



EFFECTO DEL PRETRATAMIENTO TERMO-ALCALINO EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA MESOFÍLICA Y TERMOFÍLICA DE LODOS RESIDUALES SECUNDARIOS

EFFECT OF THE THERMAL ALKALINE PRETREATMENT ON THE MESOPHILIC AND THERMOPHILIC ANAEROBIC DIGESTION OF WASTE ACTIVATED SLUDGE

S.E. Viguera-Carmona^{1,2*}, F. Ramírez-Vives¹, A. Noyola-Robles³ y O. Monroy-Hermosillo¹

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento de Biotecnología. San Rafael Atlixco 186. Col. Vicentina 09340. Iztapalapa, D.F.

²Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec, División de Ingeniería Química y Bioquímica, Av. Tecnológico s/n Col. Valle de Anáhuac, 55210. Ecatepec, Edo. de México.

³Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ingeniería, Cd. Universitaria 04510. Coyoacán, D.F.

Recibido 2 de Febrero 2010; Aceptado 30 de Abril 2011

Resumen

En este trabajo se evalúa el efecto del pretratamiento termo-alkalino sobre la velocidad de digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos residuales secundarios (LRS), separando la hidrólisis de los sólidos suspendidos (SS) de la de los sólidos disueltos (SD). Para estudiar la hidrólisis de los SS se utilizó el modelo de superficie de Sanders, este modelo incluye una constante de velocidad de hidrólisis basada en la superficie (K_{SBK}) y para la hidrólisis de los SD se utilizó el modelo de saturación de Goel este incluye una constante de velocidad máxima de hidrólisis (k_h) y una constante de saturación (K_X). El pretratamiento, al disminuir el tamaño de los sólidos, aumenta sensiblemente el área superficial disponible para la acción enzimática. K_{SBK} es mayor con el pretratamiento y en condiciones termofílicas. El efecto del tratamiento en la digestión de los SD en condiciones termofílicas resulta en una inhibición competitiva sobre la velocidad de hidrólisis anaerobia, mientras que en condiciones mesofílicas, el tipo de inhibición es no competitiva. Una simulación matemática con reacciones consecutivas de SS a SD y a metano, muestra que con un aumento a 4% en la concentración de sólidos iniciales en los lodos tratados termo alcalinamente, disminuye la inhibición de la hidrólisis de SD en la digestión anaerobia termofílica.

Palabras clave: lodos, pretratamiento, hidrólisis, anaerobiosis, superficie de partícula, inhibición.

Abstract

This study is focused on the effect of thermo alkaline pretreatment on velocity of anaerobic hydrolysis mesophilic and thermophilic of waste activated sludge (WAS), separating the hydrolysis of suspended solids (SS) and dissolved solids (SD). In order to research the hydrolysis of SS, the Sander's surface model was used, and for the hydrolysis of SD, the Goel's model of saturation was employed. The pretreatment increased the superficial area available for the enzymatic action, due to the reduction of the solids size. The effect of the pretreatment in the anaerobic digestion of the SD in thermophilic conditions, resulted in competitive inhibition over the anaerobic hydrolysis rate, whereas that in mesophilic conditions, resulted in non competitive inhibition. Mathematical simulation of SS to SD and methane consecutive reactions, showed that a 4 % increase in initial thermal-alkaline treated sludge diminished the inhibition of SD hydrolysis in the thermophilic anaerobic digestion.

Keywords: sludge, pretreatment, hydrolysis, anaerobic, surface of the particle, inhibition.

*Autor para la correspondencia. E-mail: sviguera@tese.edu.mx
Tel. 50002323 ó 58044723

1 Introducción

Cuando se utiliza la digestión anaerobia (DA) para la estabilización de lodos residuales secundarios (LRS), la hidrólisis de los sólidos suspendidos es la etapa limitante. Su naturaleza recalcitrante se debe a los exopolímeros que forma parte del flóculo y a la pared celular de los microorganismos presentes en el lodo. Para aumentar la eficiencia del proceso es necesario propiciar ambientes que promuevan tanto el rompimiento de la célula como la hidrólisis de las macromoléculas y otros compuestos celulares (Bougrier, 2005; Méndez y col., 2009; Terreros y col., 2009). Estos ambientes deben también promover la hidrólisis de lípidos y otros materiales poliméricos que provocan la formación de espuma. Con la intención de acelerar la desintegración del flóculo y el rompimiento de la célula, se han estudiado diferentes pretratamientos que permiten aumentar la disponibilidad de los sustratos, rompen la pared celular y liberan las proteínas, carbohidratos, lípidos y ácidos nucleicos, los cuales forman la mayor parte del material celular.

