

# Modelamiento del tratamiento biológico de aguas residuales; estudio en planta piloto de contactores biológicos rotatorios

Paola, Duque-Sarango<sup>1\*</sup>; Catherinne, Heras-Naranjo<sup>2</sup>; Diana, Lojano-Criollo<sup>3</sup>; Tony, Viloría<sup>4</sup>

## Resumen

El presente trabajo estudió el rendimiento del tratamiento biológico mediante un sistema de Contactores Biológicos Rotatorios (CBR) construido a nivel de laboratorio de la Universidad Politécnica Salesiana. Para ello se utilizaron aguas residuales obtenidas de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ucubamba-Cuenca, se llevó a cabo un control y operación mediante la medición de parámetros físico químicos; nitratos, nitritos, cloro, amonio, pH, conductividad, sedimentación, turbidez y demanda química de oxígeno. Para luego establecer el modelo cinético de degradación del sustrato y validación del mismo, con los datos obtenidos en el laboratorio. Finalmente, los resultados experimentales fueron comparados con el modelo teórico, obteniéndose un resultado comparable entre ambos; se comprobó un ajuste experimental con un valor k (coeficiente de degradación de la materia orgánica) igual a 0,056 y con un R2 de 0,85 y 0,97 en el modelo teórico y experimental respectivamente.

**Palabras Clave:** fangos activados, contactores biológicos rotatorios, bacterias heterótrofas, bacterias autótrofas, modelos cinéticos.

## Modeling of biological wastewater treatment; study in pilot plant of rotating biological contactors

### Abstract

The present work studied the performance of the biological treatment through a system of Rotating Biological Counters (RBC) built at the laboratory of the Universidad Politécnica Salesiana. Wastewater obtained from the Wastewater Treatment Plant of Ucubamba-Cuenca was used, the control and operation was carried out by measuring physical-chemical parameters; nitrates, nitrites, chlorine, ammonium, pH, conductivity, sedimentation, turbidity and chemical oxygen demand. Next, the kinetic model of substrate degradation was established and validation of the model was done with the data obtained in the laboratory. Finally, the experimental results were compared with the theoretical model, obtaining a comparable result between both; an experimental fit was verified with a k value (coefficient of degradation of organic matter) equal to 0,056 and with an R2 of 0.85 and 0.97 in the theoretical and experimental model respectively.

**Keywords:** Activated sludge, autotrophic bacteria, heterotrophic bacteria, kinetic models, rotating biological contactors.

**Recibido:** 31 de julio de 2018

**Aceptado:** 26 de octubre de 2018

<sup>1</sup> Docente e investigadora en el Grupo de Biotecnología Ambiental INBIAM, Universidad Politécnica Salesiana, Campus el Vecino, Cuenca, Ecuador; pduque@ups.edu.ec; <http://orcid.org/0000-0003-4484-7273>

<sup>2</sup> Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Politécnica Salesiana, Campus el Vecino, Cuenca, Ecuador; cherasn@est.ups.edu.ec

<sup>3</sup> Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Politécnica Salesiana, Campus el Vecino, Cuenca, Ecuador; dlojanoc@est.ups.edu.ec

<sup>4</sup> Docente e investigador en el Grupo de Biotecnología Ambiental INBIAM, Universidad Politécnica Salesiana, Campus el Vecino, Cuenca, Ecuador. tviloría@ups.edu.ec

\* Autor para correspondencia: pduque@ups.edu.ec

## I. INTRODUCCIÓN

Las plantas de tratamiento de aguas residuales juegan un papel fundamental en el ciclo del agua, produciendo un efluente líquido de una calidad adecuada para ser devuelto a la superficie natural, logrando un impacto mínimo en el medio ambiente y en la salud de las personas (Courtens et. al., 2014), (Méndez et. al., 2004), (Abzazou et. al., 2015).

En los procesos de depuración de aguas residuales, los tratamientos biológicos se convierten en una alternativa de gran importancia. Su aplicación se fundamenta en la capacidad de los microorganismos para eliminar por digestión y descomposición la materia orgánica biodegradable presente en aguas residuales (Behling et. al., 2003). Algunos de los procesos biológicos novedosos existentes son los contactores biológicos rotatorios (CBR) (Demergasso et. al., 2000).

Estos sistemas surgen como una alternativa para el tratamiento de efluentes de aguas residuales domésticas o industriales en plantas que operan en varias partes del mundo (Wef & Rin, 2005), (Gonzalez-Martinez et. al. 2011), (Courtens et. al. 2014). Son procesos biológicos aerobios que requieren contacto constante con el agua residual, la biomasa y el oxígeno del aire. La importancia del CBR radica en que son una opción viable de tratamiento a la vez que han superado los problemas operacionales en comunidades de menor población (Martín-Cereceda et. al., 2001). Hassard et. al. (2015) consideran al sistema CBR como una tecnología ideal para procesos híbridos de obras que maximiza la eficiencia de la infraestructura existente y minimiza el consumo de energía para la eliminación de nutrientes.

