

Istituto di Nematologia Agraria, C.N.R. - 70126 Bari, Italia
Istituto di Chimica Agraria, Università di Bari - 70126 Bari, Italia*

CINETICHE DI DEGRADAZIONE DEL FENAMIPHOS IN VARI TIPI DI TERRENO

di

E. LOFFREDO, N. SENESI*, V.A. MELILLO e F. LAMBERTI

Riassunto. Le cinetiche di degradazione del fenamiphos sono state seguite in prove di laboratorio su campioni di terreni di diverse proprietà fisiche e chimiche, determinando sia le quantità scomparse del nematocida originariamente aggiunto, che le quantità di metaboliti (solfosido + solfone) formati, in un arco di tempo di sei settimane. I risultati ottenuti dimostrano che la degradazione del fenamiphos segue sostanzialmente una cinetica del primo ordine nei vari tipi di terreno considerati. I valori sia delle costanti di velocità che dei tempi di dimezzamento risultano diversi a seconda delle caratteristiche chimico-fisiche dei terreni esaminati. Variazioni notevoli della velocità di degradazione del fenamiphos si riscontrano anche in funzione delle temperature e dei livelli di umidità. Infine, la sterilizzazione del terreno esercita un sensibile effetto di riduzione sulla velocità di scomparsa del fenamiphos nel terreno.

Summary. *Kinetics of degradation of fenamiphos in various soil types.* Degradation kinetics of fenamiphos were studied in laboratory experiments on soils with different physical and chemical properties, by measuring both the amount of the original nematicide and the amount of metabolites (sulfoxide + sulfone) formed, during a time-span of six weeks. Results obtained show that degradation of fenamiphos can be described by first-order kinetics in the various soil types examined. Both degradation rate constants and half-life times are markedly affected by the physical and chemical properties of the soil. Temperature and moisture content of the soil also have a marked effect on the degradation kinetics of fenamiphos in soil. Finally, soil sterilization appears to reduce considerably the degradation rate of the nematicide.

Il fenamiphos [etil 4-(metiltio)-m-tolil isopropilfosforamidato] è un nematocida non fumigante, sistemico, utilizzato per la protezione di colture sia erbacee che arboree in terreni con differenti caratteristiche fisico-chimiche e in varie condizioni climatiche. Tale composto e, in misura maggiore, i suoi derivati tioossidati sono infatti potenti inibitori dell'acetilcolinesterasi, da cui deriva il loro effetto nei confronti dei nematodi, sia ecto che endoparassiti (Waggoner, 1972; Waggoner e Khasawinah, 1974). Tuttavia, il prodotto non degradato e le sue forme tioossidate di degradazione presentano un comportamento differenziato nei diversi tipi di terreno per quanto concerne sia la mobilità che i fenomeni di adsorbimento-desorbimento, tale da influenzarne differenzialmente sia la disponibilità per un efficace controllo nematocida che il potenziale inquinamento ambientale. Le forme ossidate del fenamiphos presentano infatti una mobilità nel suolo molto più elevata rispetto al prodotto non degradato, risultando le prime, rispetto al secondo, più suscettibili alla dispersione verticale nel terreno e a maggiore potenziale contaminante per le acque del sottosuolo (Loffredo *et al.*, 1991). È stato dimostrato inoltre che le proprietà fisiche, chimiche e composizionali del terreno influenzano in maniera molto marcata l'entità dei fenomeni di adsorbimento-desorbimento sia del principio

attivo non degradato che dei suoi prodotti di degradazione ossidativa (Bilkert e Rao, 1985; Basile *et al.*, 1988).

Numerosi studi condotti sui fenomeni di degradazione di nematocidi, quali l'oxamyl (Bromilow *et al.*, 1980; Ou e Rao, 1986) e l'aldicarb (Smelt *et al.*, 1987a, b, c; Bromilow *et al.*, 1980; Ou *et al.*, 1985; Ou *et al.*, 1988) nel terreno, hanno dimostrato che la velocità di degradazione dipende in modo considerevole sia dalle caratteristiche fisiche e chimiche del nematocida, che dalle proprietà fisiche, chimiche e biologiche del terreno (umidità, temperatura, pH, aerazione, densità, tipo di microorganismi, etc.), nonché dalle condizioni climatiche.

Per quanto riguarda invece il metabolismo del fenamiphos nel terreno, le informazioni e i dati riportati nella letteratura sono molto limitati. Studi preliminari condotti da Waggoner e Khasawinah (1974) indicherebbero una rapida degradazione del fenamiphos che si trasformerebbe completamente, in circa tre settimane, attraverso l'ossidazione del gruppo tioetere, in solfossido, il quale invece subirebbe una simultanea, ma molto più lenta, conversione a solfone. Contemporaneamente ai processi di ossidazione avrebbero luogo reazioni di idrolisi a carico sia del fenamiphos che dei suoi derivati ossidati, con velocità di idrolisi per entrambi i metaboliti più elevate rispetto al prodotto non degradato

(Waggoner e Khasawinah, 1974). Più recentemente, Ou e Rao (1986) in uno studio sulla scomparsa del residuo tossico totale di fenamiphos + solfossido + solfone in una sabbia a differente potenziale idrico, hanno valutato le costanti di velocità e i tempi di dimezzamento del processo globale di degradazione nelle varie condizioni, stimando per il solo nematocida non degradato un tempo di dimezzamento inferiore ai tre giorni.

