



Lodos residuales de origen doméstico: disminución de coliformes fecales y *Salmonella* spp.

Lucero Mariel López Moreno*, Bárbara Azucena Macías Hernández*, Néstor Guevara García*, José Alberto López Santillán*, Patricio Rivera Ortiz*

DOI: /10.29105/cienciauanl21.91-1

RESUMEN

El elevado contenido de microorganismos patógenos que presentan los lodos residuales genera una problemática en su disposición. Se evaluó la disminución de coliformes fecales y *Salmonella* spp., sometido a vermiestabilización y estabilización alcalina, empleando relaciones lodo-hidróxido de cal de 0.5-9.5, 1.0-9.0, 1.5-8.5 y 2.0-8.0 kg, así como 10.0-0.39, 10.0-0.26 y 10.0-0.13 kg lodo-lombriz. En cuanto a coliformes fecales, ambos tratamientos lograron conseguir la clasificación "C" para uso forestal y agrícola sin contacto directo, establecida en la NOM-004-SEMARNAT-2002. Sin embargo, la disminución de *Salmonella* spp. no consiguió ser suficientemente efectiva para cumplir con dicha clasificación.

Palabras clave: microorganismos, patógenos, lodos residuales, vermiestabilización, estabilización alcalina.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) han sido establecidas en diversos países con la finalidad de reutilizar el agua desechada en procesos domésticos e industriales y prevenir la contaminación de ecosistemas. Los lodos residuales, también conocidos como biosólidos (Renner, 2000), son subproductos formados de partículas orgánicas y minerales no retenidas en los tratamientos físicos o biológicos del agua (Peñarete, 2012; Oropeza, 2006). Usualmente contienen de 93 a 99% de humedad, así como entre 0.5 y 2% de sólidos (EPA, 1999). Asimismo, son considerados desechos peligrosos e indeseables debido al contenido de metales pesados y microorganismos patógenos que presentan (coliformes fecales, *Salmonella* spp. y huevos de helmintos) (European Commission, 2010).

En el ámbito mundial, miles de millones de toneladas de lodos residuales son generadas cada año (Renner, 2000). Tan sólo en Estados Unidos se producen alrededor de once millones de toneladas en peso seco

ABSTRACT

The high content of pathogenic microorganism that are present in sewage sludge generate a problema in its disposition. The decreased of faecal coliforms and Salmonella spp., subdued to vermicomposting and alkaline stabilization was evaluated, applying relationship sludge-Lime hydroxide of 0.5-9.5, 1.0-9.0, 1.5-8.5 and 2.0-8.0 kg, as wel as 10.0-0.39, 10.0-0.26 and 10.0-0.13 kg sludge-worm. In respect of faecal coliforms, both treatments were able to get the "C" ranking for forestry use and farming use without direct contact, established in the NOM-004-SEMARNAT-2002. Nevertheless, the reduction of Salmonella spp. Failed to get sufficiently effective to fulfill this ranking.

Keywords: microorganism, pathogens, sewage sludge, vermicomposting, alkaline stabilization.

(Kelessidis y Stasinakis, 2012). En México, no existe una cifra oficial reportada sobre la generación de los lodos residuales (Oropeza, 2006). Sin embargo, el volumen de aguas residuales (AR) tratadas se ha incrementado en los últimos 22 años, lo que provoca un aumento en la cantidad de lodos residuales producidos. Para 2010 ya existían 2,603 PTAR municipales en operación, tratando $93.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de AR, es decir, 44.76% de los $209.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ recolectados en los sistemas de alcantarillado. Sólo en el estado de Tamaulipas, para 2013, se encontraban instaladas 44 PTAR, las cuales realizaban el tratamiento de $5,692.1 \text{ L s}^{-1}$ (Conagua, 2013).

