

Nuevas direcciones en vermiestabilización de lodos residuales

M. Islas Espinoza, M. V. Esteller, L. Solís Mejía, M. C. Jiménez Moleón, A. A. Ramírez
Ramírez

Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), Universidad Autónoma del Estado de México
(UAEM)

Resumen

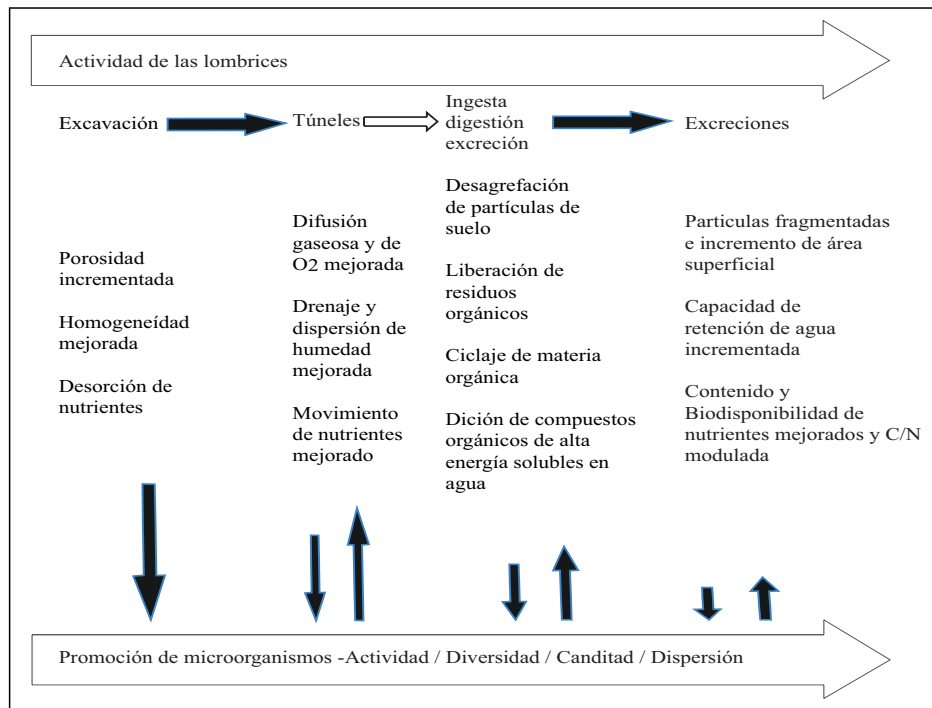
En la mayoría de las localidades rurales de México y de los países en desarrollo, persiste una alta morbilidad ligada a la contaminación microbiológica del agua, y un escaso reúso del agua tratada y de los lodos residuales. Dos operaciones unitarias: *a)* Vermiestabilización microbiológica de lodos crudos. *b)* Vermicomposteo de biosólidos para la transformación de nutrientes, fueron exploradas en sus condiciones y eficacia, utilizando lodos residuales de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) Norte del Valle de Toluca y del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA). La vermiestabilización microbiológica fue viable en ausencia de contaminantes industriales y aclimatando previamente las lombrices. El vermicomposteo, favoreció una liberación más lenta del fósforo (nutriente limitante en un suelo Phaeozem), comparada con un biosólido, y generando un sustrato de alta calidad para la producción vegetal y reproducción de las lombrices.

Introducción

En países tropicales se conjuntan rezagos sanitarios que mantienen una elevada mortalidad infantil por enfermedades gastrointestinales y rezagos tecnológicos. La innovación tecnológica debe considerar las condiciones de cada país y no hacer una simple transferencia de tecnología: esto es el paradigma de la tecnología adecuada lanzado por Mahatma Gandhi como una respuesta a la dominación tecnológica externa. Una vía para lograr la independencia tecnológica y al mismo tiempo la sustentabilidad es “el cuidado responsable que implica emular a la naturaleza en cuanto al uso de recursos y transformación y reciclaje de residuos”, expresada en el Tercer Simposio de Premios Nobel (Steffen *et al.*, 2011).

Por tal motivo, este capítulo muestra resultados de dos investigaciones realizadas en el CIRA, que abordan el tratamiento de lodos residuales bajo una perspectiva sanitaria y de reúso. El denominador común de estas investigaciones es la biorremediación mediante vermicomposteo (una biotecnología sustentable) de lodos residuales.

Fig. 6.1 Efectos biológicos, químicos y físicos de las lombrices en suelos y residuos. Las flechas en ambos sentidos denotan que tanto lombrices como microorganismos participan. Fuente: basado en Hickman (2007).



Fuente:

El vermicomposteo es la biodegradación de residuos en forma natural por lombrices y sus simbioses: hongos, bacterias y actinomicetos. Este proceso genera abonos de alta calidad para el suelo (Fig. 6.1). Las lombrices pueden retardar el enlace de los contaminantes orgánicos a los suelos, liberar los contaminantes previamente enlazados a los suelos para su posterior degradación, promover la diversidad microbológica y dispersar los microorganismos degradadores de contaminantes orgánicos, por lo que pueden ser directamente empleados en estrategias de biorremediación. El vermicomposteo se ha empleado exitosamente en biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos aromáticos policíclicos y bifenilos policlorados, entre otros (Hickman, 2007).

Objetivos

Los objetivos de las dos investigaciones fueron:

1. Reducir la cantidad de patógenos (*Salmonella* spp. y coliformes fecales) hasta niveles permisibles para el reúso de los lodos crudos mediante la vermiestabilización.
2. Evaluar la biodisponibilidad de nutrientes de los biosólidos (lodos residuales digeridos) después de un proceso de vermicomposteo, tomando como caso de estudio el fósforo (P), un nutriente a menudo deficitario en los suelos, pero cuyo exceso puede contaminar los cuerpos de agua naturales y el agua subterránea cuando se aplica al suelo (Tabla 6.1).

Tabla 6.1 Objetivos, combinación de matrices y aplicación de tratamientos de lodos residuales basados en la vermicultura

Objetivo	Proceso 1 Vermiestabilización microbológica	Proceso 2 Vermicomposteo de biosólidos y otros nutrientes de la PTAR Norte				
		Biosólido	Estiércol	Composta	Vermi-Composta	Suelo
Matrices	Lodos secundarios del proceso de lodos activados de las PTAR: Norte y CIRA					
Contaminante	Patógenos microbiológicos	Fósforo				Fósforo
Propósito	Disminuir la morbilidad en el medio rural con un tratamiento de lodos residuales.	Controlar la eutroficación de las aguas subterráneas Producir fertilizante de alta calidad Medir la biodisponibilidad de los nutrientes (sorción y desorción)				Fertilización de un suelo agrícola

Fuente:

Métodos

Vermiestabilización microbiológica de lodos crudos

El lodo residual municipal puede ser estabilizado mediante vermicomposteo con diversas especies de lombrices (Cardoso-Vigueros, 2008). Sin embargo, *Eisenia fetida* es la más comúnmente utilizada (Domínguez *et al.*, 2005) y también se usó en esta investigación. El vermicomposteo con *E. fetida* es considerada por la *Environmental Protection Agency* de USA (EPA) como capaz de eliminar microorganismos patógenos y producir biosólidos de la mejor calidad microbiológica a pequeña y gran escala (Eastman *et al.*, 2001). En dicho estudio partieron de biosólidos de calidad intermedia, con niveles de patógenos insuficientes o ausentes, por lo que fueron inoculados. En cambio, los resultados que enseguida se describen partieron de lodos crudos del proceso de lodos activados con altos contenidos de patógenos, los cuales fueron tratados con diferentes concentraciones de cal y ácido peracético, así como diferentes densidades de lombrices. Los lodos analizados procedieron de dos PTAR: Norte del Valle de Toluca y la del Centro Interamericano de Recursos del Agua.

