



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
Instituto de Ingeniería
Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería

**Proceso sustentable de estabilización de residuos sólidos
orgánicos por digestión anaerobia en dos etapas**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN INGENIERÍA

Opción: Medio Ambiente

Presenta

Gloria Inés González López

Director

Dr. Eric Houbron

Codirector

Dra. Concepción Carreón Diazconti

Mexicali, B.C.

Mayo de 2014

Índice

	Página
Resumen.....	3
Introducción.....	4
Presentación del estudio.....	14
Referencias.....	18
Anexo A: Influencia del tiempo de residencia hidráulica sobre la hidrólisis en codigestión de residuos sólidos	22
1 Introducción	25
2 Materiales y métodos	26
3 Resultados	27
4 Discusión	29
5 Conclusiones	30
6 Referencias	30
Anexo B: Hydrolysis evolution in a codigestion reactor at various hydraulic residence times	33
1 Introduction	36
2 Methodology	37
2.1 Experimental Setup	37
2.2 Solid Substrate	38
2.3 Sludge Substrate	38
2.4 Reactor's Start Up	38
2.5 Selective Pressure	38
2.6 Physicochemical Analysis	39
3 Results and Discussion	39
4 Conclusions	43
5 References	43

Resumen

En este trabajo se desarrolló una tecnología en dos etapas para el tratamiento de la fracción orgánica contenida en los residuos sólidos urbanos (RSU) y lodos residuales de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas (PTAR). Se diseñó un reactor anaerobio de residuos sólidos, cuya configuración permitió favorecer el proceso de hidrólisis-solubilización de la materia orgánica contenida en ambos residuos, los cuales se mezclaron en partes iguales y se introdujeron al reactor para someterse a un proceso de codigestión anaerobia. Con el fin de acelerar la etapa de hidrólisis-solubilización, se recirculó agua de la llave a cuatro diferentes tiempos de residencia hidráulica; se decidió utilizar agua para simular la introducción del lixiviado que se genera en el mismo reactor, pero ya tratado y libre de sustancias que puedan inhibir el proceso anaerobio. La segunda etapa del proceso consistió en someter este lixiviado a un proceso de metanización para generar biogás.

Con el fin de analizar el potencial metanogénico del lixiviado producto de la hidrólisis-solubilización de los residuos sólidos orgánicos codigeridos, se efectuaron pruebas de biodegradabilidad anaerobia.

La contribución del trabajo consiste en proponer un sistema de tratamiento con los parámetros de operación óptimos, tales como: tiempo de residencia hidráulica (TRH), mezcla de sustratos, tipo de sustratos a incluir en el proceso de codigestión, tamaño de partícula, entre otros. Además, se aporta el diseño del equipo a emplear en la primera etapa del tratamiento.

Los resultados obtenidos reportan que el Tiempo de Residencia Hidráulico óptimo para el proceso de hidrólisis-solubilización fue el de 5 días. Así mismo, la biodegradabilidad del lixiviado producto de la codigestión es de 71%, con una metanización del 93%. De esta manera, se comprobó que es factible tratar y reducir el tiempo de estabilización de la carga orgánica contenida en los RSU, que constituye más del 50% del total generado en México, que según cifras oficiales en el año 2012 fue de 115,600 toneladas diarias.

1. Introducción.

Planteamiento del problema

En México más del 50% de la basura que se genera está compuesta por materia orgánica fácilmente putrescible: residuos de alimento, jardinería, papel y cartón. A nivel nacional el 65% del tonelaje total generado se dispone en rellenos sanitarios, que en su mayoría (92%) no cumplen con la normatividad vigente (SEMARNAT, 2009), y oficialmente apenas se recicla el 5% (INEGI, 2013). Otro residuo que se genera en grandes cantidades es el lodo residual de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR). El lodo extraído y producido en las operaciones y procesos de tratamiento de estas aguas suele ser líquido o semisólido, con un contenido en sólidos entre el 0.25 y el 12% en peso, y es el constituyente de mayor volumen eliminado en estas plantas. Su manejo es probablemente el problema más complejo al que se enfrentan los ingenieros sanitarios (Hernández, 1994).

En 2012 se generaron en el país 22.12 millones de toneladas de basura orgánica (INEGI, 2013). Por su parte, se estima que se generan 40 L/hab año de lodos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales instalados (Nelson *et al.*, 2004), lo que representaría 4.6 millones de metros cúbicos anuales de lodos, tomando en cuenta el número de habitantes registrados en 2012 por INEGI (2013). Sin embargo, pocas PTAR cuentan con sistemas que permitan estabilizar y disponer de forma segura los lodos que genera el proceso, minimizando así la afectación al ambiente (INEGI, 2011). Ambos residuos, los lodos y los Residuos Sólidos Orgánicos (RSO), se generan en cantidad suficiente para justificar el desarrollo de una tecnología conjunta de tratamiento.

La Digestión Anaerobia (DA) es el proceso mediante el cual algunos microorganismos descomponen material biodegradable en ausencia de oxígeno, generando diversos gases, entre los cuales el dióxido de carbono y el metano son los más abundantes. Dicho proceso puede ser una opción de tratamiento de los RSO muy atractiva, ya sea como una ruta para la disposición de residuos o como fuente de energía alterna; a su vez, puede evitar la emisión del metano como gas de efecto invernadero. Su codigestión con lodos de PTAR se ha considerado una excelente alternativa, por las múltiples ventajas que se mencionarán más adelante (Poggi-Varaldo y Oleszkiewicz, 1992; Sosnowski *et al.*, 2003; Mata-Álvarez *et al.*, 2011).

Justificación

En los sistemas tradicionales de DA todo el proceso se lleva a cabo en cuatro etapas. En algunos casos de experimentación y estudio se ha dividido el proceso en dos fases, propiciando que las primeras etapas se efectúen en un reactor (primera fase), mientras que la última se lleva a cabo en otro (segunda fase). En estos casos se ha observado que los sistemas de dos fases permiten la selección y enriquecimiento de las bacterias que intervienen en cada etapa; los materiales orgánicos complejos se degradan hasta ácidos grasos volátiles (AGV's) y alcoholes, los que en la segunda fase se metabolizan fácilmente en metano y bióxido de carbono. Este tipo de sistema incrementa la estabilidad del proceso ya que permiten controlar la fase de acidificación, a través de la

optimización del Tiempo de Residencia hidráulico (TRH), para prevenir sobrecarga de material tóxico (Demirer y Chen, 2005). La forma de operación descrita se revela como la tecnología de mayor eficiencia para sustratos con alta carga orgánica (Gómez *et al.*, 2006, Houbroun *et al.*, 2008), debido a su capacidad de amortiguamiento de la carga en la primera fase, seguida de una velocidad de alimentación constante en la segunda fase, denominada metanogénica (Bouallagui *et al.*, 2005). Aún más, el proceso anaerobio tiene la ventaja de generar y no demandar energía para realizarse, es decir, es sustentable.

Desde los años 70's se estudia el proceso de codigestión anaerobia (CoDA), que consiste en la mezcla de dos sustratos con características complementarias. Una combinación muy popular es la codigestión de lodos de PTAR con la fracción orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) (Mata-Álvarez *et al.*, 2011). El fin es utilizar la biomasa como fuente de energía, y reducir la generación de gases de efecto invernadero (DuBuisson, 2009). La codigestión ofrece ventajas sobre el sistema clásico de DA de residuos sólidos. El mezclar un residuo sólido con otro de consistencia más fluida como un lodo, otorga un mejor manejo y degradabilidad. Adicionalmente, aumenta la tasa de humedad, diluye y contrarresta el efecto de procesos inhibidores y aporta nutrientes específicos que pueden mejorar o estimular la codigestión (Stroot *et al.*, 2001, Sosnowski *et al.*, 2003, Corti y Lombardi, 2007). Así mismo, permite disminuir los tiempos de residencia del sólido en el reactor, otorgando mayor capacidad de degradación en términos de masa digerible por unidad de volumen, lo que facilita trabajar a mayor carga orgánica (Chamy *et al.*, 2002) y abarata el proceso de digestión anaerobia (Mata-Álvarez, *et al.*, 2011). Además, ofrece una alternativa para la disposición de lodos generados en las PTAR urbanas, mediante la mezcla se aporta humedad, comunidades microbianas activas (Khalid *et al.*, 2011), materia orgánica fácilmente degradable y nitrógeno.

Objetivos de la investigación

Como ya se comentó, diariamente se genera una gran cantidad de RSO y de lodos residuales, los cuales requieren tratamiento. En diversos países del mundo se han efectuado investigaciones que permitan tratar dichos residuos de manera técnica y económicamente factible. Igualmente, existe la necesidad de contar con tratamientos acordes a las características de los residuos mexicanos. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo fue desarrollar un proceso de estabilización de RSO por digestión anaerobia en dos etapas. Los objetivos específicos fueron:

Específicos

- Realizar una revisión bibliográfica exhaustiva del estado del arte en codigestión de residuos sólidos orgánicos.
- Efectuar pruebas relativas a la eficiencia del proceso de codigestión de residuos sólidos orgánicos y lodos residuales a cuatro tiempos de residencia hidráulica.
- Hacer ensayos de biodegradabilidad del lixiviado rico en materia orgánica, obtenido a partir de experimentos de codigestión.

- Determinar el potencial metanogénico de los lodos aerobios residuales empleados en la codigestión.
- Optimizar el proceso de hidrólisis-solubilización mediante recirculación de lixiviado tratado.

Hipótesis

Es factible estabilizar la materia orgánica contenida en los residuos sólidos urbanos y en los lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, aplicando una tecnología integral de tratamiento anaerobio en dos etapas.

Hidrólisis de sustratos complejos

La DA de material orgánico complejo es un proceso secuencial que involucra cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. En la primera la materia orgánica pasa a la fase líquida por la acción de bacterias que excretan enzimas hidrolíticas. La velocidad de esta etapa es función de diversos factores tales como pH, tamaño de la partícula, temperatura, composición y concentración de productos intermedios, tales como AGV's (Veeken y Hamelers, 1999; Veeken *et al.*, 2000). No obstante, el principal obstáculo es la baja biodegradabilidad de los residuos, en comparación con los residuos líquidos, debido a la composición química y estructura de los materiales lignocelulósicos.

La hidrólisis enzimática es un proceso complejo y multietapas que actúa sobre los carbohidratos, lípidos y proteínas presentes en los RSO y que puede incluir: producción múltiple de enzimas, difusión, adsorción, reacción y desactivación de enzimas. En una reacción simple de primer orden, la velocidad de la hidrólisis no depende de la concentración de la biomasa hidrolítica, y por lo tanto, este tipo de curva no la puede describir cuando incrementa la velocidad de la hidrólisis al transcurrir el tiempo (Vavilin *et al.*, 2008). No obstante, durante la hidrólisis se llevan a cabo (1) el contacto entre el material particulado y las células microbianas hidrolíticas y (2) la liberación de enzimas, las que constituyen dos fases principales que se deben tomar en cuenta cuando se describe la cinética de la hidrólisis. En la primera fase se tiene una colonización bacteriana, en la que dichas bacterias cubren la superficie de los sólidos. Luego las bacterias en o cerca de dicha superficie liberan enzimas que rompen los enlaces generando moléculas más pequeñas (monómeros), que luego son utilizados por las bacterias hidrolíticas. Las células nuevas permanecen en la fase líquida y tratan de atacar nuevos puntos de enlace en la superficie de otras partículas sólidas. Así, la reacción enzimática directa, como la etapa intermedia del proceso de dos fases, puede efectuarse rápidamente, en comparación con las etapas de colonización bacteriana y degradación de superficie. Cuando una superficie disponible se cubre con bacterias, se degradará a una profundidad constante por unidad de tiempo (segunda fase).

Tradicionalmente, se ha considerado a la hidrólisis como la etapa limitante en la DA de la materia orgánica compleja en compuestos solubles, cuando se trabaja con alto

contenido de sólidos (Veeken y Hamelers, 1999, Park *et al.*, 2005, Mumme *et al.*, 2010). Por lo tanto, es la etapa de hidrólisis la que define el tiempo de residencia de sólidos (TRS) en el reactor, aunque algunos autores aún consideran que se trata de la fase menos correctamente definida (i.e., Gavala *et al.*, 2003).

El efecto acumulativo de los diferentes procesos que tienen lugar durante la hidrólisis se ha explicado mediante el modelo de cinética de primer orden simple. Esta generalización fue desmentida cuando se ensayó agregando una gran cantidad de inóculo en relación al sustrato, logrando altas tasas de hidrólisis, por lo que se encontró cierta dependencia de la hidrólisis a la concentración de la biomasa o a su actividad (Fernández *et al.*, 2001). Esto lleva a deducir que no es posible aplicar siempre el modelo de reacción mencionada; es imprescindible entender a fondo los procesos involucrados para describir acertadamente la hidrólisis (Vavilin *et al.*, 2008). Otros autores señalan que la tasa de hidrólisis de la materia orgánica particulada en la DA está determinada por la adsorción de enzimas hidrolíticas en los sitios de la superficie biodegradable (Veeken y Hamelers, 1999). Esto está directamente relacionado con la cantidad de superficie específica disponible, cuando las condiciones de temperatura y pH son constantes (Sanders, 2001).

Con el fin de mejorar la descripción de la hidrólisis de sustratos complejos difícilmente degradables cuando se someten a DA, se han desarrollado dos nuevos modelos: la cinética de Contois, que considera el crecimiento de la biomasa hidrolítica-acidogénica y la cinética de dos fases, que toma en cuenta la superficie de colonización y la biodegradación como dos procesos separados (Vavilin *et al.*, 2008). Dichos modelos se ajustan mejor a los datos experimentales obtenidos cuando se trabaja con cargas orgánicas altas o fluctuantes. Cuando se tiene inhibición de la hidrólisis por alta carga orgánica, la metanogénesis y la acetogénesis pueden ser las etapas limitantes. Sin embargo, todavía no es posible adoptar un modelo de aplicación general cuando se manejan sustratos complejos con alta carga orgánica. Los nuevos modelos de distribución espacial que consideren procesos de transferencia de masa, los cuales se están desarrollando, proporcionarán nuevas pistas en el complejo proceso de la hidrólisis (Vavilin *et al.*, 2008).

Codigestión Anaerobia.

La codigestión anaerobia es la digestión de dos o más sustratos con características complementarias, que permiten incrementar la producción de biogás por medio de su tratamiento conjunto. Entonces, no se trata solo de la digestión de la mezcla, sino de encontrar las relaciones óptimas que favorezcan la interacción positiva (sinergismo positivo, balance de humedad y nutrientes), que eluda la inhibición provocada por la generación de amoníaco o por productos de la degradación de lípidos y que optimice la producción de metano. Así mismo, se ha comprobado que la CoDA economiza la DA (Mata-Álvarez *et al.*, 2011).