Entre los pretratamientos estudiados destaca el termo alcalino (Chiu y col., 1997). Sin embargo, este tratamiento ha mostrado resultados distintos; por ejemplo Delgenès y col. (2000) reportaron una disminución en la biodegradabilidad del lodo pretratado; mientras que Vlyssides y Karlis (2004) y Kim y col. (2003) obtuvieron un aumento en la producción de metano al digerir LRS pretratados por este método. Estos resultados aparentemente contrarios están vinculados directamente con la concentración inicial del sustrato y la disponibilidad del mismo. Por esto es importante que al estudiar la cinética de residuos orgánicos complejos, como los lodos residuales, se considere que la velocidad de hidrólisis de los sólidos suspendidos (SS) está en función del tamaño de partícula y del número de sitios de adsorción en la superficie (Hills y Nakano, 1984; Chyi y Dague, 1994; Veeken y Hamelers, 1999; Sanders y col., 2000), en tanto que la velocidad de hidrólisis de los sólidos disueltos es función de la concentración de sustrato y de la cantidad y actividad del inóculo empleado (Goel y col., 1998).

En los modelos matemáticos que describen la DA de residuos con alto contenido de sólidos suspendidos se incluye primeramente una etapa de hidrólisis de los sólidos suspendidos a carbohidratos, proteínas y lípidos. En el modelo ADM1 (Batstone y col., 2002), este paso fue incluido principalmente para facilitar el modelado de la digestión anaerobia de lodos

residuales, pensado como un paso de desintegración para que sucedan posteriormente más pasos de hidrólisis. Sin embargo, no se considera el hecho de que la hidrólisis de los sólidos presentes en el lodo se da a velocidades diferentes.

Sanders y col. (2000) proponen un modelo basado en la superficie de la partícula, Ec. (1) éste es un modelo determinista, en él se asume que el sólido suspendido está perfectamente unido a la bacteria que secreta la exoenzima hidrolítica que está en exceso respecto a la superficie disponible. Este modelo tiene la ventaja de que la constante de hidrólisis no cambia por unidad de área disponible para la hidrólisis y por lo tanto no varía con el tamaño de partícula.

$$\frac{dSS}{dt} = -K_{SBK}A \quad (1)$$

En donde: SS es la concentración de sólidos suspendidos (g L^{-1}), t es el tiempo (d), K_{SBK} es la constante de velocidad de hidrólisis basada en la superficie ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$), A es el área de la partícula por unidad de volumen de medio ($\text{m}^2 \text{L}^{-1}$).

Por su parte Goel y col. (1998) proponen un modelo para la hidrólisis de sólidos disueltos, en éste se considera que la relación entre la velocidad de hidrólisis y la concentración de sólidos disueltos es del tipo de saturación, Ec. (2).

$$\frac{dSD}{dt} = r_{SD} = k_h \frac{SD}{K_x + SD} \quad (2)$$

En donde: r_{SD} es la velocidad de hidrólisis de los sólidos disueltos, SD es la concentración de sólidos disueltos (g DQO L^{-1}); k_h es la constante de velocidad máxima de hidrólisis ($\text{g DQO L}^{-1} \text{d}^{-1}$), K_x es la constante de saturación (g DQO L^{-1}).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del pretratamiento termo alcalino de LRS sobre la velocidad de hidrólisis de los sólidos suspendidos y disueltos. La evaluación se realizó por medio de los modelos de Sanders y de Goel.

2 Metodología

2.1 Tratamiento termo alcalino de los lodos residuales secundarios (LRS)

La muestra de LRS se obtuvo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México, que trata el agua residual del campus y de las unidades habitacionales aledañas. Los LRS

se espesaron por gravedad hasta 9.9 g ST.L⁻¹, y se almacenaron a 4°C en garrafones de polietileno. A estos lodos espesados se les realizó el tratamiento termo-alcálido ajustando el pH a 12 con solución 5N de hidróxido de sodio y se mantuvieron a 120°C durante 15 minutos. Posteriormente se separaron los SS de los SD por centrifugación.

A los LRS crudos y pretratados se les determinó la concentración de carbohidratos, proteínas, demanda química de oxígeno soluble (DQO_s) y total (DQO_t), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV). La determinación de DQO, SST y SSV fue realizada según lo descrito por la APHA (1998). Los carbohidratos y las proteínas por los métodos modificados de Dubois y Lowry respectivamente, según lo descrito por Delgenès y col. (2000).

La concentración de SD se obtienen por la determinación de la DQO_s del sobrenadante del LRS centrifugado a 7000 G durante 15 min, y la DQO_t se determina sobre la muestra sin centrifugar. La concentración de los SS se midieron por diferencia de peso, secando los sólidos sedimentados durante la centrifugación.

2.2 Determinación de la biodegradabilidad

La biodegradabilidad se determinó como el cociente de la DQO_s transformada en metano y la DQO_{0s} (soluble inicial).

