

Remoción de nutrientes en efluentes de tenerías utilizando un reactor por carga secuencial (SBR)

*Sedolfo Jose Carrasquero Ferrer*¹, María Carolina Pire Sierra², Nancy Coromoto Rincón Lizardo¹, Marielba Mas y Rubí¹, Gilberto de Jesús Colina Andrade¹ y Altamira Díaz Montiel¹*

*¹Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA),
Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia.*

*²Programa de Ingeniería Agroindustrial, Decanato de Agronomía,
Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA).*

Recibido: 17-10-12 Aceptado: 16-07-13

Resumen

En esta investigación se evaluó la remoción simultánea de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en efluentes de una tenería utilizando un reactor por carga secuencial (SBR) a escala de laboratorio. El estudio se llevó a cabo utilizando aguas residuales de una tenería ubicada en el estado Lara, Venezuela. El experimento se condujo mediante un diseño completamente al azar con arreglo factorial regular de dos factores con dos niveles cada uno, aplicando un tiempo de retención hidráulica teórico de 11 horas, dos tiempos de retención celular de 15 y 25 días y dos secuencias operacionales para la remoción de nutrientes, una secuencia anóxica-aeróbica-anóxica (Ax/Ae/Ax) y otra aeróbica-anóxica (Ae/Ax). Las eficiencias en el proceso de nitrificación y desnitrificación presentaron diferencias estadísticas ($p \leq 0,05$) por lo que las variaciones en el tiempo de retención celular y la secuencia operacional afectaron estos procesos. La secuencia operacional Ae/Ax en combinación con el tiempo de retención celular de 25 días permitió obtener las mejores eficiencias para la eliminación simultánea de DQO_T (52,87%), NTK (77,51%), $N-NH_4^+$ (92,24), NT (70,83%) y PT (28,22%), debido a que la etapa aeróbica fue más prolongada y un mayor tiempo de retención celular favoreció el crecimiento de las bacterias nitrificantes.

Palabras clave: remoción de nutrientes, tenerías, reactor por carga secuencial (SBR).

Nutrient removal from tannery effluents using a sequencing batch reactor

Abstract

Simultaneous removal of organic matter, nitrogen and phosphorus in effluent from a tannery was evaluated using a sequential batch reactor (SBR) at laboratory scale. The study was carried out using wastewater from a tannery located in Lara state. The experiment was conducted using a completely randomized design with factorial arrangement regular of two factors with two levels each factor, using a hydraulic retention time of 11 hours, two cell retention times of 15 and 25 days and two operational sequences for nutrients removal, a anoxic-aerobic-anoxic sequence

Autor para la correspondencia: scarrasquero@fing.luz.edu.ve

(Ax/Ae/Ax) and other aerobic-anoxic (Ae/Ax). Efficiencies in the process of nitrification and denitrification were statistically different ($p \leq 0.05$), so that variations in cellular retention time and operational sequence affect these processes. The operational sequence Ae/Ax in combination with cell retention time of 25 days allowed obtain the best efficiencies for the simultaneous removal of TCOD (52.87%), KTN (77.51%), TN (70.83%), $N-NH_4^+$ (92,25) and TP(28,22), because the aerobic stage was longer and longer cell retention favored the growth of nitrifying bacteria.

Keywords: nutrients removal, tanneries, sequencing batch reactor (SBR).

Introducción

Los efluentes industriales se caracterizan por ser de composición muy diversa y compleja, debido a que se generan de sistemas productivos diferentes, donde las materias primas e insumos que se utilizan le proporcionan características particulares a cada tipo de agua residual generada (1).

Existen diversos tipos de industrias que generan aguas residuales con una elevada carga de nutrientes, entre ellas la industria del curtido del cuero. El proceso del curtido forma parte del sistema de producción de la agroindustria nacional venezolana y es uno de los sectores más contaminantes debido a la presencia de una alta carga orgánica, elevados niveles de nitrógeno orgánico y amoniacal, así como también presencia de compuestos inorgánicos específicos como sulfuros, cromo y cloruros en las aguas residuales (2).

El curtido requiere de grandes volúmenes de agua, se estima un gasto promedio de 10 L/kg cuero, lo que produce efluentes continuos y muy abundantes (3). La presencia de nutrientes en estas aguas residuales, es indeseable debido a que el nitrógeno en su forma amoniacal es tóxico para los peces y muchos otros organismos acuáticos, además todas las formas de este elemento contribuyen a la eutrofización, es decir, aumentan la productividad biológica de los cuerpos de aguas superficiales disminuyendo aceleradamente la capacidad autopurificadora de estos ecosistemas (4, 5). Por esta causa, es necesario tratar adecuadamente las aguas residuales de tenerías antes de disponerlas finalmente.