Data la estrema limitatezza delle informazioni generali disponibili sulla degradazione del fenamiphos e dei suoi metaboliti nel terreno e l'interesse di conoscere la cinetica di degradazione del solo fenamiphos, indipendentemente da quelle dei suoi metaboliti, nei vari tipi di terreno, è stato impostato questo lavoro. L'obiettivo è stato pertanto quello di studiare, attraverso prove di laboratorio, la scomparsa del fenamiphos in terreni con differenti caratteristiche fisico-chimiche ed in varie condizioni sperimentali, misurandone le costanti di velocità delle reazioni di degradazione, nonché di valutare le quantità dei prodotti di ossidazione originatisi dalla degradazione del fenamiphos nel periodo considerato.

Materiali e metodi

Sono stati considerati cinque diversi tipi di terreno, la cui origine ed alcune caratteristiche fisiche e chimiche sono presentate nella tabella I. I campioni di terreno sono stati prelevati da campi coltivati e mai trattati con il fenamiphos ad una profondità compresa tra 5 e 20 cm, essiccati all'aria, setacciati con setaccio a maglie di 2 mm e quindi conservati a temperatura ambiente, in buste di plastica chiuse, fino all'inizio della sperimentazione.

In una prima serie di prove, aliquote di 50 g di ciascun terreno essiccato all'aria sono state poste in bottiglie di plastica da 250 ml e trattate con 200 µg di fenamiphos in soluzione acquosa concentrata. Quindi il tenore di umidità è stato portato al 20% con l'aggiunta di acqua distillata. Le bottiglie sono state agitate vigorosamente in modo da consentire una omogenea distribuzione del prodotto, chiuse con un tappo di cotone idrofilo e conservate al buio a temperatura di $20 \pm 2^\circ \text{C}$.

In una seconda serie di esperimenti, impostati al fine di studiare l'influenza dell'umidità sulla velocità di degradazione del fenamiphos, sono state preparate tre serie di campioni di terreno sabbioso-franco trattati a tre livelli di umidità: 1% (corrispondente al terreno essiccato all'aria), 12% (circa metà della capacità idrica di campo del terreno) e 48% (circa il doppio della capacità idrica di campo, ossia terreno saturo di acqua). I campioni sono stati poi trattati con 200 µg di fenamiphos, agitati e conservati come descritto per l'esperimento precedente.

In una terza serie di prove è stata studiata l'influenza della temperatura sulla velocità di conversione del nematocida nel terreno franco e nel terreno sabbioso-franco. Per ciascun tipo di terreno, tre serie di campioni, ognuno addizionato di 200 µg di fenamiphos, al 20% di umidità e trattato come descritto sopra, sono stati conservati in cella termostata, al buio, a 5, 15 e 25°C ($\pm 1^\circ \text{C}$), rispettivamente.

Infine, in una quarta serie di esperimenti, è stato studiato l'effetto di un trattamento sterilizzante sulla degradazione del fenamiphos nel terreno franco. Campioni di 50 g di terreno con umidità del 6% circa sono stati posti in beute da 250 ml e sterilizzati con vapore in autoclave per 1 ora alla temperatura di 121°C . Successivamente i campioni sono stati trattati con 200 µg di fenamiphos in forma di soluzione acetonica concentrata (0,2 ml di soluzione), e la loro umidità è stata corretta al 20% con acqua distillata sterile. Le beute quindi sono state poste in camera d'incubazione alla temperatura di $20 \pm 1^\circ \text{C}$.

In tutti gli esperimenti, quattro campioni di terreno per ciascuna tesi sono stati analizzati subito dopo la loro preparazione e trattamento con fenamiphos per valutare l'eventuale presenza dei metaboliti all'inizio della prova (tempo zero), mentre gli altri campioni di terreno sono stati rimossi ed analizzati ad intervalli di sette giorni per un periodo complessivo di 42 giorni.

I campioni di terreno umido sono stati estratti due volte con acetone (100 + 50 ml) sotto agitazione mecca-

TABELLA I - Alcune caratteristiche fisiche e chimiche dei terreni studiati.

Tipo e origine	Sabbia (50-2000 µm) (%)	Limo (2-50µm) (%)	Argilla (< 2µm) (%)	Sostanza organica (%)	pH (H ₂ O)
Sabbioso Margherita di Savoia (FG)	94	2	4	0,5	7,1
Sabbioso-franco Castellaneta (TA)	87	0,1	12,9	1,2	7,4
Franco Alberobello (BA)	31	47	22	4,5	6,9
Franco-argilloso Rutigliano (BA)	44	23	33	2,8	7,6
Argilloso Policoro (MT)	28	22	50	3,3	7,5

nica per un'ora. Dopo ciascuna estrazione sono stati centrifugati a 5000 g per 10 minuti e quindi i surnatanti sono stati filtrati su carta. I campioni di terreno sabbioso non sono stati centrifugati ma lasciati sedimentare per dieci minuti circa prima della filtrazione. Quindi ciascun estratto acetone è stato trattato in imbuto separatore con 100 ml di acqua distillata ed estratto due volte con cloroformio (150 + 100 ml). Gli estratti sono stati anidrificati con sodio solfato anidro e filtrati su carta da filtro idrofoba, quindi portati a secchezza alla temperatura di 40°C con evaporatore rotante. Infine, i residui sono stati ripresi con acetone per l'analisi gas-cromatografica.