En los últimos años se han desarrollado muchos estudios para tratar por DA los RSO de los RSU, así como para mejorar su eficiencia. Comparando las estrategias de los últimos quince años, se tiene que el sistema de alto contenido de sólidos es mejor para

alta carga orgánica, ya que soporta más de 6 kgSV/m³ d (Hartmann y Ahring, 2006). Para disminuir la concentración de sólidos se agrega líquido, por ejemplo recirculando el efluente u otro sustrato húmedo, haciendo una codigestión.

Digestión anaerobia en dos etapas

Diversos estudios de DA se han efectuado en dos reactores, o en dos etapas, esto permite la selección y enriquecimiento de las bacterias que intervienen en cada etapa, el incremento de la estabilidad del proceso, aplicación de cargas orgánicas altas y optimizar el TRH. En un trabajo realizado con desechos orgánicos, pulpa de café, se encontró que el tratamiento idóneo fue la DA en dos etapas, debido a que permitió remover 85% de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y obtener una metanización de 95%, con lo que se podría incrementar la producción de metano al menos al triple, en comparación con el sistema de una etapa (Houbron *et al.*, 2003). Otro resultado interesante de la investigación mencionada fue que la tasa de producción de AGV's fue superior a la tasa de hidrólisis-solubilización, lo que sugiere a la hidrólisis como la etapa limitante. Para probar esta hipótesis se realizó un experimento posterior, donde se aplicaron cuatro diferentes TRH sobre pulpa de café y lodos anaerobios (Houbron *et al.*, 2008). Lo anterior aumentó significativamente la velocidad de las cinéticas de hidrólisis-solubilización sobre la pulpa de café, por lo que recomiendan trabajar por lotes con recirculación de lixiviado tratado, en un sistema de DA de dos etapas.

Sosnowski y sus colaboradores (2003) también realizaron codigestión de RSO y lodos, encontrando ventajas en el sistema de dos etapas, sobre todo en cuanto a eficiencia biológica de producción de metano. Algo similar sucedió en la digestión anaerobia de excremento, estudiada por Demirer y Chen (2005), con la que lograron reducir la relación (TRS)/TRH a la mitad de lo que trabaja ordinariamente un sistema de una sola etapa.

A la fecha se han desarrollado nuevos procesos de digestión anaerobia de RSO, los cuales consideran al sistema como una celda integral de energía que incluye el postratamiento del efluente del digestor (Nishio y Nakashimada, 2007).

Metodología.

Considerando lo antes expuesto, en este trabajo se planteó efectuar una CoDA en dos etapas de dos sustratos orgánicos, lodos residuales y RSO, los cuales se mezclaron en cantidades iguales. La primera etapa se llevó a cabo en un reactor de residuos sólidos, durante la cual se ensayaron cuatro diferentes TRH, aplicados sobre una corriente líquida que se hizo pasar por la mezcla del sustrato sólido que se mantuvo dentro del reactor. La corriente líquida, constituida por agua de la llave, simula el efluente del reactor ya tratado, es decir el lixiviado que sale constantemente del reactor. Se empleó agua y no el lixiviado en sí, para no introducir sustancias que inhiban el proceso que se realiza dentro del equipo. El fin es optimizar el proceso de hidrólisis-solubilización de las partículas contenidas en ambos sustratos. Como se discutirá ampliamente más adelante, la hidrólisis, primera fase de la DA, se considera como la etapa limitante; por esa razón es importante otorgar a ambos sustratos las condiciones más favorables para

que se ejecute en el menor tiempo posible. Con los resultados de las pruebas de 4 TRH, se estará en condiciones de determinar el tiempo óptimo. Los RSO son sustratos complejos, con alta carga orgánica, por lo que consideramos conveniente hacer pasar una corriente líquida que favorezca las tres fases que incluye la hidrólisis: desintegración, solubilización e hidrólisis enzimática. Este método no se ha probado anteriormente y, considerando diversos antecedentes de estudios en residuos orgánicos, es factible obtener resultados exitosos.

En la segunda etapa de este proceso, el efluente producido en el reactor, rico en materia orgánica, se somete a pruebas de biodegradabilidad para conocer su potencial metanogénico y evaluar la factibilidad de someterlo a un biorreactor de alto rendimiento. Como actividad adicional, los lodos residuales empleados en la codigestión fueron sometidos a pruebas para conocer su actividad metanogénica específica.

Dos parámetros importantes a considerar en el presente trabajo fueron el tiempo de residencia hidráulico y el tiempo de residencia de sólidos. El primero se define como la relación entre el volumen de un depósito de agua, ya sea lago, embalse, pozo o como en este caso un tanque y el caudal de entrada. En otras palabras, es el tiempo promedio en que una cantidad de agua ingresa al depósito y tarda en salir. En los experimentos efectuados se impusieron 4 distintos de 1, 5, 10 y 20 días, dentro de un biorreactor que tiene un volumen útil de 27.2 litros. Se efectuaron los cálculos correspondientes para obtener el caudal de alimentación horario, ya que la recirculación del lixiviado tratado (simulado) se trabajó de manera continua. Por otro lado, el segundo parámetro relevante es el TRS, que representa el tiempo que permanecen los sólidos dentro de un reactor, en contacto directo con los microorganismos que realizan su transformación. En esta investigación los sólidos permanecieron dentro del biorreactor todo el tiempo que duró cada uno de los cuatro TRH impuestos.

La presente investigación se planteó considerando las ventajas de los tratamientos en dos etapas y los resultados obtenidos por los investigadores mencionados, en especial los de Houbroun y sus colaboradores (2008), quienes trabajaron con residuos orgánicos (pulpa de café), efectuando DA en dos etapas. Ellos encontraron que bajo sus condiciones experimentales el TRH óptimo en el primer reactor estuvo entre 4 y 6 días. Nosotros elegimos imponer en total cuatro TRH que se encuentran alrededor de los reportados por Houbroun (2008), entre los que por cuestión de seguridad solamente uno se encuentra por arriba de los 10 días (TRH 20). Esto porque los residuos utilizados en esta investigación también son orgánicos, pero de diferente naturaleza y procedencia.

En el presente experimento se manejaron residuos alimenticios, de jardín, así como cartón y papel, que en conjunto representan más del 60% de los residuos sólidos orgánicos que constituyen los RSU mexicanos (INEGI, 2009). Se mezclaron con una cantidad igual de lodos colectados en una PTAR urbana. Dicha mezcla de sólidos permaneció dentro del reactor durante todo el tiempo que duró el experimento. La decisión de introducir cantidades iguales de ambos sustratos se basó en los estudios de diversos investigadores que han encontrado que dicha relación favorece el proceso de codigestión anaerobia (Poggi-Varaldo y Oleszkiewicz, 1992; Sosnowski *et al.*, 2003). Además, Fernández y colaboradores (2001) descubrieron que en el arranque de

sistemas anaerobios de dos etapas, una relación 1:1 de sustrato-inóculo permite lograr una buena hidrólisis y producción correcta de los productos intermedios, tales como los ácidos grasos volátiles (AGV's), que se deben optimizar en la primera etapa del sistema. En los experimentos realizados en esta investigación, los lodos constituyeron el inóculo del biorreactor anaerobio.

Primera etapa: codigestión a 4 TRH. Para evaluar el impacto que tiene el TRH sobre la hidrólisis-solubilización de la materia orgánica contenida en el sustrato; se eligió ensayar cuatro diferentes tiempos: 1, 5, 10 y 20 días. Con el fin de determinar por separado el efecto del flujo del recirculado, se hizo pasar agua de la llave, simulando el efluente (lixiviado), una vez que se ha tratado, de tal manera que el líquido introducido esté libre de sustancias, tales como amoníaco o metales, que pudieran inhibir la DA dentro de la cama de residuos conformada por ambos sustratos, como se ha reportado (González *et al.*, 2008; Benabdallah *et al.*, 2009). Como ya se mencionó, la mezcla de los RSO y lodos residuales permaneció dentro del biorreactor todo el tiempo que duró el lote del experimento, es decir, se mantuvo fijo el TRS.

Se diseñó un biorreactor experimental a nivel piloto, construido en PVC cédula 80, que trabajó en condiciones anaerobias, a temperatura mesófila para efectuar la DA de los residuos sólidos por lotes. El esquema experimental del biorreactor se muestra en la Figura 1. El sistema tiene válvulas para regular la entrada del agua de la llave por la parte inferior (simulando el lixiviado tratado), así como la salida del lixiviado producto de la hidrólisis-solubilización de los lodos y los RSO, que se efectuaba dentro del biorreactor. Dicho lixiviado se recibía por la parte superior y se analizaron los siguientes parámetros: Demanda química de oxígeno (DQO) total y soluble, sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV), pH, fósforo, nitrógeno amoniacal y total. Se eligió analizar estos parámetros porque son indicativos de la evolución del proceso de transformación de la materia orgánica dentro del reactor.

Por otro lado, los dos sustratos fueron caracterizados antes de introducirlos al biorreactor; lo mismo se hizo al finalizar cada ensayo del TRH. Lo anterior permitió establecer los cambios que se dieron durante el proceso de hidrólisis-solubilización dentro del biorreactor sobre la mezcla de sólidos (RSO y lodos). Los constituyentes que se consideraron prioritarios a determinar fueron la relación porcentual de Sólidos volátiles-Sólidos Totales (SV/ST), así como la DQO total, el contenido de nitrógeno y de fósforo, en miligramos por cada gramo de sólido seco total introducido. Todos los análisis se realizaron de acuerdo a los métodos estándar (APHA, 1998).

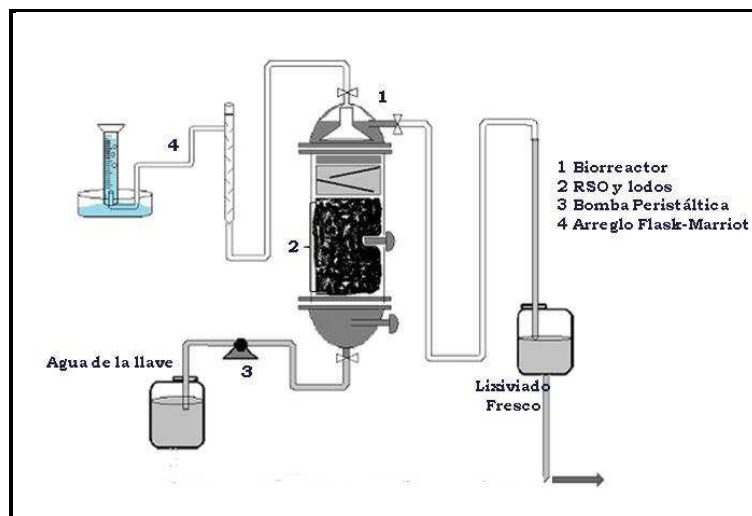


Figura A. Esquema del montaje experimental.

Biodegradabilidad del efluente del reactor. Se hicieron ensayos para conocer la biodegradabilidad anaerobia del lixiviado generado por el proceso de hidrólisis-solubilización en el reactor. Las pruebas se llevaron a cabo en botellas Schott de 300 ml, empleando un volumen útil de 200 ml, más 15 de muestra para los análisis iniciales, con una relación sustrato-inóculo (S_0/X_0) de 0.25, siguiendo la metodología de Moreno y colaboradores (1999). El inóculo fue lodo proveniente de una Planta Piloto escala semindustrial tipo reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB), donde se lleva a cabo el tratamiento de lactosuero (Figura B). Los ensayos se efectuaron por duplicado, como patrón de referencia se empleó glucosa; se incluyeron además dos blancos que contenían inóculo solamente. Se mantuvieron a 35 °C a lo largo de todo el experimento, con agitación de 150 rpm, dentro de una incubadora Shaking Incubator, modelo SI-300R, de agitación orbital.

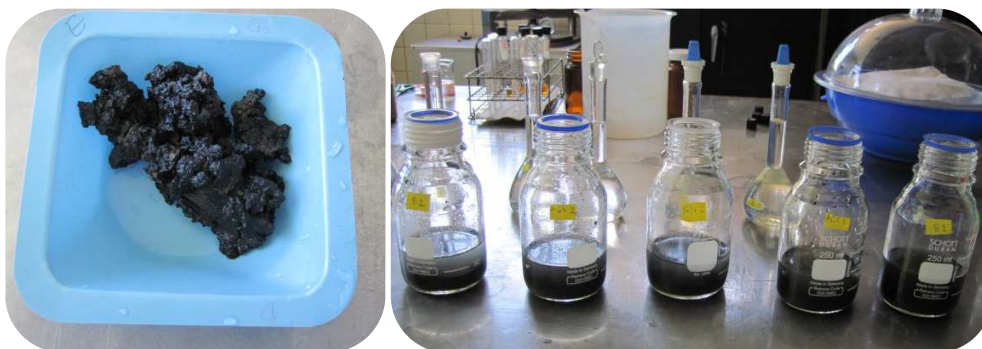


Figura B. Lodos usados en las pruebas de biodegradabilidad del lixiviado.

Al inicio y al final se determinaron la DQO soluble, los SST y los volátiles, además del pH. Es muy importante mantener este último alrededor de 7 para el buen desarrollo de los consorcios microbianos. Se analizó la DQOs inicial del lixiviado, con el fin de adicionar el volumen correspondiente a la concentración establecida para el sustrato. Para medir el biogás generado en las pruebas se utilizó un sistema volumétrico por

desplazamiento de líquido, el cual se adaptó a las botellas Schott que se emplearon para los ensayos. Con base en los resultados obtenidos para el consumo de la DQO y el volumen de metano, se calculó el porcentaje de biodegradabilidad del lixiviado producido en el reactor de residuos sólidos.

Actividad Metanogénica Específica de los lodos. Posteriormente, se determinó el potencial metanogénico de los lodos empleados en la codigestión. Con el fin de tener un referente paralelo, se sometieron al mismo procedimiento lodos anaerobios, obtenidos también de una PTAR que opera con sistema anaerobio. Como ya se mencionó en otra sección de la metodología, los lodos empleados en los experimentos de codigestión fueron lodos residuales de una PTAR con sistema aerobio. Para este procedimiento se emplearon botellas Schott de 300 ml con volumen útil de 250 ml más 15 ml de muestra inicial. El sustrato se compuso de AGV's con una relación S_o/X_o de 0.25, siguiendo la metodología de Moreno y colaboradores (1999). Las muestras se prepararon por duplicado en cada serie, además se corrieron dos blancos que solo contenían lodos. Para medir el biogás generado en la prueba se utilizó un sistema volumétrico por desplazamiento de líquido, el cual se adaptó a las botellas Schott que se emplearon para los ensayos. En la figura C se muestra el montaje del equipo empleado.



