

COMPARACIÓN DE UN BIORREACTOR CON MEMBRANAS SUMERGIDAS CON UN SISTEMA CONVENCIONAL DE LODOS ACTIVADOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Comparison of a submerged membranes bioreactor with a conventional activated sludge system for wastewater treatment

Miriam Gabriela FLORES GRANADOS^{1*}, Germán CUEVAS RODRÍGUEZ²
y Guillermo GONZALEZ SANCHEZ³.

¹ Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, Circuito Universitario. Chihuahua, México

² Departamento de Ingeniería Civil. División de Ingenierías, Campus Guanajuato. Universidad de Guanajuato. Col. Centro. Guanajuato, Guanajuato. CP 36000

³ Centro de Investigación en Materiales Avanzados, CIMAV. Miguel de Cervantes 120, Complejo Industrial Chihuahua Chihuahua, Chih. México. C.P. 31136

*Autor de correspondencia: mgfloresg@uach.mx

(Recibido febrero 2019, aceptado abril 2019)

Palabras clave: tratamiento de aguas, BRMS, eficiencia

RESUMEN

El tratamiento de aguas residuales se ha incrementado en las últimas décadas. El objetivo de este estudio fue comparar dos sistemas para el tratamiento de aguas residuales. El primer sistema fue el biorreactor con membrana sumergida (BRMS) y el segundo fue el sistema convencional de lodos activados (RLA). Los parámetros evaluados fueron demanda química de oxígeno total (DQO_{total}), demanda química de oxígeno soluble ($DQO_{soluble}$), fosfatos (PO_4^{3-}), amoníaco (NH_4^+), nitratos (NO_3^-), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y pH, y se determinaron en muestras obtenidas de la alimentación y del efluente de los sistemas tres veces por semana. Se preparó diariamente el agua residual sintética que fue usada en los dos reactores para evitar la degradación en el tanque de almacenamiento. Los resultados, como la DQO_{Total} , muestran que hay una mejoría usando el BRMS con respecto al RLA. Además, la filtración que se lleva a cabo permite una remoción mayor de SST y el proceso de nitrificación en el primer sistema se llevó a cabo convirtiendo el NH_4^+ en NO_3^- . Se concluye que el efluente del BRMS es de mejor calidad debido a que tiene menos contaminantes, por lo que ese sistema puede ser utilizado para el tratamiento de aguas residuales.

Key words: water treatment, SBR, efficiency

ABSTRACT

Wastewater treatment has increased in recent decades. The objective of this study was to compare two systems for wastewater treatment. The first system was the submerged membrane bioreactor (SMBR) and the second was the conventional system of activated sludge (RLA). The parameters evaluated were total chemical oxygen demand (COD_{total}), soluble chemical oxygen demand ($COD_{soluble}$), phosphates (PO_4^{3-}), nitrates (NH_4^+),

nitrites (NO_3^-), total suspended solids (TSS), volatile suspended solids (VSS) and pH, and were determined in samples obtained from the feeding and the effluent of the systems three times a week. The wastewater used in the two reactors was prepared daily to avoid degradation in the storage tank. The results, like the $\text{COD}_{\text{Total}}$, show that there is an improvement using the SMBR with respect to the RLA. Besides, the filtration carried out allowed a greater removal of TSS and the nitrification process in the SMBR converted NH_4^+ in NO_3^- . It is concluded that the effluent of the SMBR is of better quality because it had less contaminants and it can be used for wastewater treatment.

INTRODUCCIÓN

Uno de los grandes problemas que enfrentan en la actualidad las poblaciones urbanas es la disponibilidad de agua. Debido a eso se hace necesario su ahorro y una mejor distribución, así como la reutilización del agua tratada que pueda ser usada en distintas áreas, como la agricultura y en otros sectores. El procedimiento más utilizado para tratar las aguas residuales es el de lodos activados (RLA) al cual también se le conoce como tratamiento secundario. El proceso de RLA consiste en un tratamiento biológico en donde la materia orgánica es degradada por microorganismos aerobios al estar ambos en contacto bajo condiciones óptimas de aireación. Un proceso de RLA requiere de un reactor llamado tanque de aireación, un sedimentador secundario y un sistema de recirculación de lodos (Rittmann y McCarty 2001).