En México, el principal problema de la disposición de lodos residuales es el alto contenido de microorganismos patógenos que presentan (Barrios *et al.*, 2000). Por lo tanto, son ocasionalmente incinerados o utilizados como material de relleno (Renner, 2000), descar-

* Universidad Autónoma de Tamaulipas.
Contacto: bmaciash@docentes.uat.edu.mx

gados en sistemas de alcantarillado, cuerpos de agua, tiraderos, terrenos o en las mismas fuentes de suministro sin un tratamiento previo y, en el mejor de los casos, dispuestos en rellenos sanitarios (Oropeza, 2006; Castrejón *et al.*, 2002), lo cual puede generar severos problemas de contaminación (Castrejón *et al.*, 2002).

Algunos autores demuestran que los lodos residuales cuentan con la capacidad de ser utilizados como abono agrícola (Tsadillas *et al.*, 1995; Hernández *et al.*, 2005; Nagar, Sarkar y Datta, 2006), debido a su elevado contenido de materia orgánica (CEAJ, 2011), para lo cual requieren de un tratamiento previo a su disposición (Torres, Madera y Martínez, 2008).

Estabilizar lodos mediante la adición de cal es un proceso sencillo que permite destruir o eliminar microorganismos productores de gases fétidos, así como microorganismos patógenos y mejorar las características de secado (Romero, 2005); disminuyendo las concentraciones de coliformes fecales dentro de los límites de la clase A de la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Castrejón *et al.*, 2002).

Otra de las técnicas utilizadas es la vermiestabilización o vermicomposteo, la cual consiste en la estabilización y secado de lodos utilizando lombrices de tierra. Investigaciones previas demuestran que el producto final de este tratamiento suele contener niveles elevados de nitrógeno y fósforo (European Commission, 2010), así como un menor contenido de microorganismos patógenos en comparación con otros métodos de estabilización (Khwairakpam y Bhargava, 2009).

Con la finalidad de producir un lodo residual “Clase A”, con base en lo establecido en la NOM-004-SEMARNAT-2002, se evaluó la disminución de coliformes fecales y *Salmonella* spp. en lodo residual obtenido de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas de Ciudad Victoria, Tamaulipas, México, expuesto a distintas concentraciones de cal hidratada y lombriz californiana.

METODOLOGÍA

El lodo residual utilizado se obtuvo de la PTAR domésticas de Ciudad Victoria, Tamaulipas, México. Durante el primer muestreo se colectaron 200 kg de lodo residual, los cuales fueron sometidos a vermiestabilización utilizando lombriz californiana (*Eisenia foetida*). De la misma forma, en el segundo muestreo se colectaron 200 kg de lodo residual destinados a estabilización alcalina mediante la adición de cal hidratada (Ca(OH)_2).

Para conformar el volumen total de muestra se utilizó el método del cuarteo, tal y como se establece en la NOM-004-SEMARNAT-2002.

Una porción del material colectado en ambos muestreos fue trasladado al Laboratorio de Investigación y Diagnóstico Agrícola (LIDA), perteneciente a la Facultad de Ingeniería y Ciencias, de la Universidad Autónoma de Tamaulipas, donde se mantuvo en refrigeración a 4°C con la finalidad de analizar humedad en % mediante método gravimétrico (secado a estufa a 105°C×24 h) y saturación. Asimismo, se determinó el número más probable (NMP) de coliformes totales, fecales, mediante la prueba indirecta (prueba presuntiva en caldo lactosado y prueba confirmativa flama del medio EC) y *Salmonella* spp., conforme con lo descrito en la NOM-004-SEMARNAT-2002. El pH se midió a través del método potenciométrico en periodos de 24 h, en una relación 1:0.5 agua destilada-muestra y la materia orgánica (MO) utilizando el método de Walkley-Black.

