

Eficiencia del tratamiento de residuales porcinos en digestores de laguna tapada

Efficiency of the treatment of pig production residues in covered lagoon digesters

Fuente: D. Blanco¹, J. Suárez¹, J. Jiménez², F. González¹, L. M. Álvarez¹, Evelyn Cabeza¹ y J. Verde¹

¹Estación Experimental de Pastos y Forrajes Indio Hatuey, Universidad de Matanzas, Ministerio de Educación Superior. Central España Republicana, CP 44280, Matanzas, Cuba.

²Biosoluciones Granda, Mérida, Yucatán, México
Correo electrónico: dayrom.blanco@ihatuey.cu

RESUMEN

Se evaluó la eficiencia de dos lagunas tapadas, diseñadas para tratar los residuales de las granjas porcinas P-3 y T-2.1 _pertenecientes a la Asociación de Porcicultores de Yucatán, México_, con el objetivo de verificar la factibilidad de implementar en Cuba esta tecnología. Los indicadores físico-químicos y microbiológicos de los efluentes fueron determinados en el momento de su entrada y su salida de los digestores, y a su salida del lago de estabilización. El digestor de la granja P-3 logró remover más del 90 % de la demanda química de oxígeno (DQO) y hasta el 71 % de los sólidos suspendidos totales (SST) presentes; mientras que el digestor de la granja T-2.1 alcanzó una remoción del 78 % en la DQO y el 62 % de los SST. Los análisis sanitarios indicaron que las bacterias coliformes totales presentaron una disminución importante, de $2,4 \times 10^8$ a $1,7 \times 10^3$ en la granja P-3 y de $4,2 \times 10^7$ a $2,7 \times 10^3$ en la granja T-2.1. En ambas lagunas, los huevos de helmintos mostraron una reducción del 100 %. Se concluye que las lagunas tapadas tuvieron un adecuado desempeño en el tratamiento de los residuales porcinos, y que esta tecnología es factible de ser empleada en Cuba.

Palabras clave: Bacteria coliforme, biogás, helmintos.

ABSTRACT

The efficiency of two covered lagoons, designed to treat the residues of the pig production farms P-3 and T-2.1 _belonging to the Association of Pig Producers of Yucatán, México_ was evaluated, in order to verify the feasibility of implementing this technology in Cuba. The physical-chemical and microbiological indicators of the effluents were determined and the moment of their entrance and their removal from the digesters, and upon their exit from the stabilization lagoon. The digester of farm P-3 could remove more than 90 % of the chemical oxygen demand (COD) and up to 71 % of the total suspended solids (TSS) present; while the digester of farm T-2.1 reached a removal of 78 % of the COD and 62 % of TSS. The sanitary analyses indicated that the total coliform bacteria showed an important decrease, from $2,4 \times 10^8$ to $1,7 \times 10^3$ in farm P-3 and from $4,2 \times 10^7$ to $2,7 \times 10^3$ in farm T-2.1. In both lagoons, the helminth eggs showed a reduction of 100 %. It is concluded that the covered lagoons had an adequate performance in the treatment of pig production residues, and that this technology is feasible to be used in Cuba.

Keywords: Coliform bacteria, biogas, helminths.

INTRODUCCIÓN

La búsqueda de alternativas sostenibles para el tratamiento de los residuales procedentes de la crianza animal intensiva constituye una tarea priorizada a escala mundial (IEA, 2013).

En Cuba se han empleado diversos diseños y tecnologías para la construcción de digestores. Los más utilizados son los digestores de cúpula fija, cúpula móvil y manga de polietileno, todos útiles, pero con la limitante común de no ser efectivos para tratar grandes volúmenes de residuales (Oviedo, 2011; Guardado, 2013).

Es por eso que organismos estatales como el Grupo Empresarial Porcino, que cuenta con 132 centros de producción , así como muchos productores privados, necesitan disponer de digestores con capacidad superior a los 100 m³ , acordes a las dimensiones de sus rebaños (EPPF-IH y Cubaenergía, 2014).

Como respuesta a esta problemática, en los últimos años se ha experimentado con digestores diseñados en forma de lagunas tapadas, que emplean estructuras y cúpulas de geomembranas donde ocurren la oxidación de la materia orgánica y la retención de los gases (Díaz y Vega, 2013).