I recuperi di fenamiphos da campioni di terreno umido (50 g di terreno essiccato all'aria portato ad un livello di umidità del 20%) trattati con 200 µg di fenamiphos sono risultati essere del 97,1% (deviazione standard, $s = 4,1$) per il terreno sabbioso, del 90,8% ($s = 3,0$) per il sabbioso-franco, del 89,5% ($s = 4,2$) per il terreno franco, del 87,8% ($s = 4,1$) per il terreno franco-argilloso e del 80,8% ($s = 2,3$) per quello argilloso. Per ciascun tipo di terreno i valori sono stati corretti per i rispettivi recuperi.

Le concentrazioni del fenamiphos e dei suoi metaboliti sono state misurate con un gas-cromatografo Perkin-Elmer con rivelatore azoto/fosforo (NPD) ed un integratore Hewlett-Packard 3385A per la registrazione dei cromatogrammi e la misura delle aree dei picchi. È stata utilizzata una colonna in acciaio inox lunga 122 cm, con diametro interno di 2 mm, con fase stazionaria QF-1 al 6% adsorbita su 'Chromosorb W-HP' 80-100 mesh. Le temperature dell'iniettore, della colonna e del detector sono state fissate, rispettivamente, a 260, 250 e 340°C. Il flusso dell'azoto (gas di trasporto) è stato fissato a 30 ml/min, quello dell'idrogeno a 2,5 ml/min e dell'aria a 100 ml/min.

Le concentrazioni del fenamiphos e dei suoi metaboliti sono state misurate con riferimento a soluzioni standard preparate con il principio attivo fenamiphos (97,9%) e fenamiphos solfossido (95,7%) forniti dalla Bayer (Leverkusen, Germania).

La tecnica di analisi gas-cromatografica utilizzata in questo studio per misurare la concentrazione del fenamiphos e dei suoi derivati non rende possibile un'adeguata separazione del fenamiphos solfossido dal fenamiphos solfone, poiché essi presentano tempi di ritenzione molto vicini. Infatti, nelle condizioni di analisi gas-cromatografica usate e precedentemente descritte, i tempi di ritenzione per il solfossido e per il solfone sono risultati, rispettivamente, 7,53 e 7,82 minuti. Pertanto, nel presente lavoro i due metaboliti ossidati vengono considerati nel loro complesso.

Secondo la convenzione d'uso negli studi cinetici di degradazione di nematocidi (Smelt *et al.*, 1978c), si è ipotizzato in via preliminare che la scomparsa del fenamiphos nel terreno possa essere descritta da una equazione cinetica di primo ordine $dC/dt = -kC$, dove C è la concentrazione del prodotto, t è il tempo in giorni e k rappresenta la costante di velocità espressa in giorno^{-1} . Le concentrazioni del fenamiphos, pertanto, sono state riportate in scala logarit-

mica in funzione del tempo di incubazione, ottenendosi delle relazioni lineari per tutti i terreni studiati. I valori ottenuti per i coefficienti di determinazione (r^2) delle regressioni lineari ci hanno permesso di applicare con accettabile approssimazione l'equazione cinetica di primo ordine per lo studio di conversione del fenamiphos nel terreno. Le costanti di velocità sono state quindi calcolate dalle rette di regressione e i tempi di dimezzamento dall'espressione $t_{1/2} = \ln 2/k$. Essendo la scomparsa del fenamiphos nel terreno dovuta sia al processo ossidativo di conversione nei suoi metaboliti, sia alla reazione di idrolisi (Ou e Rao, 1986), i valori di k calcolati sono riconducibili alla somma delle costanti di velocità della reazione di ossidazione e di quella di idrolisi.

Risultati

La figura 1 mostra l'andamento delle percentuali, misurate rispetto alla dose inizialmente applicata, del fenamiphos (A) e dei suoi derivati ossidati (B), in funzione del tempo di incubazione, nei diversi tipi di terreno considerati. I valori presentati in questa e nelle successive figure sono ciascuno la media di quattro ripetizioni. Nella tabella II, insieme ai coefficienti di determinazione delle regressioni lineari (r^2), sono riportati le costanti di velocità (k) e i tempi di dimezzamento ($t_{1/2}$) per la scomparsa del fenamiphos nei diversi terreni. I valori dei tempi di dimezzamento del prodotto risultano compresi nei limiti di 7,6 giorni per il terreno franco e 14,9 giorni per il terreno argilloso. Per tutti i tipi di terreno, la percentuale dei metaboliti (solfossido + solfone) aumenta raggiungendo un valore massimo compreso tra il 75 ed il 64%, alla scadenza della terza settimana. Successivamente la percentuale di conversione diminuisce con un andamento diverso nei vari terreni (figura 1B). Ciò è in accordo con i risultati ottenuti da Waggoner e Khasawinah (1974) i quali osservarono il picco della concentrazione del solfossido (il principale metabolita) dopo 21 giorni dal trattamento.

Le percentuali di fenamiphos e dei suoi derivati ossidati recuperate ai diversi tempi di prelievo dal terreno sabbioso-franco a diversi tenori di umidità, e le costanti cinetiche misurate dalle equazioni di conversione sono ri-

TABELLA II - Costanti di velocità (k) e tempi di dimezzamento ($t_{1/2}$) per la scomparsa del fenamiphos in differenti tipi di terreno.

