

Design, construction and evaluation of the performance of a load reactor sequential for treatment of residual waters of tanneries

Estefania Freytez^{*,a}, Adriana Márquez^b, María Carolina Pire^a, Edilberto Guevara^b, Sergio Pérez^b

^aUniversidad Centroccidental Lisandro Alvarado, Programa de Ingeniería Agroindustrial.

^bCentro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales, Universidad de Carabobo, Venezuela.

Abstract.- This research deals with, the design, construction and evaluation of the operation of a sequencing batch reactor (SBR) for wastewater treatment of tanneries. The experimental phase of SBR operated with granular biomass and suspended biomass was executed in the following stages: 1) construction of SBR, 2) selection of the substrate, 3) acclimatization of the biomass, 4) experimental design, 5) evaluation of the performance of SBR under aerobic and anaerobic conditions, 6) statistical analysis, 7) comparison of results. The cycle duration factor assigned in the 12 and 24 hour design tends to be included within the low test frequencies, making it distinctive. It is concluded that the rate of removal of the COD in an SBR for cycle lengths of 6, 12 and 24 hours using granular biomass under aerobic conditions was 2 times higher than the rate of removal of the suspended biomass. In terms of granular biomass, a gradient of COD removal was found under the condition of 25 % anaerobic-75 % aerobic, less than the gradient of COD removal with respect to the purely aerobic condition.

Keywords: sequencing batch reactor; granular biomass; suspended biomass.

Diseño, construcción y evaluación del desempeño de un reactor de carga secuencial para tratamiento de aguas residuales de tenerías

Resumen.- En este artículo se presenta el diseño, construcción y evaluación del desempeño de un reactor de carga secuencial (SBR, en inglés) para tratamiento de aguas residuales de tenerías. La fase experimental del SBR operado con biomasa granular y con biomasa suspendida se ejecutó en las siguientes etapas: 1) construcción del SBR, 2) selección del sustrato, 3) aclimatación de la biomasa, 4) diseño experimental, 5) evaluación del desempeño del SBR bajo condiciones aerobias y anaerobias, 6) análisis estadístico de los resultados, 7) comparación de resultados. El factor duración del ciclo asignado en el diseño de 12 y 24 h tiende a estar incluido dentro de las frecuencias bajas de pruebas, haciéndolo distintivo. Se concluye que la tasa de remoción de la DQO en un SBR para duraciones de ciclo de 6, 12 y 24 horas usando biomasa granular bajo condiciones aerobias resultó 2 veces superior a la tasa de remoción de la biomasa suspendida. En cuanto a la biomasa granular se encontró un gradiente de remoción de DQO, bajo condición de 25 % anaerobia-75 % aerobia, menor del correspondiente a la remoción de DQO en la condición netamente aerobia.

Palabras claves: reactor de carga secuencial; biomasa granular; biomasa suspendida.

Recibido: 16 septiembre 2018

Aceptado: 14 diciembre 2018

1. Introducción

El tratamiento biológico de las aguas residuales es un proceso de oxidación en el cual la materia orgánica biodegradable es descompuesta por la acción de los microorganismos en un medio

controlado que puede ser aeróbico o anaeróbico, formando compuestos o productos estables de composición más sencilla [1]. Este tipo de tratamiento biológico constituye una importante alternativa para la depuración de las aguas residuales domésticas.

Los procesos de cultivo en suspensión se pueden llevar a cabo en diferentes tipos de reactores; la mayoría son sistemas de flujo continuo en los que los reactantes entran y los productos son extraídos de forma continua. Los reactores continuos de mezcla completa tienen

*Autor para correspondencia:

Correo-e:estefaniafreytez@gmail.com (Estefania Freytez)

una corriente de alimentación y una de salida; se consideran como una mezcla perfecta porque están lo suficientemente agitados; es decir mezcla homogénea e instantánea de modo que cualquier reactante que entra en el reactor con el alimento es dispersado.

Los tratamientos biológicos pueden clasificarse como procesos biológicos de soporte sólido (filtros percoladores) y procesos de cultivo en suspensión (biomasa suspendida y biomasa granular); en estos últimos se suele recurrir a una decantación y recirculación de la biomasa, siendo los más comunes los lodos activados, las lagunas aireadas y el lagunaje [2].

El reactor por carga secuencial o SBR por sus siglas en inglés (*Sequencing Batch Reactor*), es un sistema de lodos activados para tratamiento del agua residual que utiliza ciclos de llenado y descarga. En este sistema el agua residual entra en una tanda a un reactor único, recibe el tratamiento para remover componentes indeseables y luego se descarga. En este reactor único se logran la homogenización de caudales, la aireación y la sedimentación. Para optimizar el desempeño del sistema, se utilizan dos o más reactores en una secuencia de operación predeterminada. Los sistemas SBR han sido utilizados con éxito para tratar aguas residuales, tanto municipales, como industriales; son especialmente efectivos para caso de caudales reducidos o intermitentes.

Los procesos unitarios que intervienen en un sistema SBR son idénticos a los de un proceso convencional de lodos activados. En ambos sistemas intervienen la aireación y la sedimentación-clarificación; no obstante, existe una importante diferencia. En el caso de los lodos activados, los procesos se llevan a cabo simultáneamente y en forma continua en tanques separados; mientras que en SBR los procesos tienen lugar en el mismo tanque [1] funcionando de forma discontinua en ciclos de llenado y vaciado que permiten la selección y enriquecimiento de la biomasa durante el tratamiento biológico, adecuándose al tratamiento de efluentes altamente contaminados, como son las aguas residuales de las tenerías, usado para la eliminación conjunta de materia orgánica y nutrientes [3].

El uso de biomasa granular tiene ventajas en comparación con el sistema de lodos activados y ha resultado factible debido a que reduce la cantidad de lodos producidos por dos posibles vías; menor cantidad en peso de lodo producido y/o menor volumen del lodo [4]. Los tratamientos biológicos convencionales como lodos activados con biomasa suspendida poseen desventajas adicionales debido a los fenómenos de flotación, sedimentación y formación de espuma ocasionados por la presencia de organismos filamentosos, que generan un flóculo filamentosos y difícil de sedimentar en el tiempo adecuado; además, presentan la dificultad de la baja eficiencia de retención de biomasa en el interior del reactor, lo que hace necesario implementar una unidad de sedimentación para que el lodo seleccionado por gravedad sea recirculado. Lo mencionado ha dado paso al proceso de granulación de biomasa en condiciones aerobias, como alternativa para solucionar el problema de flotación del lodo o bulking que es común en dichos tratamientos [5].

Kreuk [6] define la biomasa granular como agregados de origen microbiano que no coagulan bajo condiciones de fuerzas de estrés reducidas y que sedimentan significativamente más rápido que los flóculos de los lodos activados. El uso de biomasa granular posee ciertas ventajas sobre el uso de biomasa suspendida en cuanto a que el proceso de sedimentación del sólido (biomasa) y la fase líquida (efluente clarificado) son mucho mejores en un sistema granular [4].

El propósito de esta investigación es evaluar el funcionamiento de un reactor de carga secuencial en el tratamiento biológico de aguas residuales usando biomasa suspendida y otro con biomasa granular; con un diseño experimental basado en tres factores experimentales: a) tiempo de llenado, b) duración del ciclo y c) secuencia de aireación. Las variables de respuesta empleadas para evaluar el funcionamiento son: en el caso de la biomasa granular: la DQO en el afluente y efluente. En el caso de la biomasa suspendida: DQO, NTK y NH_4^+ en el afluente y efluente al SBR

2. Materiales y métodos

La metodología del trabajo consta de las siguientes etapas:

1. Construcción del SBR.
2. Selección del sustrato.
3. Aclimatación de la biomasa.
4. Diseño experimental.
5. Evaluación del desempeño del SBR bajo condiciones aerobias y anaerobias.
6. Análisis estadístico.
7. Comparación de resultados.

1) *Construcción del SBR.* Se fabricó un recipiente en forma cilíndrica de 50 cm de alto por 10 cm de diámetro, de 3 litros de capacidad cuyo volumen útil fue de 2 litros, construido de material acrílico transparente (polimetilmetacrilato, PMMA), como se puede observar en la Figura 1. El reactor posee tres ojivas, una en la parte alta a 34 cm del fondo por donde se realiza la carga del agua residual y dos ojivas en la parte inferior, una ubicada a 8 cm del fondo por donde se descarga el efluente tratado y la otra en la parte más baja del reactor y que se usa como drenaje para la limpieza del sistema. El reactor opera de manera automatizada mediante el uso de temporizadores digitales (Marca Exceline, Venezuela) que activan y desactivan cada uno de los componentes electrónicos utilizados durante el tratamiento del efluente industrial. La carga del reactor se realiza mediante la activación de una válvula solenoide 1/4 (ASCO, México) que permite la carga por gravedad del efluente y para la descarga del agua residual se cuenta con una bomba peristáltica (Easy Load II, Masterflex L/S, Cole Parmer, EEUU) que permite la salida del efluente luego del tratamiento [7].