Entre los materiales más utilizados se destaca el polietileno de alta densidad HDPE (High Density Polyethylene), cuyo funcionamiento técnico es similar al de otros más costosos, como los de PVC y EPDM, por lo que resulta una opción atractiva desde el punto de vista económico.

México es uno de los países que han instalado un importante número de plantas de biogás de gran escala con la utilización del HDPE como material cobertor, con el fin de solucionar el problema de los efluentes de grandes concentraciones de animales,

en especial de las granjas porcinas (Guzmán, 2011); y ha acumulado experiencias en la aplicación de dicha tecnología.

Por ello el objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de dos lagunas tapadas construidas con HDPE en dos granjas porcinas en Yucatán, México, para verificar la factibilidad de implementar en Cuba esta tecnología.

METODOLOGÍA

El estudio se realizó en las granjas porcinas P-3 y T-2.1, pertenecientes a la Asociación de Porcicultores de Yucatán, México, las cuales mantienen una población de 20 000 y 1 300 animales y tienen una descarga diaria de agua residual de 1 167 y 76,8 m³, respectivamente.

En el año 2012, en estas granjas se establecieron digestores de biogás para el tratamiento de los residuales. Para ello se construyeron sendas lagunas revestidas con HDPE, de 1,2 mm de espesor en el fondo, con entradas múltiples y agitación, y una vez instaladas fueron cubiertas con el mismo material.

Como parte del sistema, cada laguna contó con un lago de estabilización o de descarga para el tratamiento secundario de los residuales; las dimensiones de los digestores se muestran en la [tabla 1](#).

Evaluación de los sistemas. Se realizaron mediciones físico-químicas y microbiológicas en muestras de aguas residuales que se acopiaron el mismo día en sitios previamente determinados de cada sistema ([fig. 1](#)).

Análisis de los indicadores físicos-químicos. La toma de muestras de los residuales se realizó según los criterios de Bartram y Rees (2000). Estas se envasaron por duplicado en frascos plásticos de 500 mL con tapas; los cuales permanecieron en condiciones de oscuridad, en neveras con hielo, hasta su transportación al laboratorio.

Se realizaron cinco muestreos, con frecuencia semanal. Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio para Aguas Residuales REPAMA S. C. P. _en Mérida, Yucatán_, según las técnicas establecidas en los métodos para el análisis de aguas (APHA/AWWA/WEF, 2005).

En las mediciones de demanda química de oxígeno total (DQO), se utilizó el método colorimétrico 5220-D de reflujo cerrado, y en las mediciones de pH, el método de la Parte 2320-A. Los sólidos suspendidos totales (SST) se midieron de acuerdo a lo descrito en la Parte 2540-D. Los análisis de nitrógeno total (NT) se efectuaron como se describe en las Partes 4500-B y 4500-E.

Indicadores microbiológicos. Las bacterias coliformes totales (BCT) se determinaron de acuerdo a los métodos estandarizados (APHA/AWWA/WEF, 2005) de la Parte 9000 del Microbial Examination. Para identificar los huevos de helmintos se siguió la norma mexicana NMX-AA-113-SCFI, de acuerdo a la técnica de Bailinger-OMS, aprobada por la Organización Mundial de la Salud (World Health Organization, 1989).

Análisis estadístico. Los datos fueron procesados mediante inferencia muestral para dos muestras independientes, a partir de una prueba t, con un nivel de significación de 0,05. Para ello se utilizó el paquete estadístico InfoStat versión 1.1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evolución del pH es un elemento importante dentro del comportamiento digestivo de un reactor. En los sistemas evaluados se produjo una alcalinización de los residuales durante el proceso, con incremento en el pH ([fig. 2](#)), sin diferencias estadísticas entre ambos. Este cambio se debió, en parte, a la dureza del agua de la zona, pero también a la producción de carbonatos en el proceso de digestión anaerobia de la materia orgánica (Rendón, 2007).

