



SUPERVIVENCIA DE BACTERIAS FECALES EN LODOS RESIDUALES DESHIDRATADOS TRATADOS CON AMONIACO

FECAL BACTERIA SURVIVAL IN AMMONIA-TREATED WASTEWATER DEWATERED SLUDGES

J.M. Méndez^{1*}, C. González¹, A. Alvarado-Lassman¹,
G. Alvarado-Kinnell¹ y S. Martínez-Delgadillo²

¹ Instituto Tecnológico de Orizaba (ITO), 852 Tecnológico, Zapata 94320,
Orizaba, Ver. México

² Departamento de Energía, Universidad Autónoma Metropolitana –Azcapotzalco,
Av. San Pablo 180. Azcapotzalco. CP.02200. Mexico D.F.

Recibido 14 de Enero 2008; Aceptado 26 de Agosto 2008

Resumen

Uno de los problemas más importantes de contaminación en lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales y agroindustriales de México es el alto nivel de microorganismos patógenos. El amoníaco es conocido como un desinfectante importante capaz de inactivar significativamente las altas concentraciones microbianas presentes en el lodo. En este estudio, se evaluó el efecto del amoníaco en lodo fisicoquímico agroindustrial y se utilizaron los parámetros cinéticos del modelo de Hom para describir la inactivación de bacterias a diversas concentraciones de sólidos totales. El lodo fisicoquímico crudo con $2.0 \pm 0.5\%$ de ST se obtuvo de una planta de tratamiento de aguas residuales de un rastro avícola. El amoníaco se aplicó en dosis de 1 hasta 40% p/p directamente al lodo deshidratado (4%, 8% y 12% de ST). Después de 2h, las muestras fueron analizadas microbiológicamente. Los resultados mostraron que el amoníaco removió 9 y 6.5 logs de coliformes fecales y de *Salmonella* spp., respectivamente, cumpliendo con los límites de la US EPA para biosólidos clase A. El análisis de los parámetros *k*, *n* y *m* del modelo de Hom, indican mayor resistencia de inactivación de bacterias cuando la concentración de sólidos totales es baja, debido principalmente a dilución del amoníaco en el agua. También, se requirió 75% menos amoníaco para cumplir con el estándar de la US EPA cuando el lodo fue deshidratado.

Palabras clave: amoníaco, bacterias fecales, biosólidos, lodo fisicoquímico, estabilización.

Abstract

One of most important pollution problems in sludge from municipal and agro industrial wastewater treatment plants of Mexico is the high level of pathogens microorganisms. Ammonia is known as an important disinfectant capable to significantly inactivate high microbial populations in sludge. In this study, the effect of ammonia was evaluated in agro industrial physicochemical sludge and kinetic parameters of the Hom model were used to describe the inactivation of bacteria at different total solids concentrations. Raw physicochemical sludge with $2.0 \pm 0.5\%$ TS were sampled from a bird slaughterhouse wastewater treatment plant. Ammonia in doses from 1 to 40% w/w was directly applied to dehydrated sludge (4, 8 and 12% TS). After 2h, samples were taken for microbial analyses. Results showed that the ammonia removed 9 and 6.5 logs of fecal coliforms and *Salmonella* spp., respectively, making possible to meet the US EPA limits for Class A biosolids. The analysis of parameters *k*, *n* and *m* of the Hom model, indicates higher resistance to inactivation of bacteria when lower is the total solids concentration, due mainly to the ammonia dilution in the water. Also, 75% less ammonia was needed to meet the US EPA standard when sludge was dewatered.

Keywords: ammonia, biosolids, faecal bacteria, physicochemical sludge, stabilization.

