

# TRATABILIDAD DEL EFLUENTE DE UNA TENERÍA USANDO UN REACTOR POR CARGA SECUENCIAL

## Tratability of Tannery Wastewater Using a Sequencing Batch Reactor

*María Carolina Pire Sierra<sup>1\*</sup>, Jhonny Palmero<sup>1</sup>, Ismenia Araujo<sup>2</sup> y Altamira Díaz<sup>3</sup>*

*<sup>1</sup>Programa de Ingeniería Agroindustrial, Decanato de Agronomía, Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado. Barquisimeto, Venezuela. \*Cel: 0416-8580019. carol\_pire@yahoo.es. <sup>2</sup>Centro de Investigaciones del Agua, Universidad del Zulia.*

*<sup>3</sup>Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia. Maracaibo, Venezuela. adiaz2430@hotmail.com*

### RESUMEN

El curtido de pieles es uno de los procesos más contaminantes de la industria por la serie de tratamientos químicos que involucra y el abundante volumen de agua residual que produce. Los efluentes de las tenerías son ricos en materia orgánica, nitrógeno, sólidos suspendidos, sales y otras sustancias inhibidoras que afectan los procesos de nitrificación y desnitrificación. Los reactores por carga secuencial (SBR) han demostrado ser una buena opción de tratamiento de estos efluentes por su flexibilidad y capacidad de soportar altas cargas de alimentación. En este trabajo se evaluó la eficiencia de un SBR alimentado con una mezcla de las fracciones del efluente de una tenería provenientes de los procesos de pelambre y teñido. El funcionamiento del sistema fue evaluado para dos tiempos de residencia hidráulico (8 y 12 horas) y para dos niveles de concentración del afluente (diluido con DQO máxima de 2.700 mg/L y concentrado con DQO mínima de 25.000 mg/L). Durante el tiempo de reacción se combinaron fases anóxicas y óxicas. Se obtuvo que sólo la concentración del afluente fue el factor que presentó diferencia estadística en los cuatro tratamientos aplicados, siendo mayores las remociones de contaminantes cuando se usaron afluentes diluidos ( $DQO \leq 2.700$  mg/L), lográndose la mayor eliminación durante la fase anóxica. Las remociones estuvieron en el rango de 83,3-85,0% para DQO; 59,6-73,0% para  $P-PO_4^{3-}$  y 83,9-84% para Cr. La eliminación de nitrógeno se realizó presumiblemente por asimilación debido a que los microorganismos nitrificantes mostraron ser los más sensibles cuando se modificaron las condiciones de funcionamiento del reactor.

**Palabras clave:** Tenería, SBR, materia orgánica, nutrientes.

### ABSTRACT

The leather tanning is one of the most pollutant processes in the industry for the series of chemical treatments that involves and the abundant volume of residual water produced. Tanneries wastewaters are rich in organic matter, nitrogen, solid suspended, salts and other inhibiting substances that affect the processes of nitrification and denitrification. Sequential batch reactors (SBR) have demonstrated to be a good option for treatment of this effluent because they have flexibility and manage high load charges. The objective of this work was evaluated the efficiency of a SBR fed on a mixture of two fractions of the tannery wastewater, soak liquor and dyeing effluent. The functioning of the system was evaluated for two hydraulic residence time (8 and 12 hours) and for two levels of concentration of the influent (diluted with maximum DQO of 2700 mg/L and concentrate with minimal DQO of 25000 mg/L). During the reaction two phases were combined: anoxic and oxic. There was obtained that only the concentration of the influent was the factor that presented statistical difference in the four treatments tested, being major removals of pollutants when influents were diluted ( $DQO \leq 2700$  mg/L), the major elimination were achieved during the anoxic phase. The removals were in the range of 83.3-85.0% for DQO; 59.6-73.0% for  $P-PO_4^{3-}$  and 83.9-84.0% for Cr. The elimination of nitrogen was achieved presumably by assimilation, due to the fact that nitrifying bacteria were more sensitive when operation conditions were modified in the reactor.

**Key words:** Tannery, SBR, organic matter, nutrients.

## INTRODUCCIÓN

La industria del curtiembre se dedica a procesar pieles de animales para transformarlas por medio de agentes químicos en un producto inalterable e imputrescible en el tiempo, conocido como cuero. Es uno de los sistemas de producción que genera un efluente que causa un serio problema sobre el ambiente, debido a la cantidad de reactivos químicos que emplea y la elevada cantidad de agua que descarga [5, 21]. Los vertidos de las tenerías a gran escala pudieran clasificarse en efluentes provenientes de los procesos de pelambre, curtido con cromo y teñido.

Para llevar a cabo el tratamiento del efluente de la tenería de manera eficiente se recomienda la segregación de las aguas residuales producidas, de manera que se les pueda brindar un tratamiento preliminar o individual, separando los vertidos que contienen elevados niveles de sulfuros, característicos del proceso de pelambre, de los que poseen cromo, proveniente especialmente del proceso de curtido [10, 16].

El efluente proveniente del proceso de pelambre se caracteriza por su naturaleza alcalina y por poseer altas cargas orgánicas, niveles elevados de amonio y nitrógeno orgánico, además de la presencia de compuestos inorgánicos, tales como sulfuros y cloruro de sodio que son adicionados durante el proceso de limpieza y acondicionamiento de las pieles [18, 22]. Usualmente, el efluente del pelambre es separado antes que se mezcle con el resto de los vertidos de las tenerías y se envía a unas lagunas de evaporación, pero la presencia de materia orgánica disuelta y de sólidos suspendidos retarda mucho la tasa de evaporación, causando que estas empresas deban tener espacios físicos muy amplios para disponer esta fracción del efluente [15].

Por otro lado, los tratamientos convencionales para efluentes industriales de tenerías son inadecuados y costosos debido a la amplia variedad de sustancias químicas usadas en el proceso [7, 22]. Sin embargo, el uso de los reactores por carga secuencial (SBR) ha mostrado una buena efectividad en el tratamiento de efluentes que poseen sustancias inhibitorias y altas cargas orgánicas, lográndose remociones importantes de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico [1, 7, 17]. Al mismo tiempo, los SBR tienen como ventajas que son de fácil manejo, requieren espacios reducidos para instalarlos y es factible realizarle modificaciones en la estrategia de tratamiento mientras se utilizan, lo que los hace muy flexibles para lograr diversos tratamientos, manteniendo una estructura física muy simple y confiable [13, 14].

