

EVALUACIÓN DEL PROCESO DE MICROFILTRACIÓN EN UN EFLUENTE RESIDUAL DE UNA INDUSTRIA ALIMENTICIA PARA SU REUSO

Claudia MURO¹, Jesús ESCOBAR¹, Rosa Elvira ZAVALA¹, Mario ESPARZA², Jesús CASTELLANOS³,
Rosa María GÓMEZ⁴ y Magdalena GARCÍA⁴

¹ Instituto Tecnológico de Toluca. Av. Tecnológico s/n. Ex Rancho la Virgen. Toluca, México. Correo electrónico cmuro@ittoluca.edu.mx

² Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) Universidad Autónoma del Estado de México

³ Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Santa Clara, Cuba

⁴ Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México

(Recibido junio 2008, aceptado enero 2009)

Palabras clave: microfiltración, industria alimenticia, reuso de agua

RESUMEN

Con el propósito de reutilizar el efluente residual proveniente de una industria alimenticia, se analizan los resultados de su tratamiento utilizando membranas de microfiltración. En los parámetros del efluente destacan su elevada DQO, materia suspendida y coloración café. Para degradar la materia orgánica y remover los pigmentos que provocan esa coloración, el agua residual es tratada previamente en una planta piloto del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) por métodos biológicos. Al término de estos procesos y a la salida de la laguna facultativa, es notoria la disminución de la DQO, pero aún con residuos de materia orgánica, un alto contenido de sales y una absorbancia máxima promedio de 0.35 medida a 628 nm, correspondiente a una coloración persistente de tonalidad azul-verde en el efluente. En el análisis de esta coloración se encontró como componente principal un pigmento sintético conocido como azul 1 en concentraciones alrededor de 4.08 mgL^{-1} y trazas de otro grupo de cromóforos no identificados. Con estas características, el agua fue tratada por microfiltración para plantear su reuso en la industria de procedencia. La experimentación se llevó cabo con dos membranas cerámicas de óxido de titanio y óxido de zirconio con umbral de corte de 300 y 150 KDa; se evaluó, para cada una, el efecto de la presión transmembrana sobre su capacidad para remover el azul 1 y se varió el tiempo de operación para analizar los períodos en que el flujo de permeado alcanza un valor constante y disminuye por el depósito de partículas en la superficie y poros de la membrana. Como resultado se destaca que ambas membranas fueron eficientes para tratar estos efluentes. Sin embargo, los mejores parámetros en la calidad del agua los proporcionó la membrana de 150 KDa; sobresale la remoción de coloración y disminución de la DQO hasta en 98 %, obteniendo características óptimas en el efluente para ser considerado para su reuso.

Key words: microfiltration, food industry, water reuse

ABSTRACT

The treatment of residual effluent from the food industry was analyzed using microfiltration membranes with a view to its subsequent reuse. The most notable characteristics

of the effluent were its high DQO, suspended solids and brown coloration. The effluent was pretreated biologically in a pilot plant of the CIRA. At the end of these processes, the effluent showed a markedly lower DQO, with some residues of organic matter and a high salt content. Effluent coloration was blue-green, with an average maximum absorbance of 0.35 at 628 nm. This coloration was identified as Blue 1, a synthetic commercial pigment, and traces from an unidentified chromophore group. This treated water effluent underwent further treatment with microfiltration to propound its reuse in the industry. Microfiltration experiments were carried out using two ceramic membranes of titanium oxide and zirconium oxide with cut-offs of 300 and 150 kDa. The effect of transmembrane pressure on its capacity to remove Blue 1 was evaluated for each one. Operation times were varied in order to analyze the periods during which the permeate flow reached a constant value. The two membranes were efficient in the two processes, nevertheless, the best results in water quality were obtained using the membrane of 150 kDa: up to 98 % of the pigment was removed and other optimal characteristics for its reuse were observed.

INTRODUCCIÓN

El consumo y contaminación desmedida del agua en la elaboración de productos industriales es un problema ambiental que requiere de estrategias inmediatas relacionadas con el abastecimiento y tratamiento de los efluentes residuales para su reuso. Esta posibilidad requiere del estudio de métodos eficaces en el tratamiento que garanticen la calidad del agua obtenida y la demanda de su consumo por usuarios potenciales, la cual en México aún es conservadora por la poca aceptación al uso de las aguas tratadas y la escasa frecuencia en el tratamiento eficaz de los líquidos residuales.

Sobre el destino del agua tratada, es conocida la práctica de su reuso en la agricultura, sin embargo en la industria, servicios municipales, usos secundarios y recargas de acuíferos entre otros, se encuentra un uso reducido, aun cuando puede ser una opción viable de abastecimiento y minimización del problema de contaminación. Un estudio de Escalante *et al.* (2003), proporcionó datos comparativos sobre el costo del agua potable y el agua tratada en México: el metro cúbico de agua tratada dependiendo de su calidad, varía de 1.48 a 5.00 pesos, mientras que la tarifa de agua potable de acuerdo al CNA (2003), variaba de 4 a 14.00 pesos por metro cúbico, este comparativo muestra indicios de la factibilidad económica que puede tener el tratamiento del agua para destinarla en diferentes aplicaciones.

En la actualidad son varios los países que practican el reuso del agua empleando para ello diferentes tipos de tratamientos, entre ellos se encuentran, España, Francia, Alemania, Japón y Australia, con estudios que justifican y apoyan esta práctica (Moeller *et al.*

1997, Wintgens *et al.* 2005). En México, sobre todo en las grandes zonas industriales y en los lugares que demandan mayor requerimiento de agua, se han implementado algunos programas enfocados a su conservación y reuso, así como medios eficientes y racionales del recurso hídrico. Bajo esta iniciativa, el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) da servicio de tratamiento en una planta piloto a las aguas residuales de una industria alimenticia. El objetivo es obtener agua con calidad aceptable para su reuso en la industria de procedencia. El proceso de tratamiento utilizado para este propósito, consiste inicialmente en degradar los componentes contaminantes del agua mediante métodos biológicos. Como resultado se obtiene la minimización de contenido de materia orgánica, persistencia de coloración azul-verde y turbidez en el efluente; lo cual si bien mejora la calidad del agua, aun no es suficiente para plantear su reuso. Un tratamiento avanzado para remover la coloración, virus y los residuos de otras partículas existentes, se establece como propuesta para mejorar las características del agua tratada.

