



CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN DE DQO PARA EL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES DE RASTRO.

Claudia Serrano Yañez^a, Ricardo Jaime Guerra Sánchez^b, Germán Buitrón Méndez^c

^aUniversidad Tecnológica de León, León, Gto., cladiaserrano@gmail.com,

^bCentro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas (CIATEC), León, Gto.

^cLaboratorio de Investigación en Procesos Avanzados para Tratamiento de Agua, Instituto de Ingeniería (UNAM), Juriquilla, Qro.

RESUMEN

La cinética de degradación para el agua residual generada por un rastro se llevó a cabo a nivel laboratorio en reactores tipo discontinuo de 3.8 L. Se experimentó con dos concentraciones de Demanda Química de Oxígeno 4.6 - 2.0 g/L y dos temperaturas 35°C y temperatura ambiente (25 °C). Se logró caracterizar la cinética de biodegradación de la materia orgánica contenida en el agua del rastro obteniendo una cinética de primer orden y coeficiente de correlación de 0.9. El valor de la constante de biodegradabilidad se obtuvo en un intervalo de 0.07-0.18s⁻¹. Se observó que la constante de biodegradabilidad se ve disminuida cuando la concentración de la DQO es alta y la temperatura es de 25°C además se demostró que el inóculo está adaptado para el tratamiento del efluente debido a que se logró remover en promedio el 70% de la DQO soluble, similar a lo obtenido por otros autores. El biogás generado tuvo una concentración de metano del 70% en promedio, aumentado en todos los casos su porcentaje en el quinto día de la digestión.

1. INTRODUCCIÓN

En México, existe poca información sobre el tratamiento de agua residual en los mataderos y rastros que están ubicados en el territorio nacional. Esta falta de información trae consigo ciertas limitaciones, una de las importantes es el desconocimiento de la funcionalidad de los tratamientos, así como su correcta operación y seguimiento. El 37.2% de estas aguas residuales que se producen en rastros y mataderos es vertido en tanques de tratamiento, con el propósito de disminuir la carga orgánica contaminante.

Los efluentes de los mataderos se caracterizan por un alto contenido de sólidos, materia flotante (grasa), sangre, estiércol y una variedad de compuestos orgánicos. Las principales fuentes de contaminación del agua provienen de las operaciones de puesta del animal en cuadras, la matanza, la eliminación de piel y pelo, la manipulación de las viseras, el lavado de la canal, el cortado y la limpieza según K. Lawrence [1]

Para el tratamiento del agua residual proveniente de este tipo de establecimiento, se han utilizado comúnmente los reactores anaerobios. J Espinoza [2] menciona que no existe un tipo de reactor que sea adecuado para todas las situaciones, ya que existen muchos factores que influyen en el proceso: la naturaleza del agua residual, el caudal, la disponibilidad de espacio, los costos de inversión y operación.

El objetivo del presente trabajo fue caracterizar la cinética de eliminación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) para el agua residual generada en el Rastro de la Ciudad de León, Guanajuato para establecer el orden de reacción, así como su velocidad.



2. PARTE EXPERIMENTAL.

Agua Residual e inóculo.

El agua residual utilizada para el experimento, fue recolectada directamente de la entrada al digestor anaerobio (tipo laguna cubierta) del Rastro Municipal de la Ciudad de León, Guanajuato TIF -333. Que produce en promedio 350 m³/d, dicho rastro sacrifica tres tipos de ganado: vacuno, porcino y caprino. El inóculo para el estudio se tomó del mismo digestor. El pH del inóculo fue de 7.0, con contenido de Sólidos Suspendidos Totales (SST) en promedio de 4.3 g/L y Sólidos Suspendidos Totales Volátiles (SSTV) de 2.6 g/L.

Reactores y puesta en marcha del experimento.

