

Evaluación del carbono microbiano y la respiración basal en respuesta a la aplicación de lodo papelerero en dos suelos de la Cuenca del Lago de Valencia, Venezuela

Audry García*; Carmen Rivero*

RESUMEN

Se realizó un ensayo de incubación para evaluar el efecto de la incorporación de lodo papelerero sobre la actividad biológica del suelo. Se utilizaron dos suelos agrícolas venezolanos provenientes de la Finca Los Flores (Santa Cruz de Aragua) y del Campo Experimental del Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias (CENIAP) Maracay, ambos ubicados en el estado Aragua, Venezuela y clasificados como Fluventic Haplustolls. Los suelos fueron tratados con dosis equivalentes a 10 y 15 Mg ha⁻¹ de lodo papelerero primario e incubados por un período de 100 días, la humedad se mantuvo a 60% de la capacidad de campo. Se realizaron muestreos a los 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 40, 60, 80 y 100 días. En cada caso se determinó la evolución de CO₂ y biomasa microbiana (Cmic). Los resultados mostraron que la incorporación de lodo papelerero induce modificaciones significativamente positivas en las variables estudiadas como consecuencia de su descomposición. El efecto observado se concentró en los primeros 20 días del período de incubación. Las mejores respuestas a las dosis utilizadas se lograron con el uso de 10 Mg ha⁻¹, aún cuando no se observó aditividad del efecto con el uso de mayor dosis.

Palabras clave: carbono de la biomasa, CO₂, lodo papelerero, suelo

Aceptado: 2008

* Instituto de Edafología, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela, Apdo. 4579. Maracay 2101. Aragua. Venezuela.
E-mail: garciaaudry@gmail.com y criver@ewinet.com

ABSTRACT

To evaluate the effect of the incorporation of paper sludge on soil biological activity the incubation test was performed. Two Venezuelan agricultural soils from the Finca Los Flores (Santa Cruz de Aragua) and the Experimental Field of CENIAP (Maracay) were used. Both soils are located in Aragua State, Venezuela and classified as Fluventic Haplustolls. The soils were treated with doses equivalent to 10 and 15 Mg ha⁻¹ of primary paper sludge and incubated for a period of 100 days, humidity was maintained at 60% capacity field. Samplings were realized at 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 40, 60, 80 and 100 days. In each case, it was determined the evolution of CO₂ and microbial biomass (Cmic). The results showed that the incorporation of paper sludge induced significant positive changes in the variables studied as a result of its decomposition. The observed effect was concentrated in the first 20 days of incubation period. The higher level of Cmic and CO₂ evolution were produced with the use of 10 Mg ha⁻¹, even though no effect additive was observed of using higher doses.

Key words: Carbon biomass, CO₂, paper sludge, soil

INTRODUCCIÓN

El empleo adecuado de enmiendas orgánicas permite un uso más eficiente de los recursos sobre el sistema de producción, ofreciendo al productor la posibilidad de reducir costos de fertilización, a través de los diversos productos que pueden obtenerse de éstas: bioactivadores, bionutrientes, bioestimulantes, etc., que en conjunto aportan sustancias nutritivas a los cultivos, aumentan los niveles de materia orgánica y disminuyen los problemas en la disposición de residuos industriales y urbanísticos (Luque, 1992).

El establecimiento de prácticas agrícolas que permitan la disposición adecuada de desechos orgánicos, de diversos orígenes, constituye una vía para reciclar tales residuos y así aminorar impactos negativos al ambiente, no obstante, es necesario evaluar la respuesta del sistema con el uso de indicadores de respuesta rápida.

Al respecto, la evolución de CO₂ es un parámetro ligado al manejo de materiales orgánicos el cual representa una medición integral de la respiración del suelo, conocida como respiración edáfica basal (respiración de las raíces, fauna del suelo y la mineralización del carbono a partir de diferentes "pools" de carbono de suelo y desechos), es decir, representa la estimación de la actividad microbiana.

