

CONSTANTES CINÉTICAS PARA EFLUENTES DOMÉSTICOS E INDUSTRIALES A DIFERENTES TEMPERATURAS

NIBIS BRACHO, PATRICIA FERNÁNDEZ, LUIS VARGAS, JAVIER CASTILLO,
GERARDO ALDANA Y DOUGLAS GALÁN

*Centro de Investigación del Agua, Facultad de Ingeniería,
Universidad del Zulia,
Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela
nibisbracho@hotmail.com, patriciavfernandez@gmail.com*

Resumen. Esta investigación tiene como propósito obtener las constantes cinéticas de desaparición de los coliformes fecales (k_b) para aguas residuales domésticas (ARD) e industriales (ARI) y la constante de biodegradación de la materia orgánica (K_T) para aguas residuales industriales. En el caso de K_b , la muestra se colocó en un reactor por carga de 60 litros de capacidad, insertado dentro de un flotador en la laguna. Se captaron muestras diarias durante cinco días y se analizó: CT para efluente avícola a 30 °C; CT y CF para aguas combinadas (domésticas y de laboratorios) a 29 °C; CF, para agua doméstica a 32 °C; CF y EF para efluente doméstico a 14,5 °C y 18 °C. El valor de K_T se obtuvo solo para los efluentes industriales. Los resultados revelan que: $K_{bCF} = 1,659 \text{ d}^{-1}$ y $K_{bEF} = 1,94 \text{ d}^{-1}$ para $T = 14,5 \text{ °C}$; $K_{bCF} = 2,63 \text{ d}^{-1}$ y $K_{bEF} = 2,84 \text{ d}^{-1}$ para $T = 18 \text{ °C}$; $K_{bCF} = 7,66 \text{ d}^{-1}$ para $T = 32 \text{ °C}$; $K_{bCT} = 3,62 \text{ d}^{-1}$ y $K_{bCF} = 3,67 \text{ d}^{-1}$ para $T = 29 \text{ °C}$; y $K_{bCT} = 2,36 \text{ d}^{-1}$ para $T = 30 \text{ °C}$. Mientras que K_T fue $0,17 \text{ d}^{-1}$ y $0,23 \text{ d}^{-1}$ para el efluente avícola y combinado, respectivamente. La constante de desaparición de los CF, para temperaturas similares (29, 30 y 32 °C) tienen la misma tendencia y difiere de su valor estimado 70, 84, 62%, respectivamente, siendo K_T de 40 a 70% menor a los valores reportados para las ARD. En virtud de lo antes citado, se sugiere obtener experimentalmente las constantes cinéticas, previo al diseño, con la finalidad de no sub-diseñar ó sobre-diseñar una planta. *Recibido: 21 abril 2009, aceptado: 09 noviembre 2009.*

Palabras clave. Constantes cinéticas, constante de desaparición de las bacterias, constante de biodegradación de la materia orgánica, lagunas de estabilización.

KINETIC CONSTANTS FOR DOMESTIC AND INDUSTRIAL EFFLUENTS AT DIFFERENT TEMPERATURES

Abstract. We determined kinetic constants for die-off rates of fecal coliforms (k_b) for domestic and industrial wastewaters, as well as the biodegradation constant of organic matter (K_T) for industrial waters. In the case of K_b , the sample was placed in a 60 L capacity batch reactor, and the reactor inserted within a floating device in the pond. Samples were collected daily for five days, and the following parameters were analyzed: TC for poultry plant effluent (at 30 °C), TC and FC for combined waters from domestic and laboratory sources (at 29 °C), FC for domestic wastewater (at 32 °C), and FC and FS for domestic effluent (at 14.5 and 18 °C). The K_T value was obtained only for industrial effluents. Results show that: $K_{bFC} = 1,659 \text{ d}^{-1}$ and $K_{bFS} = 1.94 \text{ d}^{-1}$ for $T = 14.5 \text{ °C}$, $K_{bFC} = 2.63 \text{ d}^{-1}$ and $K_{bFS} = 2.84 \text{ d}^{-1}$ for $T = 18 \text{ °C}$, $K_{bFC} = 7.66 \text{ d}^{-1}$ for $T = 32 \text{ °C}$, $K_{bTC} = 3.62 \text{ d}^{-1}$ and $K_{bFC} = 3.67 \text{ d}^{-1}$ for $T = 29 \text{ °C}$, and $K_{bTC} = 2.36 \text{ d}^{-1}$ for $T = 30 \text{ °C}$. The value of K_T was 0.17 d^{-1} for poultry plant effluent and 0.23 d^{-1} for combined effluent. The die-off constant for FC, for similar temperatures (29, 30 y 32 °C), has the same tendency and differs from estimated values of 70% (at 29 °C), 84% (at 30 °C) and 62% (at 32 °C), whereas K_T was 40% to 70% less than values reported for domestic wastewater. Based on the results, we suggest obtaining experimental kinetic constants before elaborating a plant design, to prevent over- or under-designing. *Received 21 April 2009, accepted: 09 November 2009.*

Key words. Kinetic constants, bacterial die-off constant, organic matter biodegradation constant, stabilization ponds.

