

DESCOMPOSICION DE RESIDUOS VEGETALES EN UN SUELO CULTIVADO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Cecilia P. Sanchez

Dpto. de Ciencias Biológicas. Fac. de Ciencias Exactas y Naturales. UBA.
Ciudad Universitaria Nuñez. 1428 Buenos Aires

RESUMEN

Se estudió la pérdida de peso de los residuos vegetales, en un Argiudol típico, comparándose dos situaciones de labranza:

- a. labranza convencional
- b. sin labranza.

Además, se analizó la longitud del micelio fúngico, la actividad microbiológica y la flora fúngica que ataca al sustrato. En el tratamiento labranza convencional, la pérdida de peso del material vegetal, la longitud del micelio y la actividad microbiológica (excepto en el 2º muestreo) fueron mayores, mientras que, los estudios cualitativos de variación estacional señalaron menor diversidad florística.

Palabras claves: Descomposición de residuos vegetales, labranza convencional vs sin labranza, microflora fúngica.

DECOMPOSITION OF CROP RESIDUES IN A CULTIVATED SOIL OF PROVINCE OF BUENOS AIRES

ABSTRACT

It was studied the loss of weight in the crop residues in a typic Argiudoll comparing two tillage treatments:

- a. conventional tillage
- b. no tillage.

Besides, the lenght of fungal mycelium, microbiological activity and fungal flora that attacks the substrate were analyzed.

Results showed that the loss of weight in the crop residues, lenght of mycelium and microbiological activity (excepting the 2nd sample) were higher, in the conventional tillage treatment than in no tillage conditions, while qualitative studies of seasonal variation point out a lower flora diversity in the former treatment.

Key words: Decomposition of crop residues, conventional tillage vs no tillage, fungal microflora.

INTRODUCCION

El proceso de descomposición de la materia orgánica varía con las características edáficas, climáticas y la comunidad biológica que degrada al sustrato. Los microorganismos son los descomponedores primarios que aprovechan más del 95% en alguna forma de energía (Richards, 1974).

Los residuos vegetales que sirven como sustrato, son convertidos en nueva biomasa, metabolitos y materia humificada.

Las prácticas de "manejo" regulan la velocidad de descomposición de los restos vegetales que retornan al suelo, modificando la velocidad de pérdida de la materia orgánica del suelo.

En sistemas de cultivo sin labranza los restos vegetales quedan en superficie, reflejan la luz solar, aíslan el suelo, reducen la temperatura y evitan la pérdida de agua (Gupta *et al.*, 1983; Schnurer *et al.*, 1985).

Varios autores (Moschler *et al.*, 1972; Lal, 1974; Gallaher, 1983) comparando sistemas de cultivo sin labrar y sistemas de labranza convencional, encontraron que en los primeros se reduce la velocidad de pérdida de la materia orgánica y aumenta el contenido de N en la capa de 0-5 cm de profundidad, en tanto que, como consecuencia del tratamiento con labranza convencional el residuo vegetal queda incorporado en el horizonte Ap ó capa arable y hay ruptura de los agregados y/o recolocación de detritos y sustancias (Juma y Mc Gill, 1986).

El propósito de este trabajo es analizar, bajo dos situaciones de labranza, la descomposición de los residuos vegetales producida por la comunidad microbiológica, en particular la fúngica, para estudiar así el reciclaje de la materia orgánica edáfica.

MATERIALES Y METODOS

Elección y caracterización del sitio de muestreo

El campo experimental utilizado para este estudio está ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Pergamino (Pergamino, Prov. de Buenos Aires).

El suelo es un Argiudol típico perteneciente a la serie Pergamino, con fase ligeramente erosionada (INTA, 1974); las características específicas del lugar de trabajo se indican en la **Tabla 1**.

Tabla 1: Características químicas del suelo para los tratamientos Lo y Lc.

	Prof. (cm)	pH	% MO	% N	NO ₃ ⁻ ppm	P ppm
Lo	0-5	5.8	3.0	0.18	8.2	23.8
	5-10	5.7	3.2	0.16	12.2	18.1
	10-15	5.8	2.7	0.15	6.0	16.0
	15-20	5.7	2.3	0.16	9.7	15.3
Lc	0-15	5.8	2.8	0.17	19.3	21.0
	5-10	5.7	3.0	0.16	12.6	16.5
	10-15	5.8	2.8	0.15	6.0	10.3
	15-20	5.8	2.6	0.13	7.7	8.3

(Métodos: pH en pasta, Mo por Walkey y Black, N total por Kjeldahl, NO₃⁻ por fenil disulfónico, P por Bray I).

El clima de la región es templado cálido, siendo la temperatura media anual de 16°C, con lluvias todo el año, más intensas en primavera y en otoño. Hay heladas durante el invierno y comienzo de la primavera (**Figura 1**).

Sobre el campo experimental se practica rotación de cultivo maíz-trigo-soja (10 años).