Una de las modificaciones en el proceso de tratamiento biológico convencional es el reemplazo del sedimentador secundario por unidades de membranas, el cual se conoce como biorreactor con membranas (BRM). Este proceso está emergiendo como una tecnología con ventajas considerables sobre los métodos de tratamiento convencionales (Lee et al. 2001, Cornelissen et al. 2002, Merlo et al. 2004, Yoon et al. 2004). Los biorreactores con membranas (BRM) se pueden definir como la combinación de dos procesos básicos: la degradación biológica y la separación por membrana. Al implementar este proceso, los sólidos

y los microorganismos son separados del agua tratada mediante una unidad de filtración. Debido a que la biomasa se queda dentro del reactor, ésta proporciona un control del tiempo de residencia de los microorganismos en el reactor y la desinfección del efluente (AWWARF 1999, Ahn y Song 1999, Innocenti et al. 2002, Sofia et al. 2004, Melin et al. 2006).

En la actualidad existen dos configuraciones de biorreactores con membranas: los de membrana sumergida y los de membranas externas. En los biorreactores con membrana sumergida o integrada, la filtración se realiza sumergida en el biorreactor. De esta manera, los lodos quedan dentro del reactor y el efluente es retirado (**Fig. 1a**). En los biorreactores con membrana externa el licor de mezcla es recirculado a la unidad de filtración con el apoyo de una bomba y se regresan los lodos (**Fig. 1b**) (AWWARF 1999, Till y Mallia 2001, Tazi-Pain et al. 2002, Merlo et al. 2004).

En comparación con el proceso de lodos activados, el biorreactor con membrana sumergida tiene las ventajas de excelente calidad de efluente, retención de todos los sólidos suspendidos y microorganismos, control absoluto de la biomasa y del tiempo de retención hidráulico, entre otras (Massé et al. 2006, Melin et al. 2006). Varios estudios han demostrado que este sistema es efectivo para la eliminación de nitrógeno y el rendimiento en general es mejor que el del proceso de tratamiento convencional (Gao et al. 2004, Laera et al. 2005).

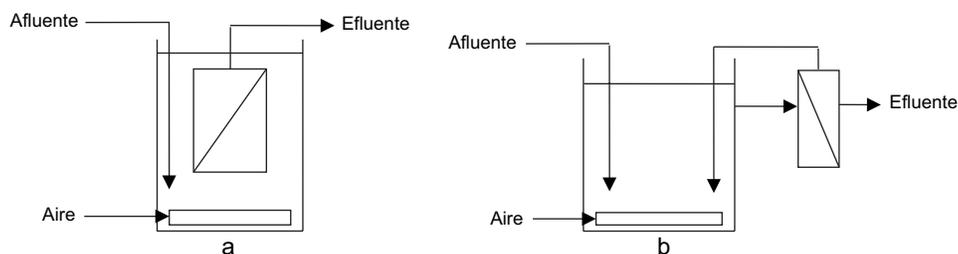


Fig. 1. Biorreactor con membrana sumergida (a) y biorreactor con membrana externa (b) (Melin et al. 2006, AWWARF 1999)

El aumento del consumo de agua implica que se deban buscar nuevas tecnologías que permitan su reutilización. En México el sistema de tratamiento de aguas residuales que más se emplea es el de lodos activados. Este sistema no es eficiente, ocupa mucho espacio y genera lodos que deben ser tratados para su uso o disposición final y el agua tratada que se obtiene se puede usar en algunas actividades como riego de parques. Si se implementara tecnología avanzada como el reactor con membranas, al agua tratada se le podría dar un uso más amplio como en la industria, la construcción, etc., además de reducir el impacto ambiental en los cuerpos receptores. Esta tecnología ocupa menos espacio y el sistema de filtrado puede usar membranas de distintos materiales y tamaños de poro disponibles en el mercado. El objetivo del trabajo fue comparar la eficiencia de dos configuraciones de reactores biológicos aerobios (reactor de lodos activados convencional y reactor biológico con membranas sumergidas), para llevar a cabo el tratamiento de aguas residuales domésticas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló utilizando dos reactores piloto: el bioreactor con membranas sumergidas (BRMS) y el reactor convencional de lodos activados (RLA). Los sistemas se instalaron en el Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV) y se evaluaron durante un periodo de 40 días. El BRMS (**Fig. 2**) tuvo un volumen neto de 32.5 L y dos módulos de membranas (aireación y filtración). El módulo de aireación sirvió para proporcionar el oxígeno a los microorganismos y poder llevar a cabo la mezcla del

reactor. Las características de las membranas de este módulo son las siguientes: planas, hidrofóbicas, de ultrafiltración UltraPes®, de 0.1 mm de tamaño de poro y un área superficial total de 0.2016 m². Por otro lado, las características del módulo de filtración fueron las siguientes: membranas planas (Milipore), hidrofílicas, de microfiltración (0.45 mm de tamaño de poro) y un área superficial total de 0.14 m².