Para llevar a cabo el experimento se diseñó un modelo completamente al azar con siete tratamientos y dos testigos. Tanto los tratamientos como el testigo fueron desarrollados por triplicado, utilizando un total de 27 cajas de reja plástica de 48x28 cm y 15 cm de altura, cubiertas con una bolsa negra de polietileno, con la finalidad de contener el sustrato añadido. Los valores obtenidos de NMP g⁻¹ de coliformes fecales y *Salmonella* spp., así como los parámetros físicos, fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) con un *Alpha* de 0.05, comparando los tratamientos, utilizando el paquete estadístico IBM SPSS Statistics 21.

Tratamiento alcalino

Los tratamientos 1, 2, 3 y 4 fueron conformados por lodo residual-cal hidratada en una relación de 95-5, 90-10, 85-15 y 80-20%, respectivamente. Para estos tratamientos se colocó un testigo de 100% de lodo residual correspondiente a 10 kg. Una vez pesada la cantidad de lodo-cal, se procedió a mezclar de forma manual hasta su completa homogenización. En dichos tratamientos se monitoreó la temperatura, así como el pH, esperando alcalinizar el material por encima de 12 unidades durante un período de 72 horas, tal y como recomienda la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2003), para lograr la reducción significativa de microorganismos patógenos.

Transcurridas 72 horas, se colectó una porción de material de cada uno de los tratamientos en bolsas plásticas estériles debidamente etiquetadas, para proceder con los análisis antes mencionados.

Vermiestabilización

Por otra parte, los tratamientos 5, 6 y 7 fueron conformados por 10 kg de lodo residual variando el peso vivo de lombriz añadido (0.39, 0.26 y 0.13 kg, respectivamente), conforme al tiempo de exposición (30, 60 y 90 días). En este caso se llevó un control de la temperatura interna de los tratamientos, realizando riegos periódicos manuales con la finalidad de mantener el material entre 14 y 30°C, temperatura ideal para el desarrollo de *Eisenia foetida*. A los 0, 30, 60 y 90 días de tratamiento, se colectó sustrato en bolsas de polietileno estériles debidamente etiquetadas para analizar los parámetros correspondientes.

RESULTADOS

Tratamiento alcalino

Una vez analizados los parámetros físicos del lodo residual (tabla I), se observó una disminución en la humedad contenida de 83.45 hasta 59.64%, conforme aumentó la relación lodo-hidróxido de cal agregada, debido a que éste es considerado un material secante. Asimismo, la capacidad de absorción de humedad del lodo residual disminuyó a medida que la cantidad de Ca(OH)_2 aumentaba, 95.26% en el testigo, mientras que en el que contenía mayor cantidad de Ca(OH)_2 (T4), el porcentaje fue de 63.47%, considerándose como alto. Se observó que los valores de humedad y saturación son estadísticamente diferentes (ANOVA $p < 0.05$). Por lo que es importante considerar la relación lodo-cal.

Tal y como recomienda la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (2003), el pH incrementó por encima de 12, logrando mantenerse durante 72 horas. La disociación de Ca(OH)_2 en los tratamientos causa una elevación del pH (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2010). El análisis mostró que incluso el tratamiento con menor concentración de cal hidratada reflejó una disminución en el contenido de microorganismos patógenos presentes 99%.

Al incrementar la relación lodo-cal, mayor remoción de coliformes fecales y *Salmonella* spp. fue observada, obteniéndose valores iniciales de 460'000,000 NMP g⁻¹ de coliformes fecales y 2,400'000,000 NMP g⁻¹ de *Salmonella* spp., los cuales disminuyeron a medida que el contenido de cal aumentaba (tabla II). Los valores muestran diferencia estadística por lo que sí se observó una disminución significativa para el tratamiento 4 con respecto a los otros (ANOVA $P < 0.05$).

Tabla I. Propiedades físicas de lodo residual tratado con cal.