En este sentido, diferentes trabajos de investigación han tenido como objetivo el estudio de tratamientos terciarios para la remoción de colorantes y/o partículas disueltas. En algunos se mencionan diversos procesos de separación o combinación de los mismos, con múltiples etapas o tratamientos exclusivos para la remoción de un solo componente en el residual (Suen *et al.* 2007). Generalmente se encuentran procesos como los biológicos (Kapdan y Kargi 2002, Pala y Tokat 2002, Ayegül 2005, Allegre *et al.* 2006) en los que se han estudiado diversos microorganismos para disminuir la coloración, la ventaja que presenta este tipo de tratamiento es la transformación

de la materia orgánica en CO_2 , generando pocos residuos. Su desventaja es la inestabilidad en la actividad enzimática de los microorganismos debido a los cambios en la temperatura y el pH del agua residual, lo que puede provocar separaciones poco eficientes o variación en los resultados. Entre los procesos de tratamiento más sencillos, para la remoción de color, también se encuentran la floculación y coagulación; Wang *et al.* (2007), reportan remociones del 88.9 % con floculantes tales como FeCl_3 y polímeros; el problema de estos tratamientos es la generación de una cantidad considerable de residuos y altos costos por los reactivos y materiales utilizados para este fin, (Allegre *et al.* 2006). También se han analizado métodos fisicoquímicos que permiten la degradación del color por oxidación química oxidando el colorante mediante ozonización, la desventaja de esta técnica, es que se puede dar origen a sustancias potencialmente tóxicas, (Allegre *et al.* 2006). Procesos avanzados como la fotocatálisis heterogénea y homogénea, así como la oxidación electrolítica, se encuentran en la literatura como los más costosos por la fuente de energía necesaria para que se lleve a cabo la decoloración (Guoting *et al.* 2006). Otro proceso catalítico para la degradación del color mediante hidrogenación lo proponen Calvo *et al.* (2007); la desventaja de este proceso se encuentra en el uso de temperaturas que sobrepasan los 75°C. La adsorción usando diferentes materiales sintéticos y naturales como adsorbentes, es un tratamiento de los más utilizados. Entre los materiales adsorbentes, destaca el uso de carbón activado por su bajo costo y eficiencia (Faria *et al.* 2005, Tseng *et al.* 2003) y algunos polímeros cuyo componente principal es el quitosano (Wu *et al.* 2001, 2002, Chang y Juang 2004). Las zeolitas tanto naturales como modificadas corresponden a materiales de adsorción efectivos y ampliamente estudiados para este propósito (Ozdemir *et al.* 2004, Benkli *et al.* 2005, Lee *et al.* 2006, Ofomaja y Ho 2007). Algunos de los inconveniente que se pueden mencionar en el uso de materiales adsorbentes, son los residuos que se generan por el uso y vida útil del material utilizado en la separación, en la mayoría de los casos, su selectividad por un solo componente, el tiempo de adsorción en la retención del color y el costo de su modificación por los reactivos o materiales que se utilizan para ello, (Gupta *et al.* 2004). En la mayoría de las investigaciones que se han realizado al respecto, se resalta el tratamiento en aguas sintéticas con bajas concentraciones de color y en pocos volúmenes para llevar a cabo la valoración del proceso, de tal forma que sus resultados quedan restringidos a nivel laboratorio y con aguas delimita-

das en su composición por considerar especies únicas (Humbert *et al.* 2007, Suen *et al.* 2007).

Un análisis de estudios sobre tratamiento de aguas residuales por filtración tangencial con membranas, muestra altas eficiencias en la separación de los componentes de interés. La calidad del agua obtenida asegura la posibilidad de su reuso; su disposición se determina por el tipo filtración, la afinidad de la membrana a los componentes a permear y por el tamaño de poro de la misma para retener partículas de mayor tamaño (Cheima *et al.* 2005). Actualmente las membranas son competitivas para las técnicas convencionales de separación; desde el punto de vista ambiental estos procesos están identificados como una tecnología limpia, debido a que el proceso puede ser efectivo sin la adición de productos químicos, la generación de residuos es mínima y el uso de energía requerido se debe exclusivamente a la bomba que transporta el fluido y a la presión necesaria en la membrana para llevarse a cabo la separación (Allegre *et al.* 2006). Las desventajas que presentan estos procesos se deben a la acumulación de materiales en los poros y la polarización en la superficie de la membrana; fenómeno que se presenta después de un tiempo de operación, produciendo caídas en los flujos de permeado. Por tanto, es común que la filtración por membranas se lleve a cabo en lotes, aumentando el costo de tratamiento. Aún así, el costo del proceso puede ser compensado por la calidad del agua obtenida y la oportunidad que se tiene para el reuso de la misma (Koyuncu 2003).

Algunos trabajos que refieren el uso eficiente de membranas, se enfocan al análisis de las características del efluente a tratar para seleccionar la membrana y buscar sus mejores condiciones de operación (Muro y Castellanos 2006). Específicamente, se encuentran investigaciones donde se reporta la remoción de colorantes, en su mayoría, de efluentes residuales textiles, farmacéuticos y alimenticios utilizando membranas. Los procesos que se sugieren son los de microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF), en algunos casos donde se ha requerido una mayor calidad en el agua se ha propuesto la nanofiltración (NF) (Marcucci *et al.* 2001, 2002, Ribeira *et al.* 2002, Lopes *et al.* 2005, Gupta 2004, Cheima *et al.* 2005).