Figura C. Pruebas de Actividad Metanogénica Específica

Las botellas con lodos aerobios estuvieron operando durante 1,691 horas y las que contenían los anaerobios solamente 99. La temperatura de operación fue de 35 °C y se mantuvo agitación continua de 150 rpm dentro de una incubadora Shaking Incubator, modelo SI-300R, de agitación orbital. Se desarrollaron curvas para mostrar los perfiles de generación de gas a lo largo del tiempo. Los parámetros analizados en muestras al inicio y final del experimento fueron: SST, SSV, DQO soluble y pH, mismos que se emplearon para el cálculo de los porcentajes de remoción y la actividad metanogénica específica (AME). Por otro lado, el pH es un parámetro muy importante para el buen desempeño de los lodos activados, por lo que se mantuvo alrededor de 7.

Sobre el formato de la disertación para la opción del grado por dos artículos.

La presente tesis tiene como base la modalidad de titulación por dos artículos acordada en el Acta 3-2008-2, por el Comité General del programa del Doctorado en Ciencias e Ingeniería. Se desarrollaron dos artículos, mismos que se incluyen en los anexos del presente documento, los cuales fueron publicados en revistas indexadas que forman parte del Journal Citation Report.

Intervención en las publicaciones.

Durante el desarrollo del proyecto, la primera autora de los artículos tuvo la siguiente participación en las etapas experimentales:

- Obtención de muestras de RSO y lodos.
- Las manipulaciones en el biorreactor de codigestión.
- Seguimiento de la Codigestión de RSO y lodos a TRH de 1, 5, 10 y 20 días.
- Determinación de la AME de lodos aerobios y anaerobios.
- Los ensayos de biodegradabilidad del lixiviado generado por los RSO de la muestra.

Respecto a las actividades de gabinete, contribuyó con la revisión bibliográfica de los temas del trabajo. Así mismo, con los cálculos de los análisis físico-químicos realizados. Adicionalmente, en la elaboración de tablas, figuras y en la redacción del borrador de los manuscritos. El Dr. Houbron aportó el planteamiento de la idea original y el desarrollo de la metodología. También intervino en la revisión de los cálculos y resultados, así como en los pasos a seguir para la generación del nuevo conocimiento que diera respuesta a la hipótesis presentada.

Los demás coautores colaboraron con elementos que redondearon la discusión y las conclusiones de cada manuscrito. De igual manera, incorporaron ideas para una mejor explicación y redacción de las oraciones en los textos.

2. Presentación del estudio.

Parte de la metodología, resultados y conclusiones del presente trabajo se encuentran plasmados en los dos manuscritos que se anexan. Los datos de los artículos son los siguientes:

Influencia del tiempo de residencia hidráulica sobre la hidrólisis en codigestión de residuos sólidos. Gloria I. González, Abigail Zamora, Concepción Carreón-Díazconti, Elena Rustrián, y Eric Houbron. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 29 (Sup. 3) 135-140, 2013. ISSN: 01884999. **(Publicado)**

Hydrolysis evolution in a codigestion reactor at various hydraulic residence times. González Gloria, Rustrián Elena, Carreón-Díazconti Concepción, Houbron Eric. Ingeniería e Investigación. Vol. 34 No.1, April-2014 (48-52). ISSN: 0120-5609 (impreso); ISSN: 2248-8723 (en línea). **(Publicado)**

A continuación se exponen los resultados, la discusión y las conclusiones relevantes obtenidos en la primera y segunda etapa del proceso de estabilización de RSO por digestión anaerobia.

Resultados

La remoción de la materia orgánica de los lodos y RSO, medida indirectamente por medio de la DOQ soluble y total, indican que las mejores condiciones para la hidrólisis-solubilización de la materia orgánica se dieron aplicando un TRH de 5 días, coincidiendo con lo señalado en trabajos similares, donde el TRH óptimo estuvo entre 4 y 6 días (Houbron *et al.*, 2008). Cuando se aplicó el TRH de 5 días, en el efluente del biorreactor se obtuvo una carga de 4,000 a 10,000 mg/L de DQO, constituyendo la materia orgánica solubilizada, el cual es un excelente sustrato para alimentar una segunda etapa en un reactor metanogénico (Figura D). Lo anterior se debió al excelente transporte de las enzimas que intervienen en el proceso de hidrólisis, el cual se favoreció por la turbulencia provocada al reducir el tiempo de residencia del líquido recirculado. Una adecuada tasa de transporte por difusión o convección alrededor de las partículas puede controlar el proceso de hidrólisis, porque propicia la adsorción de enzimas hidrolíticas en los sitios disponibles de la superficie biodegradable.

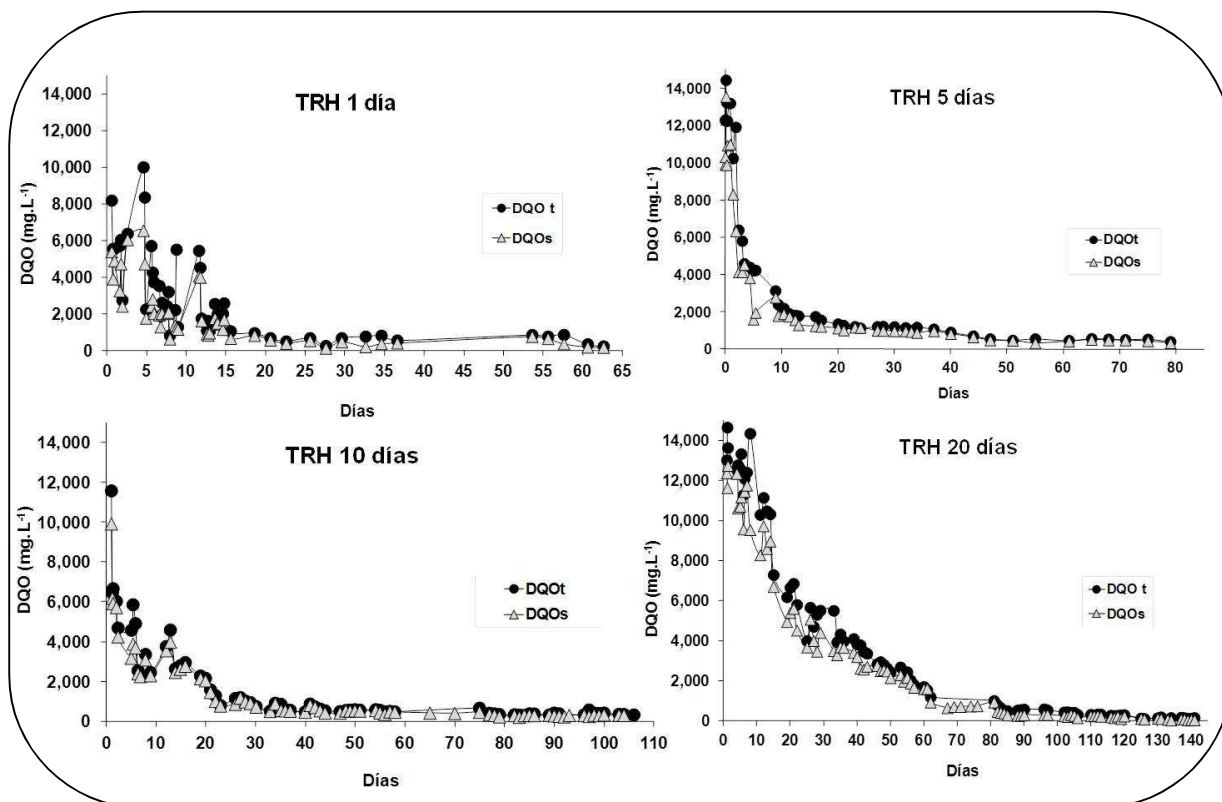


Figura D. Evolución de la DQOs y DQOt durante el desarrollo del experimento a cuatro diferentes TRH.

De igual manera, la recirculación aplicada impidió la acumulación de productos intermedios de la reacción, como los AGV's, que pueden disminuir el pH e inhibir la hidrólisis. Lo anterior se reafirma por el comportamiento de los sólidos en el efluente, que fue consistente con la evolución de las DQO's. La cantidad de sólidos totales registrada fue en ascenso con el incremento del TRH aplicado, así, para TRH 1 día el valor máximo fue de 65 mg/L, mientras que para TRH 20 días se detectaron 303 mg/L.

Al finalizar el experimento se obtuvo una masa húmeda compacta, donde se podían distinguir fibras y papel (Figura E). La mayor pérdida de peso húmedo total se registró en el sustrato de TRH 5, con un total de 50%, al iniciar con 13 kg y finalizar con 6.5 kg. La eficiencia de la hidrólisis obtenida fue función de la biomasa involucrada, de los productos que se generaron durante la reacción y su ubicación espacial, así como la transferencia de masa que se llevó a cabo. Se ha reportado que los componentes más biodegradables de la materia orgánica, expresados en unidades de sólidos volátiles, son en primer lugar los residuos alimenticios y el papel blanco con 82%, seguidos del 72% para los desechos de jardín (Kayhanian *et al.*, 1991; Kayhanian y Tchobanoglous, 1992). De acuerdo a la composición de nuestra muestra, que contenía 77% de residuos alimenticios y de jardín, dichos componentes fueron los que pasaron de la fase sólida a la líquida en el proceso de hidrólisis-solubilización en la CoDA.



Figura E. Residuos remanentes al final del proceso de hidrólisis-solubilización, primera etapa del tratamiento.

Como parte de la segunda etapa del proceso, se midió la biodegradabilidad del efluente o lixiviado obtenido del reactor de residuos sólidos, la cual fue de 71%. En la figura F se muestran los perfiles de generación de metano para las 4 muestras de lixiviado, así como la de glucosa, que fue el patrón de referencia. Cabe mencionar que este valor es similar al reportado por Gómez (2006), en pruebas de biodegradabilidad realizadas sobre lixiviado del relleno doña Juana en Colombia, que fue de 78.7%. Por su parte, el porcentaje de metanización fue de 93%, con una remoción de 77% en promedio, medida como DQO soluble. Lo anterior indica que es factible someter el lixiviado, producto de la codigestión de RSO y lodos a una segunda etapa, en un reactor metanogénico. De esta manera se completaría el proceso planteado en el objetivo de este trabajo.

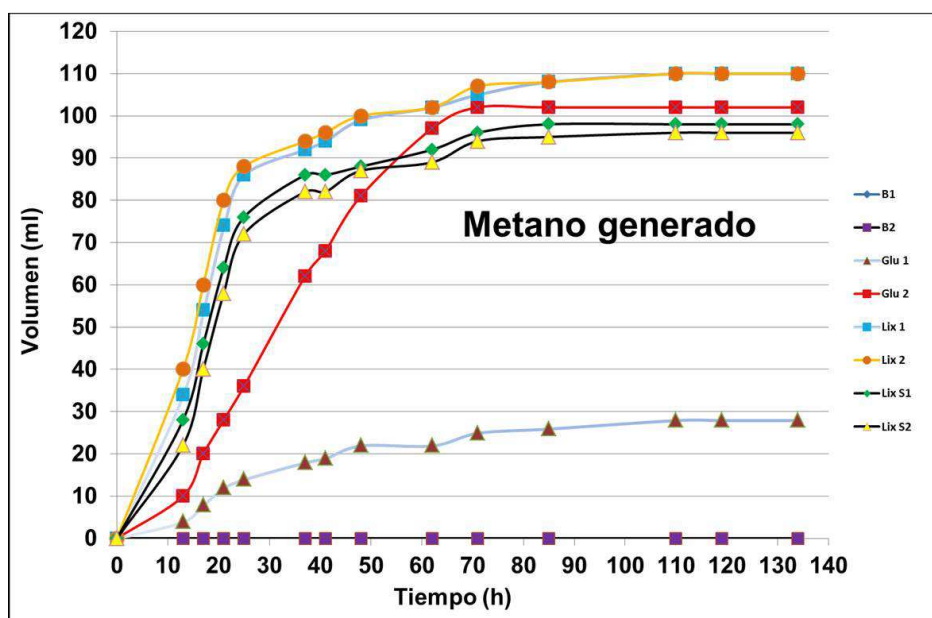


Figura F. Perfil de las pruebas de biodegradabilidad del lixiviado generado.

De forma paralela se estudiaron los perfiles metanogénicos de los lodos residuales aerobios empleados en los experimentos de codigestión, además se efectuaron sobre lodos anaerobios. El lodo anaerobio tuvo un mejor desempeño de la AME, el promedio fue de 0.16 gDQO-CH₄/gSSV-d; por su parte, la del lodo aerobio fue diez veces menor: 0.015 gDQO-CH₄/gSSV-d. Respecto a la remoción de la DQOs también fue más eficiente el lodo anaerobio, con 99.4%, mientras que el lodo aerobio presentó 70%. Finalmente, relativo al tiempo en que ambos lodos desarrollaron su perfil, el anaerobio alcanzó su máxima producción de metano en 25 horas; en el aerobio se presentó transcurridas 400 horas. Estos datos indican que los microorganismos del lodo anaerobio son 10 veces más activos que los del aerobio.

Finalmente, esta investigación ha contribuido a obtener las condiciones de operación óptimas en el reactor de hidrólisis en el proceso de codigestión de RSO y lodos. Así mismo, a establecer que el lixiviado generado en el reactor de hidrólisis es factible de someterse a tratamiento en un reactor metanogénico.

Discusión

Los resultados que arrojó esta investigación permiten sentar las bases para estabilizar de manera acelerada parte de la materia orgánica contenida en los RSU que se generan en México, incluso se tendría generación de energía a través del metano. No obstante, la masa remanente que se tuvo al final de la primera fase, deja ver claramente que al menos la mitad de los residuos no se solubilizaron.

En este punto, se plantea la necesidad de emplear otras técnicas para poner a disposición de los microorganismos anaerobios los azúcares contenidos en el material lignocelulósico residual. Al respecto, se conoce de dos investigaciones efectuadas empleando como residuos cáscara de *Jatropha curcas* que contiene 57.13% celulosa, 19.87% de lignina y 22.99% de hemicelulosa, cuyos resultados son alentadores. En un experimento se logró hidrolizar las fibras mediante hidrólisis ácida (Buendía, 2013), y en el otro trabajo la hidrólisis se hizo con microorganismos anaerobios (Landeros, 2013). Las pruebas del potencial metanogénico en ambos hidrolizados lograron un excelente resultado, con una biodegradabilidad cercana al 100%.