Para el dimensionamiento de un reactor biológico de aguas residuales se necesita conocer; la cinética de la reacción que gobierna el proceso de tratamiento, la caracterización del efluente a tratar, las condiciones ambientales locales, la capacidad de producción, los requerimientos del proceso de tratamiento y las características y volúmenes de los productos generados (Massieu, 2008). También debe considerarse como un factor influyente los costos de construcción y el mantenimiento del reactor (Díaz, 2003).

Los modelos cinéticos describen las velocidades a la cual las reacciones químicas y bioquímicas se desarrollan en diferentes condiciones. Hay cuatro factores que influyen mayormente en la velocidad

de bioconversión; los microorganismos, cantidad de sustrato (composición y tamaño de partícula), macronutrientes, micronutrientes y condiciones ambientales (Demergasso et. al., 2016).

El presente trabajo evaluó el rendimiento de una planta piloto de CBR; se estableció un protocolo de mediciones y control del agua residual, y en base a los datos obtenidos validar el sistema de tratamiento tipo reactor discontinuo; mediante la estructuración, formulación y homologación de un modelo matemático, basado en expresiones cinéticas del tratamiento biológico.

## II. DESARROLLO

### 1. Metodología

#### 1.1 Descripción del ensayo experimental

El sistema CBR estuvo conformado por un reactor de cuatro etapas separadas con una distancia de 40 cm, con un total de 47 biodiscos con diámetro de 20cm y separados entre sí 1cm, los mismos que giran sobre un eje horizontal, sumergidos aproximadamente un 40% en el efluente del tratamiento (Courtens et. al. (2014), además de un motor para dar un movimiento giratorio a los discos (2 rpm). Durante el tiempo ensayado se generó sobre las paredes la película biológica que alcanzó aproximadamente 2 mm de espesor.



Figura 1. Prototipo construido

#### 1.2 Operación y seguimiento

Se estableció un protocolo de seguimiento de la planta experimental durante 40 días como se indica en la Figura 2. Las determinaciones en los puntos 1, 2 y 3 fueron los parámetros: nitratos, nitritos, cloro, conductividad, turbidez sedimentabilidad y de DBO, los mismos que fueron medidos diariamente, siguiendo los métodos establecidos del Standart Methods of Water and Wastewater (Clesceri et. al., 1999).

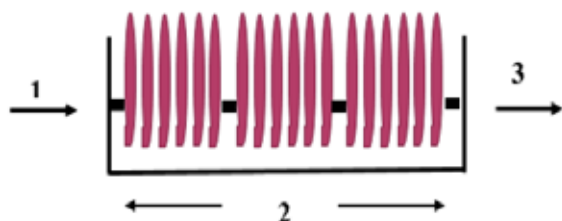


Figura 2. Protocolo de seguimiento a la planta experimental.

### 1.1 Modelación de los procesos biológicos en la planta experimental

En las Figuras 3 y 4 se muestran los procesos biológicos tomados en cuenta para la modelación. Mientras que en la Tabla 2 se presenta la notación matricial planteada para el reactor biológico con base a los procesos metabólicos de las bacterias.

#### 1.2 Componentes

- SO<sub>2</sub>: Oxígeno disuelto, participa en los procesos aerobios, expresada como mgN/L.

- SNH<sub>4</sub>: Nitrógeno amoniacal, su participación en este modelo es principalmente como nutriente, expresada como mgN/L.
- SNO<sub>3</sub>: Nitrógeno oxidado, nitrato, importante como aceptor de electrones en condiciones anóxicas, expresada como mgN/L.
- SS: Materia orgánica soluble biodegradable expresada como DQO, mg O<sub>2</sub>/L
- XH: Microorganismos heterótrofos expresados como DQO, mg O<sub>2</sub>/L
- XAUT: Microorganismos autótrofos expresados como DQO, mg O<sub>2</sub>/L
- XI: Materia orgánica suspendida no biodegradable expresada como DQO, mg O<sub>2</sub>/L
- XS: Materia orgánica suspendida biodegradable expresada como DQO, mg O<sub>2</sub>/L
- SN<sub>2</sub>: Nitrógeno gaseoso, producto generado a partir del nitrito en procesos anóxicos expresada como mgN/L.