1. Introducción

El lodo municipal y agroindustrial producido en plantas de tratamiento de aguas residuales de México presenta altas concentraciones de microorganismos patógenos y requiere tratarse

adecuadamente antes de ser depositado o reutilizado para prevenir riesgos a la salud en la población (Jiménez y col., 2004 y Cabirol y col., 2002). Se han encontrado densidades de 9.8 y mayores de 6.2 logs para coliformes fecales y *Salmonella* spp., respectivamente, en lodo fisicoquímico. Estas

* Autor para la correspondencia. E-mail: jmmendez@itorizaba.edu.mx

concentraciones son mucho más altas que las encontradas en países desarrollados. Incluso recientemente han sido identificadas en el sureste de México (Gaspard y col., 1997; Méndez y col., 2006, 2007). Puesto que los procesos biológicos como la digestión aerobia o anaerobia sólo remueven menos de 2 log de patógenos, no pueden aplicarse con éxito para la estabilización del lodo. La estabilización con cal es una alternativa eficaz pero incrementa la masa del lodo tratado. Según Méndez y col. (2004), el amoníaco es un desinfectante de gran alcance capaz de inactivar niveles extremadamente altos de bacterias, incluso puede difundirse a través de la membrana externa de las estructuras como las de los huevos de helmintos. El amoníaco también puede mejorar el valor agronómico de los biosólidos producidos. Además, el gas puede mejorar el proceso de estabilización con cal aprovechando su efecto tóxico, reciclando la cantidad generada o agregando una dosis pequeña. En una investigación previa, Méndez y col. (2004), demostraron que la estabilización del lodo con amoníaco inactiva significativamente poblaciones microbianas altas en lodos fisicoquímicos hidratados (3.5% de sólidos totales) provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. El Amoníaco redujo hasta 7 y 5.8 logs de coliformes fecales y de *Salmonella* spp., respectivamente, con dosis de 20% p/p y 2h de tiempo de contacto. El modelo de Hom describió la inactivación de microorganismos y los parámetros cinéticos se obtuvieron con un lodo con alto contenido de agua. El modelo cinético tiene la forma siguiente (Pernitsky y col., 1995).

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k C^n t^m \quad (1)$$

donde N_0 es la concentración inicial de microorganismos, N es la concentración de los microorganismos sobrevivientes en el tiempo t , k es la constante de velocidad de inactivación de pseudo primer orden, C es la concentración del desinfectante, n : es un coeficiente de dilución que es un factor empírico asumido con frecuencia como la unidad y m : es la constante empírica de Hom. Debido a su elevado poder desinfectante, el amoníaco tiene un alto potencial de ser utilizado para la estabilización de lodos generados en países en vías de desarrollo. Así, es necesario obtener información útil para el diseño e incluso para la operación apropiada del proceso propuesto. Esta investigación se propone identificar el modelo cinético, así como los valores de parámetros cinéticos correspondientes para describir la inactivación por amoníaco, de bacterias coliformes fecales y *Salmonella* spp., que son las poblaciones de microorganismos predominantes en el lodo deshidratado estudiado.

2. Métodos

El lodo crudo con $2.0 \pm 0.5\%$ de ST fue muestreado en una planta de tratamiento de aguas residuales de

un rastro avícola de 10 L/s situado en Orizaba, Veracruz (México) cuyo tratamiento consiste en un tratamiento primario avanzado. Al inicio del tratamiento, el lodo se deshidrató en una centrífuga hasta concentraciones de 4, 8 y 12% de sólidos totales.