El segundo reactor por carga secuencial fue un dispositivo cilíndrico de vidrio cuyas dimensiones fueron similares a los reactores por carga (14,5 cm de diámetro y 26 cm de alto). Se mantuvo el volumen de trabajo en 2 L (30 % biomasa y 70 % agua residual). El SBR funcionó de manera automatizada por medio de temporizadores digitales (Thomas Scientific, EUA) que controlaban los equipos que integran el sistema de tratamiento a escala de laboratorio.

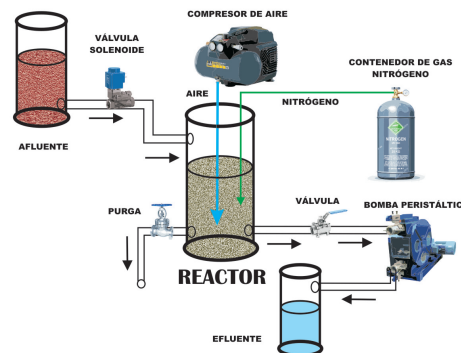


Figura 1: Esquema del reactor por carga secuencial SBR usado durante la investigación (N₂ se usó sólo para los tratamientos anaeróbicos/óxicos).

Se emplearon bombas peristálticas (Easy Load II, Masterflex L/S, Cole Parmer, EUA) para cargar y descargar el agua residual en el SBR [8].

2) *Selección del sustrato.* El sustrato está constituido por el efluente de una tenería cuyas características fisicoquímicas se indican en la Tabla 1. El agua residual contiene una concentración de 5584,74 mg/L de DQO y 80,18 mg/L de NH₄⁺ [7]. Durante el experimento con biomasa suspendida los valores de las variables medidas a los efluentes de los procesos de pelambre, curtido, teñido, pelambre-teñido, curtido-teñido y agua residual almacenada en la laguna se pueden observar en la Tabla 2 [8]. La tenería de la que proviene el agua residual para ambos estudios se ubica en la antigua carretera Barquisimeto-Carora del Estado Lara, Venezuela; la empresa trabaja con pieles frescas de origen vacuno y caprino produciendo un agua residual altamente contaminante, con elevado contenido de DQO, nitrógeno, cromo y otras sales inorgánicas [9]. La variación del porcentaje de remoción de materia orgánica y nitrógeno usando agua residual y variación del porcentaje de remoción de materia orgánica y nitrógeno usando agua sintética.

3) *Aclimatación de la biomasa al sustrato.* la biomasa granular utilizada se obtuvo de un reactor biológico a escala de laboratorio que procesaba efluentes sintéticos con características similares a

Tabla 1: Caracterización del agua residual cruda de la tenería.

Parámetros	Concentración (mg/L)	Límites máximos o rangos [10]
pH	9,28 ± 0,28	6 a 9
Alcalinidad	20,850 ± 597,22	
NT	260,40 ± 39,10	40 mg/L
N-NH ₄ ⁺	80,83 ± 13,22	
N-NO ₃ ⁻	2 ± 0	Nitrato+Nitrito: 10 mg/L
N-NO ₂ ⁻	2 ± 0	Nitrato+Nitrito: 10 mg/L
DQO	5.584,74 ± 680,36	350 mg/L
DBO	2027,39 ± 765,92	60 mg/L
Cloruros	58.804,00 ± 101,82	1000 mg/L
Cromo Total	3 ± 0	2 mg/L
Conductividad	4.190 ± 677,41	--

Fuente: Freytez [7].

Tabla 2: Caracterización del agua residual cruda de la tenería.

Variable	Método N°
pH	4500 HB
DBO _{5,20}	5210
DBO _U	Mínimos cuadrados y Fujimoto
DQO _t	5220-C
DQO _s	5220-C ¹
Sólidos suspendidos totales	2540 D
Sólidos suspendidos volátiles	2540 E
Alcalinidad	2320 B
Acidez	2310 B
Nitrógeno Kjeldahl	4500-N _{org} B
Nitrógeno Amoniacal	4500-NH ₃ D
Nitratos	-
	4500- NO ₃
Nitritos	-
	4500- NO ₂ B
Ortofosfatos	4500-P E
Cromo total	3111 B y ICP-MS

Fuente: Pire [9].

la de la tenería [9]. Para el segundo experimento la biomasa suspendida utilizada se encontraba aclimatada a las características del efluente que mostró las mejores características de tratabilidad (menor concentración de DQOBT), ya que se obtuvo de las purgas realizadas durante la prueba

de fraccionamiento de la DQO [8].

4) *Diseño experimental.* El experimento para el reactor biológico añadiendo biomasa granular constituye un diseño factorial regular de dos factores, duración del ciclo y secuencia de aireación con dos niveles de prueba cada uno; el primero fue fijado en 6 y 24 horas; el segundo comprende secuencias anaeróbico-óxico y solamente óxico, respectivamente. Como tratamiento experimental se estableció un total de cuatro condiciones de operación identificadas como T1, T2, T3 y T4 (ver Tabla 3). La variable a medir fue la DQO tanto en su forma total como soluble [7].

Tabla 3: Caracterización del agua residual cruda de la tenería.

Factores	Tratamientos			
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
Duración ciclo (h)	24	6	24	6
Secuencia aireación	Ox	Ox	An/Ox	An/Ox

Etapas:	Tratamientos			
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
Llenado (min)	3	3	3	3
Reacción (min)	1430	350	1430	350
Sedimentación (min)	2	2	2	2
Descarga (min)	5	5	5	5

Fuente: Freytez [7].

El diseño factorial para el reactor con biomasa suspendida implica un plan estadístico utilizado para la evaluación de la eficiencia de remoción de DQO y nitrógeno; se utilizó un arreglo factorial de dos factores con un total de 12 tratamientos; el primero, tiempo de llenado (T_{LL}) con tres niveles, rápido (R), lento (L) y por etapas (E); y el segundo, la secuencia de aireación con cuatro niveles, aireación intermitente (AI), nitrificación-desnitrificación convencional (NDC), nitrificación-desnitrificación simultánea (NDS), pre-desnitrificación (PD). Las variables de respuesta o dependientes en los experimentos son tres: las remociones de la demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y nitrógeno amoniacal (NH₄⁺) (ver Tabla 4) [8].

Tabla 4: Condiciones experimentales para la evaluación del funcionamiento del reactor SBR bajo diferentes características de llenado y secuencia de aireación.

Tratamientos	Factores experimentales		Variables de respuesta
	Tiempo de llenado	Secuencia aireación	DQO
T ₁	L	AI	770,8
T ₂	R	AI	781,9
T ₃	E	AI	926,8
T ₄	L	NDC	739,85
T ₅	R	NDC	831,13
T ₆	E	NDC	861
T ₇	L	NDS	660
T ₈	R	NDS	725,8
T ₉	E	NDS	715,8
T ₁₀	L	PD	722
T ₁₁	R	PD	710
T ₁₂	E	PD	714,6

Fuente: Pire [9].

5) Evaluación del desempeño del SBR bajo condiciones aerobias y anaerobias.

- Bajo condiciones aerobias: las condiciones aerobias se lograron mediante el suministro de aire a través de un difusor de burbujas finas colocado en el fondo del reactor conectado a un compresor marca Elite 801 (Hagen inc, China) de 3 PSI, 2,5 watt/h y flujo de 2.500 cc/min, con el cual se mantuvo en el sistema una concentración mínima de oxígeno de 2 mg L⁻¹ durante la fase óxica (ver Figura 1). Para el experimento desarrollado por Pire [8] el suministro de aire se realizó mediante un difusor de burbujas finas colocado en el fondo del reactor conectado a un compresor marca Elite 801 (Hagen inc, China) de 3 PSI, 2,5 watt/h y flujo de 2.500 cc/min.
- Bajo condiciones anaerobias: para los tratamientos que incluían fases anaeróbicas se burbujeó nitrógeno gaseoso desde el fondo del reactor mediante el uso de otro difusor de burbujas finas que permitió desplazar el oxígeno disuelto presente en el licor mezcla. Los tratamientos se espaciaron durante una

semana para la adaptación a las nuevas condiciones de operación del SBR. Durante la investigación se seleccionaron dos puntos de muestreo: agua residual cruda en el punto de alimentación del SBR y agua residual tratada en la salida del SBR. La frecuencia de los muestreos fue de dos veces por semana con un total de ocho repeticiones en el tiempo para cada tratamiento [7].

