

particles in agitated vessels. Ph. D. thesis. Eindhoven University of Technology. The Netherlands.

- Langer, S. J.; Seitz, F. y Klute, R. (1992) Characterization of sludges from wastewater coagulation with polymeric aluminium salts. *Proc. Gothenburg Symp.*, 5th, 115-133.
- Lieskó, I. (1993) Dissolved organics removal by solid-liquid phase separation (Adsorption y Coagulation). *Wat. Sci. Technol.*, 27, 11, 245-248.
- Lykema, J. (1990) The colloidal background of Flocculation and dewatering. *Flocculation. Flocculation Dewatering. Proc. Eng. Found. Conf.*, 1-20. Ed. Eng. Found. New York.
- Muñoz, J. A. y Vázquez, J. (1992) Caracterización y tratamiento de las aguas residuales de industrias cármicas. *Tecnol. Agua*, 99, 9-24.
- Nemerow, N. L. y Dasgupta, A. (1991) Industrial and hazardous waste treatment, Cap. 11, 141-148. Ed. Van Nostrand Reinhold. New York.
- O'Melia, C. R. (1991) Practice, theory and solid-liquid separation. *J. Wat. SRT-Aqua*, 40, 6, 371-379.
- Rebhun, M. y Lurie, M. (1993) Control of organic matter by Coagulation and flocc separation. *Wat. Sci. Technol.*, 27, 11, 1-20.
- Sáez, J. y Martínez, A. (1987) Caracterización fisicoquímica de efluentes líquidos de mataderos. Correlación de sus parámetros. *Tecnol. Agua*, 38, 77-83.
- Suzuki, M. y Chihara, K. (1988) Heterogeneous Coagulation Of Organic Colloid And Powdered Activated Carbon. *Wat. Res.*, 22, 5, 627-633.
- Swiderska-Bróz, M. (1991) On the manifold role of lime coagulation. *Wat. Sci. Technol.*, 24, 7, 247-253.
- Tardat-Henry, M. (1989) Évolution des dérivés de l'aluminium utilisés comme agents coagulants". *Sciences et Techniques de l'eau*, 22, 4, 297-304.
- Weber, W. J. Jr. (1979) *Control de la calidad del agua. Procesos fisicoquímicos*. Caps. 2 y 3, 64-144. Ed. Reverté, S. A., Barcelona.

VIABILIDAD DE UN REACTOR BIOMEMBRANA AUTOAIREADO COMO SISTEMA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

Jácome A., J. Suárez, M. Martín, J. Sánchez, L. Perdomo

E.T.S. de Ing. de Caminos, C. y P., Campus de Elviña, 15071 Coruña, España
Tel.: 34.981.16.70.00 Fax: 34.981.16.71.70 e-mail: jacome@iccp.udc.es

INTRODUCCIÓN

Hay tratamientos de cultivo fijo de aguas residuales que emplean membranas como soporte. El conjunto membrana y biopelícula forman una membrana de dos capas: una inerte (membrana) y otra activa (biopelícula), denominada biomembrana dando lugar así a los reactores biomembrana (Osa et al., 1997). Para que la membrana funcione también como sistema de aireación tiene que ser hidrófoba y permeable a gases. Así, aparece el reactor biomembrana de soporte permeable a gases. La biopelícula se airea a través de la membrana mientras que el aporte de sustrato procede del seno líquido. Teóricamente se tiene cuatro capas con diferentes potenciales redox (Fig. 1):

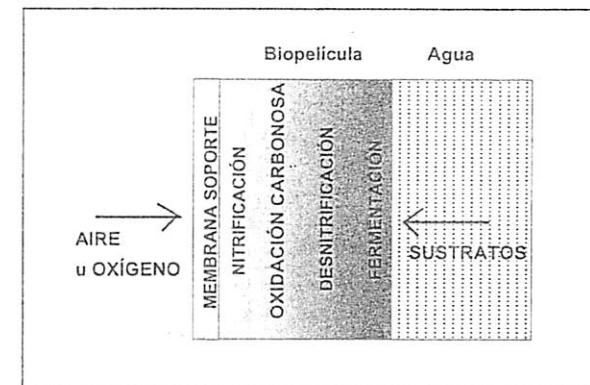


Figura 1. Estratificación teórica de una biomembrana

Con reactores biomembrana de laboratorio se ha realizado estudios con agua residual sintética, y probando varios sistemas de aireación desde oxígeno puro hasta aire a presión atmosférica (Eguía, 1991; Jácome, 1999). Jácome (1999) estudió la cinética de eliminación de glucosa en biopelículas autoaireadas en un reactor biomembrana de fibra hueca, y observó que la autoaireación dependió significativamente de la carga orgánica eliminada.