Lo antes mencionado pone de manifiesto que es factible y necesario complementar la tecnología de tratamiento desarrollada en este trabajo. La composición nacional de los RSU generados refleja un porcentaje considerable de papel, cartón y residuos de jardinería, que en conjunto superan el 15% del total (Presidencia de la República, 2013). Los resultados de la investigación indican que los residuos lignocelulósicos se deben someter a un tratamiento antes de pasar a la etapa de metanización.

Conclusiones

El proceso de codigestión de RSO ha sido ampliamente estudiado a nivel mundial, una de las combinaciones de residuos más empleadas es la fracción orgánica de los RSU y lodos residuales de PTAR. A la fecha ya se han construido algunas plantas de tratamiento en tamaño industrial en países de Europa.

Con base en los resultados obtenidos en esta investigación, se puede concluir que el TRH óptimo en la primera etapa de tratamiento anaerobio de RSO por codigestión, fue el de 5 días. Es en dichas condiciones que se efectúa de manera más eficiente el proceso de hidrólisis-solubilización de la materia orgánica en el biorreactor de residuos.

Respecto a la segunda etapa del proceso de estabilización por digestión anaerobia de los RSO experimentados, se comprobó que el lixiviado producto de la hidrólisis-solubilización, generado en la primera etapa, presentó un elevado potencial metanogénico, que superó el 93%. Esto indica que es factible someterlo a tratamiento en un reactor anaerobio de alto rendimiento.

En cuanto al desempeño de los lodos empleados en el proceso de codigestión, los ensayos arrojaron una eficiencia de remoción de la DQOs de 70%. Su actividad metanogénica específica fue diez veces menor a la que se obtuvo para lodos anaerobios. Sería interesante efectuar nuevos experimentos de codigestión empleando este tipo de lodos.

La correcta evolución del proceso de digestión anaerobia en la primera etapa, confirma que fue correcta la decisión de recircular un líquido libre de sustancias inhibitoras (agua de la llave), simulando la reintroducción del lixiviado una vez que se haya tratado.

Aunque la cobertura nacional de disposición final en relleno sanitario alcanzó el 65% para el año 2012, dichos lugares no cuentan con la tecnología necesaria que permita la estabilización adecuada de la materia orgánica que reciben. Lo anterior porque los rellenos no se construyen ni se operan como biorreactores, ni cuentan con la infraestructura para provechar el biogás que se genera. Esto trae como consecuencia que los materiales enterrados permanezcan muchos años en una lenta degradación, emitiendo gases y provocando incendios que con frecuencia son difíciles de controlar.

La tecnología desarrollada en esta investigación proporciona una alternativa para estabilizar la materia orgánica contenida en los RSU de manera acelerada y sustentable.

3. Referencias.

Benabdallah El Hadj T., Astals S, Galí A., Mace S., Mata-Alvarez J. (2009). Ammonia influence in anaerobic digestion of OFMSW. *Water Science and Technology*, 59(6), 1153-1158.

Bouallagui H., Touhami Y., Cheikh R.B., Hamdi M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, 40(3-4), 989-995.

Buendia Díaz Victor Hugo (2013). Obtención de azúcares por hidrólisis ácida y ensayos metanogénicos a partir de *Jatropha curcas* L. y *Pennisetum* sp. Tesis de maestría, Universidad Veracruzana.

Chamy R., Cofré O., Alcázar D., Chinga P. (2002). Co-digestión de RSU y lodos aerobios residuales, como alternativa a procesos de tratamiento tradicionales. In: XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, octubre 27-31, Cancún, México.

Corti, A. and Lombardi, L. (2007). Anaerobic Co-digestión of source selected organic waste and sewage sludge. In: Eleventh International Symposium Waste Management and Landfill, pp. 599-600. Sardinia 1-5 october, Cagliari, Italy.

Demirer, G.N., Chen, S. (2005). Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure. *Process Biochem.* 40(11), 3542–3549.

DuBuisson M. (2009). Greenhouse gas reductions from organic waste digestion. *Biocycle energy* JG Press, Inc. 9, 45-48.

Fernandez, B., Porrier, P., Chamy, R. (2001). Effect of inoculum-substrate ratio on the start-up of solid waste anaerobic digesters. *Water Sci. Technol.* 44(4), 103–108.

Gavala, H.N., Angelidaki, I., Ahring, B.K. (2003). Kinetics and modeling of anaerobic digestion process. *Adv. Biochem. Eng. Biotechnology*, 81, 57-93. Ed. T. Scheper, Berlin.

Gómez Torres L. M. (2006). Biodegradabilidad Anaerobia del Lixiviado del Relleno Sanitario Doña Juana. Tesis Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional de Colombia.

Gómez X., Cuetos M.J., Cara J., Morán A., García A.I. (2006). Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renewable energy*, 31(12), 2017-2024.

González G.I., Rustrián E., Houbon E., Zamora A. (2008). Impacto de la tasa de humedad en la biodegradación de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Veracruz, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4(3), 336-341.

Hartmann H. and Ahring B.K. (2006). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. *Water Science & Technology*, 53(8), 7–22.

Hernández Muñoz Aurelio (1994). Depuración de aguas residuales. Editorial Paraninfo S.A., tercera edición. Madrid, España.

Houbon E., Larrinaga A. and Rustrian E. (2003). Liquefaction and methanization of solid and liquid coffee wastes by two phase anaerobic digestion process. *Water Science and Technology*, 48(6), 255–262.

Houbron E., González-López G. I., Cano-Lozano V. and Rustrián E. (2008). Hydraulic retention time impact of treated recirculated leachate on the hydrolytic kinetic rate of coffee pulp in an acidogenic reactor. *Water Science and Technology*, 58(7), 1415–1421.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Censo general de población y vivienda, Estadísticas por tema, en estadísticas ambientales: residuos. México. <http://www.inegi.gob.mx> (Agosto 8, 2009).

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Censo general de población y vivienda, Estadísticas por tema, medio ambiente: agua potable y saneamiento. Municipios y delegaciones con tratamiento de aguas residuales municipales según reporte de la generación y tratamiento de lodos residuales por entidad federativa, 2010. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales 2011. Tabulados básicos.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2013). Anuario Estadístico de los Estados Unidos Mexicanos, 2012. México, D.F.

Kayhanian M., Lindenauer K., Hardy S., Tchobanoglous G. (1991). 2-stage process combines anaerobic and aerobic methods. *Biocycle*, 32(3), 48–53.

Kayhanian M., Tchobanoglous G. (1992). Comparison C/N ratios for various organic fractions. *Biocycle*, 33(5), 58–60.

Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, 31(8), 1737-1744.

Landeros Gutiérrez César Santos (2013). Potencial de la biomasa residual del fruto de *Jatropha curcas* L. para la producción de biogás: un enfoque experimental. Tesis de maestría, Universidad Veracruzana.

Mata-Alvarez, J, Dosta, J., Macé, S., & Astals, S. (2011). Codigestion of solid wastes: a review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31(2), 99-111.

Moreno G., Cruz A., Buitrón G. (1999). Influence of So/Xo ratio on anaerobic activity test. *Water Science and Technology*, 40(8), 9-15.

Mumme, J., Linke, B., Tölle, R. (2010). Novel upflow anaerobic solid-state (UASS) reactor. *Bioresource Technology*, 101 (2), 592–599.

Nishio, N.; Nakashimada, Y. (2007). Recent Development of Anaerobic Digestion Processes for Energy Recovery from Wastes. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 103(2), 105-112.

Nelson, K.L., Jiménez, C.B., Tchobanoglous, G., Darby, J.L. (2004). Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. *Water Research*, 38(1), 111–127.

Park C., Lee C., Kim S., Chen Y., and Chase H.A. (2005). Upgrading of Anaerobic Digestion by Incorporating Two Different Hydrolysis Processes. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 100(2), 164-167.

Poggi-Varaldo H. M, Oleszkiewicz J. A. (1992). Anaerobic co-composting of municipal solid waste and waste sludge at high total solid levels. *Environ. Technol.* 13(5), 409-421.

Presidencia de la República (2013). Primer Informe de Gobierno 2012-2013. Anexo Estadístico. México: www.presidencia.gob.mx (Octubre 3, 2013).

Sanders W.T.M. (2001). Anaerobic hydrolysis during digestion of complex substrates. Thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Diario Oficial 2 de octubre de 2009. Decreto por el que se aprueba el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2012. México.

Sosnowski, P., Wieczorek, A., Ledakowicz, S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*, 7(3), 609-616.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. 20 ed. Washington DC, USA.

Stroot, P.G., McMahon, K.D., Mackie, R.I., Raskin, L. (2001). Anaerobic codigestion of MSW and biosolids under various mixing conditions-I. Digester performance. *Water Research*, 35(7), 1804-1816.

Vavilin, V. A., Fernandez, B., Palatsi, J. & Flotats, X. (2008). Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: an overview. *Waste Management*, 28(6), 939–953.

Veeken AHM, Hamelers BVM. (1999). Effect of temperature on hydrolysis rate of selected biowaste components. *Bioresource Technology*, 69(3), 249–254

Veeken A., Kalyuzhnyi S., Scharff H., Hamelers B. (2000). Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. *Journal of Environmental Engineering*, 126(12), 1076-1081.

ANEXO A

INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICA SOBRE LA HIDRÓLISIS EN CODIGESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

Gloria I. GONZÁLEZ LÓPEZ^{1,2*}, Abigail ZAMORA HERNÁNDEZ¹,

Concepción CARREÓN-DIAZCONTI¹, Elena RUSTRIÁN PORTILLA² y Eric HOUBRON²

¹ Instituto de Ingeniería, Universidad Autónoma de Baja California, Calle de la Normal s/n, Insurgentes Este, Mexicali, Baja California. México.

² Laboratorio Ambiental, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana. Prolongación de Oriente 6, No. 1009, Orizaba, Veracruz México.

* Autora responsable; giglz2@hotmail.com

Revista Internacional de Contaminación Ambiental 29 (Sup. 3) 135-140, 2013

(Recibido agosto 2011, aceptado abril 2013)

REVISTA INTERNACIONAL DE CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

Ciudad Universitaria, 19 de Marzo 2013.

M.I Gloria I. González López
Instituto de Ingeniería
Universidad Autónoma de Baja California, México,
Presente.

Estimada Gloria González

Por medio de la presente tengo el agrado de comunicarle que su trabajo **INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRAULICA SOBRE LA HIDRÓLISIS EN CODIGESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS**, bajo la autoría de Gloria I. González López, Abigail Zamora Hernández, Concepción Carreón-Díazconti, Elena Rustrián Portilla y Eric Houbroun se encuentra en proceso de edición para el Volumen 29, Número Especial, correspondiente al año 2013 de la Revista Internacional de Contaminación Ambiental.

Atentamente



Dra. Sara Ojeda Benitez
Editora Invitada



<http://www.revistas.unam.mx/index.php/rica>

INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICA SOBRE LA HIDRÓLISIS EN CODIGESTIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

(Título resumido: Influencia del TRH en codigestión)

(Título en inglés: HRT impact on solubilization kinetic in a codigestion bioreactor)

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es estudiar la influencia de tres Tiempos de Residencia Hidráulica (TRH) sobre el proceso de hidrólisis-solubilización de residuos sólidos. Se sometió a digestión anaerobia la materia orgánica contenida en residuos sólidos orgánicos (RSO), y lodos microbianos en exceso de una planta de tratamiento de aguas residuales, en un biorreactor de 27.2 litros. Se llenó el volumen útil de 13 litros, con cantidades iguales de sólidos orgánicos y lodos. La muestra de RSO se preparó con residuos alimenticios, de jardinería, así como papel y cartón, de acuerdo con los porcentajes de la composición nacional mexicana reportados por el INEGI para 2009. El reactor se operó alimentando en continuo y en flujo ascendente agua de la llave para aumentar el contacto sustrato microorganismos y así incrementar las cinéticas de solubilización. Bajo las condiciones descritas, se evaluó el impacto del TRH sobre la hidrólisis-solubilización aplicando valores de 5, 10 y 20 días. Mediante la caracterización fisicoquímica del efluente de salida del sistema se analizó la calidad de la hidrólisis-solubilización. A menor TRH (5 días) se mejora la eficiencia general de la hidrólisis. Esto permite constatar la influencia determinante que tiene el TRH sobre el proceso de hidrólisis-solubilización del sustrato orgánico.

Palabras Clave: Biorreactor, digestión anaerobia, lixiviado, recirculación.

ABSTRACT

The aim of this paper is to study the influence of three Hydraulic Residence Time (HRT) on hydrolysis-solubilization of solid waste process. Organic matter from organic solid waste (OSW) and sewage sludge from a wastewater treatment plant were treated by anaerobic digestion in a bioreactor of 27.2 liter. The 13 liters useful volume was filled with equal amount of organic solids and sludges. OSW sample was prepared with waste from food, gardening, as well as paper and cardboard, according to percentages of the Mexican composition reported by INEGI (2009). The reactor was operated with a continuous upflow feeding of tap water to increase contact between substrate and microorganisms in order to make greater the solubilization kinetics. Under these conditions, the impact of HRT on solubilization hydrolysis was evaluated for 5, 10 and 20 days. Quality of hydrolysis-solubilization was analyzed through the physical and chemical characterization of the output effluent. The lower HRT improves the overall efficiency of hydrolysis. This allows to demonstrate the decisive influence of HRT on hydrolysis-solubilization process of the organic substrate.

Keywords: bioreactor, anaerobic digestion, leachate, recirculation.

INTRODUCCIÓN

En México alrededor del 50% de la basura que se lleva a los sitios de disposición final está compuesta por materia orgánica fácilmente putrescible: residuos de alimento, jardinería, papel y cartón. En el estado de Veracruz se generaron 2.25 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) en 2011 (SEMARNAT 2011). Con base en el dato de disposición en sitios no controlados, se estima que el 61% se dispone a cielo abierto. El interés en el tratamiento de residuos sólidos urbanos (RSU) se ha visto intensificado, debido a la limitada capacidad de disposición final vía rellenos sanitarios, la falta de terrenos apropiados y su elevado costo. El tratamiento anaerobio de RSU puede ser una alternativa válida, debido principalmente a la reducción del volumen (Bouallagui *et al.* 2005). La digestión anaerobia estabiliza a los RSO y permite valorizarlos mediante la recuperación de energía bajo la forma de metano (Mata-Álvarez *et al.* 2011). Además, los residuos finales pueden usarse como acondicionador de suelos. Por su parte, la deficiencia de nutrientes presentada en el proceso de digestión, puede ser compensada a través de la incorporación de lodos bacterianos en exceso de plantas de tratamientos de aguas residuales municipales (PTAR) (Corti y Lombardi 2007). La codigestión de RSU y bacterias es una alternativa atractiva de manejo de dos residuos producidos en grandes cantidades. Así, además de ofrecer una alternativa para la disposición de lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas, se aporta humedad, actividad microbiana (Khalid *et al.* 2011), materia orgánica fácilmente degradable y nitrógeno. Al mismo tiempo se contrarresta el efecto de inhibidores (Stroot *et al.* 2001, Sosnowski *et al.* 2003).