El campo fue dividido en 8 parcelas, en 4 de las cuales tomadas al azar se practicó labranza convencional (Lc: arado excéntrico, cincel, disco doble acción-vibrocultivador), incorporándose los residuos vegetales a 15 ± 2 cm de profundidad. En las 4 restantes se dejó el rastrojo en superficie (sin labrar, Lo).

Pérdida de peso de los residuos vegetales

En bolsitas de nylon, de malla 2 x 2 mm, se agregó el material a descomponer (hojas de maíz, 5-10 g). Las bolsas fueron colocadas a 15 ± 2 cm de profundidad en las parcelas bajo labranza convencional y a nivel superficial en las parcelas sin labrar.

Las plantas de maíz fueron retiradas del campo el 22 de abril de 1987; posteriormente fueron procesadas y colocadas el 18 de mayo de 1987, efectuándose 4 muestreos a los 42, 84, 175 y 280 días. De cada repetición de las dos situaciones de labranza se recogieron 2 bolsas de descomposición y 2 submuestras de suelo (tomadas adyacentes al lugar donde se encontraban las bolsas de descomposición).

El cálculo de pérdida de peso fue publicado previamente (Sanchez, 1987).

Determinación de la humedad de las muestras

Se tomaron 2 submuestras de hoja y 2 submuestras de suelo de cada repetición en cada muestreo, y se llevó a peso seco constante en estufa a 80°C.

Determinación de la actividad microbiológica

Muestras de 2 g de suelo (peso húmedo) tamizadas a través de malla de 2 mm y de 0.5 g de residuo vegetal (peso húmedo) fueron colocadas en erlenmeyers estériles con 10 ml (suelo) ó 20 ml (residuo vegetal) de buffer fosfato (60 mM, pH 7.6) (Schnürer & Ross-wall, 1982) adicionado con cloranfenicol (20 µg/ml, Chemical Co.) cicliheximida (20 µg/ml) y tetraciclina (2 µg/ml) (Federle *et al.*, 1986).

La reacción fue iniciada con el agregado de Fluorescina diacetato (FDA, 20 µg/ml), incubándose durante 30 minutos a 24 ± 1°C con agitación.

El ensayo fue terminado con el agregado de un volumen de acetona. Posteriormente, se centrifugó durante 10 minutos a 5000 rpm y se filtró a través de papel de filtro Whatman nº 3, leyéndose la absorbancia a 490 nm.

Cada muestra se realizó por duplicado.

Como blanco se utilizó suelo y residuo vegetal estéril (Schnürer & Ross wall, 1982).

Los valores se expresan en A₁₉₀ . gs material seco⁻¹.

Estimación de la comunidad fúngica

Análisis cuantitativa: Se utilizó el método descripto por Jones Mollison (1948), modificado por Visser y Parkinson (1975). Para cada parcela se tomaron dos submuestras de 1 g de suelo (peso húmedo) y dos de 0.5 g de residuo vegetal (peso húmedo).

Se fijaron y se prepararon 10 películas de agar para cada una, que se montaron en gelatina-glicerina (Godeas, 1987). Las películas se leyeron en Microscopio Optico Wild M-20 con contraste de fase.

La longitud del micelio se calculó usando el método de intersección de Olson (1950), promediándose para cada película de agar el valor de 20 lecturas.

Los valores se expresan en m micelio, g material seco⁻¹.

Análisis cualitativo: Para el aislamiento de la microflora fúngica se utilizó el aparato de lavado ideado por Willians *et al.* (1965), modificado por Hering (1966).

Se realizaron 25 lavados de 2 minutos cada uno, secándose posteriormente. Seguidamente, las muestras se lavaron superficialmente con etanol 50% durante 1 minuto, agua destilada-hipoclorito durante 1 minuto, enjuagándose finalmente con agua destilada. A continuación se sembraron 12 partículas en cajas de Petri con agar malta (Ainswoth, 1971) más antibiótico.

Luego del desarrollo de la colonia, los hongos fueron repicados a cajas de Petri con medios de cultivos para su posterior identificación. Estos medios fueron MEA, APS, AA y OA.

Los cálculos de frecuencia relativa se hicieron de acuerdo a Godeas (1983).

RESULTADOS Y DISCUSION

Pérdida de peso de los restos vegetales

La pérdida de peso de los residuos vegetales en función del tiempo, para las dos situaciones de labranza, se muestran en la **Figura 2**, mientras que, en la **Tabla 2**, se presentan los valores de pérdida de peso, velocidad de descomposición (k) y la pérdida de peso instantánea (k').

Tabla 2: Valores de pérdida de peso (%), velocidad de descomposición (k) y pérdida de peso instantánea (k') para los tratamientos Lo y Lc.

