

## Biodegradación de fenol en un sistema de tratamiento combinado UASB+RBC\*

*Elisabeth Behling, Julio César Marín\*\*  
Gladys Weffer, Nancy Rincón, Gilberto Colina*

---

### RESUMEN

Se evaluó el desempeño de un sistema de tratamiento combinado UASB+RBC durante el abordaje de un efluente sintético, utilizando como fuente de carbono fenol y glucosa, bajo condiciones mesofílicas y a escala de laboratorio. En los ensayos experimentales se establecieron 3 etapas, durante las cuales se aplicaron concentraciones de fenol desde 20 hasta 40 mg/L, con 4000 mg/L de glucosa. Se monitorearon los siguientes parámetros fisicoquímicos: pH, alcalinidad total, demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV), y contenido de fenol. Los resultados demostraron una alta eficiencia del sistema combinado para la degradación del fenol hasta valores de 99,62%, cumpliendo con lo exigido por la normativa venezolana en materia de vertido a cuerpos de agua. Este sistema puede ser considerado para el diseño de procesos de tratamiento a escala piloto, para la remoción de carbono, nitrógeno y fenol, ya que mostró resultados prometedores durante los ensayos de laboratorio.

**PALABRAS CLAVE:** biodegradación, fenol, tratamiento biológico, tratamiento combinado, co-metabolismo, UASB+RBC.

\* Este estudio fue financiado parcialmente por el Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico (CONDES) de la Universidad del Zulia.

\*\* Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia. [ebehling@fing.luz.edu.ve](mailto:ebehling@fing.luz.edu.ve)

## *Biodegradation of Phenol in a Combined Treatment System UASB+RBC*

---

### ABSTRACT

The performance of a combined system UASB+RBC for treatment of a synthetic effluent, using phenol and glucose as a carbon source, under mesophilic conditions and at laboratory scale, was evaluated. In the experimental tests, three stages were set up, during which phenol concentrations from 20 to 40 mg/L, with 4000 mg/L of glucose, were applied. The following physico-chemical parameters were monitored: pH, total alkalinity, chemical oxygen demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (TKN), orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), total suspended solids (TSS) and volatiles (SSV) and phenol content. Results showed a high efficiency for the combined system for degrading phenol to values of 99.62%, meeting Venezuelan legal requirements for discharge into water bodies. This system can be considered for designing treatment processes to remove carbon, nitrogen and phenol on a pilot scale, since promising results were shown in the laboratory trials.

KEYWORDS: biodegradation, biological treatment, combined treatment, phenol, co-metabolism, UASB+RBC.

### Introducción

El fenol y sus derivados son constituyentes comunes de los efluentes líquidos de operaciones de la industria petrolera y farmacéutica, así como también de plantas de producción de acero inoxidable, de pulpa de papel y de resinas y coque, entre otras (Santos y Linardi, 2001; Alemzadeh *et al*, 2002; Basha *et al*, 2010; Pradeep *et al*, 2011). Estos compuestos son tóxicos, carcinógenos, mutagénicos y teratogénicos (Autenrieth *et al*, 1991), causan irritación en la piel, problemas cardiovasculares, renales y respiratorios, y afectan la vida acuática cuando su contenido es mayor o igual a 1 mg/L (Veeresh *et al*, 2005; Basha *et al*, 2010; Duan, 2011). Dicho planteamiento justifica el desarrollo de tecnologías enfocadas a remover estos contaminantes de las aguas residuales, de tal manera que el efluente tratado sea seguro para su descarga al ambiente natural, cumpliendo con la normativa legal establecida (Rodríguez-Roda *et al*, 2000).

Un ventajoso sistema de tratamiento biológico de crecimiento adherido para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, lo constituye el reactor biológico rotativo de contacto, conocido por sus siglas en inglés, RBC (Chavan y Mukherji, 2008), así como también para el tratamiento de aguas consideradas peligrosas por el contenido de sustancias tóxicas, tales como: tolueno, fenol, tricloroetileno y tiocianato, entre otros (Najafpour *et al*, 2005). Estos reactores ofrecen un número significativo de ventajas sobre otros sistemas de tratamiento biológico (Torkian *et al*, 2003b; Cortéz *et al*, 2008).

Los reactores RBC han sido utilizados satisfactoriamente en tecnologías que combinan los tratamientos anaeróbico+aeróbico. Uno de estos sistemas lo constituye el reactor UASB (reactor anaeróbico de manto de lodo de flujo ascendente) + RBC, el cual ha sido estudiado en los últimos años para el tratamiento de efluentes industriales (Torkian *et al*, 2003a; 2003b; Majumder y Gupta, 2007; 2008). En estos sistemas combinados se mejora la capacidad de nitrificación significativamente, en comparación con la aplicación de un sólo tratamiento (Tawfik *et al*, 2003). En la primera etapa se logra remover una parte sustancial de la materia orgánica biodegradable, especialmente si el tratamiento anaeróbico se lleva a cabo a altas temperaturas. Adicionalmente, se produce una menor cantidad de lodo, y más estabilizado (Tawfik *et al*, 2002). También se puede favorecer la remoción de bacterias patógenas en el sistema de postratamiento, como resultado de una mayor remoción de materia orgánica suspendida y coloidal en el reactor UASB (Tawfik *et al*, 2005). Adicionalmente, altas concentraciones de fenol pueden ser removidas satisfactoriamente en los sistemas de tratamiento biológico mediante la aclimatación del inóculo, recirculación del efluente tratado o la adición de co-sustratos como glucosa o ácidos grasos volátiles (Veeresh *et al*, 2005).

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar el desempeño de un sistema de tratamiento combinado UASB+RBC, a escala de laboratorio y bajo condiciones mesófilas, utilizando un efluente sintético preparado con glucosa y fenol como fuentes de carbono.