Por lo antes expuesto en este trabajo se evaluó la eficiencia de un SBR durante el tratamiento de dos de las fracciones generadas en el proceso productivo de las tenerías, como son las provenientes del proceso de pelambre y teñido, variando los tiempos de retención hidráulica y los niveles de concentración de afluente. Para el estudio se evaluó el comportamiento de variables como demanda química de oxígeno

(DQO), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), fósforo total ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) y cromo en la entrada y salida del reactor, así como también en las inter fases del ciclo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los estudios se llevaron a cabo utilizando agua residual de una tenería ubicada en el estado Lara, Venezuela, al oeste del municipio Iribarren, próxima a la antigua carretera que comunicaba a las ciudades de Barquisimeto y Carora. La empresa trabaja principalmente con pieles frescas de origen caprino (*Capra hircus*) y funciona de forma discontinua, por lo que genera tres tipos de efluentes durante la semana, denominados fracción pelambre (P), fracción curtido (C) y fracción teñido (T).

En esta etapa de la investigación se les brindó tratamiento a la mezcla obtenida de P y T. Se utilizó la combinación de estas fracciones, debido a la alta concentración de DQO y NTK que posee el pelambre (TABLA I), de esta manera se disminuyó el contenido de estos contaminantes utilizando la fracción del efluente menos contaminada (T) y se ajustó a la concentración deseada mediante la adición de agua. Con esta mezcla se consiguieron los dos niveles de concentración de afluente que se usaron en el estudio.

El afluente más concentrado se obtuvo a partir de mezclar 50% P, 30% T y 20% agua y se caracterizó por su DQO mínima de 25.000 mg/L. El afluente más diluido se obtuvo a partir de combinar 2,5% P, 7,2% T y 90,3% agua y se caracterizó por poseer una DQO máxima de 2.618,4 mg/L (TABLA I), condiciones bajo las cuales otros investigadores lograron que un SBR funcionara establemente [22]. Con estas mezclas se mantuvo una relación  $\text{DQO}/\text{NTK} \geq 8$ , que ha resultado adecuada para tratar efluentes de tenerías [3].

El pH de las mezclas fue ajustado a valores comprendidos entre 6 y 6,5 unidades antes de alimentar el reactor mediante la adición de ácido sulfúrico 0,3 y 30% para el afluente diluido y concentrado, respectivamente.

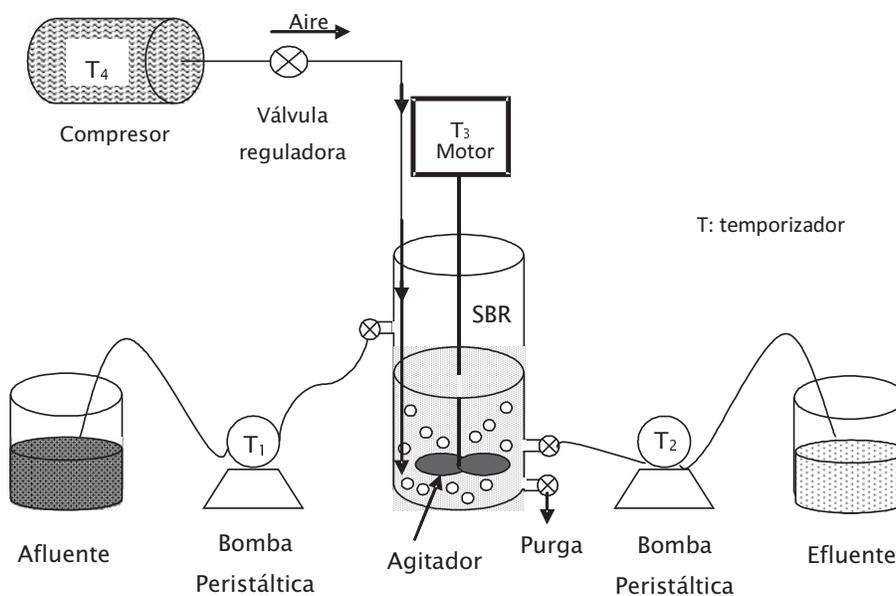
Para este estudio se utilizó un SBR construido con un cilindro de vidrio de 14,5 cm de diámetro y 26 cm de alto con un volumen total del dispositivo de 4 L (FIG. 1). El volumen de trabajo fue de 2 L, del cual un 30% correspondió a biomasa (lodo activado) y el resto fue agua residual. La biomasa, proveniente de una planta de lodos activados de una tenería ubicada en el estado Yaracuy (Venezuela), se aclimató durante un período de 30 días agregándole al reactor efluente industrial diluido con agua. La concentración del agua residual de la tenería se aumentó sucesivamente a medida que se registraron mayores remociones de DQO y se consideró que estaba aclimatada cuando las remociones fueron superiores a 80% [9, 15].

El reactor funcionó de manera automatizada por medio de bombas peristálticas (Easy Load II, Masterflex L/S, Cole Parmer, EUA) para cargar y descargar el agua residual en el SBR. El suministro de aire se realizó mediante un difusor colo-

TABLA I  
**CARACTERÍSTICAS DE LAS FRACCIONES DEL EFLUENTE DE LA TENERÍA / TANNERY WASTEWATER FRACTIONS COMPOSITION**

Variable/Unidad	n	Fracción Efluente Telería (media ± SD)		Rango durante el estudio	
		Pelambre (P)	Teñido (T)	Mezcla P-T Diluida	Mezcla P-T Concentrada
pH	10	12,2 ± 0,24	3,17 ± 0,17	11,43-11,85	11,62-12,07
Alcalinidad (mg/L)	5	15.224,7 ± 2.595,8	-	323,7-356,4	1.308,7-2.267,4
Acidez (mg/L)	5	-	2.425 ± 671,8	-	-
DQO (mg/L)	8	64.086,3 ± 13.538,6	8.891,1 ± 2.291	2.151,6-2.618,4	26.985,9-27.312,2
DBO <sub>5,20</sub> (mg/L)	3	-	-	1041,1-1175,8	11.880,0-13.047,3
NTK (mg/L)	5	6.030,1 ± 1.474,5	545,1 ± 364,7	209,7-323,9	2.531,0-2.861,6
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	5	160,3 ± 29,4	30,5 ± 8,4	8,6-10,8	19,3-22,0
Cromo (mg/L)	4	0 ± 0,03	59,8 ± 14,0	1,8-5,2	10,5-16,8

n: número de mediciones realizadas.