Tipo di terreno	r^2 *	k (giorno ⁻¹)	$t_{1/2}$ (giorni)
Sabbioso	0,981	0,083	8,3
Sabbioso-franco	0,951	0,058	12,0
Franco	0,979	0,091	7,6
Franco-argilloso	0,999	0,060	11,5
Argilloso	0,937	0,046	14,9

* Coefficiente di determinazione della regressione lineare.

portate, rispettivamente, nella figura 2 (A e B) e nella tabella III. Nel terreno a livello di umidità del 12% la velocità di scomparsa del fenamiphos risulta molto più alta (circa nove volte) di quella corrispondente al terreno essiccato all'aria ovvero al terreno alla capacità idrica massima (tabella III). Inoltre, a livelli di umidità dell'1% e del 48% si ottengono valori più bassi del coefficiente di determinazione della regressione lineare, il che suggerisce che, nell'arco di tempo considerato, la cinetica della reazione si discosta da quella tipica del primo ordine.

TABELLA III - Costanti di velocità (k) e tempi di dimezzamento ($t_{1/2}$) per la scomparsa del fenamiphos nel terreno sabbioso-franco a differenti livelli di umidità.

Umidità (%)	r^2 *	k (giorno ⁻¹)	$t_{1/2}$ (giorni)
1	0,853	0,0060	115
12	0,928	0,055	12,6
48	0,849	0,0061	114

* Coefficiente di determinazione della regressione lineare.

Nella figura 3 (A e B) e nella tabella IV sono riportati i risultati ottenuti dallo studio dell'effetto della temperatura sulla velocità di conversione del fenamiphos nel terreno

TABELLA IV - Costanti di velocità (k) e tempi di dimezzamento ($t_{1/2}$) per la scomparsa del fenamiphos in terreni incubati a differenti temperature.

Temperatura (°C)	r^2 *	k (giorno ⁻¹)	$t_{1/2}$ (giorni)
<i>Terreno sabbioso-franco</i>			
5	0,971	0,0074	93
15	0,998	0,026	26,6
25	0,969	0,062	11,2
<i>Terreno franco</i>			
5	0,903	0,012	57,8
15	0,971	0,044	15,7
25	0,984	0,096	7,2

* Coefficiente di determinazione della regressione lineare.

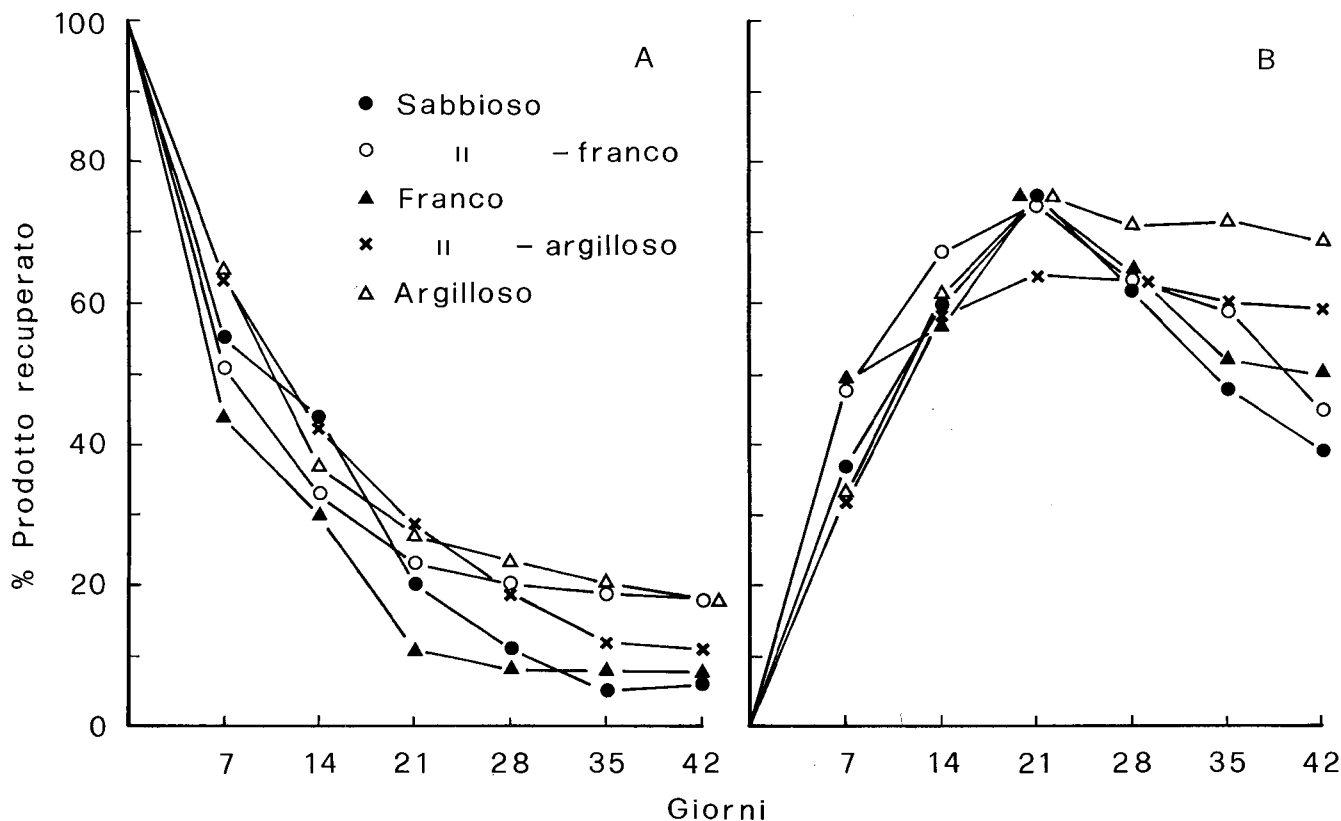


Fig. 1 - Percentuali di fenamiphos (A) e dei suoi derivati ossidati (solfossido + solfone) (B) recuperate nei diversi tipi di terreno studiati in funzione del periodo di incubazione.