## 1. Metodología

### 1.1. Equipo experimental

El tratamiento del efluente fenólico se llevó a cabo en un sistema combinado, utilizando un reactor UASB al que se le conectó en serie un reactor RBC aerobio de etapa simple (figura 1). El sistema operó bajo condiciones mesofílicas ( $31 \pm 1^\circ\text{C}$ ).

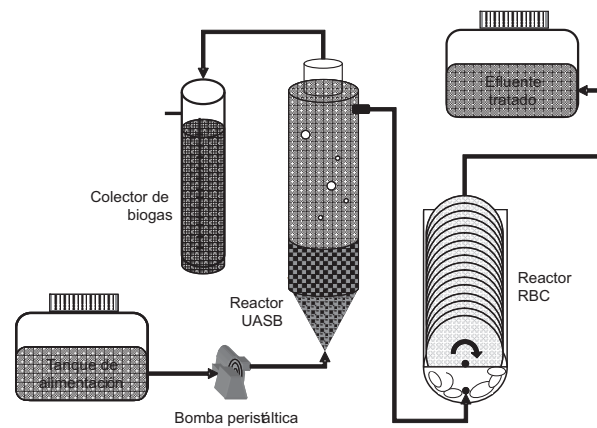


FIGURA 1. Esquema del sistema de tratamiento combinado UASB+RBC, empleado en el presente estudio.

Los reactores fueron construidos en acrílico transparente. El reactor UASB contaba con una capacidad de 4,445 L y se le colocó en el fondo grava comercial (4% del volumen útil), para proveer una distribución uniforme del flujo. El gas producido por el reactor anaeróbico era medido por desplazamiento de agua. Las características de los reactores utilizados en este estudio se muestran en la tabla 1. El reactor UASB fue inoculado con un lodo granular anaerobio procedente de un reactor UASB que funciona en una industria cervecera de la región, mientras que para el reactor RBC se empleó un lodo aerobio proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas.

### 1.2. Efluente

Se preparó un efluente sintético con agua destilada, al cual se le incorporó glucosa como única fuente de carbono y los nutrientes necesarios

TABLA 1. Dimensiones y características de los reactores empleados en el sistema de tratamiento combinado UASB+RBC.

Parámetro	UASB	RBC
Volumen total	4,445 L	
Volumen útil	4,000 L	
Diámetro interno	9,8 cm	
Diámetro externo	13,0 cm	
Diámetro del disco		18,0 cm
Diámetro del tanque		20,3 cm
Longitud del tanque		60,0 cm
Porcentaje de disco sumergido		40,0%
Espesor promedio de los discos		0,3 cm
Área de contacto total		20033 cm <sup>2</sup>
Volumen de agua a tratar		7,5 L
Número de discos		41
Espaciamiento entre discos		0,8 cm
Velocidad de giro del disco		2,5 rpm

para el crecimiento microbiano, de acuerdo con las proporciones C:N:P de 100:5:1. Durante el desarrollo de las etapas experimentales, se adicionó fenol grado analítico (MERCK) a este efluente como fuente adicional de carbono. También se requirió suplementar con bicarbonato de sodio para contribuir con el sistema amortiguador del efluente.

El efluente era almacenado en envases plásticos de 20 L de capacidad y mantenido a 4°C hasta ser utilizado en la unidad experimental, separando una alícuota adecuada para su caracterización fisicoquímica.

### 1.3. Control y análisis del sistema

Inicialmente, los reactores fueron alimentados de manera discontinua con efluente sintético que contenía sólo glucosa (1000 mg/L para RBC y 4000 mg/L para UASB) como única fuente de carbono (tiempo de retención hidráulico, TRH=24 h), a fin de crear las condiciones propicias para la formación de la biopelícula en los discos (reactor RBC), así como el cre-

cimiento del lodo anaeróbico (reactor UASB). Posteriormente, con la finalidad de aclimatar a la biomasa microbiana al fenol, se comenzó a aplicar el efluente fenólico que contenía 20 mg/L de fenol, como fuente adicional de carbono.

Una vez obtenida la carga microbiana adecuada y lograda la estabilidad de los parámetros operacionales, los reactores operaron bajo la modalidad de flujo continuo y se conectaron en serie (UASB+RBC).

El desempeño del sistema combinado se evaluó bajo tres diferentes condiciones experimentales (tabla 2), cada una de las cuales se extendió hasta obtener estabilidad en los parámetros operacionales evaluados, a saber: pH, alcalinidad total, DQO, nitrógeno total Kjeldahl (NTK), ortofostato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), contenido de fenol, volumen de biogás, porcentaje de metano en el biogás, de acuerdo con los métodos estándares (APHA *et al*, 1998). El contenido de fenol en las muestras se determinó por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC), utilizando un detector UV modelo HP 1050, en fase reversa, según la metodología descrita por González *et al* (2001).

TABLA 2. Etapas de experimentación a flujo continuo en el sistema combinado UASB+RBC, aplicadas durante el presente estudio.

Etapa	Días	Glucosa (mg/L)	Fenol (mg/L)	UASB		RBC	
				TRH (h)	CO (kgDQO/m <sup>3</sup> d)	TRH (h)	CO (gDQO/m <sup>2</sup> d)
I	69	4000	20	10,12	9,42	18,97	8,38
II	19	4000	40	10,12	9,73	18,97	5,50
III	32	4000	40	15,15	6,55	28,41	3,45

CO: carga orgánica.

## 2. Resultados y discusión

Los valores medios, las desviaciones estándares y las eficiencias de remoción de los parámetros fisicoquímicos, monitoreados durante la biodegradación de fenol en el sistema combinado UASB+RBC, se muestran en las tablas 3 y 4.