En este estudio, los objetivos fueron evaluar la viabilidad de una biopelícula autoaerada para eliminar simultáneamente materia orgánica y nitrógeno de aguas residuales domésticas.

PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

Los experimentos se realizaron con dos reactores biomembrana a escala de laboratorio de similares características (Fig. 2). Las unidades se construyeron de metacrilato con un volumen útil de 0.5 L. Una de las caras de cada reactor la ocupó una membrana Durapore® con las características de la Tabla 1.

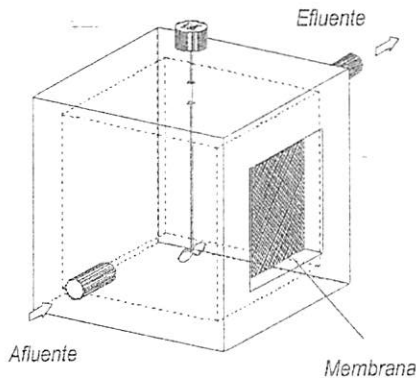


Figura 2. Esquema de los reactores biomembrana

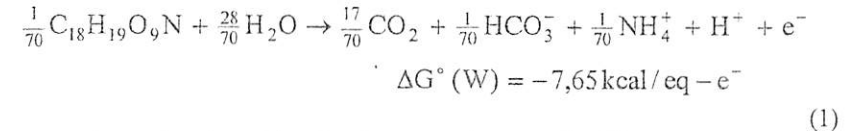
Tabla 1. Propiedades de la membrana Durapore®

Propiedad	Valor
Polimero	di-fluoruro de polivinilideno
Poros nominal (µm)	0.22
Punto de burbuja (bar)	≥ 1.17
Superficie útil (cm²)	36
Grosor medio (µm)	125
Porosidad	75 - 80 %

Los reactores se alimentaron con agua residual doméstica decantada procedente del colector principal del pueblo de San Vicente de Elviña (alrededor al Campus Universitario) de 500 habitantes.

Para caracterizar el afluente y el efluente se midió rutinariamente DQO, amonio, nitratos, y sólidos volátiles. El contenido de nitrógeno orgánico se

estimó a partir de la DQO total, del amonio y de los SSV. Siguiendo el método de McCarty (1975) se desarrolló como fórmula molecular de la materia orgánica del agua residual la expresión $C_{18}H_{19}O_9N$. Así, la semi-reacción del dador de electrones fue:



La estequiometría de las reacciones microbianas restantes fue desarrollada según el método de McCarty (1975).

Para evaluar la cinética de eliminación de DQO y nitrógeno, el reactor n° 1 se explotó durante 2 meses, y el reactor n° 2 durante 5 meses. En cada reactor se desprendió en dos ocasiones toda la biopelícula y se la caracterizó.

Para evaluar las tasas de nitrificación, desnitrificación y oxidación heterotrofa se realizaron separadamente 4 experimentos con el reactor 2 con una duración de 10 días cada uno. Se controló fundamentalmente que el nivel de oxígeno disuelto en el seno del agua no fuera mayor que 2 mg/L.

RESULTADOS EXPERIMENTALES

Características de la biopelícula.

Se midió la densidad superficial de la biopelícula, y se estimaron el espesor y la concentración volumétrica. Para determinar el peso húmedo de la biopelícula, se dejaba escurrir ésta durante 30 segundos antes de pesarla. Los resultados de las 4 biopelículas analizadas se resumen en la Tabla 2. Para estimar el espesor se utilizó la expresión empírica de Namkung et al. (1983):

$$L_f = 10 \frac{w}{\rho_w + A} \quad (2)$$

en la cual, L_f es el espesor de biopelícula (mm), ρ_w la densidad del agua (= 1 g/cm³) y A es el área de biopelícula (= 36 cm²).

