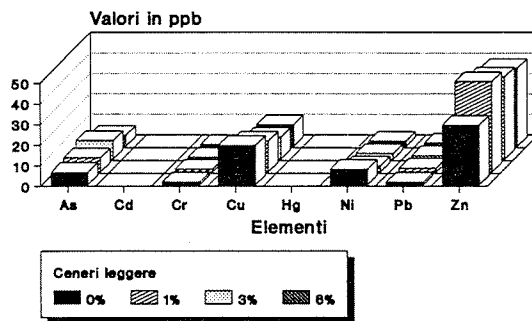


Fig. 9 – Analisi chimica degli eluviati percolati dai vasi riempiti con terreno sabbioso.

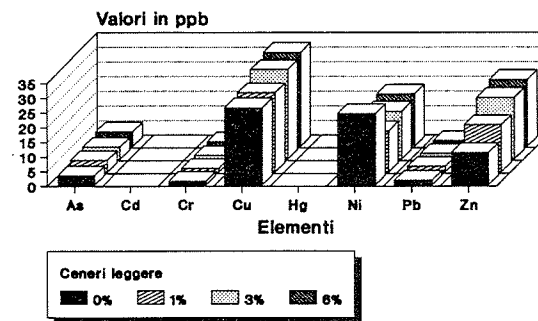


Fig. 10 – Analisi chimica degli eluviati percolati dai vasi riempiti con terreno franco-sabbioso.

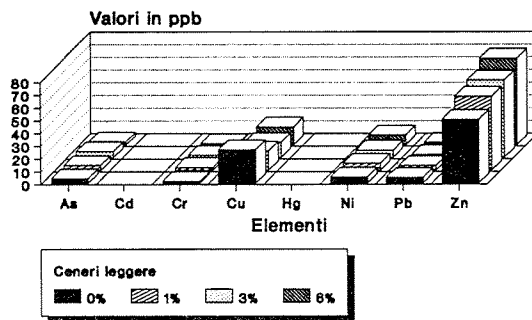


Fig. 11 – Analisi chimica degli eluviati percolati dai vasi riempiti con terreno franco-limo-argilloso.

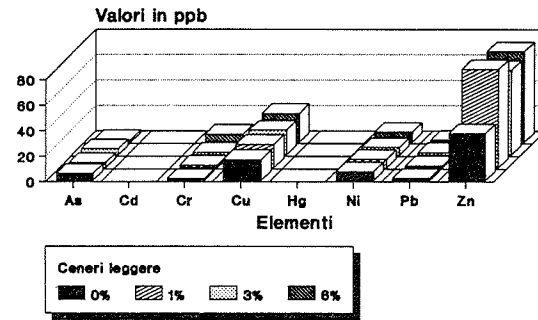


Fig. 12 – Analisi chimica degli eluviati percolati dai vasi riempiti con terreno franco.

sabbioso presenta alle percentuali più elevate decrementi significativi, nel terreno franco-limo-argilloso mostra degli aumenti significativi alle dosi maggiori. Tuttavia per tutti gli elementi considerati si osservano valori inferiori a quanto disponibile in letteratura (Genevini et al., 1983).

Nella valutazione chimica dei terreni (Fig. 5-8) i diversi parametri analizzati non presentavano differenze significative ad esclusione della capacità di scambio cationico che nel caso del terreno franco-sabbioso presentava dei decrementi significativi all'aumentare della percentuale di ceneri; nel terreno franco si osservava invece un incremento significativo del parametro alla dose più elevata. In quest'ultimo terreno all'aumentare della percentuale di ceneri si è inoltre assistito ad una diminuzione significativa del calcare totale.

L'analisi chimica degli eluviati (Fig. 9-12) ha fornito valori in concentrazioni a livelli di ppb e quindi sempre inferiori ai valori previsti dalla attuale normativa (Legge n. 319, 1976) e a cui si è fatto riferimento per giudicare l'impatto delle ceneri sulle acque di superficie e profonde.

CONCLUSIONI

Sulla scorta dei risultati ottenuti si prospetta un interessante impiego delle ceneri in agricoltura ed in particolare si sta operando per la messa a punto di un processo di compostaggio tra le ceneri di carbone e biomasse organiche fermentescibili che valorizzi questi residui attraverso la produzione di un ammendante humo-minerale equilibrato nei componenti organici e minerali da destinarsi ad una agricoltura d'alto reddito.

Bibliografia

- ADRIANO D.C., PAGE A.L., ELSEEWI A.A., CHANG A.C., STRAUGHAN I.: *Utilization and disposal of fly ash and other coal residues in terrestrial ecosystems: a review*. J. Environ Qual. vol. 9, no. 3 pp. 333-344, 1980.
- CERVELLI S., PETRUZZELLI G., PERNA A.: *Fly ashes as an amendment in cultivated soils*. Water, Air and Soil Pollution, 1987.
- GENEVINI P.L., VISMARA R., MEZZANOTTE V.: "Utilizzo agricolo dei fanghi di depurazione". *Ingegneria ambientale*, voll. 2, n. 9, 1983.
- HOLLIDAY R., HODGSON D.R., TOWNSEND W.N., WOOD J.W.: "Plant growth on fly ash". *Nature* 181, 1079, 1958.
- Legge 10 maggio 1976, n. 319. "Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento" in G.U. n. 141 del 29-5-1976.
- MARTENS D.C.: *Availability of plant nutrients in fly ash*. *Compost Sci.* 12, 15, 1971.
- PAGE A.L., ELSEEWI A.A., STRAUGHAN I.: "Physical and chemical properties of fly ash from coal-fired power plants with reference to environmental impacts". *Residue rev.* 71, 83-120, 1979.
- PETRUZZELLI G., LUBRANO L., CERVELLI S.: *Fly ash amended soils*. Water, Air and Soil Pollution 32, 389-395, 1987.
- PLANK C.O., MARTENS D.C.: "Amelioration of soils with fly ash". *J. Soil Water Cons.* 28, 177, 1973.
- REES W.I., SIDRAK G.H.: "Plant nutrition on fly ash". *Plant and soil* 8, 141, 1956.
- SOCIETÀ ITALIANA DELLA SCIENZA DEL SUOLO (SISS): *Metodi normalizzati di analisi del suolo*. Edagricole, 1985.

Influenza dei metalli pesanti apportati con il compost da RSU su alcuni parametri della fertilità del suolo

P.L. Giusquiani*, G. Gigliotti*, D. Businelli*

Riassunto – Una sperimentazione triennale di pieno campo ha evidenziato assenza di interferenze dovute al quantitativo di metalli pesanti apportati con il compost da RSU (fino a 2700 q.li/ha) sia sul processo di umificazione che sulle attività fosfatasiche dei terreni ammendati.

INTRODUZIONE

Il contenuto, spesso elevato, di metalli pesanti costituisce il limite di utilizzazione del compost da RSU in agricoltura. Tali metalli, infatti, potrebbero accumularsi nel terreno fino a raggiungere concentrazioni tali da influire negativamente sulle attività microbiche (Tyler, 1974; Tabatabai, 1977; Frankenberger et al., 1983). Per verificare tale aspetto è stata impiantata una prova sperimentale di pieno campo su mais che prevedeva apporti di compost di gran lunga superiori a quelli consigliati dalla normale pratica agricola. Dopo tre anni dall'inizio della sperimentazione si è voluto verificare lo stato di fertilità del terreno valutando alcuni parametri tra cui l'attività fosfatasica che, per la sua importanza nel processo di mineralizzazione, costituisce un parametro particolarmente valido per giudicare l'eventuale effetto derivante dall'apporto ripetuto di metalli pesanti al terreno.

MATERIALI E METODI

Il compost da RSU, le cui caratteristiche sono riportate in Tab. 1 e 2, proveniva da un impianto aerobico a fermentazione rapida (25 gg) della GESENU SpA. Le determinazioni analitiche sono state effettuate secondo i metodi di analisi stabiliti dalla legislazione vigente (G.U. n. 253, 1984). Gli interramenti del compost sono stati effettuati annualmente alla profondità di 20-25 cm. Il terreno (Xerochrept Fluventico), di tessitura franco-argillosa, le cui caratteristiche sono riportate in Tab. 3, è stato prelevato da uno strato superficiale (25 cm) in località Collestrada (Perugia). Le determinazioni analitiche sono state effettuate in accordo con i "Metodi normalizzati di analisi del suolo" (SISS, 1985). Le attività della fosfomonoesterasi alcalina e della fosfodiesterasi sono state determinate in accordo alle procedure descritte da Eivazi (1977) e da Browman (1978).