La eliminación biológica de nutrientes en efluentes de tenerías ha demostrado ser un tratamiento confiable, efectivo y de costo relativamente bajo con respecto a los tratamientos fisicoquímicos (6). Uno de los sistemas que ha sido utilizado para ello, es el Reactor por Carga Secuencial (SBR), que requiere espacios reducidos para su instalación y genera menor cantidad de subproductos que los sistemas biológicos convencionales (7, 8).

El objetivo general de este trabajo fue evaluar la remoción simultánea de materia orgánica, nitrógeno y fósforo utilizando un reactor por carga secuencial (SBR) a escala de laboratorio aplicando un tiempo de retención hidráulica teórico de 11 horas, dos tiempos de retención celular de 15 y 25 días y dos secuencias operacionales para la remoción de nutrientes, una secuencia anóxica-aeróbica-anóxica (Ax/Ae/Ax) y otra aeróbica-anóxica (Ae/Ax).

Materiales y métodos

Los estudios se llevaron a cabo utilizando aguas residuales de una tenería ubicada en el estado Lara, Venezuela. La empresa actualmente funciona de forma discontinua, por lo que genera tres tipos de efluentes, el efluente de pelambre (P), el efluente que proviene del proceso de curtido (C) y el efluente del proceso de teñido (T), que descargan en una laguna artificial ubicada a doscientos cincuenta metros de las instalaciones de la tenería.

La captación del agua residual se realizó de manera manual en recipientes de polie-

tileno de alta densidad de 25 L. El muestreo fue aleatorio simple, utilizando aguas provenientes de la laguna, que funciona como tanque de homogenización y sedimentación de los efluentes. Una vez recolectadas, las muestras fueron preservadas a 4 °C.

El tratamiento se simuló a escala de laboratorio en un reactor cilíndrico de carga secuencial (SBR) de 14,5 cm de diámetro y 26 cm de alto (figura 1). El volumen de operación fue de 2 L, del cual un 30% correspondió a lodo activado y el resto fue agua residual.

El tiempo de retención hidráulica teórico empleado en el reactor fue de 11 h. Para todos los tratamientos el tiempo de las fases de llenado o carga, sedimentación y descarga permaneció constante (0,25; 0,50 y 0,25 h, respectivamente) (9).

La carga del afluente y la descarga del efluente se realizaron a través de tuberías flexibles (Masterflex 06409-147) de 6 mm de diámetro conectadas al reactor empleando bombas peristálticas (Cole-Parmer, modelos 77202-60 y 77201-60) de un solo sentido de flujo, las cuales mantienen un caudal constante de 93 mL/min. Para la extracción del

licor mezcla se utilizó una tubería similar conectada al reactor.

La mezcla en el SBR se realizó mediante agitación mecánica con un motor monofásico (General electric, modelo WR60X165) de 15 W de potencia y 1300 rpm ensamblado a un eje con un aspa de dos alas sumergida en el licor mezcla. El aire se suministró a través de un compresor (SeaStar, modelo HX-308-20), el cual estaba conectado a una tubería flexible transparente de 5 mm enlazada en serie con un dispositivo difusor dispuesto en el fondo del reactor de 45 cm de largo y 4 mm de diámetro.

La etapa de reacción fue una de las variables estudiadas, donde se probaron dos secuencias operacionales: Secuencia 1, Anóxica-Aeróbica-Anóxica (Ax/Ae/Ax) con una duración de 1,25; 7,00 y 1,75 h, respectivamente y la Secuencia 2 fue Aerobia-Anóxica (Ae/Ax), con una duración de 8,00 y 2,00 h para cada fase.

Así mismo, se varió el tiempo de retención celular (θ_c), utilizando primero 15 días y luego 25 días, generándose cuatro combinaciones de tratamientos: el tratamiento T1 con un θ_c de 15 d y una secuencia Ax/Ae/Ax,