sabbioso-franco e nel terreno franco. La velocità di scomparsa del fenamiphos risulta molto diversa alle tre temperature esaminate e comunque sempre maggiore nel terreno franco che non nel sabbioso-franco. Alla temperatura di 5°C sono stati misurati tempi di dimezzamento molto elevati, che si riducono per entrambi i terreni al 28%, alla temperatura di 15°C, e al 42% per il terreno sabbioso-franco e 46% per il terreno franco, passando da 15 a 25°C. Per quanto riguarda la comparsa dei metaboliti, in entrambi i terreni incubati a 5°C la quantità di derivati prodotti risulta ancora crescente al tempo finale della prova (42 giorni), mentre alla temperatura di 15°C i metaboliti formati ammontano, al 42° giorno, al 50% della dose di fenamiphos inizialmente somministrata. Alla temperatura di 25°C, infine, il massimo della curva dei metaboliti compare, per entrambi i terreni, dopo 21 giorni dal trattamento.

Nella figura 4 (A e B) e nella tabella V sono riportati, infine, i risultati degli esperimenti condotti comparativamente sul terreno franco sterilizzato con vapore prima dell'incubazione ovvero non sterilizzato. Nel terreno sterilizzato, le percentuali dei metaboliti formati risultano

crescenti per l'intera durata della prova e sempre inferiori a quelle recuperate nella prova condotta sul terreno non sterilizzato (figura 4B). Il valore della costante di velocità di conversione del fenamiphos nel terreno sterilizzato risulta poi oltre tre volte minore di quella calcolata per il terreno non sterilizzato (tabella V).

TABELLA V - Costanti di velocità (k) e tempi di dimezzamento ($t_{1/2}$) per la scomparsa del fenamiphos nel terreno franco incubato dopo il trattamento sterilizzante, ovvero senza sterilizzazione.

Terreno	r^2 *	k (giorno ⁻¹)	$t_{1/2}$ (giorni)
Sterilizzato	0,981	0,030	23,1
Non sterilizzato	0,969	0,097	7,1

* Coefficiente di determinazione della regressione lineare.

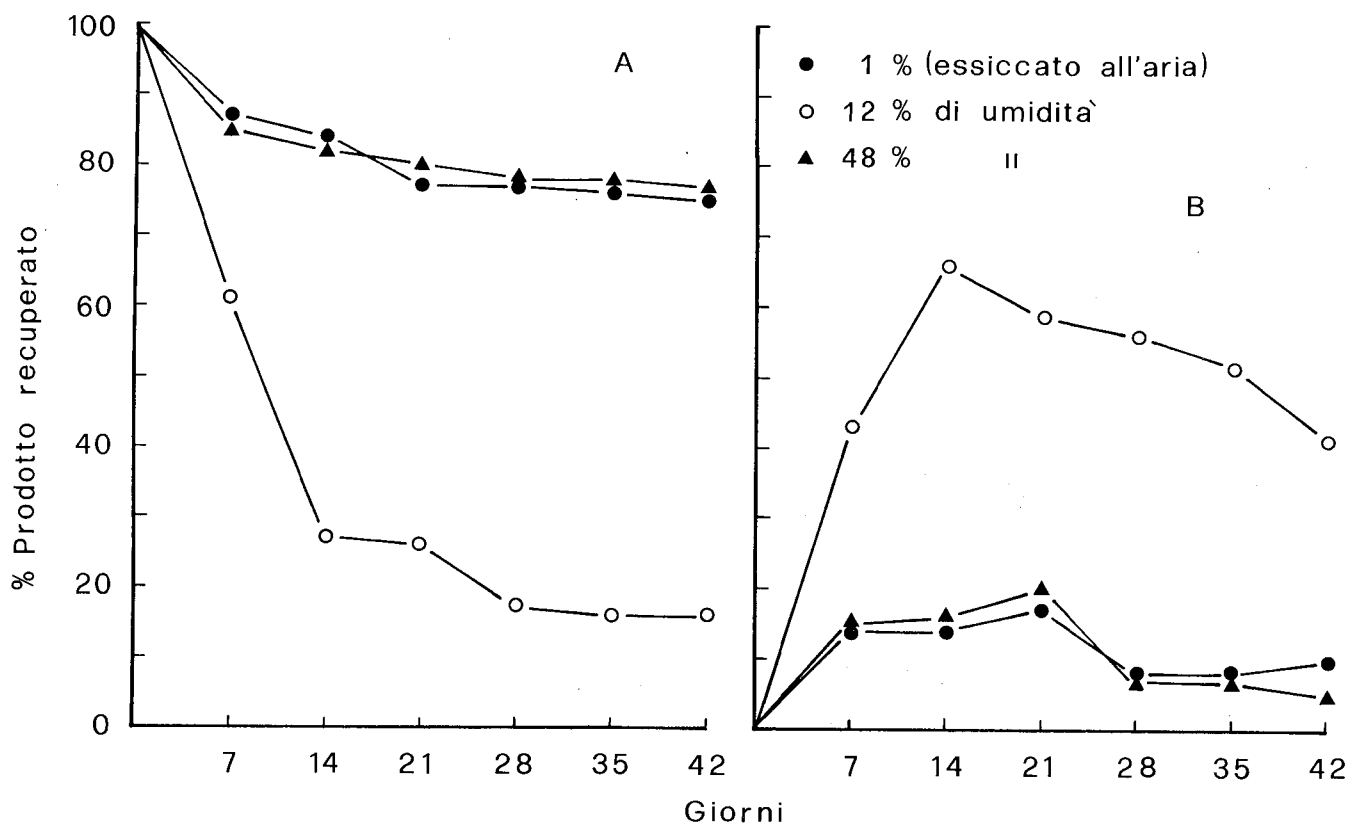


Fig. 2 - Percentuali di fenamiphos (A) e dei suoi derivati ossidati (solfossido + solfone) (B) recuperate nel terreno sabbioso-franco in funzione del periodo di incubazione, a diversi tenori di umidità.