Por otro lado, la mayoría de los experimentos de codigestión de desechos sólidos se han realizado en reactores anaerobios de producción de metano (Gómez *et al.* 2005, Zupančič *et al.* 2008). Estudios complementarios aplicando los ensayos en lotes de tipo Potencial Bioquímico del Metano (PBM) (Lin *et al.* 2011), permiten caracterizar las cinéticas y eficiencia de los sistemas con un desecho en particular. De esta manera, varios estudios de digestión anaerobia en dos etapas (Banks y Wang 1999, Houbroun *et al.* 2003, Gómez *et al.* 2007), han demostrado el interés en esta tecnología para incrementar en cada reactor la cinética de hidrólisis y metanización, respectivamente. Estas estrategias permiten elevar la eficiencia total del sistema y reducir el volumen de la instalación.

En el presente estudio se pretende evaluar el impacto del TRH sobre la hidrólisis-solubilización en un reactor, aplicando condiciones de 5, 10 y 20 días. Introduciendo de manera continua un efluente líquido en una celda de codigestión llena de RSO y lodos microbianos, se intenta incrementar el contacto entre microorganismos y sustrato, con el objeto de elevar las cinéticas de hidrólisis-solubilización.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó un biorreactor construido con PVC cédula 80 de volumen total de 27.2 L y volumen útil de 13 L (**Fig. 1**). Formado de las cuatro partes siguientes: cámara de homogenización de 6.9 L, cámara de retención de desechos sólidos de 13 L; separador trifásico líquido-sólido-gas de 7.3 L (compuesto a su vez por una trampa de sólidos y una campana de recuperación de gas) y una cámara de gas en la parte superior de 3.5 L. Su longitud total es de 94 cm, con un diámetro interior de 19.2 cm. El equipo cierra de manera hermética, por medio de tornillos y válvulas, para otorgar las condiciones de operación requeridas.

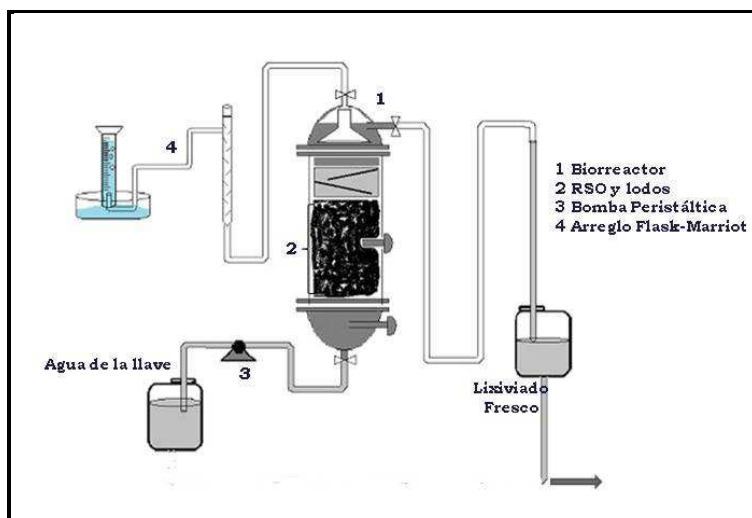


Figura. 1. Esquema del montaje experimental.

Para dissociar el tiempo de residencia de los sólidos (TRS) y el tiempo de residencia de los líquidos (TRH), se optó por una configuración en donde se llena una celda de desechos sólidos y se introduce en continuo un líquido. Así, el sólido presenta un TRS grande y se puede controlar el TRH del líquido, con el fin de evaluar su efecto sobre la tasa de hidrólisis-solubilización, midiendo la cantidad de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) que se transfiere de la fase sólida hacia la fase líquida. Este análisis se efectuó en el lixiviado, cuya salida se ubicó en la parte superior lateral del biorreactor (**Fig. 1**). Como se aprecia en la figura, en la salida del lixiviado se construyó una trampa de sólidos, la cual impide el posible paso de sólidos hacia el tanque receptor. Cabe mencionar que todo los análisis se efectuaron siguiendo los métodos estándar (APHA, 1998). Para controlar el TRH, se introdujo en la parte inferior de la celda agua de la llave mediante una bomba peristáltica. En los TRH de 5, 10 y 20 días, se mantuvo un flujo de alimentación continua de 227.66, 113.8, y 56.9 ml.h^{-1} , respectivamente. Entre la cámara de homogenización y la de los desechos sólidos se instaló un plato perforado con orificios de 0.8 cm de diámetro, que permite una distribución uniforme y ascendente del agua, que entra en contacto directo con el sustrato sólido y los microorganismos. En el extremo superior central se conectó un sistema de medición volumétrica de tipo Flask de Marriot para cuantificar el biogás generado. El reactor se operó a temperatura ambiente ($25 \pm 3^\circ\text{C}$) durante todo el experimento, la cual se midió mediante 2 termómetros, colocados dentro de termopozos de acero inoxidable.

La preparación de la muestra de RSO se realizó respetando la composición promedio nacional disponible, publicada por el INEGI (correspondiente a 2009). Se utilizó una mezcla de cáscaras de piña, papa, tomate, zanahoria, naranja, plátano, chayote, elote, hojas de lechuga y de árboles, cilantro, papel periódico y cartón. Los residuos se cortaron manualmente en pedazos cuadrados de 3 cm en promedio. Como cosustrato se utilizaron lodos secundarios conteniendo bacterias, provenientes de una PTAR con capacidad de 25 L.s^{-1} . Para el TRH de 5 y 20 días se preparó una mezcla de 6.5 kg de RSO y de 6.5 kg de lodo fresco, lo que representa una masa total de 13 kg de sustrato para la codigestión. Esta mezcla se introdujo en el reactor y se compactó hasta alcanzar el volumen útil de 13 L, logrando una densidad aproximada de 1 kg.L^{-1} . Después se introdujeron 14.2 L de agua de la llave para llenar completamente la celda y así obtener una tasa de humedad superior al 90%. Para el TRH de 10 días se preparó la misma proporción de mezcla (50%/50% masa/masa), sin embargo, tras la compactación se logró introducir únicamente 11 kg. Esto representa una densidad aproximada de 0.85 kg.L^{-1} . El volumen total del reactor se completó con agua de la llave, de la misma manera que para TRH 5 y 20. Los 3 TRH se trabajaron por lotes, debido a eso la mezcla de sustratos presentó características diferentes. En cuanto a la muestra de lodos, se tomó de la parte inferior de los tanques en la PTAR. Antes de pesar la masa correspondiente, se desechó el sobrenadante.

La caracterización de los RSO se realizó al inicio y al final del experimento. El lixiviado obtenido se analizó diariamente. Se determinó el contenido de materia orgánica por medio de la DQO soluble y total. Así mismo, se caracterizó los sólidos (Sólidos Totales, ST, Volátiles, SV), Nitrógeno Total Kjeldhal y Nitrógeno amoniacal (N-NTK y N-NH₄), pH y fósforo. Todos los análisis se realizaron de acuerdo a los métodos estándar (APHA, 1998).

RESULTADOS

En el **cuadro I** se muestran los resultados de la caracterización inicial de los lodos y de los RSO que se emplearon. La tasa de humedad es superior al 80% en los dos sustratos a lo largo de las 3 condiciones probadas. Los RSO y los lodos representan para el TRH de 5 días un total de 0.91 y 1.04 kg de ST, respectivamente, lo que corresponde a 0.55 y 1.22 kg de DQO. Si bien las masas de sustratos son similares, la masa de DQO es del doble para los lodos. Para las otras 2 manipulaciones las masas aportadas son similares a la de TRH 5. La contribución total en DQO en las celdas para los TRH de 5 y 10 días son de 1.77 y 1.94 kg de DQO, respectivamente, y del orden de 4 kg de DQO para el TRH de 20 días, debido a la alta concentración del lodo. Esto se presentó porque los TRH se trabajaron por lotes, como se mencionó en la metodología.

Parámetros	Masa	Humedad	DQO	SV	N-NTK	N-NH ₄
Unidad	kg	(%)	(mgDQO.gS T ⁻¹)	(gSV.gST - ¹)	(mg.gS T ⁻¹)	(mg.gS T ⁻¹)
TRH 5						

RSO	6.5	86.20	614	0.90	4.48	0.56
Lodos	6.5	84.00	1,168	0.59	6.72	1.12
TRH 10						
RSO	5.5	80.22	797	0.90	6.72	5.60
Lodos	5.5	80.83	1,132	0.74	5.32	1.12
TRH 20						
RSO	6.5	79.46	ND	0.98	4.48	3.36
Lodos	6.5	51.89	ND	0.81	1.96	0.56

CUADRO I. Caracterización inicial de los lodos y RSO utilizados.

Después de cargar las celdas, el agua que se introduce al reactor inicia el arrastre de materia orgánica hacia el efluente de salida. Al comenzar la operación de los 3 reactores se aprecia inmediatamente la aparición de materia orgánica en el efluente de salida, bajo la forma de DQO Total y Soluble (**Fig. 2**), a concentraciones de 12,000 a 15,000 mgDQO.L⁻¹. En los 3 casos desde el principio hasta el final de las manipulaciones, más del 75% de la DQO se presenta bajo forma soluble, lo que confirma la transferencia de materia orgánica desde la fase sólida hacia la fase líquida, sin pérdida de sólidos en el efluente de salida.

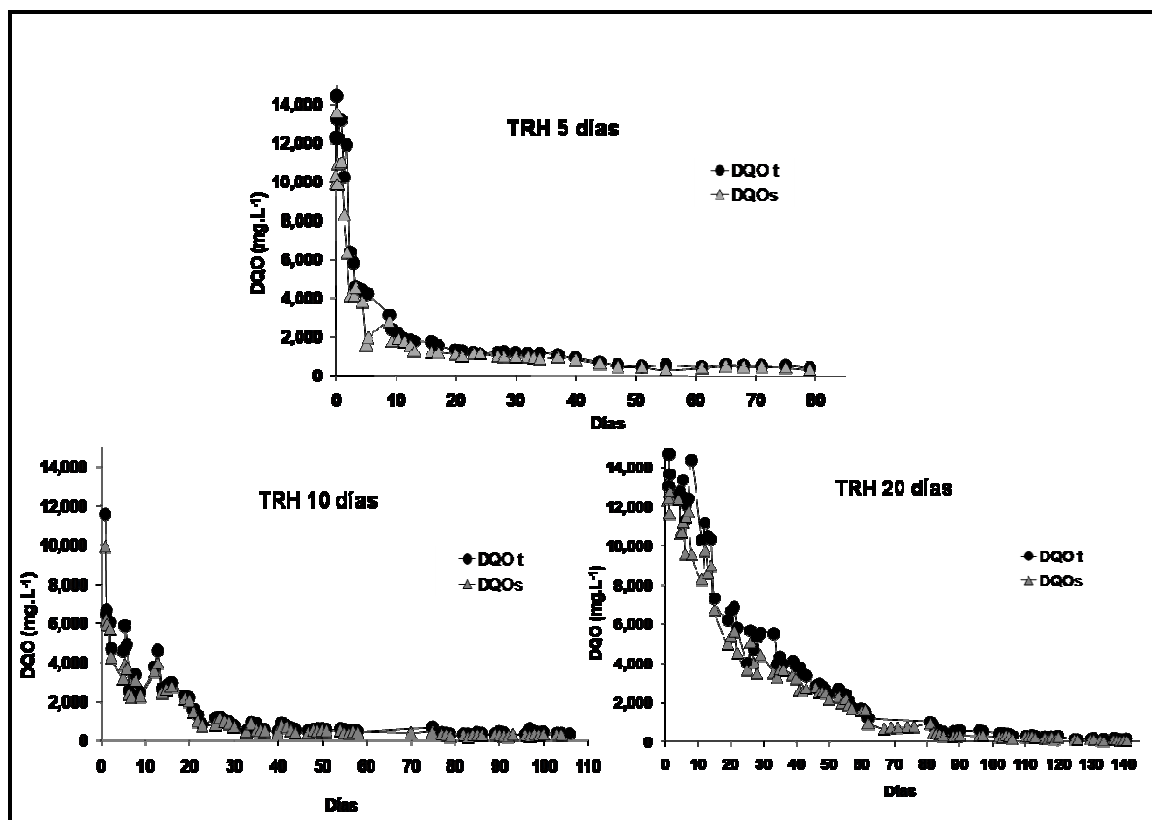


Figura. 2. Evolución de la DQO total y soluble del lixiviado en función del tiempo.

En el TRH de 5 días, el 85% de la materia orgánica se solubilizó en un periodo de 10 días. No obstante, para el TRH 10 se han requerido más de 20 días y a TRH 20, se necesitaron 60 días. Una vez transcurrido el periodo de remoción rápida, cada reactor tiende todavía a solubilizar los sólidos restantes, generando una DQO soluble de manera constante, con valores promedio de 435, 306 y 163 mg.L^{-1} , respectivamente.

Las dos gráficas de la **figura 3** representan la evolución de las cinéticas de hidrólisis-solubilización máxima y las de la fase final del experimento, todas en función del TRH. En ambos casos es evidente la influencia directa del TRH sobre las cinéticas de hidrólisis-solubilización, en donde a TRH corto se incrementan todos los valores. Las cinéticas iniciales máximas y finales presentaron valores de 2,029 y 98 $\text{mgDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$, respectivamente para el TRH de 5 días. Al iniciar el experimento se hidroliza y solubiliza la materia orgánica fácilmente accesible. Una vez agotado lo fácilmente hidrolizable se logran los valores finales de la cinética, que se mantuvieron constantes e indicativos de una fracción orgánica más compleja.