Otro parámetro de importancia a considerar es la biomasa microbiana (C_{mic}), dado que responde rápidamente a las adiciones de carbono fácilmente aprovechable. Por ello, suministra información acerca de la biomasa y la reserva de nutrientes (Insam, 1990). La biomasa microbiana es la parte viva de la materia orgánica del suelo que incluye todos los microorganismos menores de $5 \times 10^{-3} \mu\text{m}$ (Brookes *et al.*, 1989). Los microorganismos toman todo material orgánico que entra al suelo, para producir protoplasma celular y energía, y para soportar su crecimiento y mantenimiento (Martens, 1995). La vida y dinámica de ésta depende y responde a los cambios producidos por las prácticas de manejo (Polwson *et al.*, 1987; Holt y Mayer, 1998), debido a que la misma es un componente esencial en el ciclo de los nutrientes de los agroecosistemas.

Por esta razón Anderson y Domsch (1978), consideran que medir la evolución de CO₂ y combinar esto con la medición de biomasa, podría constituir un indicador importante en el funcionamiento microbiano del suelo.

En Venezuela, el enfoque hacia la sostenibilidad ha llevado en los últimos tiempos ha emprender el camino de disponer de índices propios para las condiciones agroecológicas del país. En este marco se planteó evaluar las modificaciones de algunos parámetros bioquímicos, como la dinámica de la tasa de respiración y biomasa microbiana en dos suelos venezolanos sometidos a diferentes dosis de lodo proveniente de la industria papelera.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron dos suelos agrícolas con pH y textura contrastante, ubicados en el estado Aragua y en la Cuenca del Lago de Valencia. Uno proveniente de la Finca “Los Flores” situada en Santa Cruz de Aragua y otro procedente del Campo Experimental del CENIAP, ambos suelos clasificados como Fluventic Haplustolls; y un lodo primario proveniente de la industria papelería. A los suelos y el lodo se les realizó una caracterización inicial. Por razones de su efecto sobre los microorganismos, se determinó en cada caso la presencia de metales pesados.

El diseño del experimento utilizado correspondió a uno completamente aleatorizado con tres tratamientos y cuatro repeticiones, dos suelos y catorce mediciones en el tiempo, los tratamientos aplicados fueron: Testigo (T), Suelo + 10 Mg ha⁻¹ lodo (L10) y Suelo + 15 Mg ha⁻¹ lodo (L15).

Los suelos fueron preparados antes de la incubación: se colocaron a 25°C bajo condiciones aeróbicas durante siete días, para estabilizar la actividad microbiana según esquema sugerido por Cheng-Sheng *et al.* (1997). Transcurrido el período de preparación, se colocaron 250 g de cada suelo en envases plásticos de 300 ml de capacidad y se añadió la dosis de lodo de acuerdo al tratamiento. Se le agregó agua hasta un 60% de la capacidad de campo. Las unidades experimentales fueron incubadas por un período de 100 días en condiciones controladas de laboratorio, la reposición de humedad se hizo cada 48 horas con base en la pérdida de peso.

Los muestreos se realizaron con una frecuencia interdiaria los primeros 20 días de evaluación, y posteriormente cada 10 días, determinando carbono microbiano (Cmic) y la respiración edáfica basal (evolución de CO₂). El Cmic se determinó en dos etapas, en la primera se extrajo el carbono de la biomasa por el método de irradiación por onda corta (Islam y Well, 1998) y en la segunda se cuantificó el Cmic mediante la oxidación parcial del carbono orgánico, según la modificación propuesta por Nelson y Sommers (1982). La respiración se midió capturando el CO₂ (Anderson, 1982) que evoluciona en una trampa de álcali, que contenía 20 ml de NaOH 0,5 M y posterior titulación con HCl 0,5 M

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización de los suelos y lodos permitió obtener la información indicada en el Cuadro 1. De acuerdo a los resultados, estos suelos difieren básicamente en las características fijadas como criterio de selección: pH y textura. El suelo Santa Cruz es de pH moderadamente alcalino mientras que el suelo del CENIAP es moderadamente ácido.

Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica de Suelos y Lodo

Características	Suelos		Lodo papelerero
	Santa Cruz	CENIAP	
pH	7,67 *	5,68 *	7,98 **
CE (dSm ⁻¹)	0,660	0,090	0,36
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	11,90	9,15	7,87
CO (g kg ⁻¹)	14,80	15,60	45,70
N (g k g ⁻¹)	1,10	1,05	1,50
% C/N	13,45	14,86	30,47
MO (g kg ⁻¹)	25,50	26,80	78,80
P (mg kg ⁻¹)	127	20	22
K (mg kg ⁻¹)	22	22	0,0
Ca (mg kg ⁻¹)	4055	1127	502
Mg (mg kg ⁻¹)	258	201	6
Na (mg kg ⁻¹)	25	2	0,0
Fe (mg kg ⁻¹)	0,6	34	976
Mn (mg kg ⁻¹)	12	24	18
Cu (mg kg ⁻¹)	0,0	0,90	56
Zn (mg kg ⁻¹)	0,4	2	150
% Arcilla	10	6,0	
% Limo	44	2	
% Arena	46	52	
Textura	F	Fa	

* pH: 1:1 suelos

**pH: 1:8 lodo

Fuente: Laboratorio General de Suelo, Instituto de Edafología, UCV

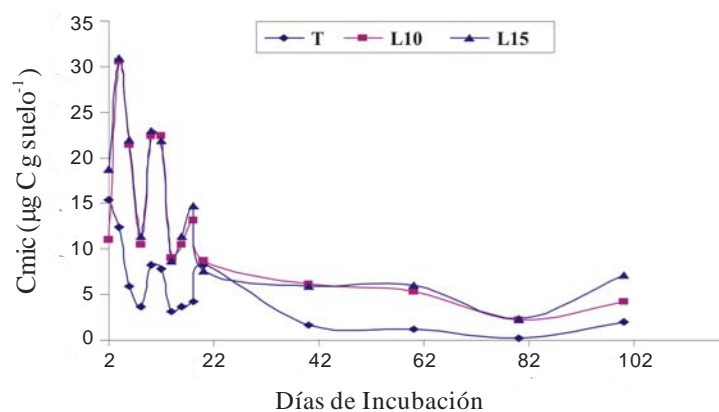
Ambos suelos presentaron una fertilidad de moderada a baja. La concentración de metales pesados estuvo dentro de los límites permisibles para uso agrícola, según los criterios de la Comunidad Económica Europea (CEE, 1986).

El lodo utilizado presentó buen contenido de materia orgánica y moderada disponibilidad de nutrientes en particular de nitrógeno y fósforo, no así en potasio (K) que estuvo ausente, esto podría explicarse en función al tipo de lodo ya que en el caso de los lodos primarios están constituidos básicamente por materia orgánica, celulosa de papel o fibras de madera y son caracterizados por tener bajo contenido de nitrógeno, aproximadamente entre 0,1 a 0,25% con base a peso seco (Bellamy *et al.*, 1995). La concentración de metales pesados también se ubicó dentro de los límites permisibles.

Contenido de carbono de la biomasa microbiana

El efecto de la aplicación de lodo sobre el Cmic del suelo se ilustra en la Figura 1 para el suelo de Santa Cruz de Aragua. Durante los primeros 20 días se observó una respuesta inmediata con diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los tratamientos L10 y L15, en relación al tratamiento testigo ($P < 0,05$) ello como resultado de la promoción del crecimiento y la actividad microbiana por el aporte de carbono fácilmente asimilable (Lalande *et al.*, 1998), a partir de allí no se detectaron incrementos significativos en respuesta a los tratamientos.

Estos resultados coinciden con los obtenidos por Stott *et al.* (1986), quienes indicaron que las diferencias significativas en la descomposición de residuos, sólo son detectables como máximo hasta treinta días posteriores a la incorporación de los materiales orgánicos. Sin embargo, la tendencia no es estable durante el período de incubación, por mostrar oscilaciones durante el mismo. Esto evidencia el agotamiento del sustrato carbonado más lábil, los pequeños incrementos hacia el final de la incubación obedecen a la descomposición del material recalcitrante. Además, se debe considerar la dinámica del carbono unido a la biomasa microbiana misma: muerte de las células y reutilización del sustrato (Goyal *et al.*, 1993; Chantigny *et al.*, 2000).