INTRODUCCIÓN

En los países en desarrollo, el objetivo prioritario del tratamiento de las aguas residuales, debe ser la remoción de parásitos, bacterias y virus patógenos, pues son males endémicos en Latinoamérica (CEPIS 1977). Estas dificultades pueden ser minimizadas mediante la aplicación del tratamiento adecuado a las aguas, siendo el más eficiente para remover patógenos las lagunas de estabilización (Mara y Pearson 1998) ó la combinación de tratamiento convencional con lagunas de maduración ó pulimento (Bracho *et al.* 2006a y b), considerando que esta es la función de este tipo de laguna.

Desde 1946, Camp (1946) demostró que el patrón de flujo que gobierna el fluido en reactores afecta la calidad del tratamiento. Posterior a ello, varios investigadores han dirigido sus estudios para confirmar que, al mejorar la dispersión, se mejora la remoción de los patógenos, en lagunas de maduración.

De acuerdo a Thackston *et al.* (1987), la dispersión es causada principalmente por la variación lateral y vertical del tiempo promedio de la velocidad local. Lo anterior conduce a diseñar las lagunas de maduración considerando los modelos hidráulicos: mezcla completa, flujo disperso y flujo pistón, los cuales involucran la constante cinética de decaimiento bacteriano K_b (Bracho 2003).

De acuerdo a Ferrara y Harleman (1981) y Horan (1990), la mezcla completa ocurre en aquellos reactores donde existe una mezcla instantánea y homogénea del fluido. En este tipo de mezcla, la concentración del fluido es la misma a lo largo de todo el tanque, con un número de dispersión "d" igual a infinito. La ecuación que gobierna la mezcla completa es:

$$\frac{Ne}{Ni} = \frac{1}{1 + kt} \quad (1)$$

Ne = Concentración del efluente, Ni = Concentración afluente, K = Constante de reacción de primer orden y t = tiempo de residencia.

El flujo pistón, es considerado un flujo ideal, que pasa a través de un largo canal rectangular, no tiene mezcla lateral y toda la masa de líquido pasa a través del tanque sin sufrir disturbios laterales. Todos los elementos del fluido viajan a la misma velocidad, sin que ningún elemento de fluido sobre pase al otro. El número de dispersión $d=0$. La ecuación que define al flujo pistón es:

$$\frac{Ne}{Ni} = e^{-Kt} \quad (2)$$

El flujo disperso se define como aquel en que cada elemento del caudal tiene un tiempo de retención diferente para cada período. También es llamado flujo arbitrario y se encuentra comprendido entre flujo pistón y mezcla completa, es decir que "d" se encuentra entre cero e infinito. El flujo disperso se determina por la ecuación de Wehner y Wilhelm (1956):

$$\frac{Ne}{Ni} = \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad (3)$$

$$a = \sqrt{1 + ktd}$$

e = base de logaritmo neperiano.

Donde d = número de dispersión y se puede obtener por la expresión:

$$d = \frac{D}{UL} = \frac{Dt}{L^2} \quad (4)$$

D = coeficiente de dispersión axial ó longitudinal (m^2/h), U = velocidad media del flujo (m/h), L = largo del reactor y t = tiempo de retención hidráulica.

Estas constantes varían para cada tipo de agua, por lo cual se deben obtener experimentalmente en cada caso, antes de efectuar el diseño. Se debe mencionar que existen las ecuaciones para predecir K_b , obtenidas por Chick (1910), Marais (1974), Sarikaya y Saatci (1987), Polprasert *et al.* (1983) y Von Sperling (1999).

Las lagunas facultativas tienen como función remover carga orgánica, en este caso se emplea la constante de biodegradación de la materia orgánica K_T , involucrada para el diseño, empleando las ecuaciones de 1 a 4.

Esta investigación tiene como propósito obtener K_T y K_b experimentalmente, para efluente residual doméstica en dos regiones distintas (Maracaibo, Venezuela y Bognor Regis, Inglaterra), efluente industrial de una procesadora avícola y efluente combinado de laboratorios químicos-biológicos con agua residual doméstica (estado Zulia).

