

## Tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales utilizando reactores biológicos rotativos de contacto

Elisabeth Behling, Julio César Marín, Edixon Gutiérrez y Nola Fernández

Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Escuela de Ingeniería Civil,  
Facultad de Ingeniería, La Universidad del Zulia, Apartado Postal 526, Maracaibo 4001-A,  
Estado Zulia, Venezuela. E-mail: [ebehling@luz.ve](mailto:ebehling@luz.ve)

### Resumen

Se evaluó el tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales, utilizando reactores biológicos rotativos de contacto (RBC) bajo condiciones mesofílicas. El caudal sometido a tratamiento fue de 5,2 mL/min con un tiempo de retención hidráulico de 24 h. El RBC de 9,5 l estaba provisto de 50 discos (área de contacto total 2,443 m<sup>2</sup>). La carga orgánica promedio aplicada con las aguas de producción petrolera fue de 2,04 ± 0,27 g DQO/m<sup>2</sup>d y con el efluente cárnico se incrementó progresivamente (7,59 ± 0,83; 12,09 ± 0,40; 20,01 ± 0,96 y 24,45 ± 1,21 g DQO/m<sup>2</sup>d), debido al alto contenido de materia orgánica en la muestra inicial (12250 mg DQO/l). Se evaluaron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), pH, alcalinidad total, sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV). Para el efluente cárnico, los resultados muestran que el sistema remueve eficientemente altas concentraciones de materia orgánica, obteniéndose 87,9 ± 5,2% como valor promedio de remoción de DQO, para una carga orgánica promedio de 15,67 ± 6,73 g DQO/m<sup>2</sup>d. Para el efluente petrolero, se encontró 76,1 ± 5,9% como valor promedio de remoción de DQO. Es necesario evaluar un postratamiento para disminuir los valores de los parámetros fisicoquímicos evaluados a los límites de descarga permisibles a cuerpos de aguas superficiales establecidos por las normas venezolanas.

**Palabras clave:** Aguas de producción petrolera, efluente cárnico, reactor biológico rotativo de contacto, tratamiento aeróbico.

### Aerobic treatment of two industrial effluents using a rotating biological contactor reactor

#### Abstract

The aerobic treatment of two industrial effluents using rotating biological contactors (RBC) under mesophilic conditions was evaluated. The influent rate was 5.2 mL/min with a

hydraulic retention time (HRT) of 24 h. The 9.7 l RBC was providing of 50 discs (2.443 m<sup>2</sup> of total contact area). The average organic load rate applied to the RBC with oilfields produced water was  $2.04 \pm 0.27$  g COD/m<sup>2</sup>d. The organic load was increased for the slaughterhouse effluent ( $7.59 \pm 0.83$ ;  $12.09 \pm 0.40$ ;  $20.01 \pm 0.96$  and  $24.45 \pm 1.21$  g COD/m<sup>2</sup>d), due to the high organic matter content in the initial sample (12250 mg COD/l). The following parameters were evaluated: chemical oxygen demand (COD), pH, total alkalinity, total suspended solids (TSS) and volatile suspended solids (VSS). The results showed the efficiency the treatment system to removal high quantity of organic matter for slaughterhouse wastewater giving an average COD removal percentage ( $87.9 \pm 5.2\%$ ) for the average organic load of  $15.67 \pm 6.73$  g COD/m<sup>2</sup>d. For the oilfields produced water, the results show an average COD removal of  $76.1 \pm 5.9\%$ . It is necessary to evaluate a complementary treatment to removal the physical chemical parameters evaluated to the permissible discharge limits in natural water body established by Venezuelan regulations.

**Key words:** Oilfields produced water, slaughterhouse wastewater, rotating biological contactor reactor, aerobic treatment.

Recibido: 23-11-2002 . Aceptado: 03-10-2003

## Introducción

La generación de aguas residuales es un producto inevitable de la actividad humana. El tratamiento y disposición apropiados de las aguas residuales supone el conocimiento de las características físicas, químicas y biológicas de dichas aguas; de su significado y de sus efectos principales sobre la fuente receptora (Romero, 2001). En la región, la generación e inadecuada disposición de diferentes tipos de efluentes industriales, intervienen sobre el deterioro de una gran reserva de agua, el Lago de Maracaibo.

La selección de una tecnología particular para la reducción del poder contaminante de las aguas residuales industriales, dependerá de las características iniciales del efluente. El tratamiento biológico de las aguas es una alternativa viable para depurar una amplia gama de residuos industriales, minimizando el impacto de los poluentes sobre el ambiente.