Tratamiento	Relación lodo- Ca(OH)_2 (kg)	Humedad (%)	Saturación (%)
Testigo	10.0-0.0	83.45	95.26
1	9.5-0.5	78.78	85.52
2	9.0-10.0	69.98	73.38
3	8.5-1.5	66.78	72.88
4	8.0-2.0	59.64	63.47

Tabla II. NMP g⁻¹ ST de coliformes fecales y *Salmonella* spp., en lodo residual estabilizado alcalinamente.

Tratamiento	Relación lodo- Ca(OH)_2 (kg)	Coliformes fecales (NMP g ⁻¹ ST)	<i>Salmonella</i> spp. (NMP g ⁻¹ ST)
Lodo Inicial	10.0-0.0	460,000,000	2,400,000,000
1	9.5-0.5	300,000	1'201,201
2	9.0-10.0	300,000	600,601
3	8.5-1.5	210,000	<3
4	8.0-2.0	21,000	<3

NMP g⁻¹ ST: número más probable por gramo de sólidos totales.

Sin embargo, los resultados son elevados al ser comparados con lo reportado por otros autores (Castrejón *et al.*, 2002; Viguera-Carmona *et al.*, 2013). Si bien se obtuvo un decremento en casi 100% de microorganismos patógenos, las concentraciones utilizadas de cal hidratada no fueron suficientemente efectivas para lograr cumplir el límite máximo permisible de *Salmonella* spp. para uso agrícola sin contacto directo establecido en la normatividad (<300 NMP-g ST). En cuanto a coliformes fecales se refiere, el lodo residual estabilizado, en todas las concentraciones aplicadas, logró cumplir con dichos parámetros (<2,000,000 NMP g⁻¹ ST).

Vermiestabilización

En la vermiestabilización de lodos se observó un aumento en el contenido de materia orgánica a los 30, 60 y 90 días de tratamiento de 2.24, 4.47 y 6.71%, respectivamente. Las diferencias fueron significativas de acuerdo al análisis de varianza realizado ($p < 0.05$). Asimismo, a mayor contenido de materia orgánica se observó una acidificación del sustrato (tabla III). Hait y Tare mencionan que el vermicomposteo de lodos residuales promueve la formación de compuestos orgánicos ácidos, lo cual reduce los niveles de pH (Hait y Tare, 2011).

Tabla III. Propiedades físicas del lodo residual vermiestabilizado.

Parámetros	Tratamiento			
	Lodo Inicial	7 (30 días)	6 (60 días)	5 (90 días)
Relación lodo-lombriz (kg)	10.0-0.0	10.0-0.39	10.0-0.26	10.0-0.13
Humedad (%)	79.78	79.59	74.02	51.59
Saturación (%)	95.26	96.91	78.36	89.21
Materia Orgánica (%)	45.06	46.09	47.42	48.90
pH	6.95	7.06	6.60	6.42

Se logró mantener e incluso incrementar las poblaciones de lombriz californiana utilizada en lodo residual fresco, sin ser requerido un compostaje previo o la adición de algún otro tipo de sustrato. A los 30 y 60 días de tratamiento las poblaciones de lombriz californiana se mantuvieron estables, incluso con un ligero incremento. Lo anterior debido al aumento en peso y número de individuos. A los 90 días de tratamiento se redujeron las poblaciones de lombriz californiana encontradas. Si bien se presentó mayor número de individuos, el peso vivo de lombriz disminuyó, observándose organismos de menor grosor. Resultados similares han sido reportados (Villar *et al.*, 2016), lo cual se atribuye a que el contenido nutricional aprovechable para las poblaciones de lombriz decrece rápidamente en las primeras etapas del compostaje (Gunadi y Edwards, 2003).