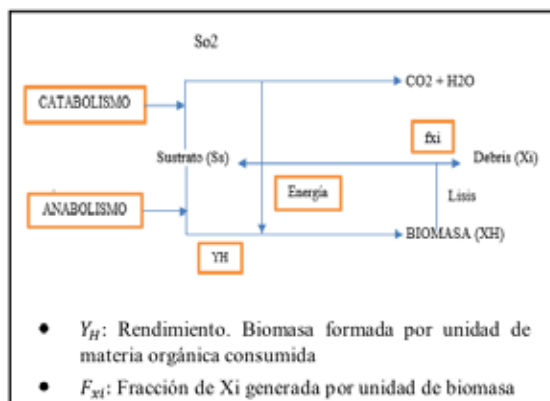


Figura 3: Metabolismo de las Bacterias Heterótrofas

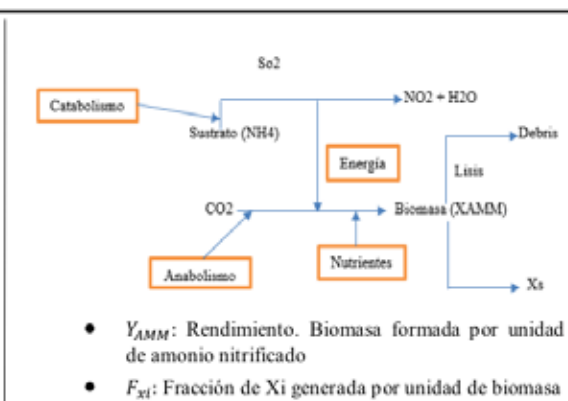


Figura 4: Metabolismo de las Bacterias Autótrofas

Los procesos que se modelan se explican a continuación, siguiendo el modelo ASM<sub>1</sub> (Lopez-Vasquez et. al., 2017):

**Hidrólisis:** consiste en la transformación de moléculas de gran tamaño en moléculas pequeñas mediante la acción de enzimas extracelulares producidas por los microorganismos. Tiene lugar la hidrólisis tanto de la materia particulada como de la disuelta.

**Crecimiento aerobio de las heterótrofas:** Se considera que sólo el sustrato soluble (Ss) interviene en el crecimiento de los heterótrofos. El sustrato suspendido (Xs) debe sufrir una hidrólisis a Ss y ser utilizado por los microorganismos para su crecimiento. Este proceso es el

que más contribuye en la remoción de DQO, producción de biomasa nueva y demanda de oxígeno. El nitrógeno amoniacal se consume en el proceso de crecimiento por su incorporación en las células mientras que cambia también la alcalinidad.

**Crecimiento anóxico de las heterótrofas:** En la ausencia de oxígeno, los organismos heterótrofos son capaces de utilizar los nitratos como aceptor terminal de electrones con Ss como sustrato. El proceso resulta en una producción suplementaria de biomasa heterótrofa y de nitrógeno gaseoso (desnitrificación). El último resulta de la reducción de los nitratos con su cambio subsecuente en la alcalinidad

**Crecimiento aerobio de las autótrofas:** El amoníaco se oxida en nitratos vía un proceso de nitrificación a etapa única, resultando en la producción de biomasa autótrofa nueva y un consumo adicional de oxígeno. El amoníaco se incorpora también en las células. El proceso tiene un efecto marcado en el balance de alcalinidad y en el consumo de O<sub>2</sub> mientras que la

contribución en la formación de lodo es pequeña debido que la tasa de crecimiento de los autótrofos es muy baja.

**Desaparición de Biomasa (Decay):** Esta desaparición engloba el consumo de biomasa debido por mantenimiento, predación y; muerte y lisis.

**Tabla 1.** Notación matricial para el reactor biológico

Procesos	Componentes								
	SO <sub>2</sub>	S <sub>NO4</sub>	S <sub>NO3</sub>	S <sub>S</sub>	X <sub>H</sub>	X <sub>A</sub>	X <sub>I</sub>	X <sub>S</sub>	S <sub>N2</sub>
<b>Hidrolisis de la materia orgánica suspendida</b>				Y <sub>Hid</sub>			-1		
<b>Bacterias Heterótrofas</b> Crecimiento	1- 1/Y <sub>H</sub>	-i <sub>NBM</sub>		-1/Y <sub>H</sub>	1				
<b>Bacterias Heterótrofas</b> Lisis		f <sub>Xi</sub> <sup>i<sub>NBM</sub> - i<sub>NSs</sub> +</sup> (i <sub>NSs</sub> -i <sub>NXi</sub> )		1 - f <sub>Xi</sub>	-1		f <sub>Xi</sub>	1-f <sub>Xi</sub>	
<b>Bacterias Autótrofas</b> Crecimiento	1-4,57/Y <sub>A</sub>	-1/(Y <sub>A</sub> -i <sub>NBM</sub> )	1/Y <sub>A</sub>		1				
<b>Bacterias Autótrofas</b> Lisis		f <sub>Xi</sub> <sup>i<sub>NBM</sub> - i<sub>NSs</sub> +</sup> (i <sub>NSs</sub> -i <sub>NXi</sub> )		1 - f <sub>Xi</sub>	-1		f <sub>Xi</sub>		
<b>Bacterias Heterótrofas facultativas</b> Crecimiento		-i <sub>NBM</sub>	(-1/Y <sub>HF</sub> <sup>HF</sup> +1)/2,86	-1/Y <sub>HF</sub>	1				(1/Y <sub>HF</sub> <sup>-</sup> 1)/2,86
<b>Bacterias Heterótrofas facultativas</b> Lisis		-[1-f <sub>Xi</sub> ] <sup>i<sub>NSs</sub> +</sup> f <sub>Xi</sub> <sup>i<sub>NXi</sub> -</sup> [1-f <sub>Xi</sub> ] <sup>i<sub>NSs</sub></sup>		1-f <sub>Xi</sub>	-1		f <sub>Xi</sub>	1-f <sub>Xi</sub>	
<b>Materiales a Conservar</b> DQO(mgO <sub>2</sub> /L)	-1		-64/14	1	1	1	1	1	-24/14
<b>Materiales a Conservar</b> N <sub>2</sub> (mgN/L)		1	1	i <sub>NSs</sub>	i <sub>NBM</sub>	i <sub>NBM</sub>	i <sub>NXi</sub>	i <sub>NSs</sub>	-1

