

# Degradación de fenoles totales durante el tratamiento biológico de aguas de producción petroleras

*Altamira Díaz, Nancy Rincón\*, Julio César Marín, Elisabeth Behling  
Elsa Chacín y Nola Fernández*

*Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, La Universidad del Zulia, Apartado Postal 526. Maracaibo 4001-A, Estado Zulia, Venezuela.*

Recibido: 02-04-04 Aceptado: 15-06-05

## Resumen

La remoción de los fenoles presentes en aguas residuales industriales tiene gran importancia ambiental debido a su alto grado de toxicidad. En la presente investigación se evaluó la biodegradación aeróbica (reactores secuenciales por carga-SBR) y anaeróbica (reactores de manto de lodo de flujo ascendente-UASB) de los fenoles totales presentes en las aguas de producción petroleras del patio de tanques Ulé, Tía Juana, estado Zulia, Venezuela, bajo condiciones mesofílicas. Durante los ensayos de biodegradación se monitorearon las variaciones de: pH, alcalinidad total, demanda química de oxígeno (DQO) y fenoles totales en las aguas de producción de petróleo liviano (APPL), mediano (APPM) y pesado (APPP), siguiendo los métodos estándar. Los resultados muestran un contenido inicial de fenoles totales de  $19,16 \pm 3,32$ ;  $1,66 \pm 0,39$  y  $2,60 \pm 0,14$  mg/L, para las APPL, APPM y APPP, respectivamente. Durante la degradación aeróbica se obtuvo el mayor porcentaje de remoción de fenoles totales en las APPL ( $96,8 \pm 2,9\%$ ), mientras que durante la degradación anaeróbica la mayor remoción de fenoles totales se encontró en las APPP ( $92,5 \pm 0,6\%$ ). Estos resultados muestran que el sistema de tratamiento aeróbico (reactores SBR) es más efectivo para la remoción de la materia orgánica presente en las aguas de producción petroleras, al ser comparado con el sistema anaeróbico (reactores UASB), para las condiciones operacionales descritas en este estudio. Sin embargo, es importante considerar el tipo de fenoles presentes en cada efluente ya que el proceso podría hacerse más lento cuando existen compuestos fenólicos complejos.

**Palabras clave:** Aguas de producción petroleras; biodegradación; fenoles totales; tratamiento aeróbico; tratamiento anaeróbico.

## Degradation of total phenols during biological treatment of oilfields produced water

### Abstract

The removal of phenols present in industrial wastewaters has great environmental importance due to its high degree of toxicity. In the present investigation the aerobic (sequencing batch reactors-SBR) and anaerobic (upflow ascending sludge bed reactors-UASB) biodegrada-

\* Autor para la correspondencia. E-mail: adiaz@luz.edu.ve, ncrincon@luz.edu.ve, ebehling@luz.edu.ve

tion of total phenols presents in oilfields produced waters of Ule, Tía Juana, Zulia state, Venezuela, under mesophilic conditions were evaluated. During the biodegradation the variations were monitoring: pH, total alkalinity, chemical oxygen demand (COD) and total phenols in oilfields produced waters of light petroleum (OPWLP), medium (OPWMP) and heavy (OPWHP), following the standard methods. The results show an initial content of total phenols of  $19.16 \pm 3.32$ ,  $1.66 \pm 0.39$  and  $2.60 \pm 0.14$  mg/L, for the OPWLP, OPWMP and OPWHP, respectively. During the aerobic degradation the greater percentage of total phenols removal in OPWLP ( $96.8 \pm 2.9\%$ ) was obtained, whereas during the anaerobic degradation the greater removal of total phenols was in OPWHP ( $92.5 \pm 0.6\%$ ). These results show that the system of aerobic treatment (SBR reactors) is more effective for the removal of the organic matter present in oilfields produced waters, to the being compared with the anaerobic system (UASB reactors), for the described operational conditions in this study. Nevertheless, it is important to consider the type of phenols present in each effluent since the process becomes slower when complex phenolic compounds exist.

**Keywords:** Aerobic treatment; anaerobic treatment; biodegradation; oilfields produced water; total phenols.

## Introducción

Los fenoles son sustancias tóxicas frecuentemente encontradas en los ambientes acuáticos como resultado de la contaminación a partir de una gran variedad de fuentes (industriales, biogeoquímicos, degradación de pesticidas, entre otras) (1). La alta toxicidad de los compuestos fenólicos ha hecho que la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA) y la Comunidad Económica Europea, los consideren como contaminantes prioritarios (1, 2). En tal sentido, la remoción de fenoles de las aguas residuales industriales tiene gran importancia ambiental.

El tratamiento biológico ha sido utilizado eficientemente en la depuración de aguas residuales que contienen compuestos orgánicos peligrosos (3, 4). Si bien los compuestos tóxicos como el fenol contribuyen con la inestabilidad de los sistemas de tratamientos biológicos de aguas residuales, estos compuestos también son usados como fuentes de carbono y energía por ciertos grupos de microorganismos (4, 5).