Días	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	40	60	80	100
LDS*	1,63	4,46	3,86	1,79	3,53	3,49	1,40	1,79	2,37	0,24	1,05	1,09	0,51	1,10

*LDS: mínima diferencia significativa entre tratamiento por cada punto de muestreo $P (<0,05)$

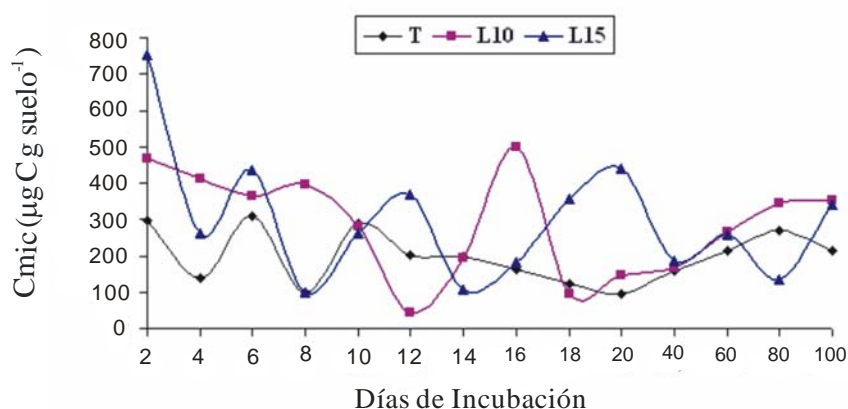
Figura 1. Dinámica del Cmic en el suelo Santa Cruz durante un período de incubación de 100 días.

Los resultados mostraron que la menor dosis de lodo permitió alcanzar los mayores niveles de Cmic, en el caso de la dosis mayor se indujo una disminución del mismo, lo cual podría estar relacionado con la eficiencia de la biota autóctona para procesar mayores volúmenes de sustrato o la presencia de factores tóxicos, tales como metales pesados. En este sentido, autores como Reber (1992), Geiger *et al.*, (1998), Deng y Tabatabai (1995) han señalado que la presencia de metales pesados, como el Zn y el Cu, inducen una disminución en la capacidad de los microorganismos para degradar estos sustratos complejos, lo cual es observable a través de descensos en parámetros como el Cmic.

En el caso del suelo CENIAP (Figura 2) el comportamiento fue contrario al del suelo Santa Cruz. El mayor incremento del Cmic se obtuvo con L15, significativo con respecto a T y L10 ($P < 0,05$). La observación

de los datos ilustra que las diferencias en el contenido del carbono microbiano son muy marcadas a los 2, 6, 12 y 20 días de incubación, aún cuando tienden a desaparecer. Este aumento del carbono de la biomasa microbiana del suelo, enmendado con la mayor dosis de lodo, sería en primer término atribuido al crecimiento microbiano, en respuesta a la mejor disponibilidad de carbono y luego a la introducción de microorganismos presentes en el material (Perucci, 1992, Pavan *et al.*, 2005). El tratamiento L10 también se diferenció significativamente del tratamiento T, con un contenido de Cmic 45% mayor.

Por otra parte, en este suelo se produjo una alternancia de valores máximos y mínimos que debe ser consecuencia de la dinámica propia de las poblaciones autóctonas del mismo. Además, el pH inicial del suelo fue ligeramente ácido, por lo que la influencia de un material de mayor pH podría modificar sensiblemente la aludida dinámica de la actividad de los microorganismos, que muestran sus mayores efectividades.



Días	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	40	60	80	100
LDS*	97,28	57,72	26,64	72,26	6,09	68,45	22,11	79,25	60,29	78,44	5,78	11,0	44,55	32,41

* LDS: mínima diferencia significativa entre tratamiento por cada punto de muestreo $P (<0,05)$

Figura 2. Dinámica del Cmic en el suelo CENIAP durante un período de incubación de 100 días.