El RLA estuvo compuesto por un reactor aerobio y un sedimentador, en los que el volumen fue de 39 L y de 5.6 L, respectivamente, con recirculación de lodos (**Fig. 3**). La aireación se llevó a cabo a través de un difusor colocado al fondo del reactor, el cual tenía las siguientes características: perforaciones de 1/8 de pulgada, forrado con fibra para obtener un menor tamaño de burbuja y favorecer el mezclado dentro del reactor. El sedimentador fue circular, donde los lodos sedimentaban por gravedad.

Condiciones de operación

Las condiciones de operación que se manejaron en los sistemas se muestran en el **Cuadro I**. Uno de los principales parámetros en la operación fue el valor de carga orgánica aplicada, la cual fue de 0.264 para el BRMS y de 0.844 kg DQO_{Total}/kg SST/d para el RLA. La concentración media de sólidos suspendidos totales en licor de mezcla (SSTLM) fue muy similar en ambos reactores (1202.4 y 1162.5 mg/L, respectivamente). En el BRMS no existió una purga de lodos durante el estudio por lo que el tiempo de retención celular (TRC) fue de 40 d y en el RLA, la recirculación de lodos fue de 160 mL/min con un TRC de 8 d. El tiempo de retención hidráulica (TRH) en el BRMS fue de 73.4 h mientras que en el RLA fue de 16.6 h.

