



Estudio de los problemas de bioensuciamiento de membranas y espumas de origen biológico en sistemas MBR de tratamiento de lixiviados

José Luis Alonso¹, Yolanda Moreno¹, Elena Zuriaga², Laura Moreno-Mesonero¹, Inmaculada Amorós¹, Julián Fernández-Navarro¹, José Antonio Mendoza², Amparo Bes², Cristina Álvarez², Eduardo Fernández²

¹Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente, UPV | www.iama.upv.es ■ ²Instituto de Seguridad Industrial, Radiofísica y Medioambiental, Universitat Politècnica de València | www.upv.es/isiry ■ ³URBASER | www.urbaser.es



INTRODUCCIÓN

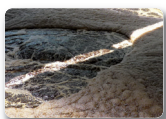
Los biorreactores de membrana (MBR) se incluyen en las denominadas tecnologías de membrana, las cuales han experimentado un gran desarrollo en la última década. La aplicación de estas tecnologías permite la separación del licor de mezcla y el agua depurada mediante membranas (UF ó MF), obteniendo ventajas importantes frente a los

procesos convencionales de depuración de aguas residuales, tales como mayor calidad del agua tratada, posibilidad de operar con altas concentraciones de biomasa, baja producción de fangos y tamaño compacto de la planta (Santos et al., 2011). Como resultado, la comunidad bacteriana de este sistema puede ser bastante diferente a la de un sistema convencional. Estos sistemas se utilizan tanto en aguas residuales industriales

como en aguas urbanas, especialmente en aquellos casos en los que se plantea la posibilidad de reutilización de agua.

El principal inconveniente de los MBR es el ensuciamiento o fouling de las membranas, que produce la disminución del flujo de permeado, el aumento de la presión transmembranal de operación e implica la realización de ciclos de limpieza para restaurar el sistema, todo ello traduciéndose en un aumento de los

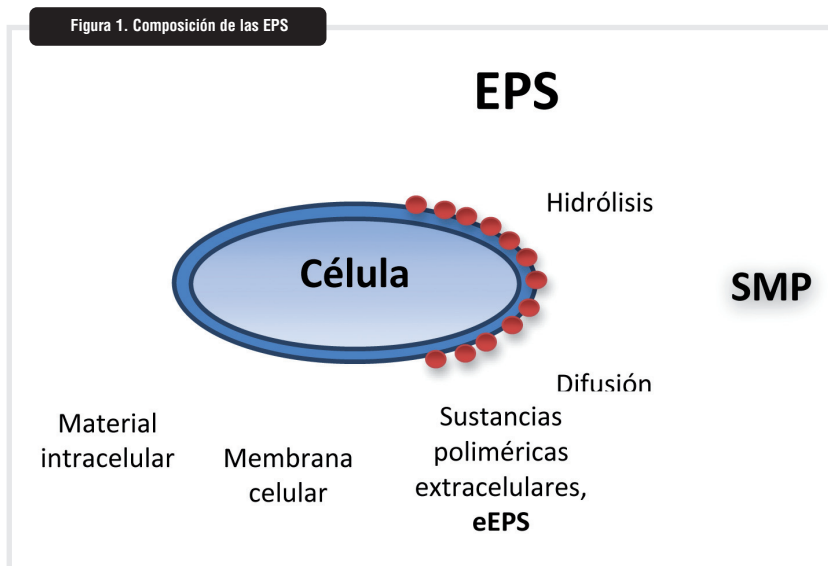




ESTUDIO DEL BIOENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS EN SISTEMAS MBR DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

costes de operación (Judd, 2011). El fouling está determinado por cuatro factores: diseño del módulo de membranas, parámetros de operación del proceso de filtración, características del tratamiento biológico y material de la membrana (Lyko et al., 2008). Al tratarse de un sistema biológico de tratamiento del agua residual, la principal causa del ensuciamiento son materiales coloidales o sustancias poliméricas extracelulares (EPS), que son metabolitos excretados por la biomasa (Ahmed et al., 2007). Están formadas por la suma de las sustancias poliméricas extracelulares extraídas (eEPS) y los productos solubles microbianos (SMP) (figura 1). Las eEPS forman parte de la capa exterior de las bacterias presentes en el agua residual y están formadas básicamente por proteínas y polisacáridos aunque también se encuentran en su composición, ácidos nucleicos, lípidos, ácidos húmicos, etc. Estas mismas sustancias pueden encontrarse disueltas en el licor de mezcla, constituyendo así los SMP. Ambos se acumulan sobre la superficie de la membrana durante la filtración causando el ensuciamiento de la misma. Su comportamiento sobre la superficie de la membrana y el mecanismo de ensuciamiento de los MBRs aún no está resuelto. En estudios previos (Trussell et al., 2006) se ha demostrado que los SMPs constituyen el mayor componente de la materia orgánica disuelta (MOD), pudiendo bloquear los poros de la membrana. Por ello, es muy importante minimizar la concentración de SMP en los MBR. La identificación de las comunidades bacterianas relacionada con la biodegradación de los SMPs es fundamental para una mejor comprensión de la acumulación de los mismos en los MBRs y ayudar en la aplicación de estrategias de control más efectivas.