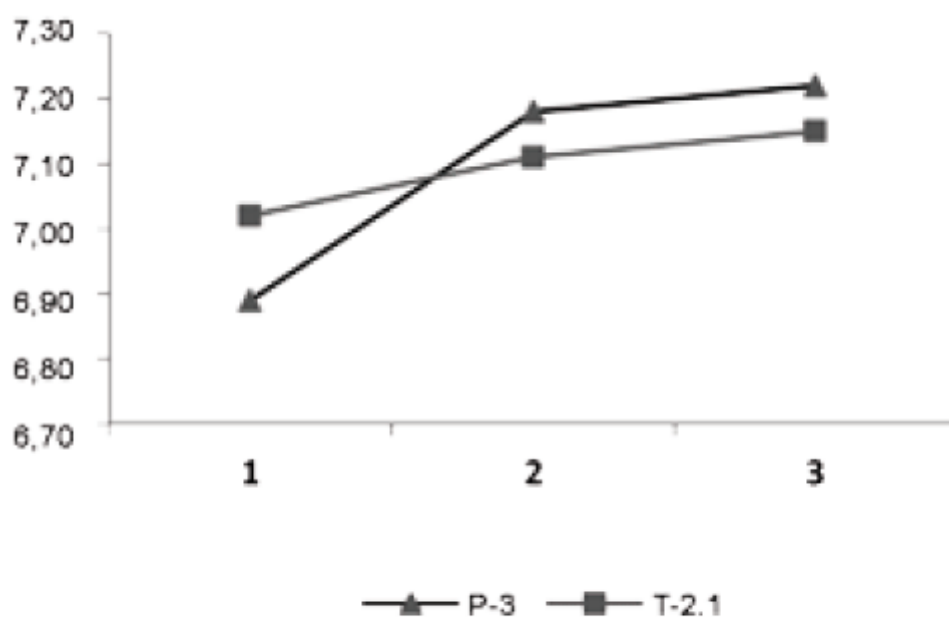


Figura 2. Comportamiento del pH en los diferentes puntos de evaluación.

Los valores hallados en este análisis coinciden con los obtenidos por Ruiz (2010), quien señaló que la digestión anaerobia que ocurre en un digester tiene varias fases, y en cada una los microorganismos presentan su máxima actividad dentro de un rango de pH diferenciado, que llega a alcanzar en la fase metanogénica (etapa final) entre 6,5 y 7,5. Por otra parte, Stams (2004) señaló que un incremento del pH al final del proceso indica que el reactor convierte de manera eficiente la materia orgánica a ácidos grasos volátiles y carbonatos.

La DQO es un indicador que representa indirectamente el contenido de materia orgánica de un residual (Morales y Moreno, 2004). En la granja P-3, los indicadores relacionados con la carga orgánica experimentaron una marcada disminución después del paso de los residuales por el digester, el cual logró remover más del 90 % de la DQO y hasta el 70,84 % de los SST en el proceso de biofermentación ([tabla 2](#)). En la granja T-2.1, a pesar de que los valores numéricos fueron inferiores respecto a los de la P-3, se hallaron remociones adecuadas, de 77,6 % para la DQO y 62 % para los SST.

Estos resultados sugieren que las lagunas tapadas presentaron un mejor desempeño en la medida que el sistema tuvo mayores dimensiones, aunque es importante tener en cuenta que la laguna de la granja T-2.1 recibió un residual con mayor concentración de SST.

Ambos sistemas mostraron resultados adecuados de manera general, aunque los estudios realizados por Osorio et al. (2007) demostraron que en sistemas similares se pueden alcanzar remociones de demanda biológica de oxígeno (DBO), DQO y SST del 97,4 %; 96,1 % y 95,1 %, respectivamente, y pH a la salida cercanos a la neutralidad; lo cual indica la alta eficiencia de estos, tanto en producción de biogás, como en remoción de carga contaminante.

Noyola (1997) argumentó que dicho comportamiento se debe al aumento de los lodos y las bacterias metanogénicas que, con el tiempo, se almacenan en el digestor; y que la alta remoción de sólidos totales se debe a que gran parte de estos son sólidos volátiles y se comportan de forma similar a la materia prima para la producción del biogás.

Los indicadores químicos de los residuales también presentaron disminución en sus concentraciones, aunque no de forma tan marcada como los indicadores de contaminación orgánica. El nitrógeno en P-3 disminuyó de 705 mg/L hasta 512 mg/L al final del proceso de tratamiento. En T-2.1 se presentó una caída numérica superior: de 896 mg/L hasta 378 mg/L al final del tratamiento.

De manera similar, Cubillos (2006) reportó que los digestores con buen funcionamiento desarrollan durante el proceso de digestión una desnitrificación, en el cual el nitrato aportado por el reactor aeróbico se transforma en nitrógeno molecular a partir de la acción bacteriana, y este proceso culmina cuando desaparecen las últimas trazas de oxígeno disuelto y las bacterias heterófitas anaerobias respiran el oxígeno combinado en nitritos y nitratos, liberando moléculas de nitrógeno.