Se utilizaron reactores de vidrio con una capacidad de 3.8 L, bajo las siguientes condiciones experimentales: una concentración del 5% de SSTV y 2.57 L de agua residual. Se utilizaron varias concentraciones de DQO 4.6 y 2 g/L las cuales fueron preparadas por dilución con agua desionizada, esto para observar el efecto de la velocidad de reacción con respecto a la concentración de sustrato. A dichas concentraciones se les denominó alta concentración y baja concentración respectivamente. Las pruebas se llevaron a cabo a temperatura de 35°C y temperatura ambiente en promedio de 25°C. Se mantuvo en agitación de 50 RPM para favorecer el contacto de la biomasa con el sustrato. El biogás producido se midió por desplazamiento de líquido con una solución de sulfato de sodio acidificado con ácido sulfúrico para impedir la absorción del CO₂ y poder analizar la composición del biogás. Para asegurar las condiciones anaerobias, previamente a la inoculación del reactor se burbujeo con un gas inerte durante 5 minutos, para desplazar el oxígeno presente. El tiempo de digestión fue establecido en 10 días debido a que éste es el Tiempo de Retención Hidráulica del digestor real. Las pruebas se llevaron a cabo por triplicado.

Análisis.

La Demanda Química de Oxígeno total y disuelta (DQO), pH, SST, SSTV, alcalinidad fueron analizadas con las normas mexicas NMX-AA-030-SCFI-2001, NMX-AA-008-SCFI-2001, NMX-AA-034-SCFI-2001, NMX-AA-036-SCFI-2001 respectivamente, la alcalinidad alfa fue analizado bajo el procedimiento descrito por Jenkins [5] que es la relación que existe entre dos valoraciones con ácido clorhídrico 0.02N, una realizada hasta pH de 5.75 (a este valor de pH el 80% del HCO₃⁻ ha sido titulado y sólo se cuantifica el 6% de las sales de ácidos orgánicos débiles) y otra hasta pH de 4.3 en la que se han cuantificado los HCO₃⁻ y las sales de ácidos orgánicos débiles, ambas sobre la misma muestra. La composición de biogás (CH₄ y CO₂) se realizó por medio de cromatografía de gases, se tomó una muestra de 10 mL del biogás recolectado y se inyectó en un cromatógrafo de gases (SRI 8610C) equipado con un detector de conductividad térmica y dos columnas empacadas (una columna de 6´x1/8" de sílica gel empacada en acero inoxidable y una columna de 6´x1/8" de corte molecular 13X empacada en acero inoxidable). La temperatura del inyector y del detector fue de 90°C y 150°C respectivamente. La temperatura al inicio fue de 40°C (durante 4 min), después incremento hasta 110°C a una tasa de 20°C/min, la temperatura final se mantuvo durante 3 min. El gas acarreador fue N₂ a un flujo de 20 mL/min. Se colectaron muestras diarias en la fase líquida para evaluar la DQO_T, DQO_D y la alcalinidad alfa; así como en la fase gaseosa para analizar la composición del gas.

Variables de estudio.

Se estableció como variable de estudio: alcalinidad alfa para observar la capacidad tampón del sistema. La DQO como indicativo del consumo de sustrato y el análisis del biogás.

Resultados

La Tabla 1 muestra los resultados obtenidos de la cinética bajo las condiciones experimentales señaladas. La eficiencia de remoción de la DQO total fue de un valor máximo del 96% y un mínimo de 55 %. Para la DQO soluble fue de 84% el máximo y 58 % el mínimo como se puede observar en la Tabla 1. La diferencia en la eficiencia puede deberse a la concentración de DQO en el agua, se observa que a mayor concentración de DQO en el agua, mayor porcentaje de remoción; a la



vez que hay una correlación con la temperatura, ya que este parámetro es un factor importante en el desarrollo de las reacciones bioquímicas, generalmente las conversiones anaerobias incrementan con el aumento de la temperatura [7] principalmente de los microorganismos metanogénicos.

Tabla 1 Concentración de la DQO a diferentes temperaturas y concentración de sustrato.

DQO Total (mg/L)					DQO soluble (mg/L)				
Condición	Duración (días)	Influyente	Efluente	% de remoción.	Condición	Duración (días)	Influyente	Efluente	% de remoción.
Bach 1, Temperatura 35°C, concentración alta.	10	4632	284	94	Bach 1, Temperatura 35°C, concentración alta.	10			
		3755	904	76			3152	740	77
		3755	918	76			3152	733	77
Bach 2, Temperatura 25°C, concentración alta.	10	3371	102	97	Bach 2, Temperatura 25°C, concentración alta.	10			
		3865	1340	65			3152	1146	64
		3865	1740	55			3152	1311	58
Bach 3, Temperatura 35°C, concentración baja.	10	2549	221	91	Bach 3, Temperatura 35°C, concentración baja.	10			
		2108	380	82			1667	292	82
		2108	333	84			1667	273	84
Bach 4, Temperatura 25°C, concentración baja.	10	2549	102	96	Bach 4, Temperatura 25°C, concentración baja.	10			
		2108	310	85			1667	321	81
		2108	444	79			1667	332	80

La elevada relación DQO_s/DQO_T (0.81 ± 2) muestra que la materia orgánica en forma disuelta es la que predomina en el agua.