	Días	Pérdida de peso (%)	k	k'
Lo	42	0.18	0.016	0.001
	84	0.61	0.266	0.006
	175	8.39	0.182	0.083
	280	30.15	0.467	0.301
Lc	42	0.30	0.026	0.003
	84	1.25	0.054	0.012
	175	74.77	2.873	0.747
	280	79.60	2.072	0.796

La pérdida de peso de los residuos vegetales es similar para los dos tratamientos en los dos primeros muestreos, observándose un aumento de la descomposición a partir del 3º muestreo. El material vegetal incorporado al suelo es degradado más rápidamente

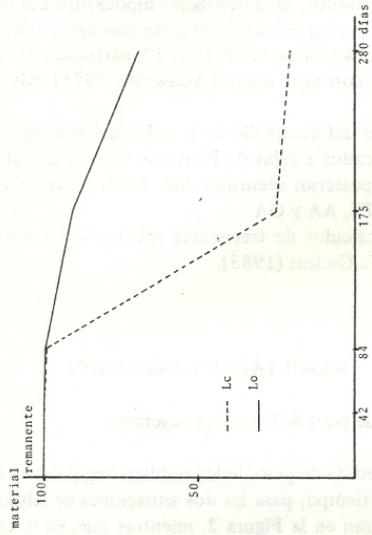


Figura 2: Pérdida de peso de los residuos vegetales en función del tiempo para los tratamientos Lo y Lc.

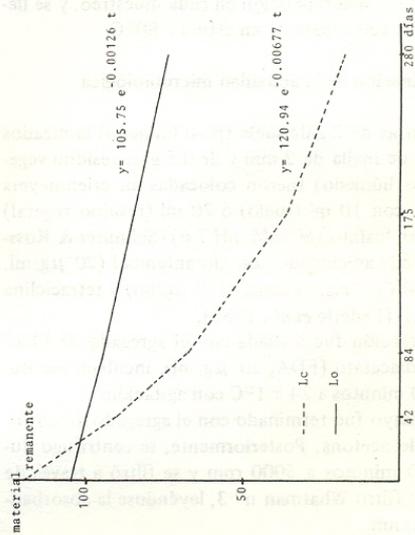


Figura 3: Curvas teóricas de pérdida de peso de los residuos vegetales en función del tiempo para los tratamientos Lo y Lc.

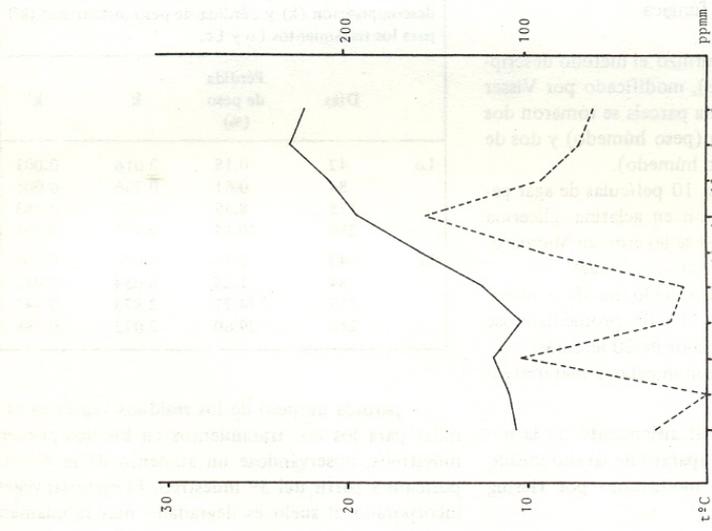


Figura 1: Datos de temperatura y precipitaciones medias mensuales, "Estación EEA INTA Pergamino" (desde mayo '87 hasta febrero '88).

que aquel que está en superficie. Esto es comparable con lo descrito por Sain Broadbent (1977).

Las curvas experimentales se aproximan en buena medida (Lo: $r: 0.918$, Lc: $r: 0.933$, $p < 0.05$) a una función exponencial negativa de pérdida de peso (Figura 3):

$$\text{Lo: } y: 105.7 e^{-0.00126 \cdot t}$$

$$\text{Lc: } y: 120.9 e^{-0.00677 \cdot t}$$

Los datos teóricos de material inicial obtenidos por la aplicación de ésta ecuación son mayores que los experimentales (Lo: 105.7; Lc: 120.9).

Esta diferencia señalaría el período necesario para la instalación y la colonización del sustrato por los microorganismos. Posteriormente, éstos serían más eficientes en la degradación y utilización de los restos vegetales, correlacionándose con la tasa de descomposición observada.

Al estar los residuos vegetales incorporados al suelo, éstos están en contacto con los descomponedores, favoreciendo la acción enzimática que promueve a la oxidación del C orgánico (Juma y Mc Gill, 1986). En algunos casos, pueden ser importantes las enzimas extracelulares para iniciar la descomposición (Burns y Martin, 1986); en tanto que los restos vegetales que quedan en superficie son físicamente inaccesibles para los organismos del suelo.