**TABLA 3. Medias aritméticas (X) y desviaciones estándares (DS) de los parámetros fisicoquímicos monitoreados en el sistema combinado UASB+RBC, durante la biodegradación de fenol**

Parámetro	Etapa I			Etapa II			Etapa III		
	Influyente	UASB	RBC	Influyente	UASB	RBC	Influyente	RBC	UASB
pH	7,99±0,15	6,65±0,40	8,88±0,16	8,17±0,13	6,43±0,09	9,06±0,10	8,02±0,14	6,63±0,24	8,98±0,07
X ± DS	7,68	6,07	8,02	7,93	6,30	8,93	7,80	6,22	8,74
Mínimo	8,61	7,83	9,03	8,42	6,69	9,40	8,53	7,27	9,05
Máximo									
Alcalinidad total									
X ± DS	2196,8±275,7	1971,9±503,6	1700,3±444,1	2276,5±221,1	2268,8±677,1	1458,2±425,1	2367,6±252,2	2381,9±354,3	2340,9±229,9
Mínimo	1616,0	990,0	930,0	1980,0	1130,0	850,0	1860,0	1820,0	1680,0
Máximo	2736,0	2656,0	2400,0	2760,0	3760,0	2160,0	2840,0	3000,0	2620,0
DQO									
X ± DS	3965,23±133,65	1768,60±863,15	169,42±59,63	4097,78±65,27	1160,88±158,14	186,83±28,29	4136,96±101,50	1091,91±252,73	172,14±36,84
Mínimo	3605,33	394,67	40,53	3989,33	992,00	115,73	3946,67	805,33	88,53
Máximo	4291,41	3712,00	317,87	4245,33	1536,00	250,13	4405,33	1909,33	248,53
NTK									
X ± DS	199,83±2,40	199,32±3,06	81,26±2,12	205,89±2,66	200,33±3,10	64,90±9,07	205,47±1,94	201,27±2,82	39,63±5,02
Mínimo	196,00	186,82	77,88	203,50	193,76	42,56	202,90	194,88	31,36
Máximo	204,96	206,86	89,85	209,80	207,20	75,04	208,60	206,08	51,52
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>									
X ± DS	40,56±0,78	39,12±3,21	4,23±1,56	41,21±1,67	39,73±1,62	8,33±1,51	42,59±0,62	40,32±0,90	8,08±1,02
Mínimo	39,40	22,77	1,16	38,56	36,07	5,53	41,40	38,84	5,53
Máximo	41,61	43,28	8,36	43,33	43,28	10,10	43,60	41,62	9,64
Fenol									
X ± DS	17,60±1,29	9,03±4,92	0,18±0,33	37,53±4,95	28,58±5,06	2,83±3,38	42,08±2,22	21,66±2,20	0,16±0,23
Mínimo	13,29	1,30	0,05	26,87	18,99	<0,05	37,80	16,16	<0,05
Máximo	19,83	16,33	2,15	46,35	39,34	13,41	49,54	25,74	1,07

Todas las unidades en mg/L, excepto pH (adimensional) y alcalinidad total (mgCaCO<sub>3</sub>/L).

TABLA 4. Eficiencia de remoción de los parámetros evaluados durante el tratamiento del efluente fenólico en el sistema combinado UASB+RBC.

	Etapa I			Etapa II			Etapa III		
	Remoción (%)		Remoción (%)	Remoción (%)		Remoción (%)	Remoción (%)		Remoción (%)
	UASB	RBC		UASB+RBC	UASB		RBC	UASB	
DQO	55,40	90,42	95,73	71,67	83,91	95,44	73,61	84,23	95,84
NTK	0,26	59,23	59,34	2,70	67,60	68,48	2,04	80,31	80,71
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	3,55	89,19	89,57	3,59	79,03	79,79	5,33	79,96	81,03
Fenol	48,69	98,01	98,98	23,85	90,10	92,46	48,53	99,26	99,62



### 2.1. pH y alcalinidad total

Durante todas las etapas experimentales los valores de pH (figura 2) y alcalinidad total (figura 3), tanto para el reactor UASB como para el RBC, se encontraron dentro del rango considerado adecuado para el desarrollo de una microbiota mixta, metabólicamente apta para desempeñar los procesos de biodegradación en el sistema combinado UASB+RBC (Henze y Harremoës, 1983; Guinea *et al*, 2000). Los valores de pH y alcalinidad to-

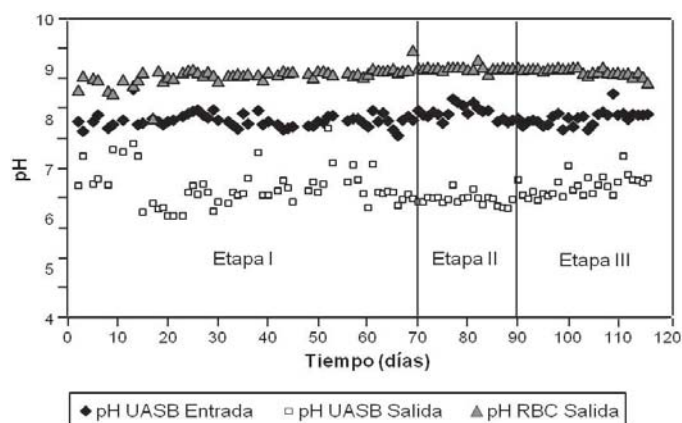


FIGURA 2. Variabilidad del pH durante el tratamiento del efluente fenólico en el sistema combinado UASB+RBC.

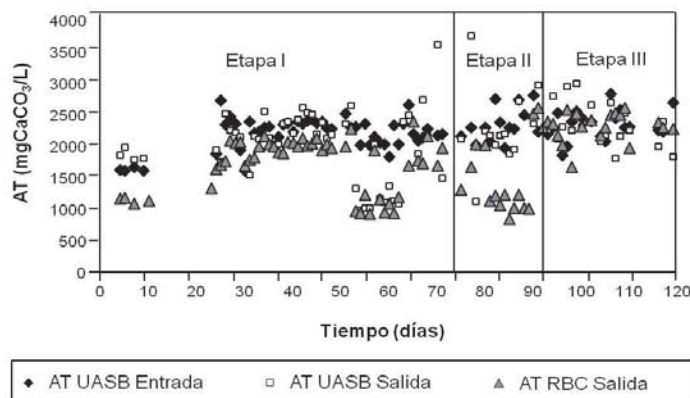


FIGURA 3. Variabilidad de la alcalinidad total (AT) durante el tratamiento del efluente fenólico en el sistema combinado UASB+RBC.

tal para las etapas I, II y III del sistema UASB+RBC, se ubicaron en  $8,88 \pm 0,16$  y  $1700,3 \pm 444,1$   $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ;  $9,06 \pm 0,10$  y  $1458,2 \pm 425,1$   $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ ;  $8,98 \pm 0,07$  y  $2340,9 \pm 229,9$   $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$  (Tabla 3); respectivamente.