Todas las concentraciones de lombriz californiana añadidas a los 30, 60 y 90 días de tratamiento resultaron ser eficientes en cuanto a disminución de coliformes totales y fecales (99.93%). En la totalidad de los tratamientos establecidos se logró disminuir el contenido de coliformes fecales, cumpliendo con la clasificación “excelente o bueno”, establecida en la NOM-004-SEMARNAT-2002 (<2,000,000 NMP g⁻¹ ST). Sin embargo, para *Salmonella* spp. se reportó una disminución de 99.98% a los 60 y 90 días de tratamiento (tabla IV), siendo insuficiente para alcanzar las especificaciones impuestas en la normatividad (<300 NMP-g ST), debido a la elevada concentración de *Salmonella* spp. presente en el lodo residual fresco. Estudios anteriores han conseguido cumplir con el límite máximo permisible Clase “A” (uso en contacto público directo) establecido en la normatividad, sin embargo, los sustratos utilizados presentaban un contenido menor en cuanto a microorganismos patógenos (Eastman *et al.*, 1999; Khwairakpam y Bhargava, 2009).

Tabla IV. NMP g⁻¹ ST de coliformes fecales y *Salmonella* spp., en lodo residual vermiestabilizado

Tratamiento	Relación lodo-lombriz (kg)	Coliformes fecales (NMP g ⁻¹ ST)	<i>Salmonella</i> spp. (NMP g ⁻¹ ST)
Lodo inicial	10.0-0.0	460,000,000	2,400,000,000
7 (30 días)	10.0-0.39	300,000	1,100,000
6 (60 días)	10.0-0.26	300,000	460,000
5 (90 días)	10.0-0.13	300,000	460,000

NMP-g-1 ST: número más probable por gramo de sólidos totales.

CONCLUSIÓN

Todas las concentraciones lodo residual-cal, lodo residual-lombriz californiana, en cuanto a NMP g⁻¹ ST de coliformes fecales, lograron cumplir con la clasificación “C” (uso forestal y agrícola sin contacto directo). Tal y como menciona Castrejón *et al.*, la adición de cal hidratada a lodos residuales demostró ser una alternativa viable para la disminución del contenido de microorganismos patógenos presentes (Castrejón *et al.*, 2002). Resultados similares fueron encontrados entre los tratamientos con menores concentraciones de cal añadida (10 y 5%) y lombriz californiana en cuanto a NMP g⁻¹ ST de coliformes fecales. Lo cual sugiere que los tratamientos con 20 y 15% de Ca (OH)₂ son mayormente efectivos comparados con la vermiestabilización, en cuanto a eliminación de coliformes fecales, además de ser económicos y causar efectos rápidos.

Incrementar el tiempo de exposición al tratamiento alcalino podría ser la solución para conseguir un lodo residual “Excelente o bueno” (Semarnat, 2003), que pueda ser dispuesto o aprovechado en contacto directo y de forma segura, mediante un tratamiento de bajo costo. Debido a que la calidad en los lodos residuales tratados con *E. foetida* tampoco cumplió con las especificaciones establecidas para uso forestal, mejoramiento de suelos o uso agrícola, es necesario realizar pruebas en las que se incremente la relación concentración/tiempo de contacto de lombriz californiana, para poder llegar a disminuir el contenido de *Salmonella* spp. Asimismo, es importante la altura de la cama, ya que se ha observado que la granulometría fina que presentan los LR es una probable causa de la baja remoción de microorganismos patógenos.

Otros resultados sugieren que el lodo residual fresco puede ser utilizado como sustrato para la cría y reproducción de lombriz californiana, obteniendo un compost de mayores capacidades fertilizantes en cuanto a materia orgánica, en comparación con el lodo obtenido en tratamientos alcalinos.