**FIGURA 1. SISTEMA AUTOMATIZADO PARA EL FUNCIONAMIENTO DEL SBR / AUTOMATIC SYSTEM FOR SBR.**

cado en el fondo del recipiente y la agitación fue mecánica, por medio de un aspa sumergida en el reactor, movida por un motor monofásico SE Motors modelo SE24 de 1/20 HP, 120 v, 60 Hz y 2,1 A (EUA). Todo el sistema estuvo controlado por medio de temporizadores digitales (Thomas Scientific, EUA).

El SBR funcionó durante 140 días con un tiempo efectivo de 60 días, en los cuales se probaron cuatro tratamientos diferentes con duración de 15 días cada uno (TABLA II). Los tratamientos consistieron en probar dos tiempos de retención hidráulica (TRH) en el reactor (8 y 12 horas), utilizando las dos concentraciones de afluente ya señaladas (diluida y concentrada). Entre los diferentes tratamientos se permitió una semana de aclimatación a las nuevas condiciones de trabajo. El tiempo de retención celular se mantuvo constante en 15 días.

Las variables evaluadas fueron pH (SM 1060 C), DQO (SM 5220 C), NTK (SM 4500 N<sub>org</sub> B), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (SM 4500-NH<sub>3</sub> D), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (cromatografía de intercambio iónico empleando un equipo Dionex, modelo LC20), fósforo total, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (SM 4500-P C) y cromo trivalente (SM 3500-Cr A), siguiendo los procedimientos establecidos en el método estándar para el análisis de aguas y efluentes [2]. Para todas las variables se realizaron los análisis por duplicado, excepto para la DQO donde se hicieron por triplicado.

Los muestreos se hicieron diariamente tomando muestras clarificadas (sin biomasa) en tres puntos del proceso: entrada SBR, final de la fase anóxica y salida SBR. Sólo para la variable DQO se tomaron muestras en dos puntos adicionales: el final de período de llenado y el final de la fase óxica, considerando la

importancia que esta variable tiene en el conocimiento y control del proceso de tratamiento biológico en los SBR.

El experimento se condujo mediante un diseño completamente al azar con arreglo factorial de dos factores (concentración del afluente) con dos niveles cada uno (tiempo de retención) para un total de cuatro tratamientos. Se realizaron quince evaluaciones del agua durante su tratamiento y los resultados de las remociones se compararon mediante un análisis de varianza y separación de medias a través de la prueba de Tukey, utilizando el programa estadístico Statistix versión 8,0 [20]. Los resultados del resto de las variables evaluadas se presentan con estadística descriptiva señalando los valores de tendencia central y su dispersión.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Comportamiento de las variables evaluadas en el SBR

**Demanda Química de Oxígeno (DQO).** La DQO a la salida del SBR osciló entre 338,4 y 385,8 mg/L cuando se aplicaron los tratamientos con concentraciones bajas de afluente ( $T_1$  y  $T_2$ ), mientras que varió desde 15.863,1 hasta 15.913,3 mg/L para aquellos en los que la concentración del afluente

fue alta ( $T_3$  y  $T_4$ ). Estos resultados representaron una remoción de 83,3 y 85,0% para los dos primeros tratamientos, mientras que fue de 35,8 y 41,9% para los dos últimos, sin diferencia estadística entre ellos cuando se variaron los TRH utilizados (TABLA III). Por tanto, para la DQO sólo la concentración del afluente fue el factor que determinó la diferencia entre los tratamientos aplicados.

En la FIG. 2 se muestra que la DQO durante el transcurso de  $T_1$  y  $T_2$  mantuvo porcentajes altos de remoción (>77%) en la mayoría de las mediciones, a pesar de la variabilidad de la concentración del afluente diluido con el que se alimentó al reactor (rango comprendido entre 1.370 y 3.314 mg DQO/L). Los resultados de  $T_1$  muestran que la DQO en la descarga fue de 385,8 mg/L, ligeramente superior a 350 mg DQO/L que es el límite máximo permitido para descargar efluentes establecido en la Norma Venezolana para la clasificación y control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos [4]. Por su lado, la DQO en la salida de  $T_2$  fue de 338,4 mg/L, logrando cumplir con el límite establecido en la mencionada norma.

Por su lado, para  $T_3$  y  $T_4$ , el SBR presentó un comportamiento muy variable de la DQO durante el tiempo de estudio,