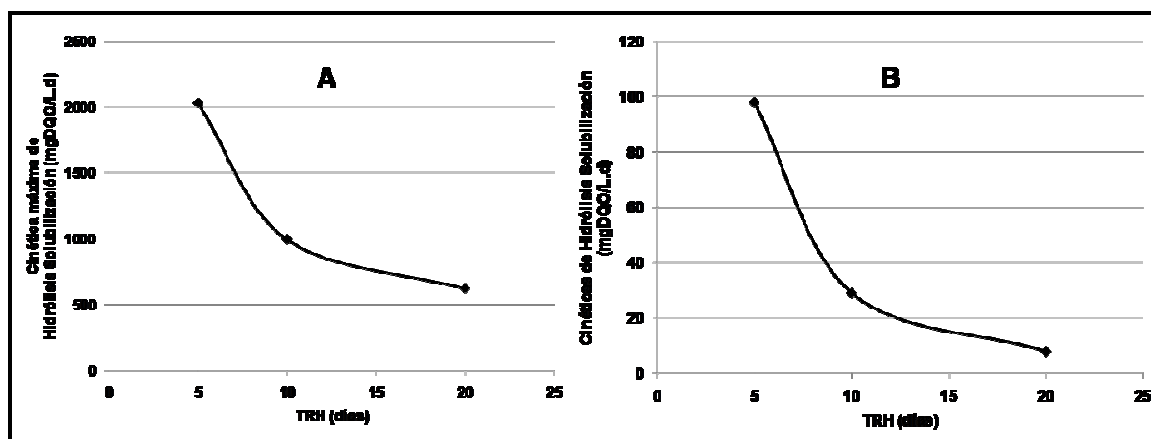


Figura. 3. Cinética de hidrólisis-solubilización en función del TRH; A: velocidad inicial máxima; B: velocidad final.

El pH del lixiviado extraído se mantuvo ácido en todos los experimentos con valores entre 4.5 y 6, sin aplicar regulación alguna. Los perfiles observados son similares para los 3 TRH. En un primer tiempo, el pH se acidifica levemente hasta 4.5, durante el periodo de generación intensiva de DQO soluble. Una vez terminada esta fase, el pH se incrementó a valores cercanos a 6, debido a la extracción continua de los ácidos generados. No se observó producción de metano en los 3 experimentos.

DISCUSIÓN

La configuración experimental de este biorreactor se diseñó para favorecer los procesos de hidrólisis-solubilización e inhibir el proceso de metanización. La actividad de la celda se enfoca en transferir la materia orgánica de la fase sólida a la fase líquida, conservando la DQO en forma soluble. Al disociar el TRH y el TRS mediante la introducción en continuo de líquido, hace que sea posible acelerar considerablemente

los tiempos de estabilización de los RSO. Una vez logrado lo anterior, será posible enviar el lixiviado generado rico en DQO soluble, a un reactor metanogénico de alto rendimiento. Considerando tal esquema de Digestión Anaerobia en dos etapas, el efluente tratado proveniente del reactor de metanización podría ser recirculado hacia el reactor de hidrólisis-solubilización y así incrementar las cinéticas de reacción.

Las variables que se eligieron como parámetros de presión de selección son el pH, cuyos valores se mantuvieron en 6 o inferiores, debido a las características del lixiviado. La segunda variable es una alta carga orgánica, ya que en estas condiciones se inhibe la metanización (Houbroun *et al.* 2003). Bajo estas circunstancias el metabolismo del biorreactor anaerobio se orientó principalmente hacia la hidrólisis-solubilización de los desechos sólidos. Fase en la que se centraba el interés de este trabajo.

En los resultados obtenidos se observa una clara relación entre el TRH y la concentración en DQO soluble del lixiviado obtenido. A tiempos de retención más cortos incrementa la hidrólisis-solubilización de los desechos sólidos orgánicos. Al reducirse el TRH, se aumenta la turbulencia y por consecuencia el contacto entre el sustrato sólido y los microorganismos de los lodos, lo cual favorece la etapa de hidrólisis-solubilización y acidificación.

La evolución del pH durante el experimento tiene semejanza con el reportado por Houbroun y sus colaboradores (2008), quienes ensayaron también diferentes TRH's utilizando pulpa de café. Los valores ácidos al inicio de los ensayos son indicativos de la actividad de bacterias acidogénicas, productoras de Ácidos Grasos Volátiles (AGV's). La extracción continua de lixiviado arrastra los ácidos generados, motivo por el cual en un segundo tiempo el pH se elevó a 6.

CONCLUSIONES

Los resultados demuestran que la mezcla de RSO y lodos bacterianos son un sustrato adecuado en codigestión para la producción de un lixiviado rico en DQO soluble, fácilmente fermentable.

El TRH tiene un impacto considerable sobre las cinéticas de hidrólisis-solubilización.

Al reducir el TRH se incrementa la hidrodinámica y se reduce el tiempo del proceso de hidrólisis-solubilización. La configuración del biorreactor empleada permite generar en días el sustrato orgánico (10 con el mejor TRH).

El lixiviado producido que contiene más de 75% de DQO soluble, representa un sustrato atractivo para alimentar un reactor de metanización de elevado rendimiento. De esta manera se reducirían tanto el volumen total de la instalación, como el tiempo de estabilización de los RSO.

REFERENCIAS

APHA (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20a ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1325 pp.

Banks C.J. y Wang Z. (1999). Development of a two phase anaerobic digester for the treatment of mixed abattoir wastes. *Water Sci. & Tech.* 40, 69-76.

Bouallagui H., Touhami Y., Ben Cheikh R. y Hamdi M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Proc. Biochem.* 40, 989-995.

Corti A. y Lombardi L. (2007). Anaerobic Co-digestion of source selected organic waste and sewage sludge. *Memorias. Eleventh International Symposium Waste Management and Landfill Sardinia*. Cagliari, Italy. 1-5 de octubre, 2007. CD-ROM.

Gómez X., Cuetos M.J., Cara J., Morán A. y García A.I. (2005). Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renew. Energy*. 31, 2017-2024.

Gómez X., Cuetos M. J., Moran A., García A. I. (2007). Digestión anaerobia en dos fases: solubilización de las partículas mediante recirculación del digerido. *Ing. Química*. 443, 124-134.

Houbron E., Larrinaga A. y Rustrián E. (2003). Liquefaction and methanization of solid and liquid coffee wastes by two phase anaerobic digestion process. *Water Sci. & Tech.* 48, 255-262.

Houbron E., González-López G. I., Cano-Lozano V. y Rustrián E. (2008). Hydraulic retention time impact of treated recirculated leachate on the hydrolytic kinetic rate of coffee pulp in an acidogenic reactor. *Water Sci. & Tech.* 58, 1415-1421.

INEGI (2011). Estadísticas por tema. Medio ambiente, Asentamientos y actividades humanas, residuos. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática [en línea]. <http://www.inegi.org.mx/Sistemas/temasV2/Default.aspx?s=est&c=21385>

Lin J., Zuo J., Gan L., Li P., Liu F., Wang K., Chen L. y Gan H. (2011) Effects of Mixture Ratio on Anaerobic Co-digestion with Fruit and Vegetable Waste and Food Waste of China. *J. of Environ. Sci.* 23, 1403-1408.

Khalid A., Arshad M., Anjum M., Mahmood T. y Dawson L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Manag.* 31, 1737-1744.

Mata-Álvarez J., Dosta J., Macé S., y Astals S. (2011) Codigestion of solid wastes: a review of its uses and perspectives including modeling. *Crit. Rev. in Biotech.* 31, 99-111.

SEMARNAT (2011). Sistema nacional de información ambiental y de recursos naturales. Base de datos estadísticos: Consulta temática. Residuos sólidos urbanos. Secretaría de medio ambiente y recursos naturales [en línea]. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/approot/dgeia_mce/html/mce_index.html

Sosnowski P., Wieczorek S. y Ledakowicz S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environ. Res.* 7, 609-616.

Stroot P., McMahon K., Mackie y Raskin, L. (2001). Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions-I. Digester performance. *Water Res.* 35, 1804-1816.

Zupančič G.D., Uranjek-Ževart N. y Roš M. (2008). Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. *Biom. & Bioen.* 32, 162-167.

ANEXO B

HYDROLYSIS EVOLUTION IN A CODIGESTION REACTOR AT VARIOUS HYDRAULIC RESIDENCE TIMES

González Gloria¹, Rustrián Elena², Carreón-Díazconti Concepción³, Houbbron Eric⁴

¹Ingeniera bioquímica, Tecnológico de Veracruz. Master en Ing. Ambiental, UNAM, México. Doctorante de la Universidad Autónoma de Baja California, México. E-mail: giglzlzy@yahoo.com.mx

²Master en Biotecnología, Tecnológico de Veracruz, México. Dra. en Ecología Microbiana, Universidad Claude Bernard, Lyon I, Francia. Universidad Veracruzana, México. E-mail: erustrian@uv.mx

³Maestro en Ciencias, Brigham Young University, USA. Dra. en Hidrología de contaminantes, Universidad de Arizona, USA. Universidad Autónoma de Baja California, México. E-mail: ccarreond@uabc.edu.mx

⁴Dr. en tratamiento biológico de aguas, Instituto Nacional de Ciencias Aplicadas de Toulouse, Francia. Posdoctorado, Universidad de ciencias de Valladolid, España. Universidad Veracruzana, México. E-mail: ehoubbron@uv.mx

Revista Ingeniería e Investigación, Vol. 34 No.1 (Abril de 2014).

Enviado 20 de mayo 2013, aceptado 3 de febrero 2014.

INICIO

SEDES UN

Mayo 29, 2014 07:07:02

Mapa del sitio

INGENIERÍA E INVESTIGACIÓN

ISSN: 0120-5609 (print)

ISSN: 2248-8723 (online)

On going tradition of excellence and innovation in technology

HOME ABOUT LOGIN REGISTER SEARCH CURRENT ARCHIVES ANNOUNCEMENTS OFFICIAL JOURNAL WEBSITE FAQ SPANISH

IF YOU CAN'T SEE THE ARTICLES' PDF FILES, CHANGE THE PLATFORM LANGUAGE

Home > Vol 34, No 1 (2014)

Ingeniería e Investigación

Mission

Ingeniería e Investigación is a recognized means of divulgation and diffusion of scientific papers produced in Colombia and around the world, dealing with original and unedited scientific investigation and technological developments in the various disciplines related to engineering, contributing towards the development of knowledge, generating global impact on academia, industry and society at large, through an exchange of knowledge and ideas seriously and recognized quality standards.

Vision

Establish itself as one of the most recognized means of scientific divulgation and diffusion in engineering in Colombia and the world, carrying out its activities with excellent levels of quality and providing its authors, advertisers and readers with an optimal environment as a platform for the development and exchange of knowledge in science, technology and innovation.

For 2014 Ingeniería e Investigación will be recognized for its electronic publishing with the highest levels of quality and efficiency for its users, creating impact and satisfaction in the global scientific community and society at large.

SINAB SISTEMA NACIONAL DE BIBLIOTECAS

Journal Help

CURRENT ISSUE

ISSN 1.0

ISSN 2.0

ISSN 3.0

USER

Username

Password

☐ Remember me

Login

JOURNAL CONTENT

Search

All

Search

Browse

By Issue

By Author

By Title

Other Journals

LANGUAGE

English

INFORMATION

For Readers

For Authors

For Librarians

Announcements

Send your articles through our OJS system

Now you can send your articles for publication through this system.

Posted: 2013-07-01

More...

Without initial submission deadline

About articles submission's dates

Posted: 2012-10-16

Vol 34, No 1 (2014)

More...

Table of Contents

Editorial

Editorial

Biotechnology / Bioengineering

Hydrolysis evolution in a codigestion reactor at various hydraulic residence times

Gloria González, Elena Rustrián, Concepción Carreón-Díazconti, Eric Houbroun

PDF HTML

48-52

Hydrolysis evolution in a codigestion reactor at various hydraulic residence times

Evolución de la hidrólisis en un reactor de codigestión, empleando diferentes tiempos de residencia hidráulica

ABSTRACT

The aim of this research is to study the influence of two different hydraulic residence times (HRT's), 5 and 10 days, on the process of hydrolysis-solubilization in a codigestion reactor. Tap water was used to simulate recirculation of a treated leachate. Organic solid waste (OSW) from urban solid waste (USW) and excess sludge from an urban wastewater treatment plant were first characterized and then treated together by anaerobic codigestion. This was done using a 27.2-L total volume pilot scale bioreactor, which was loaded with equal amounts (w/w) of OSW and sludge to a total useful volume of 13-L. The bioreactor was filled with tap water to ensure high humidity. In order to assure suitable mixing and good microbial-substrate contact in the reactor, recirculation of treated effluent was maintained by continuous water flow. The influence of HRT on the process performance was determined through physicochemical characterization of the effluent. Results indicate that HRT is a determinant factor in the efficiency of the system. Reducing HRT increases hydrodynamics and solubilization kinetic rate of organic matter in the bioreactor. Stabilization time of solids is reduced from 20 to 10 days when HRT is shortened from 10 to 5 days.

Keywords: Bioreactor, codigestion, hydraulic residence time, leachate, solid waste.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia de dos tiempos de residencia hidráulica (TRH) diferentes, 5 y 10 días, en el proceso de hidrólisis-solubilización en un reactor de codigestión. Se empleó agua de la llave para simular la recirculación de lixiviado tratado. Se mezclaron residuos sólidos orgánicos (RSO), seleccionados de residuos sólidos urbanos (RSU), y lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas, se caracterizaron y luego se trataron mediante codigestión anaerobia. Se empleó un biorreactor piloto, con volumen total de 27.2 L, el cual se cargó con cantidades iguales (peso/peso) de RSO y lodos, que ocuparon un volumen útil de 13 L. El biorreactor se llenó totalmente con agua de la llave, con el fin de asegurar una humedad elevada. Como estrategia para favorecer el mezclado y mantener el contacto biomasa-sustrato, se recirculó continuamente agua, que simulaba el efluente tratado. La influencia de los TRH en el desempeño del proceso se determinó a través de la caracterización fisicoquímica del efluente. Los resultados indican que el TRH es un factor determinante en la eficiencia del sistema. Reduciendo el TRH se incrementó la hidrodinámica y la velocidad de la cinética de solubilización de la materia orgánica en el biorreactor. El tiempo de estabilización de los sólidos se redujo de 20 a 10 días, cuando el TRH disminuyó de 10 a 5 días.

Palabras clave: biorreactor, codigestión, lixiviado, residuos sólidos, tiempo de residencia hidráulica.

Introduction

In México, approximately 50% of garbage carried away to final disposal sites is comprised of easily putrescible organic matter such as food leftovers, garden waste, paper and cardboard. Only 65% of the 42.2 millions of Tons of urban solid waste generated in 2012 were disposed in landfills (SEMARNAT 2012). The crisis created by the scarcity of final waste disposal sites is exacerbated by the generation of sludge from wastewater treatment plants (Nelson et al., 2004). Both residues are considered a problem for final disposition sites due to their high content of organic matter and humidity, in addition to their potential as greenhouse gas emitters given their prospective biodegradability (Bouallagui et al., 2005).