El estándar para la eliminación de patógenos (estabilización) de lodos residuales con cal es usar dicho compuesto para lograr un pH de 12 o mayor, por lo menos durante dos horas. Para lograr este criterio se debe cumplir un pH=12 mínimo por 30 minutos (APHA-AWWA-WEF, 1992). Se usó pH=12 por 2 h como criterio para evaluar la vermiestabilización (Tabla 6.2). Asimismo, se compararon el método con cal y la vermiestabilización con la estabilización ácida (ácido peracético), ya que en algunos experimentos este último método ha generado biosólido de calidad microbiológica suficiente para uso agrícola y forestal conforme a la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Barrios-Pérez, 2003).

La innovación en este proyecto fue usar lodos crudos, es decir, los que se pueden obtener directamente de aguas residuales domésticas o de una comunidad rural. Se cuantificaron los números de coliformes fecales y *Salmonella* spp. La lombriz *E. fetida* sirvió también como bioindicador de picos de contaminación en las dos plantas donde se muestrearon los lodos residuales.

Tabla 6.2 Métodos empleados en la comparación de tratamientos con cal, ácido peracético y vermicomposteo

<i>Parámetro</i>	<i>Método</i>
pH	Lodo líquido. Medición directa en la matriz con medidor Hanna HI991300.
	Lodo deshidratado. Mezcla de lodo con agua destilada, proporción 1:2 (NOM-021-RECNAT-2000), medidor Hanna HI991300.
Temperatura	Medición directa en la matriz, termómetro de mercurio marca Brannan (-20 a 150°C).
Humedad	2540G – Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 1992).
Nitrógeno total	Procedimiento de digestado (NOM-021-RECNAT-2000)

NUEVAS DIRECCIONES EN VERMIESTABILIZACIÓN DE LODOS RESIDUALES

Amoniaco	Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 1992).
Carbono Orgánico	Método de Walkley & Black (Pulido <i>et al.</i> , 1992).
Sólidos Totales	2540G – Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 1992).
Sólidos Volátiles	2540G – Métodos Estándar (APHA-AWWA-WEF, 1992).
Coliformes fecales	Método de la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Anexo III).
<i>Salmonella</i> spp.	Método de la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Anexo IV).
Estabilización Ácida	Prueba con equipo de jarras a 320 rpm, con 1 L de lodo líquido (Díaz-Avelar <i>et al.</i> , 2004). Para cumplir la norma, las dosis fueron: 4000, 6000 y 8000 ppm, dosis establecidas por la experimentación. Tiempo de contacto entre reactivo y lodos: 30 minutos. Para detener la reacción del ácido, se agrega una mezcla de tiosulfato de sodio y de catalasa (Baldry, 1995).
Estabilización con cal hidratada (hidróxido de calcio)	Prueba de jarras a 320 rpm, con 1 L de lodo líquido. Las dosis fueron 700 Kg Ca(OH) ₂ / ton ST, 2000 Kg Ca(OH) ₂ / ton ST y 5000 Kg Ca(OH) ₂ / ton ST, establecidas experimentalmente) y se probaron cuando el lodo tenía una concentración de sólidos de 1-1.5% (Metcalf & Eddy, 1996). Se registró el pH cada 10 minutos durante 2 horas. Dosis: 700 mil/1 millón, 2Mg/1Mg y 5Mg/1Mg g sólidos totales.
Vermicomposteo	Se emplea <i>Eisenia fetida</i> (Eastman <i>et al.</i> , 2001) por 10 semanas, con razones 0.8:1, 1:1 y 1.2:1 biomasa de lombriz/sustrato, en recipientes de plástico con aeración y drenaje en la base, capa de guijarros, una de piedra pequeña (como para acuario) y arena granular (Norbu, 2002), cada uno con 1.5 kg de lodo y biomasa de 17.14, 21.43 y 25.72 g. El espesor del sustrato no deberá rebasar el que ocasiona la muerte de las lombrices por sobrecalentamiento (McClintock, 2004).

Fuente:

Biodisponibilidad de nutrimentos

Se colectaron ocho muestras de suelo Phaozem de aproximadamente 1.5 kg del Horizonte Ap (0-30 cm), utilizando un muestreo de tipo aleatorio de una parcela agrícola ubicada en el ejido de Xonacatlán. Las muestras fueron mezcladas, para obtener una muestra compuesta, secadas al aire y pasadas por un tamiz (< 2 mm). El muestreo de los biosólidos se llevó a cabo en la PTAR Toluca Norte recopilando aproximadamente 30 kilogramos. Las muestras se mantuvieron a temperatura ambiente, tapadas y en la oscuridad para su uso en la elaboración de vermicomposta, pruebas de sorción y análisis fisicoquímicos. El estiércol utilizado para el experimento fue de tipo vacuno y composteado. Uno de los propósitos del vermicomposteo fue obtener un producto con propiedades semejantes a un abono orgánico comercial y con un grado de estabilización parecido al humus. Se elaboraron las mezclas para el sustrato de la lombriz a partir de biosólidos provenientes de la PTAR Toluca Norte con diferentes proporciones de estiércol, ya que en un primer experimento utilizando biosólido fresco como único sustrato, las lombrices perecieron.

Se realizaron diferentes combinaciones biosólido-estiércol como se muestra en la Tabla 6.3. Las mezclas se colocaron en recipientes de tres litros de capacidad con orificios en la parte inferior para permitir la salida de lixiviados. La cantidad de sustrato

para cada uno de estos tratamientos correspondió a 0.8 kg con base seca. Durante el proceso de vermicomposta se monitoreó la humedad (70%) midiéndola con un hidrómetro para suelos. La temperatura ambiente promedio fue de 15 ± 2 °C.

El proceso de vermicomposteo (vermicomposteo) comenzó con 50 lombrices adultas por cada uno de los tratamientos, lo que equivalió a 40 g de biomasa de lombriz. El diseño experimental fue completamente aleatorio, con tres repeticiones.

Tabla 6.3 Composición de los diferentes tratamientos para elaborar las vermicompostas

<i>Tratamiento</i>	<i>Biosólidos (%)</i>	<i>Estiércol (%)</i>
A	70	30
B	80	20
C	90	10
D	95	5

El muestreo de las vermicompostas se realizó a los 50 días. Para evaluar la reproducción y supervivencia de la lombriz, se realizó un conteo manual de las lombrices adultas, jóvenes y el número de cocones después de los 50 días.