TABLA II  
PARÁMETROS DE OPERACIÓN PARA EL SBR / OPERATING PARAMETERS IN THE SBR

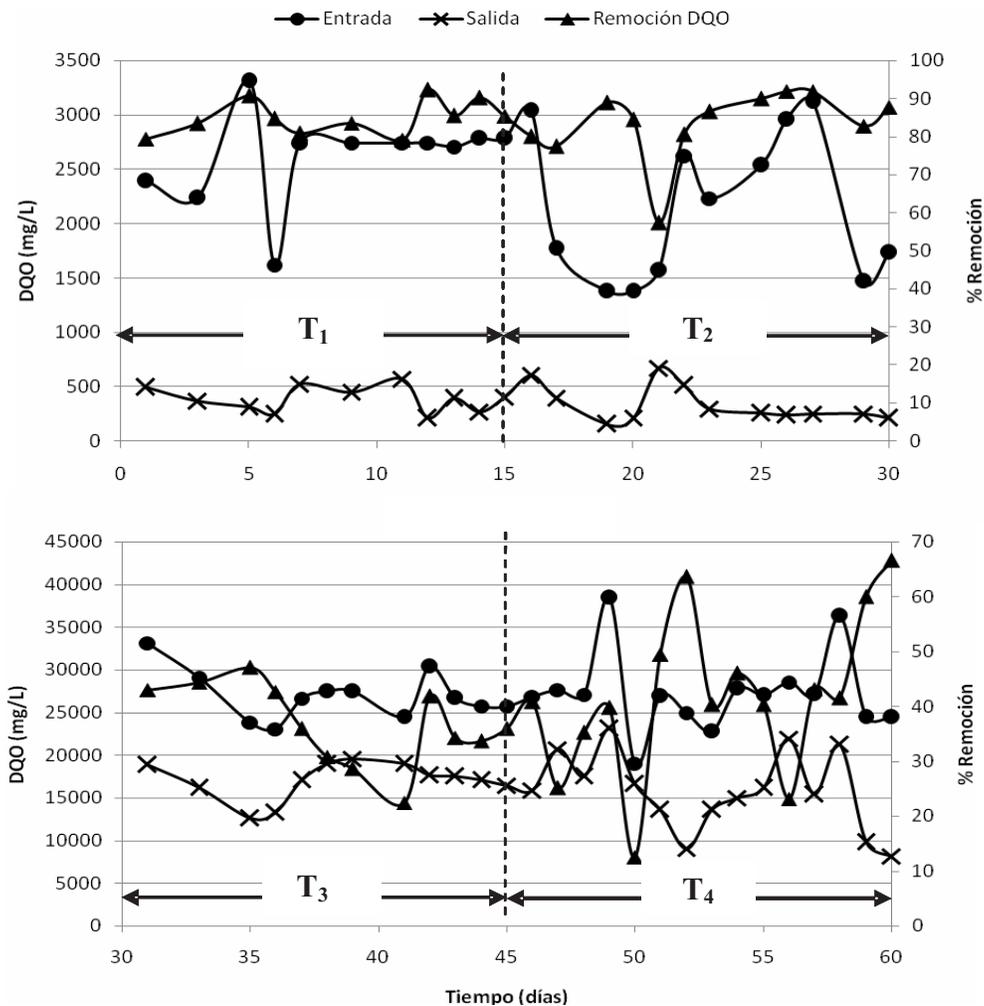
Parámetro	Tratamientos			
	$T_1$	$T_2$	$T_3$	$T_4$
Tiempo ciclo, TRH (h)	12	8	12	8
Concentración Afluente	Diluido	Diluido	Concentrado	Concentrado
Fase de llenado (h)	1,25	1,25	1,25	1,25
Fase anóxica* (h)	3	1,8	3	1,8
Fase óxica* (h)	7	4,2	7	4,2
Sedimentación (h)	0,5	0,5	0,5	0,5
Descarga (h)	0,25	0,25	0,25	0,25

\*El tiempo de reacción mantuvo una proporción de 30% para la fase anóxica y 70% para la fase óxica.

TABLA III  
COMPORTAMIENTO DE LAS VARIABLES A LA SALIDA DEL SBR EN FUNCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DEL AFLUENTE Y EL TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO / SBR PERFORMANCE AS A FUNTION OF INFLUENT CONCENTRATION AND HYDRAULIC RETENTION TIME

Variable	Tratamientos (media)			
	$T_1$	$T_2$	$T_3$	$T_4$
% Remoción DQO	85,0 a	83,3 a	35,8 b	41,9 b
% Remoción NTK	58,9 a	25,9 b	29,7 b	30,3 b
% Remoción N ( $\text{NTK} + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ )	56,7	24,5	28,5	30,2
% Incremento $\text{N-NH}_4^+$	41,2 ab	40,9 b	62,7 a	48,3 ab
% Remoción $\text{P-PO}_4^{3-}$	73,0 a	59,6 a	66,9 a	65,3 a
% Remoción Cromo	83,9 a	84,0 a	39,8 c	62,4 b

Media seguida por letras distintas en cada fila indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $P \leq 0,05$ ).



**FIGURA 2. PERFIL DE LA DQO EN EL SBR DURANTE LOS CUATRO TRATAMIENTOS / DQO CONCENTRATION PROFILE IN A SBR DURING FOUR TREATMENTS.**

observándose una disminución constante de la DQO hasta el final de la fase óxica, a partir de la cual la DQO tendió a permanecer casi constante oscilando alrededor de 16.000 mg/L (FIG. 3). Diversos investigadores han señalado que este comportamiento es debido a las características recalcitrantes de la materia orgánica remanente [3, 5]. Al respecto, Vidal y col. [22] comprobaron que para efluentes de pelambre aproximadamente el 55% de la DQO es recalcitrante debido a la presencia de compuestos orgánicos complejos tales como las proteínas.