Los parámetros estequiométricos mostrados en la tabla anterior se definen según lo siguiente:

- Y<sub>H</sub> Rendimiento de producción de biomasa
- μ<sub>H</sub> Tasa máxima de crecimiento de las bacterias heterótrofas
- b<sub>H</sub> Constante de velocidad de lisis de X<sub>H</sub>
- F<sub>Xi</sub> Fracción de Xi generada en la lisis de los microorganismos
- μ<sub>A</sub> Velocidad máxima de crecimiento de las bacterias autótrofas
- Y<sub>A</sub> Coeficiente estequiométrico de generación de microorganismos autótrofos
- i<sub>NBM</sub> Contenido de nitrógeno en los microorganismos
- i<sub>NSs</sub> Contenido de nitrógeno en la materia orgánica particulada reactiva
- i<sub>NXi</sub> Contenido de nitrógeno en la materia orgánica particulada inerte

### 1.5 Procesos y cinéticas de reacción

En la Tabla 2 se muestra las cinéticas respectivas de los procesos tomados en cuenta en el modelamiento.

**Tabla 2.** Procesos y cinéticas de reacción en el reactor biológico

Procesos	Cinéticas de Reacción
<b>Hidrólisis de la materia orgánica suspendida</b>	r <sub>1</sub> = k <sub>hidrolisis</sub> * X <sub>S</sub>
<b>Bacterias heterótrofas</b> crecimiento	r <sub>2</sub> = μ <sub>H</sub> * ((S <sub>ss</sub> /(K <sub>S</sub> +S <sub>ss</sub> )) * (S <sub>NH4</sub> /(K <sub>NH4</sub> +S <sub>NH4</sub> )) * (S <sub>SO2</sub> /(K <sub>SO2</sub> +S <sub>SO2</sub> ))) * X <sub>H</sub>
<b>Bacterias heterótrofas</b> lisis	r <sub>3</sub> = b <sub>H</sub> * X <sub>H</sub>
<b>Bacterias autótrofas</b> crecimiento	r <sub>4</sub> = μ <sub>A</sub> * ((S <sub>O2</sub> /(K <sub>O2</sub> +S <sub>O2</sub> )) * (S <sub>NH4</sub> /(K <sub>NH4</sub> +S <sub>NH4</sub> ))) * X <sub>A</sub>
<b>Bacterias autótrofas</b> lisis	r <sub>5</sub> = b <sub>A</sub> * X <sub>A</sub>
<b>Bacterias heterótrofas facultativas</b> crecimiento	r <sub>6</sub> = η <sub>NO3</sub> * μ <sub>H</sub> * ((S <sub>ss</sub> /(K <sub>S</sub> +S <sub>ss</sub> )) * (S <sub>NH4</sub> /(K <sub>NH4</sub> +S <sub>NH4</sub> )) * (S <sub>NO3</sub> /(K <sub>NO3</sub> +S <sub>NO3</sub> ))) * (FO <sub>2</sub> /K <sub>FO2</sub> +S <sub>O2</sub> ) * X <sub>HF</sub>
<b>Bacterias heterótrofas facultativas</b> lisis	r <sub>7</sub> = b <sub>XHF</sub> * X <sub>HF</sub>

Las constantes de semisaturación que se muestran en la tabla anterior se definen según lo siguiente:

- KS Constante de semisaturación para el consumo de sustrato
- KSO<sub>2</sub> Constante de semisaturación para el oxígeno tanto autótrofas como heterótrofas
- KNH<sub>4</sub> Constante de semisaturación para el amonio cuando este se comporta como nutriente
- KNO<sub>3</sub> Constante de semisaturación para el nitrato en el proceso de desnitrificación, vía nitrato

### 1.6 Aplicación del modelo para el ensayo experimental, en condición de reactor discontinuo

El balance de masa dentro del reactor, se establece de la siguiente manera:

$$v * \frac{dXh}{dt} = QeXe - QsXs + \Delta reac * v \quad (1)$$

Donde:

- v: Volumen
- Qe: Caudal de entrada
- Qs: Caudal de salida
- Xe: Concentración de entrada
- Xs: Concentración de salida
- Δreac: Velocidades de reacción

