

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN REACTOR POR CARGA SECUENCIAL TRATANDO AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE UN MATADERO DE RESES

SEDOLFO CARRASQUERO ¹, EDUARDO MATOS ¹, FERNANDO SARAS ¹, MARÍA PIRE ², GILBERTO COLINA ¹,
ALTAMIRA DÍAZ ¹

¹ Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia, Venezuela.
e-mail: scarrasquero@fing.luz.edu.ve

² Programa de Ingeniería Agroindustrial Decanato de Agronomía, Universidad Centro Occidental Lisandro Alvarado.
Venezuela.

Recibido: octubre 2013

Recibido en forma final revisado: marzo 2014

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de un reactor por carga secuencial a escala laboratorio durante el tratamiento del efluente de un matadero de reses ubicado en el Estado Zulia, Venezuela, para lograr la remoción simultánea de materia orgánica, nitrógeno y fósforo. Se utilizó un reactor con un volumen útil de 2 L, una secuencia operacional anaeróbica-aeróbica-anóxica (An/Ae/Ax), un tiempo de retención celular de 25 días y dos tiempos de retención hidráulica, generando dos tratamientos, T1 con 10 h y T2 con 12 h. Los parámetros medidos al inicio y final de cada ciclo evaluado fueron: demanda química de oxígeno total (DQO_T), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_{5,20}), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻), pH, alcalinidad total, sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV) y fósforo total (PT). El efluente industrial se caracterizó por presentar una DQO_T de 11748 mg/L, una DBO_{5,20} de 5176 mg/L, y un contenido de NT y PT de 554,2 y 17,3 mg/L, respectivamente. Se encontró que para ambos tratamientos (T1 y T2) se lograron valores promedios por encima del 89% de remoción de DQO_T. Sin embargo, el tratamiento T2 con un TRH de 12 horas generó mayores rendimientos en cuanto a la eliminación simultánea de NTK (81%), N-NH₄⁺ (81%) y NT (69%) que el tratamiento T1. De todos los parámetros analizados sólo el PT y pH, fueron los que a la salida del reactor cumplieron con los límites establecidos por la norma venezolana para la descarga a cuerpos de agua.

Palabra clave: Efluente de matadero de reses, Fósforo, Materia orgánica, Nitrógeno, Reactor por carga secuencial (SBR).

EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF A SEQUENCING BATCH REACTOR TREATING SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER

ABSTRACT

The treatment of wastewater from a cattle slaughterhouse was evaluated using a sequential loading reactor (SBR). The study was carried out using wastewater from a cattle slaughterhouse located in the Rosario de Perija, Zulia State, Venezuela. A sequencing batch reactor at laboratory scale was used with a working volume of 2 L, an anaerobic-aerobic-anoxic operating sequence (An/Ae/Ax) for simultaneous removal of organic matter and nutrients, two hydraulic retention times of 10 and 12 hours and a cell retention time of 25 days. The parameters measured at the beginning and end of each evaluated cycles were: chemical oxygen demand total (COD_T), biochemical oxygen demand (BOD_{5,20}), total Kjeldahl nitrogen (TKN), ammonia nitrogen (N-NH₄⁺), nitrite (N-NO₂⁻), nitrates (N-NO₃⁻), pH, total alkalinity, total suspended solids (TSS) and volatile (VSS), total phosphorus (TP), color and turbidity. The industrial effluent was characterized by a COD of 11748 mg/L, one BOD_{5,20} of 5176 mg/L, and a content of TN and TP of 554.2 and 17.3 mg/L, respectively. It was found that both treatments (T1 y T2) achieved above average values of 89% removal of DQO_T. However, treatment T2 with an HRT of 12 hours generated higher yields in terms of the simultaneous removal of TKN (81%), N-NH₄⁺ (81%), total nitrogen (TN) (69%) than T1. Of all the parameters analyzed, TP and pH were the only parameters at the reactor outlet that comply with the limits set by the Venezuelan standard for discharge of bodies of water.

Keywords: Nitrogen, Organic matter, Phosphorous, Sequencing batch reactor (SBR), Slaughterhouse effluent.

INTRODUCCIÓN

El desarrollo tecnológico, el incremento de la producción industrial y el crecimiento de la población, han ocasionado que la contaminación por el vertido incontrolado de residuos líquidos domésticos e industriales sin tratamiento, se incremente día a día, en volumen, carga y concentración, causando impactos negativos sobre los cuerpos de agua receptores, tales como la disminución progresiva de su capacidad de autopurificación y el fenómeno de eutrofización.

Los efluentes industriales se caracterizan por ser de composición muy diversa y compleja, debido a que se generan por sistemas productivos diferentes, en los cuales las materias primas e insumos que se utilizan le proporcionan características particulares a cada tipo de agua residual generada (Corbitt, 2003).

Los efluentes provenientes de los mataderos de reses, son una fuente de contaminación de materia orgánica, nitrógeno, grasas, sólidos totales y coliformes fecales, provenientes de las heces, orina, sangre, residuos cárnicos y de alimentos no digeridos por los intestinos de los animales sacrificados (Maldonado & Ramón, 2006).

El agua es utilizada antes, durante y después del proceso de matanza. Los altos estándares de calidad e higiene que se le exige a la industria de mataderos, hacen que grandes cantidades de agua deban ser utilizadas a lo largo del proceso. La descarga de efluentes en este tipo de agroindustrias comprende entre el 85 y 95% del consumo de agua que se utiliza en el proceso, lo que representa de 2 a 15 m³ de agua residual por tonelada del peso del cadáver de la res (EPA, 2002, 2004; Muñoz, 2005).