6) *Análisis estadístico de resultados.* En el SBR con biomasa granular los resultados se sometieron al análisis de varianza (ANOVA) y a la prueba de comparación de medias de Tukey (Statistix versión 8.0) [7]. El plan estadístico utilizado en el experimento de Pire [8] para la evaluación de la eficiencia de remoción de DQO y nitrógeno consistió en un diseño completamente al azar con un arreglo factorial de dos factores como fueron el tiempo de llenado (T_{LL}) y la secuencia de aireación. El primer factor con tres niveles (R, L, E) y el segundo con cuatro (AI, NDC, NDS, PD) para un total de 12 tratamientos. (Tabla 4). Los resultados de las remociones de DQO, NTK, NT y las eficiencias de nitrificación y desnitrificación 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.

7) *Comparación de resultados.* La comparación de resultados se llevó a cabo en un proceso de tres fases: recolección de la información, procesamiento de datos y presentación de resultados.

- Recolección de información: la información fue obtenida mediante la investigación y el análisis del estado del arte acerca de los procesos de cultivo en suspensión, como reactores por carga secuencial utilizados para la remoción de materia orgánica y nutrientes como nitrógeno, tratando de encontrar similitudes en cuanto a las condiciones experimentales como, secuencia de aireación, temperatura, tipo de sustrato entre otras, utilizadas en la presente investigación.
- Procesamiento de datos: los datos obtenidos se clasificaron según los parámetros comunes

y se comparan según las condiciones experimentales y los factores experimentales fijados de los procesos de cultivo en suspensión; así se obtuvieron los rangos de parámetros comunes como volumen del reactor, duración de ciclo, tiempo de llenado y temperatura de trabajo. Finalmente se realizó una comparación del desempeño de los reactores biológicos de cultivo en suspensión clasificando los estudios analizados de la siguiente manera:

1. Autores que trabajaron con reactores por carga secuencial SBR y aquellos que utilizaron otros reactores como lodos activados y lecho de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket).
2. Efecto de la secuencia de aireación en la remoción de materia orgánica y nitrógeno: secuencia de aireación aerobia, anaerobia o mixta.
3. Tipo de biomasa utilizada: eficiencia de remoción obtenida usando biomasa granular y eficiencia de remoción obtenida usando biomasa suspendida.

- **Presentación de resultados** Los resultados se presentan en tablas y gráficos en los que se evidencian los parámetros estudiados DQO inicial y porcentaje de remoción de la DQO como indicadores para medir y establecer las condiciones que favorecen la mayor remoción de dicho contaminante.

3. Resultados y discusión

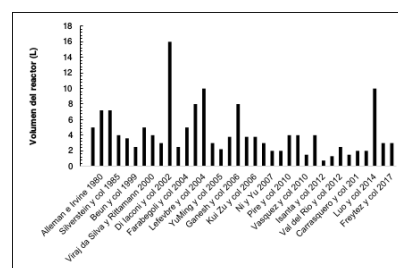
Los resultados de la comparación del desempeño en las etapas del tratamiento biológico del reactor por carga secuencial se enfocan en dos aspectos: 1) evaluación del funcionamiento de los reactores por carga secuencial y 2) evaluación del desempeño de los reactores por carga secuencial.

La base de datos de estos dos estudios mencionados [7, 8] será combinada para hacer una modelación dinámica del SBR y por lo tanto, mediante este estudio se pretende delimitar las condiciones de contorno o frontera bajo las cuales la modelación estará basada y en ese sentido

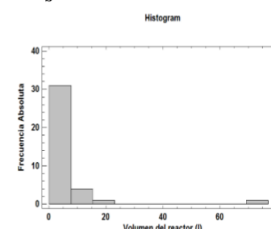
poder destacar las características particulares que harán novedoso al modelo matemático para el diseño de reactores generado. Por lo tanto, son el objeto de estudio y comparación con los demás trabajos experimentales mencionados en la presente investigación.

3.1. Evaluación del funcionamiento del reactor por carga secuencial

- a. Comparación de los factores experimentales entre reactores por carga secuencial SBR a escala de laboratorio:



a) Comparación del volumen de trabajo de los SBRs a nivel de laboratorio.

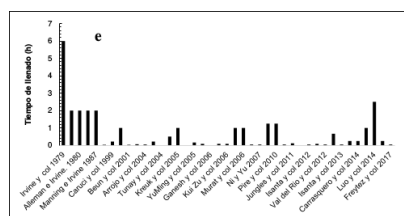


b) Histograma de comparación del volumen de trabajo de los SBRs a nivel de laboratorio.

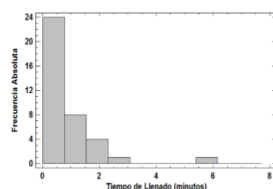
Figura 2: Volumen de trabajo de los SBRs a nivel de laboratorio.

- **Volumen del reactor:** al comparar el volumen del reactor utilizado en las investigaciones de Pire [8] y Freytez [7] cuyo valor fue de 3 L, con otras investigaciones se tiene que el reactor con la mayor capacidad fue de 16 L [11] mientras que el menor fue 0,75 L [12] (Figura 2 a). Basado en una muestra de 37 estudios de reactores SBR a escala de laboratorio, se han encontrado los siguientes estadísticos para el volumen usado en los reactores: media 6,2 L y desviación estándar 11,35 L. En el histograma de la Figura 2 b, con un sesgo de los valores hacia la izquierda;

en 31 casos, los volúmenes de reactor usados varían entre 0 y 7,7 L; siendo la frecuencia de ocurrencia más alta, seguido de 4 veces entre 7,7 y 15,4 L, una vez entre 15,4 y 23 L, una vez entre 69 y 73 L. El volumen de reactor usado por Pire [8] y Freytez [7] se encuentra en el rango de mayor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio.



a) Comparación del tiempo de llenado de los SBRs a nivel de laboratorio.



b) Histograma de comparación del tiempo de llenado de los SBRs a nivel de laboratorio.

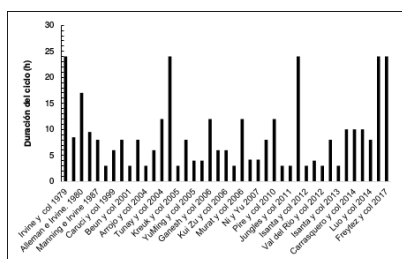
Figura 3: Tiempo de llenado de los SBRs a nivel de laboratorio.

- **Tiempo de llenado:** al comparar el tiempo de llenado utilizado en las investigaciones de Pire [8] con un tiempo de llenado que varió en rápido 0,083 h, lento 1 h y por etapas 0,333, 0,25, 0,25 y 0,166 h y Freytez [7] cuyo valor fue de 0,05 h con otras investigaciones se tiene que el mayor tiempo de llenado fue 6 h [13], mientras que el menor tiempo reportado fue de 0,033 h [14, 15] (Figura 3a). Basado en una muestra de 38 estudios de reactores SBR a escala de laboratorio, se han encontrado los siguientes estadísticos para el tiempo de llenado establecido: la media de es 0,7498 h y la desviación estándar es de 1,127 h. En el histograma de la Figura 3b se observa sesgo de los valores hacia la izquierda, la duración del ciclo aplicada a los reactores SBR varía entre 0 y 0,77 horas con frecuencia de ocurrencia del 63 %, entre 0,77 y 1,54 horas del 21 %,

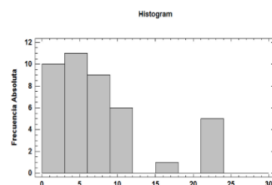
entre 1,54 y 2,31 horas del 10 %, entre 2,31 y 3,08 horas del 2,63 %, entre 5,39 y 6,16 horas del 2,63 %. El tiempo de llenado asignado por Pire [8] y Freytez [7] tiende a estar incluido dentro de la frecuencia de pruebas alta.