Se realizó un análisis microelemental con un microscopio electrónico de barrido de bajo vacío marca JEOL modelo 5600- LV acoplado a una microsonda marca NORAN, modelo Vantage 1.4.1. Este análisis se llevó a cabo en el Instituto de Física de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Para llevar a cabo la cinética de sorción del suelo con solución patrón se pesaron 2.5 g de suelo y se colocaron en tubos de polipropileno de 50 mL. Se le adicionaron 25 mL de una solución de KCl 0.01 M con 30 mg P L⁻¹, y se agitaron a diferentes tiempos (1, 4, 8, 18, 24, 30, 48, 54 y 76 h) a 180 opm. Al término de cada periodo, se tomó una alícuota de 5 mL y se aforó a 50 mL en un matraz volumétrico. De éste último, se tomaron 5 mL y se colocaron en un matraz volumétrico de 50 mL, se adicionaron 5 mL de solución reductora y se aforó. Se dejó reposar durante 40 min y se leyó la absorbancia por espectrofotometría a una longitud de onda de 882 nm. Con los resultados obtenidos, se determinó el tiempo en el cual ya no había más sorción de P en el suelo. Con las muestras contenidas en los tubos del experimento de sorción se realizaron cuatro procesos de desorción continuos para el suelo (Lair *et al.*, 2009); para lo cual 25 mL de una solución de KCl 0.01M se adicionaron a los tubos, los cuales fueron agitados durante una hora a 180 opm. Al término de este tiempo, los tubos fueron centrifugados durante 10 min y se filtraron las suspensiones. Después se

tomó una alícuota de 15 mL, la cual se colocó en un matraz volumétrico de 50 mL, se adicionaron 5 mL de solución reductora y se aforó. Esta solución se dejó reposar 40 min y se leyó la absorbancia por espectrofotometría a una longitud de onda de 882 nm (Graetz & Nair, 2009).

Para diseñar los experimentos para las cinéticas de desorción: suelo-biosólido y suelo-vermicomposta se consideró la concentración de P disponible en el biosólido y la vermicomposta, así como las dosis aplicadas por los agricultores de Xonacatlán. En esta zona agrícola se adicionan 150 kg ha⁻¹ de fosfato ácido diamónico (DAP) ((NH₄)₂HPO₄), del cual 23.66% corresponden al P, lo que resultó en 35.5 kg de P, y tomando en cuenta la concentración de P en el biosólido y vermicomposta (alrededor de 2300 mg kg⁻¹). La cantidad de P a adicionar al suelo correspondió a 17.625 Mg ha⁻¹, por lo tanto, las dosis estudiadas fueron: 0, 18, 36, 50, 80 y 100 Mg ha⁻¹.

Resultados y discusión

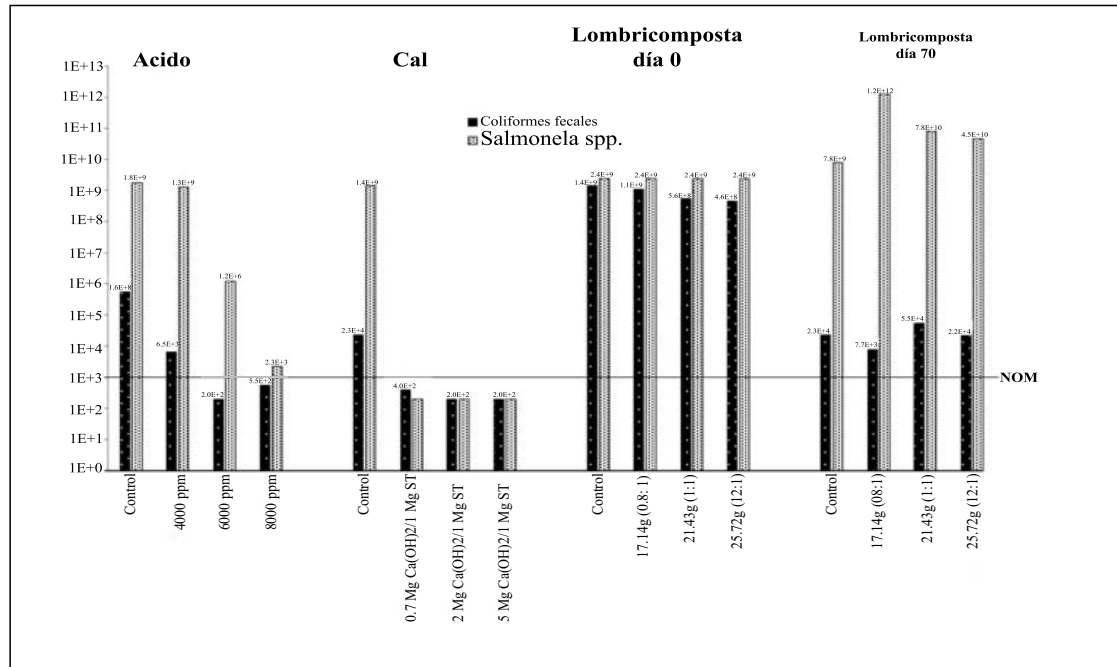
Vermiestabilización microbiológica de lodos crudos

En el experimento de vermiestabilización de patógenos las lombrices funcionaron como bioindicadores de contaminación en las dos PTAR. La mortalidad fue completa después de un día de exposición en el lodo de la planta Norte y de 3.5 días en la del CIRA. Los lodos residuales de las dos plantas tenían altos niveles de amonio, lo cual pudo haber ocasionado dicha mortalidad. Sin embargo, de acuerdo con entrevistas realizadas a los responsables de dichas plantas, existieron picos de contaminación industrial en las PTAR estudiadas, lo cual pudo haber afectado también a las lombrices, sin embargo, dichos contaminantes no fueron determinados en este estudio.

En cuanto a los microorganismos patógenos, la vermiestabilización disminuyó el número de coliformes fecales en los lodos crudos de 4 a 6 órdenes de magnitud, la cal logró un biosólido reusable en agricultura y forestería en todas las concentraciones y el ácido peracético lo logró en la concentración mayor (Fig. 6.2). La disminución de *Salmonella* spp., fue también muy favorable con cal a todas las concentraciones. Con ácido la disminución fue de 3 y 6 órdenes de magnitud a las mayores concentraciones. Sin embargo, la vermicomposta aumentó el número de *Salmonella* spp., es decir, que se generó un medio propicio para el desarrollo de ésta bacteria por la presencia de la lombriz. No todas las especies de *Salmonella* son patógenas, pero se deberá tener precaución en el manejo de lodos vermicomposteados en cuanto a esta especie. La cal fue eficaz en cuanto a costo y rapidez (2h), pero presenta un alto poder corrosivo, dosis elevadas que generan grandes volúmenes de sólidos, varios días para bajar el pH y un

manejo que implica precauciones. En favor del ácido peracético estuvo la rapidez (30 min) y el hecho que contamina relativamente poco (se disocia como oxígeno y peróxido de hidrógeno). Sin embargo, en su forma original el ácido es de manejo delicado y tiene un olor muy penetrante. En cuanto a la vermiestabilización, se eliminó el olor fétido y generó recursos con valor económico (fertilizantes sólido y líquido para suelos). Pero su eficacia contra coliformes fecales no difirió del control y pareció promover la colonización de *Salmonella* spp., después de 70 días. La vermiestabilización es más ventajosa ambientalmente, pero no parece eficaz cuando se aplica a lodos crudos con posible contaminación industrial y sin previa aclimatación al medio. Además, debe contarse con pie de cría de lombriz o el costo inicial puede ser elevado.