Pruebas de estabilización en tres etapas se realizaron en un reactor de 4 L con cerrado hermético y control electrónico de temperatura. En la primera etapa, el amoníaco se aplicó directamente al lodo en dosis de 5, 10, 20, 30 y 40% p/p con 4, 8, y 12 % de ST usando una solución de 28 al 30% v/v de NH_4OH con un pH de 13. Las muestras y un control fueron homogenizadas agitando a 200 RPM por 1 minuto, después del cual se aplicó la dosis de NH_3 y la velocidad de la agitación se aumentó a 300 RPM durante 2 h. Al final de cada tratamiento, se tomaron muestras para su análisis microbiológico. Las concentraciones de coliformes fecales y *Salmonella* spp., se determinaron de acuerdo a los métodos estándar (APHA-AWWA-WEF, 1995). Los resultados representan el promedio de 5 experimentos; en este estudio las concentraciones de microorganismos se presentan en unidades logarítmicas (Log), por lo tanto, el promedio aritmético puede ser utilizado. La segunda etapa se realizó para evaluar el efecto del tiempo del contacto. En este caso, el amoníaco en dosis de 18% p/p se aplicó directamente al lodo con 8% de ST (a 20°C) y la evaluación microbiológica de las muestras se realizó después de 0.5, 1, 1.5 y 2 h. Una vez más, el procedimiento incluyó mezclado por 1 minuto a 200 RPM y después la adición del reactivo, aumentando la velocidad a 300 RPM. En una tercera etapa, fue posible describir la inactivación de los microorganismos evaluados en función del producto de la dosis y de la temperatura (producto DT). En este caso, 9%, 14% y 19% de amoníaco fueron aplicados directamente al lodo con 8% de ST y los tratamientos se hicieron en 20, 30, 40 y 50°C durante 2 h. En todos los casos, los valores de los parámetros cinéticos se obtuvieron utilizando el modelo cinético de Hom, usando el método de mínimos cuadrados para la regresión no lineal. Todos los resultados fueron analizados estadísticamente usando el criterio de análisis varianza (ANOVA).

3. Resultados

3.1. Primera etapa: Valores de los coeficientes del modelo cinético de Hom en pruebas con diversas dosis de amoníaco

La Tabla 1 demuestra que el uso de diversas dosis de amoníaco en el lodo produjo un aumento en el pH. El pH promedio para el lodo crudo fue cercano a 7.45 y aumentó gradualmente hasta 11.7 después de la adición de amoníaco. Es importante mencionar que en estos valores de pH, la mayoría del NH_4OH se disocia en $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$ (Stumm, 1996) aumentando el poder desinfectante del amoníaco sobre las bacterias.

Una vez realizada la caracterización del lodo crudo, se encontraron concentraciones de 12 y 8.3 unidades logarítmicas (log) de coliformes fecales y de *Salmonella* spp., respectivamente. Como se muestra en la tabla 2, cuando la concentración de los sólidos totales fue de 4%, y la dosis de amoníaco de 20% p/p se removió una concentración mayor de 7 y 8 logs de coliformes fecales y de *Salmonella* spp., respectivamente. Para cumplir con el límite la US EPA para biosólidos clase A, se requirió una dosis del 24% p/p (240 g/kg ST). En contraste con los requerimientos de amoníaco del lodo hidratado, la Tabla 3 muestra que dosis inferiores fueron necesarias para reducir significativamente las poblaciones microbianas con lodos parcialmente deshidratados; de hecho para cumplir el estándar de la US EPA, se requirió una dosis de 18% p/p o 180 NH₃/kg ST. Siguiendo una tendencia similar, la máxima inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp., se alcanzó por adición de amoníaco al lodo al 12% de ST. En este caso, sólo se agregó el 6% p/p (60 gNH₃/kg ST) para alcanzar la total inactivación microbiana (Tabla 4). Puesto que la conversión teórica del amoníaco fue del 70 al 99% de la dosis original aplicada, la inactivación de bacterias se debe principalmente a la forma molecular (NH₃) y no a la forma ionizada (NH₄⁺). De acuerdo con las condiciones experimentales, los resultados sugieren un efecto mayor del amoníaco en comparación con el pH para la inactivación de los

microorganismos evaluados. Efectivamente, los cambios más altos de pH se obtuvieron por aplicación de la primera dosis de amoníaco mientras que la máxima inactivación microbiana se alcanzó con las dosis más altas en valores de pH cercanos a 10.7. Un efecto similar en estreptococos fecales y huevos de *Ascaris suum* fue reportado por Allievi y col. (1994) y Ghiglietti y col. (1997).

Por otra parte, la relación entre la inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp., y la concentración del desinfectante (D) ha sido descrita favorablemente por el modelo cinético de Hom. En este caso el modelo fue utilizado considerando constante el tiempo de contacto (2 h). La ecuación es

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k^* D^n \quad (2)$$

donde:

D es la dosis de amoníaco en g/L.