La prova, giunta al terzo anno di sperimentazione, prevedeva le seguenti tesi a confronto: A) controllo non ammendato; B) 100 q/ha di compost all'anno; C) 300 q/ha di compost nel 1° anno; D) 300 q/ha di compost all'anno; E) 900 q/ha di compost all'anno; F) NPK minerale (300-150-150); G) 100 q/ha di compost all'anno + NPK minerale (300-150-

* Istituto di Chimica Agraria – Università degli Studi di Perugia

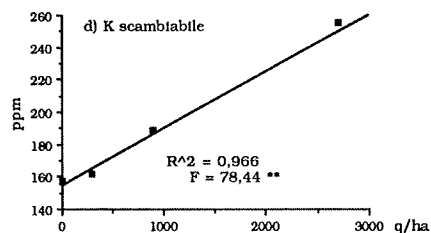
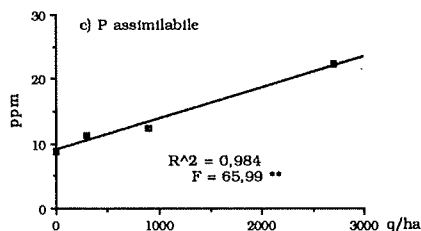
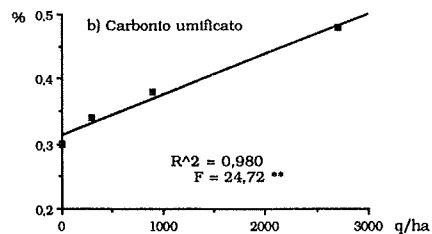
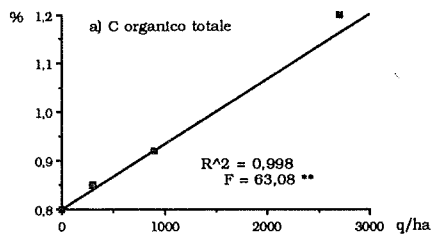


Fig. 1 – Regressione tra alcuni parametri della fertilità del suolo e dosi di compost apportato (tesi A, B, D ed E).

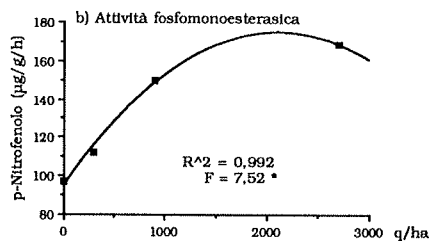
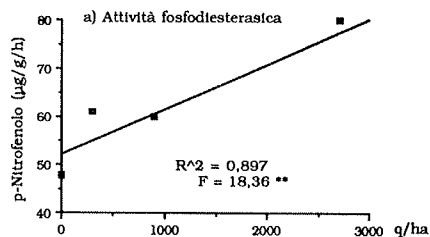


Fig. 2 – Regressione tra attività fosfatasiche e dosi di compost apportato (tesi A, B, D ed E).

150); H) 300 q/ha di compost nel 1° anno + NPK minerale (300-150-150); I) 900 q/ha di compost nel 1° anno + NPK minerale (300-150-150).

Il campo sperimentale è stato impostato con uno schema a blocchi randomizzati (Le Clerg et al., 1962) con 4 ripetizioni e con superficie parcellare di 56,25 m². I dati sono stati sottoposti ad analisi della varianza; sulle tesi A, B, D ed E si è provveduto a calcolare la componente lineare e quadratica della regressione.

RISULTATI E DISCUSSIONE

L'aggiunta di compost al terreno ha consentito di ottenere un incremento altamente significativo del carbonio organico totale (Fig. 1 a) e di quello umificato (Fig. 1 b). Tali incrementi sono particolarmente evidenti nei campioni trattati con la dose massima di

compost. La costanza del rapporto C umificato/C totale (Tab. 4) nel controllo e nelle parcelle variamente ammendate attesta che il processo di umificazione a carico del compost aggiunto non è stato influenzato dalla natura del materiale apportato e particolarmente dai metalli pesanti in esso contenuti.

Le dosi di compost apportate non hanno manifestato effetti significativi sulla CSC (Tab. 4). Tale osservazione, che potrebbe apparire in contrasto con l'incremento altamente significativo del carbonio organico, e soprattutto di quello umificato, può essere spiegata con il noto effetto degli ioni dei metalli pesanti che, dando luogo alla formazione di complessi tramite i gruppi carichi negativamente dei colloidali organici, provocano una diminuzione della carica negativa di detti colloidali e quindi della loro CSC (Bolt et al., 1976).

Particolarmente interessante risulta l'effetto esercitato dalle dosi crescenti di compost sulla dotazione di P assimilabile e K scambiabile (Fig. 1c e 1d) che risulta influenzata positivamente in maniera altamente significativa. Questi risultati rivestono notevole importanza in quanto consentono di ridurre le dosi di concimi minerali necessarie al raggiungimento della massima produzione, come è stato già confermato da alcuni di noi in prove di produttività su mais (Businelli et al., 1990). È da notare inoltre che la dotazione in P assimilabile nel terreno ammendato con la massima dose di compost risulta, dopo tre anni di applicazione, pari circa al doppio di quella presente nelle parcelle concimate per tre anni con la dose ottimale di concime minerale (Tab. 4). Ciò mette in evidenza come la sostanza organica aggiunta eserciti un'azione limitante sui fattori di insolubilizzazione e fissazione irreversibile dei fosfati.

Dalle risultanze dell'elaborazione statistica riportata in Tab. 5 si rileva che le attività fosfatasiche (mono e diesterasica) riferite all'unità di massa di terreno aumentano significativamente in funzione della quantità di compost apportato, mentre il loro incremento non risulta significativo, soprattutto per la diesterasi, quando dette attività vengono riferite all'unità di massa di carbonio organico. Presumendo quindi l'esistenza di una proporzionalità tra C organico e biomassa del suolo, la non significatività di dette differenze attesta la costanza dell'attività enzimatica della biomassa che, ad almeno un anno dall'ultimo trattamento con compost e quindi in condizioni di ristabilito equilibrio, non risulta influenzata dalla presenza di accresciute quantità di metalli pesanti quali Pb, Zn e Cu in forma estraibile (Tab. 6). Tuttavia, al fine di meglio circostanziare l'effetto della sola aggiunta di compost sui due sistemi enzimatici, si è effettuata l'analisi della regressione tra le attività riferite all'unità di massa di terreno e le quantità di compost apportate nel triennio che erano 300, 900 e 2.700 q/ha (Fig. 2). Per la diesterasi è risultata altamente significativa la componente lineare (Fig. 2a), mentre per la monoesterasi è risultata significativa la componente quadratica (Fig. 2b). Per quest'ultima si nota infatti un incremento dell'attività fino a 900 q/ha, dose questa tre volte superiore a quella prevista dalla normativa vigente, ed una stabilizzazione dell'attività enzimatica agli stessi livelli dei 900 q/ha solo alla dose di 2.700 q/ha. In conclusione, dai risultati della ricerca emerge che, nelle nostre condizioni di esperienza, l'apporto ripetuto di compost da RSU al terreno contribuisce, senza alterare certi equilibri biologici essenziali, all'incremento della sua fertilità.

Bibliografia

BOLT G.H., BRUGGENWERT M.G.M., KAMPHORST A.: *Adsorption of cations by soil*. In: Soil Chemistry A. Basic Elements by Bolt G.H., Bruggenwert M.G.M. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam-Oxford-New York, 1976.

TAB. 1. Alcune caratteristiche del compost*

Umidità, %	29,5
Ceneri, %	44,2
pH	7,6
Carbonio organico, %	27,4
Azoto totale, %	1,9
Rapporto C/N	14,4
Sostanza organica umificata, %	20,1
Fosforo totale, %	0,9
Potassio totale, %	1,1

* Ogni dato, riferito a materiale secco (105°C), rappresenta la media di tre anni di sperimentazione.

TAB. 2. Contenuto totale, estraibile in EDTA + acetato di ammonio a pH 4,65 e in acqua degli elementi metallici del compost*

Elemento	Concentrazioni (ppm)		
	totale	estraibile	idrosolubile
Cu	240	104	38
Zn	647	338	33
Cd	5	2	0,2
Cr	81	6	3
Ni	52	9	4
Pb	750	592	12

* Ogni dato, riferito a materiale secco (105°C), rappresenta la media di tre anni di sperimentazione.

TAB. 3. Alcune caratteristiche del terreno*

		Elementi minerali totali (ppm)	
Sabbia, %	30,0	P	571
Limo, %	41,7	K	7.269
Argilla, %	28,3	Mg	5.920
		Fe	28.825
		Mn	1.650
		Cu	34
Densità apparente, g/cm ³	1,5	Zn	68
C organico, %	0,8	Cr	31
pH	8,3	Ni	64
Calcare, %	14,0	Pb	81
CSC, meq/100 g	19,0	Cd	<0,02**

* Ogni dato, riferito a materiale secco (105°C), rappresenta la media di 3 determinazioni che differivano per non più del 5%. ** Limite di sensibilità del metodo.