La remoción de este nitrógeno es muy importante, ya que los nitratos acumulados en los depósitos de aguas residuales puede filtrarse hacia las aguas subterráneas, e ingresar a los pozos que son utilizados para el abasto de agua potable, con consecuencias marcadas en la salud humana y animal (Paulson, 2014). Por otra parte, el vertido de agua residual con alto contenido de nutrientes (principalmente nitrógeno en forma de nitrato, nitrito o amonio), en ecosistemas acuáticos, origina un problema concreto de contaminación de las aguas denominado eutrofización. Conforme aumenta la disponibilidad de nutrientes, se incrementa la producción fotosintética primaria, la cual se encuentra representada principalmente por la proliferación de microalgas (Claros, 2009).

Sin embargo, uno de los principales atractivos de la tecnología del biogás es el valor de su efluente final, en cierta medida por los compuestos nitrogenados que se encuentran en la corriente del residual y que le confieren un efecto fertilizante. Fish y Russo (2012) señalaron que cuando los residuales son utilizados en las producciones agrícolas como abono orgánico en forma de fertirriego, adquieren un valor agregado importante, ya que permiten reincorporar al suelo los nutrientes no aprovechados por los cerdos y que quedan como parte del residual utilizado para la producción de biogás.

Mandujano (2001) informó que cuando se produce y se aplica un metro cúbico de bioabono, se proporciona hasta 200 kg de N/ha, de los cuales entre 60 y 70 kg estarán disponibles en el primer año. Una importante ventaja de este abono es que

no deja residuos tóxicos en el suelo, mejora su calidad, y es capaz de competir con los fertilizantes químicos o de complementar su uso (Chavarría, 2014).

Esto es un elemento importante que se debe tener en cuenta para evaluar la factibilidad técnico-económica de los digestores. En la recuperación de la inversión hay que valorizar el efluente residual, que puede ser utilizado como abono orgánico por ser aportador de elementos nutricionales que resultan útiles para recuperar los suelos y fertilizar las cosechas (Suarez et al., 2011, 2014).

La evaluación de los indicadores sanitarios de las aguas residuales demostró que hubo una importante reducción en la población de bacterias coliformes totales en los diferentes puntos de muestreo, con valores óptimos después de pasar por la laguna de estabilización (tabla 3). Ello sugiere que la combinación de las fases anaerobia y aerobia a las cuales se somete este residual contribuye a eliminar los patógenos (Cabirol et al., 2002).

En la granja P-3 se logró reducir la población de BCT de $2,4 \times 10^8$ a $1,7 \times 10^3$ NMP/100 mL, lo que representa una reducción de cinco unidades decimales; mientras que en la granja T-2.1 la población disminuyó en cuatro unidades decimales: de $4,2 \times 10^7$ a $2,7 \times 10^3$ NMP/100 mL. Tal resultado, aunque numéricamente inferior al de P-3, no difirió estadísticamente. Este indicador evidenció un funcionamiento adecuado en ambos sistemas, sobre todo si se considera que el valor final se encuentra dentro del establecido en las normas mexicanas para el vertimiento de aguas residuales (CONAGUA-CEMARN, 1997).

Huyard et al. (2000), en un sistema de dos fases (termofílico-mesofílico), lograron una reducción de coliformes fecales y huevos de helmintos en 5,5 y 2,6 unidades decimales en el reactor, con tiempo de retención hidráulica (TRH) de 2 días. Resultados similares fueron informados también por Gantzer et al. (2001) y Cabirol et al. (2002).

Por otra parte, al estudiar reactores con lecho de lodo y flujo ascendente del tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), con capacidad entre 3 500 y 28 000 m³, Luu et al. (2014) hallaron concentraciones de coliformes fecales de $9,2 \times 10^6$ NMP/100 mL a la entrada; mientras que en los efluentes de salida estas oscilaron entre $1,1 \times 10^5$ y $2,2 \times 10^6$ NMP/100 mL, para una reducción de apenas una unidad decimal, mucho menor que las obtenidas en las lagunas tapadas del presente estudio.