Por todo ello, es importante tener establecido un protocolo de caracterización química del licor de mezcla para determinar los valores de eEPS y SMP



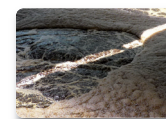
contenidos y determinar su influencia en el ensuciamiento de las membranas. Hoy en día no existe ningún protocolo normalizado y en muchos trabajos se han publicado resultados que contradicen a otros autores (Drews, 2010) por lo que se propone utilizar diferentes métodos de extracción y de análisis de los EPS y SMP (Ras et al., 2008) y así poder establecer un protocolo de caracterización del licor de mezcla de un MBR.

Se tiene constancia de que las bacterias filamentosas que producen espumas (foaming) pueden ocasionar problemas no sólo en los procesos de fangos activos tradicionales, sino también en MBR (You y Sue, 2009). La presencia de bacterias filamentosas se ha asociado con el bioensuciamiento de las membranas en los MBR (Meng y Yang, 2007). Existe una necesidad clara de identificación de las comunidades bac-





ESTUDIO DEL BIOENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS EN SISTEMAS MBR DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS



terianas en muestras de MBR, que nos permitan una aproximación de cómo se comportan estas comunidades en sistemas biológicos con esta tecnología. La aplicación de técnicas moleculares para estudiar los sistemas de depuración ha aumentado la visión de la gran diversidad e interacción de los microorganismos presentes (Gilbride et al., 2006). Se ha recurrido al uso de técnicas moleculares de secuenciación masiva, que permiten estudiar la diversidad taxonómica y estructura espacial de comunidades bacterianas en su hábitat natural. El uso de la técnica de hibridación in situ con sondas marcadas con fluoróforos (FISH) proporciona los medios necesarios tanto para la identificación como para el estudio de poblaciones microbianas en forma cuantitativa (qFISH).

El objetivo de este trabajo es el estudio integral de dos biorreactores de membrana ubicados en plantas para el tratamiento de lixiviados de URBASER, a partir de la determinación de las comunidades bacterianas, SMP, eEPS y resistencia a la filtración, parámetros físico-químicos y operacionales, para caracterizar los problemas de forma-

ción de espumas de origen biológico (foaming) y el bioensuciamiento de las membranas

MATERIAL Y MÉTODOS

Plan de muestreo

Se han tomado 15 muestras de los licores de mezcla de los biorreactores previos a la ultrafiltración de dos MBRs que tratan lixiviados (Planta 1, P1 y Planta 2, P2) que cuentan con MBRs externos. La frecuencia de muestreo ha sido mensual.

Análisis de la comunidad bacteriana

Los cambios en las comunidades bacterianas se han analizado mediante secuenciación masiva de amplicones. Para este objetivo, se han realizado un conjunto de PCRs para amplificar la región V3-V4 del 16S RNA (región de comunidad procariota bacteria+archaea), mediante el uso de iniciadores específicos. Las secuencias obtenidas se han procesado con el software libre QIIME

(<http://qiime.org/>). Por otra parte, la técnica FISH se ha utilizado para la identificación y cuantificación de bacterias filamentosas dominantes.

Caracterización química del licor de mezcla del MBR

En primer lugar se ha procedido a la extracción de los EPS del fango activo mediante el método CER (resina de intercambio catiónico). Las proteínas se han analizado con los métodos Micro BCA y BCA, dependiendo de su concentración, y los carbohidratos con el método de la Antrona.

Caracterización física del licor de mezcla del MBR

La resistencia a la filtración del licor de mezcla de los MBRs se ha realizado de acuerdo por el modelo propuesto por Bae y Tak (2005). En este modelo la resistencia total a la filtración es la suma de la resistencia que aporta la membrana limpia y la resistencia a la torta y la resistencia al ensuciamiento irreversible. Para su determinación se empleó una planta de laboratorio de UF equipada con un módulo Rayflow 100 de Orelis. La membrana empleada fue de corte molecular 150 kDa de Microdyn Nadir. La viscosidad fue medida con un reómetro Haake RheoStress 1 operado a temperatura constante.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Bioensuciamiento (fouling)

En el presente estudio se han analizado principalmente las características del licor de mezcla del reactor previo a las membranas de ultrafiltración en ambos MBRs.

En la figura 2 se muestran los sólidos en suspensión totales y volátiles de los biorreactores. Cabe destacar que en P1 en la muestra 3 (M3) disminuyó la con-





ESTUDIO DEL BIOENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS EN SISTEMAS MBR DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

centración de sólidos en el reactor pero ha ido aumentando progresivamente hasta la M11 (28.33 g/L), para disminuir de nuevo en las siguientes muestras. En P2 los valores de las tres primeras muestras fueron muy elevados, bajando la concentración en M4, de forma que se mantuvo entre 20 y 25 g/L hasta M11 (con la excepción de M8, cuyo valor fue de 15,18 g/L). En las últimas muestras la concentración de SSLM disminuyó, situándose por debajo de 18 g/L. La concentración de SSSLM está determinada además de por las purgas periódicas por los SS que entran en el lixiviado y que no son de naturaleza biodegradable. Por consiguiente, en este tipo de MBR este parámetro es más difícil de ajustar que en otros que depuran aguas residuales de otro tipo, por ejemplo urbanas.