TAB. 4. Andamento di alcuni parametri di fertilità del suolo dopo 3 anni di sperimentazione

	C organico totale	C umificato	C umif./C tot.	CSC	K scambiabile	P assimilabile
Controllo	0,81 aA	0,30 aA	0,37 a	17,2 a	157 abA	8,8 aA
100 X 3 anni	0,85 abAB	0,34 abAB	0,40 a	18,0 a	162 abAB	11,3 abAB
300 X 1 anno	0,80 aA	0,30 aA	0,37 a	19,5 a	150 aA	9,7 aAB
300 X 3 anni	0,92 bcAB	0,38 bABC	0,41 a	18,7 a	189 bcABC	12,4 abAB
900 X 3 anni	1,19 cB	0,48 cC	0,40 a	20,0 a	255 eD	22,2 dC
NPK	0,85 abA	0,32 abAB	0,37 a	17,0 a	211 cdBCD	10,7 aAB
100 X 3 anni + NPK	1,07 bcAB	0,40 bcBC	0,37 a	17,7 a	209 deCD	19,6 cdC
300 X 1 anno + NPK	0,81 aA	0,30 aA	0,37 a	16,2 a	245 cdBCD	15,7 bAB
900 X 1 anno + NPK	0,91 abAB	0,34 abAB	0,37 a	16,7 a	218 cdCD	15,9 bcBC

TAB. 5. Attività della fosfomonoesterasi alcalina e della fosfodiesterasi dopo tre anni di sperimentazione

	Aff. monoesterasi µg p-NP/h/g di terreno	Aff. monoesterasi mg p-NP/h/g di C	Aff. diesterasi µg p-NP/h/g di terreno	Aff. diesterasi mg p-NP/h/g di C
Controllo	96,84 aA	11,97 abAB	47,68 aA	5,8 a
100 X 3 anni	112,01 abAB	13,18 abcAB	60,98 abcABC	7,2 a
300 X 1 anno	133,73 bcABC	17,10 eC	54,25 abAB	6,9 a
300 X 3 anni	149,96 cdBC	16,30 deC	59,96 abAB	6,5 a
900 X 3 anni	168,39 dC	14,19 bcdABC	79,99 dC	6,7 a
NPK	134,01 bcABC	16,36 deC	58,76 abcAB	7,1 a
100 X 3 anni + NPK	133,29 bcABC	12,43 abcAB	70,29 cdBC	6,5 a
300 X 1 anno + NPK	119,92 abcAB	14,75 cdeBC	47,17 aA	5,8 a
900 X 1 anno + NPK	113,49 abAB	12,65 abcAB	63,91 bcABC	7,1 a

TAB. 6. Metalli pesanti estraibili (ppm) in EDTA + acetato di ammonio a pH 4,65 dopo tre anni di sperimentazione

Quantità di compost apportato nel triennio (q/ha)	Metalli pesanti estraibili (ppm)					
	Cu	Zn	Ni	Pb	Cd	Cr
0	8,0 a	1,8 aA	3,5 a	15,4 aA	0,67 a	0,70 a
300	8,9 a	2,5 aA	3,6 a	17,8 aA	0,67 a	0,75 a
900	9,5 ab	3,8 aA	3,6 a	21,9 aA	0,67 a	0,78 a
2700	11,8 b	9,2 bB	4,0 a	45,0 bB	0,74 b	0,81 a

300	8,9 a	2,5 aA	3,6 a	17,8 aA	0,67 a	0,75 a
900	9,5 ab	3,8 aA	3,6 a	21,9 aA	0,67 a	0,78 a
2700	11,8 b	9,2 bB	4,0 a	45,0 bB	0,74 b	0,81 a

BROWMAN M.G., TABATABAI M.A.: "Phosphodiesterase Activity of Soils". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 284-290, 1978.

BUSINELLI M., GIGLIOTTI G., GIUSQUIANI P.L.: *Fertilizing Power and Environmental Hazard of compost from Urban Refuse*, Transactions 14th International Congress of Soil Science. Vol. VIII: Supplement 65-67, Kyoto, Japan, August 12-18, 1990.

EIVAZI P., TABATABAI M.A.: "Phosphatases in soil". *Soil Biol Bioch.*, 9, 167-172, 1977.

FRANKENBERGER JR W.T., JOHANSON J.B., NELSON C.O.: "Urease activity in sewage sludge-amended soil". *Soil Biol. Biochem.*, 15, 543-549, 1983.

GAZZETTA UFFICIALE DELLA REPUBBLICA ITALIANA n° 253 del 13.9.1984 e n° 5 del 3.11.1984.

LE CLERG E.L., LEONARD W.H., CLARK A.G.: *Field Plot Technique*. Burgess Publishing Company, Minneapolis, 1962.

SISS: *Metodi normalizzati di analisi del suolo*. Edagricole, Bologna, 1985.

TABATABAI M.A.: "Effects of trace elements on urease activity in soils". *Soil Biol. Biochem.*, 9, 9-13, 1977.

TYLER G.: "Heavy metal pollution and soil enzymatic activity". *Plant and Soil*, 41, 303-311, 1974.

CSC, mg eq/100 g

19,0

Cd

<0,02*

* Ogni dato, riferito a materiale secco (105°C), rappresenta la media di 3 determinazioni che differivano per non più del 5%. ** Limite di sensibilità del metodo.

I principali inquinanti inorganici presenti in compost di diversa origine

R. Barberis*, E. Vicenzino*, P. Boschetti*

Riassunto – I risultati conseguiti relativamente ai contenuti nei principali metalli pesanti ed alla presenza nei compost di vetro e di plastica, sono posti a confronto con gli attuali limiti previsti dalla legislazione italiana ed internazionale. Ne emerge una situazione differenziata che penalizza i compost provenienti da RSU selezionati a valle della raccolta e privilegia gli ammendanti organici ottenuti da materiali provenienti da raccolta differenziata o comunque da materie prime facilmente controllabili in ingresso agli impianti di riciclaggio.

INTRODUZIONE

L'esigenza di produrre dei compost di qualità elevata è ormai ampiamente condivisa ed è recepita in modo crescente dalla legislazione nazionale ed internazionale. Tra gli inquinanti che possono compromettere la qualità dei compost, i metalli pesanti sono sicuramente i più studiati e su di essi è reperibile una amplissima bibliografia internazionale. Più difficile risulta reperire dei dati sul contenuto in vetro ed in plastica, due inquinanti praticamente inerti ma in grado di compromettere fortemente la qualità commerciali dei compost.

In questo lavoro si è utilizzata la vasta esperienza dell'IPLA nel settore del compostaggio per mettere a confronto, sulla base dei risultati conseguiti dalla analisi diretta di un elevato numero di campioni, i principali inquinanti inorganici riscontrati in funzione della diversa origine dei compost: rifiuti solidi urbani (RSU), rifiuti organici da raccolta differenziata, fanghi urbani od industriali e materiali lignocellulosici.

MATERIALI E METODI

I materiali esaminati sono costituiti da 50 campioni di compost provenienti da altrettanti impianti italiani ed esteri o da prove sperimentali condotte dall'IPLA. I compost sono stati suddivisi in quattro categorie:

- da RSU con o senza aggiunta di fanghi urbani;
- da fanghi di depurazione urbani e residui lignocellulosici;
- da fanghi industriali (industria agroalimentare, cartaria...) e residui lignocellulosici;
- da rifiuti verdi, cioè da materiali organici provenienti da raccolte differenziate, residui lignocellulosici, fanghi zootecnici, rifiuti organici selezionati.

Le analisi dei metalli pesanti sono state eseguite utilizzando la metodologia adottata dalla Regione Piemonte per i fanghi di depurazione (Regione Piemonte, 1986); le plastiche ed il vetro sono stati determinati seguendo la metodologia messa a punto dall'IPLA (Barberis et al., 1989).

*Istituto per le piante da legno e l'ambiente, Torino

Il contenuto in metalli pesanti è, da sempre, uno dei parametri di valutazione sulla qualità dei compost tenuti in maggiore considerazione; preoccupati dal rischio di un apporto eccessivo al terreno di questi elementi, utili in concentrazioni molto basse, ma sicuramente pericolosi se al sopra delle soglie di tossicità, tutti i legislatori hanno posto dei limiti sul contenuto massimo di metalli pesanti accettabili nei compost. Ciò è ben visibile in tabella 1, nella quale vengono riassunti i valori limite previsti dalla principale normativa nazionale ed internazionale. Ricordiamo che accanto a questi limiti molte leggi prevedono anche dei limiti di caricabilità del suolo, intesi come quantità massima di ciascun metallo pesante accettabile dal terreno in un lasso prefissato di tempo.

Tornando alla Tab. 1, si può notare come Ni, Zn, Cu, Cd, Pb, Hg e Cr (totale) siano tenuti in considerazione da quasi tutte le leggi; un buon numero di Stati propone i controlli anche sull'As.