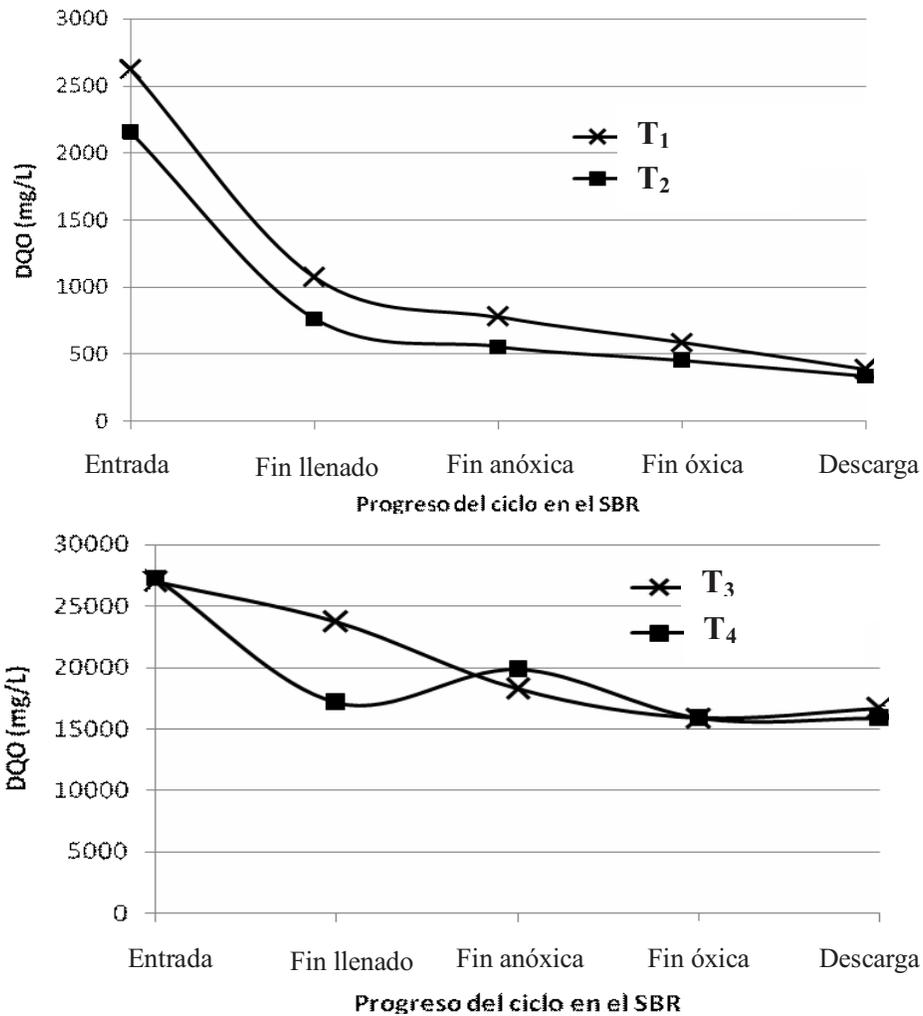
La materia orgánica recalcitrante se resiste a ser tratada durante un proceso aerobio. Esto coincide con los resultados obtenidos en este estudio, donde se encontraron porcentajes muy bajos de remoción de la DQO durante la fase óxica del proceso. Por tanto, la mayor eliminación de la DQO en este sistema se logró durante la fase anóxica (>70% para T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub>, ≥30% para T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub>).

El contraste entre los resultados obtenidos con el uso del afluente diluido respecto al concentrado permite suponer que el tratamiento biológico fue efectivo para remover DQO dependiendo de la concentración de contaminantes que se ali-

mentaba al SBR (FIG. 2) Esta misma observación la realizaron Vidal y col. [22] cuando estudiaron la biodegradabilidad de un efluente diluido del proceso de pelambre de una tenería, donde la remoción de DQO fue inferior a 40% cuando la carga orgánica fue superior a 2.000 mg DQO/L·d, mientras que al usar cargas menores lograron remover hasta 80% de DQO.

La relación DBO<sub>5</sub>/DQO del afluente en los cuatro tratamientos aplicados fue de 0,46 (TABLA I), superior al límite de 0,30 señalado por Vidal y col. [22] y Lefevbre [15] sobre el cual fue posible para ellos lograr la degradación biológica del agua residual de una tenería, demostrando que el efluente es biodegradable. Sin embargo, bajo las condiciones de concentración del afluente y TRH probados en esta investigación no fue posible eliminar la materia orgánica residual.

Diversos investigadores señalaron que para lograr remover la DQO recalcitrante se requiere la aplicación de un tratamiento terciario o en su defecto la combinación de tratamientos oxidativos y biológicos, resultando el proceso fotocatalítico como una buena alternativa, luego del tratamiento biológico [11, 12, 23].



**FIGURA 3. COMPORTAMIENTO DE LA DQO DURANTE UN CICLO EN EL SBR PARA LOS CUATRO TRATAMIENTOS APLICADOS / DQO PROFILE FOR ONE SBR CYCLE DURING FOUR TREATMENTS.**

**pH y concentración de cromo.** El pH durante los cuatro tratamientos estuvo dentro del rango recomendado para el crecimiento de los microorganismos en un sistema biológico [8]. Su variación fue de 6,1 a 7,3 unidades para el afluente y osciló entre 7,4 y 8,2 unidades para las descarga del efluente (FIG. 4).

A pesar que la mezcla del vertido proveniente del pelambre con el teñido no poseía importantes concentraciones de cromo, se consiguieron remociones estadísticamente mayores para T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> (84%), intermedia para T<sub>4</sub> (62,4%) y la menor para T<sub>3</sub> (39,8%). Estos resultados indican que tanto la concentración del afluente como el TRH fueron factores que influyeron estadísticamente ( $P \leq 0,05$ ) en la remoción del cromo del sistema (TABLA III).

Fue notorio que durante T<sub>3</sub>, la remoción fue menor a la de los otros tratamientos, por tal razón se analizó el comportamiento del pH (FIG. 4) y se observó que los rangos de esta variable en la descarga del SBR se mantuvieron dentro de los valores establecidos para lograr una buena precipitación del metal pesado (7,4 y 8 unidades de pH). Se presume que otros

factores influyeron en este comportamiento, tales como la concentración de materia orgánica en el afluente, la DQO recalci-trante, entre otros.

La mayor remoción de cromo se alcanzó durante la fase anóxica, representando casi la totalidad de la eliminación para los cuatro tratamientos estudiados. Sólo los T<sub>1</sub> y T<sub>2</sub> cumplieron con lo establecido en la Norma Venezolana para la clasificación y control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos, ya que el efluente tratado tenía concentraciones de cromo tri-valente inferiores a 2 mg/L [4].

**Nitrógeno y sus fracciones.** El NTK a la salida del reactor osciló entre 129,3 y 2.000 mg/L para los tratamientos aplicados (FIG. 5), alcanzándose la mayor remoción para T<sub>1</sub> (59%), mientras que para T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> y T<sub>4</sub> sólo estuvo entre 25,9 y 30,2% de NTK, sin diferencia estadística entre ellos (TABLA III).