Al comparar el volumen del reactor y el tiempo de llenado utilizado en las investigaciones de Pire [8], Freytez [7] con otras investigaciones se observó que ambos factores se encuentran en el rango de mayor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio. Durante la etapa de llenado, el afluente se añade a la biomasa ya presente en el reactor, en la misma no hay presencia de mezcla ni aireación, lo cual significa que se tendrá una alta concentración de sustrato una vez se inicie la mezcla. El llenado puede ser: llenado estático, llenado con mezclado y llenado con aireación. Durante el llenado estático no se tiene ni mezcla ni aireación, lo cual significa que se tendrá una alta concentración de sustrato una vez que se inicie la mezcla. Las condiciones de llenado estático favorecen a los organismos que hacen almacenamiento interno de productos durante condiciones de alta concentración de sustrato, lo cual es un requisito para la remoción biológica de nutrientes [16]. De allí surge la necesidad de variar el tiempo de esta etapa y así probar la ventaja en la remoción conjunta de materia orgánica y nutriente.

- **Duración del ciclo:** al comparar el factor duración del ciclo utilizado en las investigaciones de Pire [8] y Freytez [7] cuyo valor fue de 12 horas y de 6 y 24 horas respectivamente, con otras investigaciones se tiene que el reactor con el mayor tiempo de duración de ciclo fue de 24 h [13, 17, 7] mientras que el menor fue 3 h [14, 15, 18, 19, 20, 21, 12, 22] (Figura 4a). Basado en una muestra de 42 estudios de SBRs a escala de laboratorio, se han encontrado los siguientes estadísticos para la duración de ciclo establecida en los reactores: la media es de 8,65 h y la desviación estándar es de 6,56 h. En el histograma de la Figura 4b se observa sesgo de los valores hacia la izquierda, la duración del ciclo aplicada a SBRs varía



a) Comparación de la duración del ciclo de los SBRs a nivel de laboratorio.



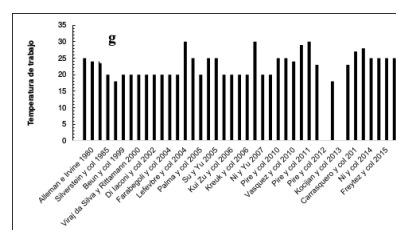
b) Histograma de comparación de la duración del ciclo de los SBRs a nivel de laboratorio.

Figura 4: Duración de ciclo de los SBRs a nivel de laboratorio.

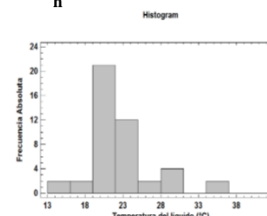
entre 0 y 3 horas con frecuencia de ocurrencia del 24 %, entre 3 y 6 horas del 26 %, entre 6 y 9 horas del 21 %, entre 9 y 12 horas del 14 %, entre 15 y 18 horas del 2,38 %, entre 21 y 24 horas del 12 %.

Al comparar el factor duración del ciclo utilizado con otras investigaciones se tiene que la duración del ciclo asignada por estos investigadores está clasificada y tiende a estar incluida dentro de las frecuencias de pruebas baja, haciéndolo distintivo. En la investigación de Freytez [7] los ciclos de 24 horas favorecieron la actividad de los microorganismos de degradar la materia orgánica presente en el agua residual de tenería. Resultados similares fueron reportados en la investigación de Lefebvre [23] cuando trataron biológicamente efluentes de tenería en un SBR con biomasa suspendida, ciclos de 24 horas completamente aerobio, obteniendo remociones de 95 % para la DQO y llegando a la conclusión que la tecnología de los SBRs puede ser una solución adecuada para el tratamiento de las aguas residuales de tenería. Ganesh [24], trabajaron con efluentes de tenería pre-tratado, una secuencia de aireación totalmente óxica y aplicaron ciclos de 12 y 24 horas. Obtuvieron porcentajes de remoción de

alrededor de 80 %, superiores a los obtenidos durante la investigación de Freytez [7] en similares condiciones, lo cual se debe principalmente a las características iniciales del efluente crudo cuyos valores de DQO fueron superiores a los reportados por estos autores, ya que la composición del agua residual de tenería varía según el proceso utilizado y los químicos empleados. A su vez investigaciones realizadas por Carucci [25], Di Iaconi [11] y Farabegoli [3], quienes trabajaron con efluentes de tenería, con duraciones de ciclo entre 8 y 6 horas y una secuencia de aireación anaerobia/oxica, reportan porcentajes de remoción entre 70-95 %.



a) Comparación de la temperatura de trabajo de los SBRs a nivel de laboratorio.



b) Histograma de comparación de la temperatura de trabajo de los SBRs a nivel de laboratorio.

Figura 5: Temperatura de trabajo de los SBRs a nivel de laboratorio.

- Temperatura: comparar la temperatura utilizada durante las investigaciones de Pire [8] y Freytez [7] cuyo valor fue de 27°C con otras investigaciones se tiene que el reactor con la máxima temperatura fue de 30°C [23, 26, 9] mientras que la mínima fue 15°C [27, 22] (Figura 5a). Basado en una muestra de 45 estudios de SBRs a escala de laboratorio, se han encontrado los siguientes estadísticos para la temperatura establecida en los reactores: la media de es 23,02°C y la desviación estándar 4,61°C. En el histograma de la Figura 5b se observa que hay tendencia de los valores

hacia una medida central, la temperatura del líquido en el SBR varía entre 13 y 19 °C con frecuencia de ocurrencia del 4,44 %, entre 19 y 22 °C del 47 %, entre 22 y 25 °C del 27 %, entre 25 y 28 °C del 4,44 %, entre 28 y 31 °C del 9 %, entre 34 y 37 °C del 4,44 %.

La temperatura del líquido ajustada por Pire [8] y Freytez [7] tiende a estar incluida dentro de las frecuencia de pruebas media. Finalmente al comparar la temperatura utilizada durante las investigaciones de estos autores con otras investigaciones se tiene que la temperatura del líquido ajustada por estos investigadores tiende a estar incluida dentro de las frecuencia de pruebas media. Estos valores estuvieron dentro de los rangos recomendados para realizar procesos biológicos [1]. La importancia de la temperatura de trabajo en los reactores por carga secuencial SBR viene dada porque los cambios en la temperatura del agua residual pueden modificar la velocidad de las reacciones que interviene en el proceso de lodos activados. La dependencia de la temperatura en la constante de velocidad de la reacción biológica es muy importante a la hora de evaluar la eficacia total del tratamiento biológico. La temperatura no solo influye en las actividades metabólicas sino que tienen un profundo efecto en factores tales como: las tasas de transferencia de gases y características de sedimentación de sólidos biológicos. Este parámetro es importante debido al efecto que ejerce sobre la actividad microbiana. La rata de reacción bioquímica en las células aumenta con la temperatura hasta un valor óptimo, a un incremento de la temperatura adicional, la rata de actividad disminuye ocurriendo la desnaturalización de las enzimas. el proceso de nitrificación es fuertemente dependiente de la temperatura, normalmente el proceso ocurre en un amplio rango de 4 a 45°C, siendo la temperatura óptima para los Nitrosomas igual a 35°C y un rango óptimo entre 35 a 42°C para las Nitrobacter [1, 16].

3.2. Evaluación del desempeño del reactor por carga secuencial

Los resultados del desempeño de los reactores por carga secuencial analizados: en términos de

DQO y NH_4^+ en el afluente y efluente, se indican en Figura 6.

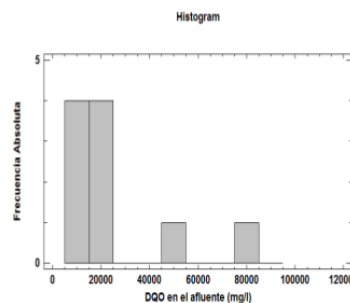


Figura 6: Histograma de comparación de DQO del afluente de los SBRs a nivel de laboratorio.