Fig. 6.2 Número más probable de coliformes fecales y *Salmonella* spp. antes y después de la estabilización microbiológica (NMP/g sólidos totales, escala logarítmica). Lodo crudo biológico y secundario procedente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Centro Interamericano de Recursos del Agua, 2011. 1E+X significa (10)^X. La línea horizontal indica 1000 NMP coliformes fecales, el valor máximo en un biosólido de clase B en la NOM-004-SEMAR-NAT-2002.



Fuente:

Se podría optimizar la estabilización microbiológica disminuyendo la cantidad de cal y aminorando la contaminación industrial como en otros estudios: suelos contaminados por metales pesados enmendados con biosólidos estabilizados con cal, aseguraron 100% de sobrevivencia en lombrices composteadoras (Sánchez-Hernández, 2006). En el caso de lodos crudos, se podría estabilizar con una cantidad reducida de cal y luego terminar con vermiestabilización. Respecto al uso de *E. fetida* como bioindicador, sería preferible usarla en sistemas con suelo para pruebas subletales o efectos de bioacumulación y no solamente en efectos letales con picos de contaminación.

Biodisponibilidad de nutrientes

Biodisponibilidad de macronutrientes

Los cambios al agregar biosólido o vermicomposta de biosólido al suelo son: aumento de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg) y regulación de carbono orgánico, materia orgánica y la relación C/N (Tabla 6.4). Cabe mencionar que no se encontró P en el suelo, lo que indica que posiblemente éste fue un elemento limitado. Los elementos más abundantes en las muestras de suelo fueron carbono, oxígeno, silicio, aluminio y hierro.

Tabla 6.4 Resultados del análisis elemental del suelo, comparado con biosólido y vermicomposta

<i>Elemento /parámetro</i>	<i>Suelo Phaeozem (% en peso del elemento medido)</i>	<i>Biosólidos PTAR Toluca (Vaca et al., 2005, Esteller et al., 2009)</i>	<i>Vermicomposta (Aburto, 2009)</i>
C	31.11	37.38 (a)	14 – 30 (a)
O	20.17		
Na	0.24	0.05 – 0.2	0.02
Al	9.48		
Si	23.36		
K	0.99	0.5 – 0.6	2 – 8
Ca	0.93	0.4 – 0.5	2 – 8
Ti	0.84		
Fe	10.8		
Cu	2.09		
Mg	0.19	0.1 – 0.4	1- 2.5

N		4.2 – 4.9	2 – 8
P		0.5 – 0.9	1.0 - 2.5
Materia orgánica		61 – 68	30 – 70
C/N		5.4-8.4	10 – 11

Fuente:

(a) Carbono orgánico

La vermicomposta aumentó el contenido de materia orgánica de 47% en biosólido (Tabla 6.5) a 50-60% en las vermicompostas (debido al estiércol añadido como co-sustrato), valores altos que pueden favorecer la supervivencia y desarrollo de las lombrices. El biosólido tuvo más N total, pero la vermicomposta indujo aumentos no lineales de N inorgánico (el que aprovechan las plantas): mientras el contenido de biosólido aumentó 10% entre los tratamientos A, B y C, el N aumentó del simple al doble entre A y B, y del simple al cuádruple entre A y C. La vermicomposta presenta enzimas, hormonas, vitaminas y antibióticos producidos por el consorcio lombriz-microorganismos, que regulan los procesos bioquímicos en plantas y suelo, interactúan de manera repetida sin desactivarse, y modulan la liberación o absorción de nutrientes del suelo (Capistrán *et al.*, 2004). La mineralización del N por la microflora es muy intensa en el intestino de las lombrices y continúa por varias horas en los turrículos frescos (excreciones) (Mariani *et al.*, 2007). El biosólido tuvo una relación C/N baja que mejoró con la adición de estiércol composteado. Todos las vermicompostas cumplieron la norma de C/N < 20 (C orgánico entre N total, NMX-FF-109-SCFI-2007).

Tabla 6.5 Caracterización fisicoquímica de los componentes del sustrato y de los tratamientos de vermicomposteo

Parámetro	Biosólido	Estiércol	Tratamiento A	Tratamiento B	Tratamiento C
Biosólido:estiércol			7:3	8:2	9:1
pH	6.01	7.38	5.65	5.80	5.82
Materia orgánica (%)	47.30	70.02	60.70	56.83	54.83
C orgánico (%)	27.44	40.47	35.21	32.96	31.80
N total (%)	3.20	1.03	1.86	2.18	2.55
N inorgánico (mg kg-1)	162.73	44.28	539.36	1081.69	1950.89
P disponible (mg kg-1)	2310.25	970.49	1882.53	1936.89	2203.96
Relación C/N	8.58	39.38	19.19	15.83	12.46

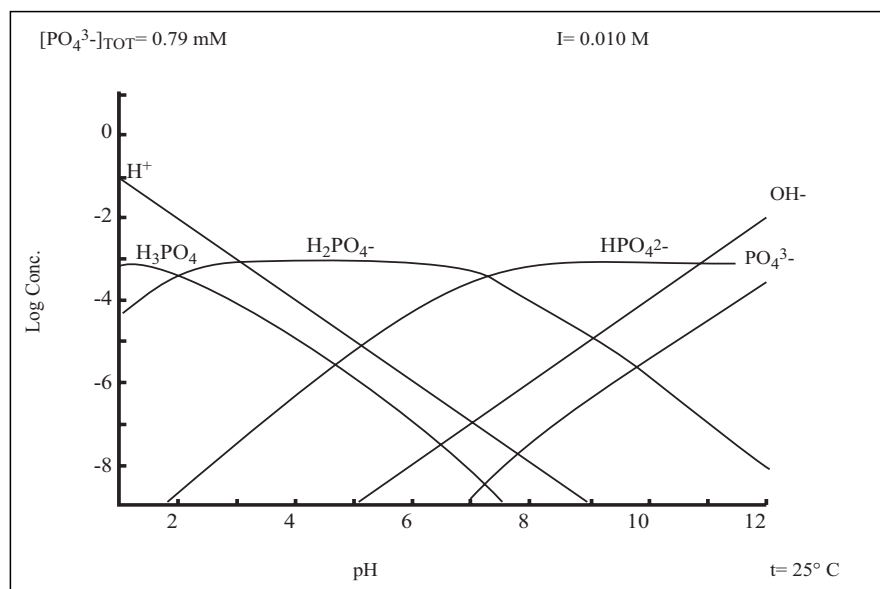
Fuente:

Supervivencia y reproducción de la lombriz

En el caso del tratamiento 95-5% biosólido-estiércol (D), la lombriz no sobrevivió. Lo anterior, pudo deberse a procesos de amonificación que se presentaron en el biosólido fresco (Carbonell *et al.*, 2009) y/o por la falta de oxígeno (Kaushik & Garg, 2003), o incluso por el cambio drástico de sustrato, ya que las lombrices inicialmente fueron extraídas de una cama de estiércol equino y colocadas en las mezclas con biosólido fresco. Los tratamientos A y B tuvieron las proporciones biosólido-estiércol más adecuadas para el crecimiento de las lombrices (Solís-Mejía *et al.*, 2012).