El nitrógeno amoniacal se incrementó durante todo el progreso del ciclo (FIG. 5), observándose el mayor aumento para el T<sub>3</sub> (62,7%), mientras que el menor fue para el T<sub>2</sub>

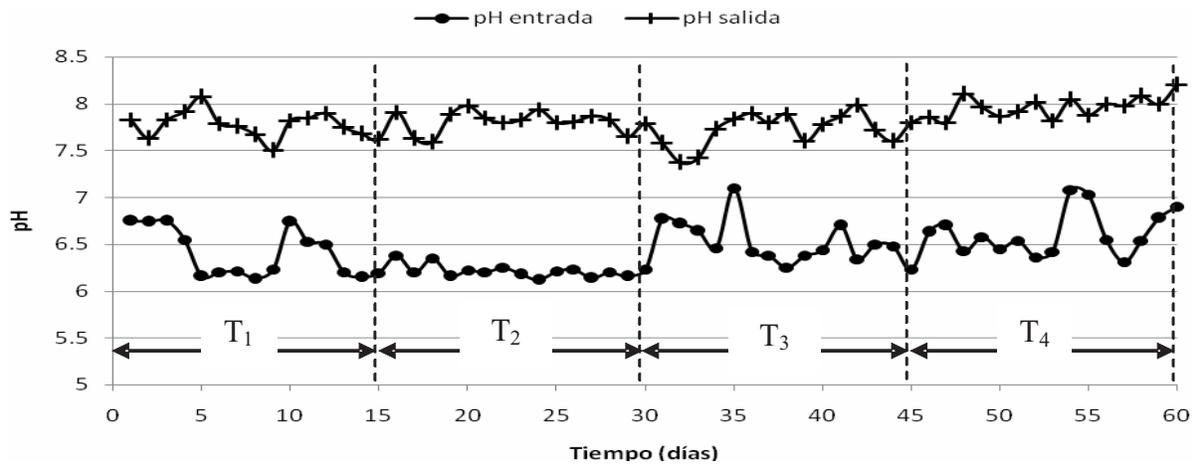


FIGURA 4. COMPORTAMIENTO DEL pH DURANTE LOS CUATRO TRATAMIENTOS APLICADOS / pH PROFILE DURING FOUR TREATMENTS.

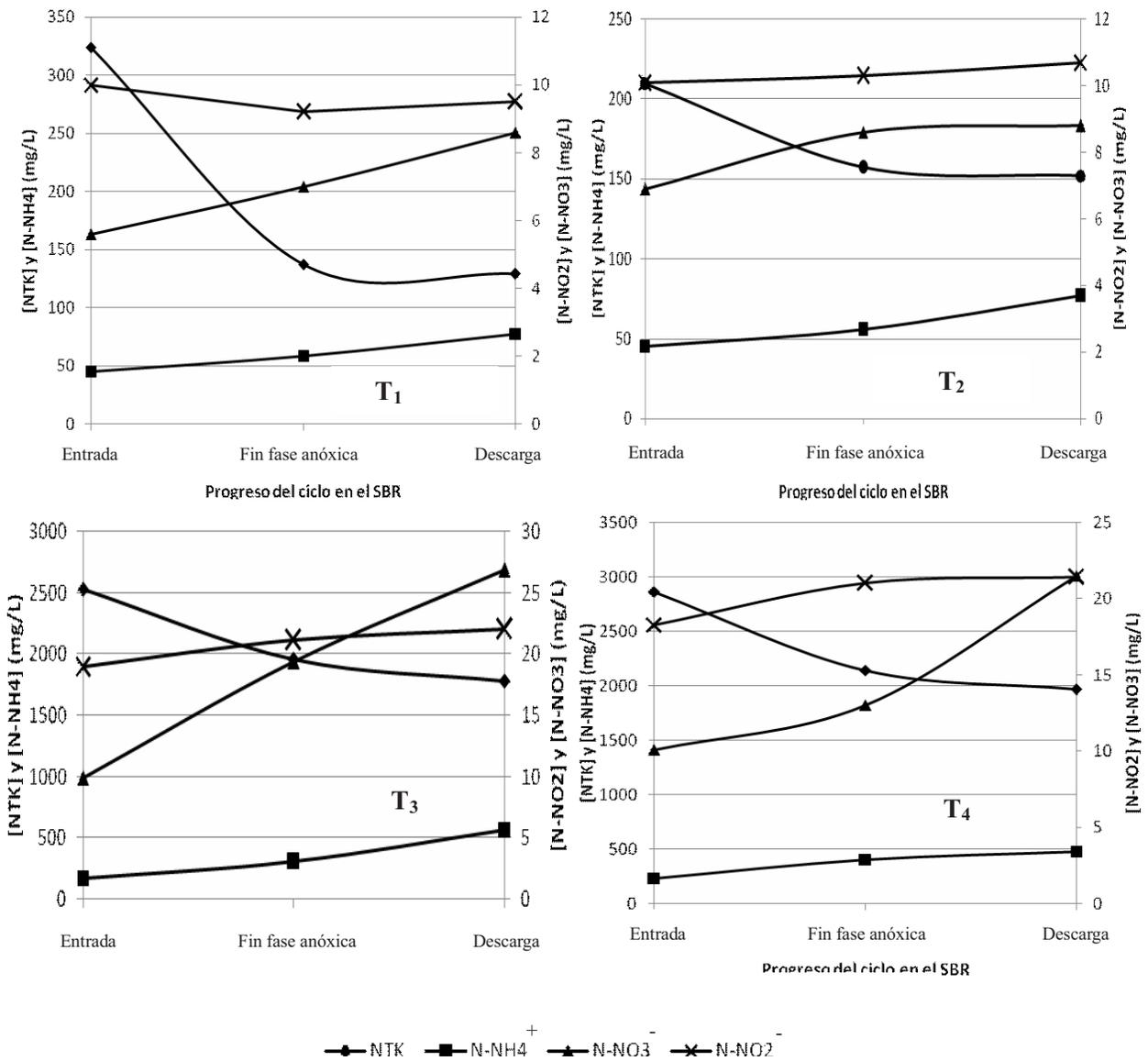


FIGURA 5. COMPORTAMIENTO DE LAS FRACCIONES DEL NITRÓGENO DURANTE EL CICLO EN EL SBR / NITROGEN FRACTIONS PERFORMANCE DURING A SBR CYCLE.