Los efluentes de los mataderos de reses han sido tratados con éxito utilizando tratamientos biológicos con sistemas no convencionales de lodos activados, como los reactores por carga secuencial (SBR) (Filali *et al.* 2004; Li *et al.* 2008ab; Zhan *et al.* 2009). Estos reactores además de ser efectivos en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno para tratar efluentes de mataderos de reses, son más económicos y generan menor cantidad de subproductos que los sistemas biológicos convencionales.

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de un reactor por carga secuencial a escala laboratorio durante el tratamiento del agua residual de un matadero de reses ubicado en el Estado Zulia, Venezuela, aplicando dos tiempos de retención hidráulica, para lograr la remoción simultánea de materia orgánica, nitrógeno y fósforo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La obtención del efluente industrial se realizó en un matadero de reses (*Bos taurus*) ubicado en la ciudad de La Villa del Rosario, en el municipio Rosario de Perijá, Estado Zulia, Venezuela.

La recolección del efluente se realizó de acuerdo con los patrones establecidos en el Método Estándar, usando el método 1060 para la recolección de muestras y preservación (APHA-AWWA-WEF, 2012). La captación del agua residual se hizo de manera manual a través de un muestreo aleatorio simple, tomando las aguas residuales en una tanquilla ubicada dentro del área de matanza, descarga y transporte de materia prima, en envases de polietileno de alta densidad de 20 L, limpios y de color oscuro.

El proceso de obtención de la biomasa para el sistema de tratamiento consistió en recoger, de manera manual, lodo en la tanquilla de recolección de las aguas residuales ubicadas dentro del área de matanza, descarga y transporte de materia prima, en envases de 1 L, limpios y de color oscuro.

El lodo recolectado junto con el agua residual del matadero de reses, se colocaron en un reactor por carga con un volumen útil de 2 L, en una proporción de 50:50, es decir, 1 L de mezcla del agua residual industrial y 1 L de lodo. Este licor mezcla fue sometido a un proceso de aclimatación con aireación continua durante ciclos de 24 horas (TRH) durante dos semanas. Se utilizó un tiempo de sedimentación de 30 minutos antes de descargar el efluente clarificado. El final de la aclimatación se determinó cuando se alcanzaron valores estables de remoción de DQO a la salida del reactor, superiores a 50% y buenas características de sedimentabilidad en el lodo.

Para el tratamiento del efluente se utilizó un reactor de vidrio cilíndrico por carga secuencial de 14,5 cm de diámetro y 26 cm de alto (Figura 1). El volumen útil del reactor fue de 2 L, el volumen que ocupó el lodo activado tras la fase de sedimentación correspondió a un 30% del volumen útil, es decir, 0,6 L, mientras que el volumen de agua residual industrial que se añadió en la fase de llenado de cada ciclo, correspondió a un 70%, es decir, 1,4 L. Todo el efluente clarificado se extraía del reactor durante la fase de descarga.

El proceso de tratamiento del efluente constó de cuatro etapas: llenado, reacción, sedimentación y descarga. En la fase anaeróbica (An) no se proporcionó ni aire ni agitación, en la fase anóxica (Ax), se proporcionó sólo agitación al agua residual, en la etapa aeróbica (Ae) se inyectó aire

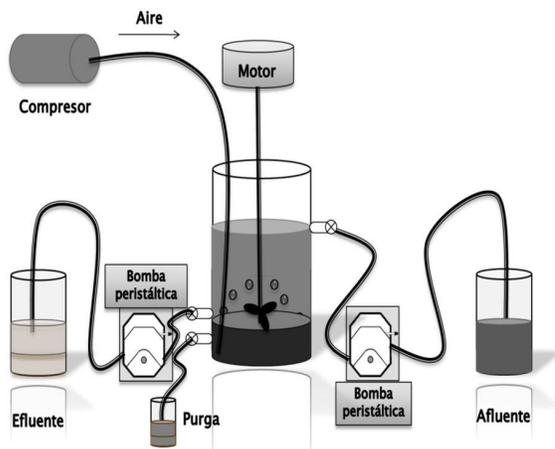


Figura 1. Esquema del reactor SBR utilizado

y agitación al sistema para obtener un mezclado entre el lodo y el agua residual; mientras que en la etapa de sedimentación, el lodo decantó por acción de la gravedad y se separó del agua residual tratada, obteniéndose un sobrenadante clarificado; en la etapa de descarga se retiró el agua residual tratada y en la etapa de purga se realizó la extracción del lodo en exceso.

El llenado y la descarga del efluente funcionaron de manera automatizada a través de dispositivos reguladores de tiempo (Excelline, modelo GTC-E-120AS) y 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 se mantuvieron a un caudal constante de 93 mL/min.

El reactor por carga secuencial también dispuso de sistemas automatizados de agitación mecánica y suministro de oxígeno. El sistema de agitación mecánica estuvo compuesto de un motor monofásico (General electric, modelo WR60X165) de 15 W de potencia y 1300 rpm, ensamblado a un eje que dispuso de un asa de dos alas, que se sumergieron dentro del agua residual y del lodo (licor mezcla). Las revoluciones del motor se mantuvieron en 300 rpm por medio de un potenciómetro.

El oxígeno se suministró a través de un compresor (SeaStar, modelo HX-308-20). El compresor de aire estuvo 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. Este dispositivo se encargó de suministrar aire en forma ascendente a la mezcla contenida en el reactor.