Los resultados del análisis microelemental del suelo fueron de utilidad para corroborar las posibles interacciones del P, con Al y Fe. Con ayuda del paquete MEDUSA (Make Equilibrium Diagrams Using Sophisticated Algorithms) (Romero, 1999) se elaboraron diagramas de especiación. Se tomaron en cuenta la concentración de los iones presentes determinados como fosfatos y la fuerza iónica para estudiar las especies predominantes. La Fig. 6.3 esquematiza diversas especies de fosfato en el suelo dentro del intervalo de pH de 1 a 12. Al tomar el pH del suelo (4.5) se observa el predominio de la especie H_2PO_4^- , sin embargo, también se presentaron H_3PO_4 y HPO_4^{2-} . Lo anterior concuerda con Soinne (2009) donde la forma iónica del P solubilizado depende del pH de la solución del suelo y las especies predominantes en suelos ligeramente ácidos es H_2PO_4^- .

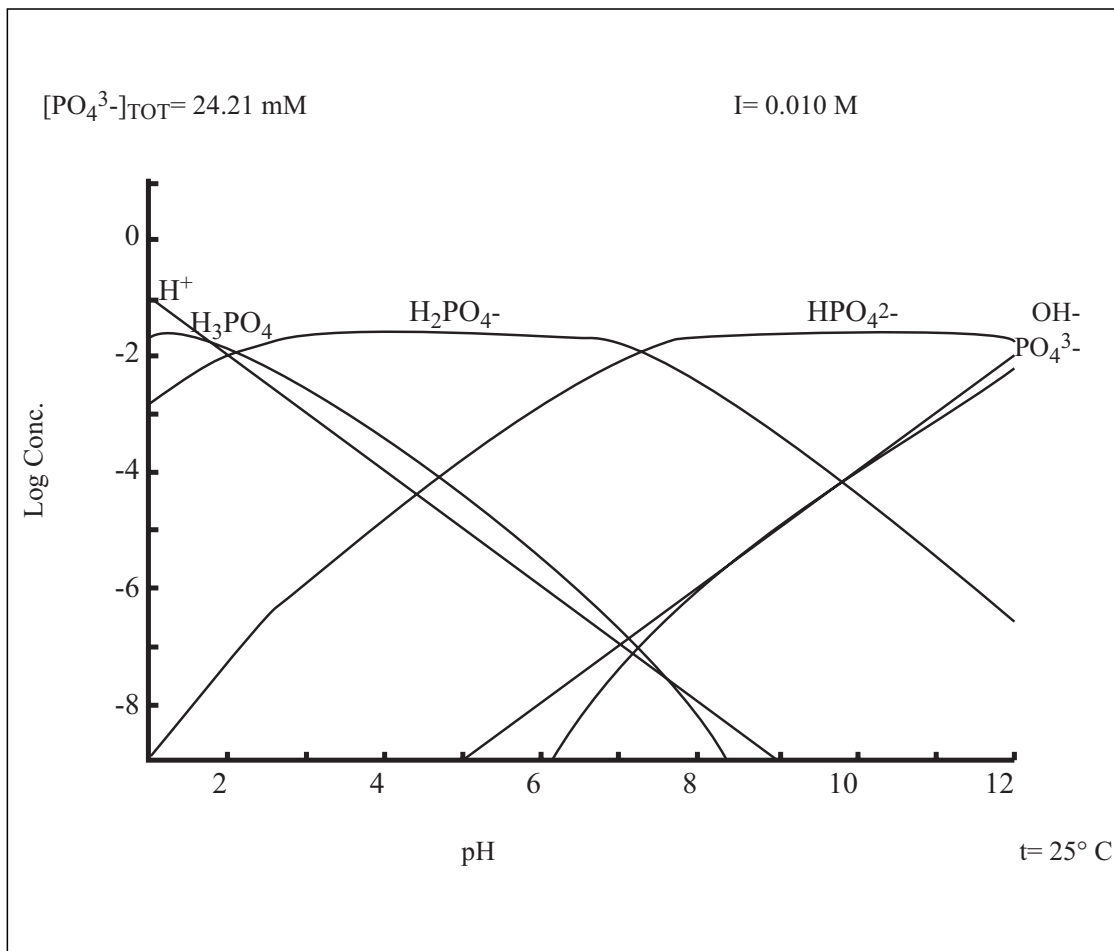
Fig. 6.3 Diagrama de existencia predominio de especies para el P en el suelo, con una fuerza iónica de 0.01 M de KCl.



Fuente:

La Fig. 6.4 para biosólido y vermicomposta presentó un comportamiento similar al del suelo, predominando el H_2PO_4^- , pero aumentando la presencia de HPO_4^{2-} y disminuyendo la del H_3PO_4 .

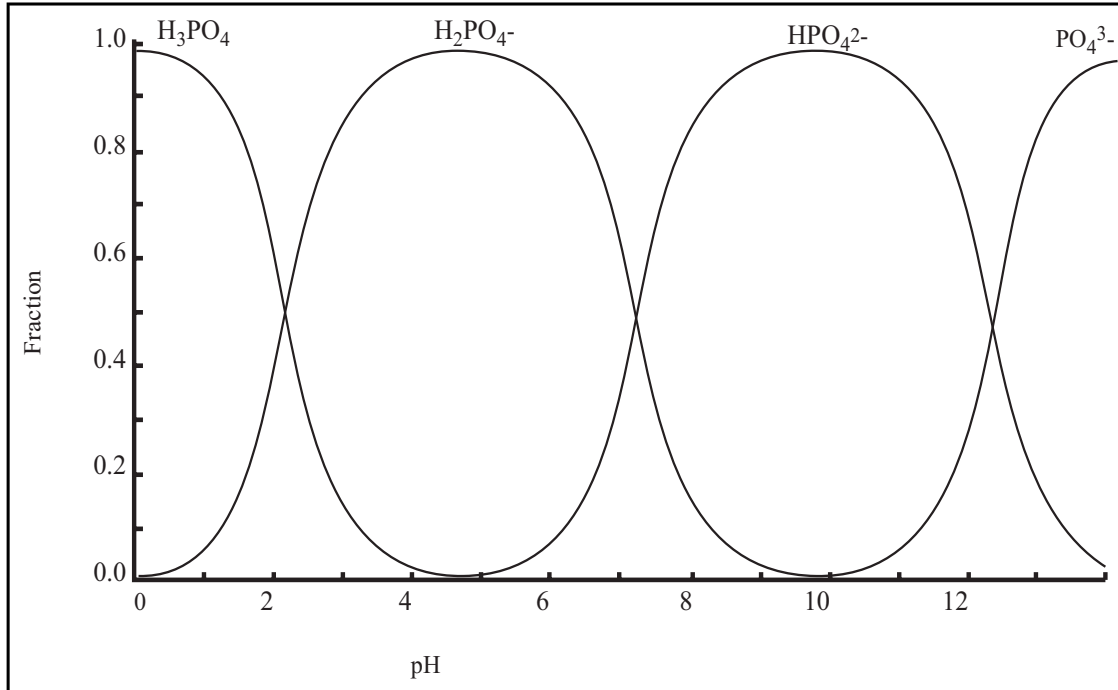
Fig. 6.4 Diagrama de existencia predominio de especies para el P en el biosólido y vermicomposta, con una fuerza iónica de 0.01 M de KCl.