Anaerobic digestion (AD) has revealed itself as an attractive option for treatment organic solid waste given that it can use a great variety of substrates (such as the ones already mentioned), it produces renewable energy, does not require a supply of oxygen, and its final product can be used as soil enhancer by means of a simple treatment (Bouallagui et al., 2005; Khalid et al., 2011). AD of complex organic materials is a sequential process that involves four steps: hydrolysis, acidogenesis, acetogenesis and methanogenesis. Throughout the first one, organic matter such as cellulose, hemicellulose, lignin, and pectin, become part of the liquid phase given the action of acidogenic bacteria that provide extracellular enzymes. Hydrolysis rate is a function of pH, particle size, temperature, composition, and concentration of intermediate products like volatile fatty acids (VFA's) (Veeken et al., 2000). Comprehensive studies have aimed to improve the efficiency of AD of solid wastes (Hartmann and Ahring, 2006). Though hydrolysis has been traditionally considered the rate limiting step in AD, some authors affirm that it is instead the less well defined step (Gavala et al., 2003). Hence, more thoughtful studies are essential in order to understand the processes involved and to acutely describe hydrolysis.

Anaerobic codigestion of organic fractions from USW and sludge offers many advantages over separate treatments (Stroot et al., 2001, Gómez et al., 2006). Mixing solids with a more diluted waste, such as sludge, facilitates handling and degradability. In addition, it increases the humidity ratio, reduces and counteracts the effects of inhibitors and adds specific nutrients that might be absent. Codigestion by itself has other advantages, for instance, higher performance of biogas production compared to digestion of each individual waste, and generation of a stable product, which can be used to improve soil qualities and productivity. Hence, it is a method that provides an added value to the process of anaerobic digestion. Furthermore it offers an alternative for disposal of excess sludge generated by urban wastewater treatment plants (Mata-Alvarez et al., 2011).

Codigestion offers other advantages over the typical system of anaerobic digestion of solid waste. For example, it allows the reduction of solid residence times, which gives a bioreactor a higher degradation capacity in terms of digested mass per unit of volume. Hence, it is possible to work with a higher organic load. Codigestion experiments carried out elsewhere have been performed using different organic loads, HRT's, substrates, substrates combination, temperatures and bioreactor's designs (e.g., Sosnowski et al.,

2003, Alatríste-Mondragón et al., 2006, Corti & Lombardi, 2007). In general, results show the benefits of this technology. Experiments on coffee pulp indicate that, when only solid residence time in a hydrolysis-solubilization reactor is considered, the system itself shows limitations of diffusion and hydrodynamics, exhibiting an optimal solid residence time of 20 days. Increasing humidity ratio and applying recirculation of treated leachate resulted in a significant increment in the hydrolysis-solubilization kinetics with values of 32,000 mgCOD d⁻¹ (Houbron et al., 2003).

The intention of this work is to evaluate the influence of two different hydraulic residence times (HRT), 5 and 10 days, on the hydrolysis-solubilization rate in a codigestion reactor fed by a mixture of sludge and OSW, using tap water recirculation in a codigestion reactor. The bioreactor operated in mesophilic conditions.

Methodology

Experimental setup. The bioreactor used in this work had a total volume of 27.2-L with a useful volume of 13-L. It is comprised of four parts: a 6.9-L homogenization chamber, a 13-L solid waste chamber, a 7.3-L triphasic liquid-solid-gas separator constituted by a solids trap and a gas recovering funnel, and finally a head-space of 3.5 L. This reactor was built with schedule 80 PVC with a total length of 94 cm and an internal diameter of 19.2 cm (Figure 1).

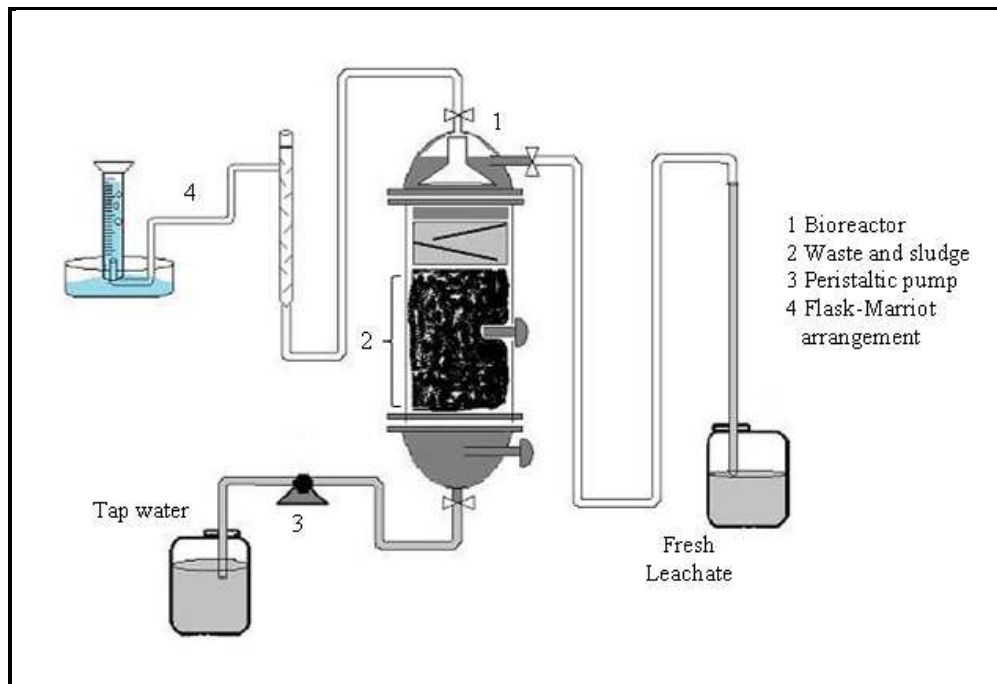


Figure 1. Experimental setup.

To discriminate solid residence time (SRT) from liquid residence time (HRT) we decided to use a cell filled with solid waste wherein the liquid is introduced by a continuous flow. This assembly ensures the solids are retained for a long time while the liquid's HRT is

being controlled in order to determine its effect on the hydrolysis-solubilization rate of organic matter contained in the solid fraction. This effect was measured by means of Chemical Oxygen Demand (COD) in the liquid phase. All of these were routinely analyzed following the procedures of Standard Methods (1998). A continuous tap water flow was introduced at the bottom of the cell by means of a peristaltic pump to produce feeding flows of 226.7 and 113.3 ml h⁻¹ that render HRT of 5 and 10 days, respectively. Hence, matter liquefaction was observed without the interference of additional non-controlled organic matter or other types of inhibitors.

A perforated plate of 80 PVC material with 0.8 cm holes was installed between the homogenization and the solid waste chambers to enable the uniform and ascendant distribution of the liquid that favors good contact between liquid, solid substrate and microorganisms. Outflow of produced leachate was located at the upper side of the bioreactor. A Marriot-flask type system was placed at the top center to determine volume of biogas produced. The reactor operated at room temperature (22-28°C) during the entire experiment.

Solid Substrate. A standard OSW sample was prepared in accordance with the national composition (%) reported by INEGI (2011). It consisted of pineapple, potato, tomato, carrot, orange, banana, chayote and corn peels mixed with lettuce and tree leaves, coriander, newspaper and cardboard. These residues were manually cut in square pieces of 3 cm on average.

Sludge Substrate. Secondary treatment of activated sludge from a 25 L s⁻¹ urban wastewater treatment plant was used in this research. Physical characteristics of sludge included black color, nauseating odor and humid and adhesive consistency in addition to presence of hair, leaves, rubbish, etc.

Reactor's start up. A 13 kg substrate comprised of a mixture of 6.5 kg OSW and 6.5 kg fresh sludge was prepared for codigestion. Substrate was introduced into the bioreactor and compacted until it reached the useful volume of 13 L with a density of approximately 1 kg L⁻¹. Subsequently, 14.2 L of tap water were used to completely fill up the reactor obtaining a humidity ratio higher than 90%. In both TRH, tap water was used to completely fill the reactor and to reach a humidity ratio of more than 90%. Both experiments were performed using only one load of solid waste and a continuous water inflow to ensure an exhaustive extraction of solubilized organic matter. These experiments were performed in batch mode.

Selective pressure. The experimental setup was designed with the specific idea of favoring the hydrolysis-solubilization processes and to inhibit the process of methanization. Transfer of organic matter from solid to liquid phase was prioritized to preserve the soluble form of COD. Incidentally, this soluble COD enriched leachate has the potential to serve as a feedstock for a high performance methanogenic reactor. Two variables were used as parameters of selective pressure, pH and organic load. Acidic environments inhibit the activity of methanogenic bacteria thus preserving the soluble form of COD in leachate, consequently, no attempts were made to increase the low pH's resulting from the acidification process. In addition, the rate limiting step of

methanization in the presence of a high content of solids is hydrolysis. For this reason a high organic load for inhibiting the digestion was maintained for this experiment. Accordingly, under the described experimental scheme, our anaerobic bioreactor is mainly designed for hydrolysis-solubilization of solid waste that incorporates recirculation of tap water simulating recirculation of treated leachate from a methanogenic reactor.

Physicochemical Analysis. Characterization of OSW was performed at the beginning and at the end of the experiments. Fresh residues for both experiments were prepared separately and contained more than 80% humidity. Obtained leachate was analyzed on daily basis. Mass evolution was monitored through quantification of the solid fraction in its different forms, COD, nitrogen and wet weight. Organic matter content was determined by means of total and soluble chemical oxygen demand (COD_t and COD_s, respectively). Other measured parameters were total and volatile solids (TS and VS, respectively), Kjeldhal Total and ammoniacal Nitrogen (N-NTK and N-NH₄, respectively), pH, and total phosphorus. All of these were routinely analyzed following the procedures of Standard Methods (1998).

Results and discussion

Even though equivalent wet masses of OSW and sludge were introduced into the bioreactor to a total of 13 kg for HRT 5 and 10 days, the proportion of organic matter drawn from sludge is much larger. This fact strengthens the interest in codigestion using sludge as one of the substrates, given that it largely increases the contribution of organic matter (Stroot et al.; Fernández et al., 2001, Sosnowski et al., 2003). Besides that, addition of active microorganisms naturally enhances the biological processes of hydrolysis, solubilization and even methanization. One of the purposes for using solid waste in a two phases anaerobic digestion process is to optimize each stage. The favorable conditions to improve hydrolysis and solubilization of organic matter are created during the first step. A second high efficiency methanogenic reactor dedicated to the treatment of leachate, which is rich in soluble organic matter, would efficiently transform these solubilized products to methane. A disadvantage of a one step anaerobic reactor that operates on continuous basis is the accumulation of solids, which prevents methanization (Houbroun et al., 2003).

A two stages biodigester has been recommended when dealing with loads rich in highly putrescible residues, such as fruit, vegetables, and other organics (Mata-Alvarez et al., 2000, Bouallagui et al., 2005). However, the long SRT imposed under this scheme are not favorable for the process and the kinetics of methanization. As we already mentioned, to disassociate the solid from the liquid phase, rich in soluble COD, and to control HRT it is proposed to work on a cell that contains an immobile solid substrate and to apply a continuous liquid flow. This configuration allows control of the humidity ratio and favors the contact between substrate and microorganisms.

Organic matter is observed in the effluent as total and soluble COD immediately after starting reactor's operation (Figure 2). As expected, the dominant form of COD in the liquid phase of both experiments is the soluble one. Maximum concentrations were

reached at the beginning of each experiment with values of 15,000 and 12,000 mg L⁻¹ for HRT of 5 and 10 days, respectively.

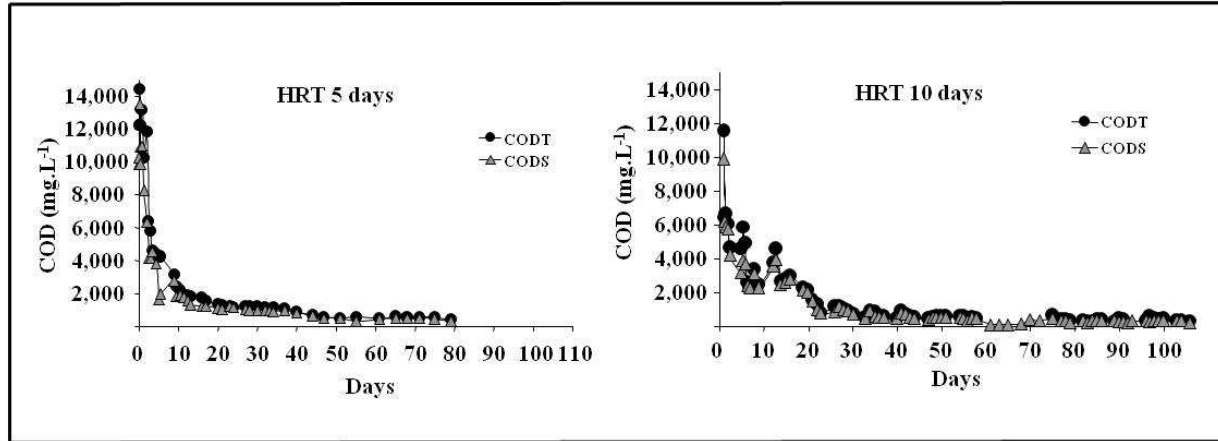


Figure 2. Evolution of total and soluble COD in leachate versus time for HRT 5 and 10 days.

The presence of active anaerobic microorganisms in secondary sludge used for codigestion favors the achievement of high reaction kinetics. For instance, when sludge was added into the digestion process of coffee pulp, the total time for hydrolysis was reduced from 500 to 300 days (Houbron et al., 2003). This is due to the sequence that the hydrolytic process follows. During the first step organic matter is disintegrated releasing polymers such as carbohydrates, lipids and proteins. These, in turn, are hydrolyzed thanks to the action of cellulase, lipase and protease enzymes, respectively, which are produced by microorganisms contained in the added biomass (Vavilin et al., 2008). In our codigestion experiments however, the amount and source of the added biomass were constant varying only the flow velocity of recirculated leachate.