Los reactores biológicos rotativos de contacto (RBC), también denominados biodiscos, son un sistema de tratamiento biológico secundario, para aguas residuales domésticas e industriales biodegradables (Romero, 2001). Los microorganismos responsables del tratamiento se adhieren a los discos, los cuales giran poniendo en contacto a la biomasa con el sustrato y el oxígeno. El oxígeno que se necesita para la conversión de la materia

orgánica es provisto por la rotación del disco, una vez que la biocapa queda fuera del efluente, ésta se encuentra en contacto con el aire, propiciando la transferencia de oxígeno y manteniendo a la biomasa bajo condiciones aerobias (Crites y Tchobanoglous, 2000). Estos reactores ofrecen un número significativo de ventajas, sobre otros sistemas de tratamiento, entre otras: originan efluentes de buena calidad incluyendo nitrificación total, bajos costos (Griffy y Frindlay 2000) y facilidad de operación y mantenimiento (Spengel y Dzombak, 1991).

En el presente trabajo se evaluó la biodegradabilidad aeróbica de dos efluentes industriales; aguas de producción petroleras y efluente cárnico, utilizando RBC, bajo condiciones mesofílicas y flujo continuo.

## **Metodología**

### **Sistema experimental**

Los ensayos de laboratorio fueron desarrollados empleando un modelo experimental semejante al que se presenta en la FIG. 1.

Cada reactor RBC contenía 50 discos circulares de cloruro de polivinilo corrugado (18 cm de diámetro), separados a 0,8 cm y sumergidos aproximadamente un 40% en el efluente en tratamiento. El área de contacto total de los discos fue de 2,443 m<sup>2</sup>. Estos discos fueron soportados en un eje de acero de carbono de 3/8" de diámetro, el cual les permitía girar lentamente a 2,5 rpm, utilizando un motor eléctrico COLE-PARMER de 110 v. El tanque del reactor se fabricó a partir de una tubería de PVC de 8" de diámetro externo y 60 cm de longitud, cortada longitudinalmente y cerrada a los lados con tapas de plexiglás transparente. Así, el reactor aportaba un volumen de agua a ser tratada de 7,5 L a un caudal de 5,2 mL/min.

Inicialmente, los reactores RBC se sometieron a un período de aclimatación, durante el cual el sistema funcionó como un reactor por carga, manteniéndose un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 24 h. Cada reactor se inoculó con 2 L de lodo aeróbico proveniente de una laguna de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas de Santa Cruz de Mara, estado Zulia. Luego de formada la película microbiana en los discos y lograda la estabilidad en los parámetros operacionales, los reactores fueron puestos en funcionamiento a flujo continuo (5,2 mL/min) con su respectivo efluente industrial, durante 34 d (TRH = 24 h). Los reactores RBC se mantuvieron a temperatura ambiente de laboratorio (27-32°C).

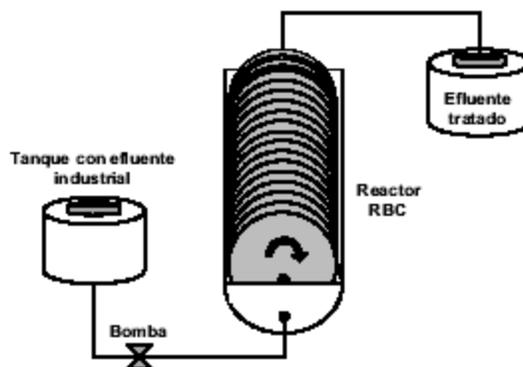


Figura 1. Esquema del sistema experimental empleado para evaluar el tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales, utilizando reactores biológicos rotativos de contacto (RBC).

### Aguas residuales industriales

En este estudio se evaluó la biodegradación aeróbica en reactores RBC de dos tipos de efluentes industriales. Un primer efluente proveniente del clarificador del sistema de tratamiento de aguas de producción petrolera del Patio de Tanques ULÉ, ubicado en Tía Juana, estado Zulia. En este patio de tanques, las aguas separadas en los tanques de deshidratación de crudo (liviano, mediano y pesado) son despojadas de los restos de crudo libre durante la etapa de separación primaria. La separación del agua y el crudo se lleva a cabo generalmente en equipos de retención/decantación, provistos de desnatadores de crudo. Posteriormente, esta agua se envía a las unidades de separación (separadores API) para la remoción del crudo emulsionado y/o dispersado. El agua proveniente de los separadores API se conduce al clarificador donde, por adición de coagulantes y floculantes, se eliminan los sólidos en suspensión y gran parte del crudo que permanece en el agua de producción.

El segundo efluente se obtuvo del Matadero San Isidro, ubicado en la carretera vía a La Concepción, a 15 Km de la ciudad de Maracaibo, estado Zulia. Las muestras de efluente cárnico se captaron en la tanquilla de descarga de las diferentes secciones del proceso productivo: limpieza de corrales, sala de matanza y de subproductos. El número diario de animales sacrificados, para el momento de la experimentación, era de 20 a 30 bovinos, de 10 a 15 porcinos y de 6 a 8 ovinos.

Las muestras de efluentes colectadas diariamente en ambas industrias, fueron almacenadas por separado en envases plásticos de 20 L de capacidad y mantenidas a 4°C hasta el montaje de las unidades experimentales, separando una porción adecuada para la caracterización fisicoquímica inicial de cada efluente industrial.