Resultados de la DQO y el NH_4^+ para reactores por carga secuencial:

- Demanda química de oxígeno del afluente: al comparar el valor de la DQO de entrada al reactor reportado en las investigaciones de Pire [8] con 1546 mg/L y Freytez [7] cuyo valor fue de 5584 mg/L, con otras investigaciones se tiene que la mayor concentración de la DQO fue de 83000 mg/L [14] mientras que la menor fue 158 mg/L [28]. Basado en una muestra de 38 estudios de SBRs, se han encontrado los siguientes estadísticos para la demanda química de oxígeno: la media es de 7728,37 mg/L y la desviación estándar es de 16233,5 mg/L. En el histograma de la Figura 6 se observa sesgo de los valores hacia la izquierda. La concentración de la DQO reportada por Pire [8] y Freytez [7] se encuentra en el rango de mayor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio.
- Demanda química de oxígeno del efluente: en cuanto a la DQO a la salida del reactor los valores obtenidos en los estudios de Pire [8] con 303 mg/L y Freytez [7] con 2819,92 mg/L, al compararlos se tiene que la mayor concentración de la DQO a la salida del reactor fue 38500 mg/L [21], mientras que el menor fue 15 mg/L [29]. Basado en una muestra de 38 estudios de SBRs, se han encontrado los siguientes estadísticos para la

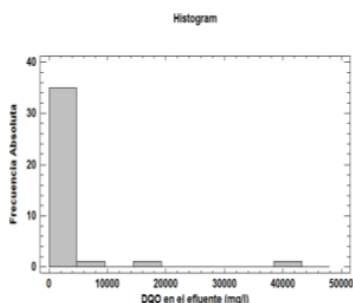
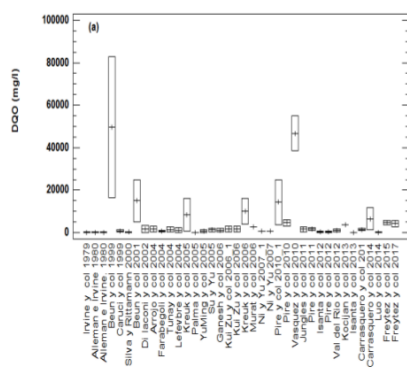
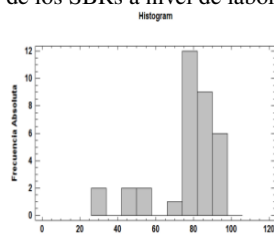


Figura 7: Histograma de comparación de DQO del efluente de los SBRs a nivel de laboratorio.

demanda química de oxígeno: la media es de 2470,9 mg/L y la desviación estándar es de 6659,42 mg/L. En el histograma de la Figura 7, donde se observa sesgo de los valores hacia la izquierda. La concentración de la DQO reportada por Pire [8] y Freytez [7] se encuentra en el rango de mayor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio.



a) Histograma de comparación de la remoción de la DQO de los SBRs a nivel de laboratorio.



b) Comparación de la remoción de la DQO de los SBRs a nivel de laboratorio.

Figura 8: Remoción de la DQO de los SBRs a nivel de laboratorio.

- Remoción de la demanda química de oxígeno: en cuanto al porcentaje de remoción de la

demanda química de oxígeno reportado en los estudios de Pire [8] y Freytez [7] con 80 y 57 % respectivamente, al compararlos se tiene que el mayor porcentaje de remoción fue 97 % [11], mientras que el menor fue 30 % [21] (Figura 8a). Basado en una muestra de 40 estudios de SBRs, se han encontrado los siguientes estadísticos para el porcentaje de remoción de la DQO: la media es de 80,08 % y la desviación estándar es de 13,76 %. En el histograma de la Figura 8b se observa sesgo de los valores hacia la izquierda. La remoción de la DQO reportada por Pire [8] se encuentra en el rango de las más altas frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio mientras que la de Freytez [7] se encuentra en el rango de baja frecuencia.

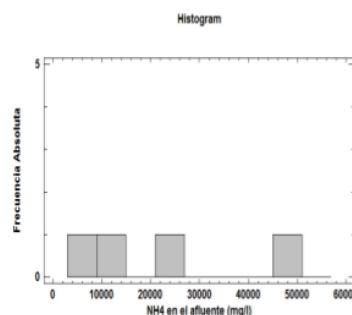


Figura 9: Histograma de comparación de NH_4^+ del afluente de los SBRs a nivel de laboratorio.

- Nitrógeno amoniacal del afluente: comparar el valor del NH_4^+ a la entrada del reactor reportado en la investigación de Pire [8], cuyo valor fue de 121 mg/L, con otras investigaciones se tiene que la mayor concentración de la NH_4^+ fue de 50000 mg/L [30] mientras que el menor fue 8,18 mg/L [20]. Basado en una muestra de 30 estudios de SBRs, se han encontrado los siguientes estadísticos para la concentración de NH_4^+ : la media es de 3430,3 mg/L y la desviación estándar es de 10188,4 mg/L. En el histograma de la Figura 9 se observa sesgo de los valores hacia la izquierda. La concentración del NH_4 reportada por Pire [8] se encuentra en el rango de mayor frecuencia

de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio.

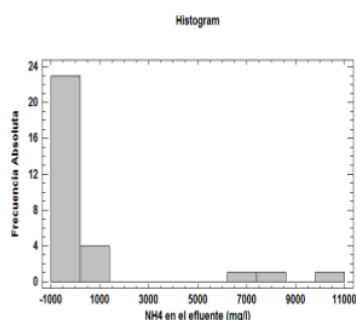
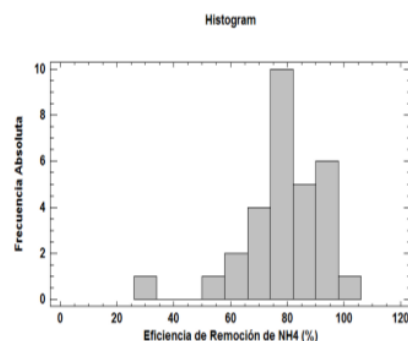
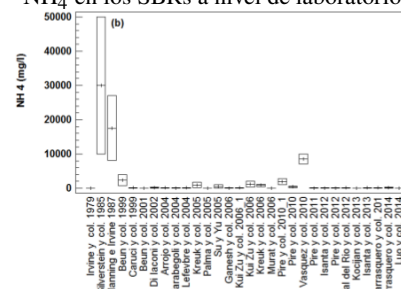


Figura 10: Histograma de comparación de NH_4^+ del efluente de los SBRs a nivel de laboratorio.

- **Nitrógeno amoniacal del efluente:** al comparar el valor del NH_4^+ a la salida del reactor reportado en la investigación de Pire [8], cuyo valor fue de 0,5 mg/L, con otras investigaciones se tiene que la mayor concentración de la NH_4^+ fue de 10000 mg/L [31] mientras que el menor fue 0 mg/L [12]. Basado en una muestra de 30 estudios de SBRs, se han encontrado los siguientes estadísticos para la concentración de NH_4^+ : la media es de 946,75 mg/L y la desviación estándar es de 2558,66 mg/L. En el histograma de la Figura 10 se observa sesgo de los valores hacia la izquierda. La concentración del NH_4^+ reportada por Pire [8] se encuentra en el rango de mayor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio.
- **Remoción del nitrógeno amoniacal:** en cuanto al porcentaje de remoción del nitrógeno amoniacal en el reactor reportado en el estudio de Pire [8], cuyo valor fue de 99,6 %, y al compararlo se tiene que el mayor porcentaje de remoción fue 100 % [12], mientras que el menor fue 30 % [21] (Figura 11a). Basado en una muestra de 30 estudios de SBRs, se han encontrado los siguientes estadísticos para el porcentaje de remoción de NH_4^+ : la media es de 79,94 % y la desviación estándar es de 14,60 %. En el histograma de la Figura 11b se observa sesgo de los valores hacia la izquierda.



a) Histograma de comparación de remoción de NH_4^+ en los SBRs a nivel de laboratorio.

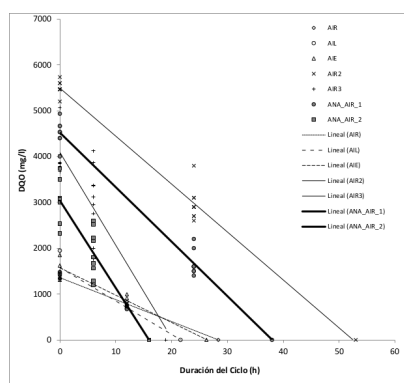


b) Comparación de la remoción del NH_4^+ de los SBRs a nivel de laboratorio.

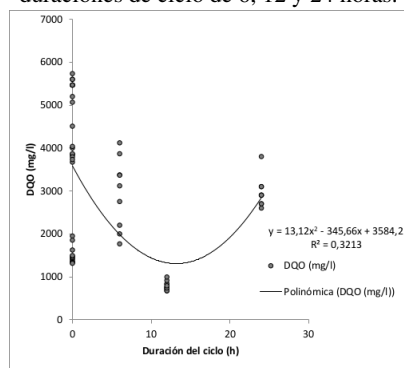
Figura 11: Remoción del NH_4^+ de los SBRs a nivel de laboratorio.