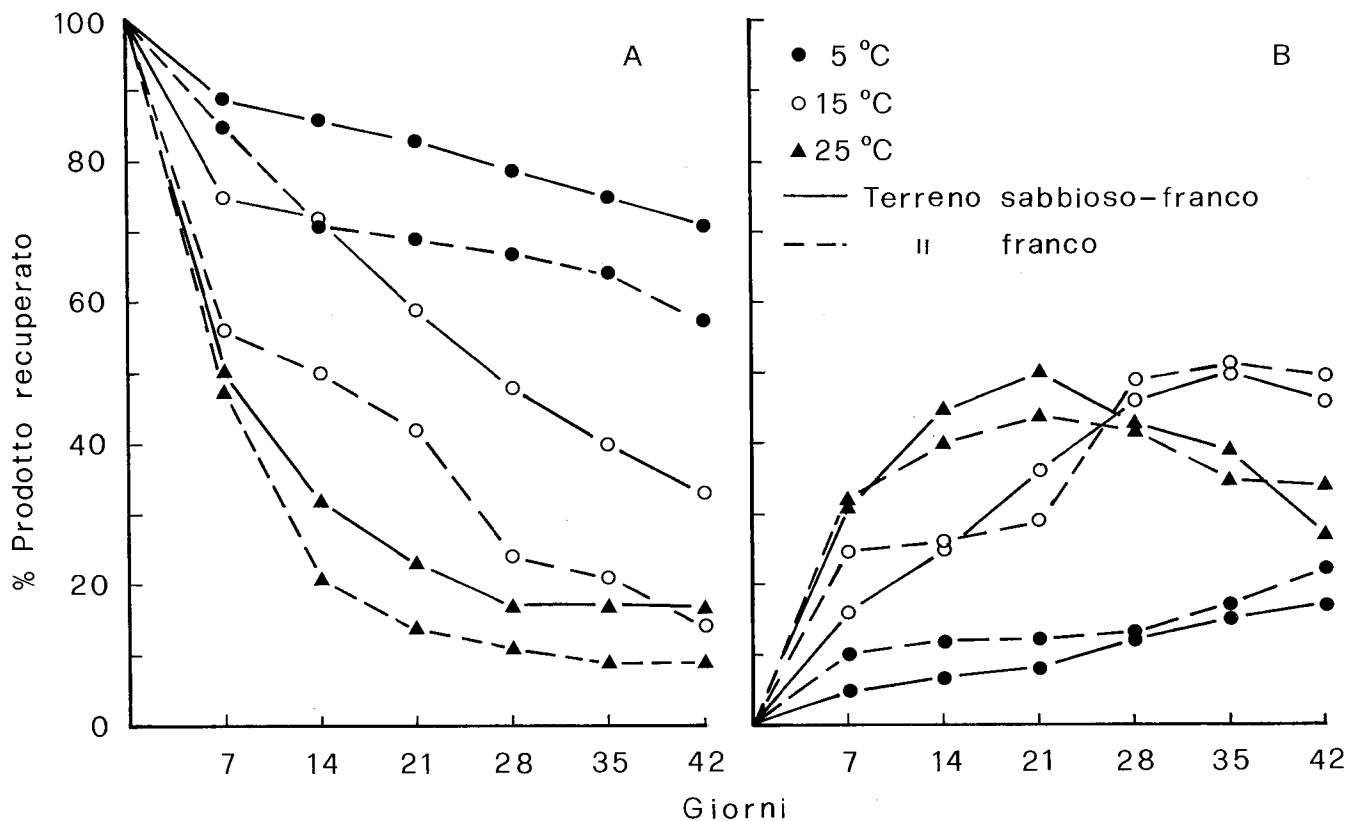


Fig. 3 - Percentuali di fenamifos (A) e dei suoi derivati ossidati (solfossido + solfone) (B) recuperate nei terreni sabbioso-franco e franco in funzione del periodo di incubazione, a diverse temperature.

Discussione e conclusioni

I valori delle costanti di velocità di conversione del fenamifos determinati per i diversi tipi di terreno e presentati precedentemente mostrano che le proprietà chimico-fisiche del terreno ne influenzano significativamente la degradazione. Il più alto valore della costante di velocità di conversione si misura per il terreno franco e il più basso per quello argilloso. Poiché non sono disponibili in letteratura altri dati sulla velocità di conversione del fenamifos nel terreno, non è possibile effettuare alcun confronto. In accordo con quanto osservato da alcuni autori in studi concernenti la degradazione nel terreno di altri tipi di nematocidi (aldicarb e oxamyl) (Smelt *et al.*, 1978a,b,c; Bromilow *et al.*, 1980), anche i dati ottenuti in questo studio per la velocità di degradazione del fenamifos risultano non direttamente correlabili con alcuna singola proprietà del terreno. Ciò non sorprende se si considera che, non solo le proprietà di un terreno che influenzano la velocità di scomparsa di un prodotto chimico in esso sono molteplici, ma anche che tali proprietà spesso interagiscono tra loro determinando effetti sinergici e/o antagonisti di non immediata interpretazione.