Los problemas de coloración en los efluentes residuales de una industria alimenticia, son comunes y variados por la diferencia en los productos elaborados y los procesos utilizados para su fabricación. Sin embargo, se ha prestado poca atención a esta problemática. Específicamente en el trabajo de Mutlu (2002), se refiere el tratamiento de efluentes de una industria de levaduras para la eliminación del color,

turbidez y disminución de la DQO, con membranas cerámicas de óxidos de metal en las operaciones de UF y NF, a una temperatura de 40 °C, lográndose una remoción máxima de 72 a 89 % con UF y el 94 % seguida de la NF, consiguiendo buenos resultados en la disminución de los valores de DQO, color y turbidez para obtener buena calidad en el agua.

En esta línea, el trabajo que aquí se describe, corresponde a la evaluación del proceso de MF en el tratamiento del efluente de una industria alimenticia como una primera aproximación al planteamiento de su reuso en la misma industria de procedencia. La eficiencia en los procesos se determinó mediante los resultados del caudal y calidad del agua obtenida, así como las condiciones favorables de presión y el tiempo de operación de la membrana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del efluente

El efluente a tratar por MF, fue obtenido de la laguna facultativa correspondiente a la última etapa de tratamiento en la planta de aguas residuales del CIRA localizada en Toluca, Estado de México. El líquido fue analizado de acuerdo a los procedimientos descritos en las normas mexicanas para el análisis de aguas residuales tratadas, determinando: pH, turbidez, sólidos totales, conductividad, DQO y absorbancia por la coloración. Con esos mismos parámetros también se caracterizó el agua tratada por MF para comparar los resultados obtenidos.

Equipo experimental

Para evaluar el proceso de MF, se utilizó un módulo de membranas de filtración tangencial con recirculación a escala laboratorio como se muestra en la (Fig. 1). La alimentación del efluente a la membrana se llevó a cabo mediante una bomba Heidolph Peristaltic, modelo PD 5001 (2). El flujo de

alimentación fue constante de 0.5 L h⁻¹, proveniente de un depósito de almacenamiento con capacidad de 1 L (1). El proceso se realizó por lotes, operando a varios períodos de tiempo. Para variar y controlar la presión en la membrana (4), se utilizaron dos válvulas; una a la entrada del módulo (3) y la otra sobre la línea del retenido o concentrado (5). Esta última válvula permitió el ajuste independiente de la presión transmembrana (PTM), correspondiente a la presión media del flujo tangencial a través de la membrana; las lecturas de las presiones se realizaron a través de un manómetro colocado posterior a la primera válvula (6) y anterior a la segunda (7). El flujo del retenido o concentrado (8) fue recirculado y el de permeado (9) se recolectó en un depósito de 0.5 L (10) para su análisis.

Membranas

Por las características de las muestras del efluente proveniente del CIRA, fueron utilizadas membranas inorgánicas comerciales M-I de configuración tubular Carbosep y umbral de corte de 300 y 150 KDa, con longitud de 0.297 m; 0.006 m de diámetro interno y superficie de 5.65 X 10⁻³ m².

La caracterización de las membranas se llevó a cabo mediante la determinación de su permeabilidad hidráulica (L_P). El estudio consistió en suministrar a la membrana agua desionizada durante 60 minutos para encontrar el mejor flujo de permeado (J_P) del agua con la variación de la PTM. El valor de (L_P) se calculó a través de la relación de estos dos parámetros, proporcionando información sobre la naturaleza de las membranas, la condiciones máximas permitidas de PTM y los cambios en el flujo de permeado durante el tiempo de operación del proceso (Benítez *et al.* 2006).

Experimentación con MF

Para llevar a cabo la valoración de la MF, se hizo circular el efluente de interés por la membrana hasta estabilizar la presión estudiada y alcanzar el estado estacionario aproximadamente en 15 a 20 min. Posteriormente se continuó el suministro del efluente a la membrana, operando con flujo continuo y constante. En cada caso, la variación de la PTM inició a partir de 0.5 bar hasta alcanzar la PTM máxima establecida en la caracterización de las membranas.

Durante la operación se recolectaron continuamente dos flujos a la salida de la membrana: el de permeado (J_v) del efluente tratado y su retenido o concentrado (J_c), donde este último fue recirculado hacia el depósito de la alimentación. En ambos flujos se evaluaron los parámetros: pH, turbidez, conductivi-

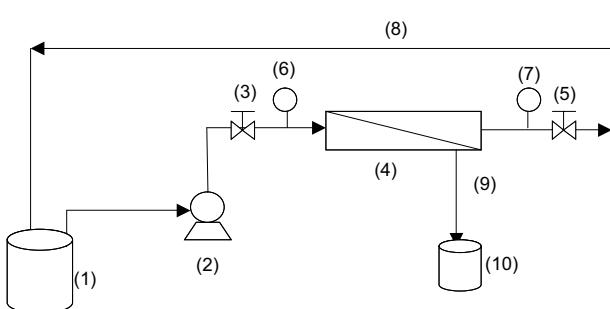


Fig. 1. Diagrama de flujo del proceso de filtración con membranas

dad, DQO, coloración y contenido de iones K^{+1} , Na^{+1} , Ca^{+2} y Fe^{+3} . En cada caso, se hizo variar el tiempo de operación para determinar el tiempo favorable en el tratamiento y evitar problemas de acumulación de partículas en la superficie y/o obstrucción de poros en la membrana. Además del tiempo, el indicador para detener el proceso fue la reducción en el flujo (J_v) y el aumento brusco de la PTM, requiriendo el mantenimiento en la membrana, el cual se realizó en tres etapas: haciendo circular agua destilada a contracorriente; suministrando una solución con baja concentración de NaClO para su lavado; finalizando con agua destilada durante el tiempo necesario para conseguir el valor de (L_p) ya determinado y cuyo valor fue el referente de su máxima permeabilidad a una PTM establecida, (Benítez *et al.* 2006). Una vez alcanzado el valor de (L_p), se continuó con el tratamiento del efluente.