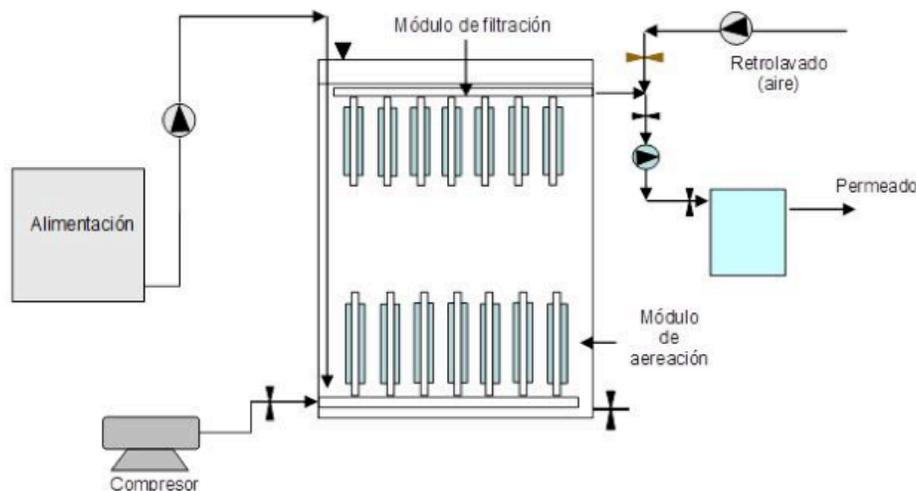


Fig. 2. Biorreactor con membranas sumergidas

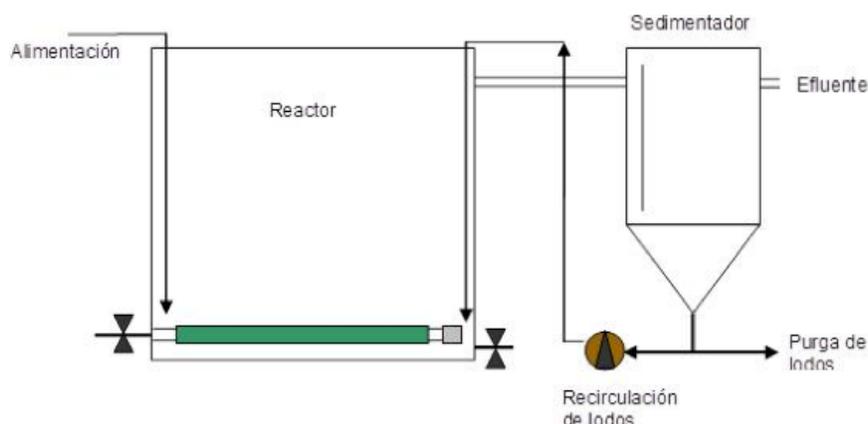


Fig. 3. Sistema de lodos activados

CUADRO I. CONDICIONES DE OPERACIÓN MANEJADAS EN EL BRMS Y EN EL RLA

Parámetro	Unidad	BRMS Valor	RLA Valor
Caudal (Q)	L/h	0.44	2.34
Carga orgánica (CO)	kg DQO _{Total} /kg SST *d ⁽⁺⁾	0.264	0.844
Sólidos suspendidos totales en licor mezcla (SSTLM)	mg/L	1202.4	1162.5
Sólidos suspendidos volátiles en licor mezcla (SSVLM)	mg/L	1012.8	1077.8
pH	-	7.06	7.25
Oxígeno disuelto (OD)	mg/L	2.52	1.90
Temperatura	°C	26.70	26.9

(+) Kilogramo de DQO_{total}/kilogramo sólidos suspendidos totales por día

Características de las aguas residuales

Los dos reactores se alimentaron con agua residual sintética utilizando la formulación modificada de Holler y Trösch (2001) cuya composición se muestra en el Cuadro II. El agua se preparó diariamente con el propósito de evitar su degradación en el tanque de almacenamiento. En el Cuadro III se muestran los parámetros de calidad del agua residual sintética

CUADRO II. COMPOSICIÓN MEDIA DEL AGUA RESIDUAL SINTÉTICA

Compuesto	mg/L
Dextrosa monohidratada	446.107
Extracto de carne	237.725
Urea	129.670
K ₂ HPO ₄	121.025
NaCl	15.130
CaCl ₂ • H ₂ O	8.645
MgSO ₄ • 7H ₂ O	4.322

CUADRO III. PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA DE ALIMENTACIÓN DE LOS REACTORES

Parámetro	Valor promedio	Unidad	Desv. Std	Método
DQO _{Total}	681	mg/L	± 180.71	8000, Hach
DQO _{Soluble}	538	mg/L	± 167.94	8000, Hach
SST	71	mg/L	± 35.88	2540 D, APHA
SSV	67	mg/L	± 35.01	2540 E, APHA
NH ₃ ⁻	20	mg/L	± 14.12	8039, Hach
PO ₄ ³⁻	76	mg/L	± 20.05	8114, Hach
pH	6.68	-	± 20.05	4500-H ⁺ B, APHA
Temperatura	28	°C	± 2.2	2550, APHA

usada en este estudio, los cuales son representativos de las aguas residuales domésticas.

Métodos analíticos

La determinación de parámetros en la alimentación y en el efluente de los reactores se midió tres

veces por semana. Las determinaciones se realizaron en muestras compuestas, las cuales fueron analizadas en el Laboratorio de Control de Agua del CIMAV. Los análisis que se realizaron para cuantificar el contenido total, orgánico e inorgánico de la biomasa suspendida fueron: sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV). Estos se realizaron de acuerdo con lo descrito por Standard Methods (APHA 2005). La demanda química de oxígeno total (DQO_{Total}) y soluble ($DQO_{Soluble}$), el nitrógeno amoniacal ($N-NH_3^-$) y los fosfatos ($P-PO_4^{3-}$) fueron analizados por los métodos de Hach (Hach 2005)..

Algunos de los parámetros de operación de ambos reactores fueron determinados con equipos portátiles de campo. La medición del oxígeno disuelto (OD) se realizó mediante un oxímetro de la marca Hach modelo Ion 5, mientras que el monitoreo del pH y la temperatura se realizó con el medidor multiparámetro Orion 4-star plus de Thermo Scientific.

RESULTADOS

Sólidos suspendidos (SS)

La concentración promedio de SST en la alimentación fue de 71 mg/L y de SSV de 67 mg/L. El porcentaje de remoción de SST en el efluente del BRMS fue de 89.71% mientras que en el efluente del RLA fue de 54.41%. Para el caso de los SSV, los valores fueron 85.60% y 56.16% respectivamente. En las **figuras 4 y 5** se observa cómo disminuye la concentración de SST y SSV en el efluente del BRMS debido a las membranas de microfiltración (MF) y que se obtiene un filtrado sin sólidos. En el caso del RLA, el comportamiento de las concentraciones de los SST y SSV en el efluente indica que la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos se llevó a cabo correctamente, sin embargo, en el BRMS la efi-