Degli altri metalli pesanti, l'Italia è l'unico paese che prende in considerazione il Cr VI, mentre la Svizzera propone limiti anche per Mo, Co e Sn; un elemento da tenere in considerazione, anche se non si tratta di un metallo pesante, è il boro, previsto nelle proposte di norma della CEE e dell'Italia.

I valori limite sono molto differenziati da Stato a Stato e, in generale, si riscontrano valori più restrittivi nelle legislazioni più recenti od ancora in fase di proposta; alcuni di questi valori limite, soprattutto per il Ni ed il Cd, sono estremamente selettivi, inferiori anche ai valori spesso riscontrati nei letami o, addirittura, nei terreni.

Nella Tab. 2 vengono riportati i valori medi ottenuti su 50 campioni di compost suddivisi nelle quattro categorie prima citate; i valori ottenuti sono posti a confronto con il limite attualmente in vigore in Italia (Deliberazione C.I., 1984). Si nota subito che i compost da RSU, alcuni dei quali miscelati con fanghi di depurazione, presentano dei valori medi piuttosto elevati; per il Pb lo stesso valore medio è superiore al limite di legge ed il 65% di campioni esaminati è fuori norma; problemi considerevoli si hanno anche per il Cu, il Ni ed il Cd, con medie elevate ed alcuni campioni fuori norma.

I compost prodotti da fanghi urbani e residui lignocellulosici presentano qualche problema solo per il Cd, nonché un contenuto abbastanza alto, ma sempre nei limiti, di Zn. Nettamente migliore risulta la qualità dei compost prodotti da rifiuti verdi e da fanghi industriali; tutti i campioni di queste due categorie rientrano ampiamente nei limiti previsti dalla legislazione italiana, e quasi sempre nei limiti più severi previsti per i compost di qualità.

Anche i dati sui contenuti in vetro ed in plastica, riportati in tabella 3, evidenziano come i compost che hanno i maggiori problemi siano quelli da RSU. Il contenuto in vetro, che deve essere inferiore al 3%, ha un valore medio del 6,78%, con l'80% dei campioni fuori norma; percentuale analoga viene registrata per la plastica, il cui valore medio è quasi il doppio del limite di legge dell'1%. Contenuti limitati di questi due inquinanti sono presenti nel compost verde, soprattutto in quello ottenuto da rifiuti mercatali.

CONCLUSIONI

Le analisi effettuate, peraltro caratterizzate da un'alta variabilità tipica di questi materiali (Genevini et al., 1987), dimostrano che con il termine compost si possono comprendere dei prodotti tra loro molto diversi anche per ciò che riguarda il contenuto in

TAB. 1. Valori limite nel contenuto in metalli pesanti nella legislazione nazionale ed internazionale. Tutti i valori sono espressi in mg/kg di sostanza secca

		Altri Elementi	Ni	Zn	Cu	Cd	Pb	Cr Tot.	Hg	As
ITALIA	DPR 815/82	(Cr ^{VI})	200	2500	600	10	500	500	10	10
ITALIA	Proposta	Qualità A (Cr ^{VI} ,B)	50	400	200	3	200	150	2	5
	"	B (Cr ^{VI} ,B)	200	1500	500	5	800	500	5	10
CEE	Proposta	Qualità A (B)	50	500	200	3	150	150	3	3
	"	B (B)	200	1200	500	5	500	400	5	5
SVIZZERA	1986	(Co,Mo,Sn)	50	500	150	3	150	150	3	-
SPAGNA	1988	-	400	4000	1750	40	1200	750	25	-
BELGIO		Qualità A	50	1000	300	5	750	150	5	-
	"	B	100	1500	500	-	1000	200	-	-
AUSTRIA	1989	-	100	1000	400	4	500	150	4	-
OLANDA	1988	-	60	1300	500	3	700	300	5	15
	1991	-	50	900	300	2	200	200	3,5	15
GERMANIA		-	25	375	150	2,5	150	150	3,2	-
FRANCIA	1986	-	200	-	-	8	800	-	8	-
USA	Florida	-	100	1800	900	30	1000	-	-	-
USA	New York	-	200	2500	1000	10	250	1000	10	-
USA	Oregon	-	100	2000	800	25	1000	-	-	-

TAB. 2. Contenuto in metalli pesanti, espresso come mg/kg di sostanza secca, nelle differenti categorie di compost esaminati

	COMPOST RSU RSU + Fanghi (15 campioni)			COMPOST FANGHI URBANI E MAT. LIGNOCELLULOSICI (10 campioni)			COMPOST FANGHI INDUSTRIALI E MATERIALI LIGNOCELLULOSICI (15 campioni)			COMPOST VERDE (10 campioni)		
	VALORE MEDIO	DEV. STAND.	% FUORI NORMA	VALORE MEDIO	DEV. STAND.	% FUORI NORMA	VALORE MEDIO	DEV. STAND.	% FUORI NORMA	VALORE MEDIO	DEV. STAND.	% FUORI NORMA
As	1,1	0,7	-	0,7	0,2	-	0,01	0,002	-	0,01	0,003	-
Cd	5,4	2,6	14	5,3	6,1	20	3,0	2,9	-	0,8	0,6	-
Cr	164	121	-	165	119	-	176	98	-	48	39	-
Cu	489	288	28	254	79	-	97	79	-	119	107	-
Hg	1,3	1,0	-	0,2	0,3	-	0,1	0,04	-	0,03	0,06	-
Ni	132	197	7	73	44	-	29	44	-	42	29,3	-
Pb	705	345	65	160	96	-	68	37	-	70	89	-
Zn	896	358	-	915	444	-	354	178	-	270	356	-

TAB. 3. Contenuto in vetro ed in plastica in compost di differente origine. I risultati sono espressi come percentuale sulla sostanza secca

	VETRO			PLASTICA		
	Valore medio	Deviaz. stand.	% F.N.	Valore medio	Deviaz. stand.	% F.N.
COMPOST RSU E RSU + FANGHI	6.78	5.94	80	1.92	1.31	80
COMPOST VERDE	0.15	0.41	--	0.09	0.21	--
COMPOST DA FANGHI URBANI	0.00	0.00	--	0.00	0.00	--
COMPOST DA FANGHI INDUSTRIALI	0.00	0.00	--	0.00	0.00	--

inquinanti inorganici, oltre che per gli aspetti legati alla qualità della sostanza organica qui non considerati.

In particolare la esigenza di produrre dei materiali di qualità elevata può essere soddisfatta solamente operando su materie prime di qualità accertata, quali i rifiuti verdi (sfalci, potature, scarti agroindustriali...), i fanghi a basso contenuto di inquinanti, i rifiuti organici provenienti da raccolte o conferimenti differenziati.

Il trattamento dei RSU nei tradizionali impianti di riciclaggio porta a materiali spesso inquinanti da metalli pesanti, vetro e plastica; è difficile prevedere per questi compost un vero e proprio utilizzo agricolo.

È comunque importante sottolineare che molto spesso la qualità dei compost, anche per quanto riguarda il contenuto di inquinanti inorganici, è migliorabile con degli opportuni interventi in fase di gestione dell'impianto e di controllo delle materie prime; ad esempio una efficace raccolta differenziata del vetro limita la presenza di questo inerte nel compost, come pure il contenuto in piombo può essere diminuito evitando che le spazzatura stradali finiscano nei rifiuti conferiti all'impianto di riciclaggio.

Bibliografia

BARBERIS R., NAPPI P., CONSIGLIO M.: "Caratterizzazione merceologica, chimica e biologica di rifiuti a matrice organica in funzione delle tecnologie di trattamento e dell'uso agricolo". Regione Piemonte, Seminario specialistico, Torino, 19-20 ott. 1989. *In corso di pubblicazione*, 1989.

DELIBERAZIONE DEL COMITATO INTERMINISTERIALE 27 LUGLIO 1984: Disposizioni per la prima applicazione dell'art. 4 del D.P.R. 915/82 concernente lo smaltimento dei rifiuti.

GENEVINI P.L., MEZZANOTTE V., GARBARINO A.: "Analytical characterization of compost of different origins: agronomic properties and risk factors of the environment". *Wastes Management and Research*, 5, 501-511, 1987.

REGIONE PIEMONTE - D.G.R. DEL 7 OTT. 1986 n° 85-8155: Approvazione delle disposizioni tecniche del "Regolamento per lo smaltimento in agricoltura dei fanghi residuati dei processi di depurazione delle acque reflue" (D.P.G.R. n. 4458 del 23/6/86). Bollettino Ufficiale della Regione Piemonte n° 44 del 5 nov. 1986.

Valutazione del pericolo di inquinamento delle falde acquifere in seguito allo spandimento di acque di vegetazione su terreno agrario

C. Briccoli-Bati*, R. Granata*, N. Lombardo*

Riassunto – Si è voluto saggiare il pericolo di inquinamento delle falde superficiali in seguito allo spandimento di dosi diverse (20-100-500 mc/Ha) di acqua di vegetazione di frantoio tradizionale su tre terreni con diversa granulometria. I risultati evidenziano il diverso grado di filtrazione dei differenti terreni, la mancanza di pericoli con la distribuzione della dose più bassa e la possibilità di spandimento di dosi più elevate solo su terreni con determinate caratteristiche.