### **Cargas orgánicas en el reactor RBC**

En virtud de la elevada concentración de materia orgánica presente en el efluente cárnico (12250 mg DQO/L), se consideró el establecimiento de 4 etapas experimentales, caracterizadas por el aumento progresivo de la carga orgánica. Así, durante la alimentación del reactor RBC, se realizaron diluciones de este efluente con agua destilada para obtener cargas orgánicas de 2500, 4000, 6500 y 8000 mg DQO/L, cada una de las cuales se usó para alimentar el reactor RBC durante 8-9 días consecutivos, considerando la estabilidad del sistema que fue mostrado por la poca variación del porcentaje de remoción de DQO. En tal sentido, experimentalmente se aplicaron las siguientes cargas orgánicas: etapa 1:  $7,59 \pm 0,83$ ; etapa 2:  $12,09 \pm 0,40$ ; etapa 3:  $20,01 \pm 0,96$  y etapa 4:  $24,45 \pm 1,21$  g DQO/m<sup>2</sup>d.

En cuanto a las aguas de producción petroleras (clarificador), la uniformidad y baja concentración de materia orgánica inicial fueron consideradas para alimentar el reactor directamente, sin el uso de diluciones. De esta manera, no se establecieron etapas experimentales en cuanto a la variabilidad de las cargas orgánicas. La caracterización inicial de este efluente petrolero mostró la necesidad de agregar un complemento de nitrógeno, fósforo y otros elementos trazas, según lo recomendado por Chacín (1993), con el fin de garantizar la disponibilidad de nutrientes necesarios para el desarrollo adecuado de la comunidad microbiana en los biodiscos, particularmente a partir del día 10 de experimentación.

El cálculo de la carga orgánica que alimentaba a cada reactor, se realizó empleando la siguiente ecuación:

$$\text{Carga orgánica (g DQO/m}^2\text{d)} = (\text{DQO} \times \text{Q})/\text{As}$$

donde:

DQO= Demanda química de oxígeno (g DQO/m<sup>3</sup>)

Q = Caudal (m<sup>3</sup>/d)

As = Área total de contacto superficial de los discos (m<sup>2</sup>)

### **Parámetros operacionales**

Durante la etapa experimental se monitorearon algunos parámetros fisicoquímicos a la entrada y a la salida del RBC, considerando el TRH de 24 h, con la finalidad de evaluar el

comportamiento de los reactores y establecer el grado de biodegradabilidad aeróbica de los efluentes industriales. En tal sentido, se evaluaron las variaciones de: pH, alcalinidad total, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), siguiendo los métodos estándar (APHA *et al.*, 1998).

## Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización inicial y el promedio de los parámetros evaluados durante la etapa de aclimatación del lodo, en los reactores RBC que trataban los efluentes industriales empleados durante la presente investigación.

La etapa de aclimatación y estabilización del efluente petrolero tratado (21 d) fue más lenta que la del efluente cárnico (13 d), esto debido posiblemente a la presencia de compuestos resistentes a la biodegradabilidad aerobia en este tipo de aguas (Rincón *et al.*, 1999; 2000; 2001). Para estimular la aclimatación de los microorganismos al efluente petrolero y reducir el tiempo de crecimiento de la biopelícula sobre los discos, se incorporó un compresor de aire que aportaba al reactor RBC suficiente oxígeno para oxidar los compuestos polinucleares presentes (Morrison, 1984).

Por otro lado, el menor tiempo requerido para la aclimatación del reactor RBC que trataba el efluente cárnico (DQO entrada promedio,  $2476 \pm 271$  mg/L) demuestra que dicho efluente es un medio más apropiado para el desarrollo de los microorganismos, al ser comparado con el efluente petrolero, debido a la presencia de compuestos de más fácil biodegradación (Caixeta *et al.*, 2002; Freire y Sant´anna, 2002).

Tabla 1. Caracterización inicial y promedio de los parámetros evaluados durante la etapa de aclimatación de los efluentes industriales tratados con reactores RBC.

Parámetros	Caracterización inicial		Etapa de aclimatación	
	Efluente cárnico	Efluente petrolero	Efluente cárnico	Efluente petrolero
DQO (mg/L)	12250	823	285,0	65,3
Remoción DQO (%)	-	-	88,6	73,7
pH	6,87	7,72	7,0	8,7
Alcalinidad total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	740	2460	107	1120
SST (mg/L)	426	170	81	120
SSV (mg/L)	407	50	78	60
Nitrógeno total (mg/L)	2300	12,92	-	-
Fósforo total (mg/L)	72	1,40	-	-
Días de experimentación	-	-	13	21

\*Según Decreto 883, Gaceta Oficial de la República de Venezuela Nro. 5021 de fecha 18-12-1995.