Fuente:

También se realizó gráficamente la distribución general de las especies fosfatadas (Fig. 6.5). La Fig. 6.5 muestra que el H_2PO_4^- fue la especie dominante en la solución del suelo cuando el pH varió de 2 a 7.

Fig. 6.5 Diagrama de distribución de especies fosfatadas en función del pH.



Fuente:

Por tanto, el pH fue factor decisivo para que el fósforo se presentara en una especie o en otra.

Biodisponibilidad del fósforo

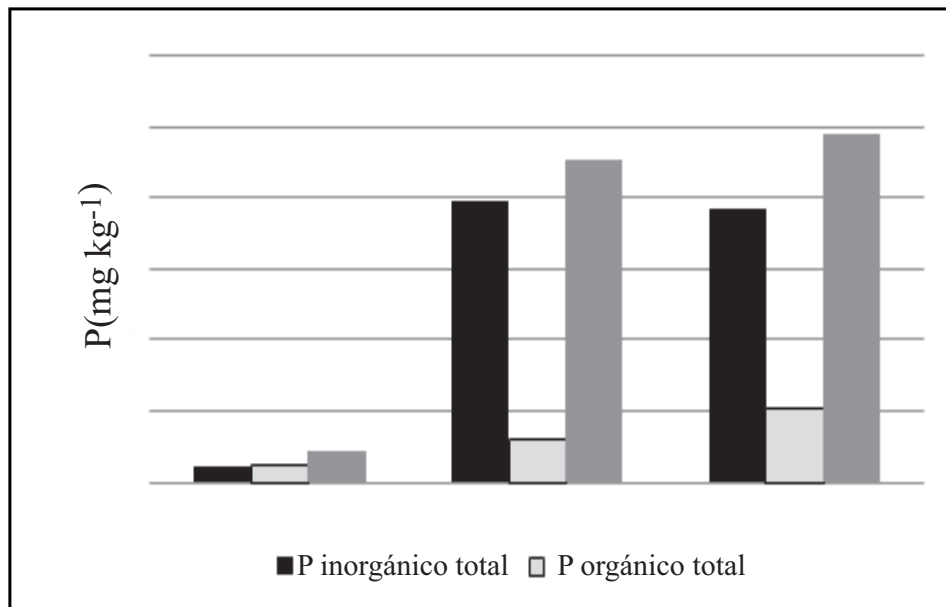
Con base en los valores más altos de N y P disponible obtenidos en el tratamiento C, se eligió éste tratamiento para llevar a cabo un estudio con mayor detalle, y para su posterior aplicación en el suelo agrícola. Además con este tratamiento es con el que se emplea un mayor porcentaje de biosólido, por lo que supone un mayor reuso y aprovechamiento de estos residuos. Los análisis que se llevaron a cabo para el tratamiento C fueron el fraccionamiento de P inorgánico y los de cinética de desorción.

La fracción de P ligeramente soluble es la que está más fácilmente disponible para las plantas (Boschetti *et al.*, 2003). Dicha fracción no fue detectada en el suelo, mientras que en el biosólido y vermicomposta los valores fueron muy similares (47.35 y 46.46%, respectivamente). El P ligado al Al no se encontró en suelo, aunque el análisis microelemental reporta Al, éste no se encontró ligado al P, sino en interacción con un silicato ($Al_2Si_4O_{10}(OH)_2$). Para el biosólido y la vermicomposta se reportaron valores de P ligado al Al de

24.59 y 24.50%, respectivamente, lo que indica que hubo adición de sales de este metal durante el proceso de tratamiento de las aguas residuales y la concentración del Al fue más alta que en el suelo, de tal manera que interactuó con el fosfato.

El P ligado al Fe fue positivo en el suelo, representando 10.96% de la suma total de las fracciones y el compuesto detectado fue $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. El P soluble restante en el suelo presentó un alto porcentaje (84%) del total. Por su parte, la concentración de P ligado al Fe fue muy similar en el biosólido y vermicomposta, lo que se puede atribuir a que no existe una bioacumulación significativa de este elemento en la lombriz. La concentración de Fe fue alrededor de 10 veces menor que la encontrada para el Al. En reacciones neutras o alcalinas predominan los fosfatos de calcio. En condiciones ácidas los de Fe y Al (Fassbender & Bornemisza, 1994). Subillaga & Vázquez (1993) afirman que una forma simple de clasificar el fósforo del suelo es por su naturaleza orgánica o inorgánica (presente como fosfatos). La Fig. 6.6 muestra las concentraciones de P orgánico e inorgánico para cada una de las matrices. Como se puede observar el P inorgánico es el que predomina en el biosólido y en la vermicomposta, mientras que en el suelo hay una relación similar entre los dos tipos. Su *et al.*, (2007) también encontraron que las formas inorgánicas del P fueron las que predominaron al realizar el fraccionamiento de P en suelos enmendados con biosólidos.

Fig. 6.6 P inorgánico y orgánico total y P total (mg Kg⁻¹) en las matrices de suelo, biosólido y vermicomposta.



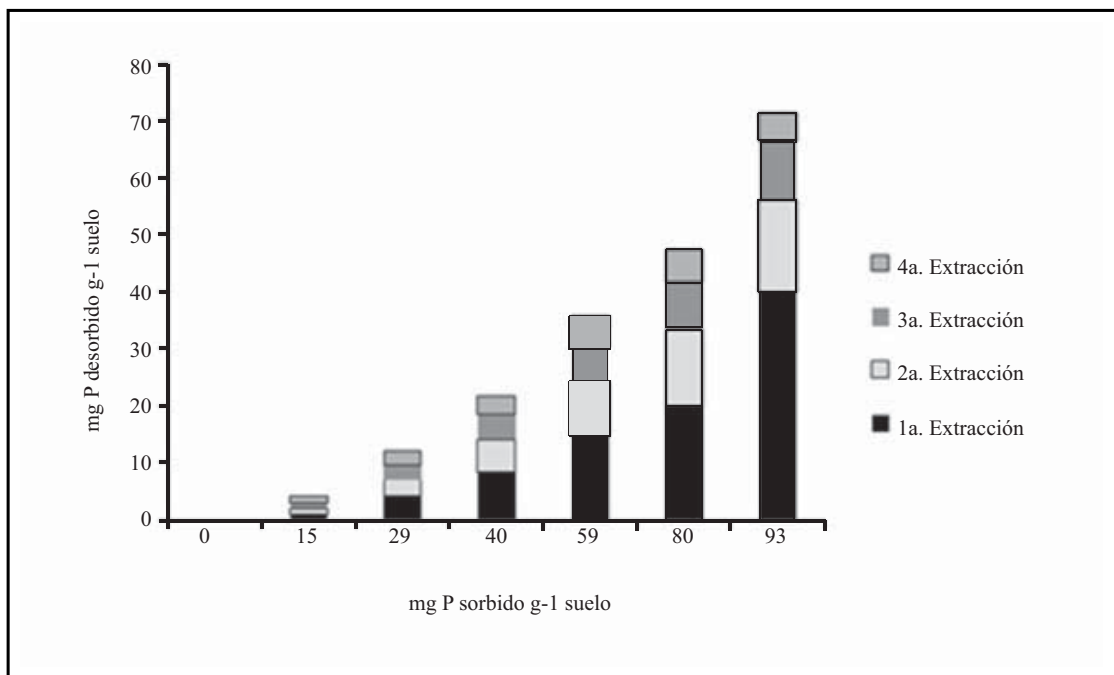
Fuente:

Es importante resaltar que las fuentes orgánicas (biosólido y vermicomposta) de P son conocidas por incrementar la disponibilidad del P más que los fertilizantes inorgánicos y aumentar el uso eficiente del P aplicado (Fekri *et al.*, 2011).

Desorción del P suelo-solución patrón

La Fig. 6.7 muestra las concentraciones de P desorbido en el suelo utilizando soluciones patrón contra los cuatro procesos de extracción en la misma muestra. Como se observa, la primera extracción tuvo concentraciones apreciables desorbidas de P, haciéndose menor en las siguientes extracciones y llegando a valores constantes, lo cual está acorde con Sidique & Robinson (2004), quienes encontraron que la liberación del P es rápida al principio haciéndose cada vez más lenta llegando a un valor casi constante cuando se acerca al equilibrio. La reacción rápida inicial representa la desorción del P más lábil, mientras que las últimas fracciones pueden estar relacionadas con las menos móviles, lo cual es proporcional al número de sitios ocupados por el fosfato (Hosseinpur & Pashamokhtari, 2008). El porcentaje de fósforo desorbido fue de 26 a 78% en función de la concentración inicial de P.

Fig. 6.7 Desorción del P en suelo previamente tratado en isotermas de sorción.



Fuente:

Para todas las concentraciones, la desorción de P se hizo casi imperceptible después de la cuarta extracción, a pesar de los amplios intervalos de concentración inicial del P. Cuando un suelo se satura de fósforo llega un punto en donde la precipitación de compuestos ligeramente solubles puede presentarse. Por el contrario, si las concentraciones de P en la solución son bajas, el complejo de sorción liberará al P en una cantidad tal que corresponda a la solubilidad de los compuestos presentes menos estables (McDowell & Sharpley, 2003).

Cinéticas de desorción en suelo-biosólido y suelo-vermicomposta

El sistema suelo-biosólido registró concentraciones mayores de P desorbido (40 mg P kg^{-1}) para una dosis de 100 Mg ha^{-1} , mientras que en el sistema suelo-vermicomposta el valor fue ligeramente inferior (30 mg P kg^{-1}) para la misma dosis, lo que podría indicar que el P en el biosólido (cerca de 25% más P desorbido en biosólido que en vermicomposta) se libera más fácilmente. La liberación menor en suelo acondicionado con vermicomposta se puede atribuir a que los turrículos producidos por la lombriz conservan su estructura y porosidad, lo que asegura una liberación lenta y regulada de los nutrientes sin pérdidas por erosión, lavado o lixiviado (Capistrán *et al.*, 2004). Durante el proceso de vermicomposteo se generan ácidos húmicos, fúlvicos y huminas, que regulan la liberación de nutrientes. Algunas de las sustancias formadas pueden tener una asimilación inmediata y libre hacia las plantas, mientras que otras permanecen inmovilizadas, y sólo se liberan cuando la demanda de las plantas es mayor. Esto representa una interesante sincronía entre la retención y/o liberación de nutrientes y la demanda de nutrientes por la plantas (Heal *et al.*, 1997).

Lo anterior indica que el P en solución, ya sea en el sistema suelo-biosólido o suelo-vermicomposta, podría perderse por lixiviación pudiendo originar problemas de calidad del agua. Hosseinpur y Pashakhmotari (2008) afirman que la desorción de 16 mg kg^{-1} de P y su transporte a las aguas superficiales podría afectar la calidad del agua al producirse la eutrofización. Si se considera el valor de 16 mg kg^{-1} de P liberado como límite para evitar la eutrofización, entonces sólo dosis de 18 y 36 Mg de biosólido podrían aplicarse a una hectárea de suelo, mientras que utilizando vermicomposta se podrían añadir hasta 50 Mg por ha^{-1} .

Conclusiones

La vermiestabilización disminuyó el número de coliformes fecales en los lodos crudos de 4 a 6 órdenes de magnitud, la cal logró un biosólido reusable en agricultura y forestería en todas las concentraciones evaluadas y el ácido peracético lo logró en la concentración mayor.

La disminución de *Salmonella* spp. fue posible con cal en todas las concentraciones aplicadas. Con el ácido, la disminución fue de tres y seis órdenes de magnitud a las mayores concentraciones. Sin embargo, la vermicomposta aumentó el número de *Salmonella* spp.

Los biosólidos representan material factible para la elaboración de vermicomposta, sin embargo, se deben utilizar mezclados con estiércol (mínimo 10%), para permitir la sobrevivencia de la lombriz.

La supervivencia y reproducción de la lombriz fueron mayores en los tratamientos A y B, lo cual indica que la concentración del biosólido en las mezclas influye significativamente en estos parámetros

En el tratamiento C (90% biosólido-10% estiércol) se detectaron las concentraciones más altas de N y P, macronutrientes disponibles para las plantas, por lo tanto fue el de mejor calidad como fertilizante.

Las características fisicoquímicas del suelo permitieron explicar el proceso de sorción del P, a través de la formación de compuestos fosfatados de Al y Fe a un pH ácido.

Con el fraccionamiento del P, se detectó que la forma de P presente en mayor proporción en el biosólido y vermicomposta fue el P inorgánico, el cual se encuentra más disponible para las plantas.

El fraccionamiento del P mostró que las concentraciones de las diversas fracciones fueron similares entre el biosólido y la vermicomposta. Para el suelo no se detectaron fracciones disponibles.

A pesar de que las concentraciones de P disponible en el biosólido y vermicomposta fueron similares, el sistema suelo-biosólido desorbió 25% más de P comparado con el de suelo-vermicomposta.

A partir del biosólido se obtuvo un abono orgánico, cuyas características físicas y químicas se encontraron dentro de la normatividad mexicana para una vermicomposta. Dicha vermicomposta presenta diversas ventajas frente al biosólido; una de ellas es la menor y más lenta liberación del P.