INTRODUZIONE

Tra i vari sistemi di smaltimento delle acque di vegetazione, uno dei più studiati è lo spandimento sul terreno agrario, sia olivetato che destinato a colture erbacee (Catalano, 1989; Catalano et al., 1985; De Felice e Catalano, 1988; Lombardo et al., 1988; Proietti et al., 1988; Bonari, 1990).

Diversi autori hanno cercato di evidenziare l'influenza che queste acque reflue possono avere sui diversi parametri chimici, fisici e microbiologici del terreno (Della Monica et al., 1978; Lombardo et al., 1988), oltre a valutare i loro effetti sulla coltura interessata.

Da tali ricerche risulta evidente la possibilità concreta di smaltire le AV distribuendole in maniera controllata sul terreno agrario senza arrecare danno alla coltura, né alla microflora del terreno o alla composizione chimico-fisica dello stesso. I risultati di alcune ricerche evidenziano anzi dei vantaggi per la coltura in atto o che segue lo spandimento di AV, in quanto si apportano al terreno anche elementi fertilizzanti e sostanze organiche (Catalano, 1989; Catalano et al., 1985; Senesi, 1989).

Non si è a conoscenza di ricerche specifiche effettuate per studiare il pericolo di inquinamento delle falde freatiche in seguito a tale pratica.

Per approfondire tale tematica è stata svolta la presente ricerca prendendo in esame l'analisi del COD del percolato nonché COD e contenuto di polifenoli degli estratti dei terreni trattati.

MATERIALI E METODI

La prova si è svolta somministrando l'AV a 3 terreni con differente composizione granulometrica (Tab. 1), prelevati da oliveti calabresi.

La terra veniva posta in appositi contenitori (2 per tesi) a sezione quadrata di cm 10 × 10 e riempiti per una profondità di 50 cm. Alla base di ciascun contenitore è stata sistemata una rete in modo da consentire il percolamento dei liquidi e da impedire la fuoriuscita del terreno.

* Istituto Sperimentale per la Olivicoltura, M.A.F., Cosenza

TAB. 1. Caratteristiche dei 3 terreni alla prova

		A	B	C
		(Curinga CZ)	(S.Fili CS)	(Rende CS)
Scheletro	%	0,27	6,43	8,06
Sabbia grossa	%	80,80	3,84	12,75
Sabbia fine	%	8,90	10,76	18,21
Limo	%	7,57	53,84	27,72
Argilla	%	2,46	25,13	33,26
pH		5,77	7,37	6,5

Ciascun contenitore è stato collocato sopra una apposita vaschetta per il recupero di volta in volta dell'eluato.

L'AV usata tal quale, proveniva da un frantoio tradizionale ed aveva le seguenti caratteristiche:

- pH 4,9
- COD (mg/l) 122.356,66
- Residuo secco (gr/l) 122
- Polifenoli totali (mg/l) 16.541,25

Le tesi a confronto sono state le seguenti:

- 1) Controllo: somministrazione di acqua distillata
- 2) somministrazione di 20 cc di AV (corrisp. a 20 mc/Ha)
- 3) somministrazione di 100 cc di AV (corrisp. a 100 mc/Ha)
- 4) somministrazione di 500 cc di AV (corrisp. a 500 mc/Ha)

Dopo aver visto i risultati del percolato dei terreni A e B il terreno C è stato trattato soltanto con 100 e 500 cc.

Per avere un volume di acqua uguale per ciascuna tesi si è provveduto ad aggiungere ai tubi delle dosi 20 e 100 cc di AV, rispettivamente 480 e 400 cc di acqua distillata subito dopo la loro somministrazione. Successivamente a distanza periodica di 4-5 giorni si è simulata una pioggia di 50 mm per volta somministrando a tutti i contenitori 500 cc di acqua di pozzo fino ad arrivare per alcune tesi ad un totale di 7 litri (700 mm di pioggia).

Su ogni frazione di percolato si è determinata la richiesta chimica di ossigeno (AA.VV., 1979).

I percolati del terreno "A" trattato con 500 cc di AV, che mostravano elevati valori di COD, dopo il prelievo dei campioni per le analisi, sono stati versati in altri identici contenitori per valutare l'abbattimento del carico inquinante da parte di uno strato di suolo di complessivi 100 cm di profondità.

Alla fine delle prove, sull'estratto acquoso dei terreni delle diverse tesi, si è controllato il COD ed i polifenoli totali, questi ultimi analizzati per via colorimetrica, operando con il reattivo di Folin-Ciocalteu (Singleton e Rossi, 1965).

I campioni di terreno (50 gr) sono stati prelevati nella parte superiore (primi 5 cm) ed inferiore (ultimi 5 cm) dei vari contenitori; l'estratto acquoso è stato ricavato nel rapporto 1:2,5 (terreno-acqua), agitando per un'ora la miscela, filtrando e centrifugando.

RISULTATI E DISCUSSIONE

A) COD del percolato

Nelle Tabelle 2-3-4 vengono riportati i valori medi del COD delle diverse frazioni di percolato ottenute dai 3 terreni.

TAB. 2. COD (mg/l) delle diverse tesi e frazioni del percolato attraverso il terreno "A" (Curinga CZ)

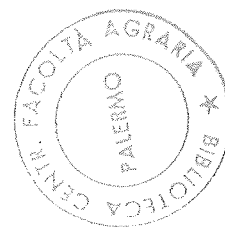
TESI FRAZIONI	1	2	3	4	
	(Contr)	(20cc)	(100cc)	50 cm	100 cm
1	31,13	76,16	1339,70	6118,00	41,90
2 (+500cc acqua)	20,89	153,59	2079,98	10349,15	81,11
3 " "	22,67	75,01	1391,89	20199,51	1172,09
4 " "	25,48	41,83	688,80	10193,33	3236,38
5 " "	30,52	27,99	150,45	4473,65	1313,97
6 " "	22,87	36,21	50,92	2622,44	822,53
7 " "	36,38	25,93	52,41	1356,67	419,76
8 " "	38,22	35,47	28,88	823,18	275,28
9 " "	15,09	18,98	17,21	666,65	150,28
10 " "	14,24	9,84	17,00	551,62	-
11 " "	19,68	-	-	338,27	-
12 " "	-	-	-	226,72	-
13 " "	-	-	-	246,10	-
14 " "	-	-	-	211,60	-
15 " "	-	-	-	206,46	-

TAB. 3. COD (mg/l) delle diverse tesi e frazioni del percolato attraverso il terreno "B" (S. Fili CS)

TESI FRAZIONI	1	2	3	4
	(contr)	(20cc)	(100cc)	(500cc)
1	59,45	72,35	1370,27	3472,50
2 (+500cc acqua)	42,80	55,18	1153,10	2682,80
3 " "	20,00	40,82	133,50	1937,00
4 " "	20,05	33,45	40,49	1350,00
5 " "	19,40	31,07	35,00	550,00
6 " "	22,20	26,11	24,94	483,64
7 " "	23,80	18,65	16,66	83,30
8 " "	21,00	22,74	14,48	88,77
9 " "	14,64	16,12	41,39	123,46
10 " "	14,76	19,48	27,34	104,12
11 " "	19,66	15,33	21,81	115,24
12 " "	-	-	13,80	73,97
13 " "	-	-	14,05	70,8

TAB. 4. COD (mg/l) delle diverse tesi e frazioni del percolato attraverso il terreno "C" (Rende CS)

TESI FRAZIONI	1	2	3	4
	(contr)	(20cc)	(100cc)	(500cc)
1	-	-	-	-
2 (+500cc acqua)	20,61	-	19,82	14,17
3 " "	15,00	-	15,03	70,00
4 " "	10,04	-	22,50	363,75
5 " "	25,05	-	30,00	37,50
6 " "	10,00	-	31,48	52,03
7 " "	25,02	-	45,66	86,73
8 " "	12,00	-	65,92	39,36
9 " "	4,96	-	31,09	32,82



Dall'analisi dei dati dei diversi percolati del terreno "A" (caratterizzato da una netta prevalenza della frazione "sabbia grossa") si nota un lieve aumento del COD rispetto al controllo nelle prime frazioni della tesi 2, trattata con una dose equivalente a 20 mc/ha di AV, successivamente i valori rilevati sono identici al controllo.

Nella tesi 3 e ancor più nella tesi 4, il COD è nettamente maggiore rispetto al controllo in molte frazioni e tale da non consigliare lo spandimento delle dosi indicate in questo tipo di terreno.