Los valores de pH a la salida del sistema combinado UASB+RBC estuvieron dentro del rango permitido por la normativa venezolana para la descarga a cuerpos de agua superficiales (pH 6 a 9; Decreto 883, 1995).

## 2.2. Demanda química de oxígeno

Las concentraciones de DQO para el sistema de tratamiento combinado UASB+RBC se muestran en la figura 4. La concentración media de DQO en el influente (entrada) fue de  $3965,23133,65$   $\text{mg/L}$  para la etapa I, de  $4097,78 \pm 65,27$   $\text{mg/L}$  para la etapas II y de  $4136,96101,50$   $\text{mg/L}$  para la etapa III (tabla 3), lo que se traduce a cargas orgánicas aplicadas al reactor UASB de  $9,42$ ;  $9,73$  y  $6,55$   $\text{kgDQO}/\text{m}^3\text{d}$ . Se observó que durante la primera etapa experimental el efluente del reactor UASB mostró una gran dispersión de los valores de DQO, obteniéndose una concentración media de  $1768,60863,15$   $\text{mgDQO}/\text{L}$ , como resultado de la adaptación de la biomasa al efluente fenólico (flujo continuo). La eficiencia de remoción de materia orgánica (DQO) para este reactor durante la etapa I, fue del  $55,40\%$  (tabla 4), lográndose remover en general  $2196,63$   $\text{mgDQO}/\text{L}$ . Cuando se incrementó la concentración de fenol en el influente (etapa II):

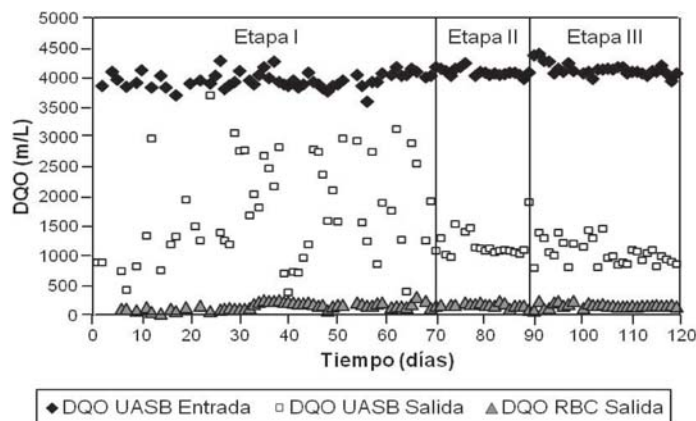


FIGURA 4. Variabilidad de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el tratamiento del efluente fenólico en el sistema combinado UASB+RBC.

40 mgfenol/L), se obtuvo una eficiencia de remoción de DQO más estable (cerca al 71%), lo cual supone la existencia de una comunidad microbológica adaptada a este sustrato, requiriéndose un menor número de días de experimentación. En la etapa III (disminución de la carga hidráulica), se obtuvo un ligero incremento de la eficiencia del reactor UASB, removiéndose 3045,05 mgDQO/L (eficiencia de 73,61% para la DQO).

A pesar de la calidad del efluente proveniente del reactor UASB (figura 4), el reactor RBC fue capaz de soportar la variabilidad de la concentración de materia orgánica (etapa I), llegándose a remover 1599,18 mgDQO/L (90,42%), mientras en las etapas II y III se obtuvieron eficiencias de remoción de materia orgánica (DQO) muy similares (alrededor de 84%), las cuales resultaron mayores a las presentadas por Torkian *et al* (2003b) de 76% para aguas residuales industriales pre-tratadas anaeróbicamente. Este fenómeno demuestra lo planteado por Cortéz *et al* (2008), al indicar que este tipo de reactores de crecimiento adherido, son capaces de soportar choques de cargas orgánicas.

En general, el sistema de tratamiento combinado logró remover 3795,81 (95,73%); 3910,95 (95,44%) y 3964,82 mgDQO/L (95,94%), en las etapas I, II y III, respectivamente, mostrándose que la calidad del efluente final fue independiente de la concentración inicial de fenol y de la carga hidráulica aplicada.

En todas las etapas experimentales la calidad del efluente del reactor UASB no cumplió con los límites de descarga permitidos por la normativa venezolana (Decreto 883, 1995), por lo tanto, se hacía necesario la implementación de un postratamiento aeróbico de crecimiento fijo o suspendido, para cumplir con los estándares de descarga a cuerpos de agua superficiales, según lo recomendado por Torkian *et al* (2003b). En tal sentido, la incorporación del reactor RBC permitió obtener un efluente con una calidad en términos de DQO menor a 350 mg/L (Decreto 883, 1995), cumpliendo con lo exigido por las normas venezolanas.

Díaz *et al* (2010), obtuvieron un menor porcentaje de remoción de DQO (83,3%) que el encontrado en el presente estudio, al tratar un agua residual fenólica sintética en un reactor SBR. La concentración de fenol a la entrada era de 5 mg/L para una DQO de 1500 mg/L (3,18 kgDQO/m<sup>3</sup>d). Estos investigadores indican que los porcentajes de remoción de la DQO más importantes se alcanzaron durante la secuencia

anaerobia-aerobia, correspondiendo con las condiciones aplicadas en la presente investigación. Igual planteamiento realizaron Rincón *et al* (2004), al evaluar un sistema combinado UASB+SBR para el tratamiento de aguas de producción de petróleo liviano, quienes reportaron remociones de materia orgánica (DQO) del 84% para un reactor UASB y del 67% para un reactor SBR. Estos investigadores concluyeron que la degradación orgánica fue superior para los procesos combinados que para cada tratamiento biológico por separado.