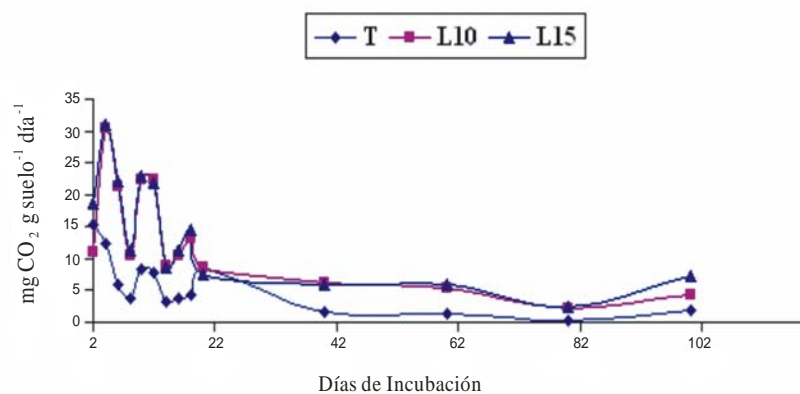
Evolución de CO₂ en los suelos

La respiración edáfica basal, expresada en mg CO₂ liberado por día y gramo de suelo, se muestra en las Figuras 3 y 4. Se observó que la incorporación de lodo papelerero provocó grandes incrementos en los volúmenes de respiración, los cuales resultaron significativamente diferentes a T ($P < 0,05$; $LDS = 0,4314$). Estos valores elevados de respiración en los suelos enmendados se han atribuido a los altos niveles de carbono soluble en agua presentes en el material (Pascual *et al.*, 1999). En el suelo de Santa Cruz (Figura 3) los resultados permitieron evidenciar diferencias estadísticamente significativas ($P < 0,05$) para los días 2, 4, 6, 10, 12 y 18 para los tratamientos L10 y L15 con respecto al tratamiento T, esto es indicativo de estímulo de la incorporación del residuo sobre la actividad microbiana durante este período (Lalande *et al.*, 1998). Estos resultados confirman los obtenidos para el Cmic y coinciden con lo señalado por Rivero y Hernández (2001) al utilizar residuos orgánicos compostados. Después de 20 días hubo un descenso gradual de la respiración a consecuencia de la presencia de materiales de mayor resistencia a la degradación.

Al respecto, Rivero y Paolini (1995) y Stott *et al.* (1986) señalaron que las diferencias significativas en la descomposición de residuos orgánicos, medidas a través de la respiración, sólo son detectables como máximo hasta los treinta días. Al final del período de incubación se apreciaron ligeros incrementos de la respiración, consecuencia, como ya se indicó, de la dinámica de la propia población microbiana. Debe considerarse además que la descomposición de materiales orgánicos complejos, como los presentes en residuos papeleros, induce a una sucesión de diferentes grupos microbianos, las cuales no necesariamente generan cambios en la biomasa microbiana total del suelo, pero pueden reflejarse en la producción de enzimas y la tasa de actividad microbiana (Sinsabaugh, 1994; Chantigny *et al.*, 2000).

Para el suelo CENIAP (Figura 4), aún cuando la mayor evolución de CO₂ se observó a los cuatro y ocho días de la aplicación de los tratamientos, la respuesta general es similar a la detectada para el suelo Santa Cruz: la producción de CO₂ se incrementó con las concentraciones de lodo en el suelo, lo cual es concordante con la hipótesis del incremento en la mineralización de la materia orgánica correlacionada con la cantidad

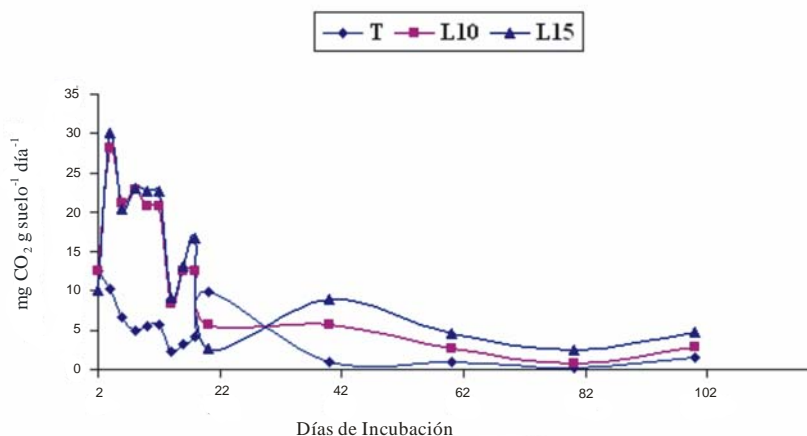
de lodo aplicado al suelo (Pavan *et al.*, 2005). La mayor respuesta de la actividad microbiana se logró, al igual que en el suelo Santa Cruz, con el L15, para los días mencionados. Los incrementos de la respiración se concentraron para todos los tratamientos en los primeros 18 días de incubación como máximo, y luego descendiendo progresivamente con el tiempo de incubación, esto como se indicó se debe a la presencia de C fácilmente degradable y cantidades importantes de materiales más recalcitrantes (Ortiz y Alcañiz, 1993; Chuan-kuan *et al.*, 2005).