MATERIALES Y MÉTODOS

DETERMINACIÓN DE LA CONSTANTE DE DESAPARICIÓN DE LOS COLIFORMES

Para cada tipo de agua (agua residual doméstica, de una procesadora avícola y agua residual combinada de laboratorios químicos-biológicos con agua residual doméstica), se colocó un reactor por carga, de 60 litros de capacidad, insertado dentro de un flotador en la laguna facultativa y maduración, con la finalidad de conservar las condiciones ambientales existentes en la laguna.

En el caso de agua residual doméstica (ARD) se estudiaron dos casos: a) empleando el efluente de una laguna facultativa de 30 m de largo x 60 de ancho, a 32 °C en la ciudad de Maracaibo, en 2007; b) utilizando el efluente de una planta convencional, cuyo tratamiento terciario se efectúa con lagunas de maduración de 14 m de ancho x 122 m de largo, a 14,5 °C y 18 °C en Inglaterra, en 2001 y 2003. Para aguas residuales industriales (ARI) se

analizaron dos casos: c) efluente de una procesadora avícola y d) efluente combinado de laboratorios químicos-biológicos con agua residual doméstica a 30 °C y 29 °C, respectivamente, ambos en el estado Zulia, para el año 2008.

El reactor en cada experimento fue llenado $\frac{3}{4}$ partes de su capacidad, con el efluente del tratamiento secundario para ARD y con agua cruda para ARI (Fig. 1).

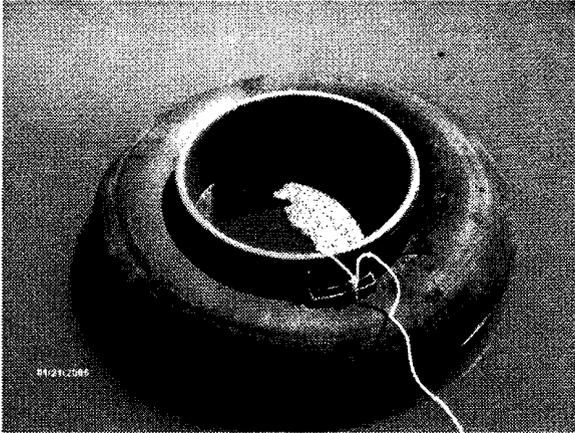


Figura 1. Reactor para la determinación de la constante de desaparición de coliformes totales y fecales.

Posterior al llenado de reactor, se tomaron muestras en recipientes estériles por un periodo de cinco días consecutivos, con una frecuencia de tres veces al día. Las muestras se ensayaron en el laboratorio por el método de filtración por membrana, de acuerdo a la metodología descrita por Ayres y Mara (1996). Las muestras fueron incubadas a 44,5 y 37 °C para los coliformes fecales y totales, y a 44,5 °C para los estreptococos fecales, siendo identificadas sus colonias a las 24 horas.

Los resultados fueron graficados y se calcula la constante de desaparición de los estreptococos, coliformes totales y fecales mediante la siguiente ecuación:

$$K_b = \frac{\log_{10} Nt - \log_{10} N_0}{0,434(t_i - t_0)} \quad (5)$$

Donde: N_t = Concentración de Coliformes a la salida del reactor, N_0 = Concentración de Coliformes a la entrada del Reactor, t_f = Tiempo Final y t_0 = Tiempo Inicial.

DETERMINACIÓN DE LA CONSTANTE DE BIODEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA (K_T)

La constante de K_T se determina empleando constante de remoción a 20 °C (K_{20}), la cual se obtiene a partir de los datos experimentales de la demanda última de DBO.

DBO última obtenida experimentalmente: Para determinar la DBO última se empleó el respirómetro Oxitop (Fig. 2), el cual utiliza un sistema de medida de diferencia de presiones mediante sensores de presión electrónicos. Las medidas fueron registradas diariamente para la DBO_{1-20} , DBO_{2-20} ...hasta DBO_{28-20} .

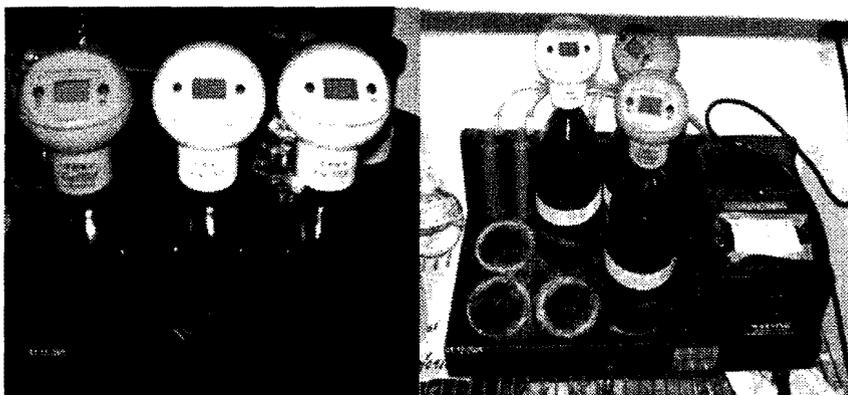


Figura 2. Equipo utilizado para la determinación respirométrica de la DBO.