Estos resultados indican que los sistemas completamente agitados, con tiempos de retención hidráulica de más de 10 días, pueden alcanzar una eficiencia de reducción de patógenos mayor que la reportada en los reactores UASB; ya que en estos últimos, por presentar zonas muertas y circuitos hidráulicos cortos, la falta de mezclado provoca una baja eficiencia en la eliminación de los patógenos (Terreros-Mecalco et al., 2009).

En cuanto a los agentes parasitarios, en P-3 al finalizar el proceso anaeróbico estos se habían reducido de 58 a 26 h/L, y se alcanzó una total eliminación al final de la laguna de compensación. T-2.1 mostró un comportamiento similar, ya que los huevos disminuyeron de 39 a 21 h/L en el digestor y se eliminaron totalmente en la laguna de estabilización.

Ello coincide con lo informado por Luu et al. (2014), quienes lograron una total eliminación de los huevos de parásitos al emplear varias tecnologías de digestores. A criterio de estos autores, la disminución de los elementos infectivos se debe,

probablemente, al tamaño y la forma de los huevos, los cuales quedan retenidos en el lecho de lodo.

El sistema de biodigestor de laguna tapada mostró también mejores resultados que los referenciados en la literatura para digestores de gran tamaño, donde solo se alcanzaron remociones del 89,6 %. (Figueroa et al., 2004).

Seghezzo et al. (2002) lograron una eliminación de huevos de solo 86-97 % en un reactor UASB operado a 5,5 horas de TRH, por lo que se infiere que para este indicador, la tecnología de lagunas tapadas presenta una mejor eficiencia.

De acuerdo con los resultados se concluye que las lagunas tapadas tuvieron un adecuado desempeño en el tratamiento de los residuales porcinos, y que esta tecnología es factible de ser empleada en Cuba.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA/AWWA/WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater (SMAWW). 21th ed. Washington D.C.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2005.
2. Bartram, J. K. & Rees, G. (Eds.). Monitoring bathing waters: A practical guide to the design and implementation of assessments and monitoring programmes. London, New York: E & FN Spon, 2000.
3. Cabirol, N.; Rojas Oropeza, M. & Noyola, A. Removal of helminthes eggs by anaerobic thermophilic sludge digestion. *Water Sci. Technol.* 45 (10):269-274, 2002.
4. Chavarría, Irene C. Implementación de un digestor en unidades pecuarias. Tesis presentada en opción al título de Médico Veterinario y Zootecnista. Buenavista, Saltillo, México: UAAAN, 2014.
5. Claros, J. A. Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencia. España: Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Universidad Politécnica de Valencia, 2009.
6. Comisión Nacional del Agua. Normas oficiales mexicanas. NOM-001-SEMARNAT-1996; NOM-002-SEMARNAT-1996; NOM-003-SEMARNAT-1997. México: CONAGUA, SEMARNAT, 1997.
7. Cubillos, H. F. Puesta en marcha y evaluación de un reactor anaerobio de flujo a pistón para el manejo de lixiviados del relleno sanitario de Villavicencio "Don Juanito". Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Ambiental y Sanitario. Bogotá: Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, 2006.
8. Díaz, R. & Vega, J. C. Efecto de la variación de la carga orgánica en el desempeño de un reactor Uasb (upflow anaerobic sludge blanket) tratando

efluentes de una planta extractora de aceite de palma. *Revista ambiental: agua, aire y suelo*. 4 (1):23-32, 2013.

9. EEPF-IH & Cubaenergía. *Clean energy technologies for the rural areas in Cuba (CleanEnergy-Cuba)*. La Habana: GEF-PNUD, 2014.

10. Figueroa, María E.; Guerra, Raquel G.; Seghezze, L.; Taranto, N. & Cuevas, C. M. Remoción de parásitos en aguas negras tratados en un sistema combinado de reactores anaeróbicos y lagunas de estabilización. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*. 8 (1):6-11, 2004.

11. Fish, W. W. & Russo, V. M. Biomass, extracted liquid yields, sugar content or seed yields of biofuel feedstocks as affected by fertilizer. *Ind. Crops Prod.* 36:555-559, 2012.

12. Gantzer, C.; Gaspard, P.; Galvez, L.; Huyard, A.; Dumouthier, N. & Schwartzbrod, J. Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Res.* 35 (16):3763-3770, 2001.

13. Guardado, J. A. El uso de biodigestores de cúpula fija en el tratamiento de residuales porcinos. *Experiencias y lecciones aprendidas en Cuba. Taller "Transferencia de tecnología para el tratamiento anaeróbico de pequeñas y medianas instalaciones porcinas"*. La Habana: PNUD, 2013.