Al comparar los tiempos de aclimatación obtenidos en este estudio con los tiempos requeridos para el tratamiento biológico anaeróbico de efluentes industriales, se observa que el sistema aeróbico requiere de menor tiempo, sobre todo si no se cuenta con el lodo semilla granular para la digestión anaeróbica. Caixeta *et al.* (2002) requirieron de 3 meses

para aclimatar un lodo anaeróbico bajo condiciones mesofílicas para tratar efluentes de una industria cárnica, mientras que Spengel y Dzombak (1991), necesitaron sólo de 3 semanas para la aclimatación de la biopelícula en un reactor RBC para el tratamiento del lixiviado de un relleno sanitario.

### **pH y alcalinidad total**

Los valores de pH en el efluente petrolero mostraron gran variación a la entrada del reactor RBC (promedio,  $8,0 \pm 0,4$ ), especialmente entre los días 15 y 25 de experimentación. El pH a la salida del reactor mostró mayor estabilidad, obteniéndose un valor promedio de  $8,9 \pm 0,2$ . Este comportamiento indica que dentro del reactor se amortiguan las variaciones del pH de entrada, ya que a pesar de su gran variabilidad, el pH de salida se mantuvo bastante estable.

En cuanto al efluente cárnico, los valores de pH no mostraron grandes variaciones a la entrada del reactor RBC (promedio,  $6,6 \pm 0,3$ ). Al comparar los valores de pH a la entrada con los de la salida del reactor, se observa un aumento, mostrando un valor promedio a la salida de  $8,1 \pm 0,2$ .

Los valores de pH a la salida de ambos reactores, se encontraron dentro del rango óptimo para el crecimiento de la mayoría de los microorganismos aerobios y también dentro de los límites de descarga de la normativa venezolana vigente (República de Venezuela Decreto 883, 1995).

En cuanto a la alcalinidad total, Nowak (2000) estableció que en el seno del líquido de un reactor RBC, la alcalinidad total debe ser alta para evitar limitaciones de crecimiento en la biopelícula y para mantener un valor de pH adecuado en la profundidad de la misma.

En el efluente petrolero, la alcalinidad total mostró aumento con relación al tiempo a la salida del reactor, obteniéndose un valor promedio de  $2343 \pm 467$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en el efluente tratado. Esta elevada alcalinidad permitió amortiguar el sistema durante la experimentación, a pesar de las grandes variaciones de pH a la entrada del reactor.

Igualmente, la alcalinidad total mostró una tendencia a aumentar con el tiempo en el efluente cárnico, conforme se incrementaba la carga orgánica aplicada.

Para ambos efluentes industriales, los valores de alcalinidad total fueron apropiados para impedir la disminución del pH durante el tratamiento. Sin embargo, otros investigadores han necesitado aumentar la alcalinidad total de los reactores, para contrarrestar el

incremento de  $H^+$  cuando ocurre la nitrificación. De esta manera, se confiere al sistema capacidad para neutralizar la producción de ácidos, originados por la oxidación de la materia orgánica y amoníaco, manteniendo el pH dentro del rango óptimo (Spengel y Dzombak, 1991).

El incremento de la alcalinidad total se debió posiblemente a la generación de fracciones de aminoácidos aniónicos tales como glutamato y aspartato, provenientes de la hidrólisis de las proteínas presentes en el efluente cárnico (Sawar y Botting, 1993). Otra posible fuente de alcalinidad es la producción de sales de ácidos débiles-bases fuertes, formados durante el tratamiento, proporcionando un efectivo sistema amortiguador.

### **Demanda química de oxígeno (DQO)**

La FIG. 2A muestra las variaciones de la DQO a la entrada y salida del reactor RBC durante el tratamiento de las aguas de producción petroleras, así como el porcentaje de remoción durante la experimentación. Para este efluente, la variación de la DQO de entrada en promedio fue de  $666 \pm 88$  mg DQO/L. El comportamiento del reactor fue bastante bueno, obteniéndose una remoción de materia orgánica promedio de  $76,1 \pm 5,9\%$  (valor máximo, 85,2%). La DQO removida promedio fue de  $510 \pm 93$  mg DQO/L, con un valor máximo de 701 mg DQO removida/L. A partir del día 10 de experimentación, se observó una disminución del porcentaje de remoción de DQO, debido a esto, se adicionó un complemento de nutrientes y elementos trazas con la finalidad de activar la actividad metabólica de los microorganismos, con lo cual se consiguió un ligero incremento en el porcentaje de remoción durante los días siguientes. Posiblemente, esta adición de nutrientes haya influenciado el incremento de la alcalinidad total a partir de este periodo.