El cálculo de la Demanda última fue realizado utilizando las metodologías siguientes: Métodos de Fujimoto, Grafico de Thomas y el Método de la pendiente de Thomas o los Mínimos Cuadrados (Rivas-Mijares 1978).

Una vez obtenida la demanda última se calculó el valor de K_{20} , a partir del cual se obtuvo K_T , mediante la ecuación clásica de Arrhenius:

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad (6)$$

Donde: K_{20} = constante de remoción a 20 °C, d^{-1} , K_T = constante a la temperatura T, de biodegradación de la materia orgánica, T = temperatura de

diseño ($^{\circ}\text{C}$) y θ = coeficiente de actividad por temperatura, que para aguas residuales domésticas con temperaturas mayores a 20°C , se toma un valor de 1.047 (Romero-Rojas 2004).

RESULTADOS

DETERMINACIÓN DE LA CONSTANTE DE DESAPARICIÓN DE LOS COLIFORMES Y ESTREPTOCOCOS

Para el caso “a” y “b”, ocurrió una reducción de 2; 2,6 y 3,5 ciclos logarítmicos de coliformes fecales (CF) (Figs. 3, 4 y 5), mientras que para los estreptococos fecales (EF) la reducción fue 3,89 y 2,47 para 18 y $14,5^{\circ}\text{C}$. Comparando la remoción de las bacterias a las diferentes temperaturas se observa que la remoción ocurre más rápidamente a las temperaturas que difieren a los 32°C . Esto se debe a que la temperatura mayor del sistema corresponde a lagunas de estabilización en el trópico con periodo de luz máximo de 12 h, donde se genera una alta densidad de algas que impide el paso de la luz hacia el fondo del reactor. Mientras que para los otros casos, el estudio fue desarrollado en una laguna de maduración después de un tratamiento convencional, con una turbiedad entre 1 y 5 UNT, donde se permite la penetración a la luz hasta el fondo del reactor. Por otra parte, en Inglaterra para el verano se alcanzan hasta 17 h de luz, es decir un 30% más de luz que en el trópico, influyendo positivamente en la remoción de estos parámetros. De acuerdo con Bracho (2003), Zambrano (2007) y Bracho y Casler (2008), la constante de desaparición de las bacterias se encuentra vinculada al tiempo de exposición a la luz.

Para los casos “c” y “d” de aguas industriales, se removieron cinco logaritmos para temperaturas de aproximadamente 30°C (Figs. 6 y 7). Estos valores son un 27% mayor al obtenido para 18°C en Inglaterra, debido a que el experimento fue montado con agua cruda, mientras que en el caso “a” y “b”, el agua ensayada corresponde a la de un tratamiento terciario, existiendo una remoción de bacterias previas al mismo.

Para obtener K_b , se aplicó la Ley de Chick (1910), con lo cual se obtuvo:

$$K_{bCF} = 1,659 \text{ d}^{-1} \text{ y } K_{bEF} = 1,94 \text{ d}^{-1} \text{ para } T = 14,5^{\circ}\text{C};$$

$$K_{bCF} = 2,63 \text{ d}^{-1} \text{ y } K_{bEF} = 2,84 \text{ d}^{-1} \text{ para } T = 18^{\circ}\text{C};$$

$$K_{bCF} = 7,66 \text{ d}^{-1} \text{ y para } T = 32^{\circ}\text{C};$$

$$K_{bCT} = 3,62 \text{ d}^{-1} \text{ y } K_{bCF} = 3,67 \text{ d}^{-1}, \text{ para } T = 29^{\circ}\text{C};$$