(40,9%). Paralelamente disminuyó el NTK, por lo que se puede inferir que se llevó a cabo la amonificación de una parte del nitrógeno orgánico inicial.

La concentración de nitritos en el SBR varió ligeramente en cada uno de los tratamientos estudiados, implicando que no hubo acumulación de este ión, sino que presumiblemente se transformaba de inmediato a nitratos por acción de los microorganismos nitrificantes. El incremento del  $N-NO_3^-$  osciló entre 20 y 35% para los dos primeros tratamientos ( $T_1$  y  $T_2$ ) y entre 53 y 63% para los dos últimos ( $T_3$  y  $T_4$ ), siendo los valores menores para los tratamientos que usaron afluente diluido (FIG. 5).

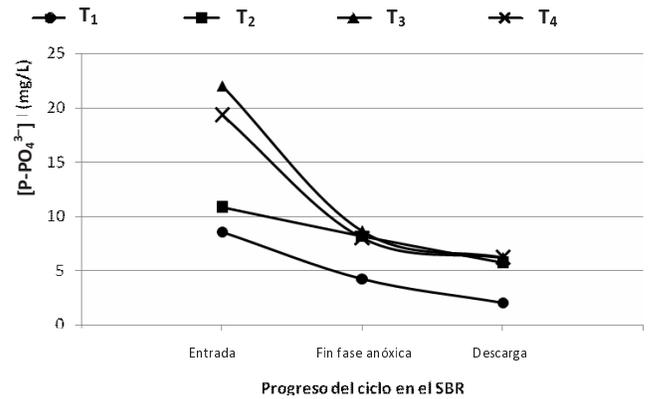
Por otro lado, cuando se realizó un balance de masa general considerando el NTK,  $N-NO_2^-$  y  $N-NO_3^-$  a la entrada y salida del reactor se observó que la remoción final de este nutriente fue muy similar a la que se obtuvo solamente con la remoción de NTK que mide las formas de nitrógeno orgánico y amoniacal (TABLA III). Esto significa que la tasa de nitrificación neta fue tan baja que no contribuyó de manera importante a la remoción final del nitrógeno.

Este comportamiento explica lo observado en los períodos interciclos de cada tratamiento cuando se obtuvo que casi la totalidad de la remoción de NTK se dio al final del período anóxico, sugiriendo que la combinación del nitrógeno amoniacal y orgánico fue removida del sistema por una vía distinta a la nitrificación-desnitrificación, pudiendo ser por asimilación de este nutriente por parte de la biomasa o la volatilización del amonio.

Al respecto, Lefebvre y col. [15] señalan que porcentajes de remoción de NTK inferiores al 50% indican que no se dio la eliminación de nitrógeno por el proceso de nitrificación-desnitrificación, sino que sólo ocurrió su asimilación. Esto podría explicar porque se alcanzó la máxima remoción de esta variable en la fase anóxica y no en la óxica, a pesar de que es conocido que los microorganismos nitrificantes requieren de regiones con altas concentraciones de oxígeno disuelto para poder transformar el nitrógeno amoniacal a nitritos y posteriormente a nitratos [7].

La remoción de NTK disminuyó de 59% para  $T_1$  a valores alrededor de 30% para  $T_2$ ,  $T_3$  y  $T_4$ , lo cual implica que la biomasa estuvo fuertemente inhibida por los cambios de TRH y concentración del afluente, y no logró mantener o mejorar la remoción del nitrógeno. Al respecto, Lefebvre y col. [15] señalaron que lograron alcanzar un alto porcentaje de nitrificación en efluentes con alta concentración de NaCl de una tenería utilizando un SBR (96%), sin embargo al incrementar la concentración del afluente obtuvieron un repentino deterioro en el proceso de remoción de NTK (<50%), que no fue posible mejorar a pesar que se disminuyó de nuevo la carga orgánica aplicada, debido a que la comunidad bacteriana había sido afectada de manera casi irreversible por los cambios en la carga orgánica y la concentración de sal.

Finalmente, la inhibición del proceso de nitrificación, pudieran ser atribuible a que el SBR no logró funcionar adecuadamente



**FIGURA 6. COMPORTAMIENTO DEL FÓSFORO TOTAL DURANTE UN CICLO EN EL SBR / PHOSPHORUS PERFORMANCE FOR ONE SBR CYCLE.**

con la carga orgánica empleada. Diversos investigadores observaron que cuando se aplicó una carga orgánica elevada los microorganismos nitrificantes fueron los primeros que se afectaron disminuyendo notoriamente la remoción de NTK [6, 15].

**Fósforo total.** La remoción de fósforo fue estadísticamente similar ( $P>0,05$ ) entre los cuatro tratamientos (TABLA III). Esto significa que la variación del TRH y la concentración del afluente no fueron factores que influyeron en la remoción de este nutriente. Lefebvre y col. [15] hicieron la misma observación cuando no obtuvieron diferencia en la eficiencia de remoción de  $P-PO_4^{3-}$  al variar la concentración del afluente de 3.630 a 5.600 mg DQO/L, ni al modificar el TRH de 5 a 3,3 días, logrando en todos los casos remociones de 93% de esta variable.

En los períodos interciclos se observó un equilibrio entre los porcentajes de remoción para la mayoría de los tratamientos, siendo la única variable que logró un porcentaje de remoción importante durante la fase óxica (FIG. 6). Al respecto, Ros y Vrtovsek [19] al estudiar el balance de nutrientes en un SBR obtuvieron que la mayor remoción de fósforo se alcanzó al final del período óxico.

Para todos los tratamientos, los valores de fósforo total en la descarga cumplieron con lo establecido en la Norma Venezolana que estipula un máximo de 10 mg/L [4].