Los valores de proteínas (SMP-P) medidos en ambos MBRs son muy elevados si los comparamos con los que se miden en MBRs de depuradoras de aguas residuales urbanas (figura 3). Estas proteínas proceden de los residuos de las células muertas que se acumulan en el sistema. Tal es así, que en la caracterización biológica se observa predominancia de bacterias que emplean como sustrato estos restos celulares. Las grandes concentraciones de SMP pueden provocar el bloqueo de los poros de la membrana. Hay que comentar igualmente, que los valores de las proteínas en los SMP han sido siempre muy superiores en P2 respecto a los de P1, especialmente en las primeras muestras, lo que explica los datos de flux en los ensayos de UF que se comentarán más adelante.

A diferencia de SMP-P, la concentración de proteínas extraídas eEPS-P no es muy alta, pudiéndose comparar con valores en MBR aplicados a otros tipos de aguas residuales (figura 4). Se puede observar cómo a diferencia de con los SMP-P, los datos de eEPS-P son muy similares entre ambas Plantas (P1 y P2). En P1 y P2 la tendencia es cre-

Soluciones Integrales Para Tratamiento De Aguas Comprehensive Water Treatment Solutions



tedagua

Técnicas de
Desalinización de Aguas, SA

OFICINAS CENTRALES
Cardenal Marcelo Spínola, 10
28016 - Madrid (SPAIN)
Tlf.: (+34) 914 569 500
E-mail: tedagua@tedagua.com

www.tedagua.com



ESTUDIO DEL BIOENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS EN SISTEMAS MBR DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS



ciente con el número de muestra. Los valores obtenidos se encuentran en el rango de 5 y 30 mg/L.

La concentración de carbohidratos en los SMP-C es inferior a la de proteínas en todas las muestras (figura 3). Además, en todas las muestras excepto en M14 los carbohidratos en los SMP de P2 son considerablemente mayores que los de P1. Sin embargo, en las últimas muestras los valores se tienden a igualar. Al igual que las eEPS-P, los valores de eEPS-C pueden ser calificados de bajos (figura 4). Tampoco se encuentran diferencias entre P1 y P2 (en las 4 últimas muestras son mayores en P2).

El modelo matemático más utilizado para determinar el ensuciamiento de las membranas es el modelo de resistencias en serie. Según este modelo, la dependencia del caudal de filtración con la presión transmembranal aplicada se expresa a través de una serie de resistencias cuyo cálculo se realiza de forma experimental de acuerdo con el procedimiento descrito por Bae y Tak (2005). Para el cálculo de la resistencia total, se ha de calcular la resistencia intrínseca de la membrana (R_m), la resistencia debida a la capa de torta (R_c), formada por la capa que se va depositando sobre la superficie de la membrana y la resistencia causada por la adsorción de soluto en los poros y paredes de la membrana (R_f).

Los resultados de R_m son necesarios reflejarlos pues aunque todos los ensayos se han realizado con el mismo tipo de membrana, los recortes usados son diferentes, por lo que en alguno pueden variar ligeramente las características permeoselectivas. En todo caso, se puede observar que los valores son muy parecidos (entre $5E+11$ y $9E+11$), por lo que la membrana en sí no tiene influencia sobre los resultados obtenidos de filtrabilidad del licor de mezcla. Lógicamente, y de acuerdo también a los valores de flux antes co-

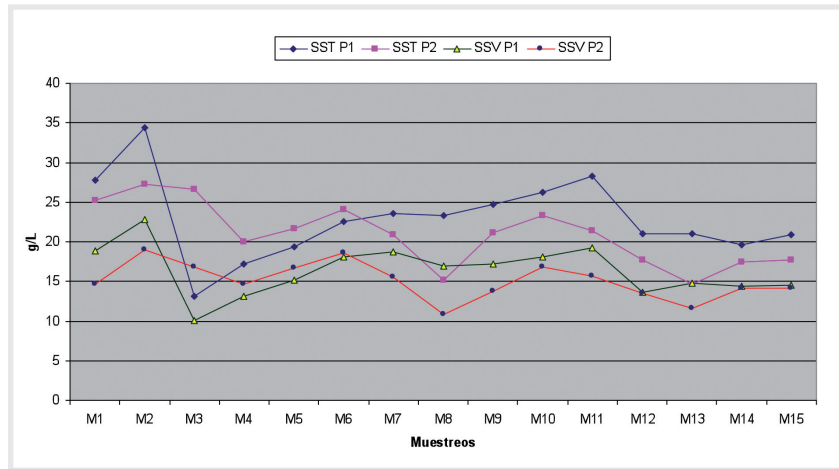


Figura 2. Sólidos en suspensión totales (SST) y volátiles (SSV) en el licor mezcla de los biorreactores de Planta 1 (P1) y Planta 2 (P2)

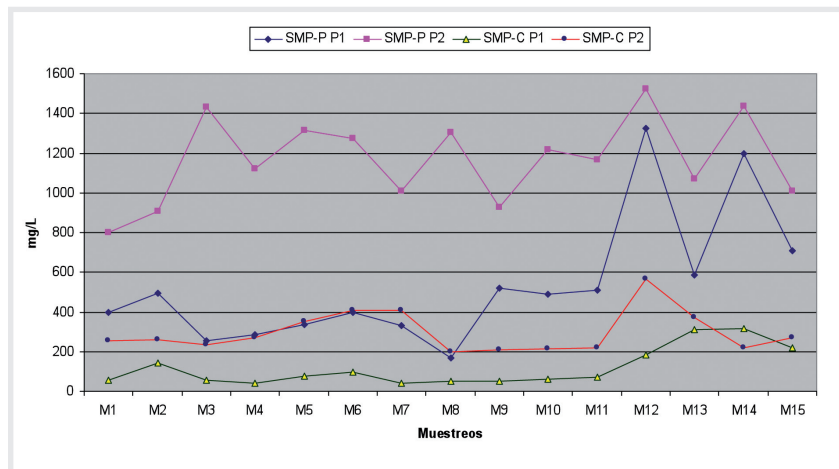


Figura 3. Proteínas (mg/L) y carbohidratos (mg/L) en los SMPs del licor mezcla de los biorreactores de la Planta 1 (P1) y Planta 2 (P2)