Varios factores afectan la medida y la actividad de la biomasa.

Visser y Parkinson (1974) sugirieron que para que la temperatura del suelo actúe como factor limitante, ésta tiene que ser menor de -3°C . Para Pergamino, los cambios técnicos no afectarían el desarrollo de la microflora.

Respecto a la humedad, los residuos vegetales en superficie presentan bajo contenido hídrico (Tabla 3), limitando el crecimiento de los microorganismos, mientras que el porcentaje de humedad de los resi-

duos incorporados al suelo promedió el 56%, posibilitando el desarrollo de la comunidad microbiológica ya que el agua no actuaría en forma limitante (Visser y Parkinson, 1974).

La cantidad de micelio presente sigue un modelo similar para los dos tratamientos (Figura 4), siendo mayor para el tratamiento Lc.

El descenso en los valores del largo de micelio total en el 3º muestreo podría relacionarse con la perturbación inducida por la siembra del trigo y la posterior pulverización con herbicida (2,4-D 650 ml/ha, Banvel 140 ml/ha, 200 l agua), que alteraría la capacidad y la actividad de la microflora (Figura 5) Johnen y Drew, 1977), inhibiendo el proceso de descomposición (Pugh y Willians, 1971).

La estimación total de bacterias, del lago hifal y del biovolumen, muestran que los hongos son los dominantes en la mayoría de los suelos (Domsch *et al.*, 1979). Según varios autores (Satchell, 1971; Anderson & Domsch, 1975) los hongos son los descomponedores mayores en el suelo, siendo los microorganismos más importantes en el metabolismo.

La actividad microbiológica para las dos situaciones de labranza es diferente. Para el tratamiento Lo la curva es similar a la obtenida para el largo hifal, mientras que para Lc no hay coincidencia en el trazado de las curvas (Figuras 4 y 5). Existiría un desfase entre el largo hifal y la actividad de la microflora, relacionándose con un estado primario que involucra la colonización por los microorganismos, no implicando que éstos sean muy activos en la degradación del sustrato, ya que la mayor parte de la biomasa es inactiva (Lynch & Panting, 1981; Söderström, 1979).

La cantidad de micelio total en el suelo es menor que sobre los residuos vegetales. No hay diferencias en las mediciones para los dos tratamientos, excepto en el 2º muestreo, en el cual el largo hifal es mayor para el tratamiento Lc. Además en éste punto, es ob-

Tabla 3: Valores de humedad (%), actividad microbiológica (A_{490} g peso seco $^{-1}$) y cantidad de micelio total (m micelio g peso seco $^{-1}$) para los tratamientos Lo y Lc.

		Inicio			1º muestreo			2º muestreo			3º muestreo		
		Humedad	Act. biol.	Micelio	Humedad	Act. biol.	Micelio	Humedad	Act. biol.	Micelio	Humedad	Act. biol.	Micelio
Suelo	Lo	19.1	0.095	10.47	17.5	0.225	17.67	23.9	0.175	43.70	22.8	0.044	45.22
	Lc	19.1	0.085	10.60	16.4	0.182	20.62	22.8	0.223	62.78	21.6	0.037	44.60
Res. Veg.	Lo	12.5	0.297	61.30	26.5	3.330	86.96	21.58	3.976	147.28	14.5	1.150	84.03
	Lc	12.5	0.297	61.30	54.0	7.139	208.11	58.8	1.854	288.04	55.8	3.567	178.50