El porcentaje de remoción del NH_4^+ reportada por Pire [8] se encuentra en el rango de menor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio.

La tasa de remoción de la DQO en un SBR para duraciones de ciclo de 6, 12 y 24 horas usando biomasa suspendida Pire [8] y biomasa granular Freytez [7] se muestra en la Figura 12a y Figura 12b, donde se observa que el gradiente de remoción de la biomasa suspendida y un tiempo de duración del ciclo de 12 horas expresado en términos de mg/L-h, bajo condiciones de tiempos de llenado rápido (-48), lento (-73) y por etapas (-60) es más pequeño que la tasa de remoción de la biomasa granular bajo condiciones aerobias y una combinación de 25 % anaerobias y 75 % aerobias para tiempos de duración de ciclo de 24 y 6 horas, como sigue en secuencia: en el primero: (-105, -203); en el segundo: (-119, -190), encontrando un gradiente ligeramente menor en el gradiente de remoción de la biomasa granular bajo condición combinada 25 % anaerobia y 75 % aerobia con



a) Remoción de la DQO en un SBR para duraciones de ciclo de 6, 12 y 24 horas.

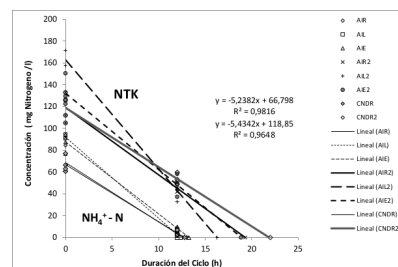


b) Perfil de Remoción de DQO dentro del ciclo de SBR para duraciones de ciclos de 6 y 24 horas.

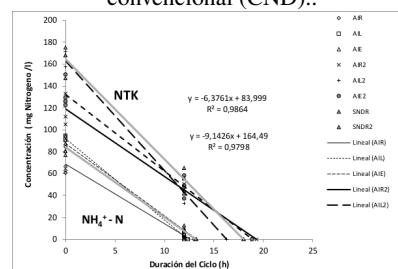
Figura 12: Tasa de remoción de la DQO en un SBR para duraciones de ciclo de 6, 12 y 24 horas usando biomasa suspendida y biomasa granular.

respecto a la condición aerobia. De lo expuesto se infieren los dos principales aspectos siguientes: 1) la biomasa granular tanto bajo condiciones aerobias como anaerobias tiene un desempeño en la remoción de DQO variando entre 1,5 y 2 veces superior al desempeño de la biomasa suspendida bajo condiciones aerobias, 2) la biomasa granular ha mostrado un gradiente de remoción para una duración de ciclo de 6 horas en el orden de 2 veces mayor el gradiente de remoción para una duración de ciclo de 24 horas, este hecho se podría explicar suponiendo que para el primero se está encontrando la tasa de remoción para materia orgánica carbonatada; mientras que en el segundo los microorganismos podrían haber removido la totalidad de la materia orgánica biodegradable carbonatada y estar procesando el amonio como uno de los productos de la síntesis de la materia orgánica; por lo que se

podría afirmar que una duración de ciclo de 24 horas está abarcando las dos etapas de remoción consecutivas materia orgánica carbonatada seguido de nitrificación-desnitrificación del amonio como forma nitrogenada derivada de la síntesis de la materia orgánica biodegradable, como se discute en [1].



a) Utilizando nitrificación-desnitrificación convencional (CND)..



b) Utilizando nitrificación-desnitrificación simultánea (SND).

Figura 13: Tasa de Remoción de Amonio (NH_4^+) dentro del ciclo de SBR para duraciones de ciclos de 12 horas en las etapas de remoción de materia orgánica carbonatada (aireación) y nitrificación-desnitrificación aplicando tiempos de llenado lento (L), rápido (R) y por etapas (E).

El perfil de remoción de DQO dentro del ciclo del SBR para duraciones de ciclos de 6, 12 y 24 horas se muestra en la Figura 12a, observando que la magnitud máxima de la concentración de sustrato en términos de DQO ocurre durante el tiempo de llenado; el cual varía entre 0,05 horas y 1 hora, seguidamente las etapas de mezcla y aireación que han sido monitoreadas para una duración de 6 horas y 24 horas; observando que ocurre un mínimo para tiempos de duración de ciclo próximos a 12 horas y luego se observa una disminución de la tasa de remoción, este perfil permite suponer con una alta posibilidad que el punto mínimo esté ocurriendo cuando se

ha completado la remoción de la materia orgánica carbonatada y el ligero incremento de la DQO es debido a la producción de productos nitrogenados como amonio y nitrito como consecuencia de la síntesis de la materia orgánica biodegradable siendo microorganismos como las nitrosomonas y nitrobacter, los encargados de usar el oxígeno transferido por la aireación o por reacciones de óxido-reducción orgánica en el caso de las condición combinada 25 % anaerobia y 75 % aerobia, de lograr la transformación hacia formas de alta oxidación nitrogenadas como NO_3^- por encima de 24 horas y la remoción total de la DQO y el amonio, como se indica en la Figura 13a y Figura 13b.

La tasa de remoción de la forma nitrogenada amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y el nitrógeno total Kjendhal (NTK) en un SBR para duraciones de ciclo de 12 horas usando biomasa suspendida en las etapas de remoción de materia orgánica carbonatada (aireación) y nitrificación-desnitrificación simultánea (SND, en inglés) aplicando tiempos de llenado lento (L), rápido (R), por etapas (E) [8] se muestra en la Figura 13b, donde se observa que el gradiente de remoción de la biomasa suspendida expresado en términos de mg/L-h , bajo condiciones de tiempos de llenado rápido (-6, -6, -6, -9), lento (-7, -10) y por etapas (-5, -7) es ligeramente más alto en la condición de llenado lento y por etapas que en la condición de llenado rápido. El NTK se mantiene por encima del $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en una proporción cercana a 2 veces superior para todos los tratamientos; así mismo se observa que el $\text{NH}_4^+\text{-N}$ es removido con una eficiencia variando entre 90 y 97 % para un tiempo de duración de ciclo de 12 horas, los puntos en la gráfica se observan muy cerca del eje horizontal, logrando la remoción total del $\text{NH}_4^+\text{-N}$ para tiempos de duración de ciclos estimados entre 12,39 y 13,25 horas. Con respecto al NTK, se observa que una vez superada la remoción del $\text{NH}_4^+\text{-N}$ existen productos nitrogenados como muy posiblemente nitritos (NO_2^-) de la fase de nitrificación-desnitrificación que serían oxidados o estabilizados a formas de oxidación avanzada como NO_3^- considerando una extensión de la duración del ciclo estimada entre 16 y 20 horas; estas duraciones de ciclos confirman los hallazgos

encontrados para la remoción de la DQO después de superadas las 12 horas de duración de ciclo hasta las 24 horas donde se ha supuesto que ya se ha superado la etapa de la remoción de la materia orgánica carbonatada y los microorganismos están en una etapa de nitrificación-desnitrificación de productos de síntesis de la materia orgánica biodegradable carbonatada, como se ha explicado para la tasa de remoción de DQO observada en la Figura 12a.

El agua residual de tenería utilizada en las investigaciones de Pire [8] y Freytez [7], en su caracterización presentó valores de los parámetros como DQO y nitrógeno que están fuera de los límites establecidos en la normativa legal venezolana en el decreto 883 [10] por lo que dicho efluente requirió un tratamiento de depuración. En el proceso llevado a cabo en las tenerías las etapas que mayor cantidad de DQO aportan al vertido final son las fases de remojo y pelambre, esto es debido al elevado contenido que tienen estas fases en materia orgánica [32]. La DQO del efluente industrial a la entrada del reactor fue de 5584,74 mg/L para la investigación de Freytez [7] y de 1546 mg/L para Pire [8]. Es importante controlar esta variable debido a que altas concentraciones de dicho parámetro pueden producir efectos negativos sobre el medio ambiente, como la desoxigenación de los ríos y por ende la muerte de los peces [32].