Durante el estudio se trabajó con un tiempo de retención celular de 25 días, mientras que el tiempo de retención

hidráulica varió, empleando primero un TRH de 10 horas y después de 12 horas. Para los dos tratamientos, el tiempo de las etapas de llenado, sedimentación y descarga permaneció constante, 0,25 h; 0,50 h y 0,25 h, respectivamente, mientras que los tiempos de las fases en la etapa de reacción fueron diferentes para cada tratamiento, éstos se presentan en la Tabla 1.

Para mejorar las características de las aguas residuales y así facilitar su tratamiento biológico, los sólidos suspendidos en el afluente fueron removidos por separación con una malla #20, evitando que pudieran causar la obturación de tuberías y bombas del sistema de llenado y descarga del reactor.

Tabla 1. Duración de los tiempos de cada en la etapa de reacción

T	TRH (h)	Fase An (h)	Fase Ae (h)	Fas Ax (h)
1	10	1,50	6,00	1,50
2	12	1,75	7,00	2,25

T: Tratamiento

Las muestras fueron tomadas al inicio y al final de cada tratamiento evaluado. Los parámetros fisicoquímicos medidos fueron los siguientes: pH (4500-B), alcalinidad total (2320-B), DQO_T y DQOs (5220-C), NTK (4500-Norg-A), N-NH₄⁺ (4500-NH₃-B), N-NO₂⁻ (4500-NO₂B), N-NO₃⁻ (4500-NO₃-D), PT (4500-P-C), color (2120) y turbiedad (2130), según los procedimientos establecidos en el Método Estándar (APHA-AWWA-WEF, 2012). Para la determinación de la DQO_s, la muestra fue filtrada por una membrana estéril de éster-celulosa con un tamaño de poro de 0,45 micras.

Los análisis se realizaron tres veces por semana para muestras clarificadas. Cada tratamiento fue evaluado durante un mes, de manera que se realizaron como mínimo nueve repeticiones por tratamiento, tres por semana, 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 un total de dos tratamientos con nueve repeticiones no consecutivas cada uno, los resultados de las remociones de los parámetros fisicoquímicos 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. Los resultados del resto de los parámetros fisicoquímicos medidos son

presentados con estadística descriptiva señalando los valores de tendencia central (media) y su dispersión (desviación estándar).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE INDUSTRIAL

La caracterización físico-química del efluente industrial del matadero de reses se presenta en la Tabla 2, en la cual se reportan los valores medios y su dispersión expresada a través de la desviación estándar (DE), así como se indican los límites establecidos por la norma venezolana para la descarga a los cuerpos de agua (Gaceta Oficial, 1995 – Decreto 883).

El agua cruda proveniente del matadero de reses se caracterizó por presentar un contenido de materia orgánica total medida como DQO_T que osciló entre 8330 y 15165 mg/L con un promedio de 11747 mg/L, mientras que la materia orgánica soluble medida como DQO_S osciló entre 3675 y 5906 mg/L con un promedio de 4790 mg/L, representando aproximadamente un 41% de la materia orgánica total

Tabla 2. Características del agua residual proveniente del matadero de reses

Parámetro	Valor	Límites establecidos por la norma de descarga a los cuerpos de agua
	Media ± DE	
pH	7,5±0,6	6 – 9
Alcalinidad total	1638±492	-
DQO _T	11748±3417	350
DQO _S	4790±1115	-
DBO _{5,20}	5176±1087	60
NTK	554,2±133,2	-
N-NH ₄ ⁺	273,8±63,7	-
N-NO ₂ ⁻	ND	N-NO ₂ ⁻ +N-NO ₃ ⁻ = 10
N-NO ₃ ⁻	ND	N-NO ₂ ⁻ +N-NO ₃ ⁻ = 10
NT	554,2±133,2	40
SST	526,7±70,2	80
SSV	293,3±98,7	-
PT	17,3±5,7	10
DQO _T /N-NH ₄ ⁺ /PT	100:2,3:0,1	-
Color	3500±966	500
Turbiedad	166±106	-

n≥10; n= número de mediciones realizadas. DE= Desviación estándar. Todos los parámetros están expresados en mg/L a excepción del pH. ND= No detectable. Límite de detección= 1 mg/L

La composición de los efluentes de los mataderos de reses depende del proceso de producción y de la separación en la descarga de materias como sangre, intestinos y desechos del suelo. Cuando no se recolecta apropiadamente la sangre y los productos residuales, la carga orgánica puede ser dos o tres veces mayor que en los mataderos que sí realizan un proceso de recuperación (Muñoz, 2005). Debido a que el matadero en estudio no realiza ningún proceso de separación y/o recuperación, los valores de DQO_T son superiores a los reportados por Meknassi *et al.* (2003); Maldonado & Ramón (2006) y Nacheva *et al.* (2011), quienes obtuvieron valores de DQO_T inicial de 5098, 5364 y 3437 mg/L, respectivamente.

Otros autores como López *et al.* (2010) y Chaux *et al.* (2009), obtuvieron una concentración de DQO_T de 11000 y 12000 mg/L, respectivamente, valores que se encuentran dentro del rango reportado en el presente estudio. Todos los valores de DQO_T a la entrada superaron los 350 mg/L establecidos por la normativa venezolana como límite para poder realizar la descarga de estos efluentes hacia los cuerpos de agua.

El efluente de matadero de reses presentó una concentración promedio de materia orgánica medida como DBO_{5,20} de 5176 ± 1086 mg/L, valor que se encuentra dentro del rango reportado por López *et al.* (2010), quienes obtuvieron valores de DBO_{5,20} que oscilaron entre 3000 y 12000 mg/L, para efluentes de matadero de reses.