$$K_{bCT} = 2,36 \text{ d}^{-1} \text{ T} = 30^{\circ}\text{C}.$$

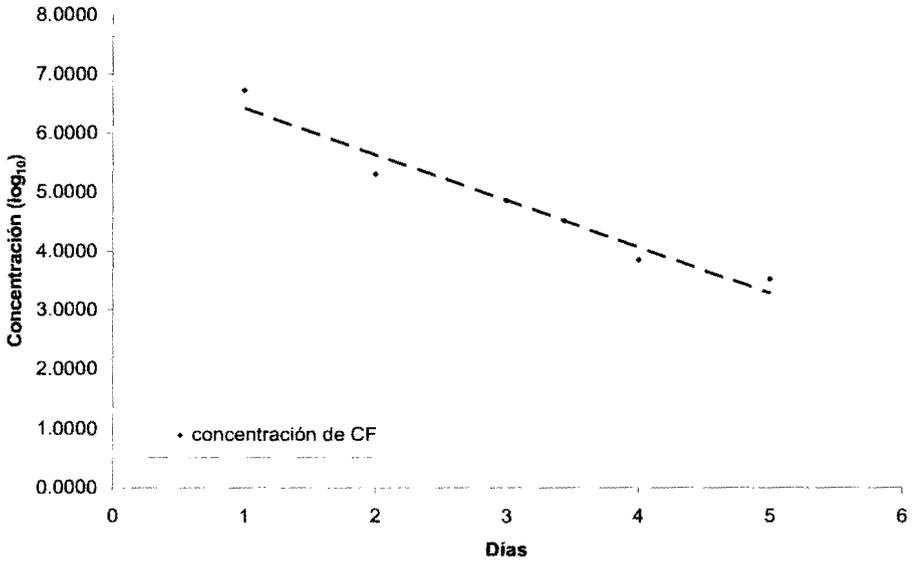


Figura 3. Constante de desaparición de Coliformes Fecales a 32 °C para efluente domestico (2007).

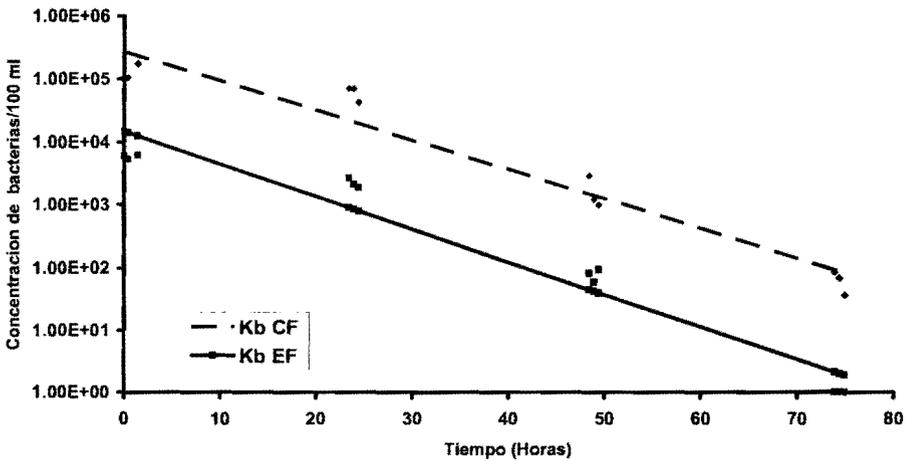


Figura 4. Constante de desaparición de Coliformes Fecales y Estreptococos Fecales para efluente domestico a 18 °C (2001).

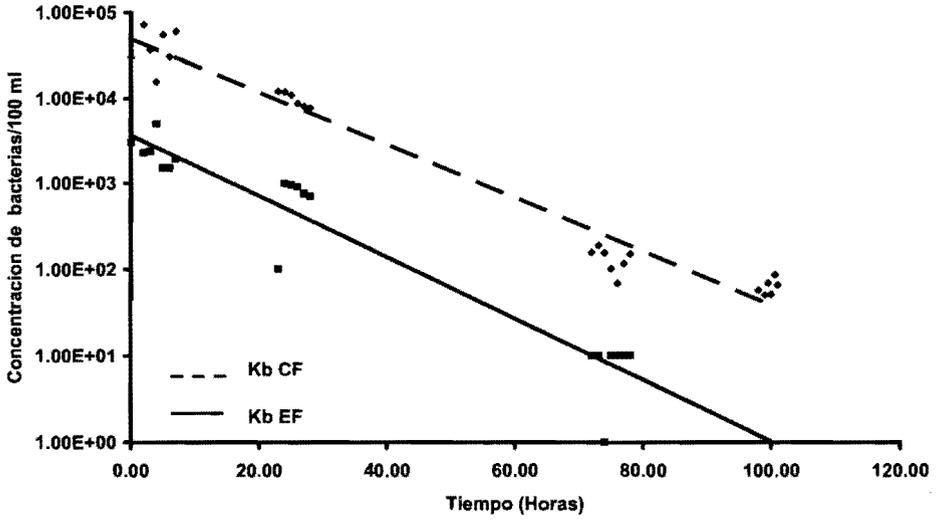


Figura 5. Constante de desaparición de Coliformes Fecales y Estreptococos Fecales para efluente domestico a 14,5 °C (2003).