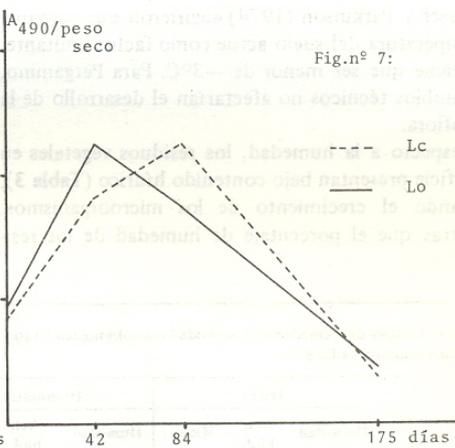
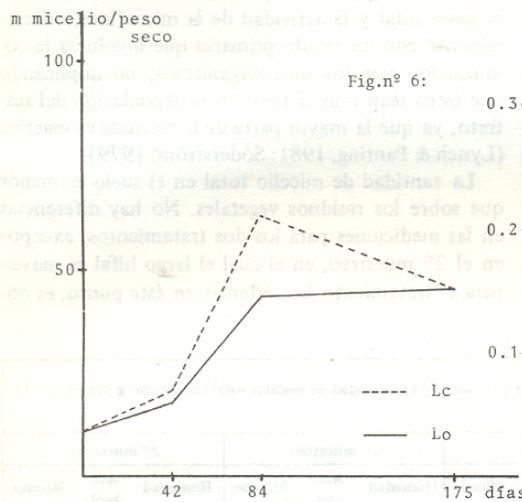
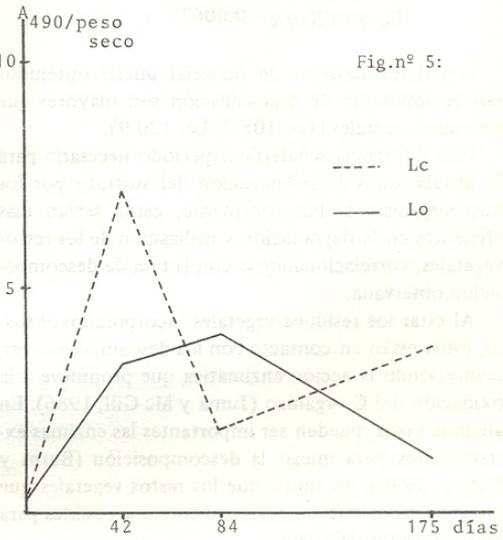
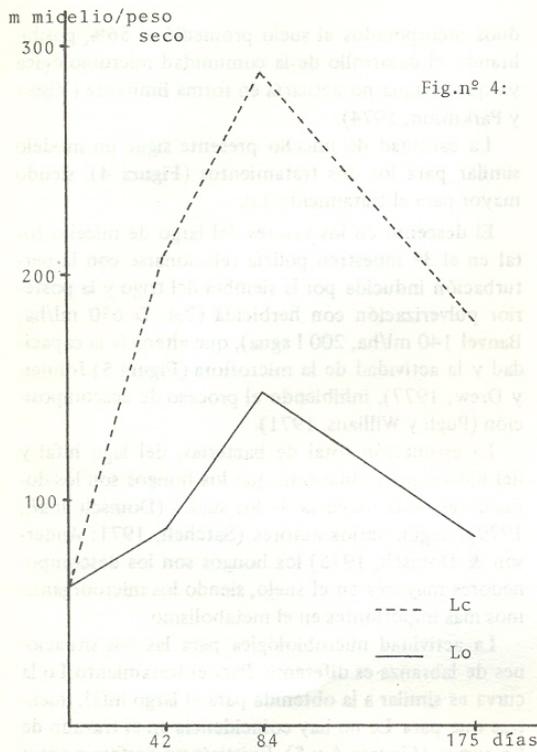


Figura 4: Cantidad de micelio fúngico sobre los residuos vegetales para los dos tratamientos Lo y Lc.

Figura 5: Actividad microbiológica sobre los residuos vegetales para los tratamientos Lo y Lc.

Figura 6: Cantidad de micelio fúngico presente en suelo para los tratamientos Lo y Lc.

Figura 7: Actividad microbiológica en el suelo para los tratamientos Lo y Lc.