*K** es una constante que asocia a la constante *k* y al tiempo *t^m*

En la Tabla 5, se muestran valores de *k** para ambos grupos bacterianos, es perceptible que la velocidad del grupo *Salmonella* obtuvo valores superiores a aquellos obtenidos para el grupo coliforme. Lo anterior debido a la alta susceptibilidad del grupo *Salmonella* y a su menor concentración originalmente presente, además el grupo coliforme presenta un mayor número de especies bacterianas en concentraciones superiores.

Tabla 1. pH alcanzado en lodo fisicoquímico con diversas dosis de NH₃.

Dosis de NH ₃ (p/p)	Promedio final de pH			Desviación estándar		
	4% ST	8% ST	12% ST	4% ST	8% ST	12% ST
0%	7.66	7.45	7.62	0.42	0.13	3.81
5%	9.20	10.20	10.30	0.22	0.59	0.14
10%	9.63	10.73	10.02	0.26	0.84	0.16
20%	9.90	11.04	10.22	0.25	0.73	0.13
30%	10.14	11.62	10.47	0.35	0.99	0.15
40%	10.32	11.72	10.58	0.42	0.99	0.11

Tabla 2. Inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp. con diferentes dosis de amoníaco aplicado en lodos con 4% ST.

Dosis de amoníaco aplicado % p/p (g/L)	pH (promedio)	% NH ₃ Disociado*	Dosis de amoníaco efectiva (g/L)	Coliformes fecales Log(N/No)	<i>Salmonella</i> spp. Log(N/No)
0 (0.00)	7.66	0.00	0.00	0.00	0.00
10 (4.22)	9.63	70.09	2.96	-4.28	-6.63
20 (8.44)	9.90	81.36	6.87	-7.13	-8.11
30 (12.66)	10.14	88.35	11.19	-10.36	-8.11
40 (16.88)	10.32	91.99	15.53	-11.36	-8.11

* Calculado con % amoníaco = $\frac{1}{1 + 1.82 \times 10^{9 - \text{pH}}}$ * 100

Tabla 3. Inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp. con diferentes dosis de amoníaco aplicado en lodos con 8% ST.

Dosis de amoníaco aplicado % p/p (g/L)	pH (promedio)	% NH ₃ Disociado *	Dosis de amoníaco efectiva (g/L)	Coliformes fecales Log(N/No)	<i>Salmonella</i> spp. Log(N/No)
0 (0.00)	7.45	0.00	0.00	0.00	0.00
5 (4.00)	10.20	89.70	3.59	-3.80	-5.00
10 (8.00)	10.73	96.72	7.74	-6.08	-7.64
20 (16.00)	11.04	98.37	15.74	-9.35	-7.64
30 (24.00)	11.67	99.61	23.91	-11.37	-7.64
40 (32.00)	11.72	99.65	31.89	-11.37	-7.64

* Calculado con $\% \text{ amoníaco} = \frac{1}{1 + 1.82 \times 10^{9-\text{pH}}} * 100$

Tabla 4. Inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp. con diferentes dosis de amoníaco aplicado en lodos con 12% ST.

Dosis de amoníaco aplicado % p/p (g/L)	pH (promedio)	% NH ₃ Disociado *	Dosis de amoníaco efectiva (g/L)	Coliformes fecales Log(N/No)	<i>Salmonella</i> spp. Log(N/No)
0 (0.00)	7.62	0.00	0.00	0.00	0.00
3 (3.60)	10.02	85.19	3.07	-8.74	-6.63
6 (7.20)	10.22	90.12	6.49	-11.36	-8.11
9 (10.80)	10.47	94.19	10.17	-11.36	-8.11
12 (14.40)	10.58	95.43	13.74	-11.36	-8.11

* Calculado con $\% \text{ amoníaco} = \frac{1}{1 + 1.82 \times 10^{9-\text{pH}}} * 100$

Tabla 5. Parámetros cinéticos del modelo de Hom modificado obtenidos durante la primera etapa experimental.