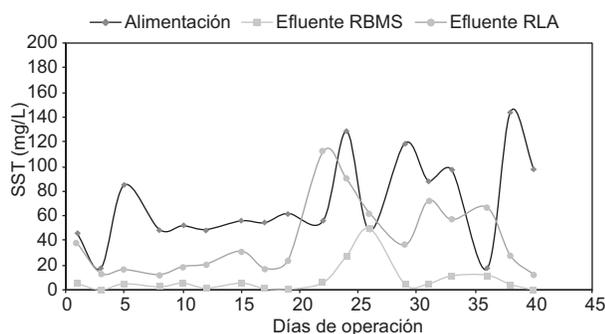


Fig. 4. Comportamiento de los SST en el BRMS y en el RLA durante el estudio

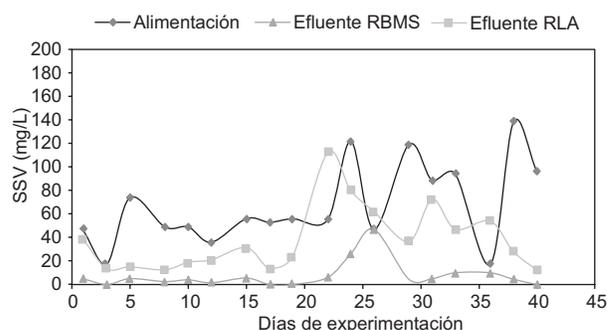


Fig. 5. Comportamiento de los SSV en el BRMS y en el RLA durante el estudio

ciencia de remoción alcanzada, durante el tiempo que duró la experimentación, fue mayor.. Para efluentes de BRMS varios autores reportan eficiencias arriba del 99 % de SST y SSV e incluso casos sin detección de ellos (Shim et al. 2002, Laera et al. 2005). Los porcentajes de remoción mostrados anteriormente están por debajo de lo reportado en otros estudios. En este estudio, los resultados muestran que en el BRMS se obtuvo un mejor rendimiento que en el RLA.

Demanda química de oxígeno (DQO)

La concentración media de DQO_{Total} en la alimentación fue de 681.4 mg/L mientras que en el efluente del BRMS la concentración promedio de DQO_{Total} fue de 85.1 mg/L y en el RLA fue de 117.7 mg/L. El porcentaje de remoción de DQO_{Total} y de $DQO_{Soluble}$ para el efluente del BRMS fue de 87.52% y 84.91%, respectivamente; mientras que para el RLA los resultados fueron 81.85 % y 85.68 %, respectivamente. En el **Cuadro IV** se encuentran las concentraciones de DQO_{Total} y de $DQO_{Soluble}$ en la alimentación y en los efluentes de los reactores.

CUADRO IV. CONCENTRACIONES DE DQO_{Total} Y $DQO_{Soluble}$

Muestra	DQO_{Total} (mg/L)	$DQO_{Soluble}$ (mg/L)
Alimentación	681.4	537.5
Efluente BRMS	85.1	76.2
Efluente RLA	117.7	70.9

Se ha reportado que para un efluente de BRMS los porcentajes de remoción de DQO_{Total} y de $DQO_{Soluble}$ obtenidos fueron 90% a 98% (para ambos parámetros), para un efluente de RLA los valores fueron 77.5% a 93.8 % y de 87.4% a 97%, respectivamente (Ng y Hermanowicz 2005, Massé et al. 2006).

Los resultados obtenidos en este trabajo experimental muestran que los porcentajes de remoción de DQO (total y soluble) son más bajos que los reportados en la literatura; haciendo un análisis de la información se observa que el porcentaje de remoción de DQO-Total alcanzando en el BRMS fue 4.78% más que en el RLA, mientras que la remoción de DQO-Soluble fue 0.98% más alta en el RLA que en el RBMS.