Días	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	40	60	80	100
LDS*	1,63	4,46	3,86	1,79	3,53	3,49	1,40	1,79	2,37	0,24	1,05	1,09	0,51	1,10

*LDS: mínima diferencia significativa entre tratamiento por cada punto de muestreo P (<0,05)

Figura 3. Dinámica de la evolución de CO₂ en el suelo Santa Cruz durante un período de incubación de 100 días.



Días	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	40	60	80	100
LDS*	0,58	4,58	3,43	4,37	3,94	3,92	1,58	2,35	2,72	1,56	1,67	0,78	0,5	0,68

*LDS: mínima diferencia significativa entre tratamiento por cada punto de muestreo $P (<0,05)$

Figura 4. Dinámica de la evolución de CO_2 en el suelo CENIAP durante un período de incubación de 100 días.

La evolución de CO_2 como respuesta a la aplicación de lodo paplero en los suelos estudiados es similar, por lo que resultó menos discriminatoria del efecto de tratamiento que el C_{mic} . No obstante, cabe destacar que la cercanía de los valores de respuesta para ambas dosis de lodo estaría indicando una cierta interferencia en el caso de la mayor dosis de material.

CONCLUSIONES

El residuo de lodo paplero primario indujo a modificaciones significativamente positivas en las variables biológicas estudiadas (carbono de la biomasa y respiración basal), como consecuencia de su descomposición. El lodo sería una alternativa como enmienda orgánica en las prácticas agrícolas. El efecto producido por la incorporación de lodo paplero, se concentró en los primeros 20 días del período total de

incubación de 100 días. Ello evidencia las variaciones en la dinámica de las poblaciones microbianas durante la fase inicial de uso del material.

Con respecto al efecto de las dosis utilizadas, en general, se lograron respuestas satisfactorias con el uso de 10 Mg ha⁻¹. La dosis mayor por el contrario indujo efectos que pudieran ser considerados detrimentales, lo que parece indicar la inconveniencia de superar la dosis de 10 Mg ha⁻¹.

AGRADECIMIENTO

Las autoras desean expresar su agradecimiento a Fundacite-Aragua y al CDCH-UCV por el soporte financiero para esta investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, J. P. 1982. Soil respiration. *In*: PAGE, Al, R.H Miller; D. R. Keeney. (Eds). *Methods of Soil Analysis. Part 2. Second edition. Chemical and microbiological proprieties. American Society of Agronomy. Madison W.I. p. 831-871.*
- Anderson, J. P. E. and K. H. Domsch (1978). A phystological methods for the quantitative measuremnt of microbial biomass in soil. *Soil Biol. Biochem. 10: 215-221.*
- Bellamy, K. L.; C. Chong and R. A. Cline. 1995. Paper sludge utilization in agriculture and container nursey culture. *J. Environ. Qual. 24:1074-1082.*
- Brookes, P. C.; J. A. Ocio and J. Wu. 1989. The soil microbial biomass: Its measurement properties and role in soil nitrogen and carbon dynamics following substrate incorporation. *In: Fertilita del terreno e biomassa microbica. Tai del Vii Covengno Nazionale. S.I.C.A. Work. Shop Iv Commissione SISS. Potenza. Congero.*
- Chantigny, M.; D. A. Angers and J. Beauchamp. 2000. Decomposition of deinking paper sludge in agricultural soils as characterized by carbohydrate analysis. *Soil Biol. Biochem. 32:1561-1570.*