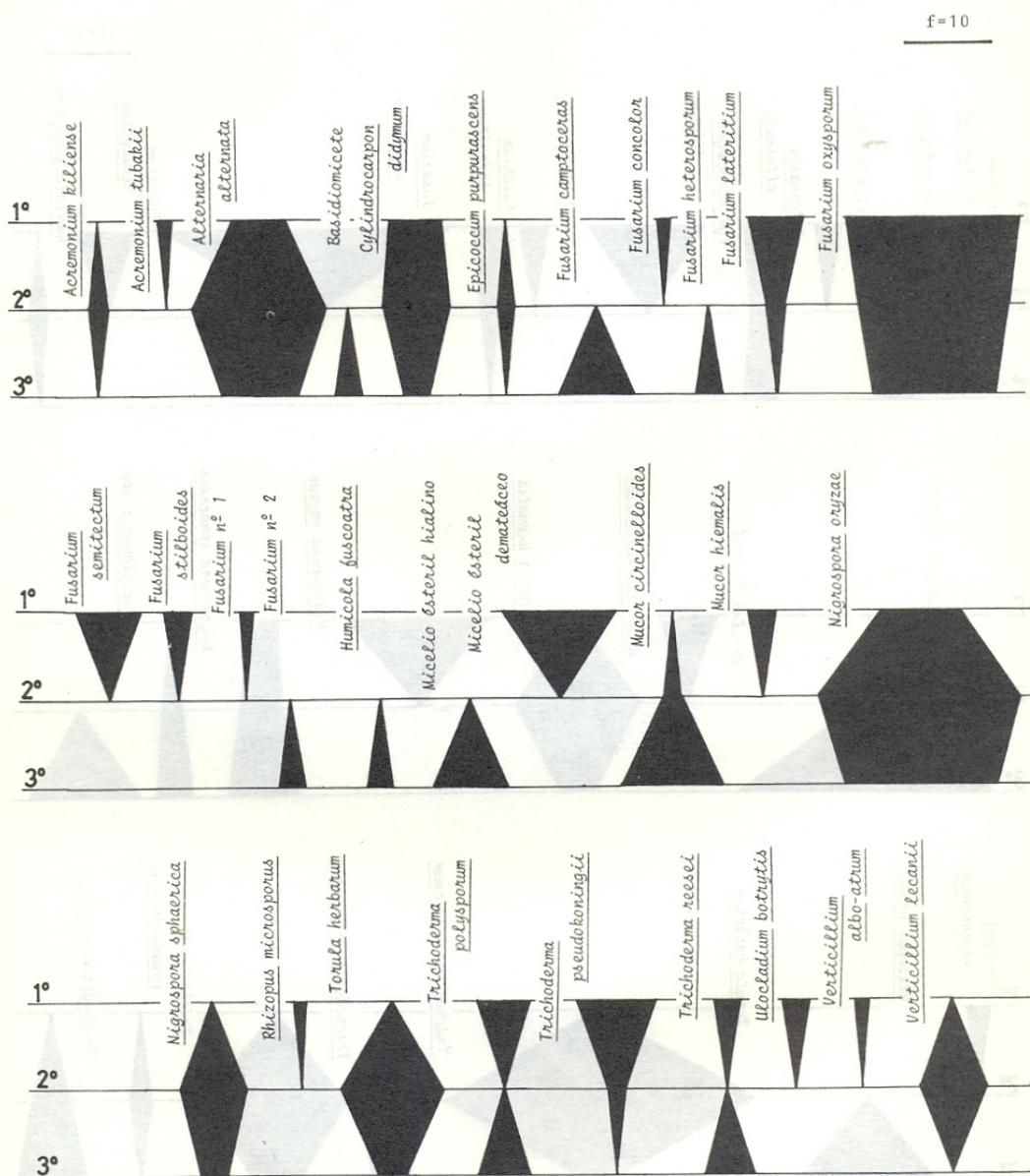


Figura 8: Distribución a lo largo de los tres primeros muestreos de las diferentes cepas aisladas para el tratamiento Lo.