La degradación de los compuestos fenólicos puede ser llevada a cabo por organismos procariotas y eucariotas, tanto en

condiciones aeróbicas (oxígeno como aceptor final de electrones) como anaeróbicas (nitrito, sulfato, iones metálicos o dióxido de carbono como aceptores finales de electrones) (6). En este sentido, algunos investigadores han demostrado que cultivos de *Pseudomonas* sp. y *Spirillum* sp., degradan fenol en ausencia de oxígeno libre. También ha sido reportada la fermentación metanogénica de fenol bajo estas condiciones de oxigenación (7, 8).

Cultivos puros de *Pseudomonas* han mostrado crecimiento sobre fenol, durante la reducción de nitratos (desnitrificación) (7, 8, 9).

Lovley *et al.* (10) describieron la oxidación de fenol a  $\text{CO}_2$  por *Geobacter metallireducens* mediante la reducción desasimilatoria de hierro. Esta bacteria utiliza fenol como fuente de carbono y Fe (III) como aceptor terminal de electrones.

También ha sido varias veces reportada la transformación de fenol bajo condiciones de reducción de sulfatos. *Desulfobacterium phenolicum*, por ejemplo, oxida el fenol a  $\text{CO}_2$  usando  $\text{SO}_4^{2-}$  como aceptor final de electrones (8, 11).

Karlsson *et al.* (12), trabajando con medios de cultivos enriquecidos y condiciones meso y termofilicas, encontraron que las rutas de biodegradación de fenol pueden diferir con respecto a la temperatura a la cual se realice el proceso.

La degradación aeróbica microbiana de pentaclorofenol, por ejemplo, ha sido identificada en una amplia variedad de ambientes que incluyen aguas residuales industriales, lodos activados, suelos y sedimentos acuáticos (13).

Entre las bacterias que tienen la habilidad de degradar compuestos fenólicos bajo condiciones aeróbicas, se encuentran: *Flavobacterium* sp., *Rhodococcus chlorophenolicus*, *Rhodococcus* sp., *Arthrobacter* sp., *Mycobacterium* sp., *Sphingomonas* sp. y *Pseudomonas* sp. (13). Banerjee (14) encontró que las especies mayormente responsables de la biodegradación de fenoles fueron *Pseudomonas stutzeri* y *Pseudomonas putida*, durante el tratamiento de aguas residuales sintéticas en reactores biológicos rotatorios de contacto (RBC).

En la parte occidental de Venezuela la generación de aguas de producción petrolera sobrepasa los 305 mil barriles diarios. Estas aguas presentan una concentración de fenol superior a los límites permisibles de descarga a cuerpos de aguas naturales (15, 16). Esta situación hace imprescindible la evaluación de alternativas efectivas para el tratamiento de las aguas de producción, con la finalidad de reducir las concentraciones de fenoles a los límites establecidos para su disposición final.

En la presente investigación se evaluó la biodegradación aeróbica (reactores secuenciales por carga-SBR) y anaeróbica (reactores de manto de lodo de flujo ascendente-UASB) de los fenoles totales presentes en las aguas de producción petroleras del patio de tanques Ulé, Tía Juana, estado Zulia, Venezuela.

## Materiales y Métodos

### Recolección de las muestras de aguas de producción petroleras

Las muestras de aguas de producción fueron colectadas en el patio de tanques Ulé, Tía Juana, estado Zulia, Venezuela, el cual produce unos 305 mil barriles diarios de aguas de producción como resultado de la deshidratación de crudos provenientes de las segregaciones: Tía Juana Liviano, Tía Juana Mediano y Urdaneta Pesado (17).

Se colectaron muestras de aguas de producción de petróleo liviano (31,1-39,0 °API), petróleo mediano (22,3-31,1 °API) y petróleo pesado (10,0-31,1 °API) (18, 19) a la salida de los tanques de decantación respectivos en el patio de tanques Ulé. Estas fueron transportadas al laboratorio en envases plásticos de 20 L, donde se mantuvieron a 4°C hasta el montaje de los reactores biológicos. Alícuotas de estas muestras se utilizaron para la caracterización inicial de las aguas de producción. Muestreos simples se realizaron cada 15 días tomando en cuenta que los sistemas de tratamiento utilizados trabajaron en forma continua durante más de 4 meses. El esquema del sistema experimental se muestra en la Figura 1.