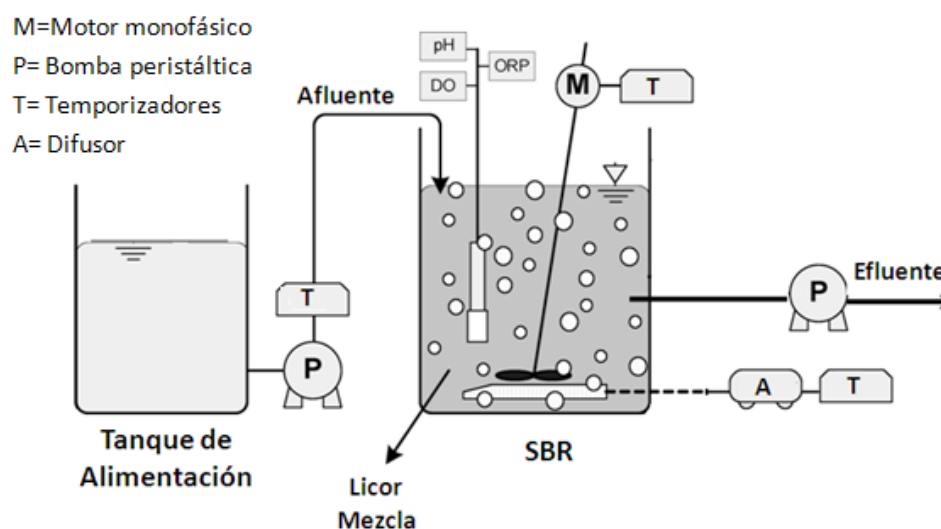


Figura 1. Descripción ilustrada del reactor por carga secuencial (SBR).

el tratamiento T2 con un θ_c de 15 d y una secuencia Ae/Ax, el tratamiento T3 con un θ_c de 25 d y la secuencia Ax/Ae/Ax y el tratamiento T4 con un θ_c de 25 d y la secuencia Ae/Ax.

Para la automatización de las etapas de carga, descarga, reacción, sedimentación y purga en SBR se utilizaron dispositivos reguladores de tiempo (Excelline, modelo GTC-E-120AS).

Las muestras fueron tomadas al inicio, durante y al final de cada tratamiento evaluado. Cada muestreo se realizó en función de los análisis definidos para cada una de las fases del tratamiento en estudio, tales como: pH (4500-B), alcalinidad total (2320 B), DBO_{5,20} (SM 5210), DQO_T y DQO_S (5220-C), SSV (2540-E), SST (2540-D), NTK (4500-N_{org}-A), N-NH₄⁺ (4500-NH₃-B), N-NO₂⁻ (4500-NO₂⁻-B), N-NO₃⁻ (4500-NO₃⁻-D), PT (4500-P-C) y cromo total (SM 3111 B) según los procedimientos establecidos en el Método Estándar (10). Para la determinación de la DQO_S, las muestras fueron previamente filtradas por una membrana de celulosa y un tamaño de poro de 0.45 μ m (Whatman).

Cada tratamiento fue evaluado durante un período de 30 días, con nueve repeticiones, con una frecuencia interdiaria dejando la primera semana de cada mes para la estabilización del reactor debido al cambio de las condiciones operacionales entre tratamientos.

El experimento se condujo mediante un diseño completamente al azar con arreglo factorial regular de dos factores con dos niveles cada uno. Los factores y niveles fueron los siguientes: el tiempo de retención celular (θ_c) con dos niveles, 15 y 25 días y la secuencia operacional con dos niveles, nivel 1 (Ax/Ae/Ax) y nivel 2 (Ae/Ax)

Los resultados de la remoción de las variables 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. El resto de las variables fueron evaluadas con estadística descriptiva señalando los valores

de tendencia central (media) y su dispersión (desviación estándar).

Resultados y discusión

Caracterización fisicoquímica del efluente

Los resultados de los parámetros evaluados en el efluente industrial de la tenería se presentan en la tabla 1, así como también los límites establecidos por la normativa venezolana para la descarga a cuerpos de agua, contemplados en el Decreto 883 (11).

El efluente industrial de la tenería se caracterizó por tener una concentración de materia orgánica total medida como DQO_T que osciló entre 1528.4 y 2272.7 mg/L, con un promedio de $1901,1 \pm 371,6$ mg DQO_T/L, durante todo el período de experimentación, mientras que la materia orgánica soluble medida como DQO_S osciló entre 775.8 y 1103.0 mg/L con un promedio de $939,4 \pm 163,6$ mg/L, representando este valor aproximadamente el 49,41% de la DQO_T.

El cociente DBO_{5,20}/DQO_T del efluente de tenería caracterizado fue de 0,36; el cual es relativamente bajo si se compara con las aguas residuales domésticas (DBO_{5,20}/DQO_T $\geq 0,5$), por lo tanto la biodegradabilidad del efluente industrial es baja de acuerdo al criterio de Ahn y col. (12). Sin embargo, la DBO_{5,20} no es buen un parámetro de referencia en aguas residuales industriales, especialmente en aguas residuales de tenerías, debido a que puede generar resultados erróneos, por el alto contenido de interferencias como compuestos tóxicos inhibitorios de la DBO_{5,20} para inóculos no aclimatados (13).

