

# Herramientas para la predicción, optimización y control de depuradoras aplicadas a sistemas MBR

## *Tools for prediction, optimization and control of WWTPs applied to MBR systems*

Luz Marina Ruiz Hernández<sup>1</sup>; Jorge Ignacio Pérez Pérez<sup>1</sup>; Gustavo Calero Díaz<sup>2</sup>; José María Torre-Marín<sup>2</sup>; Juan Antonio Vico Jiménez<sup>2</sup>; Miguel Ángel Gómez Nieto<sup>1\*</sup>

### Palabras clave

calibración; fangos activos; modelización; optimización; respirometría; simulación; MBR;

### Resumen

El trabajo presenta un análisis teórico de escenarios para un sistema de biorreactor de membrana aplicada a depuración de aguas residuales urbanas, empleando el simulador WEST y el modelo de fangos activos ASM3 previamente calibrado. Los resultados demuestran la influencia que variables como el tiempo de retención celular, la temperatura o la carga orgánica tienen sobre la tasa de consumo de oxígeno, la biomasa, la degradación de materia orgánica o la nitrificación/desnitrificación, llegando a conclusiones útiles para la selección de variables operacionales o para el diseño y optimización de la aireación. Es destacable la importancia de llevar a cabo una correcta caracterización del influente cuando se realizan estudios de este tipo, ya que una mala estimación de sus fracciones puede llevar a errores en la descripción del proceso y el diseño.

### Keywords

calibration; activated sludge; modelization; optimization; respirometry; simulation; MBR;

### Abstract

*A theoretical analysis of scenarios for a membrane bioreactor system applied to urban wastewater treatment was carried out with the commercial simulator WEST and the activated sludge model ASM3 previously calibrated. The results showed the influence that variables such as sludge retention time, temperature and organic loading have on the rate of oxygen consumption, biomass, organic matter degradation or nitrification/denitrification processes and led to useful conclusions for the selection of operational variables or the design and optimization of the aeration system. The importance of carrying out a correct characterization of the influent has been highlighted, since a bad estimation of the characteristics can lead to significant differences in process description and design.*

## 1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas basados en el uso de membranas sumergidas (MBR) para el tratamiento de aguas residuales urbanas, combinan el proceso convencional de fangos activos con una separación física mediante membranas. Esta tecnología ha sufrido un gran desarrollo desde su aparición gracias a las ventajas que tienen frente a los sistemas convencionales, tales como la elevada calidad del efluente obtenido, menores requerimientos de espacio y menores problemas en la separación sólido-líquido. Sin embargo, hoy día sigue siendo necesario ampliar el conocimiento sobre el proceso y su respuesta ante situaciones adversas tales como cambios bruscos de temperatura, alteraciones en las características del influente o de las condiciones operacionales, ya que disponer de este conocimiento permitirá mejorar, optimizar y adaptar su diseño para una mayor implementación de estos sistemas.

En las últimas décadas, se han utilizado herramientas de cálculo numérico como MATLAB o MATHEMATICA (Ruiz *et al.*, 2015) o simuladores comerciales como AQUASIM (Hocaoglu *et al.*, 2013), BIOWIN (Liwarska-Bizukojc y Biernacki, 2010) o WEST (Galleguillos *et al.*, 2011) para la simulación de los procesos de depuración de aguas residuales. Por un lado, los simuladores de propósito general como MATLAB/Simulink son simuladores que tienen una alta flexibilidad pero requieren que el modelador aporte los modelos a utilizar y exigen mayores conocimientos previos. Por otro lado, los simuladores específicos suelen disponer de una extensa librería de modelos predefinidos de procesos unitarios que permite configurar el proceso a simular conectando bloques. Sin embargo, estos últimos tienen el peligro de que el usuario que simula configuraciones de proceso sin un completo entendimiento de la estructura del modelo pueda obviar fácilmente las suposiciones y limitaciones aplicables a cada caso en particular. En ambos casos, son herramientas de gran utilidad para explorar las distintas alternativas de diseño, optimización y control de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) sin necesidad de perturbar el funcionamiento de la instalación ni hacer frente al tiempo y coste que conllevaría la valoración experimental (Ferrer *et al.*, 2008).