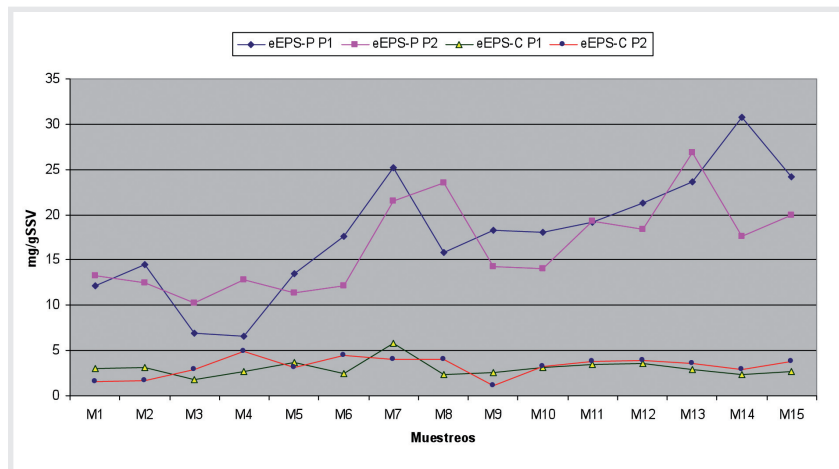


Figura 4. Proteínas (mgBSA/gSSV) y carbohidratos (mgGlucosa/gSSV) en los eEPS del licor mezcla de los biorreactores de la Planta 1 (P1) y Planta 2 (P2)





ESTUDIO DEL BIOENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS EN SISTEMAS MBR DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

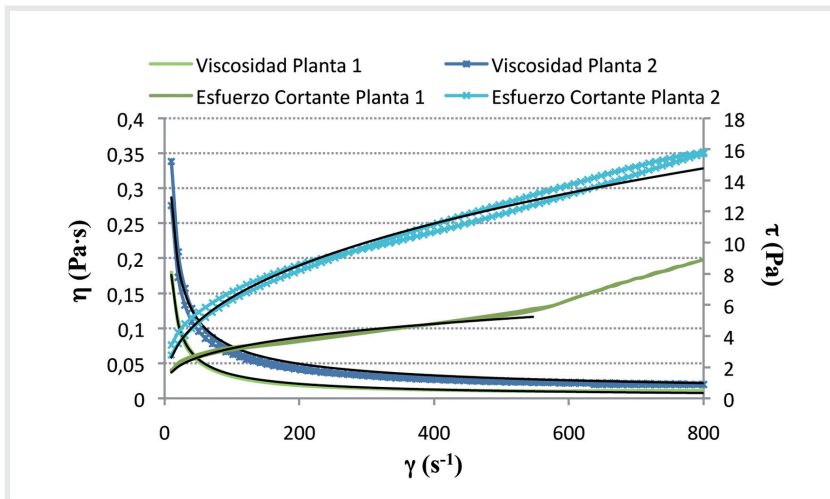


Figura 5: Viscosidad aparente del fango en Planta 1 y Planta 2

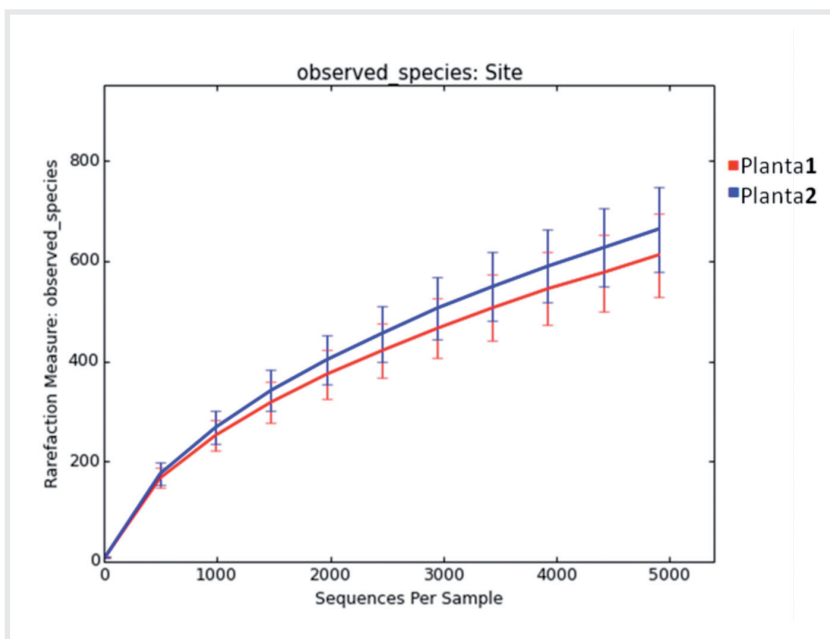


Figura 6. Curva de rarefacción de las muestras de metagenómica de Planta 1 y Planta 2

mentados, se observa que la resistencia a la filtración total es mayor para el licor de mezcla de P2, si bien estos valores se igualan en las últimas muestras. Por último, cabe decir que R_c es considerablemente mayor a R_f , por lo que el ensuciamiento es principalmente debido a la formación de torta frente al bloqueo interno de poros, si bien hay influencia de ambos en el ensuciamiento global de la membrana.