En el proceso productivo llevado a cabo en las tenerías la presencia de nitrógeno se debe principalmente a las grasas, aceites y colorantes sintéticos y/o vegetales que se agregan durante la etapa de teñido, en la cual se le da el color deseado al cuero ya sea azul o marrón rojizo [33]. La concentración de nitrógeno en las aguas residuales resulta ser un parámetro importante ya que constituye un potencial impacto sobre la calidad de las aguas receptoras, el exceso de dicho nutriente puede provocar la eutrofización del medio y por lo tanto la muerte de la vida acuática existente [1]. En cuanto a la concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) en el agua residual cruda de la tenería se registraron valores promedios de 121 para Pire [8] y 80 mg/L para Freytez [7]. Este efluente industrial mostró valores similares a los reportados por Lefebvre [23] y Ganesh

[24] cuyos rangos se ubicaron entre 80-120 mg/L para el nitrógeno amoniacal cuando realizaron la caracterización de aguas residuales de tenerías.

Para tratar dicho efluente en los estudios de Pire [8] y Freytez [7], se variaron ciertos factores como: duración de ciclo, tiempo de llenado y se empleó una combinación en cuanto a la secuencia de aireación, combinando secuencias óxicas con anóxicas, con la finalidad de remover la mayor cantidad de materia orgánica y nitrógeno conjuntamente lo que es característico en el uso de este tipo de reactores. El porcentaje de remoción de la demanda química de oxígeno reportado en el estudio de Pire [8] fue de 80 % y se encuentra en el rango de las más altas frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio, mientras que en la investigación realizada por Freytez [7] este porcentaje fue 57 % y se encuentra en el rango de baja frecuencia. El valor del NH_4^+ a la entrada del reactor reportado en la investigación de Pire [8] fue de 121 mg/L y se encuentra en el rango de mayor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio. El porcentaje de remoción del nitrógeno amoniacal en el reactor reportado en el estudio de Pire [8] cuyo valor fue de 99,6 %, y se ubicó en el rango de menor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio. Concluyendo que el tratamiento fue efectivo para producir un efluente apto para ser descargado a cuerpos de agua, según la normativa ambiental venezolana y por tanto, el control en tiempo real puede ser implementado para optimizar el funcionamiento del SBR. En la investigación de Pire [8] y en la de Freytez [7] el uso de un SBR mostró que existen ciertas ventajas como la selección de una biomasa altamente resistente a la presencia de sustancias inhibitorias característica de estos efluentes; y que dicha tecnología fue adecuada para el tratamiento de efluentes complejos como el de la tenería, removiendo parte importante de la materia orgánica biodegradable.

Haciendo un análisis de las investigaciones consultadas en este trabajo y en apoyo a las conclusiones de los estudios de Pire [8] y Freytez [7] se tiene que el beneficio de utilizar secuencias anaeróbicas y aeróbicas fue observado

también por Murat [26] y Lefebvre [17] cuando trabajaron con efluentes de tenería y ciclos de 24 horas y obtuvieron remociones de 90 % y 95 %, respectivamente. Ambas investigaciones concluyeron que se puede lograr mayor eficiencia de remoción de DQO con la combinación de procesos anaerobios/aerobios en efluentes de tenería. Otras investigaciones consultadas concluyeron también que al tratar efluentes de tenería en un SBR consiguieron que los mayores porcentajes de remoción de la materia orgánica se lograron durante condiciones anaerobias en comparación con los porcentajes de remoción obtenidos durante las fases óxicas [25, 11].

En cuanto a la duración del ciclo en los estudios consultados se tiene que en algunas investigaciones los ciclos de 24 horas favorecieron la actividad de los microorganismos de degradar la materia orgánica presente en el agua residual de tenería. Resultados similares fueron reportados en su investigación Lefebvre [23] cuando trataron biológicamente efluentes de tenería en un SBR con biomasa suspendida, ciclos de 24 horas completamente aerobio, obteniendo remociones de 95 % para la DQO y llegando a la conclusión que la tecnología de los SBRs puede ser una solución adecuada para el tratamiento de las aguas residuales de tenería. Por otra parte otro grupo de investigadores como Ganesh [24], quienes trabajaron con efluentes de tenería pre-tratado, una secuencia de aireación totalmente óxica y aplicaron ciclos de 12 y 24 horas obtuvieron porcentajes de remoción de alrededor de 80 %.

Sin embargo autores consultados como Tunay [34] al variar las duraciones de los ciclos, observaron que los tiempos de 12 y 24 h no presentaron diferencias estadísticas entre sí, lo que sugiere que para futuras investigaciones se pudiera variar la duración del ciclo en rangos mayores a los probados en el presente trabajo donde se usó un rango más amplio. Investigaciones realizadas por Carucci [25], Di Iaconi [11] y Farabegoli [3], quienes trabajaron con efluentes de tenería, con duraciones de ciclo entre 8 y 6 horas y una secuencia de aireación anaerobia/oxica, reportan porcentajes de remoción entre 70-95 %.

Los reactores por carga secuencial SBR pre-

sentan ciertas ventajas en comparación con otros reactores de cultivo en suspensión, una característica única de los SBR es que no es necesario disponer de un retorno de lodos activados debido a que todos los procesos ocurren en un mismo tanque tanto la aireación como la decantación tienen lugar en el mismo reactor, no se pierde cantidad de lodo alguna en la fase de reacción, y no es necesario recircular parte del lodo de la sedimentación para mantener constante el nivel del lodo en la etapa de reacción [1].

Estos reactores presentan ventajas sobre los sistemas de lodos activados convencionales, debido a que requieren de un tanque de aireación, seguido de un sedimentador secundario para brindar el tratamiento biológico a un efluente. De la misma manera, los SBRs tienen la ventaja de que durante la etapa de reacción se pueden alternar las fases óxicas, anóxicas y anaeróbicas, permitiendo así la remoción simultánea de materia orgánica, nitrógeno y fósforo.

Finalmente al utilizar SBR con biomasa granular el proceso de sedimentación del sólido (biomasa) y la fase líquida (efluente clarificado) es mucho mejor. Estos resultados obtenidos concuerdan con el trabajo realizado por Arrojo [19]; donde se concluye que un reactor SBR con biomasa granular operado adecuadamente permite la obtención de gránulos aerobios con buenas propiedades de sedimentación y por ende la separación marcada entre las fases sólida y líquida López-Palau [35]. La biomasa granular permite la realización simultánea de la nitrificación y desnitrificación en un SBR que opere bajo condiciones óxicas. Esta ventaja se debe a la estructura y forma del gránulo, debido a que los microorganismos nitrificantes se establecen en la parte externa del gránulo (condiciones óxicas), mientras que los desnitrificantes se ubican en el centro del mismo (condiciones anóxicas).

4. Conclusiones

Los cuatro factores experimentales, volumen de reactor, duración del ciclo, tiempo de llenado y temperatura asignados en los trabajos [7, 8] para al menos tres niveles de pruebas en los experimentos con un SBR con biomasa suspendida

y biomasa granular se categorizan comparando con una muestra entre 38 y 45 estudios como sigue: el volumen del reactor utilizado en las investigaciones se encuentran en el rango de mayor frecuencia de ocurrencia en los estudios a escala de laboratorio. El factor duración del ciclo está clasificado dentro de las frecuencias de pruebas baja, haciéndolo distintivo. El tiempo de llenado asignado por estos autores tiende a estar incluido dentro de la frecuencia de pruebas alta. La temperatura utilizada tiende a estar incluida dentro de las frecuencias de pruebas media.

La caracterización del efluente industrial mostró valores de DQO de 5584,74 mg/L para la investigación de Freytez [7] y de 1546 mg/L para Pire [8], los cuales son superiores a los valores permitidos en la norma venezolana para la descarga a cuerpos de agua [10]. La concentración de nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) en el agua residual varía entre 80 mg/L para Freytez [7] y 121 mg/L para Pire [8].

La tasa de remoción de la DQO en un SBR para duraciones de ciclo de 6, 12 y 24 horas usando biomasa suspendida bajo condiciones aerobias resultó más pequeña que la tasa de remoción de la biomasa granular bajo condiciones aerobias y una combinación de 25 % anaerobias y 75 % aerobias para tiempos de duración de ciclo de 24 y 6 horas. En lo referente a la biomasa granular se encontró un gradiente de remoción de DQO por la biomasa granular bajo condición combinada 25 % anaerobia y 75 % aerobia ligeramente menor del gradiente de remoción de DQO con respecto a la condición aerobia.

El perfil de remoción de DQO dentro del ciclo de SBR para duraciones de ciclos de 6, 12 y 24 horas permite suponer que el punto mínimo de DQO en el afluente al SBR ocurre cuando se ha completado la remoción de la materia orgánica carbonatada y podría ocurrir un ligero incremento de la DQO debido a la producción de productos nitrogenados como amonio y nitrito como consecuencia de la síntesis de la materia orgánica biodegradable siendo microorganismos como las nitrosomonas y nitrobacter, los encargados de usar el oxígeno transferido por la aireación o por reacciones de óxido-reducción orgánica en el caso de las

condición combinada 25 % anaerobia y 75 % aerobia, para lograr la transformación hacia formas de alta oxidación nitrogenadas como NO_3^- por encima de 24 horas y la remoción total de la DQO y el amonio.