En consecuencia, fueron tres los aspectos que se consideraron en la evaluación de la MF para definir la operatividad del proceso:

- 1) Selectividad de las membranas; determinada por los componentes a permear. Se establece a través de la calidad del agua obtenida, en la que además de medir los parámetros ya mencionados, se encuentra el factor de selectividad F_s referido a la relación de concentraciones del componente a separar contenido en las muestras. Para hallar F_s se utilizó la expresión siguiente (Nataraj *et al.* 2006):

$$F_s = \frac{C_p}{C_f} \quad (1)$$

Donde C_p y C_f correspondieron para este caso, a las concentraciones del pigmento en los flujos de permeado y alimentación a la membrana respectivamente.

Alternativamente, a partir del cálculo de F_s se determinó el porcentaje de retención (% R) en relación al mismo pigmento, mediante la expresión 2:

$$\%R = (1 - F_s) \times 100 \quad (2)$$

- 2) Productividad de las membranas. Expresada mediante los cambios presentados en el flujo de permeado (J_v), por el efecto de la variación de la PTM. Se midió el volumen del permedo en la MF cada 10 min durante el período de operación para una PTM dada.
- 3) Tiempo de operación. Referido al tiempo en el cual el flujo de permeado alcanza su valor máximo y permanece constante en un período considerable, así como el final del mismo para indicar el

termino del proceso por presentarse obstrucción en la membrana.

Métodos analíticos

Los flujos de permeado (J_v) obtenidos por ambas membranas fueron analizados bajo los siguientes parámetros: pH y conductividad en un potenciómetro Cocuctronic PC18; turbiedad en un microturbidímetro HFScientific; DQO, en un equipo HACH DR 2000; sólidos totales, conforme a la norma (NMX-AA-0349); cuantificación de iones, en un analizador de llama digital modelo 2655 Cole-Parmer-Instrument Company y la concentración de color en un espectrofotómetro Lambda 25 UV/Vis Perkin Elmer.

Específicamente, en la identificación de los componentes de la coloración del efluente del CIRA, los espectros se midieron en un intervalo de longitudes de onda entre 200 y 900 nm en muestras a temperatura ambiente. En ese intervalo se encontraron algunas bandas de absorción, entre ellas, una máxima a partir de 590 hasta 650 nm, lo que permitió identificar uno de los pigmentos causantes de la coloración del efluente. Para verificar la presencia de este cromóforo, se hizo circular el efluente residual por la membrana durante 30 minutos a una presión de 6 bar, hasta saturar sus poros y superficie, posteriormente se suministró agua destilada a contracorriente y a la misma PTM para recuperar en la solución de lavado el cromóforo retenido en la membrana. Alternativamente se determinó el espectro de una solución de agua sintética del pigmento, para confirmar su presencia en el efluente.

Para hallar la concentración del pigmento en las muestras estudiadas, se estableció una curva de calibración a partir de soluciones con diferente concentración para obtener su relación lineal con la absorbancia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del efluente

Los resultados en la determinación de los parámetros establecidos para el análisis de las diferentes muestras del efluente de la laguna facultativa del CIRA, se expresan en el (**Cuadro I**), en el que se encuentra aún altos valores de DQO, alta conductividad por contenido de sales y un valor de absorbancia indicativo de la presencia de coloración. En la (**Fig. 2**) se presenta el espectro UV-Vis del efluente, en el que se distinguen ligeros ascensos de grupos cromóforos, sobresaliendo una banda de absorción máxima de 0.35 para una longitud de 628

CUADRO I. CARACTERÍSTICAS DEL EFLUENTE DEL CIRA

| Coloración | pH | T°C | Conductividad (μScm^{-1}) | Turbidez (UNT) | Sólidos Totales (g L^{-1}) | DQO (mg L^{-1}) | Absorbancia |
|-------------|------|------|--|----------------|---------------------------------------|----------------------------|-------------|
| Azul- verde | 7.76 | 23°C | 1615 | 102 | 1.04 | 487 | 0.35 |

nm, identificando con estos datos al pigmento de nombre comercial azul 1 como componte principal de la coloración. En esta misma figura, se aprecia el espectro de la solución recuperada por retrolavado de la membrana una vez realizado el tratamiento, presentando la banda de absorción característica del pigmento en 628 nm. Estos resultados validaron la presencia del cromóforo en el efluente. En los trabajos de Gupta *et al.* (2004) y Marcucci *et al.* (2002), se hace referencia a la recuperación de pigmentos sintéticos en solución para teñir materiales poliméricos y de uso textil respectivamente, al realizar el tratamiento de sus efluentes.

La relación lineal de absorbancia y de concentración del azul 1 a 628 nm, se presenta en la curva de calibración de la (**Fig. 3**), a partir de ésta, se obtuvo como dato 4.08 mg L^{-1} de concentración del pigmento correspondiente al valor de 0.35 de absorción máxima. La determinación del azul 1 aportó información para seleccionar las membranas a utilizar en la MF y es un resultado valioso para la investigación; debido a que el color de este pigmento era enmascarado por el color que proporcionan las algas que se encuentran en la laguna facultativa de la planta tratadora del CIRA y había sido persistente aun después de haberse tratado por métodos biológicos, lo que impedía plantear el reuso del agua obtenida.

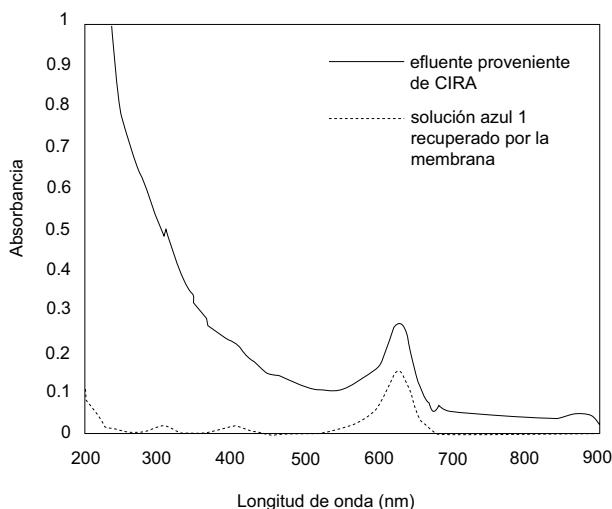


Fig. 2. Espectro Uv-Vis del efluente proveniente del CIRA y del azul 1 recuperado por la membrana