La viscosidad es un parámetro importante ya que afecta en la transferencia del oxígeno en el reactor y también influye en el ensuciamiento de las membranas. Es un parámetro muy ligado con la concentración de sólidos presentes en el reactor. La velocidad de cizalla se aumentó de 0 a 800 s^{-1} . Con el fin de observar si el licor de mezcla tenía un comportamiento tixotrópico el ensayo se realizó subiendo

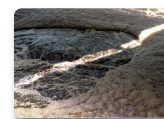
la velocidad, es decir de 0 a 800 s^{-1} y descendéndola, es decir de 800 a 0 s^{-1} . El comportamiento del fango se modelizó utilizando el modelo de Ostwald de Waele. En la Figura 5, se observa que en el fango del P1 a partir de 540 s^{-1} la turbulencia generada es excesiva por lo que sólo se ha modelizado hasta dicha velocidad. Tal y como se observa en la figura 5, el fango procedente de P2 es más viscoso que el fango procedente de P1. Ello puede ser debido a un exceso de polielectrolito adicionado en la separación de los sólidos del digestato mediante centrifugación, que constituye un tratamiento previo del residuo líquido entrante al MBR. Otra causa puede ser la mayor concentración de SS en el lixiviado de entrada. Las viscosidades de ambos fangos se pueden modelizar con el modelo de Ostwald, el cual es el que se utiliza principalmente en los reactores de fangos activos que contienen el licor de mezcla.

Espumas de origen biológico (foaming)

La baja carga másica, típica de los sistemas MBR, genera una espuma marrón especialmente durante los períodos de baja carga (Judd, 2011). En los biorreactores de P1 y P2 aparecían ocasionalmente espumas. Las espumas en los biorreactores pueden tener un origen químico o biológico. En particular la presencia de tensioactivos se ha relacionado con la formación de espumas de origen químico (Mara y Horan, 2003). La determinación de agentes tensioactivos en los MBRs ha determinado que no existe presencia de los mismos capaz de originar en los biorreactores espumas permanentes. Los cambios en las comunidades bacterianas de los biorreactores se han analizado mediante secuenciación masiva de amplicones. Como puede observarse en la curva de rarefacción (figura 6), P2 presenta más



ESTUDIO DEL BIOENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS EN SISTEMAS MBR DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS



abundancia de especies que P1. En las figuras 7 y 8 se muestran las abundancias relativas de los fila más frecuentes en cada una de las muestras analizadas. De forma general, los fila más frecuentes en la totalidad de las muestras han sido Proteobacteria, Bacteroidetes, Chloroflexi y Firmicutes. En MBRs se han identificado como más abundantes los fila Proteobacteria, Bacteroidetes y Firmicutes (Ma et al., 2016). En los biorreactores de los dos MBRs se ha encontrado con la técnica FISH una elevada concentración de *Haliscomenobacter* (figura 9). Las bacterias filamentosas (*Haliscomenobacter*, tipo 0092 y tipo 0083) identificadas como dominantes con la técnica de metagenómica, no se consideran como bacterias formadoras de espumas en EDAR con el sistema convencional de fangos activos (CAS) (Lemmer et al., 2005). En las EDAR con el sistema CAS el foaming se produce fundamentalmente por la presencia de niveles altos de *Microthrix* y/o *mycolata*. El foaming en MBR, en contraposición al proceso de fangos activos, está muy poco estudiado. En MBR se ha observado la presencia de foaming en ausencia de bacterias filamentosas formadoras de espumas, como *Microthrix* y *mycolata* (Nakajima y Mishima, 2005; Di Bella et al., 2011). La presencia de bacterias filamentosas no formadoras de espumas (tipo 0092, tipo 0041, tipo 1851) en MBR se ha asociado con la formación de foaming (Di Bella et al., 2011). En los biorreactores estudiados en el proyecto, el foaming no se producía por la presencia de concentraciones elevadas de bacterias filamentosas formadoras de espumas *Microthrix* y *mycolata* (Gordonia, *Mycobacterim*) porque los niveles de estas bacterias hidrófobas han sido bajos durante el período de muestreos (figura 10). En P1 se ha determinado una abundancia relativa de OTUs del tipo 0092 (*Anaerolinea*, filo Chloroflexi) por encima del 5% hasta el muestro M11 a partir del cual ha empezado a dis-