El pH osciló entre 7,26 y 8,76, caracterizándose por presentar altos valores de alcalinidad total, esto debido a que el pH en promedio se mantuvo por encima de 8 unidades, producto de las sustancias químicas utilizadas durante el procesado del cuero.

Los valores promedio de NTK, N-NH₄⁺ y PT obtenidos en la caracterización fueron

Tabla 1
Características fisicoquímicas del efluente industrial de la tenería

Parámetro	Valor (media SD)	Límites establecidos por la norma de descarga a los cuerpos de agua
pH	8,01 ± 0,75	6-9
Alcalinidad total	6148,9 ± 1351,0	-
DBO _{5,20}	687,6 ± 134,4	60 mg/L
DQOT	1901,1 ± 371,6	350 mg/L
DQOS	939,4 ± 163,6	-
NTK	201,7 ± 149,8	-
N-NH ₄ ⁺	140,1 ± 56,8	-
N-NO ₂ ⁻	18,3 ± 14,1	N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻ = 10 mg/L
N-NO ₃ ⁻	38,4 ± 25,7	N-NO ₂ ⁻ + N-NO ₃ ⁻ = 10 mg/L
NT	398,5 ± 182,9	40 mg/L
PT	13,7 ± 5,6	10 mg/L
DQOT/N-NH ₄ ⁺ /P	100:7,40:0,70	-
SST	3587 ± 217	80 mg/L
SSV	863 ± 57	-
Cromo total	2,33 ± 0,02	2 mg/L

n: número de mediciones realizadas, n≥12. Todas las unidades se expresan en mg/L excepto el pH.

de 201,7; 140,1 y 13,7 mg/L respectivamente. Se observó que los efluentes de tenerías son ricos en nitrógeno pero pobres en fósforo (7). La relación DQO/NTK/PT fue de 100:10,61:0,70.

La relación DQO_T/NTK fue de 9,42, es decir, se encuentra dentro de los valores recomendados por Carucci y col. (13) para realizar un tratamiento biológico a las aguas residuales de tenerías (DQO/NTK > 8).

Desempeño de las variables evaluadas en el reactor por carga secuencial (SBR)

Demanda química de oxígeno (DQO).

En la tabla 2 se observan los valores promedios de las concentraciones de DQO_T y DQO_S durante cada una de las fases del reactor, así como también los porcentajes de remoción obtenidos en cada tratamiento aplicado. Se encontró que la secuencia operacio-

nal aeróbica-anóxica (Ae/Ax) utilizada en los tratamientos T2 y T4 presentó los mayores niveles de remoción, obteniéndose valores de 57,79 y 52,87%, respectivamente. Estos resultados son similares a los obtenidos por Orhon y col. (14) y Hermida y col. (15), quienes para un efluente de curtiembre registraron un porcentaje de remoción de DQO_T de 52% y 55%, respectivamente.

Para la secuencia operacional anóxica-aeróbica-anóxica (Ax/Ae/Ax) los porcentajes de remoción fueron de 49,74 y 48,79% en los tratamientos T1 y T3, los cuales fueron estadísticamente similares (p>0,05). Por lo tanto, se puede afirmar que las variaciones en la secuencia operacional, afectaron la remoción de DQO_T, siendo la secuencia Ae/Ax la más efectiva debido a que la etapa aeróbica fue más prolongada en esta secuencia operacional, coincidiendo con el comportamiento reportado por Mekonnen y Leta (17) quienes

Tabla 2
Valores promedios de las concentraciones en mg/L y porcentajes de remoción de DQO_T y DQO_S en cada tratamiento