Para el control de la estabilidad de los reactores, se utilizó la alcalinidad alfa como parámetro indicador de la capacidad amortiguadora de la acidez generada en las primeras etapas del proceso de digestión. En la Tabla 2 se puede observar que la relación de pH 5.75/4.3 se mantuvo por encima del valor reportado por López y colaboradores [7] la cual es recomendada para mantener la estabilidad del sistema anaerobio.

La Tabla 2 muestra que los valores de pH para cada reactor estuvieron dentro del rango establecido (6.8-7.4) como óptimo para el proceso metanogénico [6]

Tabla 2 Valores promedio y desviación estándar de los parámetros de control de los reactores

Condición	Réplica	Alcalinidad alfa		pH	
		Influyente	Efluente	Influyente	Efluente
Bach 1, Temperatura 35°C, concentración alta.	1	0.74±0.09	7.4±0.10		
	2	0.65±0.03	7.3±0.13		
	3	0.65±0.03	7.2±0.10		



Bach 2, Temperatura 25°C, concentración alta.	1	0.75±0.13	7.2±0.15
	2	0.62±0.03	7.2±0.30
	3	0.62±0.03	7.2±0.05
Bach 3, Temperatura 35°C, concentración baja.	1	0.69±0.10	7.2±0.20
	2	0.66±0.23	7.1±0.10
	3	0.74±0.05	7.1±0.10
Bach 4, Temperatura 25°C, concentración baja.	1	0.79±0.15	7.1±0.10
	2	0.74±0.05	7.1±0.13
	3	0.74±0.07	7.1±0.10

La figura 1 muestra el progreso en la degradación de la DQO bajo las condiciones experimentales establecidas de 35°C, concentración alta de DQO. Se observa que la constante de biodegradabilidad (pendiente de la curva) tiene un valor de -0.14 d^{-1} , no se observa diferencia significativa en la ecuación de la gráfica.

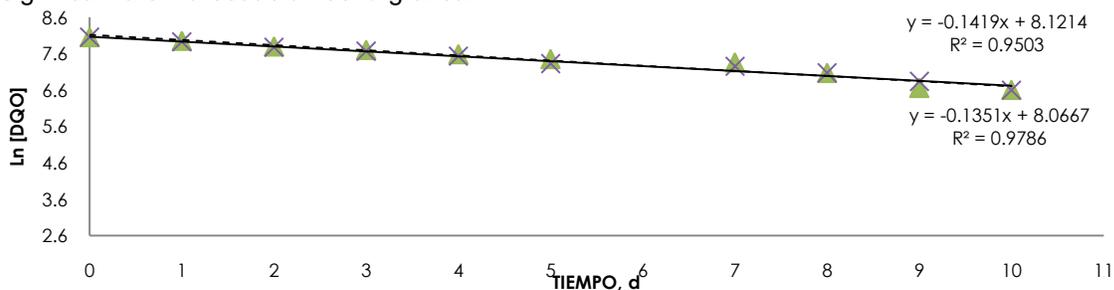


Figura 1. Cinética de eliminación de DQO disuelta, 35 °C , concentración alta de DQO.

La figura 2 muestra los resultados obtenidos de la linearización de la curva de degradación de DQO en condiciones de 25°C y una concentración alta de DQO. Se observa diferencia en la pendiente de las curvas, constante de biodegradabilidad, ello debido a que la temperatura es un factor importante en la velocidad de la reacción anaerobia, también hay diferencia con respecto a la figura 1 obtenidas a temperatura controlada de 35°C.