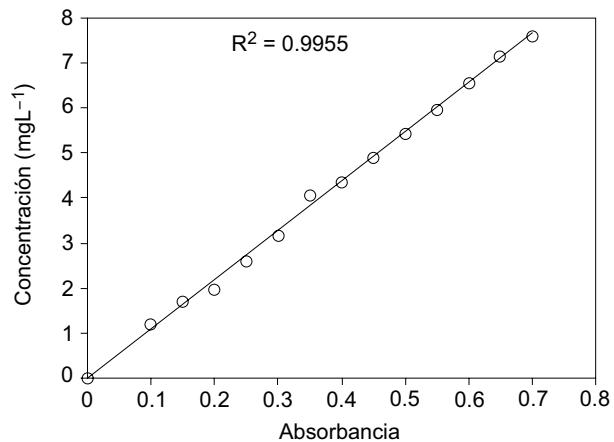


Fig. 3. Curva de calibración para la cuantificación de azul 1

Caracterización de las membranas de MF

El efecto de la PTM sobre el flujo de permeado (J_p) del agua desionizada, se presenta en la (**Fig. 4**), en la que se aprecia que ambas membranas tienen el mismo comportamiento: a medida que la PTM aumenta, también aumenta (J_p), hasta alcanzar un valor máximo a los 5 bar. Una presión mayor proporcionó solo un ligero aumento de este flujo. Estos resultados indican que la PTM para el tratamiento del efluente con estas membranas puede ser hasta 5 bar; una PTM mayor no aumentaría el caudal de permeado y sí podría saturar a la membrana al presentarse fenómenos de polarización o de adsorción de partículas en su superficie por las

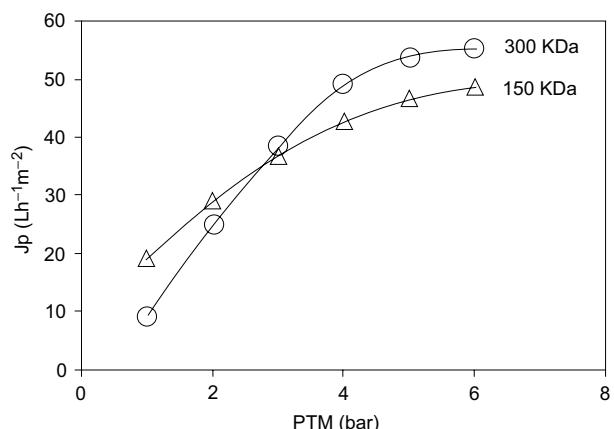


Fig. 4. Flujo de permeado (J_p) del agua desionizada en función de la PTM

CUADRO II. EFECTO DE LA PTM EN LA EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LA MEMBRANA DE 150 KDa

| PTM (bar) | J_v ($Lh^{-1}m^{-2}$) | pH | Conductividad ($\mu S cm^{-1}$) | DQO ($mg L^{-1}$) | ST (gL^{-1}) | Color $mg L^{-1}$ | Turbiedad (UNT) | Fs | %R | Concentración de iones ($mg L^{-1}$) | | | |
|--------------|------------------------------|------|--------------------------------------|------------------------|---------------------|----------------------|--------------------|-------|------|---|----------------|------------------|------------------|
| | | | | | | | | | | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ⁺² | Fe ⁺³ |
| 0.5 | 9.76 | 8.25 | 1325 | 21.0 | 0.54 | 0.042 | 2.99 | 0.010 | 99.0 | 112 | 21 | 0.08 | 6 |
| 1 | 13.27 | 8.20 | 1367 | 20.0 | 0.60 | 0.041 | 2.70 | 0.010 | 99.0 | 120 | 23 | 0.09 | 7 |
| 2 | 14.50 | 8.30 | 1430 | 21.0 | 0.62 | 0.106 | 2.03 | 0.026 | 97.4 | 125 | 25 | 0.07 | 8 |
| 3 | 25.66 | 8.06 | 1425 | 37.0 | 0.73 | 0.061 | 2.05 | 0.015 | 98.5 | 133 | 28 | 0.09 | 7 |
| 4 | 26.17 | 7.65 | 1529 | 42.0 | 0.90 | 0.077 | 1.72 | 0.019 | 98.1 | 140 | 29 | 0.08 | 8 |
| 5 | 27.01 | 7.42 | 1359 | 45.0 | 0.98 | 0.106 | 1.84 | 0.026 | 97.4 | 140 | 28 | 1.01 | 8 |

altas presiones utilizadas. Por otra parte, Cheima *et al.* (2005) al tratar un efluente residual de una industria utilizando membranas poliméricas, representaron la relación de (J_p) con la PTM en forma lineal, considerando un proceso ideal en el que no existe reducción en el flujo de permeado. Sin embargo, las membranas tienen una PTM permisible de operación, que para tratar al efluente no debe exceder a ésta por el riesgo en la variación del flujo de permeado, disminuyendo la eficiencia y vida útil de la membrana, en consecuencia es un dato importante que debe incluirse en el estudio de las características de las membranas.

Considerando este último resultado, las permeabilidades hidráulicas (L_p) se determinaron a 5 bar, obteniendo 9.23 y $8.11 Lh^{-1}m^{-2} bar^{-1}$ para las membranas de 300 KDa y 150 KDa respectivamente. Los valores obtenidos de (L_p), muestran una alta permeabilidad en las dos membranas a esa PTM y por tanto, ambas se consideran aptas para el tratamiento, resaltando la característica hidrófila y tamaño de poro apto para el tratamiento planteado. Con respecto al período de estabilidad en el flujo (J_p), se encontró que la membrana de 150 KDa, proporcionó un valor constante durante 60 min con 4 bar de PTM. Los datos obtenidos aportaron referencias sobre la eficacia de las membranas y sus mejores condiciones de operación. Al respecto, Benítez *et al.* (2006) establecieron la im-

portancia de obtener información sobre la naturaleza de las membranas para describir sus características en términos de la PTM como variable principal en los procesos de MF y UF.