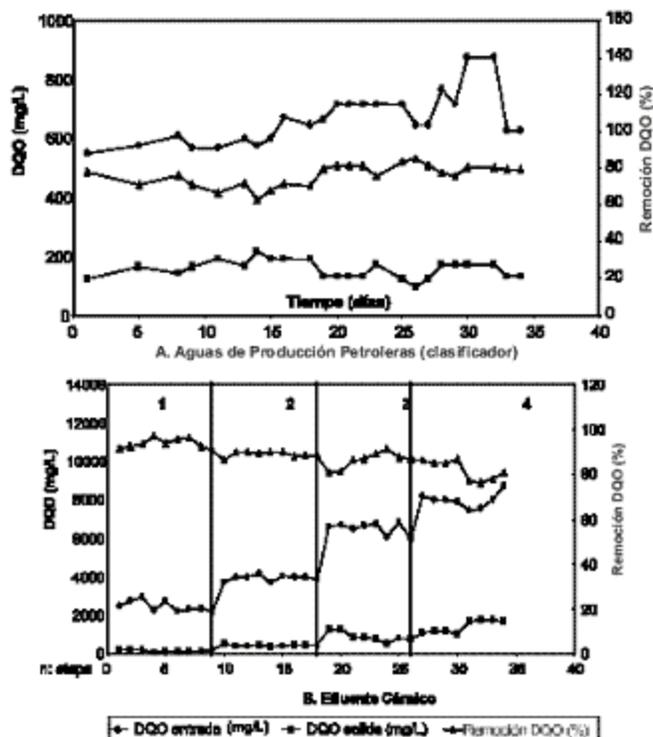


Figura 2. Variación de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales, utilizando reactores biológicos rotativos de contacto (RBC).

Rincón *et al.* (1999), utilizando un reactor UASB para el tratamiento de aguas de producción de crudo liviano, obtuvieron porcentajes de remoción de DQO mayores a los encontrados en este estudio (cerca de 90%). No obstante, también reportaron baja eficiencia de los reactores UASB durante el tratamiento de aguas de producción provenientes del clarificador del sistema de tratamiento de ULÉ (producción de metano, 0,05 L de metano/g DQO aplicada). Este comportamiento es producto de la inhibición de la actividad metabólica de las bacterias anaeróbicas, debido a la presencia de compuestos tóxicos en el agua del clarificador, donde se añaden productos químicos (pre-tratamiento fisicoquímico).

Freire y Sant´Anna (2002) al tratar una mezcla de aguas de producción petrolera en un reactor aeróbico secuencial (SBR), encontraron remociones de DQO moderadas, posiblemente debido a la presencia de compuestos recalcitrantes.

Durante toda la experimentación, la DQO del efluente petrolero a la salida del reactor RBC se mantuvo por debajo del límite de descarga establecido por las normas venezolanas para el control de la calidad de los cuerpos de aguas y vertidos o efluentes líquidos (350 mg DQO/L) (República de Venezuela Decreto 883, 1995), encontrándose una DQO máxima a la salida del reactor de 216 mg/L. En tal sentido, el reactor RBC diseñado para este estudio, muestra resultados altamente satisfactorios para la reducción de la materia

orgánica de la mezcla de aguas de producción petroleras (carga orgánica promedio,  $2,04 \pm 0,27$  g DQO/m<sup>2</sup>d).

En cuanto al efluente cárnico, se observó un buen comportamiento del reactor para las distintas cargas orgánicas aplicadas FIG. 2B. Es notoria la disminución progresiva del porcentaje de remoción de la DQO de 93,8 a 81,9%, cuando se incrementó la carga orgánica de 7,59 a 24,45 g DQO/m<sup>2</sup>d. Sin embargo, la mayor cantidad de DQO removida (7086 mg DQO removida/L) se obtuvo a la máxima carga orgánica aplicada. Este comportamiento también fue reportado por Caldera (2002) durante el tratamiento de efluentes cárnicos provenientes de la misma industria objeto de este estudio, pero utilizando reactores UASB bajo condiciones mesofílicas y un TRH de 24 h.

Núñez y Martínez (2001) tratando efluentes cárnicos provenientes de un proceso anaerobio, obtuvieron menor eficiencia de remoción de DQO que las encontradas en este estudio, reportando una eficiencia del 50% para una carga orgánica de 2,5 Kg DQO/m<sup>3</sup>d en un sistema de lodos activados a 20°C. Couillard *et al.* (1989) trabajando a condiciones termofílicas (52 y 58 °C) en un reactor aerobio con efluente cárnico, reportan una eficiencia superior al 93% para 52°C y TRH de 12, 18, 24 y 30 h, comparado con una remoción del 86% para 58°C y TRH de 6 h, las concentraciones de materia orgánica evaluadas estuvieron en el rango de 2090-2775 mg DQO/L. Por otro lado, Caixeta *et al.* (2002) al tratar efluentes cárnicos en un reactor UASB equipado con un sistema de separación de fases no convencional, obtuvieron eficiencias de remoción de 85, 84 y 80% para TRH de 22, 18 y 14 h, respectivamente y DQO de entrada de 2000-6000 mg/L.

Al comparar estos resultados con los encontrados en este estudio, se puede observar que la tasa de remoción de DQO es comparable con otros sistemas de tratamiento biológico de alto rendimiento (promedio,  $87,9 \pm 5,2\%$  para una carga orgánica promedio de  $15,67 \pm 6,73$  g DQO/m<sup>2</sup>d).