Tabla 2. Características de la biopelícula

Reactor	Edad (días)	Xa (g ST/m² biop.)	Xa (g SV/m² biop.)	L _f (Ec. 2) (mm)	X (g SV/m³ biop.)
1	12	107.78	88.06	2.379	37009
1	34	56.39	45.28	1.381	32797
2	40	31.47	25.11	0.902	27839
2	125	42.11	35.53	-1.143	31074

Xa = densidad superficial de biopelícula

X = concentración de biopelícula

La norma alemana ATV 135 (ATV, 1989), para poblaciones de 500 habitantes, indica que la carga aplicada a biocilindros de 3 etapas, si se busca nitrificar, debe ser de 4 g DBO₅/m²/d, y si son 4 biocilindros la carga será de 5 g DBO₅/m²/d. Comparativamente, un reactor biomembrana autoaerado puede alcanzar niveles altos de eliminación de DBO con nitrificación empleando una sola biopelícula.

La aplicación de las Ecs. 3, 4 y 7, sirvieron para calcular las cargas de nitrógeno asimilado, desnitrificado y nitrificado, respectivamente. Los resultados se muestran en la figura 4.

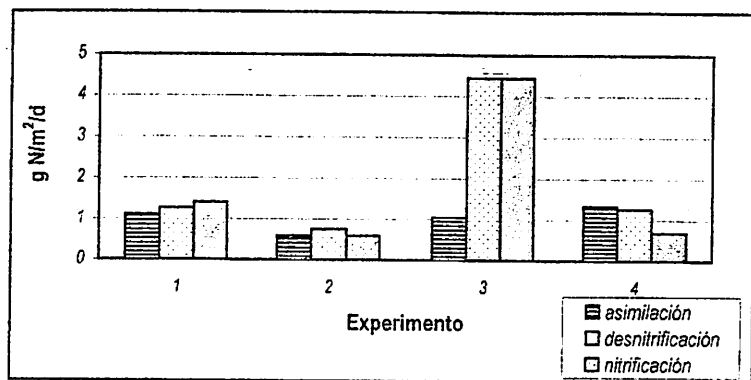


Figura 4. Balances de materia de nitrógeno

Los balances de materia señalan que ocurrieron simultáneamente nitrificación y desnitrificación en la biopelícula. El rango de amonio nitrificado fue de 0.8 a 4.4 g N/m²/d. Pano y Middlebrooks (1983) observaron un rango de nitrificación de 0.3 a 0.7 g N/m²/d en biodiscos tratando agua residual doméstica con cargas aplicadas entre 10 y 12.5 g DQO/m²/d. En este estudio, la carga aplicada fue de 15 a 198 g DQO/m²/d. Tchobanoglous y Burton (1991) recomiendan cargas de 0.74 a 1.47 g N - NH₄⁺/m²/d para el diseño de biodiscos de nitrificación conjunta. En conclusión, la nitrificación puede ser elevada en un reactor biomembrana autoaerado a pesar de las altas cargas de carbono aplicadas.

Prácticamente todo el flujo nitrificado se desnitrificó simultáneamente. En biodiscos de nitrificación/desnitrificación se han observado cargas desnitrificadas de 0.72 a 0.96 g N/m²/d (Watanabe et al., 1992) con presiones parciales de oxígeno entre 0.1 a 0.2 atm. En filtros de desnitrificación sin limitación de carbono (relación afluente de DQO/N-N_{ox} > 5) se han observado cargas desnitrificadas de 0.3 a 1.9 g N/m²/d (Çeçen y Gönenç, 1993).

Análisis cinético.

Para el estudio de la velocidad de las reacciones, los reactores 1 y 2 se explotaron durante 2 y 5 meses, respectivamente. En cada reactor se desarrolló dos biopelículas. Se diferencia la experimentación de cada reactor en fase 1^a y 2^a, que corresponde a cada una de las biopelículas desarrolladas. Los resultados de los dos reactores se presentan de modo gráfico en las figuras 5 y 6.

En el reactor n° 1, la carga orgánica aplicada, COA, en el arranque del proceso fue muy elevada para conseguir un inmediato desarrollo de la biopelícula. El estado estacionario se alcanza a partir de los 5 a 10 días de explotación del proceso. En estado estacionario, el rango de carga eliminada de DQO fue de 15 a 60 g/m²/d, mientras que para el nitrógeno fue de 2 a 10 g/m²/d.