Los volúmenes de biogás y porcentajes de metano obtenidos en el reactor UASB, bajo las condiciones del ensayo fueron las siguientes: etapa I 7,4 L/d y 75,9%; etapa II 10,33 L/d y 74,10% y etapa III 6,8 L/d y 78,02%, respectivamente. Dichos valores también son buenos indicativos de la eficiencia del sistema en la degradación de la materia orgánica presente en el influente.

### 2.3. Nitrógeno total Kjeldahl

En la figura 5 se presentan la variabilidad del NTK (N-orgánico+ $\text{NH}_4^+$ ) durante el tratamiento biológico del efluente sintético. Las concentraciones en el efluente del reactor UASB para todas las etapas experimentales, no mostraron diferencias con respecto a su contenido en el influente. El nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) puede ser incorporado vía asimilatoria como masa celular. No obstante, sólo una pequeña cantidad del

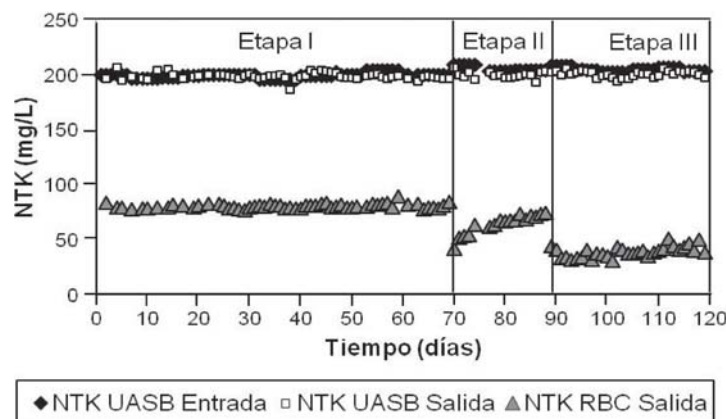


FIGURA 5. Variabilidad del nitrógeno total Kjeldahl (NTK) durante el tratamiento del efluente fenólico en el sistema combinado UASB+RBC.

mismo puede ser removida de esta manera, debido a la poca cantidad de biomasa generada en sistemas anaerobios (Lin *et al*, 2000; Govahi *et al*, 2012).

La remoción de NTK fue significativa durante el tratamiento en el reactor RBC, llegándose a remover 118,06 (59,23%); 135,43 (67,60%) y 161,64 mgNTK/L (80,31%), para las etapas I, II y III, respectivamente. Estos resultados indican que el aumento del TRH incidió favorablemente en la remoción de nitrógeno, como resultado del crecimiento de microorganismos nitrificantes (crecimiento lento) en la biopelícula del reactor de biodiscos (Tawfik *et al*, 2003; Marín *et al*, 2012). La disminución de los valores de alcalinidad total (tabla 1, figura 3) pueden mostrar indicios del desarrollo del proceso de nitrificación (Garzón *et al*, 2005). Adicionalmente, algunas investigaciones han reportado que en los reactores RBC puede ocurrir el proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea (Gupta y Gupta, 1999; 2001).

Las eficiencias de remoción de NTK después del tratamiento combinado fueron prácticamente las mismas que para el reactor RBC, ubicándose en 59,34; 68,48 y 80,71% (tabla 4), respectivamente para las etapas I, II y III, lo cual demuestra la necesidad de aplicar un postratamiento aeróbico para la remoción de nitrógeno en el afluente de un reactor anaeróbico. Durante la etapa III, se logró obtener la menor concentración de NTK en el efluente final (39,635,02 mg/L), valor muy cercano al valor máximo permisible contemplado en la norma venezolana para la descarga a cuerpos de aguas naturales (40 mgN-total/L; Decreto 883, 1995). Sin embargo, el cumplimiento de este requerimiento bajo las condiciones de este estudio, debe ser evaluado con mayor detalle ya que se deben incorporar las concentraciones de  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  para la estimación de N-total.

#### 2.4. Ortofosfato

La variabilidad de las concentraciones de ortofosfato durante el tratamiento del efluente fenólico, fue similar a la obtenida para el NTK (figura 6). Se obtuvo una baja remoción en el reactor UASB, mientras que en el RBC, los valores se ubicaron en 89,19; 79,03 y 79,96%, para las etapas I, II y III, respectivamente (tabla 4). El comportamiento de las formas de fósforo en los reactores biológicos, es dependiente de la actividad microbiana que se desarrolle bajo las condiciones establecidas.

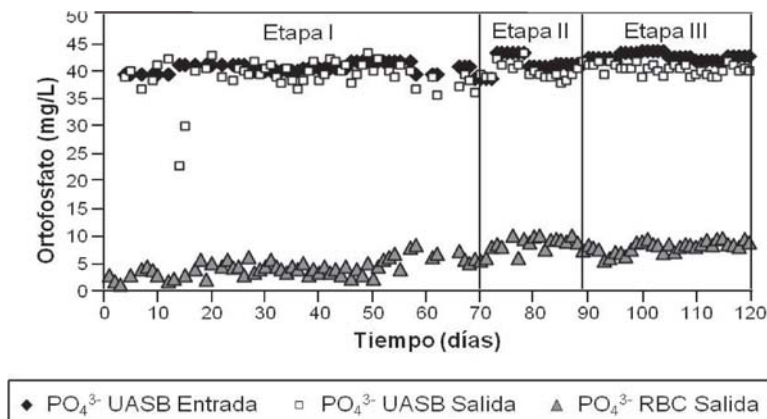


FIGURA 6. Variabilidad del ortofosfato ( $PO_4^{3-}$ ) durante el tratamiento del efluente fenólico en el sistema combinado UASB+RBC.