Finalmente, al comparar los resultados obtenidos para los cuatro tratamientos aplicados, se obtiene que el uso de sólo un sistema biológico no convencional como es el SBR no fue suficiente para mejorar completamente la calidad del agua residual tratada, por lo que se recomienda combinar los procesos, ya sea con oxidaciones químicas o digestiones anaerobias seguidas de un postratamiento aerobio.

## CONCLUSIONES

El SBR no logró por sí sólo mejorar completamente las características del efluente de la tenería. Sin embargo, se ob-

servó que la eficiencia del SBR estudiado fue mayor cuando se utilizó el afluente diluido ( $DQO \leq 2.700 \text{ mg/L}$ ), sin encontrarse diferencia estadística en las remociones de contaminantes con los dos TRH probados.

Las mayores remociones de contaminantes se realizaron durante la fase anóxica del ciclo de trabajo del SBR para los cuatro tratamientos estudiados.

El proceso en el SBR donde la biomasa estuvo más inhibida fue la nitrificación, registrándose concentraciones muy bajas de nitritos y nitratos durante el transcurso del ciclo dentro del reactor. La mayor remoción de nitrógeno presumiblemente se realizó por la vía asimilatoria, en lugar de realizarse mediante el proceso nitrificación-desnitrificación.

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] AKIN, B.; UGURLU, A. Monitoring and control of biological nutrient removal in a sequencing batch reactor. **Proc. Biochem.** 40:2873-2878. 2005.
- [2] AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). In: CLESCERI, L.; GREENBERG, A.; EATON, A. (Eds). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20<sup>th</sup> Ed. American Public Health Association, Washintong D.C. I-48 pp. 1998.
- [3] CARUCCÍ, A.; CHIAVOLA, A.; MAJONE, M.; ROLLE, E. Treatment of tannery wastewater in a sequencing batch reactor. **Wat. Sci. Tech.** 40:253-259. 1999.
- [4] REPÚBLICA DE VENEZUELA. Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. Decreto 883. Gaceta Oficial N° 5021. Venezuela. 17 pp. 1995.
- [5] DI IACONI, C.; LOPEZ, A.; RAMADORAI, R.; DI PINTO, A.C.; PASSINO, R. Combined chemical and biological degradation of tannery wastewater by a periodic submerged filter (SBBR). **Water Res.** 36:2205-2214. 2002.
- [6] FARABEGOLI, G.; CARUCCÍ, A.; MAJONE, M.; ROLLE, E. Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. **J. Environ Manag.** 71:345-349. 2004.
- [7] GANESH, R.; BALAJI, G.; RAMANUJAM, R.A. Biodegradation of tannery wastewater using sequencing batch reactor-Respirometric assessment. **Biores. Technol.** 97: 1815-1821. 2006.
- [8] GRUNDITZ, C; DALHAMMAR, G. Development of nitrification assays using pure cultures of Nitrosomonas and Nitrobacter. **Water Res.** 35(2):433-440. 2001.
- [9] HERMIDA S.; GALISTEO, M.; VINAS, m. Evaluación respirométrica de la biodegradabilidad aeróbica de un efluente de curtiembre. 2000. Instituto de Ingeniería Química. Montevideo. Uruguay. En línea: <http://www.estrucplan.com.ar/articulos/verarticulo.asp?idarticulo=541>. 25-01-2008.
- [10] INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL OF THE EUROPEAN COMMISSION (IPPC). Best Available Techniques for the Tanning of Hides and Skins. European Commission. 246 pp. 2003.
- [11] JOCHIMSEN, J.; SCHENK, H.; JEKEL, M.; HEGEMANN, W. Combined oxidative and biological treatment for separated streams of tannery wastewater. **Wat. Sci. Tech.** 36:209-216. 1997.
- [12] JOCHIMSEN, J; JEKEL, M. Partial oxidation effects during the combined oxidative and biological treatment of separated streams of tannery wastewater. **Wat. Sci. Tech.** 35:337-345. 1997.
- [13] KELLER, J.; SUBRAMANIAM, D.; GÖSSWEIN, J.; GREENFIELD, P.F. Nutrient removal from industrial wastewater using single tank sequencing batch reactors. **Wat. Sci. Tech.** 35(6):137-144. 1997.
- [14] KETCHUM, J. Design and physical features of sequencing batch reactors. **Wat. Sci. Tech.** 35(1):11-18. 1997.
- [15] LEFEBVRE O.; VASUDEVAN, N.; TORRIJOS, M.; THANASEKARAN, K.; MOLETTA, R. Halophilic biological treatment of tannery soak liquor in a sequencing batch reactor. **Water Res.** 39:1471-1480. 2005.
- [16] LEFEBVRE O.; VASUDEVAN, N.; TORRIJOS, M.; THANASEKARAN, K.; MOLETTA, R. Anaerobic digestion of tannery soak liquor with an aerobic post-treatment. **Water Res.** 40:1492-1500. 2006.
- [17] MACE, S.; MATA-ALVAREZ, J. Utilization of SBR technology for wastewater treatment: an overview. **Indus. & Engin. Chem. Res.** 41:5539-5553. 2002.
- [18] RÖS, M.; GANTAR, A. Possibilities of reduction of recipient loading of tannery wastewater in Slovenia. **Wat. Sci. Tech.** 37:145-152. 1998.
- [19] RÖS, M.; VRTOVSEK, J. The study of nutrient balance in sequencing batch reactor wastewater treatment. **Acta Chimic. Sloven.** 51: 779-785. 2004.
- [20] STATISTIX. Versión 8,0. Copyright (C) 1985-2003. Analytical Software.
- [21] STOOP, M. Water management of production systems optimised by environmentally oriented integral chain management: case study of leather manufacturing in developing countries. **Technovat.** 23:265-278. 2003.
- [22] VIDAL, G.; NIETO, J.; COOMAN, K.; GAJARDO, M.; BORNHARDT, C. Unhairing effluents treated by an activated sludge system. **J. Hazard. Mat.** B112:143-149. 2004a.
- [23] VIDAL, G.; NIETO, J.; MANSILLA, H.; BORNHART, C. Combined oxidative and biological treatment of separated streams of tannery wastewater. **Wat. Sci. Tech.** 49:287-292. 2004b.