In ogni caso si nota una notevole riduzione del COD dei percolati iniziali di tutte le tesi rispetto al COD dell'AV utilizzata. Inoltre si ha sempre una notevole capacità del terreno di trattenere inizialmente le sostanze inquinanti ed un loro successivo rilascio a seguito della aggiunta di acqua; in particolare per la tesi 4 si registra nella prima frazione di percolato un abbattimento del 95 % del COD rispetto all'AV utilizzata, successivamente si ha un aumento del COD che risulta massimo alla terza frazione (dopo l'aggiunta di un litro di acqua).

Una ulteriore riduzione dell'84 % si registra tra il valore massimo del COD rilevato nel percolato del secondo strato di 50 cm di terreno rispetto al valore massimo del COD del percolato del primo strato.

I valori del COD ottenuti sui percolati del terreno "B" sono significativamente inferiori di quelli del terreno "A".

I dati della tesi 2 non destano alcuna preoccupazione, quelli della tesi 3 si possono considerare elevati solo nelle prime due frazioni, mentre nella tesi 4 il COD è significativamente superiore a quello del controllo fino alla 6° frazione.

È da registrare la maggiore capacità filtrante di tale terreno rispetto al precedente sia per la riduzione dell'ordine del 97 % del COD del primo percolato della tesi 4 rispetto a quello delle AV, sia soprattutto per il ridotto minore rilascio di sostanze inquinanti con le successive aggiunte di acqua.

Infine dalla tabella 4 si evince l'enorme potere filtrante del terreno "C", infatti il solo valore registrato nella 3° frazione della 4° tesi si discosta sensibilmente dai valori del controllo.

B) COD e polifenoli nei terreni

Le analisi dell'estratto acquoso dei terreni delle diverse tesi, hanno dato i risultati riportati nella Tab. 5.

TAB. 5. COD e polifenoli degli estratti acquosi dei 3 terreni

TERRENI	TESI	COD (mg/l)		Polifenoli (mg/100g)	
		str.sup.	str.inf.	str.sup.	str.inf.
A	1	27,50	26,15	0,13	0,29
	2	106,07	39,88	6,15	2,50
	3	146,91	62,73	39,77	3,42
	4	271,44	127,78	124,87	7,24
B	1	33,80	40,38	0,53	0,44
	2	98,39	26,63	5,12	1,93
	3	129,10	41,65	14,34	2,28
	4	295,06	92,21	113,99	2,69
C	1	39,98	33,63	0,30	0,35
	2	-	-	-	-
	3	119,85	73,54	9,85	1,64
	4	330,02	85,05	126,97	3,26

I dati ottenuti evidenziano chiaramente l'accumulo di sostanze che determinano un aumento del COD negli strati superficiali del terreno correlato con le quantità di AV somministrate. La ridotta traslocazione di tali sostanze negli strati più profondi del terreno potrà consentire una più facile ossidazione delle stesse con le normali lavorazioni superficiali.

Anche per i polifenoli totali è da evidenziare l'elevato accumulo nello strato superficiale del terreno, soprattutto in quelli trattati con la dose massima di AV, ove peraltro si registrano valori omogenei per i 3 terreni.

È da segnalare in ogni caso che i valori massimi registrati sono di gran lunga inferiori a quelli delle AV utilizzate.

I polifenoli totali negli strati profondi dei terreni trattati sono notevolmente minori che negli strati superficiali, (indice di modesta lisciviazione) e si ritiene che siano determinati, oltre che dalla quantità di AV versata e dalle caratteristiche chimico-fisiche dei terreni, anche dalle diverse quantità di acqua aggiunte.

CONCLUSIONI

Dall'insieme dei dati esposti si può concludere che in condizioni analoghe a quelle delle prove, somministrando 20mc/Ha di AV tal quale, ed a maggior ragione se pretrattata, non esistono in nessun caso pericoli di inquinamento delle falde superficiali, salvo casi specialissimi (falde affioranti o franchi di coltivazione limitatissimi e posti su roccia fessurata).

Qualora i terreni abbiano consistenti spessori, una struttura equilibrata, cioè adeguate percentuali di limo ed argilla, i pericoli di inquinamento delle falde freatiche sono insignificanti o nulli anche in caso di somministrazione di più elevate dosi di AV.

Qualche perplessità può essere sollevata dai dati sulla presenza di polifenoli nel terreno, ma i risultati di prove a latere che mostrano una riduzione di tali sostanze nel tempo, non lasciano adito a pericoli di grandi accumuli nel terreno.

Considerando che la produzione media degli oliveti italiani è di poco più di 20 q.li/Ha di olive, che danno origine a circa 1 mc di AV, ed ipotizzando lo spandimento di tutte le AV prodotte su un quinto dei terreni olivetati, quelli più pianeggianti, più vicini ai frantoi, con una migliore struttura granulometrica, ecc., si dovrebbe attuare annualmente lo spandimento di 5 mc/Ha di AV nei terreni prescelti, cioè un quarto della dose minima usata nelle prove.

Pertanto si ritengono sovrastimate tutte le obiezioni e paure sollevate per un diffuso smaltimento delle acque di vegetazione su terreno agrario.

Bibliografia

AA.VV.: "Metodi analitici per le acque" IRSA-CNR Roma, 1979.

BONARI E.: "Primi risultati sperimentali sullo spargimento delle acque di vegetazione sul terreno agrario in Toscana". Sem. Int. Olio di oliva e olive da tavola. Tecnologia e qualità. Città S. Angelo 25-28/4 (Pescara), 1990.

CATALANO M.: "Utilizzazione delle acque reflue come fertilizzanti". Sem. Int. sul trattamento delle acque reflue degli oleifici. Lecce 16-17 novembre, 1989.

CATALANO M., GOMES T., DE FELICE M., DE LEONARDIS T.: "Smaltimento delle acque di vegetazione dei frantoi oleari. Quali alternative alla depurazione?" Inquinamento n. 2, 1985.

- DE FELICE M., CATALANO M.: "Smaltimento delle acque di vegetazione su terreni agrari" II Tavola rotonda "Acque reflue dei frantoi oleari". Spoleto 29/4, 1988.
- DELLA MONICA M., POTENZ D., RIGHETTI E., VOLPICELLA M.: "Effetto inquinante delle acque reflue della lavorazione delle olive su terreno agrario". Nota I. Inquinamento n. 10, 1978.
- LOMBARDO N., BRICCOLI-BATI C., MARSILIO V., DI GIOVACCHINO L., SOLINAS M.: "Prime osservazioni sugli effetti delle somministrazioni di acqua di vegetazione al terreno agrario". Ann. Ist. Sper. Oliv. Vol. X 1990, 1988.
- PROIETTI P., CARTECHINI A., TOMBESI A.: "Influenza delle acque reflue di frantoi oleari su olivi in vaso e in campo". *Informatore Agrario* n. 45, 1988.
- SENESI N.: "Valutazione dei reflui delle industrie olearie come ammendanti organici per il terreno". Sem. Inter. sul trattamento delle acque reflue degli oleifici Lecce 16-17 novembre, 1989.
- SINGLETON V.L., ROSSI J.R.: *Am J. Enol. Vitic.* 16, 144, 1965.

L'impatto ambientale dei metalli pesanti nelle loro diverse forme di veicolazione: una modellistica di valutazione

P. Caringella, F. Messa**

DESCRIZIONE DEGLI OBIETTIVI

L'obiettivo del progetto di ricerca è quello di mettere a punto e collaudare un insieme coerente e strutturato di strumenti tecnici, analitici ed informatici a supporto della pianificazione, controllo e gestione degli impatti ambientali derivanti dall'apporto di metalli pesanti diversamente veicolati.

Si prevede di raggiungere tale obiettivo sviluppando una metodologia operativa finalizzata alla definizione di una procedura per la valutazione della compatibilità ambientale dell'apporto di metalli pesanti (gestione delle risorse: fanghi) e del contenimento degli effetti indesiderati relativi ai terreni, alle colture ed alle falde.

La ricerca è articolata in più moduli, secondo il seguente schema:

<■> Formulazione teorica della struttura di un sistema dei flussi (ecosistema) in grado di definire il quadro fenomenologico globale della problematica oggetto di studio e di quantificare e delineare il ruolo delle componenti in gioco.

<■> Formulazione di una modellistica in grado di integrare diverse fasi logico-funzionali:

- raccolta dati sugli aspetti territoriali (dimensionamento a scala regionale);
- analisi delle caratteristiche chimico-fisiche delle matrici interessate;
- verifica e valutazione dei risultati.

<■> Produzione dei risultati: confronto e trattamento automatico delle informazioni rilevanti; indicazione delle linee guida di gestione del sistema dei flussi nel quadro di riferimento considerato (individuazione dei ricettori più adeguati, identificazioni delle aree critiche, monitoraggio dei dati quali-quantitativi, etc.).