Las concentraciones medias finales de  $PO_4^{3-}$  en el sistema combinado fueron de  $4,23 \pm 1,56$ ;  $8,33 \pm 1,51$  y  $8,88 \pm 1,02$  mg/L (tabla 3), para las etapas I, II y III, respectivamente. Dichos valores si bien se encuentran por debajo del límite permisible establecido por la normativa venezolana para la descarga a cuerpos de aguas naturales (10 mgP/L; Decreto 883, 1995), no considera las formas orgánicas de fósforo, las cuales deben ser cuantificadas para conocer la concentración final de P-total.

Es conocido que para lograr la remoción de fósforo en los sistemas de tratamiento biológico, es necesario establecer una configuración en serie de reactores con recirculación del efluente. Por ejemplo, una secuencia anaeróbico-anóxico-aeróbico, con la finalidad de manejar los procesos de asimilación y excreción de las formas de fósforo por parte de los microorganismos, lográndose finalmente altas tasas de remoción de P. Tal es el caso del estudio realizado por Kermani *et al* (2009), quienes reportaron remociones de fósforo de hasta 95,8%, usando reactores de biopelícula en lecho fluidizado.

### 2.5. Sólidos suspendidos totales y volátiles

El contenido de sólidos suspendidos mostró un comportamiento similar al observado con el parámetro DQO. Durante la primera etapa hubo una gran cantidad de SST a la salida del reactor UASB (producto del lavado del lodo por el período de adaptación a las condiciones de experimenta-

ción), cuyo valor medio se ubicó en 311,6 mg/L, de los cuales el 92% correspondió a los SSV. Luego, en el tratamiento aerobio, hubo una disminución de los sólidos a la salida del RBC, obteniéndose una concentración media de 76,9 mgSST/L.

Al incrementarse la concentración de fenol en el sustrato (etapa II: 40 mg/L), bajo el mismo TRH de la etapa I, el sistema combinado arrojó valores medios de SST de  $91,7 \pm 34,3$  mg/L, estando por encima del valor máximo exigido por la normativa venezolana para descargas (80 mg/L; Decreto 883, 1995). Esta alta dispersión de los valores a dichas condiciones, pudo deberse al fenómeno de desprendimiento de la biopelícula que ocurre normalmente en reactores RBC, como resultado del aumento del espesor de la biopelícula, sobre todo en los cinco primeros discos del RBC, los cuales presentaron una coloración blanca, comportamiento típico de los reactores sobrecargados (Cortéz *et al*, 2008). El crecimiento de la biopelícula en estos reactores puede continuar hasta que llega un momento en que las capas más profundas no reciben más oxígeno ó sustrato, produciéndose entonces el desprendimiento de la capa bacteriana. Dicho desprendimiento se ve influenciado por diferentes factores, entre otros, la velocidad de giro de los discos y el diámetro de los mismos (Romero, 2001).

Por otra parte, cuando se disminuyó la carga hidráulica (etapa III), se obtuvo un efluente en el reactor RBC con mejor calidad, con relación al contenido de SST ( $74,9 \pm 8,6$  mg/L).

Estos resultados demuestran la necesidad de colocar una unidad de sedimentación secundaria a la salida del reactor RBC, con la finalidad de sedimentar los SST y mejorar de esta manera la calidad del efluente, tal como lo recomienda la literatura (Romero, 2001).

## 2.6. Biodegradación de fenol

Las concentraciones de fenol encontradas durante el tratamiento del efluente fenólico en el sistema combinado UASB+RBC, así como los porcentajes de remoción, se muestran en las tablas 3 y 4. En las etapas I, II y III, se observaron remociones de 98,98; 92,46 y 99,62%, respectivamente, correspondientes principalmente a la eficiencia del reactor RBC. Las remociones de fenol en el reactor anaeróbico fueron de 48,69; 23,85 y 48,53%, respectivamente (tabla 4). El aumento de la eficiencia de remoción de fenol en la última etapa, resultó de la aclimatación de la biomasa

bacteriana a la fuente de carbono y al aumento del TRH, lo cual incrementa el tiempo de contacto entre los microorganismos y el contaminante.

En la figura 7 se presenta el desempeño del sistema experimental para la biodegradación del fenol, observándose que su concentración a la salida del reactor UASB fue dependiente de la concentración inicial. Por el contrario, las concentraciones finales de fenol a la salida del reactor RBC, fueron independientes de dicha concentración, permaneciendo remanente en dicho efluente  $0,18 \pm 0,33$ ;  $2,83 \pm 3,38$  y  $0,16 \pm 0,23$  mg/L, para las etapas I, II y III, respectivamente. El aumento de la concentración de fenol de 20 a 40 mg/L durante la etapa II, repercutió sobre la estabilidad del sistema y por ende sobre la eficiencia de remoción de fenol. Las concentraciones finales de fenol en las etapas I y III fueron menores al límite permisible de 0,5 mg/L, establecido por la legislación venezolana para la descarga de efluentes a cuerpos de aguas naturales (Decreto 883, 1995), por lo cual el sistema combinado UASB+RBC resulta eficiente para la remoción de fenol a concentraciones iniciales de 20 y 40 mg/L, considerando las condiciones de operación establecidas en este estudio.

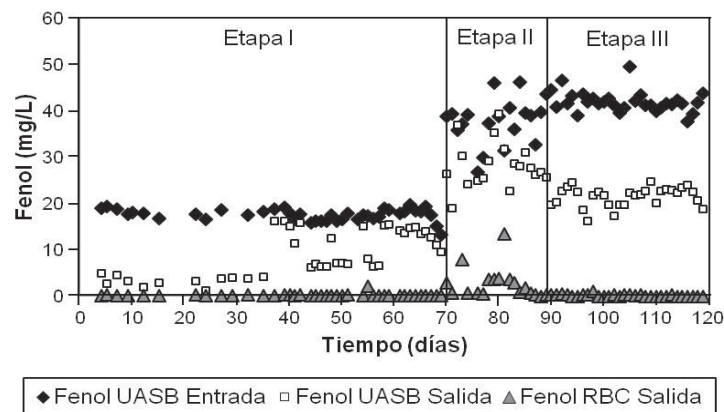


FIGURA 7. Variabilidad del fenol durante el tratamiento del efluente fenólico en el sistema combinado UASB+RBC.