Microorganismos	Concentración de sólidos totales								
	4%			8%			12%		
	K *	n	R ²	K *	n	R ²	K *	n	R ²
Coliformes fecales	2.35	0.59	0.99	2.78	0.42	0.98	7.72	0.16	0.99
<i>Salmonella</i> spp.	6.09	0.12	0.98	4.33	0.19	0.88	5.99	0.13	0.98

También se observa que cuando mayor es la concentración de sólidos totales, la velocidad de inactivación se incrementa en los coliformes fecales, esto puede justificarse por que el amoníaco reduce su disolución en lodos con menor contenido de humedad.

De acuerdo con los resultados anteriores, es posible obtener los requerimientos de amoníaco y predecir la eficiencia del proceso utilizando los parámetros cinéticos obtenidos. Con base en los resultados obtenidos, la dosis de NH₃ requerida para la producción de biosólidos se reduce cuando menor es el contenido de agua, de tal forma que la concentración de los sólidos totales (%ST) se puede utilizar como alternativa aproximada para operar el proceso con la siguiente ecuación:

$$Y = -K^{**}(ST)^n \quad (3)$$

donde Y es la dosis de amoníaco (en % p/p) necesaria para cumplir con el límite de biosólidos clase A, K** es la constante de reducción de amoníaco (calculada considerando 2h de tiempo de contacto), ST es la concentración de sólidos totales y n: es un tipo de coeficiente cinético empírico. Es claro el efecto del contenido de sólidos sobre los requerimientos de amoníaco, de hecho, las dosis de amoníaco disminuyeron drásticamente de 24% a 4% p/p cuando el lodo se deshidrató parcialmente; el valor de K** (123.1) muestra el efecto mencionado (Tabla 6). La Fig. 1 muestra la aplicación del modelo de Hom de este caso. Es importante mencionar que este método es otra opción técnica preliminar para iniciar la operación del proceso sugerido; naturalmente, los resultados se deben confirmar con un análisis microbiológico en planta piloto.

Tabla 6. Parámetros cinéticos del modelo de Hom modificado en términos de la concentración de sólidos totales.

Parámetro	K **	n	R ²
Sólidos totales	123.10	1.08	0.82

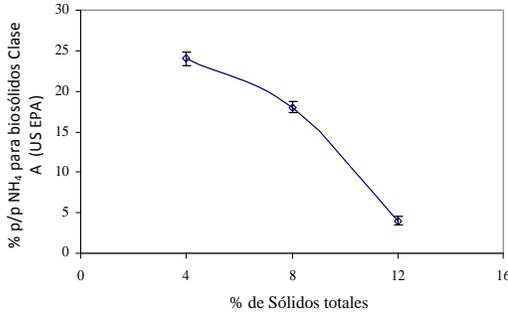


Fig. 1. Aplicación del modelo de Hom para determinar las dosis de amoníaco.

3.2. Segunda etapa. Coeficientes cinéticos del modelo de Hom obtenidos con diversos tiempos de contacto

De acuerdo con un análisis estadístico y gráfico, la dosis de 19% p/p de NH₃ y 8% de ST fueron las condiciones experimentales seleccionadas para las pruebas de inactivación. Los experimentos con 19% p/p de amoníaco y con diversos tiempos del contacto se observan en la Tabla 7 y muestran que se requiere de menor tiempo (30 min, aproximadamente) para la inactivación de *Salmonella* spp., en comparación de los coliformes fecales (1h). Los tiempos obtenidos son incluso menores que aquellos recomendados por la US EPA, 1994 para la estabilización de lodos utilizando la estabilización alcalina (2 horas). Como se mencionó, la inactivación de los indicadores de contaminación se describió usando un modelo de primer orden (Hom). Para nuestros propósitos, el modelo de Hom fue modificado asociando la constante *k* con la dosis de amoníaco (*D*) y quedando:

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k^{**} t^m \quad (4)$$

Tabla 7. Inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp. con diferentes tiempos de contacto en lodos con 8% ST.