Los valores de DQO_T se relacionan con los valores de DBO_{5,20} en proporciones que varían de acuerdo con los componentes asociados con la materia orgánica en degradación. En el presente estudio la relación DBO_{5,20}/DQO_T del efluente de matadero de reses fue de 0,44; la cual se encuentra cercana al rango reportado por Chaux *et al.* (2009), quienes obtuvieron relaciones que oscilaron entre 0,5 y 0,7. Además, el valor de la fracción biodegradable se encuentra cercano a la relación DQO_S/DQO_T (0,41) del efluente del matadero de reses.

En relación con la medición del pH, el efluente industrial presentó un valor que osciló entre 6,6 y 8,0 unidades de pH, y se caracterizó por presentar una alcalinidad que se mantuvo entre 1145 y 2129 mg/L CaCO₃. Caldera *et al.* (2003), indican que debe existir suficiente alcalinidad en los sistemas biológicos para amortiguar las variaciones del pH y mantener el funcionamiento óptimo del proceso. Kundu *et al.* (2013) reportaron con valores de alcalinidad total de 500 mg/L CaCO₃, variaciones de pH que no superaron las 0,4 unidades, manteniendo el pH durante el tratamiento de efluentes cármicos en un reactor por carga secuencial entre

6,8 y 7,2 unidades.

Los valores promedio de NTK, N-NH₄⁺ y PT que se obtuvieron en la caracterización fueron 554,2; 273,8 y 17,3 mg/L, respectivamente. Estas concentraciones se deben a compuestos como la úrea y las heces de los animales, que contienen cantidades apreciables de proteína no asimilada (nitrógeno orgánico) (Sawyer, 2001). Las concentraciones de nitrógeno también pueden deberse a la presencia de tejido sanguíneo, cuando la sangre se descarga junto con el efluente industrial.

Signorini *et al.* (2006) demostraron que cuando la sangre no es recuperada en el proceso de matanza y es descargada como residuo líquido en el efluente de matadero de reses, los procesos de tratamiento presentan rendimientos menores en la remoción de carbono y nitrógeno.

De acuerdo con la caracterización realizada, el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno orgánico representan el 49 y el 51 % del nitrógeno total. Se pudo observar que los efluentes presentaron alto contenido de nitrógeno en comparación con la concentración de fósforo total, esto se debe a que el estiércol de bovino tiene valores trazas de fosfatos, al igual que el estiércol de porcino que es rico en nitrógeno pero pobre en fósforo (Segrelles, 1991; Rodríguez, 2007).

Con respecto a la relación DQO_T/N-NH₄⁺/PT, el efluente en estudio presentó una relación de 100:2,3:0,1, registros que son menores a los establecidos por Nacheva *et al.* (2011), quienes en su caracterización obtuvieron una relación de 100:9.6:0,48, sugiriendo 100:1.2:0,17 como valores óptimos para los procesos biológicos.

El efluente industrial del matadero de reses presentó una turbiedad promedio de 165,6 NTU y un color promedio de 3.500 UC, valor superior al permitido por la normativa venezolana para la descarga en cuerpos de agua (Gaceta Oficial, 1995 – Decreto 883). La coloración anormal de estos efluentes industriales puede deberse a la presencia de sustancias en suspensión, disueltas o coloidales

DESEMPEÑO DE LAS VARIABLES EVALUADAS EN EL REACTOR POR CARGA SECUENCIAL

En la Tabla 3 se observan los valores de contenido de materia orgánica, expresados en términos de DQO_T, a la entrada, salida y los porcentajes de remoción obtenidos por el tratamiento en el reactor. Los valores promedio de DQO_T a la salida del reactor fueron 1155 mg/L para T1 y de 1267 mg/L para T2, respectivamente.

Tabla 3. DQO_T a la entrada y la salida del reactor por carga secuencial (SBR)

	Tratamientos	Media (mg/L)	DE
	Entrada	10859	3101
T1	Salida	1156	447
	% Remoción	89 ^a	4
	Entrada	13192	3546
T2	Salida	1268	651
	% Remoción	90 ^a	6

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

Se encontró que para ambos tratamientos se lograron valores promedios por encima del 89% de remoción de DQO_T; los porcentajes de remoción para ambos tiempos de retención hidráulica fueron estadísticamente similares (p≤0,05), a pesar de que los valores de DQO_T a la entrada del reactor fueron mayores para el tratamiento T2 que para el tratamiento T1.

López *et al.* (2008), reportaron un porcentaje de remoción del 97% utilizando la combinación de un filtro anaerobio + reactor por carga secuencial, con un TRH total de 29 horas, encontrando que a mayor tiempo de retención hidráulica se logra una mayor remoción de DQO y al incrementar las concentraciones de DQO a la entrada se pueden lograr mayores eficiencias de remoción durante los tratamientos. A pesar de que los porcentajes de remoción que se alcanzaron en el sistema SBR fueron superiores al 89%, las concentraciones de DQO_T a la salida del reactor se encuentran por encima del límite permisible para la descarga a cuerpos de aguas naturales (Gaceta Oficial, 1995 - Decreto 883). Por lo que se hace necesario la aplicación de un postratamiento para obtener la calidad deseada en el efluente, o la separación y recuperación de subproductos como la sangre y el rumen, que incrementan la concentración de materia orgánica en el efluente. A través de la segregación de corrientes, es posible el almacenamiento de la sangre para la producción de harina, así como también la elaboración de alimento para nutrición animal a partir del rumen deshidratado (Chaux *et al.* 2009).