Evaluación del proceso de MF en el efluente

El promedio de los resultados obtenidos sobre la calidad del agua antes de pasar por la membrana y una vez realizado el tratamiento con MF, se presenta en los (**Cuadros II y III**) y corresponden a las membranas de 150 y 300 KDa respectivamente operando durante 60 min. De los resultados, destacan el factor de selectividad F_s y el porcentaje de rechazo (%R), lográndose hasta un 98 % de rechazo de zul 1 en los permeados de la membrana de 150 KDa. Koyuncu (2003), para obtener un buen resultado de (%R) de color al tratar un efluente de la industria farmacéutica, reporta resultados similares en la remoción de un colorante sintético usando la técnica de Nanofiltración. Lo que indica que para el proceso de MF del efluente, el resultado es óptimo bajo las condiciones de operación establecidas.

Con respecto al efecto de la PTM sobre el flujo de permeado (J_v) en el tratamiento, se encuentra que las dos membranas proporcionaron comportamientos paralelos. Según los datos observados en los (**Cuadros II y III**), se percibe que (J_v) máximo se puede

CUADRO III. EFECTO DE LA PTM EN LA EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LA MEMBRANA DE 300 KDa

| PTM (bar) | J_v ($Lh^{-1}m^{-2}$) | pH | Conductividad ($\mu S cm^{-1}$) | DQO ($mg L^{-1}$) | ST (gL^{-1}) | Color $mg L^{-1}$ | Turbiedad (UNT) | Fs | %R | Concentración de iones ($mg L^{-1}$) | | | |
|--------------|------------------------------|------|--------------------------------------|------------------------|---------------------|----------------------|--------------------|-------|------|---|----------------|------------------|------------------|
| | | | | | | | | | | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ⁺² | Fe ⁺³ |
| 0.5 | 14.22 | 7.95 | 2007 | 70.0 | 0.88 | 0.212 | 17.34 | 0.052 | 94.7 | 570 | 64 | 12 | 7 |
| 1 | 14.87 | 7.85 | 2022 | 71.0 | 0.90 | 0.167 | 17.89 | 0.041 | 95.6 | 576 | 70 | 13 | 8 |
| 2 | 18.45 | 7.93 | 2065 | 75.0 | 0.90 | 0.159 | 13.65 | 0.038 | 95.6 | 580 | 73 | 13 | 8 |
| 3 | 26.11 | 7.89 | 2185 | 78.0 | 0.96 | 0.148 | 9.28 | 0.036 | 95.6 | 588 | 76 | 13 | 8 |
| 4 | 26.51 | 7.24 | 2218 | 77.0 | 0.95 | 0.171 | 10.13 | 0.042 | 95.7 | 590 | 80 | 13 | 9 |
| 5 | 31.12 | 7.42 | 2494 | 85.5 | 0.98 | 0.178 | 7.28 | 0.085 | 91.4 | 594 | 82 | 13 | 10 |

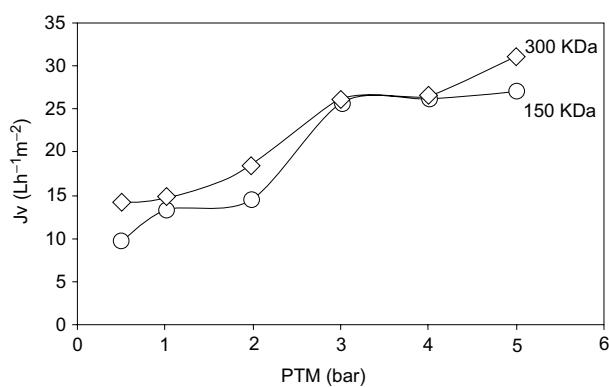


Fig. 5. Flujo de permeado (J_v) del efluente del CIRA en función de la PTM

alcanzar alrededor de 4 bar conservando un valor constante con tendencia a aumentar ligeramente a una PTM mayor. Estos resultados se pueden visualizar en la (Fig. 5), estimando que la productividad del proceso de MF referida a (J_v) es equivalente para ambas membranas utilizando una PTM aproximadamente de 4 bar. En la (Fig. 6) se presentan estos resultados, en donde se muestra poca diferencia en el volumen de permeado por las dos membranas cuando se opera a 4 bar. En el trabajo de Gupta *et al.* (2004), se destaca la influencia de la PTM y la naturaleza de la membrana en los cambios que puede presentar (J_v) al tratar un efluente con color, ya que dependiendo de las características de los pigmentos y la naturaleza de la membrana, éstos se pueden polarizar en su superficie si la PTM no es la óptima, presentando caídas drásticas de (J_v), a partir de los 20 a 30 min de operación. Las membranas que se utilizaron para este fin, fueron de acetato de celulosa

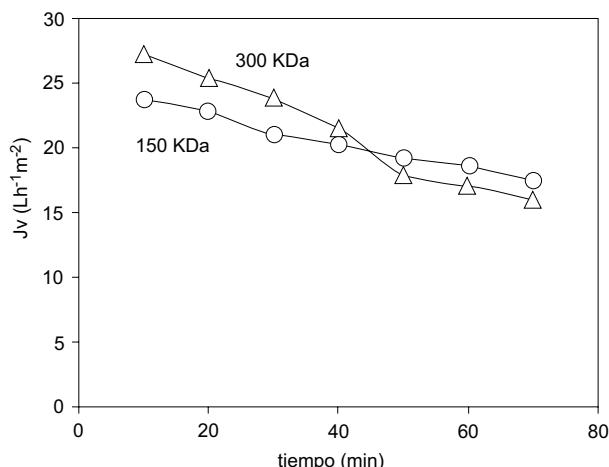


Fig. 6. Variación del flujo de permeado (J_v) para el efluente del CIRA en función del tiempo

con un tamaño de poro de 0.2×10^{-6} m y usando una presión diferencial de 0.3 bar.