Amonio y nitratos (NH_4^+ , NO_3^-)

La concentración de NH_4^+ en la alimentación fue de 19.9 mg/L, en el efluente del BRMS fue de 14.3 mg/L y en el efluente del RLA de 25.5 mg/L (**Cuadro V**). En la **figura 6**, en la alimentación la concentración estuvo variando, este efecto posiblemente se explique por la falta de agitación continua en el tanque de alimentación. En el efluente del BRMS la concentración disminuyó debido al proceso de nitrificación que se llevó a cabo. La concentración en el efluente del RLA se observa con variaciones significativas debida probablemente a las variaciones de la concentración de amonio en la alimentación (**Cuadro V** y **Fig. 6**). En este tipo de reactor las bacterias nitrificantes tardaron más en crecer debido a que los lodos no estuvieron confinados como en el BRMS, donde los tiempos de retención celular (TRC) fueron más grandes que en los sistemas convencionales. Esto significa que para poder remover

amonio con bacterias nitrificantes se deben tener TRC mayores a 5 d, de acuerdo con la figura 7 en donde se ve que en el BRMS ese compuesto empieza a disminuir. En el caso del RLA, se requiere de más tiempo para que ocurra la remoción y se realizan purgas de lodos para mantener una cantidad de sólidos constante en el reactor.

En el caso del NO_3^- , los datos obtenidos en el efluente del BRMS y en el efluente del RLA fueron 33.89 mg/L y 25.07 mg/L, respectivamente (**Cuadro V**) y su presencia significa que se está llevando la nitrificación en ambos reactores (**Fig. 7**). Los nitratos en el efluente del BRMS muestran que durante el estudio las concentraciones se mantuvieron altas debido a la conversión del NH_4^+ a NO_3^- . En la **figura 7** se observa la presencia de nitratos en el efluente de RLA indicando que se llevó cabo la nitrificación en el reactor de lodos activados.

CUADRO V. CONCENTRACIONES DE AMONIO, NITRATOS Y FOSFORO EN LA ALIMENTACIÓN Y EN LOS EFLUENTES

	NH_4^+ (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)
Alimentación	19.9	-	75.5
Efluente BRMS	14.3	33.9	82.2
Efluente RLA	25.5	25.1	74.3

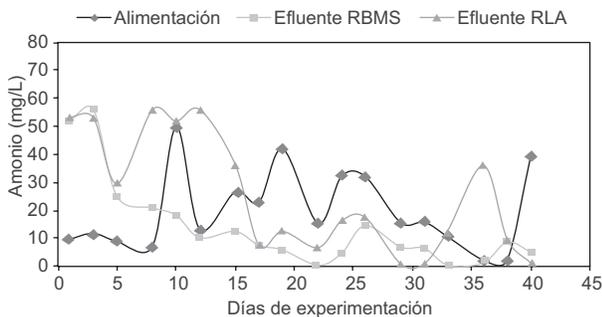


Fig. 6. Concentraciones de amonio en la alimentación y en los efluentes de los reactores

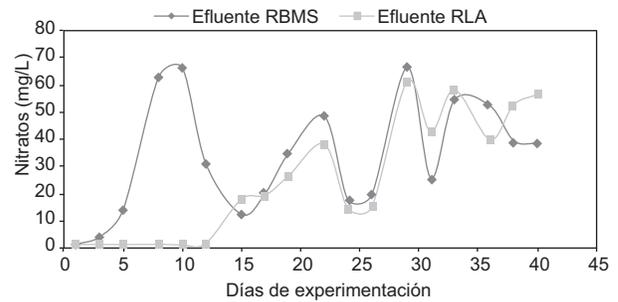


Fig. 7. Concentraciones de nitratos en los efluentes de los reactores

Se han reportado concentraciones obtenidas de NO_3^- de 13.5 mg/L a 25.4 mg/L en efluentes de BRMS y para efluentes de RLA valores desde 3 mg/L hasta 20 mg/L, usando agua residual sintética (Hasar y Kinacy 2004, Ng y Hermanowicz 2005). Otros autores (Shim et al. 2002) obtuvieron una eficiencia de nitrificación alrededor del 95%, la que resultó de altos TRC y altas concentraciones de lodos empleando un reactor con membranas planas. En este estudio se usó un TRC de 40 d en donde se observó que el proceso de nitrificación en el BRMS tuvo un mejor resultado que en el RLA, pudiéndose mejorar al aumentar el tiempo de operación del reactor.