Resolviendo mediante el método numérico de Euler, en este caso para conocer la variación del crecimiento de las bacterias heterótrofas:

$$A = \frac{dXh}{dxt} = 1 * \mu_H * \frac{S_S}{K_S + S_S} * \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} * \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} * X_H - b_H * X_H \quad (2)$$

$$X_{Ht} = X_{Ht-1} + A * \Delta t \quad (3)$$

### 2. Resultados y Discusión

En la Tabla 3 se muestran los valores medios y su desviación estándar de los parámetros analizados a la salida del CBR:

Tabla 3. Valores de los parámetros analizados a la salida del CBR

Muestra	Amonio (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Fosforo (mg/L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	pH	Conductividad (μS/cm)	Turbidez (FTU)
1-5/01/2018	35,5 ± 0,11	1,12 ± 0,02	15,5 ± 0,07	2,46 ± 0,11	450,7 ± 0,11	8,07 ± 0,36	772 ± 2	83,44 ± 0,10
8-12/01/2018	30,2 ± 0,23	1,02 ± 0,02	14,8 ± 0,03	1,76 ± 0,11	260,45 ± 0,03	8,01 ± 0,24	643,7 ± 1	40,8 ± 0,20
15-19/01/2018	28,4 ± 0,43	0,21 ± 0,01	10,4 ± 0,01	2,43 ± 0,10	210,78 ± 0,12	7,75 ± 0,78	586 ± 1	32 ± 2
22-26/01/2018	15,4 ± 0,17	0,19 ± 0,01	5,4 ± 0,01	0,16 ± 0,25	149,4 ± 0,17	7,89 ± 0,89	344,66 ± 3	10 ± 0,10
29-02/02/2018	15,7 ± 0,12	0,24 ± 0,03	1,47 ± 0,04	1,79 ± 0,17	78,5 ± 0,17	7,77 ± 0,10	267 ± 1	27,6 ± 0,30
5-9/02/2018	6,4 ± 0,15	0,17 ± 0,01	1,04 ± 0,02	0,39 ± 0,10	62,5 ± 0,78	7,58 ± 0,45	164 ± 1	10,2 ± 0,20
% de remoción	82,0	84,8	93,3	84,1	86,1	----	78,8	87,8

El pH es un factor muy importante en los procesos de transformación química y biológica por lo tanto es fundamental seguir su comportamiento con respecto al tiempo (Romero, 2008). Se observa que el pH en el agua cruda de entrada, es muy variable mientras que los valores en el resto de etapas se mantienen muy constantes, por lo que se puede concluir que en cada etapa el medio se va adaptando, manteniendo un sistema amortiguador de pH para el buen desarrollo de los microorganismos, permitiendo de este modo que el medio no se vea afectado por variaciones bruscas del pH del agua de alimentación. Similar comportamiento reportan los estudios realizados por Santos y Oliveira (2011) en el tratamiento de aguas residuales porcinas realizadas en un reactor discontinuo secuencial anaeróbico-aeróbico, donde

se determina que el pH durante el tratamiento biológico se estabiliza.

Referente a la Demanda Química de Oxígeno se puede observar que se reduce de una forma progresiva durante el periodo de experimentación. Se determinó la eficiencia del tratamiento, siendo del 86% aproximadamente (Tabla 3). Otros estudios como Najafpour et. al. (2005) determinaron una eliminación del 91% de DBO en un experimento discontinuo CBR, después de 5 días, y del 88 % para un TRH de 55 h. Mientras que Abdel-Kader et. al. (2013) determinaron eficiencias de tratamiento entre el 93.0% y 96.0% para la eliminación de la DBO y entre el 84.0% y 95.0% para la eliminación de TSS (sólidos suspendidos totales). Y Kadu et al., (2013) establecieron una remoción del 80% de DQO, durante 20 días de tratamiento.

La conductividad disminuye relativamente por cada 2 o 3 semanas; esto quiere decir que la concentración de sólidos disueltos ha disminuido, pues la conductividad se relaciona directamente con la cantidad de sólidos disueltos, principalmente a la presencia de sales disueltas en la muestra.

Mediante el planteamiento y aplicación del modelo cinético biológico, se observa en la Figura 5 como la DBO soluble va disminuyendo notablemente, lo que indica que la velocidad de degradación de la materia orgánica biodegradable presente en el agua residual incrementa considerablemente desde el día 0 hasta la primera

semana, para luego decaer a través de los días restantes.

De igual forma la presencia de nutrientes se eliminarán por nitrificación o conversión del nitrógeno orgánico y amoniacal a nitritos y nitratos los cuales requieren de oxígeno, se observa como dichos nutrientes irán disminuyendo su concentración en especial el nitrógeno amoniacal por acción del crecimiento de biomasa; por otro lado el modelo también establece la presencia del nitrógeno gas el cual como se observa, por el proceso de desnitrificación que se está modelando, el nitrógeno gas empieza a generarse.