\* Autor de contacto: [mgomezni@ugr.es](mailto:mgomezni@ugr.es)

<sup>1</sup> Grupo de Investigación Tecnologías para la Gestión y el Tratamiento del Agua, Departamento de Ingeniería Civil e Instituto del Agua, Universidad de Granada, Granada, España

<sup>2</sup> Empresa Municipal de Agua de Granada (EMASAGRA), Granada, España.

Un modelo matemático sólo es útil si está calibrado y validado para el sistema que se pretende estudiar (Keesman *et al.*, 1998). Esto implica que algunos de los parámetros cuyos valores por defecto vienen dados en dicho modelo sean modificados con el fin de ajustar y optimizar los resultados de la simulación a un conjunto de datos obtenidos experimentalmente. Basándose en la experiencia, es posible afirmar que generalmente sólo es necesario modificar unos pocos parámetros y que su valor no cambia drásticamente para diferentes sistemas de tratamiento de agua residual (Liwarska-Bizukojc y Biernacki, 2010; Ruiz *et al.*, 2015). Sin embargo, la selección de aquellos parámetros que han de ser modificados es una tarea difícil y por ello la calibración suele estar basada en un análisis de sensibilidad previo que aporte información sobre aquellos parámetros cuya influencia sobre el sistema es elevada (Machado *et al.*, 2009).

La calibración del modelo se puede realizar mediante cálculos matemáticos o por determinación experimental con técnicas respirométricas que permiten obtener el valor de las constantes cinéticas y estequiométricas más influyentes del modelo. Se puede definir la respirometría como la medida e interpretación de la velocidad con la que los microorganismos consumen oxígeno bajo condiciones experimentales bien definidas (Spanjers *et al.*, 1998) y su importancia radica en que el consumo de oxígeno es directamente proporcional tanto al crecimiento de la biomasa como a la pérdida del sustrato, permitiendo, por tanto, obtener información relativa a los procesos biológicos que se dan en un sistema de fangos activos. Actualmente está considerada como una de las herramientas fundamentales para el análisis y control de EDARs, siendo su principal inconveniente que todos los métodos respirométricos requieren una interpretación basada en el modelo y demandan softwares específicos y personal cualificado.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

La instalación experimental en la que se ha basado este estudio consiste en un sistema MBR (14 m<sup>3</sup>/d) instalado en la EDAR-Sur de Granada, gestionada por EMASA-GRA (figura 1). La instalación emplea membranas planas de microfiltración (MS50, KUBOTA), con tamaño medio

de poro de 0,4 µm, hidrofóbicas y fabricadas en polietileno clorado (PE). Se alimenta con el influente procedente del pretratamiento de la EDAR y presenta tres reactores (anóxico, aireado y membranas) en la configuración de pre-desnitrificación. Todos ellos están contruidos en PRFV y tienen volúmenes de 3,9 m<sup>3</sup> para anóxico (regulable para mantener un volumen del 25 % con respecto al total), hasta 9 m<sup>3</sup> el aerobio (según la altura seleccionada) y 3.6 m<sup>3</sup> el de membranas. La instalación está totalmente automatizada y controlada gracias a un sistema de supervisión basado en SCADA Intouch 10 (Wonderware) y a una serie de sensores cuya finalidad es poder llevar un control continuo del proceso.

Los principales parámetros del proceso controlados han sido la concentración de TSS del fango activo y las concentraciones de DQO y compuestos nitrogenados del efluente. Así mismo, para caracterizar el influente se han analizado las concentraciones de TSS, DQO, DBO<sub>5</sub> y compuestos nitrogenados. Todos estos análisis se han realizado siguiendo los protocolos estándar (APHA, 2012). Los análisis se realizaron a muestras compuestas de influente y efluente, tomadas con frecuencia horaria y manteniéndolas a una temperatura constante de 4 °C en ausencia de luz solar. Las muestras de fango activo para la determinación de las concentraciones de TSS y VSS y para los ensayos de respirometría se tomaron de forma puntual en el momento previo a su análisis.

