

PROBLEMAS DE FITOTOXICIDAD EN COMPOST

Por Marta Susana Zubillaga, Agustina Branzini y Raúl Silvio Lavado
Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires

RESUMEN

El compost es una valiosa fuente de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros macro y micronutrientes, por lo que su aplicación en la agricultura es un destino eficiente. Sin embargo, los compost presentan limitantes por la presencia de distintas sustancias con efectos fitotóxicos. En el presente trabajo, se presentan determinaciones de la ecotoxicidad de compost obtenidos en distintos momentos del proceso de compostaje y la de otras enmiendas orgánicas. Los efectos fitotóxicos del compost se determinaron a través de bioensayos de germinación con *Lolium perenne* (ryegrass) y una especie arbustiva de la región pampeana, *Sesbania virgata*. Se observaron que estos efectos se relacionaron principalmente con el pH y la conductividad eléctrica. A pesar del conocido efecto de los metales pesados, fenoles y amoníaco en la germinación, en este caso, ninguno de ellos pudo relacionarse con el índice de germinación. Pueden existir otras sustancias fitotóxicas no determinadas en la presente investigación, que tienden a degradarse durante el compostaje. Esto explicaría los mayores Índices de Germinación en los tratamientos con compost más maduros. En síntesis no se observaron riesgos de fitotoxicidad en el uso de compost de biosólidos bien madurados.

Palabras clave: Compost; Fototoxicidad; *Lolium perenne*; *Sesbania virgata*; Biosólidos.

PROBLEMS OF FITOTOXICIDAD IN COMPOST

ABSTRACT

The compost is a valuable source of organic matter, nitrogen, phosphorus and other macro and micronutrients. That is why its application on agriculture is an efficient fate. The compost, however, show several limitations, due to the occurrence of phytotoxic substances. In present work the ecotoxicity of compost simples taken in different times during the compostage process and other organic amendments were considered. The phytotoxic effects of compost were determined using germination biotest with *Lolium perenne* (ryegrass) and a native of the Pampas region bush, *Sesbania virgata*. The phytotoxicity was mainly related pH and electric conductivity. The effect of heavy metals, phenols and ammonia did not relate with the germination index. Other non determined phytotoxic substances in present research have a tendency to degraded during compostage. This fact could explain the higher Germination Index in the treatments with more mature compost. In short, risk of phytotoxicity was not observed using well mature biosolid compost.

Key words: Compost; Phytotoxicity; *Lolium perenne*; *Sesbania virgata*; Biosolids.

ESTABILIZACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS

Las distintas actividades humanas generan una gran cantidad y variedad de residuos de diversos orígenes, cuya acumulación incontrolada puede generar distintos problemas en el medio ambiente. Sin embargo, los residuos orgánicos son una valiosa fuente de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros macro y micronutrientes. Por ello, su utilización en la agricultura es un destino eficiente (Fortun *et al.*, 1995). El compostado reduce algunos aspectos negativos de estos residuos, tales como la presencia de organismos patógenos, logrando un producto estable y libre de olor sin limitaciones desde el punto de vista sanitario (Sweeten, 1998). Durante el proceso de compostaje se producen reacciones de transformación y degradación que afecta tanto a la materia orgánica en general como los contaminantes orgánicos presentes, en forma específica. Precisamente, los compost son ricos en microorganismos que degradan contaminantes transformándolos en sustancias menos tóxicas (Hartlieb *et al.*, 2003). El uso de compost posee ventajas debido a que es económico, renovable y contiene nutrientes. Algunos de ellos normalmente no se encuentran en concentraciones suficientes para cubrir los requerimientos totales de los cultivos pero, al menos, son suficientes para reducir la utilización de fertilizantes minerales (Chaney *et al.*, 1980)