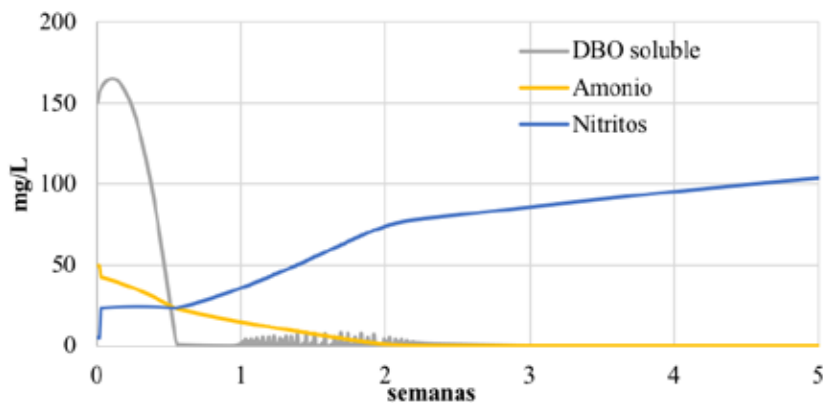


Figura 5. Comportamiento de las concentraciones de los parámetros DBO soluble (mg O<sub>2</sub>/L), Amonio y Nitritos (mg N/L) en el CBR, según el planteamiento matemático del modelo.

En la Figura 6 se observa que la materia orgánica lentamente biodegradable o también llamada suspendida desciende drásticamente en la semana dos, esto debido al proceso de hidrólisis; luego en el transcurso de los días esta materia orgánica es eliminada del sistema, según el modelo se requiere alrededor de dos semanas para eliminar por completo la materia orgánica.

El modelo además establece que la concentración de la materia orgánica soluble fue eliminada más rápido del sistema que la materia orgánica suspendida. En cuanto a la biomasa, esta crece específicamente hasta la primera semana luego permanece estable debido a la proporción que se producen entre el crecimiento y el decaimiento celular.

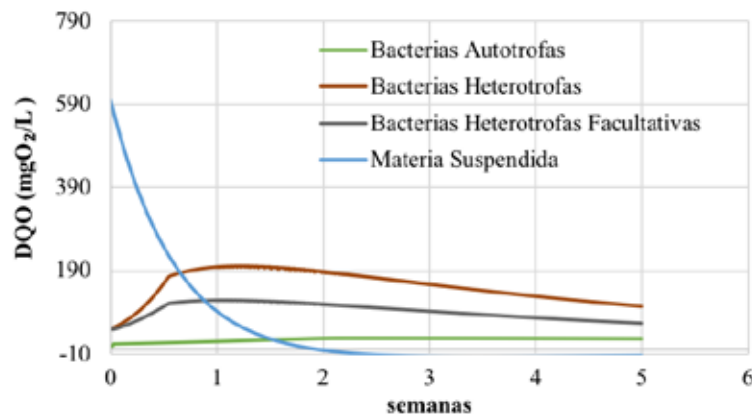


Figura 6. Comparación del consumo de la materia orgánica suspendida y el desarrollo de las bacterias heterótrofas y autótrofas (mg O<sub>2</sub>/L)

Finalmente se realizó una comparación entre la DQO medida de forma experimental en el reactor CBR y la obtenida mediante el modelo; se observa que el modelamiento matemático muestra de manera próxima la representatividad de la planta piloto, lo que fue evidenciado con los valores obtenidos teórica y experimentalmente (Figura 7).

En la figura 7, para el ajuste se utilizó el valor de  $YH=0,767$  gVSS/gDQO; es decir el rendimiento de biomasa por unidad de materia orgánica consumida,

donde  $K$  (coeficiente de degradación de M.O)= $0,056/d$  fue tomado del modelo experimental. Akhbari, et. al. (2012) encontraron valores para el rendimiento de crecimiento igual a  $0.712$  gVSS/gDQO y un coeficiente de degradación de  $0.008/d$  en una planta piloto CBR. Se establece por lo tanto que el modelo de Monod es apropiado para describir el bioproceso del sistema de fangos activados por CBR, obteniendo un coeficiente de determinación del  $0.85$ , Akhbari, et. al. (2012) obtienen un coeficiente de determinación del  $0.79$