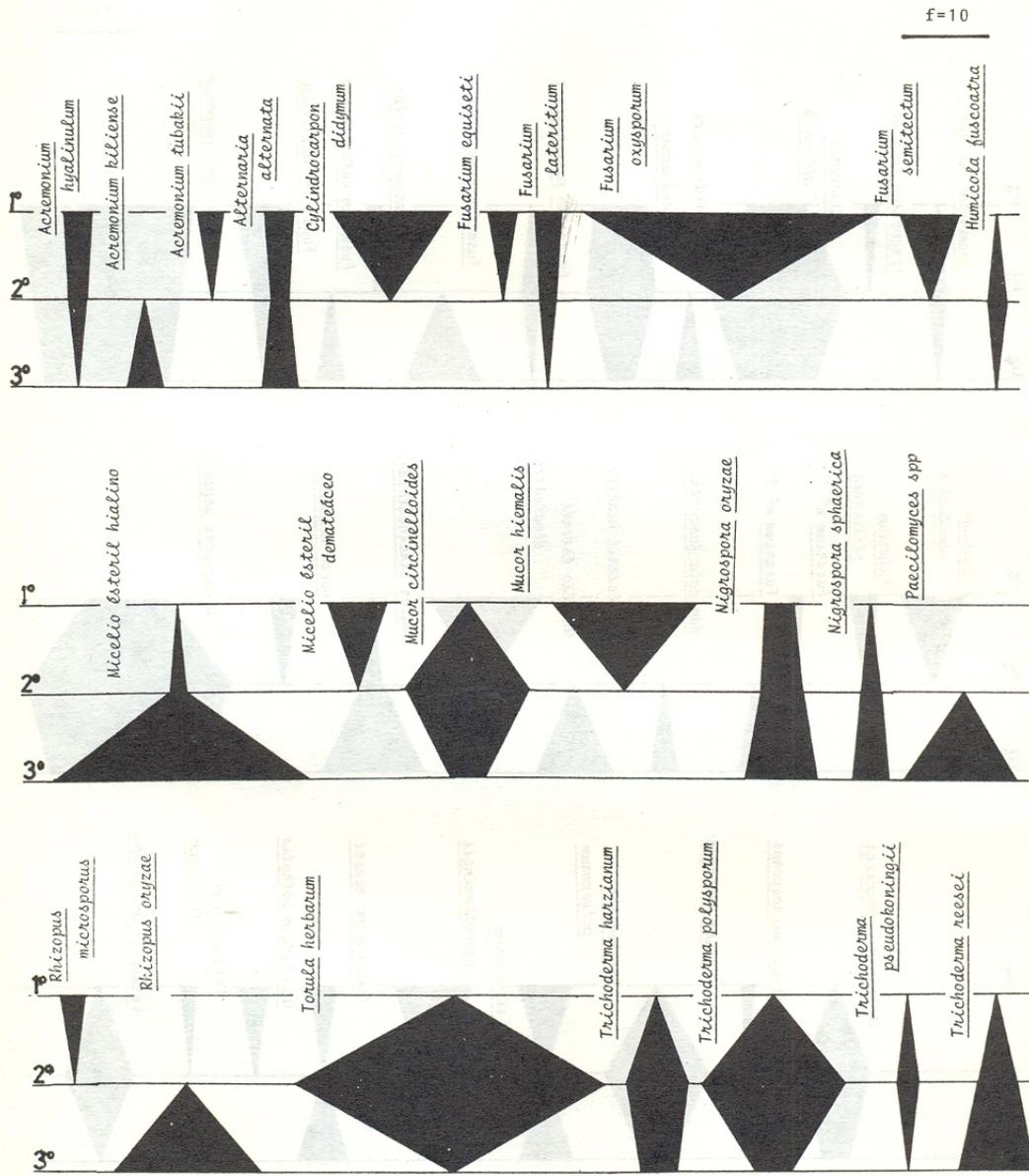


Figura 9: Distribución a lo largo de los tres primeros muestreos de las diferentes cepas aisladas para el tratamiento Lc.

servable un pico de actividad microbiológica (Figura 7), en tanto que para la situación Lo, la mayor actividad corresponde al 1º muestreo.

Análisis de la microflora fúngica

Se aislaron e identificaron 250 cepas que fueron agrupadas en 32 especies y 3 grupos no identificables. Los datos obtenidos se representan gráficamente en las Figuras 8 y 9.

Para el tratamiento Lo se observa que *Alternaria alternata*, *Cylindrocarpon dydimum*, *Fusarium oxysporum* y *Nigrospora oryzae* están presentes en los tres primeros muestreos, disminuyendo su frecuencia hacia el 3º muestreo.

La especie más frecuente en el 1º muestreo es *F. oxysporum*, mientras que en los dos restantes es *N. oryzae*.

Aparecen numerosas especies del género *Fusarium*, siendo la frecuencia de aparición de éstas baja.

El mayor número de especies aisladas corresponde al 1º muestreo, observándose una disminución específica en el 2º muestreo, pudiéndose correlacionar con las bajas temperaturas.

Aparecen tres especies del género *Trichoderma*, pero la frecuencia de aparición es baja.

Para el tratamiento Lc la cantidad de especies aisladas es menor respecto a la otra situación de labranza.

N. oryzae y *A. alternata* están presentes en los 3 muestreos.

La frecuencia más alta corresponde a *Torula herbarum*, presente sólo en el 2º muestreo.

Ninguna de las especies del género *Fusarium* aparece en el 3º muestreo.

La presencia de *Alternaria* en el 1º muestreo podría ser indicio de un saprófito primario (Hudson 1968) ó parásito leve (Garret, 1963) que acompaña a la hoja hasta su caída y comienzo de la descomposición (Godeas *et al.*, 1985).

Las especies de Mucorales aparecen para el tratamiento Lc con altas frecuencias, pudiéndose asociar con el aprovechamiento de azúcares libres que provienen de la degradación de los residuos vegetales (Garret, 1963; Hudson, 1968).

Conjuntamente, las frecuencias de las especies del género *Trichoderma* son altas, reconociendo a *T. harzianum* con abundante actividad celulósica (Cabello, 1987).

Dado que la mayor parte del residuo vegetal para el tratamiento Lo está sin degradar, la aparición del basidiomicete en el 3º muestreo se podría relacionar con la utilización de componentes constituyentes de la pared celular que tardíamente son descompuestos por los hongos, como los celulolíticos y los fenólicos.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Dra. Alicia Godeas por su ayuda durante el transcurso del presente trabajo y la lectura crítica del manuscrito. Agradezco, también, la ayuda del Ing. Agron. Roberto García (EEA INTA Pergamino), sin la cual no hubiese sido posible la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

- Ainsworth, G., 1971. Ainsworth and Bisby's Dictionary of Fungi. Comm. Myc. Inst. Kew. Inglaterra. 6ta. Ed. 663 pp.
- Anderson, J.P.E. y K.H. Domsch, 1975. Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. Can. J. Microbiol. 21: 314-322.
- Burns, R.G. y S.P. Martin, 1986. Biodegradation of organic residues in soil. En: Mitchell y Nakas (eds.). Microfloral and Faunal Interactions in Natural and Agro-ecosystems. Martinus Nijhoff/ Dr. W. Junk Publishers 137-202.
- Cabello, M.N., 1987. Actividad enzimática de algunos hongos aislados en suelos de la región interserrana. Ciencia del Suelo 5: 89-91.
- Domsch, K.H.; Th. Beck; J.P.E. Anderson; D. Parkinson y G. Troldemier, 1979. A comparison of methods for soil microbial population and biomass studies. A. Pflanzenernaehr Bodenkd. 142: 520-533.
- Federle, T.W.; D.C. Dobbins; J.R. Thornton-Manning y D.D. Jones, 1986. Microbial biomass, activity and community structure in subsurface soils. Ground Water 24: 365-374.