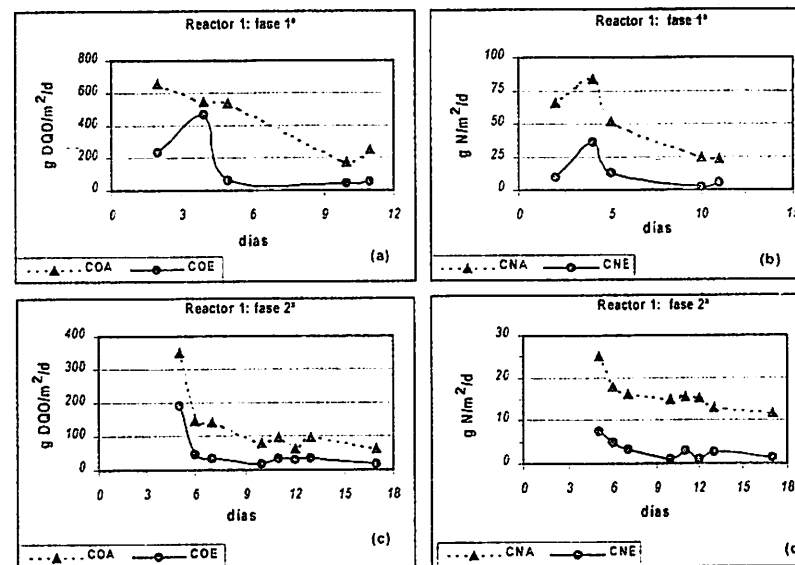


Figura 5. Eliminación de DQO (a y c) y de nitrógeno (b y d) en el reactor biomembrana n° 1

En el reactor n° 2, las cargas iniciales de DQO y nitrógeno no fueron elevadas. Se sometió el reactor a cambios abruptos de carga aplicada. En general, a cada cambio le siguió una breve inestabilidad del sistema. En estado estacionario, las cargas eliminadas de DQO y nitrógeno fueron similares al reactor 1.

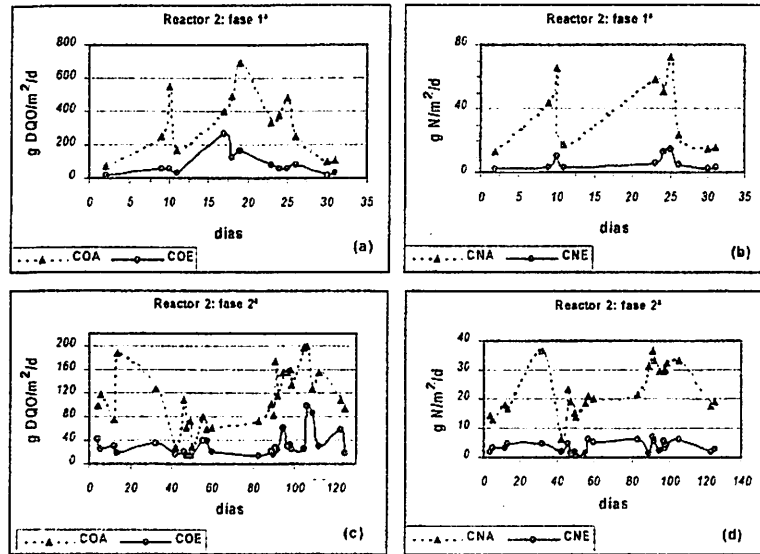


Figura 6. Eliminación de DQO (a y c) y de nitrógeno (b y d) en el reactor biomembrana n° 2