2.3 Cinéticas de reacción en reactores en lote

2.3.1 Inóculo

Lodos anaerobios provenientes de la planta piloto de tratamiento de aguas residuales de la UAM-I, previa adaptación con Medio Mineral Anaerobio Reducido (RAMM, por sus siglas en inglés) (Shelton y Tiedje, 1984) y 1 g/L de acetato de calcio y propionato de calcio como fuente de carbono. Los lodos anaerobios contenían 2.4 % de SSV.

2.3.2 Sustrato

LRS crudos y pretratados termo-alcálinamente fueron utilizados como sustrato. Alícuotas de 45 mL de cada uno de éstos fueron centrifugadas a 7000 G durante 15 min y añadidas a los matraces.

La evaluación del efecto del pretratamiento sobre los LRS se hizo considerando que los sustratos

presentes en los LRS son de dos tipos, SS y SD. Las constantes cinéticas de los modelos de Sanders y col. (2000) y de Goel y col. (1998), respectivamente fueron utilizadas para la evaluación.

2.3.3 Determinación de la eficiencia de hidrólisis de sólidos suspendidos

Los sólidos suspendidos de los LRS sin pretratamiento (SS) y los sólidos suspendidos de los LRS con pretratamiento (SSp) se suspendieron en 45 mL de medio RAMM y se inocularon con 5 mL de lodos anaerobios. La relación sustrato-inoculo se estandarizó en función de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) manteniendo la relación 1.0 g SSV-LRS g⁻¹ SSV-anaerobio y se incubaron en paralelo a 35°C y 55°C, para cuantificar la producción de metano a cada temperatura. Después de 28 días se calculó la eficiencia de hidrólisis. El volumen de biogás producido se cuantificó por desplazamiento de una solución de salmuera contenida en una columna de vidrio. El contenido de metano se determinó por cromatografía de gases.

La eficiencia de la hidrólisis (η) se calculó utilizando la Ec. (3).

$$\eta = \frac{SS_o - SS_t}{SS_o} \quad (3)$$

En donde SS_o es la masa inicial de sólidos suspendidos y SS_t es la masa de sólidos suspendidos al tiempo t .

El cálculo de la constante de hidrólisis asociada a la superficie (K_{SBK}) se realizó utilizando la Ec. (4), la que se obtiene combinando la Ec. (1) y la Ec. (3), considerando partículas esféricas.

$$\eta = \sum_0^n \left[1 - \frac{\left(R_o - \frac{K_{SBK} * t}{\rho} \right)^3}{R_o^3} \frac{A_o^j}{A_o} \right] \quad (4)$$

en donde A_o^j/A_o es la fracción de área de los SS de tamaño j en los SS iniciales y R_o es el radio inicial de los SS de tamaño j . La densidad (ρ) de los lodos fue determinada experimentalmente, midiendo 10 mL de lodo y pesándolo en una balanza analítica. El valor obtenido fue de 1.01 kg L⁻¹.

Determinación de la velocidad de hidrólisis de los sólidos disueltos

Se tomaron 45 mL de sólidos disueltos de los LRS sin tratamiento (SD) y 45 mL de sólidos disueltos de los LRS con pretratamiento (SDp). Por separado

las muestras se complementaron con las sales del medio RAMM y se inocularon con 5 mL de lodos anaerobios, incubándose en paralelo a 35 °C y 55 °C. La determinación de la velocidad de hidrólisis se realizó a 6 distintas concentraciones de DQO inicial: 126, 271, 727, 1133, 1301, 1960 mg.L⁻¹ para SDp y 4 distintas concentraciones de DQO inicial: 126, 271, 839, 1030 mg.L⁻¹ para SD. Para cada concentración se determinó por quintuplicado la velocidad de hidrólisis con la Ec. (5).

$$V = \frac{CH_{4\text{acumulado}}}{\Delta t} \cdot (f) \quad (5)$$

En donde V es la velocidad de hidrólisis, CH_{4acumulado} es el metano acumulado durante la digestión, Δt es el intervalo de tiempo de la digestión y f es el factor de conversión 350 mL CH₄.g⁻¹ DQO.

Para el cálculo de las constantes del modelo de Goel y col. (1998), la Ec. (2) se linealizó utilizando los inversos, tanto de la velocidad de hidrólisis, como de la DQO inicial de los SD, Ec. (6).

$$\frac{1}{r_s D} = \frac{K_x}{k_h} \frac{1}{SD} + \frac{1}{k_h} \quad (6)$$

2.4 Distribución del tamaño de partícula

Para establecer la distribución del tamaño de partícula de los SS de los lodos residuales secundarios pretratados y sin pretratamiento, se tomaron ocho muestras de cada proceso con una alícuota de 50 μL para depositarla en un papel filtro. Las partículas fueron fotografiadas con una cámara Capture Kit 128 acoplada a un microscopio Olympus BX50 (las observaciones se realizaron con el objetivo 40X), de las fotografías digitalizadas, se analizó la imagen . (software Imagen Pro-Plus 4.1) para encontrar el mayor diámetro de la imagen bidimensional y proyectar el diámetro de la esfera correspondiente.