- Gallaher, R.N., 1983. Soil organic matter in long term multicropping and/or minimum tillage trials in Florida as affected by cropping systems and tillage. Agronomy Research Report AY-83-16. IFAS, Univ of Florida, Gainesville, Fl.
- Garret, S.D., 1963. Soil Fungi and Soil Fertility. Pergamon Press. The Macmillan Co. Nueva York. 165 pp.
- Godeas, A.M., 1983. Estudios cuali y cuantitativos de los hongos del suelo del bosque de *Nothofagus dombeyi*. Ciencia del Suelo 1: 21-31.
- Godeas, A.M.; A.M. Arambarri; I.J. Gamundi y H.H. Spinedi, 1985. Descomposición de la hojarasca en el bosque de Lengua (*Nothofagus pumilio*). Ciencia del Suelo 3: 68-77.
- Godeas, A.M., 1987. Decomposition studies on *Pinus taeda* forest II. Decomposition of leaf litter. Pedobiología 30: 323-331.
- Gupta, S.C.; W.E. Larson y D.R. Linden, 1983. Tillage and surface residue effects on soil upper boundary temperatures. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 1212-1218.
- Hering, T.F., 1966. An automatic soil washing apparatus for fungal isolation. Plant and Soil. 25: 195-200.
- Hudson, H.J., 1968. The ecology of fungi remains above the soil. New Phytol. 67: 837-874.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria 1979. Carta de Suelo de la República Argentina 32 (4); pp 3360.
- Johnen, B.G. y E.A. Drew, 1977. Ecological effects of pesticides on soil microorganisms. Soil Science 123: 319-324.
- Jones, P.C.T. y J.E. Mollison, 1948. A technique for quantitative estimation of soil micro-organisms. Jour. Gen. Microb. 2: 54-70.
- Juma, N.G. y W.B. Mc Gill, 1986. Decomposition and nutrient cycling in Agro-Ecosystems. En: Mitchell y Nakas (eds.). Microfloral and Faunal Interactions in Natural and Agro-ecosystems. Nartinus Nijhoff/ Dr. W. Junk Publishers. Páginas: 74-136.
- Lal, R., 1974. No tillage effects on soil properties and maize (*Zea mays* L.) production in Western Nigeria. Plant Soil 40: 321-331.
- Lynch, J.M. y L.M. Panting, 1981. Measurement of the microbial biomass in intact cores of soil. Microbial Ecology 7: 229-234.
- Moschler, W.W.; G.M. Shear; D.C. Martens; G.D. Jones y R.R. Wilmouth, 1972. Comparative yield and fertilizer efficiency of no-tillage and conventionally tilled corn. Agron. J. 64: 229-231.
- Olson, F.C.W., 1950. Quantitative estimates of filamentous algae. Trans. Am. Microsc. Soc. 69: 272-279.
- Pugh, G.J.F. y J.I. Williams, 1971. Effect of an organo-mercury fungicide on saprophytic fungi and on litter decomposition. Trans of the British Mycological Soc. 57: 164-166.
- Richards, B.N., 1974. Introduction to the Soil Ecosystem. Longman.
- Sain, P. y F.E. Broadbent, 1977. Decomposition of rice straw in soils as affected by some management factors J. Environom. Qual. 6: 96-100.
- Sanchez, C.P. 1987. Descomposición fúngica de la celulosa en un pastizal de la pampa deprimida. Ciencia del Suelo 5: 135-141.
- Satchell, J.E., 1971. Feasibility study on an energy budget for Meathop Wood. In Duvigneaud (Ed.). Productivity of Forest Ecosystems, Ecology and Conservation. N° 4. Paris. UNESCO.
- Schnürer, J. y T. Rosswall, 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. Applied and Environmental Microbiology. 43 (6): 1256-1261.
- Schnürer, J.; M. Charholm y T. Rosswall, 1985. Fungi, bacteria and protozoa in soil from four arable cropping systems. En: Fungi in Arable Soil. Report 29. Department of Microbiology. University of Agricultural Sciences. Uppsala Sweden.
- Söderström, B.E., 1979. Seasonal fluctuations of active fungal biomass in the horizons of a podzolized pine forest soil in Central Sweden. Soil Biol. Biochem. 11: 149-154.
- Visser, S. y D. Parkinson, 1974. Litter respiration and fungal growth under low temperature conditions. In: Kilbertus, Reisinger, Mourey y Cancale de Fonseca (Eds.). Biodegradation et humification. Pierron Nancy.
- Visser, S. y D. Parkinson, 1975. Fungal succession on aspen poplar leaf litter. Canadian J. Bot. 53: 1640-1651.
- Williams, S.T.; D. Parkinson y N.A. Burges, 1965. An examination of the soil washing technique by its application to several soils. Pl. and Soil. 22: 167-186.