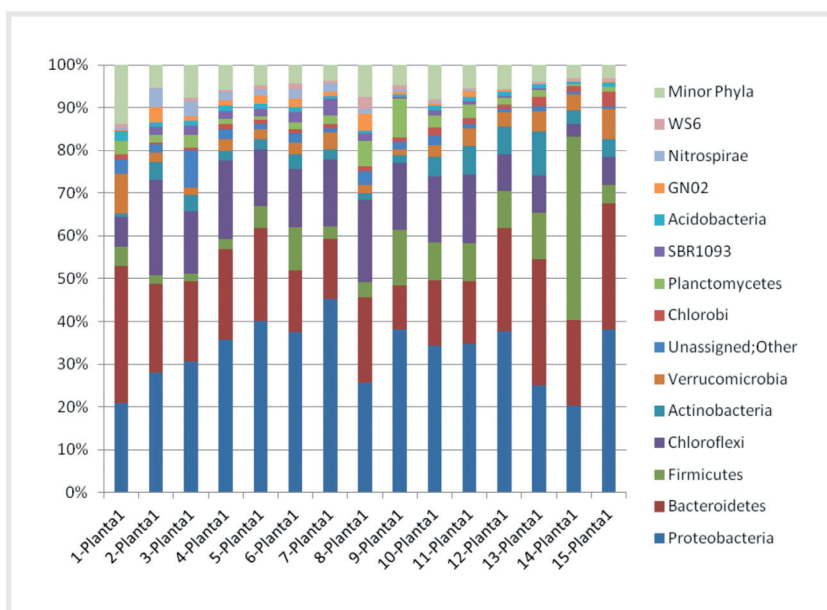


Figura 7. Fila más abundantes en las muestras de Planta 1

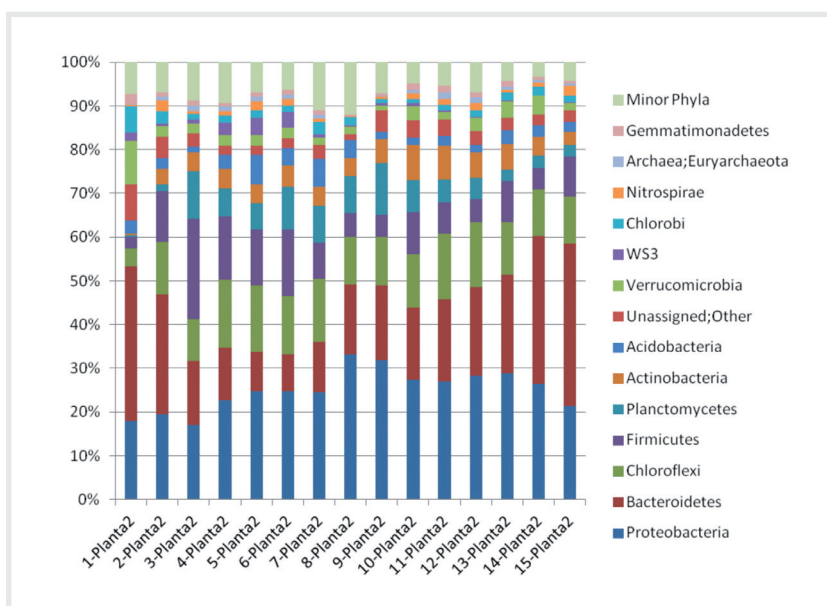


Figura 8. Fila más abundantes en las muestras de Planta 2

minuir, coincidiendo con la disminución de la concentración de sólidos totales. En P2 los niveles del tipo 0092 (*Anaerolinea*, filo Chloroflexi) se han mantenido constantes, alrededor del 5% de OTUs. En P2 y P1 los niveles del tipo 0083 (*Caldilinea*, filo Chloroflexi) han sido inferiores al tipo 0092 (figura 10). Las EPS-P (proteínas) producidas por la lisis

de las células bacterianas presentes en los flóculos de los biorreactores favorecerían la formación del foaming más que las concentraciones elevadas de bacterias filamentosas. Las EPS tienen un papel principal en el foaming y el bioensuciamiento en los MBR. La elevada hidrofobicidad de las espumas pueden influir en la permeabilidad de las mem-





ESTUDIO DEL BIOENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS EN SISTEMAS MBR DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

branas (Consenza et al., 2013). Debido a su alta hidrofobicidad, las EPS y las bacterias filamentosas influyen directamente en la hidrofobicidad del fango de los biorreactores (Consenza et al., 2013). Cambios bruscos en el contenido de EPS-P pueden ser debidos a variaciones en las condiciones operacionales del sistema (Consenza et al., 2013), que pueden dar lugar a un incremento de EPS-P y favorecer el foaming. Estos resultados confirman resultados previos (Nakajima y Mishima, 2005; Consenza et al., 2013; Di Bella y Torregrossa, 2013), que demuestran la estrecha relación entre el foaming y la variación en el contenido de EPS-P en el biorreactor, sin embargo las SMP-P no se encuentran relacionadas con el foaming (Di Bella y Torregrossa, 2013). La calidad (estabilidad y persistencia) de las espumas de origen biológico se caracteriza por la presencia simultánea de las EPS y las bacterias filamentosas específicas en los biorreactores (Di Bella et al., 2013). *Haliscomenobacter* (filo Bacteroidetes, familia Saprospiraceae) es una bacteria especializada en la degradación de macromoléculas con una elevada capacidad de producción de exoenzimas, en particular de polisacáridos, como la N-acetil-glucosamina (Kragelund et al., 2008). Las bacterias filamentosas del filo Chloroflexi son metabólicamente versátiles y utilizan también en condiciones aerobias y anóxicas glucosa y N-acetil-glucosamina (Miura et al., 2007). La degradación de los SMP-C se llevaría a cabo por estas bacterias filamentosas (*Haliscomenobacter*, tipo 0092 y tipo 0083) con capacidad de metabolizar carbohidratos e implicaría unos niveles más altos de SMP-P.