Variable	Fase	T1	T2	T3	T4
DQOT	Afluente	2133,65 ± 389,32	1887,81 ± 325,56	2002,31 ± 216,70	1580,75 ± 199,89
	Final de la Fase Ax	1854,04 ± 193,69	-	1929,58 ± 243,03	-
	Final de la Fase Ae	1467,46 ± 189,80	970,25 ± 252,59	1168,97 ± 251,69	1385,80 ± 81,71
DQOS	Final de la Fase Ax	1400,59 ± 144,82	836,05 ± 274,43	1098,02 ± 328,52	1029,52 ± 498,81
	Efluente	1054,71 ± 146,37	800,53 ± 263,85	1012,37 ± 260,37	754,82 ± 2271,43
	Afluente	855,11 ± 74,90	1004,27 ± 212,36	1167,24 ± 175,13	780,83 ± 75,76
% Remoción DQO _T	Final de la Fase Ax	699,17 ± 165,16	-	1080,12 ± 125,99	-
	Final de la Fase Ae	450,99 ± 88,98	467,32 ± 120,90	608,68 ± 135,34	521,69 ± 191,27
	Final de la Fase Ax	427,52 ± 47,33	449,32 ± 109,80	578,78 ± 154,78	333,23 ± 129,54
% Remoción DQO _S	Efluente	368,40 ± 47,73	445,10 ± 120,93	512,80 ± 132,40	326,36 ± 139,97
	% Remoción DQO _T	49,74 ^{ab} ± 8,36	57,79 ^a ± 11,70	48,79 ^b ± 13,67	52,87 ^a ± 12,61
% Remoción DQO _S		57,07 ^a ± 4,53	55,13 ^a ± 10,22	55,40 ^a ± 12,75	55,91 ^a ± 16,63

Media seguida por letras distintas en cada fila indica diferencias significativas según la prueba de Tukey (p≤0,05).

al incrementar el tiempo de la fase aeróbica aumentaron la eficiencia de remoción DQO_T en el reactor. Sin embargo, tiempos de retención muy elevados pueden conducir a un aumento en la concentración de DQO a la salida del reactor producto del decaimiento de la biomasa durante la fase de metabolismo endógeno en la que se libera el contenido citoplásmico de las células muertas, manifestándose en un incremento en la DQO del efluente (6, 18).

La variación en el tiempo de retención celular (15 y 25 días) no afectó la remoción de materia orgánica medida como DQO_T coincidiendo con los resultados obtenidos por Akin y Ugurlu (19), quienes reportaron que cambios en el tiempo de retención celular no afectaban significativamente la remoción de DQO .

En referencia, a las mediciones de materia orgánica soluble, se obtuvieron remociones de DQO_s estadísticamente similares ($p > 0,05$) en el reactor por carga secuencial, obteniéndose valores de 57,07; 55,13; 55,40 y 55,91% para los tratamientos T1, T2, T3 y T4, respectivamente. Por lo tanto, los dos tiempos de retención celular evaluados y las dos secuencias operacionales empleadas no ejercieron un efecto significativo sobre la remoción de DQO_s , esto puede deberse a que los efluentes de tenerías poseen una concentración de materia orgánica soluble inerte que no puede ser removida por el reactor, es decir, aunque se realicen modificaciones operacionales como el aumento de la fase aeróbica, esta fracción inerte no podrá ser removida. Pire y col. (20), obtuvieron que la fracción soluble inerte en efluentes de tenerías representa el 29% de la DQO_T , mientras que Hermida y col. (16) obtuvieron que esa fracción representa el 34%. Sólo tratamientos fisicoquímicos serían capaces de remover los componentes coloidales de esta fracción y aumentar los porcentajes de remoción (21, 22).

Formas de nitrógeno. El nitrógeno total Kjeldahl (NTK) a la salida del reactor fue de 230,87; 64,04; 58,33; 35,21 mg/L para

los tratamientos T1, T2, T3 y T4, respectivamente (tabla 3). Los valores de remoción de NTK obtenidos en esta investigación fueron de 41,45; 64,56; 70,34; 77,51% (tabla 4), para los tratamientos evaluados, porcentajes que son inferiores a los reportados por Ganesh y col. (23), quienes alcanzaron porcentajes de remoción de NTK de 80% tratando efluentes de tenerías en un SBR con un TRH de 24 h y una carga orgánica volumétrica (COV) de $2,1 \text{ Kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. El TRH utilizado en esta investigación fue de 11 h y la COV varió entre 4,65; 4,11; 4,36 y $2,44 \text{ Kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ para los tratamientos T1, T2, T3 y T4., por lo que las diferencias obtenidas pueden deberse al TRH y la COV. Lefebvre y col. (24) utilizando una COV de $0,6 \text{ Kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ y un TRH de 5 d, obtuvieron 96% de remoción de NTK en efluentes de tenerías, evidenciándose que mientras se utilice una menor COV y un mayor TRH, la remoción de NTK será mayor, por el aumento en la fase aeróbica en la etapa de reacción, lo que favorece el proceso de nitrificación que ocurre en condiciones óxicas.

Los porcentajes de remoción de nitrógeno total NT ($\text{NTK} + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) fueron de 46,91%; 66,22%; 74,67%; 63,30% para los tratamientos T1, T2, T3 y T4, respectivamente. Los tratamientos T3 y T4 presentaron diferencias estadísticas ($p \leq 0,05$) para esta variable, lo que indica que la variación en la secuencia operacional afectó la remoción de NT, debido a que se obtuvieron porcentajes de remoción mayores (74,67%) bajo la secuencia operacional Ax/Ae/Ax.