-
- Cheng-Sheng, Tsai; K. Killham and M. Cressert. 1997. Dynamic response of microbial biomass, respiration rate and ATP to glucose additions. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1240-1259.
- Chuan-kuan, W.; D. C. Feldkirchner; S. T. Gower; J. Ferris and E. L. Kruger. 2005. Effects of amendments of paper mill sludge and nutrients on soil surface CO₂ flux. *J. Forestry Res.* 16: 265-269
- Comisión of the European Communities (CEE). 1986. Council directive on the protection of environment and in particular of the soil when sewage sludge is use in agriculture. *Oficial Journal of the European Communities* 1.181. Annex 1 A. p 10.
- Deng S.P. and M.A. Tabatabai. 1995. Cellular activity of soil: effect of trace elements. *Soil Biol. Biochem* 27:977-979.
- Geiger, G.; H. Bralandl; G. Furrer and R. Schulin. 1998. The effect of Koper on the activity of cellular and β -glucosidase in the presence of montmorillonite or Al-montmorillonite. *Soil Biol. Biochem.* 30:1537-1544.
- Goyal, S.; M. M. Mishra; S. S. Dhankar; K. K. Kapoor and B. Batra. 1993. Microbial biomass turnover and enzyme activities following the application of farmyard manure to field soils with and without previous long-term applications. *Biol. Fertil. Soils* 15:60-64.
- Holt, J. A. and R. J. Mayer. 1998. Changes in microbial biomass and protease activities of soil associated with long-term sugar cane monoculture. *Biol. Fertil. Soils* 27:127-131.
- Insam, H. 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by climate regimen. *Soil Biol. Biochem.* 22: 525-532.
- Islam, K. R. and R. R. Weil. 1998. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biol. Fertil. Soils* 27: 408-416.

- Lalande, R.; V. Furlan; D. Angers and G. Lemieux. 1998. Soil improvement following addition of chipped wood from twigs. *Am. J. Alternative Agric.* 13:132-137.
- Luque, O. 1992. El uso de los abonos orgánicos en la agricultura venezolana. Curso de fertilización balanceada. Palmaven-Instituto del Potasio y Fósforo de Latinoamérica. Valencia, Venezuela. 22 y 23 de octubre. 28 p.
- Martens, R. 1995. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biol. Fertil. Soils.* 19: 87-99.
- Nelson, D. and R. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon y organic matter. *In: Page, AL. R. H. Miller, D. R. Keeney (Eds). Methods of soil analysis. Part 2. American Society of Agronomy. Madison. pp. 539-579.*
- Ortiz, O. and J. M. Alcañiz. 1993. Respiration pontential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrobiology J.* 11: 333-340.
- Pascual, J. A.; C. García and T. Hernández. 1999. Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biol. Fertil. Soils* 30:1-6.
- Pavan, F. S. A.; W. Bettioland and C. C. Cerri. 2005. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology* 30: 65-77
- Perucci, P. 1992. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils* 14: 54-60
- Powlson, D. S.; P. C. Brookes and B. T. Christensen. 1987. Measurement of microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to the straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19:159-164.
- Reber, H. H. 1992. Silmutaneous estimates of the diversity and degradative capability of heavy-metal affected soil bacterial communities. *Biol. Fertil. Soils* 13:181-186.

-
- Rivero, C. y E. Hernández. 2001. Efecto de la aplicación de dos tipos de compost sobre la producción de CO₂ y la actividad de fosfatasa en un suelo inceptisol. *Venesuelos*. 9: 24-32.
- Rivero, C. y J. Paolini. 1995. Efecto de la incorporación de residuos orgánicos sobre la evolución de CO₂ de dos suelos venezolanos. *Rev. Fac. Agron. (Maracay)*. 21: 37-49.
- Sinsabaugh, R. 1994. Enzymic analysis of microbial patter process. *Biol. Fertil. Soils*. 17:69-74.
- Stott, T. D.; L. Elliott; R. Papendick and G. Campbell. 1986. Low temperature or low water potential effects on the microbial decomposition of wheat residue. *Soil Biol. Biochem.* 18: 577-582.