Fosfatos (PO_4^{3-})

En el **Cuadro V** se especifican las concentraciones promedio de PO_4^{3-} en la alimentación y en los efluentes de los reactores. La concentración de fosfatos en el efluente del BRMS muestra que hubo acumulación de este macronutriente durante el

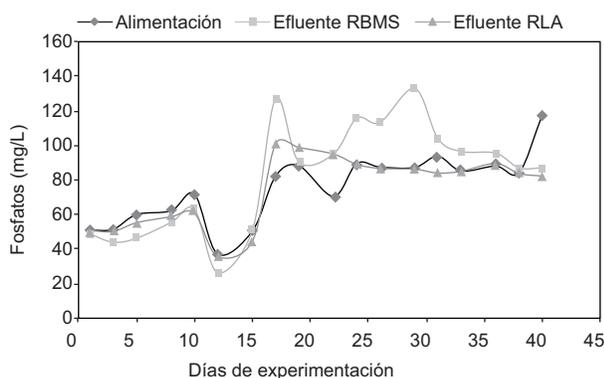


Fig. 8. Concentraciones de PO₄³⁻ en la alimentación y en los efluentes de los reactores

periodo de experimentación debido al largo tiempo de retención de los lodos en el reactor. Como consecuencia de este efecto, posiblemente el PO₄³⁻ asimilado por los microorganismos se fue acumulando junto con el suministrado en la alimentación. Por otro lado, se observó que en el RLA la concentración de PO₄³⁻ en efluente presentó valores muy similares a los detectados en agua residual de la alimentación, esto indica que al interior del reactor no había condiciones adecuadas para llevar a cabo la remoción de fosfatos (**Fig. 8**).

Algunos estudios indican que existen porcentajes de eliminación de PO₄³⁻ que van del 11% hasta el 75% (Stephenson et al. 2000). Otros autores reportan eficiencias de remoción de PO₄³⁻ para BRMS de 81.9% y para el RLA de 32.4 % (Hasar y Kinaci 2004). De acuerdo con las referencias, puede haber buena remoción de PO₄³⁻ en un BRMS pero se requieren de TRC mayores al que se manejó en este estudio que fue de 40 d y la presencia de condiciones anóxicas. En el caso del RLA, la remoción fue baja y se requiere de un tratamiento adicional para lograr una remoción más significativa de fosfatos.

pH

En la alimentación el promedio del pH fue de 6.66. Este parámetro en ambos efluentes se mostró

CUADRO VI. VALORES DE PH PROMEDIO OBTENIDOS DURANTE EL ESTUDIO

Muestra	pH promedio
Alimentación	6.68
Efluente BRMS	7.29
Efluente RLA	7.36
BRMS	7.06
RLA	7.25

muy similar ya que en el efluente del BRMS el promedio fue 7.77 y en el efluente del RLA fue de 7.80 (**Cuadro VI**). El pH es un parámetro que debe ser bien controlado en los sistemas de tratamiento. Es importante mantenerlo en un rango de 6.5 a 8.5 para evitar la formación de microorganismos no deseados en los reactores como bacterias filamentosas que provocan problemas como mala sedimentación de los lodos y alta cantidad de sólidos en los efluentes que se traduce en un agua tratada de mala calidad (Metcalf y Eddy 2003).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de las concentraciones de DQO (total y soluble) y SS (totales y volátiles) en los efluentes del BRMS son menores que los obtenidos en la literatura, sin embargo indican una mayor remoción con respecto de los valores obtenidos del efluente del RLA. La concentración de nitratos en el efluente del BRMS fue más alta que en el efluente del RLA debido al proceso de nitrificación que se presentó al manejar un TRC de 40 d en el BRMS, lo que favoreció una reducción en la concentración del amonio. Para que los fosfatos sean removidos del efluente de BRMS se requiere de un proceso anóxico para favorecer la asimilación de fósforo por las bacterias y así removerlo del agua. Los resultados que se obtuvieron con el BRMS muestran que es una tecnología que se puede usar para el tratamiento y reuso de agua residual tratada.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV) por permitir el uso de sus instalaciones y equipo, así como al personal técnico de Laboratorio de Calidad de Agua.

REFERENCIAS

- Ahn K.H., Song K.G. (1999). Treatment of domestic wastewater using microfiltration for the reuse of wastewater. *Desalination* 126: 4-14.
DOI: 10.1016/S0011-9164(99)00150-2
- American Water Works Association Research Foundation (AWWARF), Lyonnaise des Eaux, Water Research Commission of South Africa. (1999). Tipos de operaciones de membranas. J. Mallevialle, P.E. Odendaal, M.R. Wiesner. Tratamiento del agua por procesos de