Tiempo de contacto (min)	Dosis de amoníaco aplicada (% p/p (g/L))	pH (Promedio)	% NH ₃ Disociado *	Dosis de amoníaco efectiva (g/L)	Coliformes fecales Log(N/No)	<i>Salmonella</i> spp. Log(N/No)
0	0 (0.00)	6.37	0.00	0.00	0.00	0.00
30	19 (16.68)	9.89	80.89	13.49	-3.93	-6.00
60	19 (16.68)	9.93	82.38	13.74	-6.07	-8.36
90	19 (16.68)	10.26	90.97	15.17	-7.93	-8.36
120	19 (16.68)	10.48	94.36	15.73	-9.14	-8.36

Nota: *k*** es una constante que asocia la velocidad de inactivación (*k*) y la dosis (*D*)ⁿ. Los valores obtenidos para los parámetros cinéticos con la Ec. (4) se muestran en la Tabla 8. Confirmando los resultados anteriores, los valores de *k*** para coliformes fecales (0.51) fueron notablemente más bajos que los encontrados para *Salmonella* spp. (3.01).

3.3. Tercera etapa. Coeficientes cinéticos a diversas temperaturas

Puesto que la temperatura es otra variable que puede aumentar la inactivación de los microorganismos, la tercera etapa se realizó para evaluar el efecto combinado la temperatura y la dosis de amoníaco en lodos con 8% de ST. Para todos los microorganismos evaluados, los resultados indican un incremento significativo de la eficiencia del proceso cuando la temperatura es mayor a 40°C. La Tabla 9 muestra que cuando el amoníaco fue aplicado en dosis de 9% p/p a 40°C, los mejores resultados fueron obtenidos, reduciendo los coliformes fecales 10.4 log y cumpliendo con el límite US EPA para biosólidos de clase A. La *Salmonella* spp. se redujo totalmente (en -8.0 log) a 30°C. La combinación del amoníaco con temperatura puede reducir densidades de microorganismos más altas que las que se inactivaron a 20°C. Consecuentemente fue posible confirmar que la reducción de microorganismos aumenta significativamente si se aumenta la temperatura del lodo.

Tabla 8. Parámetros cinéticos del modelo modificado de Hom, obtenidos en la segunda etapa experimental.

Microorganismos	K **	m	R ²
Coliformes fecales	0.51	0.61	0.99
<i>Salmonella</i> spp.	3.01	0.22	0.98

Estos efectos coinciden con los publicados por Booth (1999), que reportó que la temperatura aumenta la permeabilidad de la pared celular bacteriana, permitiendo la penetración de agentes externos.

Tabla 9. Inactivación de coliformes fecales y *Salmonella* spp. con diferentes valores del producto DT (dosis de amoníaco - temperatura) en lodos con 8% ST.

	Temperatura									
	20°C			30°C				40°C		
	Dosis de amoníaco % p/p (g/L)									
	0% (0.00)	9% (6.70)	14% (10.70)	19% (14.60)	9% (6.70)	14% (10.70)	19% (14.60)	9% (6.70)	14% (10.70)	19% (14.60)
pH	7.66	10.40	10.90	11.04	10.40	10.90	11.04	10.40	10.90	11.040
Coliformes fecales ^a	0.00	-7.00	-8.00	-10.40	-9.80	-10.00	-11.40	-10.40	-11.00	-11.40
<i>Salmonella</i> spp. ^a	0.00	-7.00	-8.00	-8.00	-8.00	-8.00	-8.00	-8.00	-8.00	-8.00

En estas condiciones, el amoníaco molecular puede difundirse a través de la membrana de bacterias; independientemente del aumento de temperatura por las reacciones químicas. Efectivamente, en un proceso donde el amoníaco es añadido al lodo para alcanzar un valor de pH de 10, Allievi y col. (1994) mencionan que a temperatura ambiente (28°C) se puede inactivar 1 unidad log de estreptococos fecales en comparación con un tratamiento con la misma dosis a 5°C, donde no hubo remoción significativa. De acuerdo con Hass y col. (1998) y Veschetti y col. (2003), la inactivación de bacterias puede relacionarse con el producto de las variables *concentración de desinfectante y el tiempo de contacto* (producto TC).