Con respecto a la calidad del agua tratada, los mejores resultados se obtuvieron utilizando la membrana de 150 KDa, para una PTM alrededor también de los 4 bar. La relación de estos datos se encuentran en la (Fig. 7), donde se puede observar que a 5 bar, la membrana de 300 KDa tuvo un efecto inverso en el rechazo del color, seguramente porque a esta PTM la polarización de la membrana por la saturación de color en sus poros se encuentra en el límite, de tal forma que el agua arrastró las partículas del pigmento azul 1, disminuyendo la calidad del agua permeada. La disminución de turbiedad y DQO, son otros parámetros indicativos de la calidad del agua obtenida. La mayor eficiencia en la remoción de materia orgánica se obtiene nuevamente con la membrana de 150 KDa. En la (Fig. 8) se puede apreciar la diferencia en la cantidad de materia orgánica en una muestra de agua permeada con una membrana de 150 KDa y una de 300 KDa.

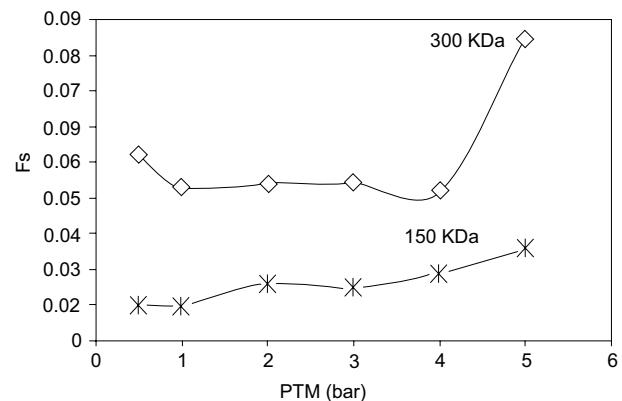


Fig. 7. Factor de selectividad (F_s) de las dos membranas por el azul 1 en función de la PTM

Con respecto a la cantidad de iones en el efluente y en los permeados, se registra alta conductividad en los flujos (J_v), debida a su vez, a los altos valores de conductividad que presenta el efluente del CIRA. En los resultados mostrados en los (Cuadros II y III) se puede observar que el contenido de iones como Ca^{2+} y Fe^{3+} en (J_v) es menor que los de Na^{+1} y K^{+1} , con lo cual se establece que las dos membranas retuvieron satisfactoriamente estos iones; mientras que los monovalentes como Na^{+1} y K^{+1} fueron permeados y son los causantes de la elevada conductividad en el flujo (J_v), sobre todo en el permeado obtenido con la membrana de 300 KDa. De acuerdo a estos resultados, se destaca que con el proceso de MF no se consigue la remoción, de los iones Na^{+1} y K^{+1} , debido

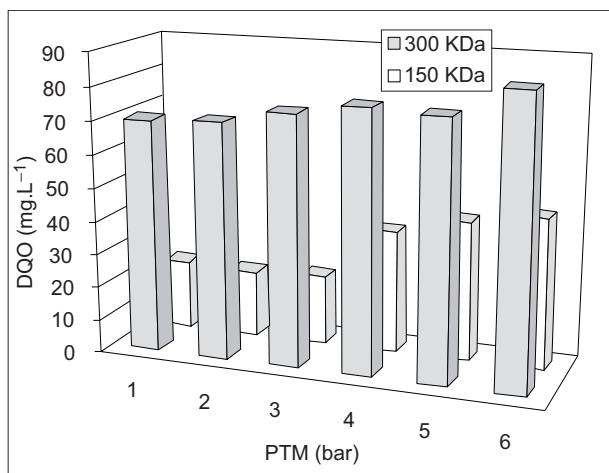


Fig. 8. Efecto de la PTM sobre la disminución de la DQO en las dos membranas

a la diferencia entre sus radios iónicos: 0.95×10^{-11} y 2.35×10^{-10} m respectivamente y el tamaño de poro de las membranas utilizadas: 0.2×10^{-6} a 0.4×10^{-6} m que corresponden a 150 y 300 KDa. De acuerdo a Cheima *et al.* (2005) los resultados obtenidos son propios de los procesos de MF; por tanto, si se desea una mejor calidad del agua para disminuir la conductividad en (J_v), se sugiere utilizar membranas de umbral de corte menor, operando en procesos de UF o NF.

CONCLUSIONES

Es más eficiente el uso de la membrana de 150 KDa en la MF del efluente del CIRA para plantear su reuso. Sin embargo, es posible también utilizar la membrana de 300 KDa con un resultado ligeramente por debajo del anterior, ya que las condiciones de 3 a 4 bar de PTM y una hora de tiempo de operación, son condiciones factibles para las dos procesos. La ventaja del uso de la membrana de 150 KDa son los resultados favorables en la calidad del agua permeada, específicamente por las bajas concentraciones de azul 1 y la disminución en la DQO, lo que hace viable su uso en la industria. Si la disposición del agua tratada requiere disminuir su conductividad se recomienda utilizar un proceso de NF.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Centro Interamericano de Recursos del Agua y la Facultad de Química de la Universidad Autónoma del Estado de México,

Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Santa Clara, Cuba y al Instituto Tecnológico de Toluca por su participación y valiosa colaboración en esta investigación. A la Dirección General de Educación Superior Tecnológica por el apoyo otorgado al proyecto con registro 908.08-P y por la Beca 052006307 otorgada al estudiante Jesús Escobar Jiménez.