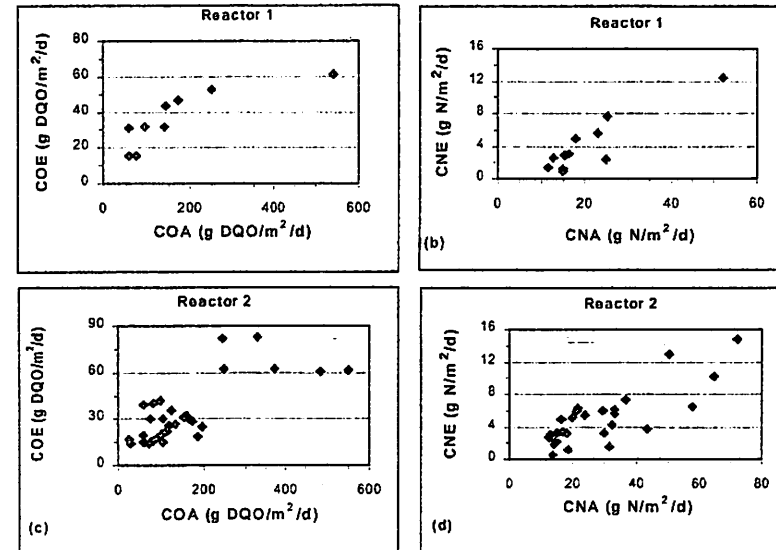


Figura 7. Cinética de eliminación de DQO y nitrógeno

En esta parte del estudio no se consideró como una limitación el nivel de oxígeno disuelto, OD, en el seno del líquido. El OD en el seno del agua fluctuó en un rango de 1.5 a 4.5 mg/L. El consumo máximo de OD desde el agua por la biopelícula fue de 2 g/m²/d.

La cinética de la eliminación superficial de DQO y nitrógeno de ambos reactores (combinando las fases 1^a y 2^a) se representa en las figuras 7(a) – (d). Las figuras 7(a) y (c) representan el efecto de la carga orgánica aplicada, COA, sobre la velocidad superficial de consumo o eliminación de DQO. Mientras que las figuras 7(b) y (d) indican el efecto de la carga aplicada de nitrógeno sobre la eliminada (CNA frente a CNE).

En ambos reactores la carga orgánica eliminada máxima es del orden de 60 g DQO/m²/d, y se consigue para una carga aplicada del orden de 250 g DQO/m²/d. La cinética tiende a un modelo de saturación o Monod.

En el caso del nitrógeno la carga máxima eliminada de 12 g N/m²/d se consigue para una carga aplicada de 50 g N/m²/d. En el reactor 1 la cinética seguida aparentemente es del tipo saturación o Monod. En el reactor 2, la cinética superficial tiende a ser lineal.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En función de los resultados obtenidos en esta investigación se pueden enunciar las siguientes conclusiones:

- 1) Un reactor biomembrana autoaereado es viable para eliminar simultáneamente materia orgánica y nitrógeno de las aguas residuales domésticas, mediante procesos aerobios (oxidación heterotrofa y nitrificación) y anóxicos (desnitrificación) siendo posible conseguir un importante ahorro energético.
- 2) Las tasas de oxidación orgánica, nitrificación y desnitrificación son similares a las de otros procesos biopelícula como los biodiscos. La carga orgánica eliminada puede alcanzar valores tan elevados como 60 g DQO/m²/d. La oxidación del amonio puede llegar a 4.5 g N/m²/d. La desnitrificación simultánea es del mismo orden de magnitud que la nitrificación.
- 3) Ante cambios abruptos de carga superficial de contaminación, los reactores han conseguido recuperar el estado estacionario en un corto periodo de tiempo, pudiendo ser una tecnología adecuada para problemas de contaminación punta o intermitente como el caso de aguas de tormenta.
- 4) La velocidad superficial de eliminación de DQO y nitrógeno total tiende a un modelo de saturación, quizá menos evidente en el caso del nitrógeno.

- 5) El flujo máximo de OD desde el seno del agua, $2 \text{ g/m}^2/\text{d}$, es poco significativo comparado con los niveles de oxidación alcanzados en el sistema. Se deduce que el flujo significativo de oxigenación se ha realizado a través de la membrana.

CRÉDITOS

Este artículo forma parte del Proyecto Técnico "Biopelículas Autoaeradas para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas" desarrollado por D^a Marta Martín, alumna de 5^o curso de la E.T.S. de Ingenieros de Caminos de La Coruña. Ha sido subvencionado parcialmente por la CICYT (Ref. HID98-0286).