Por otro lado, existen algunos aspectos negativos en el compost, particularmente cuando no está estabilizado (compost inmaduro), que pueden afectar el crecimiento y provocar daño en los cultivos por fitotoxicidad. Esto se ha atribuido a la presencia de sustancias tóxicas por la biodegradación insuficiente de la materia orgánica (Brodie *et al.*, 1994; He *et al.*, 1995; Keeling *et al.*, 1994). Muchas materias primas del compost son ricas en metales pesados (por ejemplo biosólidos, algunos estiércoles) o ricos en sales solubles (estiércol de ave, por ejemplo) (Lavado *et al.*, 2005; Zubillaga y Lavado, 2008; Torri y Lavado, 2008; Zubillaga y Lavado, 2002). Asimismo, los residuos orgánicos, suelen ser ricos en proteínas y formas nitrogenadas de bajo peso molecular, como urea y ácido úrico. Por ello, estos productos liberan importantes cantidades de amoníaco por hidrólisis enzimática cuando se compostan (Zubillaga *et al.*, 2004; Zubillaga *et al.*, 2005). Estas pérdidas por volatilización de amoníaco, poseen efecto fitotóxico conocido (Britto, Kronzucker, 2002). Además, el amplio uso de compuestos fenólicos en diversas operaciones industriales, ha conducido a una amplia contaminación ambiental con dichos productos (Santos, Linardi, 2001). Estos contaminantes son tóxicos y recalcitrantes y pueden encontrarse en distintos tipos de residuos (Polymenakou *et al.*, 2005)

Con el fin de dilucidar el problema de la fitotoxicidad, se han desarrollado numerosas investigaciones para establecer parámetros que evalúen la estabilidad y madurez del compost previo a su uso en la agricultura (Wu, Ma; 2001). La estabilidad del compost puede ser evaluada a través de la actividad microbiológica, como ser la tasa de absorción de O₂, tasa de producción de CO₂ y otras. En cambio, para la determinación de la madurez del compost se han utilizado test de germinación de semillas o de cultivo de plantas (Zucconi *et al.*, 1981; Iannotti *et al.*, 1994)

ESTUDIOS DE CASOS

Experimento 1

En el presente, se utilizaron biosólidos compostados procedentes de diferentes etapas del proceso de compostaje, biosólidos sin compostar y estiércoles (Zubillaga y Lavado, 2006). Se llevó a cabo un bioensayo de germinación de *Lolium perenne* (ryegrass) siguiendo la técnica de Zucconi *et al.* (1981) y de la USEPA (1982). En los tratamientos biosólido y estiércol equino se observó un retraso en el momento de germinación cuyo factor determinante parece ser el alto nivel de salinidad presente en ambos (Tabla 1). Esto reproduce el conocido efecto de las sales de retrasar del momento de germinación (Myers, Couper; 1989). El ensayo de germinación (Figura 1) presenta marcadas diferencias entre los tratamientos. Los porcentajes de germinación (%G) estuvieron en un rango entre 67 y 95%. Según Zucconi *et al.* (1981) el rango de 80-85 %G indicaría la desaparición de fitotoxicidad del compost. En este estudio este rango se logró únicamente con los tratamientos compostados que pasaron la etapa termófila (Compost II y Compost III). Sin embargo (Figura 1), los %G de los 3 compost (Compost I, II y III) estuvieron entre 78 y 95% y no variaron significativamente

($p < 0.05$) entre ellos. En estos tratamientos el pH y la CE no fueron diferentes, encontrándose dentro de los rangos normales para la germinación de las semillas de rye-grass.

El %G del biosólido (67%) no presentó diferencias significativas ($p < 0.05$) con el Compost I, pero fue significativamente menor ($p < 0.05$) que el observado en los tratamientos Compost II y III. El contenido de fenoles en los materiales estudiados (Tabla 1) no se vinculó con estos resultados, ya que su concentración no mostró diferencias entre los compost y el biosólido. Entre los tratamientos no compostados (biosólido, deyecciones vacunas y de caballo) no se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el %G, el cual osciló entre el 67 y 68%.

La inhibición de la elongación de raíces (%LR) es un parámetro más sensible como indicador de toxicidad que la germinación de las semillas (Tam, Tiquia; 1994; Ratsch, 1983). En este caso se mantuvo la misma tendencia que con el %G, para la mayoría de los tratamientos. No obstante, se evidenció que este parámetro presenta mayor discriminación que el anterior, con un rango entre 18 y 74 %. Los tratamientos con compost que pasaron la etapa termófila (Compost II y III) obtuvieron los mayores %LR, difiriendo significativamente ($p < 0.05$) del resto de los tratamientos. Contrariamente, los tratamientos Biosólido y Compost I presentaron menores %LR (18.4 y 35.7%, respectivamente), difiriendo significativamente ($p < 0.05$) del resto de los tratamientos. Estos resultados confirman la mayor sensibilidad del %LR sobre el %G. El Índice de Germinación (IG), que surge de los índices ya conocidos (%G x %LR) estuvo en un rango del 12 al 70%, siendo mayores al 50% solo en los tratamientos con Compost II y III. Se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las tres mezclas de compost estudiadas, con menor IG en el tratamiento Compost I, que no alcanzó un nivel mínimo de 30%.