2.5 Determinación de la composición de metano y bióxido de carbono en el biogás

De la fase gaseosa se inyectó 0.1 mL para analizarse en el cromatógrafo de gases GOW-MAC con detector de conductividad térmica, integrador SP-4290 y una columna de acero inoxidable empacada con carboxsphere. Las condiciones de operación del cromatógrafo fueron:

- Temperatura del inyector 170 °C
- Temperatura de la columna 140 °C

- Temperatura del detector 190 °C
- Flujo del gas acarreador (He) 30 mL/min
- Corriente de los filamentos 120 mA

3 Resultados y discusión

3.1 Solubilización y biodegradabilidad de los LRS pretratados

La caracterización de los LRS crudos y los pretratados se muestran en la Tabla 1. La solubilización de los sólidos suspendido en los LRS después del pretratamiento estuvo por arriba del 50 %. También se observa que la solubilización puede ser evaluada midiendo cualquiera de los compuestos orgánicos en los LRS, ya que la desviación estándar de la solubilización, utilizando sólidos suspendidos, carbohidratos, proteínas o DQO, fue solamente del 6.5 %.

La solubilización expresada como la relación DQOs/DQOt en este estudio fue de 51.3 %. Este valor está en el intervalo de los valores reportados para condiciones similares de tratamiento (Vlyssides y Karlis, 2004; Stuckey & McCarty, 1978; Delgenès y col. 2000; Kim y col. 2003; Olalde, 2009). Si bien existen otros métodos de solubilización, el termo alcalino tiene ventajas en términos energéticos, por ejemplo, Menert y col. (2001) determinaron que el tratamiento por ultrasonido es el que mayor cantidad de energía utiliza y que con ozono y calor se requiere el 51 % y 25 % de esta energía.

Tanaka y col. (1997) obtuvieron un aumento en la producción de metano al digerir anaerobiamente LRS y LRS pretratado termo alcalinamente, pasando de 0.5 gCH₄-DQO/g SSVinicial para el LRS crudo a 0.64 gCH₄-DQO/g SSVinicial para el LRS pretratado, lo que representa un aumento del 30 por ciento. Por otro lado Delgenès y col. (2000) reportaron que sólo el 20% de la DQO soluble de los LRS pretratados termo alcalinamente es transformada a ácidos grasos volátiles (AGV), vía digestión anaerobia mesofílica, lo que explica la disminución en la biodegradabilidad anaerobia de la fracción soluble de los LRS tratados termo alcalinamente, pasando de 58 a 32 %. Al parecer los datos anteriores son contradictorios, probablemente porque la hidrólisis de la fracción soluble (mayor disponibilidad) y la de la fracción no soluble (menor disponibilidad) se analizaron desde perspectivas distintas, porque la evaluación de la producción de metano es realizada en función de los sólidos alimentados y la biodegradabilidad en función de la DQO soluble.

Tabla 1. Solubilización de los lodos residuales secundarios espesados, utilizados como sustrato

	LRS	LRS _p	Solubilización	Desviación estándar
	Concentración (g/L)		%	%
SST	9.9	4.5	55	3
SSF	2.0	2.0		
SSV	7.9	2.5	68	2
Carbohidratos	1.41	0.69	51	5
Proteínas	5.44	2.40	56	4
DQO _t	14.74	13.54	—	6
DQO _s	1.2	7.56	43	3
DQO _{ss}	13.5	5.98	56	6
DQO/SSV	1.5	5.9	—	
SSV/SST	0.8	0.55	—	

Solubilización: parámetro solubilizado/parámetro sin tratamiento.

DQO_t: DQO_{total}, DQO_s: DQO_{soluble}, DQO_{ss}: DQO de los sólidos suspendidos

Tabla 2. Efecto del pretratamiento termoquímico sobre la producción de metano y biodegradabilidad de los LRS.