BIBLIOGRAFÍA

- ATV (1989) Principles for the dimensioning of biological filters and biological contactors with connection values over 500 population equivalents. Standard A 135.
- Çecen F., Gönenc I. (1993). Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters. *2nd IAWQ Int. Specialized Conference on Biofilm Reactors*, 29 – 30 Septiembre. Paris. 503 – 510.
- Eguía E. (1991). Desarrollo de la biopelícula en medio soporte permeable. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria. España.
- Jácome A. (1999). Modelación Cinética de Oxidación de Materia Orgánica y Nitrificación Simultáneas en Biopelículas Autoaeradas. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria. España.
- McCarty P. L. (1975). Stoichiometry of biological reactions. *Progress in Water Technology*, 7 (1): 157-172.
- Namkung E., Stratton R.G., Rittmann B.E. (1983). Predicting removal of trace organic compounds by biofilms. *J. WPCF*, 55(11): 1366 – 1372.
- Osa J.J., Eguía E., Vidart T., Jácome A., Lorda I., Amieva J.J., Tejero I. (1997). Wastewater treatment with biofilm membrane reactors. *Int. Conf. "Advanced Wastewater Treat. Process"*, Leeds. Sept. Pp. 1-11.
- Pano A., Middlebrooks E.J. (1983) Kinetics of carbon and ammonia nitrogen removal in RBCs. *J. WPCF*, 55 (7): 956 – 965.
- Tchobanoglous G., Burton F.L. (1995). "Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización". Manual de Metcalf & Eddy, Inc., 3^a Edición, traducida al español. Edit.: McGraw-Hill/Interamericana de España. Madrid. Págs. 1485.
- Timberlake D.L., Strand S.E., Williamson K.J. (1988). Combined aerobic heterotrophic oxidation, nitrification and denitrification in a permeable-support biofilm. *Wat. Res.*, 22(12): 1513 – 1517.
- Vidart T. (1992). Biopelícula en Medio Soporte Permeable con Aportación de aire. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria. Santander.
- Watanabe Y., Masuda S., Ishiguro M. (1992). Simultaneous nitrification and denitrification in micro-aerobic biofilms. *Wat. Sci. Tech.* 26(3-4): 511-522.

EFFECTOS DE LOS SUCESOS DE LLUVIA SOBRE EL ESTADO ESTACIONARIO DE UN PROCESO MODIFICADO DE AIREACIÓN PROLONGADA: EVALUACIÓN Y SIMULACIÓN.

Llenderozas J., Suárez J., Jácome A.

Tel.: 34 981 16.70.00 Fax: 34 981.16.71.70

E-mail: llande@telcel.es, suarez@iccp.udc.es, jacome@iccp.udc.es
E. T. S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Campus de Elviña.
15071 La Coruña. ESPAÑA

INTRODUCCIÓN

Como sabemos, la Directiva 91/271/CEE fija los niveles de tratamiento que deben aplicarse a las aglomeraciones de menos de 2000 habitantes equivalentes, mientras que para los núcleos aislados el nivel de tratamiento debe ajustarse a la calidad deseada del medio receptor.

En Galicia, la depuración de aguas residuales urbanas presentaba en 1993 el siguiente aspecto: en A Coruña existían 13 municipios con plantas de tratamiento dando servicio a 446.100 habitantes (el 40,55% de la población). En Pontevedra existían 9 plantas correspondientes a 369.800 habitantes (el 41,55%). En Lugo se contaba con 3 estaciones depuradoras para 113.300 habitantes (el 29,81 %) y en Ourense solamente se sometían a tratamiento los vertidos de la capital (29,14% de la población provincial). Visto esto habrá que realizar grandes esfuerzos para que en el 2005 la mayor parte de la población gallega de comunidades de menos de 2000 habitantes tenga depuradas sus aguas residuales, cumpliendo el calendario impuesto por la Unión Europea.

En Galicia el número de poblaciones con menos de 2000 h-e es muy elevado. Son poblaciones dispersas, muchas de las cuales vierten sus aguas residuales a zonas sensibles. Por lo tanto, los sistemas de depuración deben eliminar no solo la demanda carbonosa de oxígeno sino también la nitrogenada, cuando no el fósforo o el nitrógeno total.

Muchas poblaciones medianas y pequeñas en Galicia utilizan aireación prolongada o similares (canales de oxidación) como sistemas de depuración de sus aguas residuales (Suarez, et al, 1998).

Estos sistemas se suelen ver afectados en su funcionamiento debido a la variabilidad de las cargas, sobre todo en el caso de pequeñas poblaciones, y también por los efectos transitorios de los sucesos de lluvia que producen un lavado de biomasa.

Una técnica para mejorar la respuesta de estos sistemas ante estos impactos consiste en combinarlos con sistemas de película fija o biopelícula (Suzuki, et al, 1999).

La presente comunicación tiene por objetivo el estudio del proceso combinado de biomasa en suspensión y biopelícula en la depuración de aguas