Wu *et al.* (2000) observaron que con el tiempo de maduración, disminuyen los efectos fitotóxicos del compost de biosólidos, atribuyendo a los metales pesados, pH y CE los posibles factores que pueden influir en dicho efecto. Los valores de metales pesados (Tabla 2) no variaron significativamente entre el compost III y el biosólido y, como se vio anteriormente, se encuentran por debajo de los límites establecidos por regulaciones tanto de European Union como de USEPA (European Union, 1986; USEPA, 1993). Por el contrario, se encontraron regresiones lineales significativas entre características de los extractos (pH y CE) y las determinaciones vegetales (%G, %LR e IG). Todos los parámetros vegetales medidos correlacionaron en forma indirectamente proporcional y significativa con el pH y la conductividad eléctrica (Tabla 3)

En los tratamientos con estiércoles de vacuno y caballo se observaron los mayores contenidos de fenoles (Tabla 1), difiriendo significativamente del resto de los tratamientos. Sin embargo esto no tuvo asociación significativa con el IG. Finalmente, la volatilización del NH_3 se presenta en la Figura 2, con tasas diarias que van de $0.0035 \text{ g N-NH}_4 \text{ m}^{-2}$ en el tratamiento biosólido a $0.0158 \text{ g N-NH}_4 \text{ m}^{-2}$ en el tratamiento Compost III. No se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en el NH_3 volatilizado entre los tratamientos. Tampoco se encontraron relaciones significativas ($p < 0.05$) entre el NH_3 volatilizado y los % G, % LR y el IG. El efecto tóxico del amoníaco sobre la germinación de las semillas es conocido (Britto, Kronzucker; 2002), y en condiciones de producción puede tener un efecto marcado. Sin embargo, utilizando el método de germinación empleado, evidentemente, las concentraciones de amoníaco no fueron suficientemente altas para afectar las semillas.

Experimento 2

En este ensayo también se utilizaron biosólidos compostados procedentes de tres etapas diferentes del proceso de compostaje (CI= durante la etapa mesófila; CII= al finalizar la etapa termófila; CIII= al final del compostaje, ya maduro). El propósito fue comparar el efecto fitotóxico de extractos de compost de biosólidos con distinto grado de maduración sobre la germinación de una especie nativa de la Región Pampeana, *Sesbania virgata*, determinando si la estabilidad del compost de biosólidos influye sobre el crecimiento de la misma (Branzini *et al.*, 2006). El estudio de esta especie se debió a que es de interés utilizar plantas autóctonas como remediadoras, ya que uno de los criterios a tener en cuenta es la conservación y/o protección del ecosistema. Por ejemplo en China, para la re-vegetación de sitios contaminados con Zn, Pb y Cd provenientes de yacimientos mineros, son utilizadas especies anuales y autóctonas de *Sesbania*. Asimismo, se encontró que distintas especies de *Sesbania* presentan una cierta tolerancia a estos elementos potencialmente tóxicos (EPT) (Ye *et al.*, 2001); y que poseen alta supervivencia en áreas áridas, infértiles y

contaminadas con EPT (Wong *et al.*, 1992). El género *Sesbania*, integra la familia *Leguminosae*, subfamilia *Papilionoideae*. La mayoría de las especies de este género son anuales, y algunas son perennes. Dos de las propiedades que presentan las especies anuales de éste género, son la tolerancia a EPT, y a la salinidad de los suelos (Evans y Rotar, 1987). *Sesbania Virgata* (Rama Negra) es una especie anual autóctona de la región Pampeana (Cabrera, 1994). Si bien otros autores encontraron que *Sesbania rostrata* (Radziah, Shamsuddin, 1990; Yang *et al.*, 1997) y *Sesbania cannabina* (Ye *et al.*, 2001) eran aptas para crecer y completar su ciclo de vida en suelos derivados de actividad minera, todavía no se ha investigado en detalle la capacidad remediadora de *Sesbania virgata* en la región pampeana.