En relación con los valores obtenidos de contenido de materia orgánica, expresado en términos de DBO_{5,20} total, se encontraron eficiencias de remoción de 84 y 85%, para el tratamiento T1 y T2, respectivamente. Dichos porcentajes de remoción fueron estadísticamente similares (p≤0,05) (Tabla 4).

Tabla 4. DBO_{5,20} total a la entrada y salida del reactor por carga secuencial (SBR)

Tratamientos		Media (mg/L)	DE
	Entrada	5258	1355
T1	Salida	765	115
	% Remoción	84 ^a	5
	Entrada	4811	1292
T2	Salida	671	113
	% Remoción	85 ^a	4

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

Los porcentajes de remoción de DBO_{5,20} obtenidos se encuentran cercanos a los reportados por Maldonado & Ramón (2006); López *et al.* (2008; 2010) quienes obtuvieron porcentajes de remoción entre 92%, 96% y 97%, respectivamente, luego de haber aplicado tratamientos biológicos combinados (anaeróbico + aeróbico) en efluentes de matadero de reses con tiempos de retención hidráulica totales en los sistemas de tratamiento de 48, 29 y 33 horas, respectivamente. López *et al.* (2008; 2010), utilizaron la combinación de un filtro anaerobio (TRH= 20-24 h) y un reactor por carga secuencial (TRH= 9-12 h), aplicando al reactor cargas orgánicas de 4,1 y 2,3 Kg DBO/m³.d, respectivamente, cargas mucho menores a las evaluadas en este estudio que fueron de 10,3 y 12,4 Kg DBO/m³.d para los TRH de 12 y 10 horas, lo que demuestra la efectividad del reactor por carga secuencial como único tratamiento para obtener elevados porcentajes (> 89 %) de remoción aplicando altas cargas orgánicas (>10 Kg DBO/m³.d).

FORMAS DE NITRÓGENO

Aplicado el tratamiento biológico al efluente de matadero de reses, se obtuvo que para la variable nitrógeno total Kjeldahl (NTK), las concentraciones a la salida del reactor por carga secuencial fueron 147,70 y 128,70 mg/L para los tratamientos T1 y T2, respectivamente (Tabla 5). La mayor eficiencia de remoción (80%) fue alcanzada en el tratamiento T2 (Tabla 6). Estadísticamente se encontró diferencia significativa en los porcentajes de remoción ($p \leq 0,05$) de los dos tratamientos, la cual es atribuible al aumento del tiempo de retención hidráulico, especialmente el aumento en la fase aeróbica, debido a que las concentraciones iniciales de NTK con la que se alimentó el reactor fueron similares para los dos tratamientos. Por lo cual, se puede afirmar que el aumento en el TRH incidió en la remoción de esta variable, siendo más efectivo el tratamiento T2.

Tabla 5. NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ a la entrada y salida del reactor por carga secuencial (SBR)

Variables (mg/L)	Tratamientos				
	T1		T2		
	Media	DE	Media	DE	
NTK	Entrada	610,8	125,3	667,4	98,7
	Salida	147,1	2	128,7	16
N-NH ₄ ⁺	Entrada	302,4	62	330,4	48,8
	Salida	72,8	1	63,7	7,9
N-NO ₂ ⁻	Entrada	ND	-	ND	-
	Salida	1,06	0,04	1,07	0,05
N-NO ₃ ⁻	Entrada	ND	-	ND	-
	Salida	31,0	16,9	76,3	44,6

DE= Desviación estándar. ND= No detectable.

Límite de detección: 1 mg/L

A la salida del reactor por carga secuencial los valores de la variable nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) fueron de 72,8 y 63,7 mg/L para los tratamientos T1 y T2, respectivamente. Se observó que la mayor remoción de nitrógeno amoniacal fue alcanzada en el T2 con más del 80% de eficiencia de remoción, obteniéndose diferencia estadística entre los tratamientos T1 y T2 ($p \leq 0,05$), lo que indica que el aumento en el tiempo de retención hidráulico, conllevó a aumentos en la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal.

Tabla 6. Valores promedios de remoción NTK, N-NH₄⁺, NT en el por carga secuencial (SBR)

Variables	Tratamientos			
	T1		T2	
	Media	DE	Media	DE
% Remoción NTK	75 ^b	5	81 ^a	5
% Remoción N-NH ₄ ⁺	76 ^b	4	81 ^a	5
% Remoción NT	71 ^a	6	68 ^a	17

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

Los valores de remoción de NTK y N-NH₄⁺ en esta investigación resultaron superiores a los obtenidos por Pire *et al.* (2010), quienes en un efluente de tenería (pelambre y teñido) obtuvieron porcentajes de remoción de 59 y 63 %, utilizando un reactor por carga secuencial con tiempos de retención hidráulica de 8 y 12 horas. Esta diferencia puede atribuirse a que el efluente de tenería tiene una composición mucho más compleja, con altas concentraciones de materia orgánica, elevadas concentraciones de nitrógeno orgánico y amoniacal, que provienen de las sales de amonio que

se añaden durante el proceso de pelambre; además de la presencia de compuestos inorgánicos, tales como sulfuros y cloruros, que son adicionados durante el proceso de limpieza y acondicionamiento de las pieles, lo que limita la eliminación biológica del nitrógeno (Vidal *et al.* 2004; Pire *et al.* 2011).