- membrana. Mc Graw Hill. España, pp: 13-39.
- APHA. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. 21 ed. Port City Press, Baltimore, Maryland.
- Cornelissen E.R., Janse W., y Koning J. (2002). Wastewater treatment with the internal MEMBIOR. *Desalination* 146, 463-466. DOI: 10.1016/S0011-9164(02)00549-0
- Cuevas-Rodríguez G, Flores-Granados M, González-Sánchez G, Nevarez-Moorillon G V. Aplicación de un biorreactor con membranas sumergidas para el tratamiento de aguas residuales. XXXI Congreso Interamericano AIDIS. (2008). 12-15 Octubre. Santiago, Chile.
- Gao M., Yang M., Li, H., Wang Y. y Pan F. (2004). Nitrification and sludge characteristics in a submerged membrane bioreactor on synthetic inorganic wastewater. *Desalination* 170: 177-185. DOI: 10.1016/j.desal.2004.02.099
- Hach (2005). Métodos, manual de análisis de agua. Traducción al español de la 2da edición de Water analysis handbook. Hach Company, EUA.
- Hasar H. y Kinaci C. (2004) Comparison of a SMBR and a CASP system for wastewater reclamation and reuse. *Filtration and Separation* 41: 35-39. DOI: 10.1016/S0015-1882(04)00111-9
- Holler S. y Trösch W. (2001). Treatment of urban wastewater in a membrane bioreactor at high organic loading rates. *Journal of Biotechnology* 92: 95-101. DOI: 10.1016/S0168-1656(01)00351-0
- Innocenti L., Bolzonella D., Pavan P. y Cecchi F. (2002). Effect of sludge age on the performance of a membrane bioreactor: influence on nutrient and metals removal. *Desalination* 146: 467-474. DOI: 10.1016/S0011-9164(02)00551-9
- Laera G., Pollice A., Saturno D., Giordano C. y López A. (2005). Zero net growth in a membrane bioreactor with complete sludge retention. *Water Research* 39: 5241-5249. DOI: 10.1016/j.watres.2005.10.010
- Lee J., Ahn W.-Y. y Lee C.-H. (2001). Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor. *Water Research* 35 (10), 2435-2445. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00524-8
- Massé A., Spérandio M. y Cabassud C. (2006). Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. *Water Research* 40: 2405-2415. DOI: 10.1016/j.watres.2006.04.015
- Metcalf y Eddy. (2003). Fundamentals of biological treatment. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. Mc Graw Hill, pp: 695-700.
- Melin T., Jefferson B., Bixio D., Thoeys C., De Wilde W., De Koning J., Van der Graaf J., y Wintgens T. (2006). Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination* 187: 271-282. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.086
- Merlo R.P., Trussell S., Hermanowicz S.W. y Jenkins D. (2004). Physical, chemical and biological properties of submerged membrane bioreactor and conventional activated sludges. Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, EUA.
- Ng H.Y., y Hermanowicz S.W. (2005). Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics. *Water Research* 39, 981-992. DOI: 10.1016/j.watres.2004.12.014
- Rittman B.E., McCarty P.L. (2001). The activated sludge process. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. Mc Graw Hill. Nueva York., pp: 307-395.
- Shim J.K., Yoo I.-K. y Lee Y. M. (2002). Design and operation considerations for wastewater treatment using a flat submerged membrane bioreactor. *Process Biochemistry* 38: 279-285. DOI: 10.1016/S0032-9592(02)00077-8
- Sofia A., Ng W.J., Ong S.L. (2004). Engineering design approaches for minimum fouling in submerged MBR. *Desalination* 160: 67-74. DOI: 10.1016/S0011-9164(04)90018-5
- Stephenson T., Judd S., Jefferson B. y Brindle K. (2000). Biomass separation membrane bioreactors. Membrane bioreactors for wastewater treatment. IWA. Londres, Reino Unido, pp: 59-111
- Tazi-Pain A., Schrotter J.C., Bord G., Payreudeau M., y Buisson H. (2002). Recent improvement of the BIOSEP® process for industrial and municipal wastewater treatment. *Desalination* 146: 439-443. DOI: 10.1016/S0011-9164(02)00538-6
- Till S. y Mallia H. (2001). Membrane bioreactors: wastewater treatment applications to achieve high quality effluent. 64th Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference. Bendigo, Australia.
- Yoon S.H., Kim H.S. y Yeom I.T. (2004). The optimum operational condition of membrane bioreactor (MBR): cost estimation of aeration and sludge treatment. *Water Research* 38, 37-46. DOI: 10.1016/j.watres.2003.09.001