Los valores de remoción de NT obtenidos en esta investigación para los tratamientos T2, T3 y T4, se encuentran dentro del rango reportado por Goltara y col. (25), quienes obtuvieron eficiencias de remoción de NT entre 60 y 90% en aguas residuales de tenerías.

Las eficiencias en el proceso de nitrificación presentaron diferencias estadísticas ($p \leq 0,05$) entre los tratamientos T1, T3 y T4, lo que indica que tanto las variaciones en el tiempo de retención celular como en la

Tabla 3
Valores promedio de las concentraciones de NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ en cada tratamiento aplicado en el SBR

Variable	Fase	T1	T2	T3	T4
NTK (mg/L)	Afluente	399,21 ± 100,52	189,62 ± 44,01	154,00 ± 15,61	133,77 ± 19,86
	Fin de la Fase Ax	307,95 ± 62,46	-	142,33 ± 21,02	-
	Fin de la Fase Ae	241,64 ± 71,06	68,00 ± 23,41	63,00 ± 7,68	35,33 ± 20,49
	Fin de la Fase Ax	222,57 ± 31,03	64,83 ± 11,68	58,33 ± 10,53	35,21 ± 12,84
	Efluente	230,87 ± 65,51	64,04 ± 21,60	44,92 ± 7,80	29,25 ± 14,01
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Afluente	232,40 ± 51,72	121,70 ± 9,56	102,67 ± 10,83	93,89 ± 19,61
	Fin de la Fase Ax	186,51 ± 47,11	-	95,33 ± 6,52	-
	Fin de la Fase Ae	127,03 ± 49,92	30,44 ± 21,25	29,33 ± 11,65	5,60 ± 2,08
	Fin de la Fase Ax	114,96 ± 45,65	29,33 ± 23,77	30,00 ± 11,36	5,60 ± 2,08
	Efluente	108,26 ± 38,70	28,88 ± 22,62	27,33 ± 13,81	6,74 ± 3,07
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	Afluente	8,3458 ± 7,10	25,39 ± 8,27	37,23 ± 4,75	2,14 ± 1,39
	Fin de la Fase Ax	4,45 ± 2,46	-	49,21 ± 13,59	-
	Fin de la Fase Ae	5,56 ± 3,85	8,57 ± 3,04	11,63 ± 9,21	13,50 ± 2,31
	Fin de la Fase Ax	2,22 ± 1,35	8,63 ± 1,30	9,95 ± 5,15	3,93 ± 2,31
	Efluente	2,31 ± 2,21	7,53 ± 2,71	8,05 ± 3,37	4,83 ± 2,09

Tabla 3 (Continuación)

Variable	Fase	T1	T2	T3	T4
	Afluyente	50,31 ± 20,74	19,44 ± 10,07	68,71 ± 13,67	15,29 ± 6,07
	Fin de la Fase Ax	20,59 ± 14,78	-	20,63 ± 7,11	-
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Fin de la Fase Ae	57,57 ± 18,51	61,92 ± 29,94	48,41 ± 10,25	59,35 ± 22,24
	Fin de la Fase Ax	18,46 ± 12,51	10,17 ± 8,88	3,98 ± 1,18	316,53 ± 9,26
	Efluente	9,55 ± 14,87	7,75 ± 4,90	3,35 ± 1,34	10,88 ± 1,85

Tabla 4

Valores promedios de remoción de NTK, NT, eficiencias de nitrificación y desnitrificación en cada tratamiento aplicado en el SBR

Variable	T1	T2	T3	T4
Remoción de NTK (%)	41,45 ^c ± 11,17	64,58 ^b ± 9,12	70,34 ^a ± 7,50	77,51 ^a ± 10,69
Remoción de NT (%)	46,91 ^c ± 12,48	66,22 ^{ab} ± 8,08	74,67 ^a ± 2,92	63,30 ^b ± 22,85
Eficiencia de Nitrificación (%)	54,32 ^c ± 10,75	69,30 ^{bc} ± 16,06	72,93 ^b ± 14,65	92,24 ^a ± 4,58
Eficiencia de Desnitrificación (%)	75,84 ^d ± 39,55	88,53 ^b ± 2,32	93,25 ^a ± 7,33	81,62 ^c ± 22,85

Media seguida por letras distintas en cada fila indica diferencias significativas según la prueba de Tukey (p≤0,05).

secuencia operacional afectaron este proceso. En todos los tratamientos aplicados se encontraron eficiencias de nitrificación superior al 50% pero los mayores niveles se alcanzaron cuando se utilizó el tiempo de retención celular mayor (25 días).