Con respecto a la remoción de nitrógeno total NT (NTK+NO₃⁻+NO₂⁻), se obtuvieron porcentajes superiores al 65%. En el tratamiento T1 se obtuvo un 71%, mientras que para el tratamiento T2 se logró un valor de 68%, estos porcentajes de remoción no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos (p≤0,05). Pérez *et al.* (2002) en su investigación trataron un agua residual sintética con una relación C/N/P de 100/11/10, en un reactor SBR con un TRH de 6 h y una carga orgánica de 1,2 Kg DBO/m³.d, obteniendo porcentajes de remoción de NT que oscilaron entre 29 y 52%. Estos autores concluyeron que un aumento en la duración de las etapas de reacción, aeróbica y anóxica, podría mejorar la remoción de esta variable, debido a que el alargamiento de la fase aeróbica favorece el proceso de nitrificación, conversión del nitrógeno amoniacal a nitrato, por el aumento del tiempo de retención celular aeróbico del sistema que origina un aumento en la población de microorganismos autótrofos con un metabolismo aeróbico estricto.

FÓSFORO TOTAL (PT)

La remoción de fósforo presentó diferencia significativa (p≤0,05) entre el tratamiento T1 y T2, siendo el tratamiento T2 el más efectivo, con una eficiencia de remoción de 56% para una concentración de 20,9 mg/L a la entrada y 9,4 mg/L a la salida. Mientras que la concentración de fósforo a la entrada del T1 fue de 13,7 mg/L y 7,8 mg/L a la salida, con un porcentaje promedio de remoción de 35% (Tabla 7).

Tabla 7. Fósforo total a la entrada y salida del reactor por carga secuencial (SBR)

Tratamientos	Media (mg/L)	DE	Intervalos
T1	Entrada	13,7	7 - 20,4
	Salida	7,8	7,5 - 8,1
	% Remoción	35b	1 - 68
T2	Entrada	20,9	19,7 - 22,1
	Salida	9,4	3,2 - 15,6
	% Remoción	56a	29 - 83

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

La diferencia estadística obtenida entre los tratamientos T1 y T2, indica que la variación en el tiempo de retención hidráulica afectó la remoción de fósforo, siendo más efectivo el tratamiento T2, por poseer una fase anaeróbica y aeróbica más prolongada. El proceso de remoción biológica de fósforo está caracterizado por la recirculación del lodo a través de ambientes anaeróbicos y aeróbicos; donde en la fase anaeróbica los organismos acumuladores de fósforo (PAOS) almacenan ácidos grasos volátiles (AGV) liberando ortofosfatos a la fase líquida (P-PO₄⁻³), los cuales son consumidos durante la fase aeróbica (Lemaire *et al.* 2006; Serralta *et al.* 2004). Al existir una fase aeróbica más prolongada, mayor es el consumo de fosfato, y por consiguiente la remoción de fósforo.

Para ambos casos el SBR logró disminuir las concentraciones promedios de fósforo total hasta alcanzar un valor que cumplió con el límite establecido por la norma venezolana para la descarga en cuerpos de agua, que es de 10 mg/L (Gaceta Oficial, 1995 - Decreto 883).

pH Y ALCALINIDAD TOTAL

La Tabla 8 muestra los valores de pH obtenidos a la entrada y salida del reactor por carga secuencial durante los tratamientos T1 y T2. El rango de pH en esta investigación osciló entre 6,7 y 8,5 unidades. El pH del medio constituye un factor clave en el crecimiento de los microorganismos; la mayoría de las bacterias no toleran niveles de pH por debajo de 4,0, ni superiores a 9,5.

Tabla 8. pH a la entrada y salida del reactor por carga secuencial (SBR)

Tratamientos	Media	DE	Intervalos
T1	Entrada	7,2	7 - 7,4
	Salida	8,3	8,2 - 8,4
T2	Entrada	8,2	7,9 - 8,5
	Salida	7,1	6,7 - 7,5

DE: Desviación estándar

Los pH obtenidos favorecen el crecimiento de los microorganismos específicos que intervienen en los procesos de degradación y estabilización de la materia orgánica en los tratamientos (Díaz *et al.* 2010). De igual manera, estos valores se encuentran dentro del rango de pH óptimo para que ocurra la nitrificación, el cual se encuentra entre 7,5 y 8,6 unidades de pH (Louzeiro *et al.* 2002).

Se observa que para el tratamiento T2, se obtuvo una disminución del pH, comparando los valores de la entrada con respecto a la salida, el pH disminuyó de 8,2 a 7,1

unidades, fenómeno que no se observó en el tratamiento T1. Maldonado & Ramón (2006), analizaron un efluente de matadero de reses aplicando un tratamiento biológico combinado (filtro anaeróbico y reactor biológico de contacto) con altos TRH (de dos a cuatro días) y reportaron una disminución en el valor del pH, reducción que se hizo más notoria a medida de que se incrementaba la carga aplicada. Los investigadores concluyeron que en el reactor aeróbico ocurría una reducción del pH si se aumentaba la carga orgánica aplicada, generando una condición ligeramente ácida en el reactor. Por lo cual puede inferirse que la disminución del pH en el tratamiento T2, ocurrió por las altas concentraciones de materia orgánica que fueron mayores para el tratamiento T2 que para el tratamiento T1.

La disminución del pH en el tratamiento T2 también pudo deberse al alargamiento de la fase aeróbica, debido a que en esta fase ocurre el fenómeno de nitrificación con un descenso del pH por la generación de iones hidronios, que ocasionan dicho descenso (Cervantes *et al.* 2000).

En lo referente a la alcalinidad total, se obtuvieron valores promedio de entrada al reactor para el T1 de 1238 mg/L CaCO₃ y 2038 mg/L CaCO₃ para el T2, mientras que para la salida, los valores de la alcalinidad fueron de 900 y 388 mg/L CaCO₃ para los tratamientos T1 y T2, respectivamente (Tabla 9).