Il modello mettendo a disposizione in tempo reale e in struttura matriciale le informazioni rilevanti, costituirà la base conoscitiva necessaria alla definizione delle concentrazioni reali dei metalli pesanti nei ricettori più disparati, consentendo l'approccio del bilancio ambientale alla gestione delle problematiche ecologiche.

SITUAZIONE DELLA RICERCA

Il primo livello di attuazione della ricerca consiste, nella raccolta, entro la fine del 1991, dei dati necessari alla sistematizzazione globale del fenomeno, all'analisi del quadro di riferimento territoriale, ed alla caratterizzazione chimico-fisica dei fanghi derivanti da

* STAREC srl - Servizi Tutela Ambiente Ricerca-Ecologica - Brindisi

diverse tipologie di depuratori di reflui e dei terreni utilizzati per le colture ad economia trainante (viticoltura, orticoltura, olivicoltura).

RELAZIONE

Mentre nel recente passato i rischi sanitari legati all'esposizione a metalli tossici interessava quasi esclusivamente i soggetti professionalmente esposti, in quanto solamente negli ambienti di lavoro si raggiungevano livelli di inquinamento nocivi per la salute umana, da qualche decennio lo sviluppo di attività industriali ed agricole e l'enorme aumento della motorizzazione determinano l'immissione nell'ambiente di una vasta gamma di composti tossici non degradabili tra i quali i metalli pesanti.

Attraverso la contaminazione dell'aria, dell'acqua, del suolo e degli alimenti sempre più vasti strati della popolazione generale sono pertanto esposti per lunghi periodi di tempo all'assunzione di piccoli quantitativi di metalli tossici.

L'apporto di metalli sul terreno agricolo avviene attraverso tre direttrici principali: l'aria, l'acqua, i fertilizzanti (concimi, diserbanti, ecc) ed i fanghi, come sintetizzato nello schema 1.

Sulla base, quindi, della potenziale tossicità dei metalli e sulla valorizzazione delle loro quantità emesse nell'ambiente, si intende indagare principalmente sui seguenti metalli: cadmio, rame, nichel, piombo, zinco, mercurio, cromo, arsenico e vanadio.

Il cadmio viene utilizzato principalmente per la produzione di leghe metalliche, nella produzione di batterie, come stabilizzante di materie plastiche e nella produzione di pigmenti.

Una parte notevole del cadmio estratto dal sottosuolo viene dispersa nell'ambiente durante la lavorazione di minerali, durante il recupero di materiali ferrosi, attraverso gli scarichi industriali e gli inceneritori e durante la combustione del carbone (contenuto variabile da 0,25 a 2 ppm) e degli olii minerali (contenuto variabile da 0,01 a 16 ppm). Il cadmio dei fertilizzanti contenenti fosfati (variabile da 2 a 20 ppm) può combinarsi con l'ammoniaca formando composti solubili che vengono assorbiti dai vegetali utilizzati come alimenti.

L'arsenico è un elemento che ha vari impieghi nell'industria metallurgica, chimica, farmaceutica, conciaria, come anche nella produzione del vetro e dei coloranti.

La mobilitazione dell'arsenico nell'ecosistema deriva, oltre che dalle industrie che lo utilizzano, dall'uso di combustibili fossili in cui è presente in quantità relativamente elevate.

Molti alimenti, in particolare i pesci e i molluschi, lo contengono in quantità significative, ma prevalentemente in forma di composti organici non tossici.

Il vanadio, insieme con il piombo e lo zinco, è tra gli elementi in traccia che vengono immessi in maggior quantità nell'ambiente dalle attività antropiche: in Italia nel 1979 ne è stata stimata una emissione totale nell'ambiente di oltre 4.000 t.

Anche per il vanadio, come per l'arsenico, la mobilitazione è legata principalmente all'utilizzazione di combustibili fossili nei processi di combustione.

Già da questi brevi accenni ci è apparso necessario indagare non solo sulla presenza dei metalli nei fanghi derivanti dalla depurazione delle acque, siano esse di origine civile o industriali, che potranno confermare i risultati di altre indagini e ricerche già effettuate, ma anche sugli apporti derivanti da altre forme di veicolizzazione.

Questa indagine potrà essere interessante, in modo particolare, per i terreni agricoli del Salento, nel cui territorio vi è una significativa presenza di insediamenti energetici.

In questa ottica, pertanto, l'indagine analitica non riguarderà solo la ricerca dei metalli

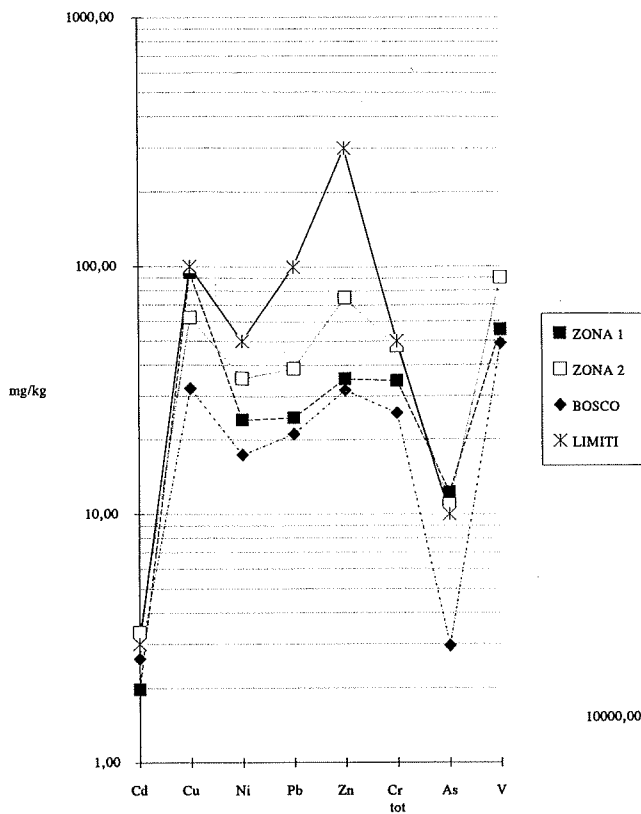


Fig. 1-A - Concentrazione di metalli nei terreni (valori medi).

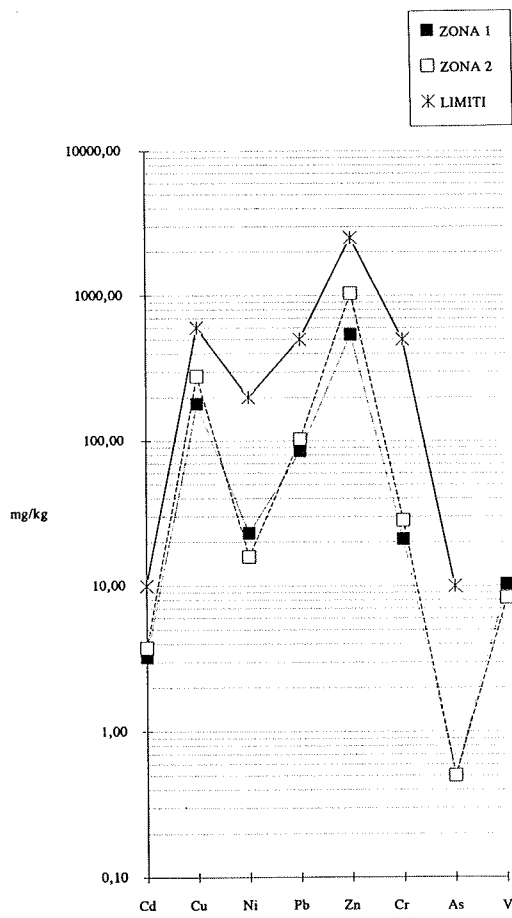


Fig. 1-B - Concentrazione di metalli nei fanghi di impianti di depurazione civili (valori medi).

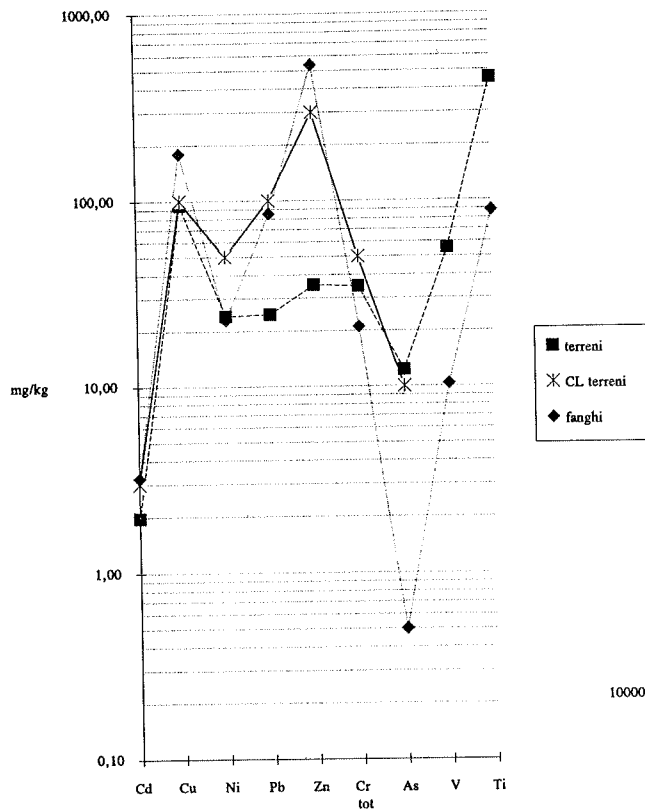


Fig. 2-A - Concentrazione di metalli su terreni e fanghi della ZONA 1 (valori medi).