Resultados similares fueron obtenidos por otros investigadores quienes observaron que al disminuir la edad del lodo se afectaba la población bacteriana de nitrificantes en el sistema, lo que sugiere que bajos tiempos de retención celular limitan las condiciones requeridas para la ocurrencia del proceso de nitrificación (26, 27).

Akin y Ugurlu (28), demostraron que la remoción de fósforo requiere contar con bajos tiempo de retención celular, y lo contrario ocurre para la remoción de nitrógeno que, debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, requiere altos valores de tiempos de retención celular.

La secuencia Ae/Ax registró una mayor remoción de $N-NH_4^+$ que la secuencia Ae/Ax, esto puede deberse a que la etapa aerobia es más prolongada en esta secuencia operacional que en la secuencia Ax/Ae/Ax.

Los resultados obtenidos demuestran que el proceso de desnitrificación tuvo lugar en los cuatro tratamientos aplicados con eficiencias superiores a 70% sin la necesidad de la adición de una fuente de carbono externa, lo que indica que el carbono empleado

para conseguir la desnitrificación es el que queda en los fragmentos del tejido bacterial después de la degradación endógena de los organismos y la materia orgánica disponible en el agua residual al comienzo de la fase anóxica.

La eficiencia en el proceso de desnitrificación obtenida en los tratamientos T1, T2, T3 y T4 presentó diferencias estadísticas ($p \leq 0,05$), lo que indica que el tiempo de retención celular y la secuencia operacional afectaron el proceso de desnitrificación. La mayor eficiencia de desnitrificación fue obtenida en el tratamiento T3, la cual fue de 93,25%. En este tratamiento se utilizó una fase anóxica previa (una pre-desnitrificación), Durai y Rajasimman (13) encontraron que un proceso de pre-desnitrificación/nitrificación es más eficiente para la remoción simultánea de nitrógeno y materia orgánica en aguas residuales de tenerías.

Fósforo total. La remoción de fósforo fue estadísticamente similar ($p > 0,05$) entre los tratamientos T2 y T4, los cuales tienen la misma secuencia operacional (Ae/Ax) pero diferente tiempo de retención celular. Esto significa que la variación en el tiempo de retención celular no fue un factor que influyó en la remoción de este nutriente (tabla 5). Sin embargo, la variación en la secuencia operacional afectó la remoción de esta variable al presentar diferencias significativas T3 y T4, los cuales tienen el mismo tiempo

Tabla 5
Valores promedios de las concentraciones de PT y porcentaje de remoción de PT en cada tratamiento aplicado en el SBR

Variable	T1	T2	T3	T4
Fósforo total a la entrada (mg/L)	13,39 ± 7,27	9,63 ± 4,41	8,50 ± 3,57	11,67 ± 2,54
Fósforo total a la salida (mg/L)	9,29 ± 6,11	6,93 ± 3,81	6,04 ± 2,65	8,06 ± 2,82
Remoción de PT (%)	37,22 ^{ab} ± 14,70	29,33 ^{ab} ± 9,70	31,12 ^a ± 16,21	28,22 ^b ± 13,99

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

de retención celular pero diferente secuencia operacional. Estos resultados son contrarios a los obtenidos por Akin y Ugurlu (19), quienes observaron que la mayor eficiencia en términos de remoción de fósforo se alcanzaba a valores cortos de tiempos de retención celular (10 días).

Los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron en el tratamiento T1 y T3, los cuales fueron en promedio de 37,22 y 31,12%, mientras que para el resto de los tratamientos fueron menores al 30%.

En el tratamiento de otros efluentes industriales, altos tiempos de retención celular desfavorecen la eliminación del fósforo, producto que la tasa de liberación de los fosfatos disminuye al aumentar la edad del lodo. Esta situación no es un problema para los efluentes de tenerías ya que los niveles de fósforo en estos efluentes industriales son bajos y no se busca su eliminación por completo, para mantener en el sistema una relación óptima entre el carbono y el fósforo como nutriente limitante. Vidal y col. (8) y Lefebvre y col. (24) sugieren una relación COD:P de 100:0,3 y 100:0,4, para lograr con éxito la eliminación simultánea de estos compuestos en aguas residuales de curtiembres.

Conclusiones

Los cuatro tratamientos aplicados al agua residual industrial de la tenería en el (SBR) permitieron la remoción simultánea de nutrientes y materia orgánica, debido a la flexibilidad del reactor para adaptarse a distintas condiciones de operación.