### Degradación de fenoles totales en biorreactores anaeróbicos

Se utilizaron tres reactores UASB de plexiglás con un volumen útil de 4 L, inoculados con 1,2 L (170 g/L de SST) de lodo granular anaeróbico proveniente de un reactor UASB instalado en una cervecería de la región. Estos reactores fueron alimentados a flujo continuo utilizando bombas peristálticas y un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 24 h, sin recirculación del efluente. Durante los primeros 7 d, los reactores se alimentaron con agua residual preparada de acuerdo al procedimiento sugerido por Chacín (20), con la finalidad de observar la actividad del lodo anaeróbico bajo estas

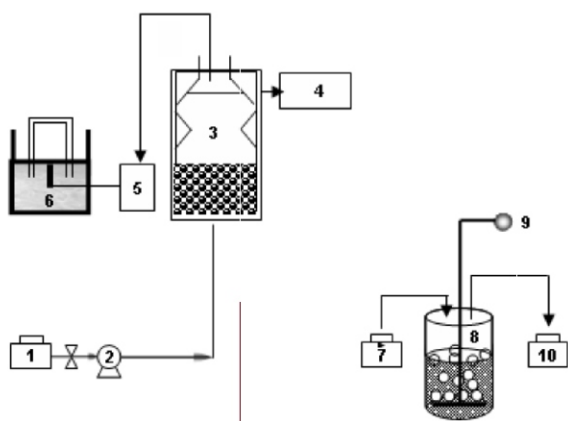


Figura 1. Sistema Experimental. 1. Recipiente con la muestra de aguas de producción petrolera. 2. Bomba peristáltica. 3. Reactor UASB. 4. Efluente del reactor UASB. 5 y 6. Colector de biogás. 7. Recipiente con la muestra de aguas de producción petrolera. 8. Reactor (SBR). 9. Flujo de aire. 10. Efluente tratado.

condiciones; la concentración de la DQO a la entrada fue de  $850 \text{ mg/L}$  ( $0,85 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ d}$ ), suministrada en forma de glucosa (MERCK).

Posteriormente, cada reactor se alimentó con un tipo diferente de aguas de producción para la aclimatación del lodo a las características del efluente. El reactor UASB-1 fue alimentado con aguas de producción provenientes de la extracción de petróleo liviano (APPL) con una carga orgánica de  $1,06 \pm 0,60 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ d}$ . El reactor UASB-2 fue alimentado con aguas de producción provenientes de la extracción de petróleo mediano (APPM) con una carga orgánica de  $0,78 \pm 0,32 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ d}$ . El reactor UASB-3 fue alimentado con aguas de producción provenientes de la extracción de petróleo pesado (APPP) con una carga orgánica de  $0,31 \pm 0,16 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ d}$ .

Cuando la respuesta en remoción de DQO en los reactores permaneció constante

(un mes aproximadamente), se comenzó la medición de los fenoles y de otros parámetros operacionales a la salida del sistema de tratamiento anaeróbico. La temperatura de operación fue de  $37 \pm 1^\circ\text{C}$ .

### Degradación de fenoles totales en biorreactores aeróbicos

Se utilizaron tres reactores SBR de plexiglás transparente y forma cilíndrica, con una capacidad de 4 L y un volumen de operación de 2 L. Los reactores fueron inoculados con 0,6 L ( $2 \text{ g/L}$  de SST) de lodo aerobio proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas de la región y 1.400 mL de efluente. En el fondo de los reactores se ubicaron difusores de aire conectados a un compresor, para garantizar una distribución uniforme del oxígeno en el licor-mezcla.

El ciclo de operación de los reactores tuvo un TRH de 16 h, con la siguiente secuencia: 15 h de aireación, 30 min de sedimentación y 30 min para la toma de muestras y recarga del reactor. La temperatura de operación fue de  $37 \pm 1^\circ\text{C}$ .

El reactor SBR-1 fue alimentado con APPL con una carga orgánica de  $1,60 \pm 0,65 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ d}$ . El reactor SBR-2 fue alimentado con APPM con una carga orgánica de  $1,17 \pm 0,80 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ d}$ . El reactor SBR-3 fue alimentado con APPP con una carga orgánica de  $0,46 \pm 0,21 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ d}$ .

Para la aclimatación del lodo a las APPL y APPP (SBR-1 y SBR-3), fue necesario realizar diluciones progresivas del efluente con agua destilada en proporciones de 20:80, 40:60 y 80:20 (efluente: agua destilada), durante aproximadamente 8 d. Para la aclimatación del lodo en el reactor SBR-2 (APPM), primeramente se usó una solución de glucosa (MERCK) de  $1.000 \text{ mg/L}$  ( $0,45 \text{ KgDQO/m}^3 \text{ d}$ ), como única fuente de carbono y energía, luego se aplicaron las diluciones señaladas (efluente: agua destilada).

Durante toda la etapa de experimentación fue necesario suplementar el afluente

de los reactores con la composición nutricional sugerida por Chacín (20).

### **Monitoreo del biotratamiento de las aguas de producción petroleras**

Durante la biodegradación anaeróbica y aeróbica de las aguas de producción petroleras, se evaluó el comportamiento de los siguientes parámetros: pH, alcalinidad total, demanda química de oxígeno (DQO) y fenoles totales, siguiendo los métodos estándar (21).

El método estándar fotométrico directo para cuantificar las concentraciones de fenoles totales está basado en la reacción de los compuestos fenólicos con 4-aminoantipirina a pH  $7,9 \pm 0,1$  en presencia de ferrocianuro de potasio para formar un complejo coloreado de antipirina que absorbe a la longitud de onda de 500 nm (21).