14. Guzmán, E. B. El biogás una opción real para el desarrollo rural en México: tecnología en procesos de adopción. Tesis presentada como requisito parcial para obtener el título de Ingeniero Agrónomo en Producción. Buenavista, Saltillo, México: UAAAN, 2011.

15. Huong, L. Q.; Madsen, H.; Anh, L. X.; Ngoc, P. T. & Dalsgaard, A. Hygienic aspects of livestock manure management and biogas systems operated by small-scale pig farmers in Vietnam. *Sci. Total Environ.* 470-471:53-57, 2014.

16. Huyard, A.; Ferran, B. & Audie, J. M. Two phase anaerobic digestion process: sludge stabilization and pathogens reduction. *Water Sci. Technol.* 42 (9):41-47, 2000.

17. IEA. *Redrawing the energy-climate map*. Paris: International Energy Agency, 2013.

18. Mandujano, M. I. *Biogás. Energía y fertilizantes a partir de desechos orgánicos. Manual para el promotor de la tecnología*. Cuernavaca, Morelos, México: Organización Latinoamericana de Energía, 1981.

19. Morales, C. & Moreno, U. *Primer Curso de Biodigestión Bioagricultura Casa Blanca. Lote 20*. Lima, 2004.

20. Noyola, A. Tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Foro Internacional Comparación de dos Tecnologías en Aguas Residuales Domésticas para Municipalidades*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia, 1997.

21. Osorio, J. A.; Ciro, H. J. & González, H. Evaluación de un sistema de biodigestión en serie para clima frío. *Revista Facultad Nacional de Agronomía, Medellín*. 60 (2):4145-4162, 2007.

22. Oviedo, H. Biogás, experiencias en el municipio Bartolomé Masó. Bayamo, Cuba: Universidad de Granma, 2011.
23. Paulson, Linda D. Importancia de la desnitrificación en el tratamiento de aguas residuales. New York: RWL Water, 2014.
24. Rendón, J. A. Evaluación de la digestión anaerobia mesofílica y termofílica para la producción de biosólidos a partir de lodos residuales combinados generados en una planta de tratamiento de aguas residuales. Tesis de Maestría en Ciencias en Ingeniería Química. Veracruz, México: Instituto Tecnológico de Orizaba, 2007.
25. Ruíz, Albina. Mejora de las condiciones de vida de las familias porcicultoras del Parque Porcino de Ventanilla, mediante un sistema de biodigestión y manejo integral de residuos sólidos y líquidos, Lima, Perú. Tesis Doctoral. Barcelona: Instituto Químico de Sarria, Universitat Ramon Llull, 2010.
26. Seghezze, L.; Guerra, R. G.; González, S. M.; Trupiano, A. P.; Figueroa, M. E.; Cuevas, C. M. et al. Removal efficiency and methanogenic activity profiles in a pilot-scale UASB reactor treating settled sewage at moderate temperatures. *Water Sci. Technol.* 45 (10):243-248, 2002.
27. Stams, A. J. Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. *Antonie Van Leeuwenhoek.* 66 (1-3):271-294, 2004.
28. Suárez, J.; Martín, G. J.; Cepero, L.; Blanco, D.; Sotolongo, J. A.; Savran, Valentina et al. Local innovation processes in Agroenergy directed at the mitigation and adaptation to climate change in Cuba. *Cuban J. Agr. Sci.* 48 (1):17-20, 2014.
29. Suárez, J.; Martín, G. J.; Sotolongo, J. A.; Rodríguez, E.; Savran, Valentina; Cepero, L. et al. Experiencias del proyecto BIOMAS-CUBA. *Alternativas energéticas a partir de la biomasa en el medio rural cubano. Pastos y Forrajes.* 34 (4):473-496, 2011.
30. Terreros-Mecalco, J.; Olmos-Dichara, A.; Noyola-Robles, A.; Ramirez-Vives, F. & Monroy-Hermosillo, O. Digestión anaerobia de lodo primario y secundario en dos reactores UASB en serie. *Revista Mexicana de Ingeniería Química.* 8 (2):153-161, 2009.
31. World Health Organization. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva, Switzerland: WHO. Technical Report Series 778, 1989.

Recibido el 15 de abril del 2015
Aceptado el 14 de octubre del 2015