El fenol puede ser degradado tanto aeróbica como anaeróbicamente, pero imperan algunas condiciones particulares. En la degradación aeróbica el oxígeno molecular es empleado por la enzima fenol hidroxilasa para adicionar un segundo grupo hidroxil en posición orto, para lo cual se



requiere un nucleótido de piridina reducido ( $\text{NADH}_2$ ). La molécula de catecol resultante puede ser degradada por dos vías alternativas: vía-orto y vía-meta, dependiendo del microorganismo responsable. La biodegradación anaeróbica del fenol es un proceso mucho menos ventajoso y resulta de los procesos de carboxilación y de deshidroxilación de la molécula inicial. Un amplio número de bacterias, tanto aerobias como anaerobias, utilizan el fenol como fuente de carbono, entre las que se encuentran: *Pseudomonas* sp., *Alcaligenes* sp., *Arthrobacter* sp., *Desulphobacterium* sp., también se incluyen algunas especies de hongos como *Candida* sp. y *Fusarium* sp., y de levaduras como *Phanerochaete* sp. y *Rhodococcus* sp. (Basha et al, 2010).

Si bien diversos compuestos fenólicos pueden ser utilizados aeróbicamente por ciertos microorganismos como fuente única de carbono, para que ocurra su degradación en ausencia de oxígeno molecular se ha requerido acudir al co-metabolismo (Field y Sierra-Álvarez, 2008; Karn et al, 2010; 2011; Huang et al, 2011); una estrategia efectiva en la que se busca la descomposición de una sustancia mientras que otra sirve de fuente de energía primaria o de fuente de carbono (Madigan et al, 1998). En tal sentido, Majumder y Gupta (2008) observaron que el metanol y la glucosa actúan como buenas fuentes de carbono durante la remoción de clorofenoles en reactores UASB y RBC. Zhao et al (2009), por su parte, reportaron remociones de fenol de hasta 99%, utilizando glucosa como co-sustrato en la biodegradación aerobia/anaerobia integrada en reactores de puerto aerobio interno. En tanto que, Huang et al (2011), mostraron que el acetato de sodio y la glucosa funcionan de manera satisfactoria para biodegradar concentraciones iniciales de pentaclorofenol de 15 mg/L. Estos resultados son comparables a los del presente estudio, donde se logró una remoción de hasta 99,62% (etapa III) de las concentraciones iniciales de fenol (40 mg/L), usando glucosa como co-sustrato.

## Conclusiones

El sistema de tratamiento UASB+RBC es altamente eficiente en la remoción de materia orgánica, con valores superiores al 95%. El reactor RBC fue capaz de soportar grandes fluctuaciones en el contenido de materia orgánica, proveniente del efluente del reactor UASB. La incorporación del reactor RBC al sistema combinado, permitió obtener un efluente con una

calidad exigida por la normativa venezolana, en cuanto al contenido de materia orgánica (DQO < 350 mg/L). La variación de la carga orgánica en el sistema combinado no afectó significativamente las eficiencias de remoción globales de DQO.

Se obtuvieron remociones significativas del contenido de NTK (>95%) y fosfatos (>79%) en el sistema combinado, como resultado de la asimilación de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  en la biopelícula del reactor RBC. El incremento del TRH favoreció la remoción del NTK.

La biodegradación del fenol se realizó tanto a condiciones anaeróbicas como aeróbicas, observándose que su concentración a la salida del reactor UASB fue dependiente de la concentración inicial. Por el contrario, las concentraciones finales de fenol a la salida del reactor RBC, fueron independientes de dicha concentración. En el sistema UASB+RBC se obtuvieron porcentajes de biodegradación superiores al 92%. La estrategia de co-sustrato mediante la adición de glucosa, facilitó la remoción de fenol a concentraciones iniciales de 20 y 40 mg/L. Las concentraciones finales de fenol en el sistema combinado, fueron menores al límite permisible establecido por la legislación venezolana para la descarga de efluentes a cuerpos de aguas naturales (<0,5 mg/L).

El sistema combinado UASB+RBC puede ser considerado para el diseño de procesos de tratamiento a escala piloto, para la remoción de carbono, nitrógeno y fenol, ya que mostró resultados prometedores durante los ensayos de laboratorio.

## Referencias

- Alemzadeh, I., Vossoughi, F., Houshmandi, M. (2002). Phenol biodegradation by rotating biological contactor. *Biochemical Engineering Journal*. 11: 19-23.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). (1998). Standard methods for examination of water and wastewater (20 ed.). Washington, D.C., American Public Health Association 1015 Fifteenth Street, N.W.
- Basha, K. M., Rajendran, A., Thangavelu, V. (2010). Recent advances in the biodegradation of phenol: A review. *Asian Journal Of Experimental Biological Sciences*. 1(2): 219-234.
- Chavan, A., Mukherji, S. (2008). Dimensional analysis for modeling oxygen transfer in rotating biological contactor. *Bioresource Technology*. 99: 3721-3728.