## **Resultados y Discusión**

### **Características de las aguas de producción petroleras**

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los parámetros evaluados para la caracterización inicial de las aguas de producción, provenientes de la extracción de petróleo en el patio de tanques Ulé. Los valores señalan que dichas aguas de producción no cumplen con la normativa venezolana (16). Estos resultados sustentan la necesidad de evaluar biotecnologías destinadas a adecuar la calidad de los efluentes para su disposición final en el medioambiente natural y así lograr una solución satisfactoria al impacto de su vertido, debido a la sobreproducción de aguas petroleras en Venezuela.

Como resultado de esta caracterización inicial también se pudo conocer la disponibilidad de nutrientes para el desarrollo adecuado de los microorganismos en los reactores anaerobios, con la finalidad de obtener un proceso de biodegradación efectivo. En general, se admite que la relación DQO: N : P de 500 : 5 : 1 es suficiente para atender las necesidades de macronutrientes de los microorganismos anaerobios (22). A excep-

ción de algunas muestras de APPL, todos los afluentes presentan las concentraciones requeridas. En cuanto al tratamiento aerobio donde la relación general aceptada en macronutrientes DQO: N : P es de 100 : 5 : 1, fue necesario complementar dichos nutrientes para obtener dicha relación.

En cuanto al contenido de fenoles totales, es evidente su mayor concentración en las APPL ( $19,36 \pm 2,02$  mg/L) (Tabla 1).

La concentración de fenoles totales encontrada en las APPL ( $2,70 \pm 0,04$  mg/L), es igual a la reportada por Freire *et al.* (23), para mezclas de aguas de producción brasileñas (2,7 mg/L).

Resultados similares también fueron encontrados por Grosso *et al.* (24) para aguas de producción de la industria colombiana, quienes reportaron concentraciones de fenol entre 0,7 y 2,5 mg/L, valores semejantes a los encontrados en la presente investigación para las APPL ( $2,70 \pm 0,04$  mg/L) y APPM ( $1,40 \pm 0,27$  mg/L).

### **Degradación de las aguas de producción petrolera**

Los valores de pH, alcalinidad total y DQO soluble encontrados durante el proceso de tratamiento en los reactores biológicos, se muestra en la Tabla 2. El pH y la alcalinidad total se mostraron relativamente estables y dentro de los rangos adecuados para el desarrollo de la microbiota dentro de los reactores (25, 26), para efectuar el trabajo de remoción de contaminantes de los efluentes.

En cuanto a la DQO soluble, las menores concentraciones se observaron en el efluente del reactor SBR-1 (APPL), cuyos valores estuvieron comprendidos entre 54,5 y 145,0 mg/L (Tabla 2). Las mayores concentraciones de DQO soluble se encontraron en el efluente del reactor UASB-2 (APPM), cuyos valores estuvieron comprendidos entre 338,8 y 680,0 mg/L. De esta manera, la DQO soluble mostró porcentajes de remoción altos (Tabla 3), especialmente bajo con-

Tabla 1  
Caracterización inicial de las aguas de producción petroleras del patio de tanques Ulé, Tía Juana, estado Zulia, Venezuela.

Parámetros	Petróleo liviano X ± S	Petróleo mediano X ± S	Petróleo pesado X ± S
pH	7,9 – 8,4	8,0 – 8,3	8,0 – 8,2
Alcalinidad total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	2.933 ± 158	3.440 ± 236	885 ± 81
DQO soluble (mg/L)	1.065,2 ± 190,7	782,6 ± 46,0	307,0 ± 9,9
Fenoles totales (mg/L)	19,36 ± 2,02	1,40 ± 0,27	2,70 ± 0,04
Nitrógeno total Kjeldahl (mg/L)	23,82 ± 8,04	39,20 ± 3,17	10,61 ± 1,99
Ortofosfatos (mg/L)	1,07 ± 0,71	1,05 ± 0,18	2,68 ± 0,56

Tabla 2  
Valores de pH, alcalinidad total y DQO soluble, durante el tratamiento biológico de las aguas de producción petroleras.

Tipo de agua de producción	Tratamiento anaeróbico (reactores UASB)			Tratamiento aeróbico (reactores SBR)		
	pH	Alcalinidad total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	DQO soluble (mg/L)	pH	Alcalinidad total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	DQO soluble (mg/L)
Petróleo liviano	7,3-8,6	2.040-3.100	122,0-350,0	9,0-9,9	2.300-4.000	54,5-145,0
Petróleo mediano	7,1-8,5	940-2.860	338,8-680,0	9,0-9,6	2.560-4.340	217,6-381,3
Petróleo pesado	7,2-8,2	940-1.480	112,6-250,0	8,9-9,4	800-1.440	74,9-147,4

diciones aeróbicas, donde se encontró un 88,8% de remoción en las APPL. Bajo condiciones anaeróbicas, las mayores tasas de remoción de DQO soluble también se encontraron durante el tratamiento de APPL (81,7%), observándose los menores porcentajes en las APPM (23,5%).