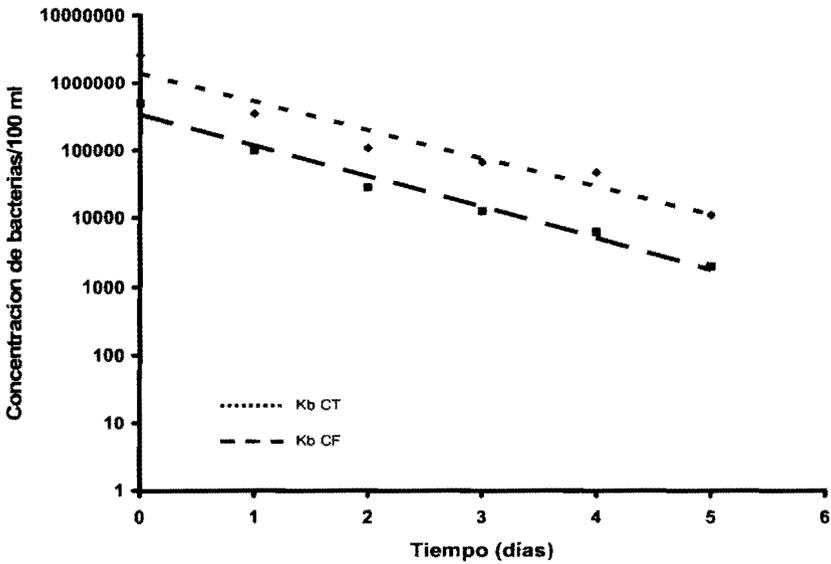


Figura 6. Constante de desaparición de Coliformes Totales y Coliformes Fecales para efluente combinado a 29 °C (2008).

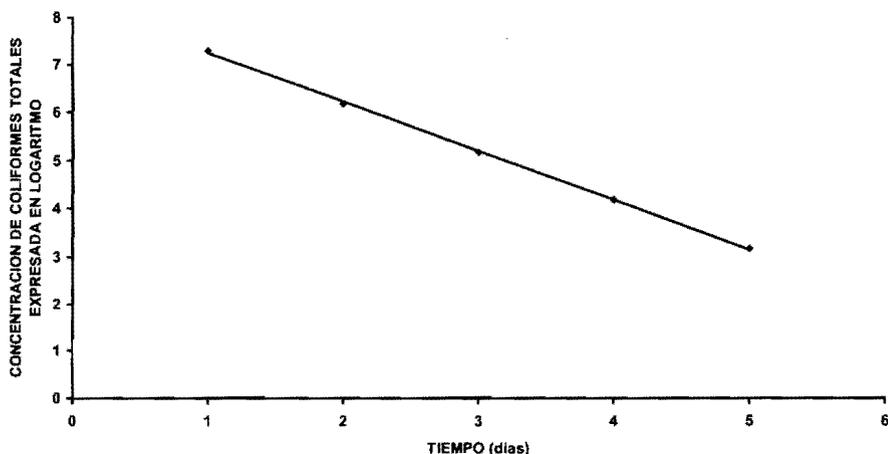


Figura 7. Constante de desaparición de Coliformes Totales y Coliformes Fecales para efluente de una procesadora avícola a 30 °C (2008).

En esta investigación se aprecian dos fenómenos citados por otros autores: a) K_b es directamente proporcional a la temperatura, y b) K_b es particular para cada tipo de agua. Sin embargo, es evidente que K_b experimental no coincide con la K_b estimada (Tabla 1), exceptuándose el caso de 30 °C para efluente industrial, pudiéndose incurrir en errores al diseñar con parámetros teóricos de la literatura.

Tabla 1. Comparación de K_b experimental para los CF vs K_b predicho, empleando las ecuaciones de diferentes autores.

Ecuaciones/Autor	Ecuaciones	Temperatura (°C)				
		32	18	14,5	29	30
Slanetz/Marais (1970)	$K_b = 2,6(1,19)^{T-20}$	20,97	1,83	0,99	12,44	14,81
Arceivala (1981)	$K_b = 1,2(1,19)^{T-20}$	9,67	0,85	0,46	5,74	6,83
Sáenz (1993)	$K_b = 0,623(1,04)^{T-20}$	1,00	0,56	0,50	0,89	0,92
IMTA (1992)	$K_b = 20,84(1,07)^{T-20}$	46,94	18,20	14,36	38,31	41,00
Yánez (1993)	$K_b = 1,1(1,07)^{T-20}$	2,48	0,96	0,76	2,02	2,16
Autores	K_b experimental	7,66	2,63	1,659	3,62	2,36

Las ecuaciones fueron tomadas de Rolim (2000).

DETERMINACIÓN DE LA CONSTANTE DE BIODEGRADACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA (K_T).

Determinación experimental de la demanda última de Oxígeno (L): En la Fig. 8 se ilustra la curva para el comportamiento típico de la DBO carbonácea para el caso “d”, la cual culmina entre el octavo y noveno día, dando inicio a la DBO nitrogenácea, en el noveno día.