Los mayores niveles de nitrificación (92,24%) se alcanzaron cuando se utilizó el tiempo de retención celular de 25 días y una secuencia operacional Ae/Ax, debido a que la etapa aeróbica fue más prolongada y un mayor tiempo de retención celular favoreció el crecimiento de las bacterias nitrificantes.

El aumento en el tiempo de retención celular conllevó a aumentos en la eficiencia de desnitrificación (93,25%).

De los cuatro tratamientos evaluados, el tratamiento T4 con una secuencia operacional Ae/Ax y un tiempo de retención celular de 25 días permitió obtener mayores rendimientos en cuanto a la eliminación simultánea de materia orgánica y nutriente.

Referencias bibliográficas

1. FLAPPER T., ASHBOLT N., LEE A., NEIL, O. **Water Sci and Technol** 43(3): 347-365. 2001.
2. STOOP M. **Technovation** 23:265-278.2003.
3. ÁLVAREZ S., MALDONADO M., GERTH A., KUSCHK P. **Inf Tecnol** 15(3):75-80. 2004.
4. LI J., HEALY M., ZHAN X., RODGERS M. **Bio-resour Technol** 99(16): 7644-7650. 2008.
5. SATOSHI T.; Takashi, O.; Koichi, S.; Akira, H. **Biochem Eng J** 27, 191-196. 2006.
6. GARZÓN M. **Ing Hidrau Mex** 20(4):137-149. 2005.
7. FARABEGOLI G., CARUCCI A., MAJONE M., ROLLE E. **J Environ Manage** 71:345-349. 2004.
8. VIDAL G., NIETO J., COOMAN K., GAJARD M., BORNHARDT C. **J Hazar Mater** 112:143-149. 2004.
9. PIRE M., PALMERO J., ARAUJO I., DÍAZ A. **Rev Cient-Fac Cien V** 20(3):284-292. 2010.
10. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA-AWWA-WEF). In: Clesceri, L.; Greenberg, A.; Eaton, A. (Ed). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition. American Public Health Association, Washintong D.C. I-48 pp. 1998.
11. REPÚBLICA DE VENEZUELA. Decreto N° 883. 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.
12. AHN D., CHANG W., YOON T. **Process Bio-chem** 34:429-439. 1999.
13. DURAI G., RAJASIMMAN M. **J Environ Sci and Technol** 4(1):1-17. 2011.

14. CARUCCI A., CHIAVOLA, A., MAJONE, M., ROLLE, E. (1999). **Water Sci and Technol** 40:253-259. 1999.
15. ORHON D., SÖZEN S., UBAY E., ATES E. **Water Sci and Technol** 38(4-5): 355-362. 1998.
16. HERMIDA V., GALISTEO S., VINAS S. Estructplan. <http://www.estrucplan.com.ar/articulos/verarticulo.asp?idarticulo=541>. Fecha de consulta: 25/02/2011.
17. MEKONEN M., LETA S. **Natura and Sci** 9(10):1-8. 2011.
18. KABDASLI I., TUNAY O., ORHON D. **Water Sci and Technol** 28(2):97-105.
19. AKIN B., UGURLU A. **J Environ Sci Heal A** 38 (8): 1479-1488. 2003.
20. PIRE M., RODRÍGUEZ K., FUENMAYOR M., FUENMAYOR Y., ACEVEDO H., CARRASQUERO S., DÍAZ A. **Cienc Ing Neogranad** 21(2):5-19.2011.
21. KARAHAN O., DOGRUEL S., DULEKGURGEN E., ORHON D. **Water Res** 42-1083-1092. 2005.
22. DOSTA J., GALIA., BENABDALLAH T., MACE S., MATA J. **Bioresour Technol** 982065-2075. 2007.
23. GANESH R., BALAJI G., Ramanujam A. **Bioresource Technol** 97:1815-1821. 2006.
24. LEFEBVRE O., VASUDEVAN N., TORRIJOS M., THANASEKARAN K., MOLETTA R. **Water Res** 39:1471-1480. 2005.
25. GOLTARA, A., MARTÍNEZ J., MENDEZ R. **Water Sci Tecnol** 48: 207-214. 2003.
26. PALMA M., MANGA J. **Ingeniería y desarrollo** 2(18):61-71. 2005.
27. GONZÁLEZ M., SALDARRIAGA J. **Revista EIA** 10:45-53. 2008.
28. AKIN B., UGURLU A. **Process Biochem** 40, 2873-2878. 2005