La disminución de la alcalinidad total a la salida del reactor pudo ser debido a la transformación del ión bicarbonato a dióxido de carbono (Díaz *et al.* 2010). Caldera *et al.* 2003 indicaron que la disminución de la alcalinidad en sistemas de lodos activados se ha relacionado con las reacciones biológicas que ocurren en los reactores a causa de la producción de CO₂.

Tabla 9. Alcalinidad total a la entrada y salida del reactor por carga secuencial (SBR)

Variable (mg/L CaCO ₃)		Tratamientos			
		T1		T2	
		Media	DE	Media	DE
Alcalinidad Total	Entrada	1238	346	2038	185
	Salida	900	107	388	248

DE: Desviación estándar

De igual forma, la disminución de la alcalinidad total también pudo deberse a su consumo durante el proceso de nitrificación en la fase aeróbica de la etapa de reacción en el SBR. La alcalinidad está directamente relacionada con la eliminación de nitrógeno, durante la nitrificación 7,14 g de alcalinidad son consumidos por cada gramo de nitrógeno oxidado y 3,57 g de alcalinidad son generados por cada

gramo de nitrógeno reducido durante la desnitrificación (Abril & Frankignoulle, 2001).

COLOR Y TURBIDEZ

En esta investigación el color y la turbiedad se midieron a la entrada y a la salida de cada uno de los tratamientos, obteniendo porcentajes de remoción para el color en los tratamientos T1 y T2 de 73 y 91% respectivamente, y para la turbiedad los porcentajes de remoción fueron de 85% para T1 y 77% para T2 (Tabla 10). De acuerdo con el análisis estadístico, la remoción de color presentó diferencias estadísticas ($p \leq 0,05$), observándose que el mayor porcentaje de remoción se obtuvo en el T2.

Tabla 10. Valores promedios de entrada, salida, y % remoción de color y turbiedad en el reactor por carga secuencial (SBR)

Variable		Tratamientos			
		T1		T2	
		Media	DE	Media	DE
Color (UC)	Entrada	2875	354	4125	991
	Salida	781	208	344	135
	% Remoción	73 ^b	6	91 ^a	4
Turbiedad (UNT)	Entrada	232	113	99	33
	Salida	25	9	23	10
	% Remoción	85 ^a	11	77 ^a	6

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

Los porcentajes de color y turbiedad se encuentran cercanos a los reportados por López *et al.* (2008), quienes analizaron un efluente de matadero de reses aplicando un proceso físico-químico, obteniendo porcentajes de remoción de color y turbiedad de aproximadamente el 80% a valores de pH ácidos. Estos autores indicaron que el pH tiene una cierta influencia sobre el color y la turbiedad del sistema demostrando que a menor valor de pH, mayor es la remoción de estos parámetros. El tratamiento biológico aplicado en esta investigación registró eficiencias de remoción comparables a las obtenidas en un tratamiento físico-químico.

CONCLUSIONES

Las aguas de matadero de reses presentaron gran variabilidad en sus características, viéndose reflejado en los altos valores de desviación estándar que se obtuvieron en el proceso de caracterización.

Los dos tratamientos aplicados al agua residual del

matadero de reses en el reactor por carga secuencial (SBR) permitieron la remoción simultánea de nutrientes y materia orgánica, debido a la flexibilidad del reactor para adaptarse a distintas condiciones de operación.

No hubo diferencias significativas ($p \leq 0,05$) para las variables DQO_{T^p} , $DBO_{5,20^p}$, NT y turbiedad durante los dos tratamientos, por lo cual el TRH no afectó la remoción de estos parámetros. Caso contrario ocurrió para el NTK, $N-NH_4^+$, PT y color, donde sí resultaron diferencias significativas en los porcentajes de remoción de dichas variables.

De todos los parámetros analizados, solo el PT y el pH, fueron los parámetros que a la salida del reactor cumplieron con los límites establecidos por la norma venezolana para la descarga a los cuerpos de agua.