Lodo residual secundario	f_s DQO _s /DQO _t	g DQO _{CH₄} ·g ⁻¹ SSV	g DQO _{CH₄} ·g ⁻¹ DQO	% biodegradabilidad
crudo	0.081	0.74	0.43	42
pretratado	0.513	0.98	0.31	30
pretratado/crudo	6.33	1.3	0.72	0.71

Fracción soluble (f_s)

En este estudio se determinó la biodegradabilidad y la producción de metano, bajo condiciones mesofílicas, de los LRS crudos y LRS pretratados termo alcalinamente (Tabla 2). Se observó un incremento en la producción específica de metano, pasando de 0.74 g_{CH₄-DQO}/g_{SSV}, para los LRS sin pretratamiento, a 0.98 g_{CH₄-DQO}/g_{SSV}, para los LRS pretratados. Al mismo tiempo se determinó la biodegradabilidad de la DQO soluble del LRS sin pretratamiento y pretratados, la biodegradabilidad disminuye pasando de 42 % para el LRS sin pretratamiento, a 30 % para el LRS pretratado. Cuando el análisis se realizó sobre la materia orgánica total (medida como DQO total) se observó que el tratamiento termo alcalino disminuye la producción de metano pasando de 0.43 a 0.31 g_{CH₄-DQO}/g DQO_{inicial}. Entonces, es importante considerar que el análisis cinético de la hidrólisis de los LRS, se debe realizar separando los SS y los SD ya que son sustratos con diferente disponibilidad.

3.2 Evaluación cinética del efecto del pretratamiento termo alcalino

3.2.1 Distribución del tamaño de partícula

La Fig. 1 muestra la distribución del tamaño de partícula de los LRS sin tratamiento (SS) y tratados (SSp). De las ocho muestras se analizaron 1694 partículas de los SS y 4726 partículas de los SSp. Un análisis estadístico de la curva, muestra que los diámetros medios son 36.56 μm para SS y 33.25 μm para SSp, y una desviación estándar de 17.6 y 14.21 μm respectivamente. Sin embargo, la concentración de partículas y área total disponible aumentaron en más de tres veces (Fig. 2). Para aplicar la Ec. (4) se tomó la fracción del área (A_0^j/A_0) que aporta cada tamaño de partícula que a su vez contribuye a la reacción global.

3.2.2 Cálculo de la constante K_{SBK} para los SS

Se ajustó la Ec. (4) a los datos experimentales de solubilización (Fig. 3). El valor de K_{SBK} que resultó del ajuste para la SS y la SSp en condiciones

mesofílicas y termofílicas se muestra en la Tabla 3. Los valores de K_{SBK} nos permiten evaluar el efecto del pretratamiento termo alcalino sobre la hidrólisis anaerobia de los sólidos suspendidos en los lodos residuales secundarios y se observa que el pretratamiento favorece la hidrólisis, pues en condiciones mesofílicas y termofílicas hay un incremento en la constante de velocidad de hidrólisis de los SS, tanto para LRS sin y con pretratamiento. Con lo anterior se puede inferir que el tratamiento termo alcalino favorece la hidrólisis anaerobia de los SS.

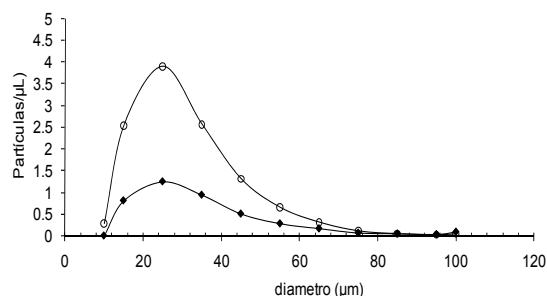


Fig. 1. Distribución del tamaño de partícula para lodos sin tratamiento, SS (♦) y con tratamiento SSP (o).

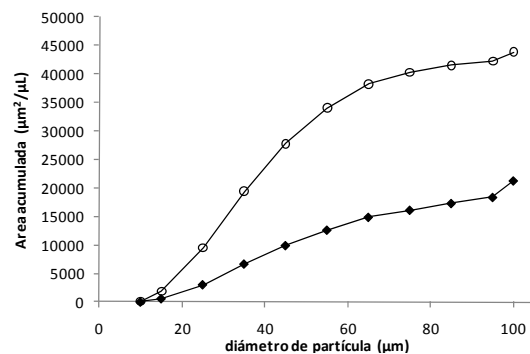


Fig. 2. Área acumulada para para lodos sin tratamiento, SS (♦) y con tratamiento SSP (o).

3.2.3 Cálculo de las constantes k_h y K_x para los SD

La velocidad de producción de metano, por la hidrólisis anaerobia de los sólidos disueltos tanto pretratados (SDp) como crudos (SD), se calculó a diferentes concentraciones de DQO soluble inicial, Fig. 4. Para determinar las constantes se utilizó la Ec. (6) y se obtuvo el modelo de regresión de los inversos de velocidad de hidrólisis contra el inverso de la concentración inicial de la DQO soluble, para cada una de las muestras analizadas. La ordenada al origen representa $1/k_h$ y la pendiente K_x/k_h .