Ad esempio, un elevato contenuto in sostanza organica può provocare, da un lato, un aumento dell'adsorbimento del prodotto chimico, sottraendolo ai processi di degradazione che hanno luogo nella soluzione del terreno, dall'altro, una maggiore celerità della reazione di degradazione provocata dall'elevata biomassa microbica ad essa associata. A questo proposito, analogamente a quanto osservato da Bromilow *et al.* (1980) sull'effetto del contenuto in sostanza organica sulla degradazione dell'oxamyl nel terreno, anche nel caso del fenamifos i dati delle cinetiche di conversione da noi ottenuti appaiono non direttamente correlabili con i contenuti di sostanza organica dei terreni esaminati.

Il marcato rallentamento che la cinetica di degradazione del fenamifos subisce allorché il livello di umidità del terreno si abbassa fino a condizioni estreme (terreno secco all'aria, umidità 1%) conferma quanto già riscontrato per la degradazione dell'aldicarb in un terreno sabbioso-franco a tenori di umidità del 5% (Bromilow *et al.*, 1980). D'altro canto, l'elevato valore della costante della velocità di degradazione del fenamifos, e il relativo basso valore del tempo di dimezzamento, osservati a tenori di umidità del terreno intermedi (12%) bene si accordano

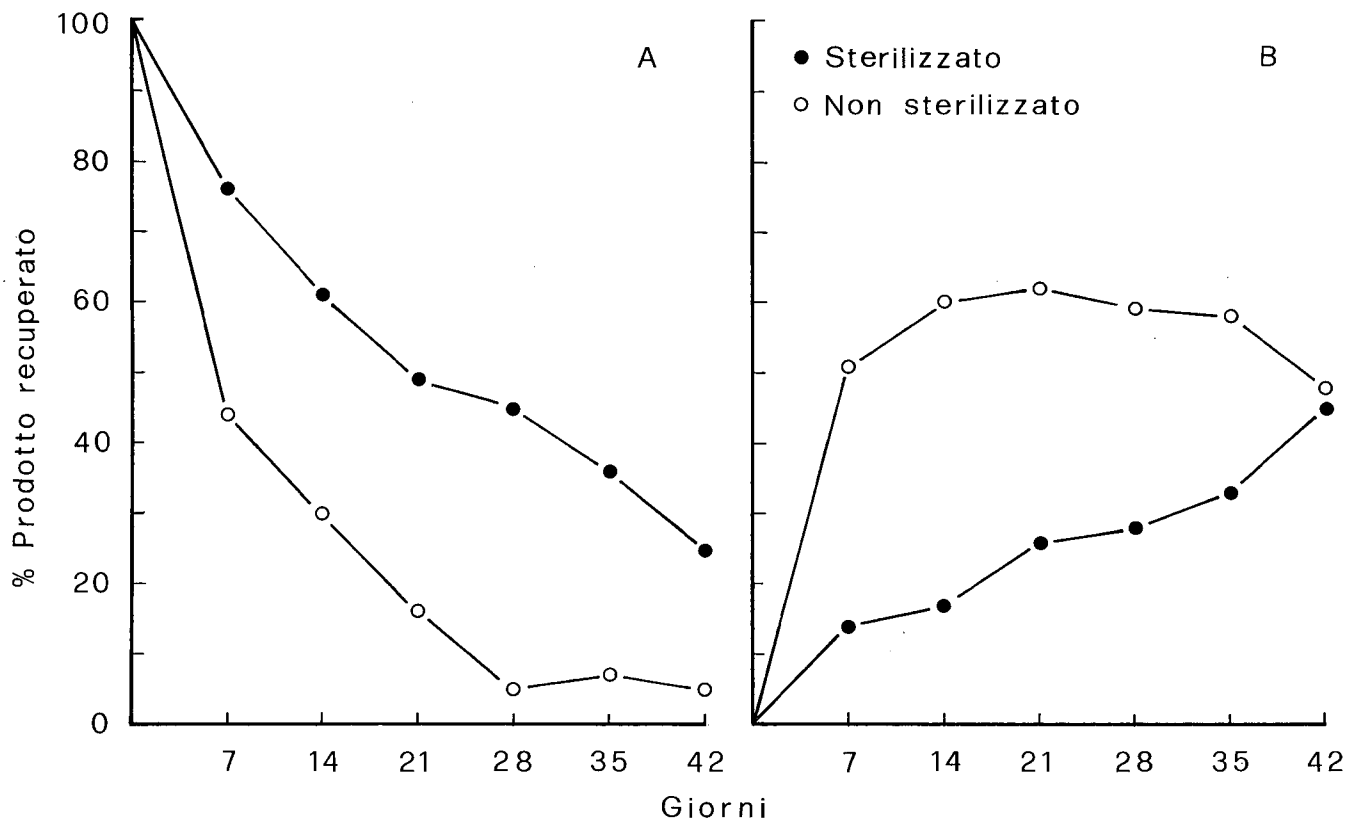


Fig. 4 - Percentuali di fenamiphos (A) e dei suoi derivati ossidati (solfossido + solfone) (B) recuperate nel terreno franco sterilizzato (121°C, 1 ora) e non sterilizzato, in funzione del periodo di incubazione.

con il basso valore del tempo di dimezzamento misurato da Ou e Rao (1986) per la degradazione del residuo totale di fenamiphos, a livelli di umidità corrispondenti alla capacità di campo.