Los valores de DQO a la salida del reactor que trataba el efluente cárnico, estuvieron por encima del límite permisible para descarga a cuerpos de aguas naturales (República de Venezuela Decreto 883, 1995), excepto durante la etapa 1, cuando se aplicó la menor carga orgánica ( $7,59 \pm 0,83$ g DQO/m<sup>2</sup>d), obteniéndose una DQO de salida promedio de  $709 \pm 528$  mg/L.

Es importante destacar que en ciertos estudios de tratamientos anaeróbicos de efluentes cárnicos no se ha podido reducir los valores de DQO de salida por debajo de 350 mg/L; tal es el caso de la experiencia de Caixeta *et al.* (2002) donde la DQO a la salida fue mayor a 450 mg/L; y la de Caldera (2002) que obtuvo una DQO a la salida superior al límite

establecido en la norma venezolana, para una DQO de entrada mayor a 3000 mg/L. En todo caso, se hace necesaria la aplicación de un postratamiento para obtener la calidad deseada en el efluente y cumplir con los requerimientos exigidos.

En la FIG. 3 se muestra la relación entre la DQO removida y la carga orgánica aplicada en ambos efluentes industriales, las cuales corresponden con las siguientes ecuaciones:

- **Efluente petrolero:** DQO removida (mg/L) = 325,46 Carga orgánica (g DQO/m<sup>2</sup>d) – 154,88  
R<sup>2</sup> = 0,8913.

- **Efluente cárnico:** DQO removida (mg/L) = 354,22 Carga orgánica (g DQO/m<sup>2</sup>d) + 419,82  
R<sup>2</sup> = 0,9852.

Los coeficientes de determinación (R<sup>2</sup>) muestran la relación que existe entre la carga orgánica aplicada y la DQO removida en ambos reactores. Núñez y Martínez (2001) encontraron una relación similar entre la carga de DQO removida y la carga orgánica aplicada (R<sup>2</sup> = 0,9768), durante el tratamiento de efluentes cárnicos en reactores UASB.

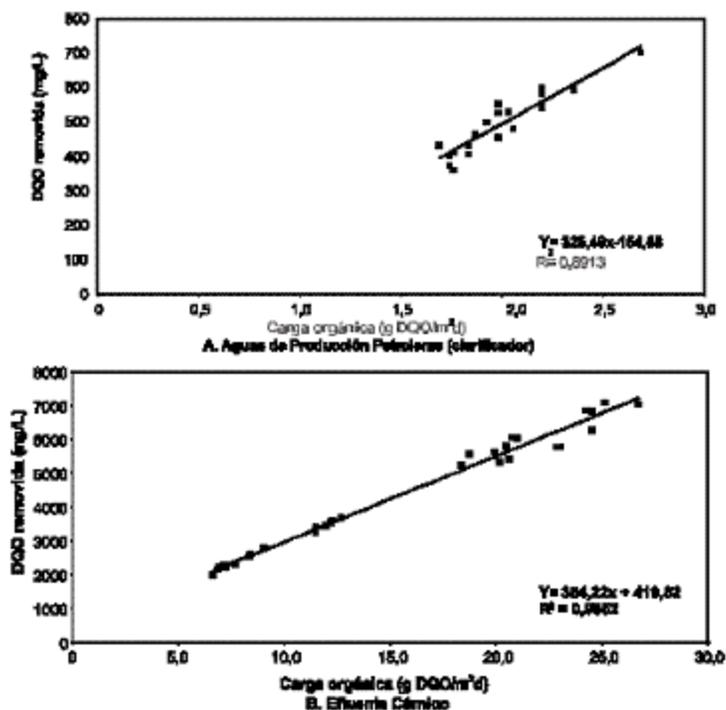


Figura 3. Relación entre la carga orgánica aplicada y la DQO removida, durante el tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales, utilizando reactores biológicos rotativos de contacto (RBC).

### Sólidos suspendidos totales y volátiles

Durante el tratamiento de las aguas de producción petroleras, las concentraciones de los SST y los SSV mostraron cierta variabilidad con el transcurrir del tiempo (FIG. 4A). Para el tratamiento del efluente cárnico, la concentración de SST a la salida del reactor fue generalmente mayor que a la entrada (FIG. 4B), observándose también que las concentraciones de ambos tipos de sólidos aumentaron conforme se incrementaba la carga orgánica.

La concentración de SST a la entrada del reactor que trataba el efluente petrolero, mostró un valor promedio de  $233,64 \pm 72,3$  mg/L, mientras que a la salida se ubicó en  $224,7 \pm 75,0$  mg/L. Por otro lado, los SSV a la entrada mostraron un valor promedio de  $96,7 \pm 23,1$  mg/L y a la salida de  $94,0 \pm 25,1$  mg/L. La biomasa desarrollada sobre los discos de este reactor fue menos abundante que la observada sobre los discos del reactor que trataba el efluente cárnico, posiblemente inhibida por los constituyentes químicos presentes en el efluente petrolero.