De manera general, el sistema de tratamiento aeróbico con reactores SBR mostró ser más efectivo para la remoción de la materia orgánica (DQO soluble) presente en las aguas de producción petroleras, al ser comparado con el sistema anaeróbico (reactores

UASB), bajo las condiciones de operación descritas en este estudio.

#### **Degradación anaeróbica de fenoles totales en reactores UASB**

En la Figura 2 se muestran las variaciones de las concentraciones de fenoles totales durante el tratamiento de las aguas de producción petroleras bajo condiciones anaeróbicas. Es notoria la mayor concentración de fenoles totales en las APPL (entrada).

En cuanto a la variabilidad de las concentraciones de fenoles durante el proceso de tratamiento, se observó cierta variación

Tabla 3  
Remoción de DQO soluble y fenoles totales, durante el tratamiento biológico de las aguas de producción petroleras.

Tipo de agua de producción	Tratamiento anaeróbico (reactores UASB) <sup>a</sup>		Tratamiento aeróbico (reactores SBR) <sup>b</sup>	
	Remoción de DQO (%)	Remoción de fenoles totales (%)	Remoción de DQO (%)	Remoción de fenoles totales (%)
	X ± S	X ± S	X ± S	X ± S
Petróleo liviano	81,7 ± 5,1	55,1 ± 5,5	88,8 ± 3,2	96,8 ± 2,9
Petróleo mediano	23,5 ± 16,0	74,7 ± 6,4	65,2 ± 8,3	89,2 ± 4,6
Petróleo pesado	35,7 ± 8,4	92,5 ± 0,6	62,9 ± 2,4	82,8 ± 12,5

X: media aritmética. S: desviación estándar. a: n=60. b: n=15.

en los valores de entrada, particularmente para las APPL y APPM (Figura 2A y 2B), relacionada con la composición particular del agua al momento de realizar la recolección en el patio de tanques.

Las concentraciones de fenoles totales a las salidas de los reactores se ubicaron en los valores promedio de  $8,48 \pm 0,58$ ;  $0,32 \pm 0,04$  y  $0,20 \pm 0,02$  mg/L, para las APPL, APPM y APPP, respectivamente (Figura 2).

En la Tabla 3 se muestran los porcentajes de remoción de fenoles totales durante el tratamiento de las aguas de producción petroleras. En los reactores UASB, se obtuvo el mayor porcentaje de remoción para las APPP (92,5%), mientras que las APPL mostraron el porcentaje más bajo (55,1%). De cierta forma queda en evidencia que la capacidad degradadora del consorcio microbiano desarrollado en los reactores UASB, se encuentra limitada y está influenciada por la concentración inicial del contaminante.

Fang *et al.* (27) trabajando con aguas residuales preparadas, encontraron porcentajes de remoción de 95% para fenoles (concentración inicial: 800 mg/L) y 85% para DQO en reactores UASB, utilizando un TRH de 8-12 h, observándose disminución en la eficiencia de remoción cuando se redujeron los tiempos de retención. Cuando la concentración de fenol se encontraba entre

1.200 y 1.500 mg/L, obtuvieron porcentajes de remoción entre 75 y 80%, concluyendo que la eficiencia disminuyó cuando se aumentó la concentración inicial de fenol. Estos investigadores también señalan que los niveles elevados de fenol residual en el efluente, suprimieron la actividad de los gránulos en el reactor. Sin embargo, esta supresión no fue permanente ya que la biomasa fue capaz de recobrar su actividad luego de la disminución de las concentraciones de fenol en el agua residual.

#### Degradación aeróbica de fenoles totales en reactores SBR

En la Figura 3 se muestran las variaciones de las concentraciones de fenoles totales durante el tratamiento de las aguas de producción petroleras bajo condiciones aeróbicas.

En cuanto a la variabilidad de las concentraciones de fenoles totales durante el proceso de tratamiento, se observó aumento en la capacidad degradadora de los fenoles con relación al tiempo, especialmente para las APPL (Figura 3A) y APPP (Figura 3C). Estos resultados evidencian la presencia de compuestos fenólicos complejos en las APPM, los cuales resultan sustratos menos accesibles para la comunidad microbiana desarrollada en los reactores.