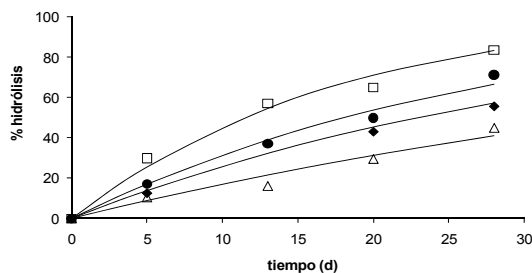


Fig. 3. Hidrólisis de los SS a diferentes condiciones con ajuste a la ecuación de Sanders. SS en condiciones mesofílicas (Δ), SS en condiciones termofílicas ($\blacktriangle$), SSP en condiciones mesofílicas ($\bullet$), SSP en condiciones termofílicas ($\square$).

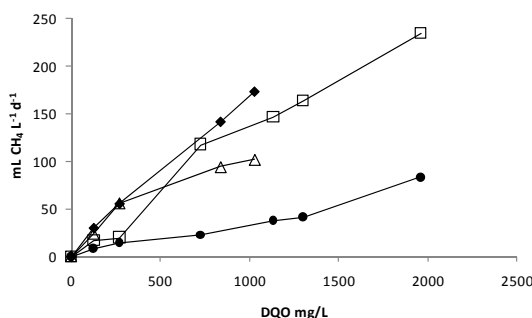


Fig. 4. Velocidad de producción de metano contra la DQO inicial. (Δ) SD en condiciones mesofílicas, ($\blacktriangle$) SD en condiciones termofílicas, ($\bullet$) SDp en condiciones mesofílicas, ($\square$) SDp en condiciones termofílicas.

Los valores de las constantes se muestran en la Tabla 4. La constante de afinidad, K_x y la velocidad de hidrólisis máxima, k_h , calculadas en condiciones mesofílicas, son distintas para la SD y la SDp, mientras que k_h tiene una diferencia de apenas el 12 % en condiciones termofílicas y K_x cambia bajo estas condiciones.

De lo anterior se infiere que existe una inhibición no competitiva, por lo tanto irreversible, sobre la velocidad de hidrólisis mesofílica y, una inhibición competitiva sobre la velocidad de hidrólisis termofílica que puede ser contrarrestada al aumentar la concentración del sustrato.

Tabla 3. Valores de K_{SBK} estimados para los SS.

	Mesofílico		Termofílico	
	g/m²/d	r²	g/m²/d	r²
SS	0.28	0.980	0.45	0.992
SSp	0.47	0.994	0.74	0.994

3.2.4 Simulación con reacciones consecutivas de SS a SD y a metano

Con la finalidad de observar el comportamiento de la digestión anaerobia mesofílica y termofílica en lote, con altas concentraciones de DQO inicial de LRS sin tratamiento y con tratamiento, se realizó una simulación utilizando las ecs. (1) y (2) en el modelo de reacción en serie. El modelo se integró usando los parámetros cinéticos calculados (tablas 3 y 4). A partir de la simulación se obtuvieron las curvas de la Fig. 5. Ésta muestra que la remoción de sólidos suspendidos en la digestión anaerobia mesofílica y termofílica se ve favorecida por el pretratamiento, logrando remociones a los 30 días, con respecto a los SS iniciales, de 71 y 86 % respectivamente, contra el 39 y 63 % de remoción de la DA mesofílica y termofílica de LRS sin pretratamiento. Cuando el tiempo de digestión es de 5 días, se observa el mismo comportamiento con respecto a la eficiencia de remoción de SS: mayor remoción (28%) en la DA termofílica de LRS tratados; menor remoción (20 %) en la DA mesofílica de LRS con tratamiento, 8 y 16 % de remoción para la DA de LRS sin tratamiento en condiciones mesofílicas y termofílicas respectivamente.

La producción máxima de metano a los 30 días, se registra en la DA termofílica alimentada con LRS tratados (31.7 g DQO_{CH₄}/L) y en la DA termofílica de LRS sin tratamiento (23.3 g DQO_{CH₄}/L), mientras que la concentración de metano mínima se observa en la

DA mesofílica de LRS pretratados (6.4 g DQO_{CH₄}/L). Esto confirma que la inhibición observada en la hidrólisis de los SD es reversible para la DA termofílica e irreversible para DA mesofílica.

Otras de las configuraciones para la DA de lodos que se han estudiado es la de dos etapas termofílica-mesofílica. Yue y col. (1997) reportan remociones de SSV del 45 % en un sistema en donde se utiliza un TRH de 5 días para la etapa termofílica y de 10 días para la mesofilia; Roberts y col. (1999), señalan una remoción idéntica, para un sistema con un TRH de 4 h en la etapa termofílica y de 12 días para la mesofílica. En la Fig. 5 se observa que cuando la DA es secuencial (termofilia-mesofilia) para LRS sin tratamiento, imponiendo para la etapa termofílica un TRH de 5 días y para la mesofílica de 10 días, se obtiene una remoción de sólidos del 28.5 % y del 21 % de remoción de DQO. También se observa que para LRS tratados termo alcalinamente, se logra una remoción de sólidos del 52 % y una remoción de DQO del 13.6 %, lo que muestra que el tratamiento termo alcalino tiene un efecto inhibitorio en la DA mesofílica de los sólidos en los LRS.