Debido a que en esta etapa el tiempo de contacto fue constante (2h), la inactivación bacteriana fue directamente relacionada con la dosis de amoníaco aplicado y la temperatura utilizada en cada tratamiento (producto DT). Los resultados de 39 pruebas se pueden representar mediante el modelo de primer orden de Hom modificado, en el cual se introdujo el tiempo *t* y la constante *m** asociados con *k* en *k**, para tomar en cuenta las desviaciones superiores e inferiores del modelo lineal de Chick-Watson, las cuales se encuentran con frecuencia en la práctica. El modelo de Hom se representó con la Ec. (5).

$$\text{Log} \frac{N}{N_0} = -k^*(DT)^m \quad (5)$$

donde

D: Dosis de amoníaco, g/L.

T: Temperatura, °C

Los valores de la constante *k** = 1.31 (Tabla 10) sugieren que la inactivación se realizó gradualmente con el incremento del producto DT, mismo que puede definir el efecto combinado de ambas variables (dosis-temperatura) para el control del proceso. El valor de *k** obtenido en esta etapa no puede ser comparado con la *k** y *k*** obtenidas en las etapas anteriores por lo que únicamente puede utilizarse para predecir resultados en donde la temperatura sea utilizada en combinación con la dosis de amoníaco.

Tabla 10. Resumen de los valores de los parámetros cinéticos estimados por el modelo de Hom obtenidos en la tercera etapa experimental.

Microorganismos	<i>K*</i>	<i>m*</i>	<i>R</i> ²
Coliformes fecales	1.31	0.33	0.98

En relación con la inactivación de coliformes fecales, se observó un valor bajo de el coeficiente *m** (*m**<1), el cual sugiere que la cinética de desinfección actual se desvía del modelo de Chick-Watson con una tendencia definida como "tails" (colas) por Hom. Esta tendencia sugiere una inactivación relativamente rápida de bacterias, aún con valores muy bajos del producto DT. Puesto que la dosis de amoníaco de 9% p/p a 20°C inactivó la *Salmonella* spp., el efecto del producto DT no pudo ser evaluado en bacterias patógenas.

Los parámetros cinéticos determinados pueden ser útiles para predecir la inactivación de los principales microorganismos presentes no solamente en lodos agroindustriales sino también en lodos de origen municipal además de servir de base para el diseño y operación del proceso alcalino con amoníaco. Además, los parámetros cinéticos obtenidos en la tercera etapa se pueden utilizar para calcular y predecir la remoción microbiana cuando se aumenta la temperatura del proceso. Finalmente, puesto que ambas variables (temperatura y dosis de amoníaco) son dependientes de la dosis de CaO en el proceso de la estabilización con cal viva, comúnmente utilizado para tratar lodos, pueden aprovecharse para mejorar la estabilización con cal en sistemas cerrados en los cuales se impide la libre volatilización del amoníaco.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos, el poder desinfectante del amoníaco puede ser considerado como una alternativa paralela a la estabilización alcalina, no solamente en lodos residuales municipales sino también en lodo agroindustrial con concentraciones extremadamente altas de microorganismos patógenos. Puesto que el amoníaco aplicado se diluye en el agua contenida en el lodo; el poder desinfectante del amoníaco aumenta su efecto

cuando la concentración de sólidos totales aumenta. En efecto, concentraciones de ST de 4, 8 y el 12% requirieron de 23, 17 y 4% p/p, de NH₃, respectivamente. Así, se recomienda la deshidratación parcial del lodo fisicoquímico antes de su estabilización para cumplir satisfactoriamente con el límite US EPA para biosólidos clase A.

Los parámetros obtenidos para el modelo cinético de Hom (k , n y m) describieron apropiadamente la inactivación de ambos grupos de bacterias, indicadores (coliformes fecales) y patógenas (*Salmonella* spp.). Los valores de R^2 de 0.82 a 0.98 confirmaron el grado de ajuste del modelo. De acuerdo con este modelo matemático, es posible predecir los requisitos de los materiales alcalinos (NH₃) para diversos niveles de inactivación de las bacterias. Además, los resultados de los parámetros cinéticos mostraron mayor resistencia a la inactivación de los coliformes fecales en comparación con la *Salmonella* spp., debido a una concentración notablemente mayor en lodo crudo (12 log y 8 log).