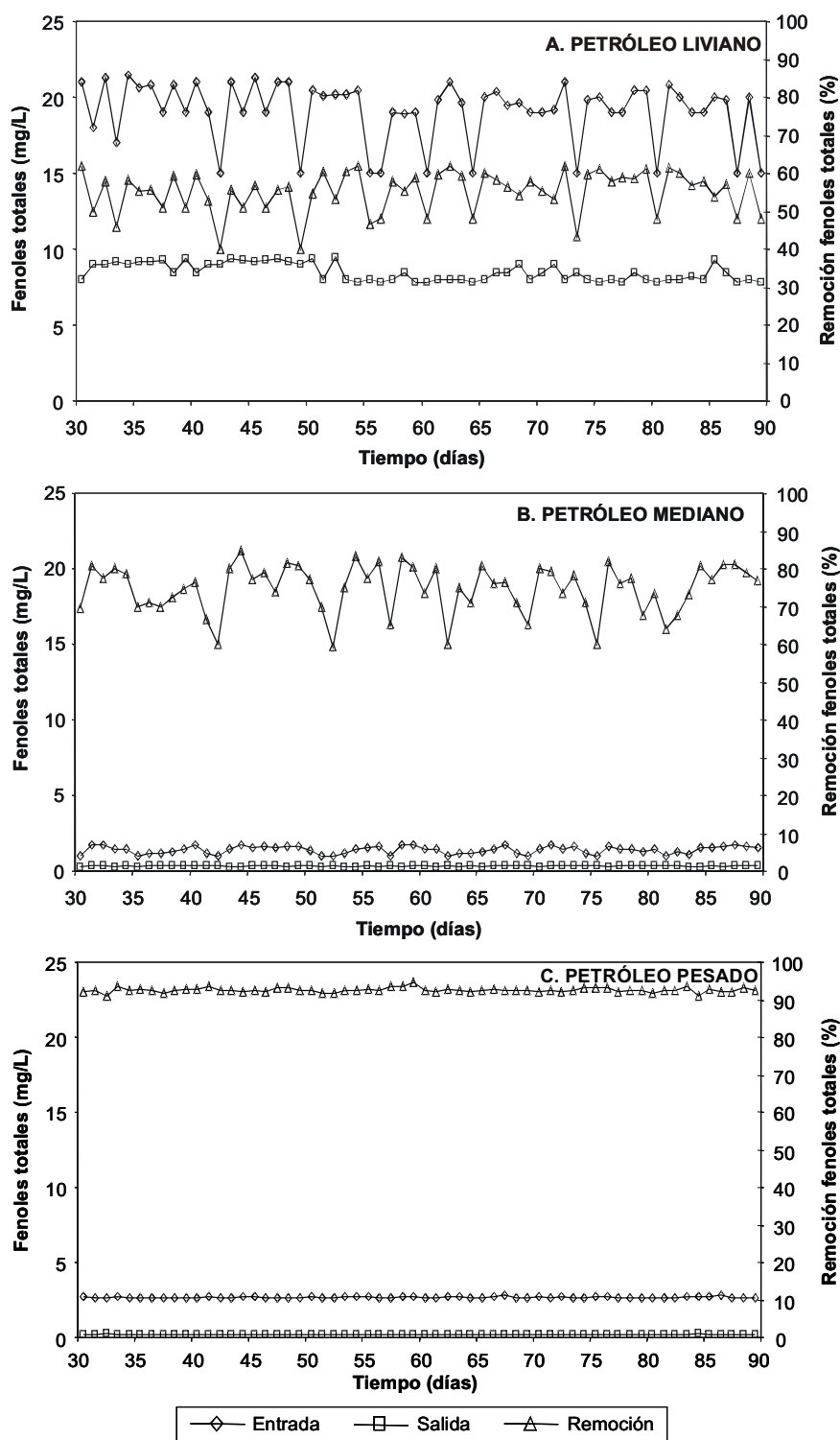


Figura 2. Variaciones de las concentraciones de fenoles totales durante el tratamiento de aguas de producción petroleras en reactores UASB.