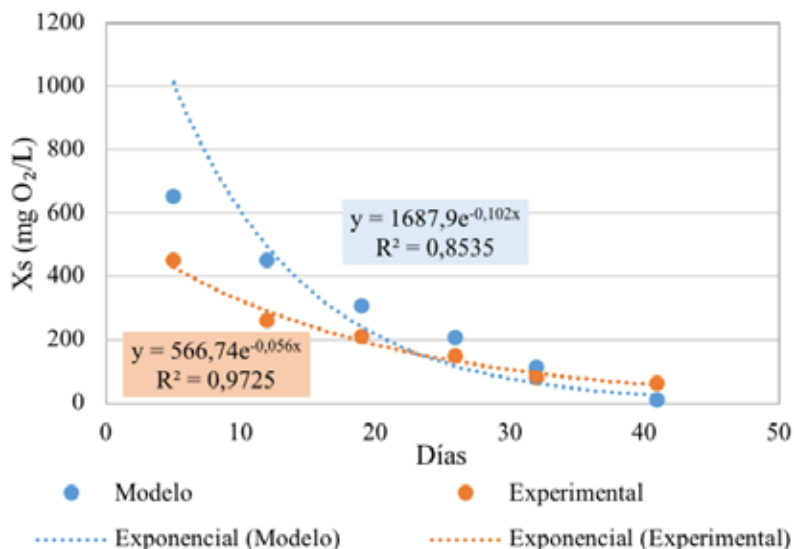


Figura 7. Variación de la concentraciones de materia orgánica ( $X_s$ ; mg  $O_2$ /L) con el modelo matemático vs. datos experimentales

**CONCLUSIONES**

Con base al trabajo realizado se concluye que el sistema de tratamiento biológico con la ayuda del CBR es eficaz. Siendo una propuesta tecnológica válida para el tratamiento de aguas residuales urbanas, en este caso generadas en la ciudad de Cuenca, puesto que los resultados muestran buenos rendimientos en la remoción de contaminantes orgánicos. Para realizar el diseño con una remoción de DQO del 90% se trabajó con CBR de 4 etapas demostrando una eficacia experimental del 86% de remoción.

Se comparó los resultados experimentales con el modelo teórico para definir el comportamiento de degradación de materia orgánica y se obtuvo un resultado comparable entre ambos procesos, se realizó un ajuste estadístico de los 2 modelos siendo las tendencias similares. Se probó un ajustes exponencial obteniendo un valor  $k$  (coeficiente de degradación de la materia orgánica) igual a  $0.102$

y con un  $R_2$  de  $0.85$  y  $0.97$  en el modelo teórico y experimental respectivamente.

El planteamiento del modelo es por lo tanto válido para simular el comportamiento de un reactor CBR, a nivel de laboratorio, un trabajo futuro será escalar el trabajo hacia una planta piloto.

**IV. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Abdel-Kader, A. (2013). Studying the efficiency of grey water treatment by using rotating biological contactors system. *Journal of King Saud University-Engineering Sciences*, 25(2), 89-95. Doi: 10.1016/j.jksues.2012.05.003.

Abzazou, T., Salvadó, H., Bruguera-Casamada, C., Simón, P., Lardín, C., & Araujo, R. (2015). Assessment of Total Bacterial cells in extended aeration activated sludge plants using flow cytometry as a microbial monitoring tool. *Environmental Science and Pollution Research*,