La tasa de remoción de la forma nitrogenada amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y el nitrógeno total Kjendhal (NTK) en un SBR para duraciones de ciclo de 12 horas usando biomasa suspendida en las etapas de remoción de materia orgánica carbonatada (aireación) y nitrificación-desnitrificación convencional (CND) aplicando tiempos de llenado lento (L), rápido (R), por etapas (E) muestra que el gradiente de remoción de la biomasa suspendida bajo condiciones de tiempos de llenado rápido es ligeramente más alto en la condición de llenado lento y por etapas que en la condición de llenado rápido. El NTK se mantiene por encima del $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en una proporción cercana a 2 veces superior para todos los tratamientos; así mismo se observa que el $\text{NH}_4^+\text{-N}$ es removido con una eficiencia variando entre 90 y 97 % para un tiempo de duración de ciclo de 12 horas logrando la remoción total del $\text{NH}_4^+\text{-N}$ para tiempos de duración de ciclos estimados entre 12,39 y 13,25 horas.

5. Referencias

- [1] G. Tchobanoglous y F. Burton. *Ingeniería de aguas residuales tratamiento, vertido y reutilización*, volumen 1. Editorial Mc Graw Hill, 1995.
- [2] J. Ferrer Polo y A. Seco Torrecillas. *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. Editorial Alfaomega, México, 2007.
- [3] G. Farabegoli, A. Carucci, M. Majone, and E. Rolle. Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *Journal of Environmental Management*, 71(4):345–349, 2004.
- [4] B. Arrojo, J. Vázquez-Padín, M. Figueroa Leiro, A. Mosquera, J. Campos y R. Méndez. Reactores de biomasa granular: más capacidad en menos espacio. *Tecnología del agua*, 27(287):32–39, 2007.
- [5] M. Pozo. Proceso de nitrificación en reactores secuenciales discontinuos sbr (sequencing batch reactor) con biomasa granular. Trabajo Especial de Grado, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, 2008.
- [6] M. De Kreuk, J. Heijnen, and M. Van Loosdrecht. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnology and bioengineering*, 90(6):761–769, 2005.
- [7] E. Freytez, M. Pire-Sierra, Y. Mujica y M. Pire-Sierra. Eficiencia de remoción de materia orgánica en efluentes de tenerías usando un reactor por carga secuencial con biomasa granular. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 51(2):117–131, 2017.
- [8] M. Pire-Sierra, D. Cegarra-Badell, S. Carrasquero-Ferrer, N. Angulo-Cubillan, and A. R. Díaz-Montiel. Nitrogen and COD removal from tannery wastewater using biological and physicochemical treatments. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (80):63–73, 2016.
- [9] M. Pire Sierra, K. Rodríguez Sargent, M. Fuenmayor Reyes, Y. Fuenmayor, H. Acevedo, S. Carrasquero Ferrer y A. Díaz Montiel. Biodegradabilidad de las diferentes fracciones de agua residual producidas en una tenería. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 21(2):5–19, 2011.
- [10] Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales. Decreto N° 883. normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. *Gaceta Oficial de la República de Venezuela*, Extraordinaria(5021), 1995.
- [11] C. Di Iaconi, A. Lopez, R. Ramadori, A. Di Pinto, and R. Passino. Combined chemical and biological degradation of tannery wastewater by a periodic submerged filter (sbbf). *Water Research*, 36(9):2205–2214, 2002.
- [12] E. Isanta, M. Suárez-Ojeda, Á. del Río, N. Morales, J. Pérez, and J. Carrera. Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 198–199:163–170, 2012.
- [13] R. Irvine, G. Miller, and A. Bhamrah. Sequencing batch treatment of wastewaters in rural areas. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 51(2):244–254, 1979.
- [14] J. Beun, A. Hendriks, M. Van Loosdrecht, E. Morgenroth, P. Wilderer, and J. Heijnen. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 33(10):2283–2290, 1999.
- [15] J. Beun, M. Van Loosdrecht, and J. Heijnen. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36(3):702–712, 2002.
- [16] S. Carrasquero-Ferrer, M. Pire-Sierra, N. Rincón-Lizardo, M. Mas, G. Colina-Andrade y A. Díaz-Montiel. Remoción de nutrientes en efluentes de tenerías utilizando un reactor por carga secuencial (SBR). *Ciencia*, 21(3):131–142, 2013.
- [17] O. Lefebvre, N. Vasudevan, M. Torrijos, K. Thanasekaran, and R. Moletta. Anaerobic digestion of tannery soak liquor with an aerobic post-treatment. *Water research*, 40(7):1492–1500, 2006.
- [18] E. Isanta, M. Figueroa, A. Mosquera-Corral, L. Campos, J. Carrera, and J. Pérez. A novel control strategy for enhancing biological n-removal in a granular sequencing batch reactor: a model-based study. *Chemical engineering journal*, 232:468–477, 2013.

- [19] B. Arrojo, A. Mosquera-Corral, J. Garrido, and R. Méndez. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. *Water Research*, 38(14):3389 – 3399, 2004.
- [20] J. Kocijan and N. Hvala. Sequencing batch-reactor control using Gaussian-process models. *Bioresource technology*, 137:340–348, 2013.
- [21] J. Vázquez-Padín, A. Mosquera-Corral, J. Campos, R. Méndez, J. Carrera, and J. Pérez. Modelling aerobic granular SBR at variable COD/N ratios including accurate description of total solids concentration. *Biochemical Engineering Journal*, 49(2):173–184, 2010.
- [22] A. Val Del Rio, M. Figueroa, B. Arrojo, A. Mosquera-Corral, J. Campos, G. García-Torriello, and R. Méndez. Aerobic granular SBR systems applied to the treatment of industrial effluents. *Journal of environmental management*, 95:S88–S92, 2012.
- [23] O. Lefebvre, N. Vasudevan, M. Torrijos, K. Thanasekaran, and R. Moletta. Halophilic biological treatment of tannery soak liquor in a sequencing batch reactor. *Water research*, 39(8):1471–1480, 2005.
- [24] R. Ganesh, G. Balaji, and R. Ramanujam. Biodegradation of tannery wastewater using sequencing batch reactor–respirometric assessment. *Bioresource Technology*, 97(15):1815–1821, 2006.
- [25] A. Carucci, A. Chiavola, M. Majone, and E. Rolle. Treatment of tannery wastewater in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, 40(1):253–259, 1999.
- [26] S. Murat, E. Atesş, R. Tasşli, N. Artan, and D. Orhon. Sequencing batch reactor treatment of tannery wastewater for carbon and nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 46(9):219–227, 2002.
- [27] J. Manning and R. Irvine. The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 57(1):87–94, 1985.
- [28] M. Palma-Acosta y J. Manga Certain. Simulación de un sistema de fangos activados en discontinuo (SBR) para el tratamiento de aguas residuales con altos contenidos de nitrógeno. *Ingeniería y Desarrollo*, (18):61–71, 2005.
- [29] T. Luo, M. Yang, J. Han, and P. Sun. A novel model-based adaptive control strategy for step-feed sbrs dealing with influent fluctuation. *Bioresource Technology*, 167:476–483, 2014.
- [30] B. Ni and H. Yu. Storage and growth of denitrifiers in aerobic granules: Part i. model development. *Biotechnology and bioengineering*, 99(2):314–323, 2008.
- [31] J. Silverstein and E. Schroeder. Performance of sbr activated sludge processes with nitrification/denitrification. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 55(4):377–384, 1983.
- [32] M. Zárate y C. Rojas. Guía técnica para la minimización de residuos en curtiembres. Technical report, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias, Lima Perú, 1993.
- [33] N. Nemerow. *Aguas residuales industriales: teorías, aplicaciones y tratamiento*. H. Blume Ediciones, 1977.
- [34] O. Tuenay, I. Kabdasli, and O. Guen. Sequencing batch reactor treatment of leather tanning industry wastewaters. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(10):945–950, 2004.
- [35] S. López-Palau, J. Dosta, A. Pericas, and J. Mata-Álvarez. Partial nitrification of sludge reject water using suspended and granular biomass. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 86(12):1480–1487, 2011.