Referencias

- Aburto, F. (2009) La lombriz roja, su actividad en el suelo y sus posibles usos en suelos con cero labranza. En: <http://www.sap.uchile.cl/descargas/agronomia/lombrices.pdf>. Consultado el 09/enero/2009
- APHA (American Public Health Association)–AWWA (American Water Works Association)–WEF (Water Environment Federation) (1992) Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S.A. Decimoséptima edición en español. Madrid
- Baldry MGC, Cavadore A, French MS, Massa G, Rodrigues LM, Schirch PFT, Threadgold TL (1995) “Effluent disinfection in warm climates with peracetic acid”, en *Wat. Sci. Tech.* 31 (5-6). 161-164 pp
- Barrios-Pérez JA (2003) Estabilización ácida de lodos de plantas de aguas residuales para la producción de biosólidos. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México
- Boschetti NG, Quintero CE, Benavidez RA, Giuffre L (2003) “Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la Mesopotamia argentina”, en *Ciencia del suelo* 21:1-7
- Capistrán F, Aranda E, Romero J (2004) Manual de reciclaje, compostaje y vermicompostaje. 1ª ed. Instituto de Ecología AC, Xalapa, México:90-99
- Carbonell G, Gómez P, Babín M, Fernández C, Alonso E, Tarazona JV (2009) “Sewage sludge applied to agricultural soil: Ecotoxicological effects on representative soil organisms”, en *Ecotoxicol. Environ Safe.* 72:1309-1319
- Cardoso-Vigueros L (2008) Vermicomposteo. En: Ramírez-González, A *et al.* (Ed.) Lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México:249-279
- Domínguez J, Velando A, Ferreiro A (2005) Are *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) and *Eisenia andrei* Bouché (1972) (*Oligochaeta*, *Lumbricidae*) different biological species? *Pedobiologia* 49:81-87
- Eastman BR, Kane PN, Edwards CA, Trytek L, Gunadi B, Stermer AL, Mobley JR (2001) “The effectiveness of vermiculture in human pathogen reduction for U.S. EPA. Biosolids Stabilization”, en *Compost Sci. Util* 9(1):38-49
- Esteller MV, Martínez-Valdés H, Garrido S, Uribe Q (2009) “Nitrate and phosphate leaching in a phaeozem soil treated with biosolids, composted biosolids and inorganic fertilizers”, en *Waste Manag.* 275:1936-1944
- Fassbender HW & Bornemisza E (1994) Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 2ª ed. Costa Rica:408-420

- Fekri M, Gorgin N, Sadegh L (2011) "Phosphorus desorption kinetics in two calcareous soils amended with P fertilizer and organic matter", en *Environ. Earth Sci.* Springer DOI 10.1007/s12665-010-0892-9
- Graetz DA & Nair VD (2009) Phosphorus sorption isotherm determination. In *Methods of phosphorus analysis for soil, sediments, residuals and waters*. Eds. Kovar L. J and Pierzynski G.M. Southern Cooperatives Seires. Bulletin No. 408. SERA-IEG 17. Pp 33-37
- Heal OH, Anderson JM, Swift MJ (1997) Plant litter quality and decomposition: an historical overview. En: *Driven by nature, plant litter quality and decomposition*. CAB International, Londres:3-32
- Hickman ZA (2007) The prediction of bioremediation potential and the application of novel bioremediation approaches. PhD thesis, University of East Anglia, Reino Unido
- Hosseinpur A & Pashamokhtari H (2008) "Impact of treated sewage sludge application on phosphorus release kinetics in some calcareous soils", en *Environ Geol.* 55:1015-1021
- Kaushik P & Garg VK (2003) "Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with the epigeic earthworm *Eisenia foetida*", en *Biores. Technol* 90: 311-316
- Lair JG, Zehetner F, Khan HZ, Gerzabek MH (2009) "Phosphorus sorption-desorption in alluvial soils of a young weathering sequence at the Danube River", en *Geoderma* 149:39-44
- Mariani L, Jiménez JJ, Asakawa N, Thomas RJ, Decaëns T (2007) "What happens to earthworm casts in the soil? A field study of carbon and nitrogen dynamics in Neotropical savannahs" en *Soil Biol. Biochem.* 39:757-767
- McClintock NC (2004) Production and use of compost and vermicompost in sustainable farming systems. MS Thesis. North Carolina State University. Raleigh
- McDowell RW & Sharpley AN (2003) "Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration", en *Geoderma* 112:143-154
- Metcalf & Eddy (1996) *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. 3a ed. Vol. II. McGraw-Hill, México
- NMX-FF-109-SCFI-2007. Humus de lombriz (Vermicomposta) especificaciones y métodos de prueba. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México
- NOM-004-SEMARNAT-2002. Norma Oficial Mexicana, Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Diario Oficial de la federación, Viernes 15 de agosto de 2003

- NOM-021-SEMARNAT-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Publicada en el Diario Oficial de la Federación
- Norbu T (2002) Pretreatment of municipal solid waste by windrow composting and vermicomposting. MS Thesis. Asian Institute of Technology. School of Environment Resource and Development. Thailand
- Pulido J, Aguilar-Noh AG, Vázquez-Alarcón A (1992) Química de suelos, Manual de prácticas. Universidad Autónoma Chapingo - Departamento de Suelos. 2a ed. México
- Romero Rojas JA (1999) Tratamientos de aguas residuales por lagunas de estabilización. 3a ed. Alfaomega, México
- Sánchez-Hernández JC (2006) “Earthworm biomarkers in ecological risk assessment”, en *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 188:85–126
- Siddique TM & Robinson SJ (2004) “Differences in phosphorus retention and release in soils amended with animal manures and sewage sludge”, en *Soil Sci. Am. J.* 68: 1421-1428.
- Soinne H (2009) “Extraction methods in soil phosphorus characterization: limitations and applications” en *Pro Terra*; 47. Pp 40-49
- Solís-Mejía L, Islas-Espinoza M, Esteller MV (2011) “Vermicomposting of sewage sludge: earthworm population and agronomic advantages” en *Compost Sci. Utili.* 20(1):11-17
- Steffen W, Persson A, Deutsch L, Zalasiewicz J, Williams M, Richardson K, Crumley C, Crutzen P, Folke C, Gordon L, Molina M, Ramanathan V, Rockstrom J, Scheffer M, Schellnhuber HJ, Svedin U (2011) “The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship” en *AMBIO* 40:739–761
- Su J, Wang H, Kimberley MO, Beecroft K, Magesan GN, Hu Ch (2007) “Fractionation and mobility of phosphorus in a sand forest soil amended with biosolids”, en *Environ. Sci. Pollut. Res.* 14 (7): 529-535.
- Subillaga SM & Vázquez ME (1993) “Dinámica de la renovación del fósforo en dos molisoles con distinta historia agrícola y de fertilización”, en *Ciencia del Suelo.* 10: 30-35
- Vaca PR, Lugo FJ, Esteller MV (2005) Sorción de metales pesados en suelos acondicionados con lodos residuales de origen municipal y composta. Proyecto de investigación Clave 1826/2004. Facultad de Ciencias. UAEMex. Toluca, México