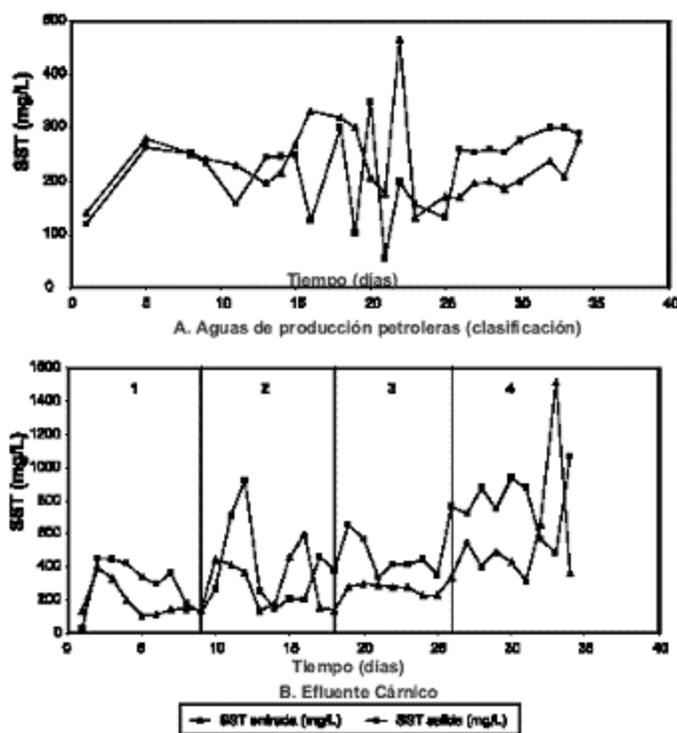


Figura 4. Variación de los sólidos suspendidos totales (SST) durante el tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales, utilizando reactores biológicos rotativos de contacto (RBC).

Los SST a la entrada del reactor que trataba el efluente cárnico mostraron un valor promedio general (considerando todas las cargas orgánicas evaluadas) de  $338,4 \pm 253,4$  mg/L, incrementándose a la salida a  $481,5 \pm 261,9$  mg/L. Mientras que los SSV a la entrada, mostraron un valor promedio general de  $324,6 \pm 240,8$  mg/L, incrementándose a la salida al valor de  $451,9 \pm 241,1$  mg/L. Se observó un mayor espesor de la biopelícula

a medida que se incrementaba la carga orgánica (mayor crecimiento microbiano), este comportamiento también ha sido reportado por Tawfik *et al.* (2002), durante el postratamiento de aguas residuales domésticas. El incremento de los SST y SSV a la salida del RBC podría atribuirse al desprendimiento de la biomasa que crece en los discos, causado por el roce o fuerzas cortantes entre los discos y el agua residual, por la descomposición celular (Romero, 2001) y también por la acumulación de sólidos en el tanque del reactor, como consecuencia de la falta de sedimentador. Spengel y Dzombak (1991) obtuvieron concentraciones de sólidos suspendidos por debajo de 10 mg/L ya que los reactores RBC que utilizaron estaban provistos de una cámara de sedimentación.

Para el efluente cárnico, la mayoría de los sólidos a la salida correspondieron a SSV (relación SSV/SST mayor a 94%), como resultado del desprendimiento de la biomasa de los discos (Spengel y Dzombak, 1991).

Un estudio de correlación de variables entre los diferentes parámetros evaluados durante el tratamiento de los dos efluentes industriales en reactores RBC, considerando  $n = 34$ , el valor teórico  $r = 0,33$  y un nivel de significancia de  $P < 0,05$ , mostró que para el efluente petrolero la DQO de entrada correlacionó con el porcentaje de remoción de DQO ( $r = 0,52$ ), influenciada por la poca variabilidad de la carga orgánica aplicada. No se obtuvieron valores significativos de correlación entre la DQO de entrada y la concentración de sólidos a la salida del reactor. La alcalinidad total a la entrada mostró un valor significativo con respecto a la DQO de entrada ( $r = 0,67$ ).

Por otra parte, en el efluente cárnico se obtuvo un valor significativo de correlación entre la DQO de entrada y los SST de salida ( $r = 0,67$ ), indicando un incremento de la biomasa desprendida de los discos a medida que aumentaba la carga orgánica. El porcentaje de remoción de DQO mostró una correlación inversa con respecto a la DQO de entrada ( $r = -0,80$ ), lo cual indica que a elevadas cargas orgánicas el porcentaje de remoción de DQO disminuye.

### **Conclusiones**

El alto contenido de materia orgánica presente en las aguas residuales provenientes de industrias cárnicas, puede ser reducido empleando reactores RBC, obteniéndose porcentajes de remoción de DQO de  $87,9 \pm 5,2\%$  para cargas orgánicas promedio de  $15,67 \pm 6,73$  g DQO/m<sup>2</sup>d, en un tiempo de retención hidráulico de 24 h. Sin embargo, se requiere de un postratamiento para reducir el contenido remanente de materia orgánica y de sólidos suspendidos en el efluente del reactor, con la finalidad de cumplir con la normativa venezolana legal vigente.