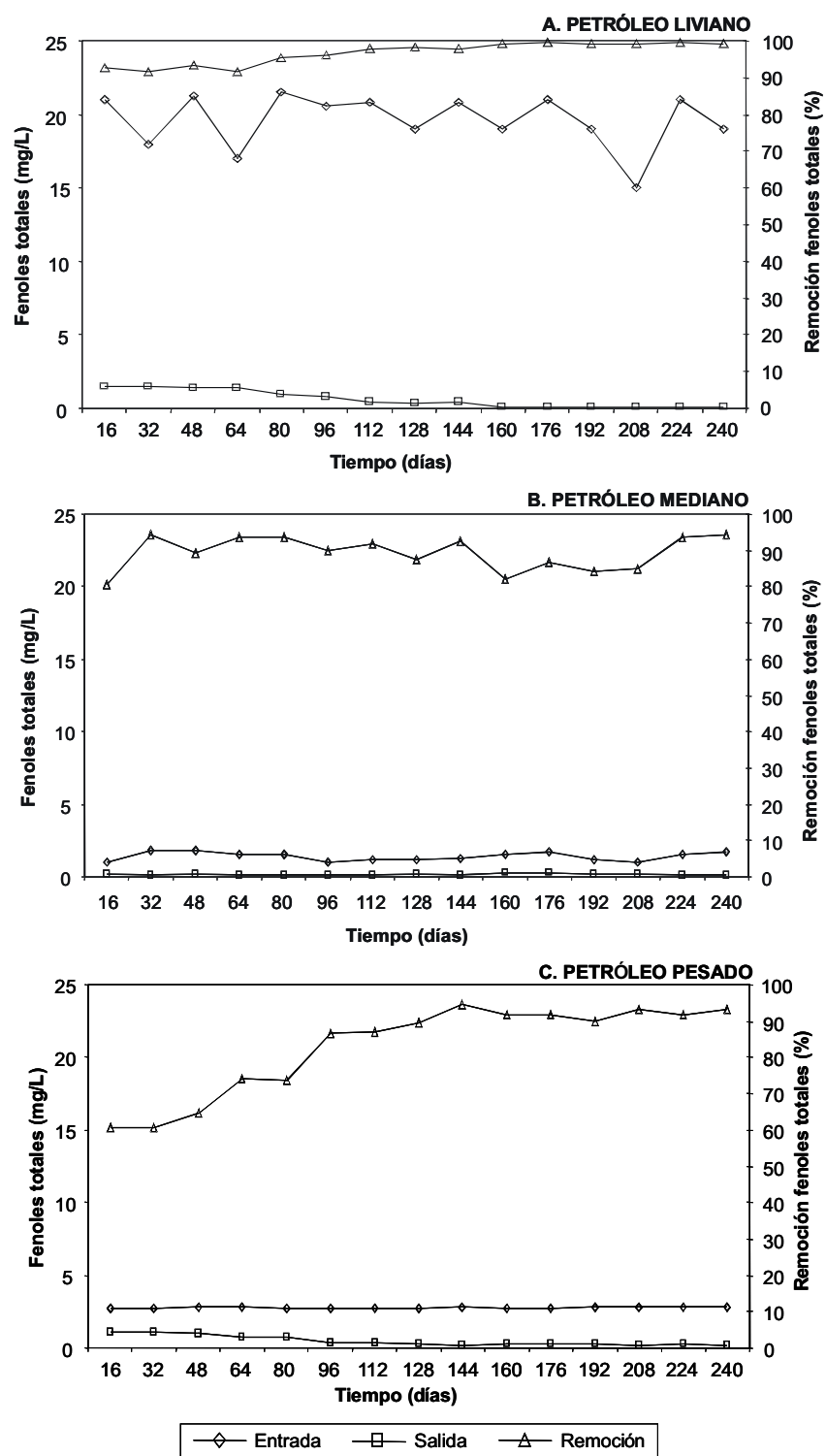


Figura 3. Variaciones de las concentraciones de fenoles totales durante el tratamiento de aguas de producción petroleras en reactores SBR.

Las concentraciones de fenoles totales en los efluentes tratados mostraron los valores promedio de  $0,63 \pm 0,56$  mg/L para las APPL;  $0,14 \pm 0,06$  mg/L para las APPM y  $0,47 \pm 0,34$  mg/L para las APPP.

Los valores promedio para la remoción de los fenoles de las aguas de producción petroleras se muestran en la Tabla 3. El mayor porcentaje de remoción se encontró en el reactor SBR-1 (APPL: 96,8%), el cual resulta comparable al reportado por Yoong *et al.* (4) para la biodegradación de aguas fenólicas preparadas (1.300 mg fenol/L) en reactores SBR (97% de remoción). Los menores porcentajes de remoción en los reactores SBR (condiciones aeróbicas) se encontraron en las APPP, en contraposición a lo obtenido en los reactores UASB (condiciones anaeróbicas). Este comportamiento supone la presencia de compuestos fenólicos diferentes en los distintos tipos de aguas de producción, con variada resistencia a la degradación y metabolismo microbianos (aeróbico/anaeróbico).

Grosso *et al.* (24) lograron eliminar más del 95% del fenol contenido en aguas de deshidratación de emulsiones inversas de hidrocarburos pesados, aguas de producción, aguas agrias y residuales de la refinería de Barrancabermeja (Colombia), en períodos que no superaron las 24 h, trabajando en biorreactores aerobios por carga, semicontinuos y continuos a escala de laboratorio y planta piloto. Estos investigadores indican que la concentración inicial y el tipo de fenol tienen gran influencia sobre la eficiencia de biodegradación, ya que cuando las concentraciones son elevadas ( $> 437$  mg/L), los fenoles son reducidos rápidamente, mientras que a concentraciones bajas y en presencia de fenoles sustituidos, el proceso se hace más lento. También indican que uno de los principales factores de éxito en el proceso de biodegradación de fenoles, se basa en la técnica de adaptación de los microorganismos biotransformadores al tipo de agua que se desea tratar.

La adsorción sobre materia orgánica tiene alto impacto sobre la biodegradación de

compuestos fenólicos, mecanismo que puede reducir la biodisponibilidad de ciertos fenoles para la degradación microbiana (13).

Finalmente, resulta importante evaluar y monitorear las reacciones de degradación específicas en las que participan los compuestos fenólicos dentro de estos sistemas de tratamiento, a fin de establecer la inocuidad de los compuestos finales, ya que algunas veces las reacciones de degradación de compuestos tóxicos conducen a la formación de compuestos intermediarios mucho más perjudiciales que el compuesto original.

### Conclusiones

Las aguas de producción petroleras con concentraciones de fenoles totales entre  $1,40 \pm 0,27$  y  $19,36 \pm 2,02$  mg/L, pueden ser tratadas satisfactoriamente utilizando reactores biológicos del tipo UASB o SBR, pudiéndose obtener valores de degradación entre 55,1-92,5% y 82,8-96,8%, respectivamente. Sin embargo, es importante considerar el tipo de fenoles presentes en el efluente ya que el proceso se hace más lento cuando existen compuestos fenólicos complejos.