Oltre al tenore di umidità, anche il valore della temperatura del sistema appare esercitare una notevole influenza sulla cinetica di degradazione del fenamiphos in entrambi i tipi di terreno considerati. Analogamente a quanto osservato sulla velocità di scomparsa dell'aldicarb solfossido tra 6°C e 25°C (Smelt *et al.*, 1978b) e dell'oxamyl e dell'aldicarb tra 5°C e 15°C (Bromilow *et al.*, 1980), anche nel caso della degradazione del fenamiphos tra 5 e 25°C nei terreni studiati, l'andamento dei valori di $\ln K$ in funzione dell'inverso della temperatura non risulta lineare, essendo così disattesa la nota equazione cinetica di Arrhenius.

Il notevole calo del valore della costante di velocità e il corrispondente marcato incremento del tempo di dimezzamento misurati per la degradazione del fenamiphos nel terreno franco sterilizzato, rispetto a quello non sterilizzato, conferma l'importante ruolo svolto dai fattori microbiologici almeno per quanto riguarda i processi ossidativi coinvolti nella degradazione del nematocida in esame. I risultati ottenuti in un analogo e più dettagliato studio

condotto da Zhong *et al.* (1986) sulla cinetica di degradazione dell'aldicarb in terreno sabbioso sterilizzato e non, portavano infatti gli autori a concludere che, mentre la fase ossidativa della degradazione poteva imputarsi sia a fattori biologici che chimici, la fase idrolitica era da riportarsi a processi controllati sostanzialmente da fattori chimici.

In conclusione, il presente studio mette in evidenza l'esistenza di sensibili differenze nelle cinetiche di degradazione del fenamiphos in terreni dalle diverse caratteristiche fisiche e chimiche. Inoltre, anche i fattori ambientali quali umidità e temperatura, nonché la carica microbica del terreno, paiono esercitare una notevole influenza sulla cinetica del fenomeno studiato. Ulteriori studi sono in corso al fine di definire l'effetto specifico delle singole proprietà del terreno sulla cinetica di degradazione del fenamiphos.

Gli autori ringraziano il Sig. V. Radicci per l'assistenza nella preparazione delle figure.

Lavori citati

BASILE M., LOFFREDO E., LAMBERTI F. e SENESI N., 1988 - Adsorbimento e deadsorbimento del fenamiphos in differenti tipi di terreno. *La Difesa delle Piante*, 11 (3-4): 3-12.

- BILKERT J.N. e RAO P.S.C., 1985 - Sorption and leaching of three nonfumigant nematicides in soils. *J. Environ. Sci. Health, B20*: 1-26.
- BROMILOW R.H., BAKER R.J., FREEMAN M.A.H. e GOROG K., 1980 - The Degradation of Aldicarb and Oxamyl in soil. *Pestic. Sci.*, 11: 371-378.
- LOFFREDO E., SENESI N., MELILLO V.A. e LAMBERTI F., 1991 - Leaching of fenamiphos, fenamiphos sulfoxide and fenamiphos sulfone in soil columns. *J. Environ. Sci. Health, B26 (1)*: in corso di stampa.
- OU L.-T., EDVARDSSON K.S.V. e RAO P.S.C., 1985 - Aerobic and anaerobic degradation of Aldicarb in soils. *J. Agric. Food. Chem.*, 33: 72-78.
- OU L.-T. e RAO P.S.C., 1986 - Degradation and metabolism of oxamyl and phenamiphos in soils. *J. Environ. Sci. Health, B21*: 25-40.
- OU L.-T., RAO P.S.C., EDVARDSSON K.S.V., JESSUP R.E., HORNSBY A.G. e JONES R.L., 1988 - Aldicarb degradation in sandy soils from different depths. *Pestic. Sci.*, 23: 1-12.
- SMELT J.H., LEISTRA M., HOUX N.W.H. e DEKKER A., 1978a - Conversion rates of aldicarb and its oxidation products in soils. I. Aldicarb sulfone. *Pestic. Sci.*, 9: 279-285.
- SMELT J.H., LEISTRA M., HOUX N.W.H. e DEKKER A., 1978b - Conversion rates of aldicarb and its oxidation products in soils. II. Aldicarb sulfoxide. *Pestic. Sci.*, 9: 286-292.
- SMELT J.H., LEISTRA M., HOUX N.W.H. e DEKKER A., 1978c - Conversion rates of aldicarb and its oxidation products in soils. III. Aldicarb. *Pestic. Sci.*, 9: 293-300.
- WAGGONER T.B., 1972 - Metabolism of Namacur ethyl 4-(methylthio)-m-tolyl isopropylphosphoramidate and identification of two metabolites in plants. *J. Agric. Food Chem.*, 20: 157-160.
- WAGGONER T.B. e KIIASAWINAI A.M., 1974 - New aspects of organophosphorus pesticides. VII. Metabolism, biochemical and biological aspects of Namacur and related phosphoramidates compounds. *Residue Reviews*, 53: 79-97.
- ZHONG W.Z., LEMLEY A.T. WAGENET R.J., 1986 - Quantifying pesticide adsorption and degradation during transport through soil to ground water. In: Evaluation of Pesticides in Ground Water (Garner W.Y., Honeycutt R.C., Nigg H.N. eds) ACS symposium series N° 315, Am. Chem. Soc. Washington, DC, pp. 61-77.