Por otra parte, en relación a los requerimientos de materiales alcalinos, la selección de la dosis puede obtenerse a partir de pruebas experimentales o conociendo la concentración de sólidos totales (%) usando el modelo modificado de Hom. La ventaja es que no se requiere realizar análisis microbiano antes de iniciar la operación del proceso; los resultados obtenidos naturalmente se deben validar en el laboratorio para escalar el proceso. El producto del proceso de estabilización de amoníaco no aumenta la masa y la salinidad del lodo tratado, reduciendo costos. Además, el amoníaco aumenta el contenido de nutrientes en los biosólidos producidos haciéndolos útiles en regiones agrícolas.

Referencias

- Allievi, L., Colombi, A., Calcaterra, E. and Ferrari, A., (1994). Inactivation of bacteria in sewage sludge by alkaline treatment. *Bioresources Technology* 49, 25-30.
- APHA-AWWA-WEF (1995). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 19th ed, Washington DC, USA.
- Booth I. R. (1999). *The Regulation of Intracellular pH in Bacteria*. In: *Bacterial Responses to pH*. Novartis Foundation Symposium 221. Wiley & Sons, J UK, pp. 19-37.
- Cabirol N., Rojas Oropeza M., Noyola A. (2002). Removal of helminth eggs by anaerobic thermophilic digestion sludge digestion. *Water Science and Technology* 45(10), 269-274.
- Gaspard, P., Wiart, J., Schwartzbrod, J. (1997). Parasitological contamination of urban sludge used for agricultural purposes, *Waste Management and Research* 15, 429-436.
- Ghiglietti, R., Genchi, C., Di Mateo, L., Calcaterra, E., Colombi, A. (1997). Survival of *Ascaris Suum* in ammonia-treated wastewater sludges. *Bioresources Technology* 59, 195-198.
- Hass C. N., Joffe J., Heath M., Jacangelo J., Anmangandla U. (1998). Predicting disinfection performance in continuous flow systems from batch disinfection kinetics. *Water Science and Technology* 38(6), 171-179.
- Jiménez B., Barrios, J. A., Méndez J. M., Díaz, J., (2004). Sustainable sludge management in developing countries. *Water Science and Technology* 49(10), 251-258.
- Méndez, J.M., Jiménez, B.E., Maya, C. (2004). Disinfection kinetics of pathogens in physicochemical sludge treated with ammonia. *Science and Technology* 50(9), 67-74.
- Méndez, J.M., Alvarado-Lassman, A., González, C. y López, A. (2006). Determination of kinetic parameters in the disinfection with ammonia of dehydrated physicochemical sludge from a bird slaughterhouse. *Proceedings of the 21st International Conference on Solid Waste Technology and Management*, sponsored by *The Journal of Solid Waste Technology and Management*. 828 – 835. USA.
- Méndez, J.M., Corte, J., Narvaez, I. E., Alvarado-Lassman, A. (2007). Improvement of sludge mesophilic anaerobic digestion via thermic inactivation of indicator and pathogen bacteria. *Proceedings of the 4th IWA Leading-Edge Conference and exhibition on water and wastewater technologies*. pp 1-8. Singapore.
- Pernitsky D. J., Gordon R. F. y Huck P. M. (1995). Disinfection kinetics of heterotrophic plate count bacteria in biologically treated potable water. *Water Resources* 29(5), 1235-1241.
- U.S. EPA (1994). *A Plain English Guide to the EPA, Part 503 Biosolids Rule*. U.S. EPA/832/R-93-003.
- Stumm, W. Morgan, J.J. (1996). *Aquatic Chemistry*. 3rd. ed. Wiley- Interscience Pub. USA.
- Veschetti E., Cutilli D., Bonadonna L., Briancesco C., Martini C., Cecchini G., Anastasi P., Ottaviani M. (2003) Pilot-plant study of peracetic acid and sodium hypochlorite waste water disinfection. *Water Resources* 37, 78-94.