La eficiencia de la remoción de fenoles totales en los reactores UASB fue la siguiente: APPP>APPM>APPL, mientras que en los reactores SBR fue: APPL>APPM>APPP. Este comportamiento supone la presencia de compuestos fenólicos diferentes en los distintos tipos de aguas de producción, con variada resistencia a la degradación y metabolismo microbianos (aeróbico/anaeróbico).

El sistema de tratamiento aeróbico (reactores SBR) mostró ser más efectivo para la remoción de la materia orgánica presente en las aguas de producción petroleras, al ser comparado con el sistema anaeróbico (reactores UASB), considerando las condiciones operacionales descritas en este estudio.

### Agradecimiento

Este trabajo fue financiado por el Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico (CONDES) de La Universidad del Zulia.

### Referencias Bibliográficas

1. DI CORCIA A., MARCHESE S., SAMPERI A. **J Chromatogr** 642: 175-184, 1993.
2. WILD S., HARRAD S., JONES K. **Wat Res** 27: 1527-1534, 1993.
3. BRENNER A., CHOZICK R., IRVINE R. **Wat Environ Res** 64 (2): 128-133, 1992.
4. YOONG E., LANT P. **Wat Sci Technol** 43 (3): 299-306, 2001.
5. ROZICH A., GAUDY A., D'ADAMO P. **Wat Res** 19: 481-490, 1985.
6. RUÍZ N., RUÍZ J., CASTAÑÓN J., HERNÁNDEZ E., CRISTIANI E., GALÍNDEZ J. **Revista Latinoamericana de Microbiología** 43: 19-25, 2001.
7. EVANS W., FUCHS G. **Ann Rev Microbiol** 42: 289-317, 1988.
8. COLBERG P., YOUNG L. **Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals**. Anaerobic degradation of nonhalogenated homocyclic aromatic compounds coupled with nitrate, iron, or sulfate reduction (Eds. Young L., Cerniglia, C.) Chapter 8, Wiley-Liss, Inc. (USA), pp. 307-330, 1995.
9. HARWOOD C., BURCHHARDT G., HERRMANN H., FUCHS G. **FEMS Microbiol Rev** 22: 439-458, 1999.
10. LOVLEY D., LONERGAN D. **Appl Environ Microbiol** 56: 1858-1864, 1990.
11. BAK F., WIDDEL F. **Arch Microbiol** 156: 152-158, 1986.
12. KARLSSON A., EJLERTSSON J., NEZIREVIC D., SVENSSON B. **Anaerobe** 5: 25-35, 1999.
13. McALLISTER K., LEE H., TREVORS J. **Bio-degradation** 7: 1-40, 1996.
14. BANERJEE G. **Wat Res** 31(4): 705-714, 1997.
15. RINCÓN N., CHACÍN E., MARÍN J., MOSCOSO J., FERNÁNDEZ L., TORRIJOS M., MOLETTA R., FERNÁNDEZ N. **Rev Téc Ing Univ Zulia** 25 (2): 90-99, 2002.
16. GACETA OFICIAL DE LA REPÚBLICA DE VENEZUELA Nro. 5021. Caracas, 18 de Diciembre de 1995, Extraordinaria. Decreto N° 883, 1995.
17. PEÑA Y., COLINA J. Análisis de opciones para el manejo de aguas efluentes del patio de tanques Ulé (Informe Técnico), Gerencia Técnica de Ingeniería de Procesos de Producción de PDVSA (Venezuela), pp. 19, 2000.
18. MARTÍNEZ A. **Cronología del petróleo venezolano, 1943-1993**, Vol. II, Ediciones CEPET, Caracas (Venezuela), 1995.
19. NEUMANN H., SEVERIN D., PACZYNSKA B. **Composition and properties of petroleum**, Geology of Petroleum, Vol. 5, pp. 1-135, 1981.
20. CHACÍN, E. Treatment characteristics of two phase anaerobic system using an UASB reactor (PhD thesis), University of Birmingham, Birmingham (England), pp. 180, 1993.
21. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **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. 20005-2605 (USA), 1998.
22. SPEECE R.E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters**. Nashville, Tennessee, Archae Press, 1996.
23. FREIRE D., CAMMAROTA M., SANT'ANNA G. **Environ Technol** 22: 1125-1135, 2001.
24. GROSSO J., DÍAZ M., LEÓN G. **Ciencia, Tecnología y Futuro** 1(1): 5-15, 1995.
25. SPEECE R. **Environ Sci Technol** 17: 416-427, 1983.
26. GUINEA A., MARTIN M., SERRANO S. **Wat Sci Technol** 43: 247-253, 2000.
27. FANG H.H.P; CHEN T., LI Y.Y., CHUI H.K. **Wat Res** 30(6): 1353-1360, 199.