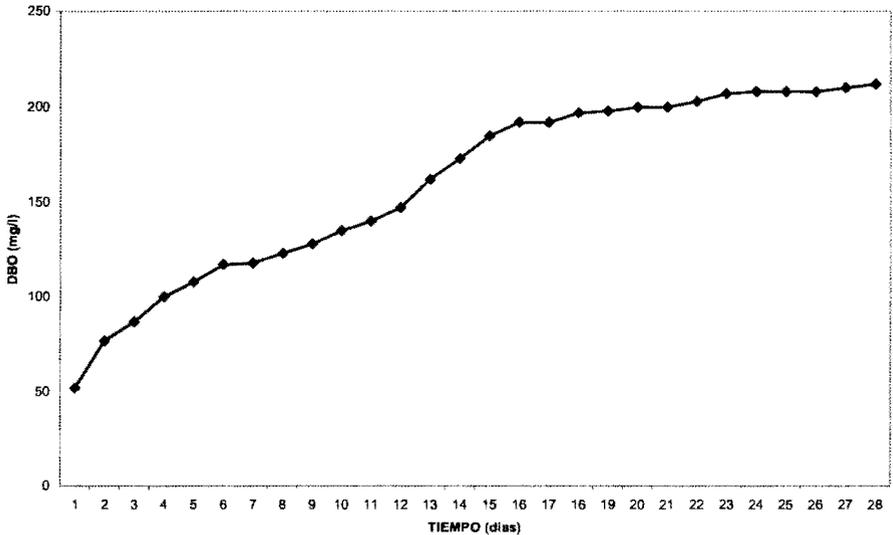


Figura 8. DBO vs. Tiempo a los 28 días, para el agua residual combinada.

Se obtuvo una demanda última de 138 mg/litro y un k igual a $0,39 \text{ día}^{-1}$ (en base e) y/o $0,17 \text{ día}^{-1}$ (en base decimal), valor típico de aguas residuales.

Los tres métodos para obtener L y K las aguas industriales en estudio se resumen en la Tabla 2.

Se puede observar que las aguas residuales industriales avícola tienen una DBO última muy alta de 2.215 mg/litro, esto se debe al contenido de sangre proveniente del matadero. Esto coincide con lo reportado por Zamora (2001), quien obtuvo en una procesadora de ave un promedio de DBO de 2.080 mg/litro. Mientras que en la industria de procesamiento de muestras de laboratorios, el agua se comporta similar a la residual doméstica débil, debido a que en estos laboratorios se emplea un exceso de agua de lavado de materiales, que inciden directamente en una dilución del efluente industrial.

Tabla 2. Comparación de L y K para las aguas industriales aplicando tres métodos.

Tipo de Agua Residual	Método	Demanda Última (L)	k (base e)	K (base 10)
		(mg/L)	(días ⁻¹)	(días ⁻¹)
Combinadas (laboratorios químicos-biológicos y doméstica)	Método de Fujimoto	138	0,39	0,17
	Gráfico de Thomas	141	0,36	0,16
	Pendiente de Thomas (mínimos cuadrados)	162	0,26	0,12
	Promedio	147	0,34	0,15
Industriales (Avícolas)	Método de Fujimoto	2.216	0,04	0,08
	Gráfico de Thomas	2.382	0,04	0,08
	Pendiente de Thomas (mínimos cuadrados)	2.048	0,07	0,16
	Promedio	2.215	0,05	0,11

Los tres métodos arrojan valores de K_{20} y L similar para un mismo tipo de agua, por lo cual se procedió a utilizar el promedio para cada tipo de agua para la constante de biodegradación K_T , la cual puede ser empleada para el diseño del sistema de laguna para este tipo de agua.

Determinación de K_T :

$$K_T = K_{20} \times (1,047)^{T-20}$$

$K_T = (0,11) \times (1,047)^{30-20} = 0,17$, para aguas residuales industriales avícolas.

$K_T = (0,15) \times (1,047)^{28,90-20} = 0,23$, para aguas residuales combinadas de laboratorios y domésticas.

Los valores experimentales de K_T , pueden ser comparados con los de las aguas residuales domésticas reportados por Metcalf y Eddy Inc. (1995) y Romero-Rojas (2004), observándose que las aguas en estudio tiene menor biodegradación que lo señalado para agua residual doméstica (Tabla 3).

Tabla 3. K_T para aguas residuales domesticas.

Autor	K_T (días ⁻¹)	Tipo de Afluente
Metcalf y Eddy Inc. (1995)	0,40	Domésticas
Romero-Rojas (2004)	0,66	Domésticas

CONCLUSIONES

1) La constante de desaparición de los CF, obtenida experimentalmente para temperaturas similares (29, 30 y 32 °C) tienen la misma tendencia. El K_b estimado difiere del teórico 70, 84 y 62%, respectivamente.