El reactor RBC constituye un sistema de tratamiento muy prometedor para aguas de producción petroleras (mezcla de petróleo liviano, mediano y pesado), al encontrarse eficiencias de remoción de DQO de  $76,1 \pm 5,9\%$  para cargas orgánicas de  $2,04 \pm 0,27$  g DQO/m<sup>2</sup>d, pero, se requiere de un postratamiento (sedimentador) para disminuir el contenido de sólidos suspendidos a los límites exigidos por la normativa venezolana vigente.

Los coeficientes de determinación ( $R^2$ ) entre la DQO removida y la carga orgánica aplicada fueron 0,8913 y 0,9852, para los efluentes petroleros y cárnicos, respectivamente.

### **Agradecimiento**

Al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico (CONDES) de La Universidad del Zulia, por el financiamiento otorgado para realizar la presente investigación.

### **Referencias Bibliográficas**

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (1998). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association 1015 Fifteenth Street, N.W. Washington, D.C. 2005-2605. USA.
2. CAIXETA, C.; CAMMAROTA, M.; XAVIER, A. (2002). Slaughterhouse wastewater treatment: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor. **Bioresource Technology**. 81: 61-69.
3. CALDERA, Y. (2002). Digestión anaerobia de efluentes cárnicos. La Universidad del Zulia. (Tesis de Maestría). Venezuela. p.p. 81.
4. CHACÍN, E. (1993). Treatment characteristics of two phase anaerobic system using an UASB reactor. University of Birmingham. England. (PhD thesis). p.p. 151.
5. COUILLARD, D.; GARIEPY, S.; TRAN, F. (1989). Slaughterhouse effluent treatment by thermophilic aerobic process. **Wat. Res.** 5: 573-579.
6. CRITES, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. (2000). **Sistemas de manejo de aguas residuales**. Tomos 1 y 2. Editorial McGraw-Hill Interamericana, S.A. Colombia. p.p. 700.

7. REPÚBLICA DE VENEZUELA, DECRETO 883. (1995). Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. Gaceta Oficial Nro. 5021.
8. FREIRE, D.; SANT´ANNA, G. (2002). Biological treatment of oil field wastewater in a sequential batch reactor: The effect of salinity on COD removal efficiency. **Abstracts/International Biodeterioration & Biodegradation**. 49: 57.
9. GRIFFY, P.; FRINDLAY, G. (2000). Process and engineering improvements to rotating biological contactor design. **Wat. Sci. Tech.** 41(1): 137-144.
10. MORRISON, B. (1984). **Química orgánica**. Segunda Edición. Editorial Calypso. México. p.p. 1991.
11. NOWAK, O. (2000). Upgrading of wastewater treatment plants equipped with rotating biological contactors to nitrification and P removal. **Wat. Sci. Tech.** 41(1): 145-153.
12. NÚÑEZ, L.; MARTÍNEZ, B. (2001). Evaluation of an anaerobic/aerobic system for carbon and nitrogen removal in slaughterhouse wastewater. **Wat. Sci. Tech.** 44(4): 271-277.
13. RINCÓN, N.; FERNÁNDEZ, N.; CHACÍN, E.; MÉNDEZ, E.; TORRIJOS, M.; MOLETTA, R. (2000). Resultados parciales encontrados en el tratamiento de efluentes petroleros bajo digestión anaerobia en el marco del convenio PCP. Seminario Franco-Andino Gestión y Control del Agua. Venezuela. p.p. 11.
14. RINCÓN, N.; FERNÁNDEZ, N.; CHACÍN, E.; TORRIJOS, M.; MOLETTA, R. (2001). Inorganic compounds effect from oil production wastewater on the anaerobic treatment. 9<sup>th</sup> World Congress Anaerobic Digestion. Bélgica. 325-327.
15. RINCÓN, N.; FERNÁNDEZ, N.; TORRIJOS, M.; MOLETTA, R. (1999). Traitement préliminaire de l'eau de formation de champs pétroliers en réacteur anaérobie UASB. Actes du 3<sup>e</sup> Congrès International de recherche l'eau et sa réutilisation. Francia. p.p.155-162.
16. ROMERO, J. (2001). **Tratamiento de aguas residuales**. Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia. p.p. 1232.
17. SAWAR, G.; BOTTING, H. (1993). Review: Evaluation of liquid chromatography

- analysis of nutritionally important aminoacid in food and physiological samples. **J. Chromatogr.** 615: 1-22.
18. SPENGEL, D.; DZOMBAK, D. (1991). Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors: Bench-scale experiments. **Res J WPCF.** 63(7): 971-980.
19. TAWFIK, A.; KLAPWIJK, B.; EL-GOHARY, F.; LETTINGA, G. (2002). Treatment of anaerobically pre-treated domestic sewage by a rotating biological contactor. **Wat. Res.** 36: 147-155.