CONCLUSIONES

El mayor ensuciamiento de las membranas del P2 es debido a la elevada concentración de los productos solubles microbianos (SMP), ya que no se

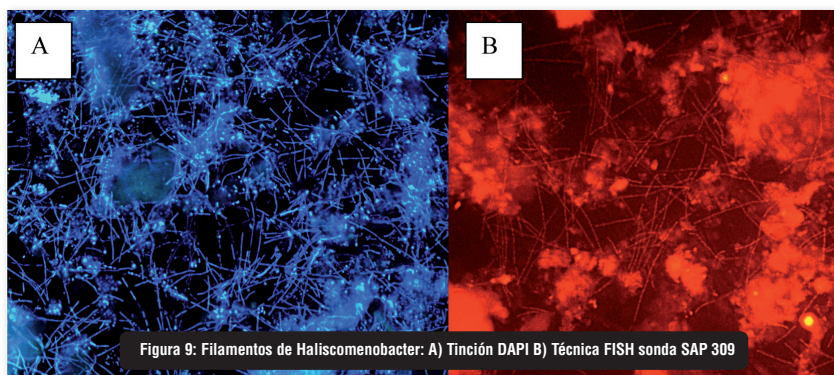


Figura 9: Filamentos de *Haliscomenobacter*: A) Tinción DAPI B) Técnica FISH sonda SAP 309

han encontrado diferencias significativas en las concentraciones de sólidos en suspensión y de EPS extraídos (eEPS) entre P1 y P2. Por ello, todos los esfuerzos para mejorar la filtrabili-

dad del fango del P2 han de ir encaminados a disminuir la concentración de productos solubles.

Las concentraciones de EPS en las muestras de licor de mezcla de ambas

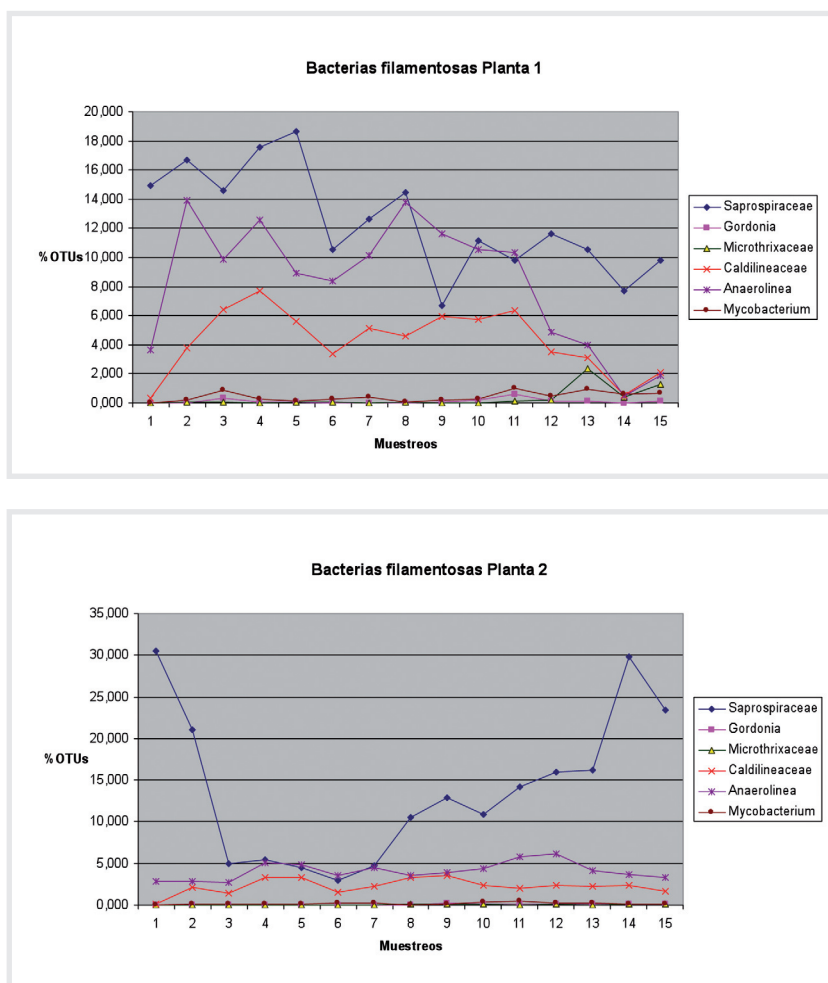
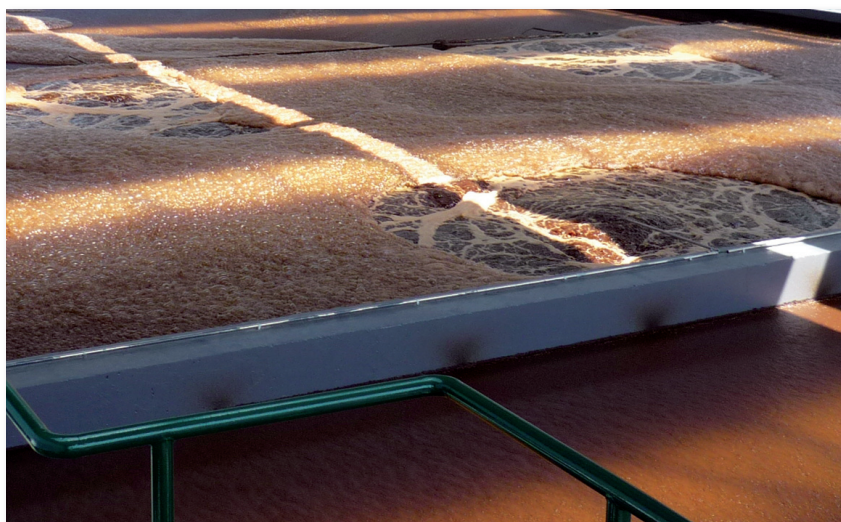
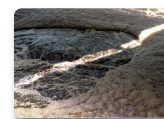