In our case, 90% of the organic matter was hydrolysis-solubilized within a period of 10 days when HRT was 5 days, though for HRT of 10 days same process required as long as 20 days. A reduction in residence time increases turbulences and consequently, promotes contact between solid substrate and microorganism, which in turn, favors the hydrolysis-solubilization stage. This behavior fitted well with the one reported by Veeken (2000) in similar conditions. At the beginning of our experiment there is access to organic matter with the highest potential for hydrolysis and latter solubilization. Once this substrate is exhausted, a period of little variable COD values is observed, which means the process is acting on more complex organic fractions, such as lignocellulose materials (Khalid et al., 2011). Mesophylic conditions (22–28°C) were maintained all along the entire experiments.

On the other hand, concentrations of solids from extracted leachate were consistent with the evolution of COD for both experiments. This means that the amount of solids in the liquid phase is relatively low and consequently, indicates a good hydrolysis process in which all of the organic matter is dissolved. For HRT of 5 days 10 days were required to reach the steady state with a solid content of 10 mg L⁻¹ while a little more than 20 days were needed in the case of HRT of 10 days with a solid content of 20 mg L⁻¹.

Maximum kinetic rate was observed at the beginning of the process with values of 2,700 and 1,200 mgCOD L⁻¹ for HRT of 5 and 10 days, respectively (Figure 3). Increasing reactor's flow by a factor of two makes more than double the kinetics of hydrolysis possible. These results are very similar to those obtained by Houbron et al. (2008), applying comparable HRT in the hydrolysis of coffee pulp. In addition, it has been shown that optimal residence time of solids in a continuous flow treatment is 20 days although kinetics is relatively lower (Banks & Wang 1999, Mata-Alvarez et al., 2000).

By maintaining a reactor's high humidity ratio and a continuous inflow it is possible to dissociate HRT from SRT and to significantly optimize the kinetics process. Conversely, it is important to emphasize that recirculation of non-treated leachate may generate accumulation of toxic or inhibiting compounds, such as ammonia in the liquid phase (Benabdallah et al., 2009). Hence, only recirculation of treated leachate has the potential to elevate the kinetics of reaction up to 2,700 mg L⁻¹ d⁻¹.

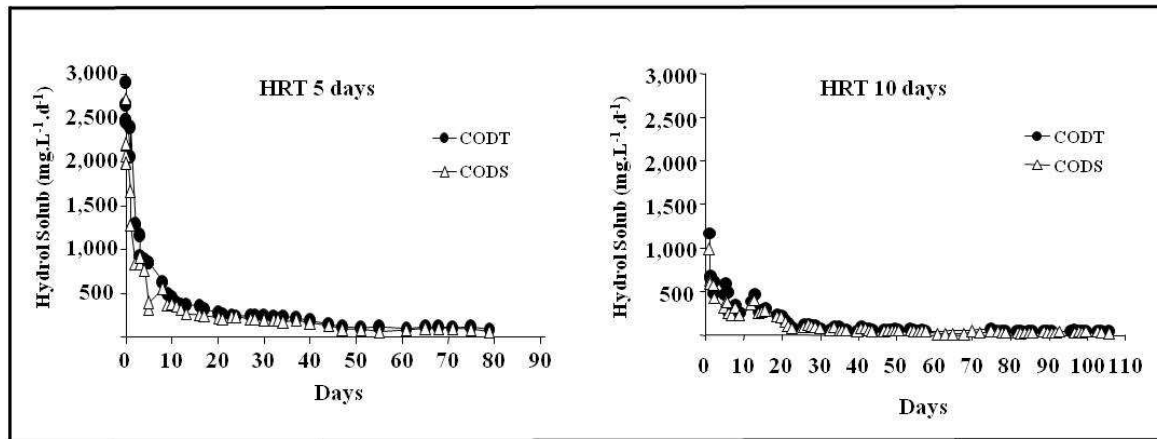


Figure 3. Evolution of Hydrolysis-solubilization kinetics rates for HRT 5 and 10 days.

Acidic pH's with values between 5 and 6 were dominant in both experiments (Figure 4), which are considered optimal for an efficient hydrolysis process (Kim et al., 2003). It was observed that at HRT of 5 days pH is close to 6 for the hydrolysis phase (the first 10 days). It drops down to approximately 5 during acidification and starts growing again after day 28. Once this last phase ended the pH raised to values near to 6 owing to continuous extraction of generated acids. Acidification phenomenon was even more significant while working at HRT of 10 days due to low flows and slow acid extraction rates (Figure 4). Even though the liquid phase showed an acidic pH along the entire hydrolysis-acidification process, slight and intermittent generation of methane was observed in both experiments. At HRT of 5 days methane accumulation summed 43 L in 79 days, representing approximately 12.5% of total COD while, at HRT of 10 days, only 5.3 L of methane were generated in 106 days. This last experiment shows a low pH of 4.6 in combination with a low presence of methane, which seems to indicate that pH controls and inhibits the production of methane.

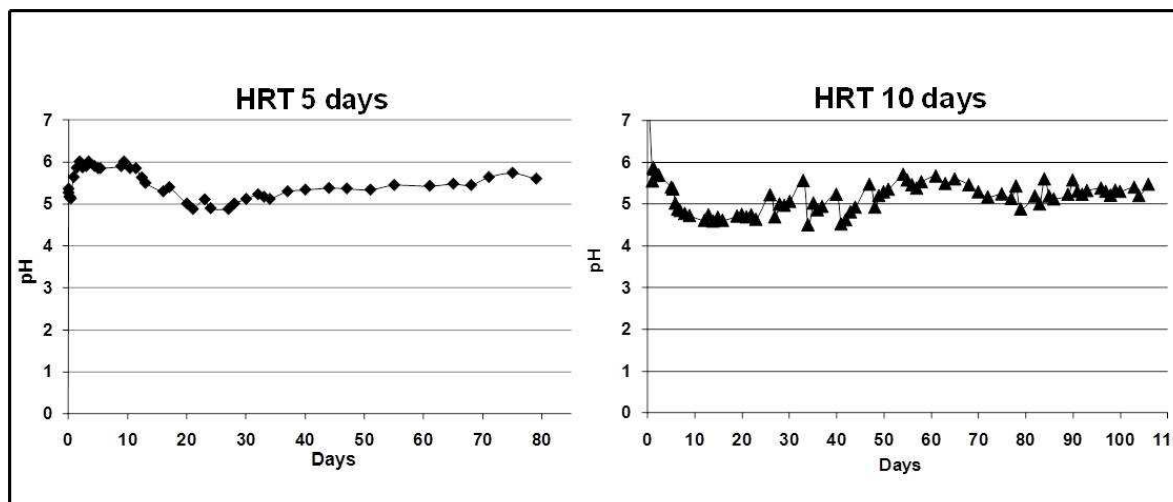


Figure 4. pH behavior for HRT 5 and 10 days.

The main interest in this kind of reactors is to hydrolyze and solubilize organic matter in the codigestion cell and consequently, to generate an effluent rich in soluble COD and volatile fatty acid (VFA), which can easily be transformed into methane. Subsequently, leachate obtained at the end of the process can be treated in a high efficiency methanogenic reactor. In our case pH as a selection parameter was not sufficient to completely inhibit methanization. Nitrogen and phosphorus were also detected in leachate showing a behavior very similar to COD profile. Initial concentrations of nitrogen and phosphorus were 150 and 40 mg L⁻¹ at HRT of 5 days, and 340 and 40 mg L⁻¹ at HRT of 10 days, respectively (date not shown).

Table 1 shows the results obtained from analyses performed on initial and final solid mass from substrates loaded into the bioreactors for codigestion experiments (mixing of sludge and OSW). It illustrates that both HRT's allow an effective reduction in masses of COD and solids from substrates. HRT of 5 days permitted a reduction of 49.4% of total wet weight of solid waste, of 12.3% of total solids, and of 51% of COD. Meanwhile, HRT of 10 days achieved the removal of 46.2%, 23.4%, and 62% of wet weight, total solids, and COD, respectively. The larger removals of total solids and COD observed at TRH 10 are explained by the longer experiment period.

At the end of experimentation the liquid phase showed a relatively light color and low contents of COD and solids, however, the solid phase still revealed the presence of fiber and paper. Nonetheless, under these conditions it is possible to generate easily degradable leachate that has the potential to be treated in high efficiency methanogenic reactors, which may give OSW an added value as energy producers.

Table 1. Characterization of initial and final solid mass from substrates used for codigestion

	Total wet weight (g)	TS (g)	CODt (g)	N-NTK (g)	N-NH ₄ (g)

HRT 5					
Initial	13,000	1,950	1,775	11.06	1.67
Final	6,580	1,711	869	9.92	1.44
HRT 10					
Initial	13,000	2,090	2,016	12.58	7.02
Final	7,000	1,600	765	3.14	0.90

Conclusions

The experiment design used in our research offered the best operational conditions for the adequate transport of organic matter particles from substrates. Continuous flow of recirculated liquid favored the interaction between microorganisms and polymers which, in turn, promoted production of the appropriate hydrolytic enzymes. Fixing the amount and source of biomass (inoculo) for all experiments helped to verify that the hydrolysis rate depends on the surface interaction between the available organic matter and the enzymes present within the reactor. HRT was the only variable parameter used along the experiments.

Under the described conditions, the highest hydrolysis rate was obtained when using the lowest HRT, which results in an expedited process. The same behavior is observed for kinetics of hydrolysis-solubilization, i.e., the lower HRT lead to the maximum reaction kinetics. Maximum hydrolysis-solubilization kinetics of 2,700 and 1,200 mgCOD L⁻¹ d⁻¹ were observed for HRT's of 5 and 10 days, respectively.

Continuous extraction of leachate, by means of flow from the bed of bioresidues to the effluent, prevented massive accumulation of the several inhibitors of hydrolysis besides pH, such as amino acids, sugars, ammonia, and VFA's in the hydrolytic reactor; hence, inhibition did not show off. Acidic conditions were developed for both experiments. At the highest HRT pH reached the lowest value of 4.6 causing almost total inhibition of methane production. At lower HRT inhibition was lower as well.

The selected reactor's configuration, including dissociation of HRT and SRT through continuous liquid flow, allowed considerable acceleration of the time needed to stabilize OSW. Subsequently, leachate rich in VFA's is available to be treated in a high efficiency methanogenic reactor.

References

Alatríste-Mondragón, F., Samar, P., Cox, H., Ahring, B.K., and Iranpour, R., Anaerobic codigestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: A survey of recent literature. *Water Environ. Research*, Vol. 78, No. 6, Jun., 2006, p.p. 607–636.

Banks, C.J., & Wang, Z., Development of a two phase anaerobic digester for the treatment of mixed abattoir wastes. *Water Science and Technology*, Vol. 40, No. 1, Jan., 1999, pp. 69-76.

Benabdallah El-Hadj, T., Astals, S., Galí, A., Mace, S., Mata-Alvarez, J., Ammonia influence in anaerobic digestion of OF-MSW. *Water Science and Technology*, Vol. 59, No. 6, March, 2009, pp. 1153-1158.

Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R.B., Hamdi, M., Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes, *Process Biochemistry*, Vol. 40, No. 3/4, March, 2005, pp. 989-995.

Corti, A., Lombardi, L. Anaerobic Codigestión of source selected organic waste and sewage sludge. *Memoirs from Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Sardinia, Italy, October 2007, pp. 599-600.

Fernandez, B., Porrier, P., Chamy, R., Effect of inoculum-substrate ratio on the start-up of solid waste anaerobic digesters. *Water Sci. Technol.*, Vol. 44, No. 4, March, 2001, pp. 103–108.

Gavala, H.N., Angelidaki, I., Ahring, B.K., Kinetics and modeling of anaerobic digestion process, *Adv. Biochem. Eng. Biotechnol.*, Vol. 81, 2003, pp. 57-93.

Gómez, X., Cuetos, M.J., Cara, J., Morán, A., & García, A.I., Anaerobic codigestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate, *Renewable energy*, Vol. 31, No. 12, Oct., 2006, pp. 2017-2024.

Hartmann, H., Ahring, B.K., Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview, *Water Science & Technology*, Vol. 53, No. 8, Aug., 2006, pp. 7–22.

Houbron, E., Larrinaga, A., Rustrián, E., Liquefaction and methanization of solid and liquid coffee wastes by two phase anaerobic digestion process, *Water science and technology*, Vol. 48, No. 6, Jun., 2003, pp. 255-262.

Houbron, E., González-López, G., Cano-Lozano, V., Rustrián, E., Hydraulic retention time impact of treated recirculated leachate on the hydrolytic kinetic rate of coffee pulp in an acidogenic reactor, *Water Science and Technology*, Vol. 58, No. 7, July, 2008, pp. 1415-1421.

INEGI, Censo general de población y vivienda, Estadísticas por tema, en estadísticas ambientales: residuos, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México, 2011.

Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., Dawson, L., The anaerobic digestion of solid organic waste, *Waste Management*, Vol. 31, No. 8, May, 2011, pp. 1737-1744.

Kim, J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W., Lee, J., Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge, *J. Biosci. Bioeng.*, Vol. 95, No. 3, Jun, 2003, pp. 271–275.

Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabrés, P., Anaerobic digestion of organic solid waste. An overview of research achievements and perspectives, *Bioresources Technology*, Vol. 74, No. 1, Aug., 2000, pp. 3-16.

Mata-Alvarez, J, Dosta, J., Macé, S., & Astals, S., Codigestion of solid wastes: a review of its uses and perspectives including modeling, *Critical Reviews in Biotechnology*, Vol. 31, No. 2, June, 2011, pp. 99-111.

Nelson, K.L., Jiménez, C.B., Tchobanoglous, G., Darby, J.L., Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico, *Water Research*, Vol. 38, No. 1, Jan., 2004, pp. 111–127.

SEMARNAT, Sistema nacional de información ambiental y de recursos naturales, Base de datos estadísticos: Consulta temática, Residuos sólidos urbanos. Secretaría de medio ambiente y recursos naturales, México, 2012.

Sosnowski, P., Wieczorek, A., Ledakowicz, S., Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes, *Advances in Environmental Research*, Vol. 7, No. 3, May, 2003, pp. 609-616.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation (ed.), Washington DC, USA, 1998.

Stroot, P.G., McMahon, K.D., Mackie, R.I., Raskin, L., Anaerobic codigestion of MSW and biosolids under various mixing conditions-I. Digester performance, *Water Research*, Vol. 35, No. 7, May, 2001, pp. 1804-1816.

Vavilin, V. A., Fernandez, B., Palatsi, J., Flotats, X., Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: an overview, *Waste Manage.*, Vol. 28, No. 6, May, 2008, pp. 939–953.

Veeken, A., Kalyuzhnyi, S., Scharff, H., Hamelers, B., Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste, *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 126, No. 12, Dec., 2000, pp. 1076-1081.