En este trabajo, se llevó a cabo un bioensayo de germinación de *Sesbania* siguiendo la técnica de Zucconi *et al.* (1981). En la Figura 3 se puede observar que el porcentaje de germinación (%G) difirió significativamente entre tratamientos ($p=0.0001$). Los %G de los tratamientos Testigo y CII fueron mayores estadísticamente ($p<0.05$) que en los tratamientos CI y CIII. Este aumento en el número de semillas germinadas en el CII, podría ser el resultado de una temporaria disminución en la actividad metabólica de los microorganismos (Helfrich *et al.*, 1998), disminuyendo así la fitotoxicidad del compost. Los porcentajes de longitud radical (%LR) no presentaron diferencias significativas entre tratamientos. En cuanto al índice de germinación (IG), se observó que los tratamientos Testigo y CII presentaron diferencias significativas entre ellos ($p<0.05$) y a su vez con los tratamientos CI y CIII (Figura 3). Los diámetros de las raíces no presentaron diferencias significativas entre tratamientos.

En la Tabla 4 se indican los valores de pH, CE, Nt y las concentraciones de Cu, Cr y Zn en los extractos. Tanto el pH y la CE, como el Nt difirieron significativamente entre tratamientos ($p=0.0001$ y $p=0.0000$ respectivamente). Si bien se observó que CII presenta el valor más bajo de CE y a su vez obtuvo el mayor %G; en oposición al CI y CIII, no se hallaron correlaciones entre estas variables y los parámetros vegetales medidos. El %G y el IG se encontraron inversamente relacionados con la concentración de Cu (Tabla 5). Esta inhibición en la germinación o en el desarrollo radicular podría estar relacionada con la acumulación de Cu en la corteza y paredes celulares radicales, que producen lesiones que destruyen la estructura de la membrana.

Al igual que el ensayo de fitotoxicidad con ryegrass, en este ensayo no se encontraron relaciones entre la concentración de Cr y Zn y el índice de germinación; ya que, en este caso, las concentraciones de los elementos analizados fueron muy bajas, encontrándose por debajo de valores que Wong y Bradshaw (1982) consideraron como fitotóxicos. Pero, en el CI y CIII podrían existir sustancias fitotóxicas no consideradas, como la formación de metabolitos secundarios (Zuconi *et al.*, 1981) que podrían estar determinando los efectos inhibitorios observados en la germinación.

CONCLUSIONES

En el caso del ensayo de fitotoxicidad de rye-grass, se observaron efectos sobre su germinación. A pesar que la bibliografía indica efecto de los metales pesados, fenoles y amoníaco en la germinación, en este ensayo no pudieron relacionarse con el índice de germinación. Los efectos fitotóxicos se relacionaron principalmente con el pH y la Conductividad eléctrica de los sustratos. No se descarta la presencia de otras sustancias fitotóxicas no determinadas. Estas sustancias tienden a degradarse durante el compostaje y eso explicaría los mayores Índices de Germinación en los tratamientos con mayor duración del compostaje.

En el caso del bioensayo de *Sesbania virgata* se evidenciaron efectos fitotóxicos de los compost inmaduro y maduro sobre los parámetros de germinación medidos. Un estado intermedio de maduración fue el más adecuado para el desarrollo vegetal. La variación en el porcentaje de germinación y el índice de germinación no pudieron ser correlacionados con los valores de pH, CE, de N total, y tampoco con la concentración de Cr y Zn. El único factor que influyó en la disminución de la germinación, fue la concentración de Cu. Dado su interés, quedan los interrogantes referidos a la evaluación de otras sustancias fitotóxicas que pudieran afectar la germinación de *Sesbania virgata*.

En síntesis, es posible que las razones de la fitotoxicidad de los compost se deban a múltiples causas y en cada caso intervienen distintos componentes. Por esta razón no se determinó

un patrón único de respuesta. Finalmente, además de las especies propuestas por los autores de las técnicas utilizadas, se pueden utilizar especies nativas en este tipo de estudios, con evidentes ventajas desde el punto de vista del manejo ambiental local.