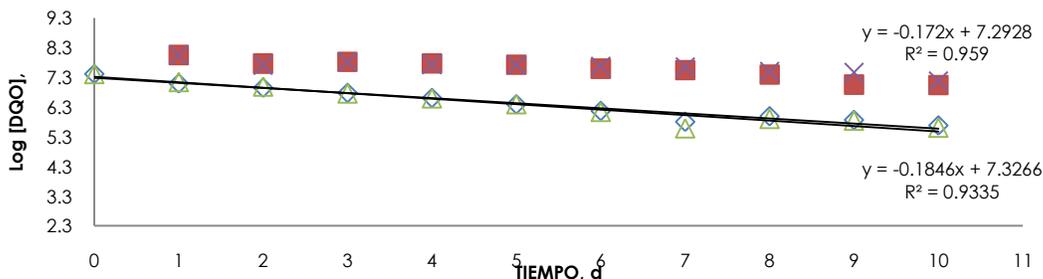


Figura 2 Cinética de eliminación de DQO soluble, Temperatura ambiente 25° C, concentración alta de DQO



En la figura 3 se grafica la linearización de la curva para las condiciones de 35°C y concentración de DQO baja, es importante resaltar que la constante de biodegradabilidad aumenta con respecto a la obtenida en la figura 1 en la que se experimento con alta concentración de DQO.

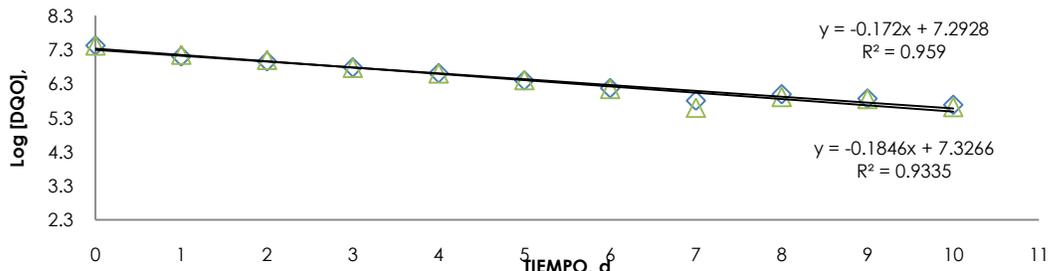


Figura 3 Cinética de eliminación de DQO disuelta, 35 °C, concentración baja de DQO.

En la figura 4 se observa que la constante de biodegradación a 25°C y concentración baja de DQO es igual a la registrada para el experimento a 35°C y misma concentración de DQO, por lo que no es notoria la influencia de la temperatura respecto a la velocidad.

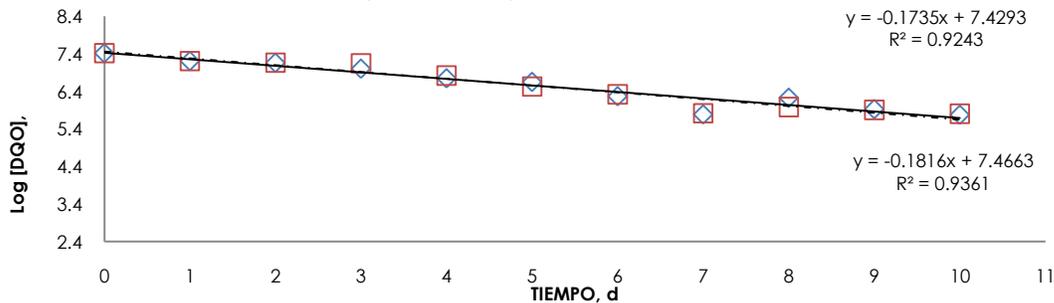


Figura 4 Cinética de eliminación de DQO disuelta, Temperatura ambiente 25°C, concentración baja de DQO.

Las constantes de biodegradabilidad se resumen en la siguiente (Tabla 3). Las constantes de biodegradabilidad obtenidas en el experimento, coinciden con el trabajo realizado por López-López [8] para un agua de rastro, en el que obtuvo una contante de biodegradabilidad de 0.17d^{-1} .

Tabla 3 Resumen de las constantes de biodegradación.

Concentración baja Temperatura 35 °C	Concentración baja temperatura 25°C	Concentración alta Temperatura 35 °C	Concentración alta temperatura 25°C
0.17 d^{-1}	0.17 d^{-1}	0.14 d^{-1}	0.07 d^{-1}
0.18 d^{-1}	0.18 d^{-1}	0.13 d^{-1}	0.10 d^{-1}

Los resultados obtenidos de la composición del biogás para los diferentes tratamientos, se observan en la Figura 5. Destaca que el promedio de metano en el biogás generado es 70%, además en todos los casos el porcentaje de metano aumenta en el quinto día del proceso llegando a reportarse concentraciones de 79%.