REFERENCIAS

- Barrios, J.A., Rodríguez, A., González, A., *et al.* (2000). Destrucción de coliformes fecales y huevos de helmintos en lodos fisicoquímicos por vía ácida. FEMISCA. AIDIS. Morelia, Michoacán. México. *Memorias XII Congreso Nacional 2000*. 1(1): tomo 1. 913 p.
- Castrejón, A., Barrios, J.A., Jiménez, B., *et al.* (2002). *Evaluación de la calidad de lodos residuales de México*. FEMISCA AIDIS Tomo 1. Morelia, Michoacán, México. 913 p.
- CEAJ. (2011). *Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales con el proceso de lodos activados*. Dirección de Operación de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. México. 482 p.
- Conagua. (2013). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. Comisión Nacional del Agua. México, D.F. 306 p.
- Eastman, B.R., Kane, P.N., Edwards, C.A., *et al.* (1999). *Biosolids Generation, Use, and Disposal in the United States U.S.* Stermer and Environmental Protection Agency Municipal and Industrial Solid Waste Division Office of Solid Waste. 81 p.
- EPA. (1999). *Biosolids Generation, Use, and Disposal in the United States*. United States. 81 p.
- EPA. (2003). *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under 40 CFR part 503*. Office of Water. Office Science and Technology Sludge. Risk Assessment Branch. Washington. 177 p.
- European Commission. (2010). *Sewage sludge*. Disponible en: <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/index.htm>
- Hernández, J.M., Olivares, E., Villanueva, I., *et al.* (2005). Aplicación de lodos residuales, estiércol bovino y fertilizante químico en el cultivo de sorgo forrajero (*Sorghum vulgare Pers.*). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 21: 31-36.
- Gunadi, B., y Edwards, C.A. (2003). The effects of multiple applications of different organic wastes on the growth, fecundity and survival of *Eisenia fetida* (Savigny) (Lumbricidae). *Pedobiologia*. 47: 321-329.
- Hait, S., y Tare, V. (2011). Vermistabilization of primary sewage sludge. *Bioresour Technol.* 102: 2812-2820.
- Kelessidis, A., y Stasinakis, A.S. (2012). Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Manage.* 32: 1186-1195.
- Khwairakpam, M. y Bhargava, R. (2009). Vermitechnology for sewage sludge recycling. *Journal of Hazardous Materials*. 161: 948-954.
- Nagar, R., Sarkar, D., y Datta, R. (2006). Effect of Sewage Sludge Addition on Soil Quality in Terms of Metal Concentrations. *Environmental Contamination Toxicology*. 76: 823-830.
- Oropeza, G.N. (2006). Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos Conciencia*. 1: 51-58.
- Palomo-Rodríguez, M., Viramontes, U.F., Espinoza-Arellano, J.J. *et al.* (2010). Comportamiento de la carga nutrimental en drenes agrícolas del Valle de Juárez. *Ciencia en la Frontera*. 8(1): 7-13.
- Peñarete, M.W. (2012). *Efecto de la aplicación de biosólidos sobre las propiedades físicas e hidrodinámicas de un suelo cultivado con caña de azúcar (Saccharum officinarum)*. Tesis de Maestría en Ingeniería. Facultad de Ingeniería-Universidad del Valle. Santiago de Cali. 81 p.
- Renner, R. (2000). Sewage sludge press and cons. *Environmental Science and Technology*. 34: 430-435. Romero, J.A. (2005). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño*. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Primera reimpresión. Bogotá. 1248 p.
- Semarnat. (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, *Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. Diario Oficial de la Federación.
- Torres P., Madera, C.A., y Martínez, G.V. (2008). Estabilización alcalina de biosólidos compostados de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas para aprovechamiento agrícola. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*. 1: 4432-4444.
- Tsadillas, C.D., Matsi, T., Barbayiannis, N., *et al.* (1995). The influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 26: 2603-2619.
- Vigueras-Carmona, S.E., Zafra-Jiménez, G., García-Rivero, M., *et al.* (2013). Efecto del pretratamiento sobre la biodegradabilidad anaerobia y calidad microbiológica de lodo residuales secundarios. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. 12: 293-301.
- Villar, I., Alves, D., Pérez-Díaz, D., *et al.* (2016). Changes in microbial dynamics during vermicomposting of fresh and composted sewage sludge. *Waste Management*. 48: 409-417.

RECIBIDO: 05/07/2016

ACEPTADO: 08/08/20108