- 22(15), 11446–11455. Doi: 10.1007/s11356-015-4372-3.
- Akhbari, A., Zinatizadeh, A., Mohammadi, P., Mansouri, Y., Irandoust, M., & Isa, M. (2012). Kinetic modeling of carbon and nutrients removal in an integrated rotating biological contactor-activated sludge system. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9(2), 371-378. Recuperado de: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-012-0040-z>.
- Behling, E., Marín, J., Castro, E., Rincón, N., & Colina, G. (2014). Tratabilidad de un efluente industrial sintético (sacarosa/leche) en un sistema RBC anaeróbico de etapa simple. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 47(1). Recuperado de: [https://www.researchgate.net/profile/Julio\\_Cesar\\_Marin2/publication/274719250\\_Tratability\\_of\\_synthetic\\_industrial\\_effluent\\_sucrose\\_milk\\_in\\_a\\_single\\_stage\\_anaerobic\\_RBC\\_system/links/552815160cf2779ab78c4424.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Julio_Cesar_Marin2/publication/274719250_Tratability_of_synthetic_industrial_effluent_sucrose_milk_in_a_single_stage_anaerobic_RBC_system/links/552815160cf2779ab78c4424.pdf)
- Clesceri, L. S., Greenberg, A., & Eaton, A. D. (1999). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th edn. American Public Health Association, American Water Work Association, Water Environment Federation, Washington, DC. APHA-AW
- Courtens, E., Boon, N., De Clippeleir, H., Berckmoes, K., Mosquera, M., Seuntjens, D., & Vlaeminck, S. (2014). Control of nitrification in an oxygen-limited autotrophic nitrification/denitrification rotating biological contactor through disc immersion level variation. *Bioresource technology*, 155, 182-188. Doi: 10.1016/j.biortech.2013.12.108.
- Demergasso C., Galleguillos P., Escudero L., & Lam E. (2000). Estudio de la cinética de bioconversión de aguas residuales en la producción de agua potable. In *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 27 (pp. 1-8). ABES. Recuperado de <http://bases.bireme.br/cgiin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=2080&indexSearch=ID>
- Demergasso, C., Véliz, R., Galleguillos, P., Marín, S., Acosta, M., Zepeda, V. & Zeballos, J. (2017). From Knowledge to Best Practices in Bioleaching. In *Solid State Phenomena* (Vol. 262, pp. 285-289). Trans Tech Publications. Recuperado de: [www.scientific.net/SSP.262.285](https://www.scientific.net/SSP.262.285).
- Díaz, C. (2003). Capítulo 22: Modelación matemática de plantas de tratamiento de lodos activados. *Agua Potable Para Comunidades Rurales, Reuso y Tratamientos Avanzados de Aguas Residuales Domésticas.*, 240–255. Recuperado de [http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo\\_22.pdf](http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo_22.pdf)
- Gonzalez-Martinez, A., M Poyatos, J., Hontoria, E., Gonzalez-Lopez, J., & Osorio, F. (2011). Treatment of effluents polluted by nitrogen with new biological technologies based on autotrophic nitrification-denitrification processes. *Recent patents on biotechnology*, 5(2), 74-84. Doi: 10.2174/187220811796365671.
- Hassard, F., Biddle, J., Cartmell, E., Jefferson, B., Tyrrel, S., & Stephenson, T. (2015). Rotating biological contactors for wastewater treatment—a review. *Process Safety and Environmental Protection*, 94, 285-306. Doi: 10.1016/j.psep.2014.07.003.
- Kadu, P., Badge, A., & Rao, Y. (2013). Treatment of Municipal Wastewater by Using Rotating Biological Contactors (RBCs). *AJER*, 2(4), 127-132. Recuperado de: [http://www.ajer.org/papers/v2\(4\)/P024127132.pdf](http://www.ajer.org/papers/v2(4)/P024127132.pdf)
- Lopez-Vazquez, C. M., Méndez, G. B., Carrillo, F. C., & García, H. H. (Eds.). (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. IWA Publishing. Recuperado de: [https://www.researchgate.net/profile/Carlos\\_Lopez-Vazquez/publication/321145597\\_Tratamiento\\_biologico\\_de\\_aguas\\_residuales\\_principios\\_modelacion\\_y\\_diseno/links/5a0ff13daca27287ce274c28/Tratamiento-biologico-de-aguas-residuales-principios-modelacion-y-diseno.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Carlos_Lopez-Vazquez/publication/321145597_Tratamiento_biologico_de_aguas_residuales_principios_modelacion_y_diseno/links/5a0ff13daca27287ce274c28/Tratamiento-biologico-de-aguas-residuales-principios-modelacion-y-diseno.pdf)
- Massieu, B. S. (2008). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Recuperado de: [https://bernardoservin-massieu.com/\\_files/200000057-b3f9cb4e88/residuales.pdf](https://bernardoservin-massieu.com/_files/200000057-b3f9cb4e88/residuales.pdf)
- Martín-Cereceda, M., Pérez-Uz, B., Serrano, S., & Guinea, A. (2001). Dynamics of protozoan and metazoan communities in a full scale wastewater treatment plant by rotating biological contactors. *Microbiological research*, 156(3), 225-238. Doi: 10.1078/0944-5013-00105
- Méndez, L., Miyashiro, V., Rojas, R., Cotrado,



- M., y Carrasco, N. 2004. Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala laboratorio. *Revista del Instituto de Investigaciones de la Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 7(14), p. 74-83. Recuperado de: <https://goo.gl/PsdKJK>.
- Najafpour, G., Yieng, H. A., Younesi, H., & Zinatizadeh, A. (2005). Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using palm oil mill effluents. *Process Biochemistry*, 40(8), 2879-2884. Doi: 10.1016/j.procbio.2005.01.002.
- Nielsen, P. H., Saunders, A. M., Hansen, A. A., Larsen, P., & Nielsen, J. L. (2012). Microbial communities involved in enhanced biological phosphorus removal from wastewater—a model system in environmental biotechnology. *Current opinion in biotechnology*, 23(3), 452-459. Doi: 10.1016/j.copbio.2011.11.027.
- Pérez, C., León, F., & Delgadillo, G. (2013). Tratamiento de aguas Manual de laboratorio. *Tratamiento De Aguas Manual De Laboratorio*, 71–75. Recuperado de [http://asesorias.cuautitlan2.unam.mx/fondo\\_editorial/comite\\_editorial/manuales/tratamientodeaguas\\_manualprac.pdf](http://asesorias.cuautitlan2.unam.mx/fondo_editorial/comite_editorial/manuales/tratamientodeaguas_manualprac.pdf).
- Ruiz, I., Álvarez, J. y Soto, M. (2001). El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica. Universidad de Coruña. Facultad de Ciencias. Campus da Zapateira. Recuperado de: <https://goo.gl/WgTGDy>.
- Santos, A., & Oliveira, R. (2011). Tratamiento de aguas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. *Engenharia Agrícola*, 781-794. Recuperado de <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/27830>.
- Vasiliadou, I., Molina, R., Martínez, F., & Melero, J. (2014). Experimental and modeling study on removal of pharmaceutically active compounds in rotating biological contactors. *Journal of hazardous materials*, 274, 473-482. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.04.034.