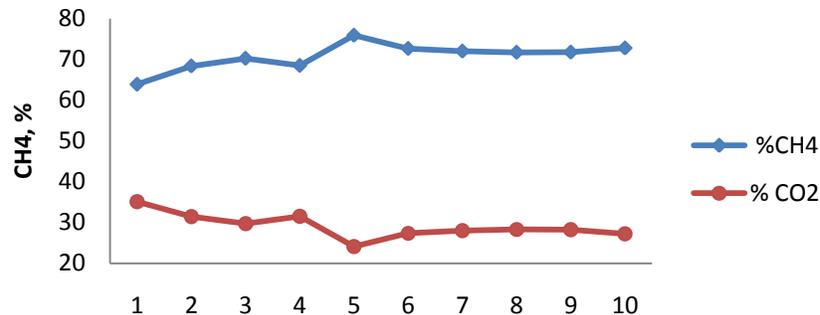


Figura 5 Composición del biogás producido durante los experimentos.

4. CONCLUSIONES.

La remoción de la DQO total durante los ciclos batch fue en promedio del 76%. La remoción de DQO disuelta fue 71%.

La relación alfa de alcalinidad demostró ser un buen parámetro indicador de la estabilidad del sistema, manteniéndose por encima del valor recomendado por la literatura.

Se logró caracterizar la cinética de biodegradación de la materia orgánica contenida en el agua del rastro obteniendo una cinética de primer orden y coeficiente de correlación del 0.9. El valor de la constante de biodegradabilidad se obtuvo en un intervalo de $0.07-0.18s^{-1}$.

Se observa que la constante de biodegradabilidad se ve disminuida cuando la concentración de la DQO es alta y la temperatura es de $25^{\circ}C$.

Se demostró que el inóculo está adaptado para el tratamiento del efluente debido a que se logró remover en promedio el 70% de la DQO soluble, similar a lo obtenido por Padilla y colaboradores [9].

El biogás obtenido tuvo un porcentaje de metano del 70% en promedio, aumentado en todos los casos su porcentaje en el quinto día de la digestión.

BIBLIOGRAFÍA.

- [1] LAWRENCE K. Wang, Young-Tse Hung, Howard H. Lo, Constantine Yapijakis. Tratamiento de los residuos de la industria procesadora de alimentos, Ed. ACRIBIA, S.A. Segunda Edición. España, 2006. pp 92.
- [2] ESPINOSA Antón. J.J. Tratamiento de aguas residuales de matadero con elevado contenido en sangre mediante la combinación de procesos anaerobios de película fija (BAPF) y aerobio de membrana (MBR). Universidad de Burgos, España. 2011
- [3] ROMERO, R. J. A. *Tratamiento de Aguas Residuales*, Tercera Ed. Escuela Colombiana de Ingeniería. 2004, p. 225
- [4] MALDONADO, Julio Isaac M, P. D., & Ramón, J. A. TREATMENT SYSTEM FOR INDUSTRIAL WASTEWATER OF THE SLAUGHTERHOUSES. *Revista Ambiental agua, aire y suelo*. 2006. pp 34–47. Retrieved from ISSN 1900-9178
- [5] JENKINS, S. R., J.M., M., & C.L., S. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Water Pollution Control Fed*. 1983. Vol. 55, n.5, pp. 448–453.
- [6] KHANAL, K. S. *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production*. First Edit. WILEY-BLACKWELL. 2008, pp. 65–67.
- [7] LÓPEZ, J. Morgan J. A. Noyola. Arranque de reactores anaerobios industriales dos casos de estudio. En: Memorias de XII Congreso de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales (FEMISCA). 2000



- [8] LÓPEZ-LÓPEZ, Alberto; BARRERA FRAIRE, Jorge; VALLEJO RODRÍGUEZ, Ramiro y BARAHONA ARGUETA, Carlos. Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *INCI* [online]. 2007, vol.33, n.7, pp.490-496.
- [9] PADILLA-GASCA E, López-López A, Gallardo-Valdez J. Evaluation of Stability Factors in the Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Wastewater. *J Bioremed Biodegrad*. 2011. 2:114. doi:10.4172/2155-6199.1000114