Por lo tanto, la digestión anaerobia termofílica de lodos residuales secundarios pretratados termo alcalinamente, puede ser mejorada en reactores de lodos de alta tasa, del tipo UASB o EGSB, debido a que éstos pueden ser operados a altas cargas orgánicas entre 10 y 40 g DQO L⁻¹ d⁻¹ el primero y cargas mayores a 40 g DQO L⁻¹ d⁻¹ el segundo.

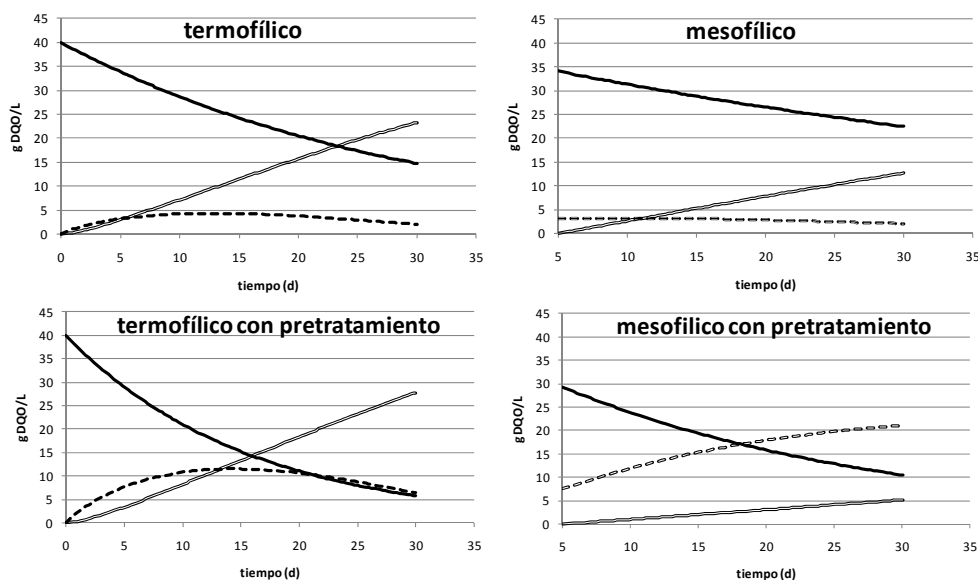


Fig. 5. Simulación de la digestión anaerobia de lodos residuales secundarios usando las constantes cinéticas de las Tablas 3 y 4. SS —, CH₄ —, SD ···.

Tabla 4. Constantes de afinidad e hidrólisis de SD para el modelo de Goel.

	Mesofílico			Termofílico		
	k_h (gDQO L ⁻¹ d ⁻¹)	K_X (g/L)	r^2	k_h (gDQO L ⁻¹ d ⁻¹)	K_X (g/L)	r^2
SD	0.715	1.16	0.978	1.19	1.63	0.996
SDp	0.220	0.981	0.962	1.36	3.82	0.866

Conclusiones

Al analizar por separado la digestión anaerobia de los sólidos suspendidos (SS) y sólidos disueltos (SD) se observan diferencias que tienen implicación cinética en el tratamiento. El tratamiento termo alcalino acelera la desintegración anaerobia mesofílica y termofílica de los SS y afecta negativamente la metanización de la fracción disuelta, inhibiendo de manera no competitiva la producción de metano en la digestión anaerobia mesofílica y de forma competitiva a la digestión anaerobia termofílica. Una simulación con reacciones consecutivas de SS a SD y éste último a metano, muestra que un aumento en la concentración de sólidos iniciales en los LRS tratados termo alcalinamente, disminuye relativamente la inhibición competitiva de los SD en la digestión anaerobia termofílica.

Agradecimientos

El primer autor agradece el apoyo al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para cursar el doctorado en biotecnología dentro del programa de doctorado de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, incluido en el padrón de Postgrados de Excelencia, con el convenio 471-0.