Tabla 1: Característica de los extractos utilizados. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

	pH (1:10 extracto:agua)	CE (1:10 extracto:agua, dSm^{-1})	Fenoles (μg ac. gálico g^{-1})
Testigo	6.0	0.02	-
Compost I	7.5	2.10	0.64 c
Compost II	7.6	2.08	0.46 c
Compost III	7.6	2.62	0.52 c
Biosólido	7.8	4.39	0.56 c
Estiércol equino	7.6	3.65	2.70 b
Estiércol vacuno	8.1	2.62	5.79 a

Tabla 2: Contenido de metales pesados en biosólido y Compost III ($mg\ kg\ MS^{-1}$)

Metal	Compost	Biosólido
Cd	<4	3.6
Cu	726,7	550.3
Zn	1183,3	1323.5
Ni	109,3	135.5
Pb	383,3	292.7

Tabla 3: Análisis de regresión del bioensayo de germinación y propiedades químicas de los extractos.

Ecuación de regresión	R^2	Nivel de significancia
%G = 192.4 - 15.146 pH	0.3628	0.001
%LR = 262.55 - 27.682 pH	0.4967	0.0001
IG = 303.14 - 34.291pH	0.5796	0.05
%G = 101.59 - 8.9499 CE	0.4869	< 0.00001
%LR = 96.416 - 16.287 CE	0.6607	< 0.00001
IG = 94.903 - 19.174CE	0.6964	0.0001

Figura 1: Porcentaje de germinación respecto del testigo, porcentaje de la longitud de la raíz seminal principal respecto del testigo e índice de germinación de semillas de raigrass embebidas en distintos extractos. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

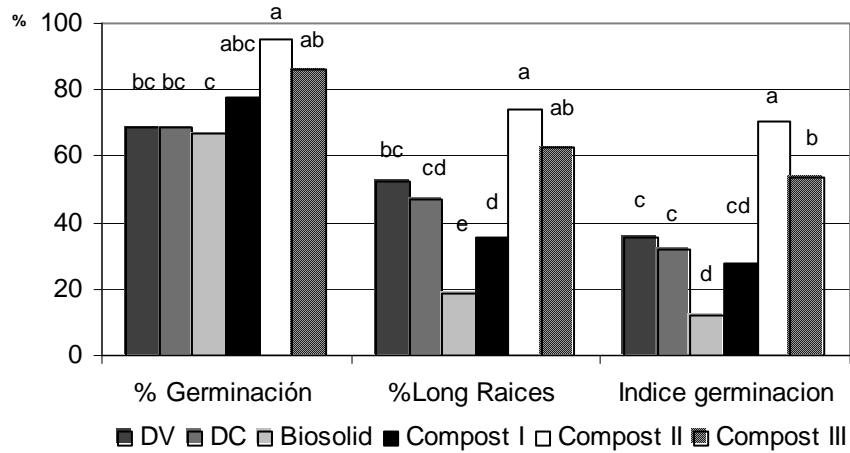


Figura 2: Evolución del NH₃ liberado durante el compostaje de biosólido. Las líneas verticales indican el error estándar de cada tratamiento.

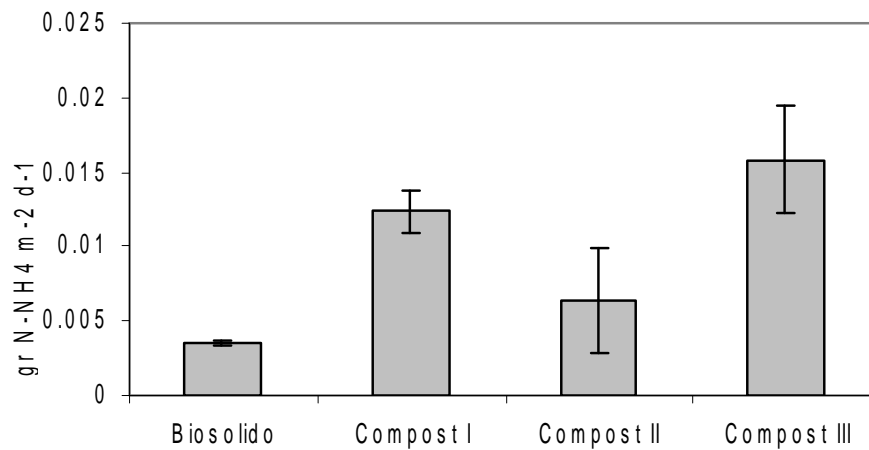


Figura 3: Porcentaje de germinación (%G), longitud de raíz principal (%LR) e índice de germinación (IG) de semillas de *Sesbania virgata* en los diferentes momentos de maduración del compost de biosólido. La barra representa el error entre tratamientos