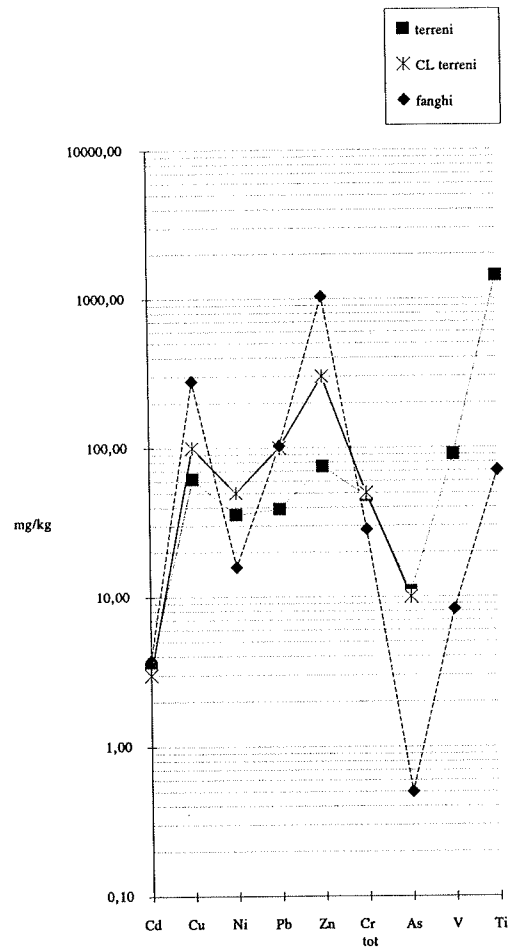


Fig. 2-B - Concentrazione di metalli su terreni e fanghi della ZONA 2 (valori medi).

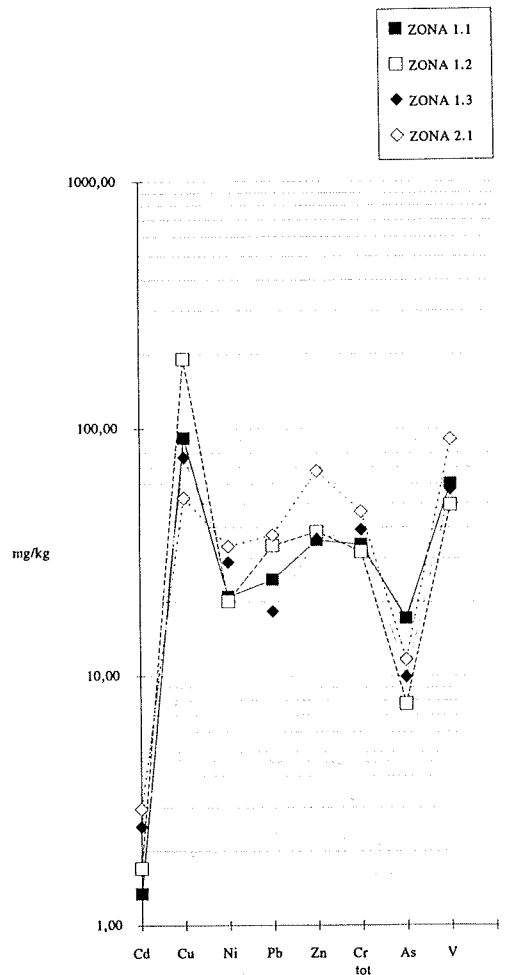
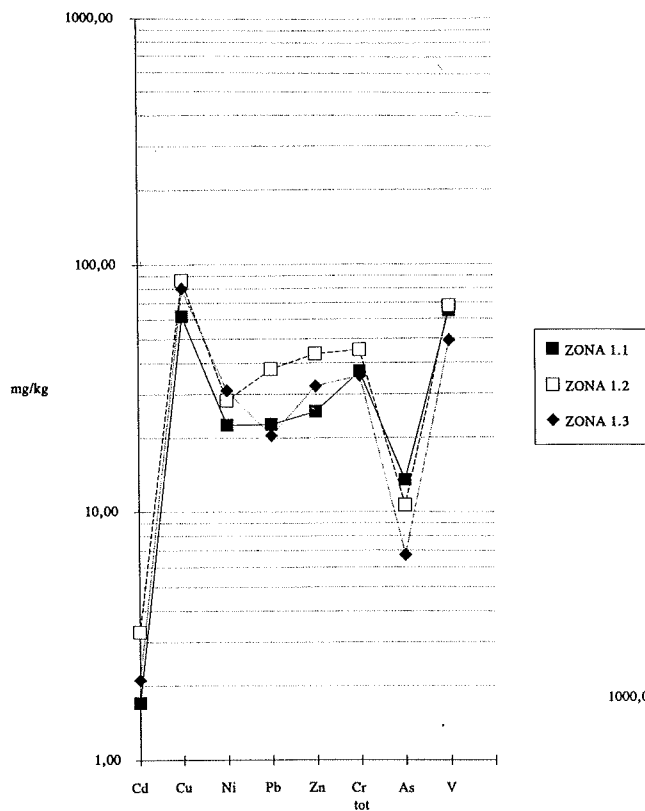
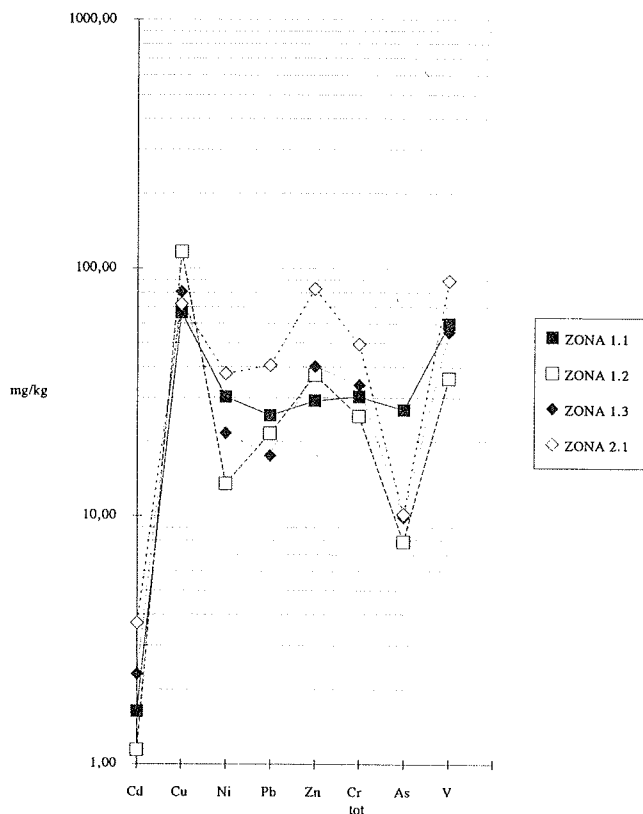


Fig. 3-B - Concentrazione di metalli su terreni destinati a OLIVETO.

Fig. 3-C - Concentrazione di metalli su terreni destinati a VIGNETO.



citati dalla normativa (Decreto Interministeriale 27/7/84 e successive integrazioni), ma sarà ampliata a tutti quelli ritenuti significativi ed avrà una durata presumibile di 36 mesi.

In questa prima fase si è iniziata la caratterizzazione dei fanghi rivenienti da due depuratori di acque reflue civili, siti uno in un capoluogo di provincia e l'altro in una città di dimensione più piccola (Fig. 2-A, 2-B).

Contemporaneamente è partita la caratterizzazione di alcuni terreni agricoli, destinati alla coltivazione dell'uva, dell'oliva e del carciofo (Fig. 3-A, 3-B, 3-C), nonché di alcuni terreni di bosco probabilmente incontaminati. I vari campioni sono stati prelevati, in maniera distribuita, in vari punti del territorio delle province di Bari e di Brindisi.

L'indagine, per altro, sarà estesa anche alle province di Lecce e Taranto.

In allegato si riportano una serie di grafici in cui vengono evidenziati i risultati fin qui acquisiti e da cui è facile trarre le prime conclusioni.

Università degli studi di Palermo	
Biblioteca Centrale Facoltà di Agraria	
Coll. DV 76	Alepn
Inv. 1	n. s. 90629
data 12-02-07	b-c 237 7384