Figura 10. Abundancia relativa (%OTUs) de bacterias filamentosas en los biorreactores de Planta 1 y Planta 2



ESTUDIO DEL BIOENSUCIAMIENTO DE MEMBRANAS EN SISTEMAS MBR DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS



plantas son bajas, como corresponde a un fango activo sometido a estrés por las características de los lixiviados que trata. Sin embargo, se observa que en las muestras de P2 las concentraciones de SMP son más elevadas respecto a P1.

El fango activo del P2 es muy poco filtrable, ya que los tiempos de succión capilar y las resistencias a la filtración son mucho mayores respecto a P1. Esto corrobora el mayor ensuciamiento de las membranas en P2.

Entre los morfotipos filamentosos encontrados, destaca la presencia de *Haliscomenobacter hydrossis*. La hidrólisis con exo-enzimas de peptoglicanos y lipopolisacáridos en unidades de N-acetilglucosamina, puede contribuir como continuo aporte de sustrato para las bacterias y promover un nicho altamente especializado en los fangos activos. Las EPS-P (proteínas) producidas por la lisis de las células bacterianas presentes en los flóculos de los biorreactores favorecerían la formación del foaming más que las concentraciones elevadas de bacterias filamentosas.

REFERENCIAS

Ahmed Z., Cho J., Lim B.R., Song K.G., Ahn K.H., (2007) Effects of sludge retention time on

membrane fouling and microbial community structure in a membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science* 287:211–218.

Bae T.H. y Tak T.M., (2005) Interpretation of fouling characteristics of ultrafiltration membranes during the filtration of membrane bioreactor mixed liquor. *Journal of Membrane Science* 264:151-160.

Cosenza A., Di Bella G., Mannina G. y Torregrossa M. (2013) The role of EPS in fouling and foaming phenomena for a membrane bioreactor. *Bioresource Technology* 147:184-192.

Di Bella G.D., Torregrossa M. y Viviani G. (2011) The role of EPS concentration in MBR foaming: analysis of a submerged pilot plant. *Bioresource Technology* 102:1628-1635.

Di Bella G. y Torregrossa M. (2013) Foaming in membrane bioreactors: identification of the causes. *Journal of Environmental Management* 128:453-461.

Drews, A., Membrane fouling in membrane bioreactors. (2010) Characterisation, contradiction, cause and cures. *Journal of Membrane Science* 363:1-28.

Gilbride K.A., Lee D.Y. y Beaudette L.A. (2006) Molecular techniques in wastewater: Understanding microbial communities, detecting pathogens, and real-time process control. *Journal of Microbiological Methods* 66:1-20.

Judd S. (2011) *The MBR Book. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*. Ed: Elsevier, 2nd edition.

Kragelund C., Levantesi C., Borger A., Thelen K., Eikelboom D., Tandoi V., Kong Y., Krooneman J., Larsen P., Thomsen T.R. y Nielsen P.H. (2008) Identity, abundance and ecophysiology of filamentous bacteria belonging to the Bacteroidetes present in activated sludge plants. *Microbiology* 154:886-894.

Lemmer H., Lind G., Müller E. y Schade M. (2005) Non-famous scum bacteria: biological characterization and troubleshooting. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 33:197-202.

Lyko S., Wintgens T., Al-Halbouni D., Baumgarten S., Tacke D., Drensla K., Janot A., Dott W., Pinnekamp J. y Melin T., (2008) Long-term monitoring of a full-scale municipal membrane bioreactor—Characterisation of foulants and operational performance. *Journal of Membrane Science* 317:78-87.

Ma J., Wang Z., Li H., Park H-D. y Wu Z. (2016) Metagenomes reveal microbial structures, functional potentials and biofouling-related genes in a membrane bioreactor. *Applied Microbiology and Biotechnology* 100:5109-5121.

Mara D. y Horan N.J. (2003) *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier Academic Press.

Miura, Y., Watanabe, Y. y Okabe, S. (2007) Significance of Chloroflexi in performance of submerged membrane bioreactors (MBR) treating municipal wastewater. *Environmental and Science Technology* 41:7787-7794.

Nakajima J. y Mishima I. (2005) Measurement of foam quality of activated sludge in MBR process. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 33:232-239.

Ras M., Girbal-Neuhauser E., Paul E., Spérandio M. y Lefebvre D. (2008) Protein extraction from activated sludge: An analytical approach. *Water Research* 42:1867–1878.

Santos A., Ma W. y Judd S. (2011) Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation. *Desalination* 273:148–154.

Trussell R.S., Merlo R.P., Hermanowicz S.W. y Jenkins, D. (2006) The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Water Research* 40:2675-2683.

You S.J. y Sue W.M. (2009) Filamentous bacteria in a foaming membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science* 342:42-49.