REFERENCIAS

- Allegre C., Moulin P., Maisseau M. y Charbit F. (2006). Treatment and reuse of reactive dyeing effluents. *J. Membr. Sci.* 269, 15-34.
- Ayegül E.T. (2005). Color removal from cotton textile industry wastewater in an activated sludge system with various additives. *Water Res.* 36, 2920-2925.
- Benítez J.F., Acero J.L. y Leal A.I. (2006). Application of microfiltration and ultrafiltration processes to cork processing wastewaters and assessment of the membrane fouling. *Sep. Purif. Technol.* 50, 354-364.
- Benkli Y., Can M.F., Turan M.S. y Celik M. (2005). Modification of organo-zeolite surface for the removal of reactive azo dyes in fixed-bed reactors. *Water Res.* 39, 487-493.
- CNA (Comisión Nacional del agua) (2003). Investigación Nacional de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Subdirección técnica y Subdirección de construcción.
- Calvo L., Gilarranz M.A., Casas J.A., Mohedano A.F. y Rodríguez J.J. (2007). Detoxification of Kraft pulp ECF bleaching effluents by catalytic hydrotreatment. *Water Res.* 41, 915-923.
- Chang M.Y. y Juang R.J. (2004). Adsorption of tannic acid, humic acid, and dyes from water using the composite of chitosan and activated clay. *J. Colloid. Interf. Sci.* 278, 18-25.
- Cheima F., Lassaad G. y Mahmoud D. (2005). Treatment of textile effluents by membrane technologies. *Desalination.* 185, 399-409.
- Escalante V., Cardoso L., Ramírez E., Moeller G., Mantilla G., Montecillos J., Servín C. y Villavicencio F. (2003). Valoración de mercado para el reuso del agua residual tratada. Informe final. Proyecto realizado por el IMTA para el CNA. 230-236.
- Faria P.C., Órfaño J.J. y Pereira M.F. (2005). Mineralisation of coloured aqueous solutions by ozonation in the presence of activated carbon. *Water Res.* 39, 1461-1470.
- Guoting L., Jiuhui Q., Xiwang Z. y Jiantuan G. (2006). Electrochemically assisted photocatalytic degradation of Acid Orange 7 with β -PbO₂ electrodes modified by TiO₂. *Water Res.* 40, 213-220.

- Gupta B.S., Dey B.K., Hashim M.A. y Hasan B. (2004). Microfiltration of water-based paint effluents. *Adv. Environ. Res.* 8, 455-466.
- Humbert H., Gallard H., Jacquemet V. y Croue J.P. (2007). Combination of coagulation and ion exchange for the reduction of UF fouling properties of a high DOC content surface water. *Water Res.* 41, 3803-3811.
- Kapdan I. K. y Kargi F. (2002). Simultaneous Biodegradation and adsorption of textile dyestuff in an activated sludge unit. *Proc. Biochem.* 37, 973-981.
- Koyuncu I. (2003). An advanced treatment of high-strength opium alkaloid processing industry wastewaters with membrane technology: pretreatment, fouling and retention characteristics of membranes. *Desalination.* 155, 265-275.
- Lee J.W., Choi S.P., Thiruvenkatachari R., Shim W.G. y Moon H. (2006). Evaluation of the performance of adsorption and coagulation processes for the maximum removal of reactive dyes. *Dyes Pig.* 69, 196-203.
- Lopes C.N., Petrus J.C. y Riella H.G. (2005). Color and COD retention by nanofiltration membranas. *Desalination.* 172, 77-83.
- Marcucci M., Nosenzo G., Capannellic G., Ciabatt I., Corrieri D. y Ciardelli G. (2001). Treatment and reuse of textile effluents based on new ultrafiltration and other membrane technologies. *Desalination* 138, 75-82.
- Marcucci M., Ciardelli G., Matteucci A., Ranieri L. y Russo M. (2002). Experimental campaigns on textile wastewater for reuse by means of different membrane processes. *Desalination.* 149, 137-143.
- Moeller G., Rivas A., Escalante V. y Pozo F. (1997). *Tecnología de punta para el reuso del agua residual en México. Informe final.* Convenio SGP. IMTA, CNA-IMTA.
- Mutlu S.H., Yetisb U., Guikan L. y Yilmaza L. (2002). Decolorization of wastewater of a baker's yeast plant by membrane processes. *Water Res.* 36, 609-616.
- Muro C. y Castellanos J. (2006). *Separación con membranas a distintas etapas de purificación de productos intermedios en la industria de la caña de azúcar y sus derivados.* Memorias de 1º Congreso Nacional de membranas. Guanajuato México.
- Nataraj S.K., Hosamani K.M. y Aminabhavi T.M (2006). Distillery wastewater treatment by the membrane-based nanofiltration and reverse osmosis processes. *Water Res.* 40, 2349-2356.
- Ofomaja A.E. y Ho Y.S. (2007). Equilibrium sorption of anionic dye from aqueous solution by palm kernel fibre as sorbent. *Dyes Pig.* 74, 60-66.
- Ozdemir O., Armagan B., Turan M. y Celik M. S. (2004). Comparison of the adsorption characteristics of azo-reactive dyes on mezoporous minerals. *Dyes Pig.* 62, 49-60.
- Pala A. y Tokat E. (2002). Color removal from cotton textile industry wastewater in an activated sludge system with various additivites. *Water Res.* 36, 2920-2925.
- Ribeira R.M., Bergamasco R. y Gimenes M.L. (2002). Membranes synthesis study for colour removal of a textile effluent. *Desalination.* 145, 136-143.
- Suen S.Y., Liu C.H., Wu J.S., Chiua H.S. y Chu K.H. (2007). Removal of anionic reactive dyes from de water using anion exchange membranes as adsorbers. *Water Res.* 41, 1491-1500.
- Tseng R.L., Wu F.C. y Juang R.S. (2003). Liquid-phase adsorption of dyes and phenols using pinewood-based activated carbons. *Carbon.* 41, 487-495.
- Wang Y., Gao B.Y., Yue Q.Y., Wei J.C., Zhou W.Z. y Gu R. (2007). Color removal from textile industry wastewater using composite flocculants. *Env. Technol.* 28, 629-637.
- Wintgens T., Melin T., Schäfer A., Khan S., Muston M., Bixio D. y Thoeye C. (2005). The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse. *Desalination* 178, 1-11.
- Wu F.S., Tseng R.L. y Juang R.S. (2001). Enhanced abilities of highly swollen chitosan beads for color removal and tyrosinase immobilization. *J. Hazard. Mater.* 81, 167-177.
- Wu F.S., Tseng R.L. y Juang R.S. (2002). Adsorption of dyes and humic acid from water using chitosan-encapsulated activated carbon. *J. Chem. Tech. Biotech.* 77, 1269-1279.