2) La constante de biodegradación de la materia orgánica, para efluentes industriales son menores a los señalados en la literatura para agua doméstica, es decir son menos biodegradables.

3) Previo al diseño de un sistema de tratamiento debe obtenerse experimentalmente las constantes cinéticas, con la finalidad de no sub-diseñar ó sobre-diseñar una planta.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se culminó exitosamente, gracias al aporte financiero de Surrey's University y el Centro de Investigación del Agua-LUZ, CRIAZUCA. También se agradece a los técnicos de laboratorio que colaboraron en la parte experimental.

LITERATURA CITADA

- AYRES, R. M. Y D. D. MARA. 1996. Analysis of wastewater for use in agriculture: A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques. World Health Organization (WHO), Geneva, Switzerland.
- BRACHO, N. R. 2003. Optimization of fecal coliform removal performance in three tertiary maturation ponds. Tesis de Doctorado, Facultad de Ingeniería, CEHE, University of Surrey. Inglaterra.
- BRACHO, N. R. Y C. L. CASLER. 2008. Progress in environmental microbiology. Pp. 203–221, en Myung-Bo King (ed.), Improving fecal coliform removal in maturation ponds, Capítulo 7. Nova Science Publisher, Inc., New York, NY, USA.
- BRACHO, N. R., B. LLOYD Y G. ALDANA. 2006a. Optimisation of hydraulic performance to maximise faecal coliform removal in maturation ponds. Water Research 40: 1677–1685.
- BRACHO, N. R., B. LLOYD Y G. ALDANA. 2006b. Rehabilitación de una laguna de maduración utilizando bafles. Ciencia 14(2): 309–319.

- CAMP, T. 1946. Sedimentation and the design of settling tanks. American Society of Civil Engineers (ASCE), Vol. 111, pp. 895–958.
- CEPIS. 1977. Factores que afectan al tiempo de retención. Curso sobre tecnología de tratamiento de agua para países en desarrollo, Lima, pp. 1-37, Dic. 1977, por José Pérez Carrión. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS).
- CHICK, H. 1910. The process of disinfection by chemical agents and hot water. *J. Hygiene* 10: 237–286.
- FERRARA, R. Y D. HARLEMAN. 1981. Hydraulic modeling for waste stabilization ponds. *J. Environmental Engineering Division. Proceedings American Society of Civil Engineers* 107(EE 4): 817–831.
- HORAN, N. J. 1990. Biological wastewater treatment system. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England.
- MARA, D. D. Y H. W. PEARSON. 1998. Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean Countries. Lagoon Technology International Ltd., Leeds, England.
- MARAIS, G. V. R. 1974. Faecal bacterial kinetic in stabilization ponds. *J. Env. Eng. Div. ASCE* 100(EE 1): 119–139.
- METCALF Y EDDY INC. 1995. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización, Vol. 1 (3 ed.). McGraw-Hill, España.
- POLPRASERT, C., M. G. DISSANAYAQUE Y N. THANH. 1983. Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. *Walter pollution Control Ferederation* 55: 285–296.
- RIVAS-MUJARES, G. 1978. Tratamiento de aguas residuales (2 ed.). Ediciones Vega, s.r.l., Caracas, Venezuela.
- ROLIM, M. 2000. Sistemas de lagunas de estabilización. Como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío (1^{era} ed.). Editorial Nomos. S.A., Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- ROMERO-ROJAS, J. A. 2004. Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño (3 ed.). Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Colombia.
- SARIYAKA, H. Z. Y A. M. SAATCI. 1987. Bacteria die-off in waste stabilization ponds. *Environ. Eng. Div. ASCE* 113(6): 1350–1361.
- THACKSTON, E. D. SHIELDS Y P. SCHROEDER. 1987. Residence time distribution of shallow basins. *J. Env. Eng.* 113(6): 1319–1332.
- VON SPERLING, M. 1999. Performance evaluation and mathematical modeling of coliform die-off in tropical and sub-tropical waste stabilization ponds. *Water Research* 33(6): 1435–1448.
- WEHNER, J. F. Y R. H. WILHELM. 1956. Boundary condition of flow reactor. *Chemical Engineering Science* 6: 89–93.
- ZAMBRANO, C. 2007. Determinación de las constantes cinéticas del sistema de lagunas de estabilización de LUZ. Tesis de Maestría, Facultad de Ingeniería, Centro de Investigación del Agua, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela.
- ZAMORA, SERGIO. 2001. Análisis de factibilidad técnica para la utilización de un reactor anaeróbico UASB en las purgas de equipos de sedimentación utilizados en el tratamiento de aguas residuales avícolas. Disponible en www.gaiacr.com/images/reactor.pdf.