De los dos tratamientos aplicados, el tratamiento T2 con un tiempo de retención hidráulico de 12 h, fue el más indicado para el tratamiento de las aguas residuales del matadero de reses, puesto que generó mayores rendimientos en cuanto a la eliminación simultánea de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y color. Sin embargo, el efluente del reactor por carga secuencial no cumplió con la normativa venezolana vigente de descarga.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRIL, G. & FRANKIGNOULLE, M. (2001). Nitrogen-alkalinity interactions in the highly polluted scheldt basin. *Water Research*. 35(3):844–850.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA-AWWA-WEF). (2012). *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 22nd ed. Washington: American Public Health Association; 1360 pp. ISBN 978-087553-013-0.
- CALDERA, Y., MADUEÑO, P., GRIBORIO, A., GUTIÉRREZ, E., FERNÁNDEZ, N. (2003). Efecto del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un reactor UASB tratando efluentes cárnicos. *Multiciencias*. 3(1):33-40.
- CERVANTES, F., PÉREZ, J., GÓMEZ, J. (2000). Avances en la Eliminación Biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*. 42:73-82.
- CHAUX, G., ROJAS, G., BOLAÑOS, L. (2009). Producción más limpia y viabilidad de tratamiento biológico para efluentes de mataderos en pequeñas localidades caso: Municipio de El Tambo (Colombia). *Facultad de Ciencias Agropecuarias*. 7(1):102-114.
- CORBITT, R. (2003). *Manual de Referencia de la Ingeniería Medioambiental*. Editorial McGraw Hill. España. p.p.1608.
- DÍAZ, A., FERRER, P., MAZZOLO, E., FERRER, M., RINCÓN, N., COLINA, G. (2010). Remoción simultánea de nitrógeno, DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR. *Revista técnica de la Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia*. 33(3):205-212.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). (2002). Development document for the proposed effluent limitations guidelines and standards for the meat and poultry products industry point source category. EPA-821-B-01-007. Washington, D.C. USA. p.p.666.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2004). Technical development document for the final effluent limitations guidelines and standards for the meat products point source category. EPA-821-R-04-011. Washington, D.C. USA. p.p.262.
- FILALI M., AURIOL M., TYAGI, R., SURAMPALLI, R. (2004). Treatment of slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor: simulation vs experimental studies. *Environmental Technology*. 25(1):23-28.
- GACETA OFICIAL DE LA REPÚBLICA DE VENEZUELA. (1995). Normas para la Clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y de los vertidos líquidos. No. 5021. 18-12-1995. Decreto 883. Venezuela. p.p.17.
- KUNDU, P., DEBSARKAR, A., MUKJERHEE, S. (2013). Treatment of Slaughter House Wastewater in a Sequencing Batch Reactor: Performance Evaluation and Biodegradation Kinetics. *Biomed Research International*. p.p 1- 11.
- LEMAIRE, R., MEYER, R., TASKE, A., CROCETTI, G., KELLER, J., YUAN, Z. (2006). Identifying causes for N2O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal. *Journal of Biotechnology*. 122:62-72.
- LI, J., HEALY, M., ZHAN, X., RODGERS, M. (2008a). Nutrient removal from from slaughterhousewastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*. 99(16):7644-7650.

- LI, J., HEALY, M. G., ZHAN, X., RODGERS, M. (2008b). Effect of aeration rate on nutrient removal from slaughterhouse wastewater in intermittently aerated sequencing batch reactors water. *Air & Soil Pollution*. 192(14):251-261.
- LÓPEZ, A., DE LA BARRERA, J., VALLEJO, R., BARAHONA, C. (2008). Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. 33(7):490-495.
- LÓPEZ, A., VALLEJO, R., MÉNDEZ, D. (2010). Evaluation of a combined anaerobic and aerobic system for the treatment of slaughterhouse wastewater. *Environmental Technology*. 31(3):319-326.
- LOUZEIRO, N., MAVINIC, D., OLDHAM, W., MEISEN, A., GARDNER, I. (2002). Methanol induced biological nutrient removal kinetics in a full scale sequencing batch reactor. *Water Research*. 36:2721-2732.
- MALDONADO, J. & RAMÓN, J. (2006). Sistema de tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos. Grupo de Investigaciones Ambientales Agua, Aire y Suelo (GIAAS). Programa de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingenierías y Arquitectura - Universidad de Pamplona. 1:34-49.
- MEKNASSI, Y., AURIOL, M., TYAGI, R., SURAMPALU, R. (2003). Treatment of slaughterhouses wastewater in a sequencing batch reactor: simulation vs experimental studies. *Environmental Technology*. 25:23-38.
- MUÑOZ, D. (2005). Sistema de tratamiento de aguas de matadero: para una población menor 2000 habitantes. Facultad de Ciencias Agropecuarias. 3(1):87-98.
- NACHEVA, P., PANTOJA, M., SERRANO, E. (2011). Treatment of slaughterhouse wastewater in upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Water Science & Technology*. 63(5):877-884.
- PEREZ, M., DAUTANT, R., CONTRERAS, A., GONZALEZ, H. (2002). Remoción de fósforo y nitrógeno en aguas residuales utilizando un reactor discontinuo secuencial (SBR). *Memorias del XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Cancún – México. p.p.8.
- PIRE, M., PALMERO, J., ARAUJO, I., DÍAZ, A. (2010). Tratabilidad del efluente de una tenería usando un reactor por carga secuencial (SBR). *Revista Científica*. 20(3):284-292.
- PIRE, M., RODRIGUEZ, K., FUENMAYOR, M., FUENMAYOR, Y., ACEVEDO, H., CARRASQUERO, S. (2011). Biodegradabilidad de las diferentes fracciones del agua residual producidas en una tenería. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*. 21(2):5-19.
- RODRIGUEZ, I. (2007) Producción de compost con estiércol bovino o bosta de vaca con arroz (*Oryza sativa*) cocido como medio de cultivo. *Mundo Pecuario*. 3(1):11-13.
- SAWYER, C. (2001). *Química para Ingeniería Ambiental*. McGraw Hill, Bogotá. p.p. 715.
- SEGRELLES, J. (1991) La producción ganadera intensiva y el deterioro ambiental. En: XII Congreso Nacional de Geografía, Valencia. p.p.1-8.
- SERRALTA, J., BORRÁS, L., BLANCO, C., BARAT, R. (2004). Monitoring pH and electric conductivity in an EBPR sequencing batch reactor. *Water Science & Technology*. 50(10):145-152.
- SIGNORINI, M., CIVIT, S., BONILLA, M., CERVANTES, M., CALDERÓN, M., PÉREZ, A., ESPEJEL, M., ALMANZA, C. (2006). Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. México D.F. p.p.62.
- VIDAL, G., NIETO, J., COOMA, K., GAJARDO, M., BORNHART, C. (2004). Unhairing effluents treated by an activated sludge system. *J. Hazard. Mat. B*. 112:143-129.
- ZHAN, X., HEALY, M., LI, J. (2009). Nitrogen removal from slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor under controlled low DO conditions. 32(5):607-614.