- Cortéz, S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M. (2008). Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Reviews Environmental in Science and Biotechnology*. 7: 155-172.
- Decreto 883. (1995). Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de aguas y vertidos de efluentes líquidos. Gaceta Oficial de la República de Venezuela No. 5021 extraordinaria, sección III,. Caracas, 18 de diciembre de 1995. p. 89-90.
- Díaz, A., Ferrer, P., Mazzolo, E., Ferrer, M., Rincón, N., Colina, G. (2010). Remoción simultánea de nitrógeno, DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR. *Revista Técnica de Ingeniería*. 33(3): 205-212.
- Duan, Z. (2011). Microbial degradation of phenol by activated sludge in a batch reactor. *Environment Protection Engineering*. 37(2): 53-63.
- Field, J. A., Sierra-Álvarez, R. (2008). Microbial degradation of chlorinated phenols. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 7: 211-241.
- Garzón, M. (2005). Mecanismos no convencionales de transformación y remoción del nitrógeno en sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería hidráulica en México*. 20(4): 137-149.
- González, E., Pract, M., Alpendurada, M. (2001). Solid-phase microextraction coupled to liquid chromatography for the analysis of phenolic compounds in water. *Journal of Chromatography A*. 923: 45-52.
- Govahi, S., Karimi-Jashni, A., Derakhshan, M. (2012). Treatability of landfill leachate by combined upflow anaerobic sludge blanket reactor and aerated lagoon. *International journal of Environmental Science and Technology*. 9: 145-151.
- Guinea, A., Martin, M., Serrano, S. (2000). Biofilm communities and operational monitoring of a rotating biological contactor system. *Water, Science and Technology*. 43: 247-253.
- Gupta, A., Gupta, S. (1999). Simultaneous carbon and nitrogen removal in a mixed culture aerobic RBC biofilm. *Water Research*. 33(2): 555-561
- Gupta, A., Gupta, S. (2001). Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. *Water Research*. 35: 1714-1722.
- Henze, M., Harremoës, P. (1983). Treatment of wastewater in fixed film reactors-A literature review. *Water, Science and Technology*. 15:1-101.
- Huang, L., Gan, L., Zhao, Q., Logan, B. E., Lu, H., Chen, G. (2011). Degradation of pentachlorophenol with the presence of fermentable and non-fermentable co-substrates in a microbial fuel cell. *Bioresource Technology*. 102(19): 8762-8768.

- Karn, S. K., Chakrabarti, S. K., Reddy, M. S. (2011). Degradation of pentachlorophenol by *Kocuria* sp. CL2 isolated from secondary sludge of pulp and paper mill. *Biodegradation*. 22: 63-69.
- Karn, S. K., Chakrabarty, S. K., Reddy, M. S. (2010). Characterization of pentachlorophenol degrading *Bacillus* strains from secondary pulp-and-paper-industry sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 64: 609-613.
- Kermani, M., Bina, B., Movahedian, H., Amin, M. M., Nikaeen, M. (2009). Biological phosphorus and nitrogen removal from wastewater using moving bed biofilm process. *Iranian Journal of Biotechnology*. 7(1): 19-27.
- Lin, C. Y., Chang, F. Y., Chang, C. H. (2000). Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Bioresource Technology*. 73: 175-178.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M., Parker, J. (1998). Brock, biología de los microorganismos. Octava Edición, Prentice Hall Internacional, Hertfordshire (UK), 986p.
- Majumder, P. S., Gupta, S. K. (2008). Effect of carbon sources and shock loading on the removal of chlorophenols in sequential anaerobic-aerobic reactors. *Bioresource Technology*. 99(8): 2930-2937.
- Majumder, P., Gupta, S. (2007). Removal of chlorophenols in sequential anaerobic-aerobic reactors. *Bioresource Technology*. 98(1): 118-129.
- Marín, J. C., Castro, E., Behling, E., Díaz, L., Rincón, N., Díaz, A. (2012). Nitrobacterias en reactores biológicos rotativos de contacto (RBC) de tres cámaras bajo diferentes cargas orgánicas. *Revista Tecno-Científica URU*. 2: 71-82.
- Najafpour, G., Yieng, H., Younesi, H., Zinatizadeh, A. (2005). Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using palm oil mill effluents. *Process Biochemistry*. 40: 2879-2884.
- Pradeep, N. V., Anupama, Hampannavar, U. S. (2011). Biodegradation of phenol using rotating biological contactor. *International Journal of Environmental Sciences*. 2(1): 105-113.
- Rincón, N., Behling, E., Díaz, A. (2004). Tratamientos combinados anaerobio-aerobio de aguas de producción provenientes de la industria petrolera venezolana. Memorias del XXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. San Juan, Puerto Rico.
- Rodríguez-Roda, I., Poch, M., Banares-Alcántara, R. (2000). Conceptual desing of wastewater treatment plants using a desing support system. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 75(1): 73-81.
- Romero, J. (2001). *Tratamiento de aguas residuales*. Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia. 1232 p.

- Santos, V., Linardi, V. (2001). Phenol degradation by yeasts isolated from industrial effluents. *Journal of General and Applied Microbiology*. 47: 213-221.
- Tawfik, A., Klapwijk, B., El-Gohary, F., Lettinga, G. (2002). Treatment of anaerobically pre-treated domestic sewage by a rotating biological contactor. *Water Research*. 36: 147-155.
- Tawfik, A., Klapwijk, B., El-Gohary, F., Lettinga, G. (2005). Potentials of using a rotating biological contactor (RBC) for post-treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Biochemical Engineering Journal*. 25: 89-98.
- Tawfik, A., Zeeman, G., Klapwijk, A., Sanders, W., El-Gohary, F., Lettinga, G. (2003). Treatment of domestic sewage in a combined UASB/RBC system. Process optimitation for irrigation purposes. *Water, Science and Technology*. 48(1): 131-138.
- Torkian, A., Hashemian, S., Alinejad, K. (2003a). Posttreatment of upflow anaerobic sludge blanket-treated industrial wastewater by a rotating biological contactor. *Water Environment Research*. 75(3): 232-237.
- Torkian, A., Yazdani, O., Alinejad, K. (2003b). Treatability evaluation of municipal wastewater and anaerobically-treated industrial effluent in a rotating biological contactor. *IJE Transactions B: Applications*. 16(2): 143-154.
- Veeresh, G., Kumar, P., Mehrotra, I. (2005). Treatment of phenol and cresol in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process: a review. *Water Research*. 39: 154-170.
- Zhao, Z., Jiang, G., Jiang, S., Ding, F. (2009). Integrated anaerobic/aerobic biodegradation in an internal airlift loop reactor for phenol wastewater treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering*. 26(6): 1662-1667.