Nomenclatura

A	área de la partícula por unidad de volumen, m ² L ⁻¹
CH ₄ _{acumulado}	volumen de metano acumulado durante la digestión, mL
F	factor de corrección, 350 mLCH ₄ g ⁻¹ DQO
k_h	constante máxima de velocidad de hidrólisis, g DQO L ⁻¹ d ⁻¹
K_{SBK}	constante de hidrólisis basada en la superficie, g m ⁻² d ⁻¹
K_X	constante de saturación, g DQO L ⁻¹
R_o	diámetro inicial de los SS de tamaño j , m
SD	concentración de sólidos disueltos, g DQO L ⁻¹

SDp	concentración de sólidos disueltos pretratados, g DQO L ⁻¹
SS	concentración de sólidos suspendidos, g L ⁻¹
SS _o	masa inicial de sólidos suspendidos, g L ⁻¹
SS _t	masa de sólidos suspendidos al tiempo t , g L ⁻¹
SS _o ^j	sólidos suspendidos de tamaño j en los SS _o , g L ⁻¹
SSp	concentración de sólidos suspendidos pretratados, g L ⁻¹
t	tiempo, d
V	velocidad de hidrólisis, g DQO L ⁻¹ d ⁻¹

Símbolos griegos

Δt	intervalo de tiempo de la digestión, d
ρ	densidad de los lodos, kg L ⁻¹
η	eficiencia de la hidrólisis

Referencias

- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegristan, H. y Vavilin, V. A. (2002). The IWA anaerobic digestion model N°1 (ADM1). *Water Science and Technology* 45 (10), 10-65.
- Bougrier, C., Carrère, H. y Delgenès, J.P. (2005). Solubilization of waste-activated sludge by ultrasonic treatment. *Chemical Engineering Journal* 106, 163-169.
- Chiu, Y-C, Chang, C-N., Lin, J-G. y Huang, S-J. (1997). Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 36 (11), 155-162.
- Chyi, Y. T. y Dague, R. R. (1994). Effects of particulate size in anaerobic acidogenesis using cellulose as sole carbon source. *Water Environment Research* 66 (5), 670-678.
- Delgenès, J.P., Penaud, V., Torrijos, M. y Moletta, R. (2000). Investigation on the changes in anaerobic biodegradability and biotoxicity of and industrial microbial biomass induced by a

- thermochemicals pretreatment. *Water Science and Technology* 41 (3), 137-144.
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S. y Greenberg, A. E. (1998). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 19ava. edition, Washington D. C. E.U.A.
- Goel, R., Mino, T., Satoh, H. y Matsuo, T. (1998). Comparison of hydrolytic enzyme systems in pure culture and activated sludge under different electron acceptor conditions. *Water Science and Technology* 37 (4-5), 335-343.
- Hills, D. J. y Nakano, K. (1984). Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solids waste. *Agricultural Wastes* 10 (4), 285-295.
- Kim, J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S-W. y Lee, J. (2003). Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 95 (3), 271-275.
- Menert, A., Blonskaja, V., Vaalu, T., Sökk O. y Mölder H. (2001). Comparison of some physical and chemical pre-treatment methods for excess sludge. 2-6 September Antwerp, Belgians: *9th world congress anaerobic digestion 2001: anaerobic conversion for sustainability*.
- Méndez-Contreras, J. M., Rendón-Sagardi, J. A., Ruiz-Espinoza, J. E., Alvarado-Lassman, A. y Martínez-Delgadillo, S. A. (2009). Behavior of the mesophilic and thermophilic anaerobic digestion in the stabilization of municipal wastewater sludge (part 1). *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 8 (3), 283-290.
- Olalde, S. E. (2009). *Dimensionamiento de un Reactor (RAFA) para el Tratamiento de Lodos Residuales Secundarios Pretratados* (Design UASB reactor for pretreatment wasted actived sludge). Tesis de maestría en Ingeniería Civil, Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura, Instituto Politécnico Nacional. México D.F.
- Roberts, R., Son, L. y Forster, C.F. (1999). A thermophilic/mesophilic dual digestion system for treating waste activated sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 74, 445-450.
- Sanders, W. T. M., Geerink, M., Zeeman, G. y Lettinga, G. (2000). Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates. *Waters Science and Technology* 41 (3), 17-24.
- Shelton, D. R. y Tiedje, J. M. (1984). General Method for determination Anaerobic Biodegradation Potencial, Application. *Environmental Microbiology* 47 (4), 850-857.
- Stuckey, D. C. y McCarty, P. L. (1978). Thermochemical pretreatment of nitrogen materials to increase methane yield. *Biotechnology and Bioengineering* 8 (2), 251-262.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K. y Signey, B. (1997). Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Science and Technology* 35 (8), 209-215.
- Terreros-Mecalco, J., Olmos-Dichara, A., Noyola-Robles, A., Ramírez-Vives, F. y Monroy-Hermosillo, O. (2009). Digestión anaerobia de lodo primario y secundario en dos reactores UASB en serie. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 8 (2), 153-161.
- Veeken, A. y Hemelers, B. (1999). Effect of temperature on the hydrolysis rate of selected biowaste components. *Bioresource Technology* 69 (3), 249-255.
- Vlyssides, A. G. y Karlis, P. K. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste active sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion. *Bioresource Technology* 91, 201-206.
- Yue, H., Sung, S. y Dague (1997). Temperature-phased anaerobic digestion of wastewater sludge. *Water Science and Technology* 36 (6-7), 367-374.