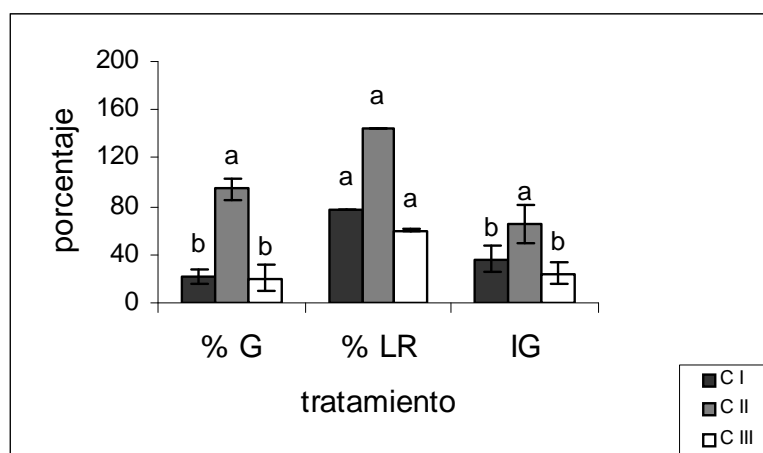


Tabla 4: características de los distintos extractos de compost de biosólidos. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos. (CE: dSm⁻¹, concentraciones de N: mgN ml muestra, y de EPT: mg L⁻¹)

Tratamiento	pH	CE	Cu	Zn	Cr	Nt
Testigo	6.01 c	0.013 d	0	0	0	0
CI	7.84 a	3.59 a	0.236	0.243	0.002	0.137
CII	7.48 ab	1.62 c	0.136	3.781	0.078	0.096
CIII	7.33 c	2.35 b	0.29	0.266	0.007	0.078

Tabla 5: parámetros de la ecuación de Regresión lineal entre la concentración de Cu y el %G, y entre la concentración de Cu y el IG.

Correlación	a	b	R ²	p
Cu-%G	102,80	-1105,84	0,89	0,05
Cu-IG	100,19	-264,38	0,99	0,0005

BIBLIOGRAFIA

- Branzini A., Torri S.I. y Zubillaga M.S. 2006 Efecto fitotóxico del compost de biosólidos sobre la germinación de *Sesbania* sp. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Libro de actas ISBN 978-987-214199-6-7. CD ISBN 987-21419-5-9.
- Britto D.T. y Kronzucker H.J. 2002. NH_4^+ toxicity in higher plants: a critical review. *J. Plant Physiol.*, 159: 567-584.
- Brodie H.L., Francis R.G. y Lewis E.C. 1994. What makes good compost? *BioCycle*, 35:66-68.
- Cabrera A.L. 1994. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, ACME, tomo II, 1: 85.
- Chaney R.L., Minns J.B. y Cathey H.M. 1980. Effectiveness of digested sewage sludge compost in supplying nutrients for soilless potting media. *J. Am. Soc. Horticultural Sci.*, 105: 485-492.
- Evans D.O. y Rotar P.P. 1987. *Sesbania* in agriculture Boulder. CO: Westview Press.
- Fortun C., Diaz-Burgos M.A., Fortun A. y Polo A. 1995. The value of fertilizers from composting sewage sludge and slivers from pruning trees. *Agrochimica*, 39: 134-142.
- Hartlieb N., Ertunc T., Schaeffer A. y Klein W. 2003. Mineralization, metabolism and formation of non-extractable residues of ^{14}C -labelled organic contaminants during pilot-scale composting of municipal biowaste. *Environ. Pollut.*, 126:83-91.
- He X.T., Logan T.J. y Traina S.J. 1995. Physical and chemical characteristics of selected U.S. municipal solid-waste composts. *J. Environ. Qual.*, 24:543-552.
- Helfrich P., Chefetz B., Hadar Y., Chen Y. y Schnabl H. 1998. A novel method for determining phytotoxicity in composts. *Compost Sci. Util.*, 6 (3): 6-13.
- Iannotti D.A., Grebus M.E., Toth B.L., Madden L.V. y Hoitink H.A.J. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 23: 1177-1183.
- Keeling A.A., Paton I.K. y Mullett J.A.J. 1994. Germination and growth of plants in media containing unstable refuse-derived compost. *Soil Biol. Biochem.*, 26:767-772.
- Lavado, R.S., M. B. Rodríguez and M. A. Taboada. 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109: 360-364
- Myers B.A. y Couper D.I. 1989. Effects of temperature and salinity on the germination of *Puccinellia ciliata* (Bor) cv. Menemen. *Australian J. Agricultural Res.*, 40(3): 561-571.
- Polymenakou P.N. y Stephanou E.G. 2005. Effect of temperature and additional carbon sources on phenol degradation by an indigenous soil *Pseudomonad*. *Biodegradation*, 16: 403-413.
- Radziah O and Shamsuddin H. 1990. Growth and *Sesbania rostrata* on different components on tin tailings. *Pertanika*, 13: 9-15.
- Ratsch H.C. 1983. Interlaboratory root elongation testing of toxic substance on selected plant species. EPA-600/S3-83-051, U.S. Environ. Protection Agency, Corvallis. OR.
- Santos V.L. y Linardi V.R. 2001. Phenol degradation by yeasts isolated from industrial effluents. *J. Gen. Appl. Microbiol.*, 47: 213-22.
- Sweeten J.M. 1998. Composting manure sludge. In National Poultry Waste Management Symp., Columbus, OH. Dep. Of Poultry Sci., Ohio State Univ., Columbus. pp 38-44.
- Tam N.F.Y. y Tiquia S. 1994. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. *Resour. Conserv. Recy.*, 11:261-274.
- Torri, S. I. y Lavado, R.S. 2008. Dynamics of Cd, Cu and Pb added to soil through different kinds of sewage sludge. *Journal of Waste Management* 28: 831-842.
- Unión Europea CEC-Council of the European Communities, 1986. Council directive on the protection of the environment, and in particular of the soil when sewage sludge is used in agriculture. 86/278/EEC. pp 126-129.

- USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Fed Regist. 58:9248-9415.
- USEPA. 1982. Seed germination/root elongation toxicity test. EG-12, Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Wong M.H. y Bradshaw A.D. 1982. A comparison of the toxicity of heavy metals, using root elongation of ryegrass, *Lolium perenne*. The New Phytologist, 91: 255-261.
- Wong M.H., Cheung K.C. y Lan C.Y. 1992. Factors related to the diversity and distribution of soil fauna on Gin Drinkers Bay landfill. Waste Manage. Res., 10: 423-434.
- Wu L., Ma L.Q. y Martinez G.A. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. J. Environ. Qual., 29:424-429.
- Wu L., Ma L.Q. 2001. Effects of sample storage on biosolids compost stability and maturity evaluation. J. Environ. Qual., 30:222-228.
- Yang Z.Y., Yuan J.G., Xin G.R., Chang H.T. y Wong M.H. 1997. Germination, growth and nodulation of *Sesbania rostrata* grown in Pb/Zn tailings. Environ. Manage, 21: 1-6.
- Ye Z.H., Yang Z.Y., Chan G.Y.S. y Wong M.H. 2001. Growth response of *Sesbania rostrata* and *Sesbania cannabina* to sludge-amended lead/zinc mine tailings, A greenhouse study. Environ. International, 26: 449-455.
- Zubillaga M.S. y R.S. Lavado. 2002. Heavy metal content in lettuce plants grown in biosolids compost. 2001. Compost Science & Utilization 10 (4): 363-367
- Zubillaga, M.S., Civeira, G., Rimski-Korsakov, H., Lavado, R.S. 2004. Las pérdidas de amoníaco durante el compostaje de biosólidos y su posible impacto ambiental. Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 77: 88-90.
- Zubillaga, M.S., H. Rimski-Korsakov, G. Travería and R.S. Lavado. 2005. Ammonia volatilization from different organic amendments during storage and after land application. Agrochimica 49 (5-6) 169-174.
- Zubillaga M.S. and R S Lavado. 2006. Phytotoxicity of biosolid compost of different maturity degree compared with biosolids and animal manures. Compost Sci. and Utilization. 14 (4): 267-270.
- Zubillaga M. S. and R. S. Lavado. 2008. Accumulation and movement of four potentially toxic elements in soils throughout five years, during and after biosolid application. American Journal of Environmental Sciences 4(6): 576-582.
- Zucconi F., Pera A., Forte M.E. y de Bertoldi M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle, 22 (2):54-57.