Para la caracterización del influente y la calibración de los parámetros cinéticos y estequiométricos más representativos del modelo se utilizó una unidad de respirometría con la que se calculó la constante de decaimiento de la biomasa heterótrofa ( $b_{H,O_2}$ ) y el rendimiento de la biomasa heterótrofa ( $Y_H$ ) y se fraccionó la DQO biodegradable del influente (SURCIS S.L), mientras que con una segunda unidad (BioCalibra, CALAGUA), se determinaron las constantes heterótrofas de Monod ( $\mu_{H,max}$  y  $K_s$ ). Durante los ensayos respirométricos encaminados a la obtención de parámetros relativos a la biomasa heterótrofa, se añadió alitiourea para inhibir el proceso de nitrificación.

Para el análisis de escenarios se empleó el simulador WEST, siguiendo los siguientes pasos para implementar y simular una planta real: a) Configuración gráfica del proceso (figura 2): definir el diseño físico del sistema y sus



**Figura 1.** Visión general de la instalación experimental de microfiltración.

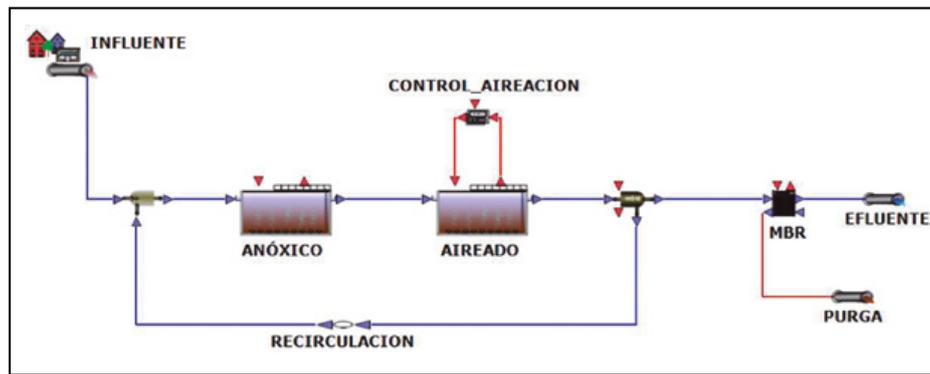


Figura 2. Configuración de la instalación en WEST.

Tabla 1. Ranking de sensibilidad

Ranking sensibilidad	$S_s$	$S_{NH}$	$S_{NO}$	TSS	OUR
1	$\theta_{kH}$	$\theta_{\mu_{A,max}}$	$\theta_{\mu_{A,max}}$	$\theta_{bH,O_2}$	$\theta_{bH,O_2}$
2	$\theta_{bH,O_2}$	$\theta_{bA,O_2}$	$\theta_{\mu_{H,max}}$	$i_{TS,BM}$	$\theta_{\mu_{A,max}}$
3	$k_H$	$\mu_{A,max}$	$K_O$	$b_{H,O_2}$	$b_{H,O_2}$
4	$K_X$	$\theta_{\mu_{H,max}}$	$\theta_{bA,O_2}$	$\gamma_H$	$\gamma_H$
5	$\theta_{\mu_{A,max}}$	$\theta_{bH,O_2}$	$\theta_{kH}$	$Y_{STO}$	$Y_{STO}$
6	$b_{H,O_2}$	$Y_A$	$\mu_{A,max}$	$\theta_{bA,O_2}$	$\theta_{\mu_{H,max}}$
7	$\theta_{\mu_{H,max}}$	$\theta_{kH}$	$\mu_{H,max}$	$Y_A$	$\theta_{kH}$
8	$\gamma_H$	$K_{A,O}$	$Y_A$	$\theta_{bSTO,O_2}$	$\theta_{kSTO}$
9	$\theta_{bA,O_2}$	$K_O$	$b_{A,O_2}$	$\theta_{\mu_{H,max}}$	$\theta_{bA,O_2}$
10	$Y_{STO}$	$\gamma_H$	$\theta_{bH,O_2}$	$\theta_{kH}$	$K_O$

características (tamaño de las unidades, volúmenes, caudales, etc.); b) Recogida de datos de las características del influente, funcionamiento de la instalación, condiciones de operación y datos hidráulicos para definir el sistema; c) Calibración y verificación el modelo seleccionado previo a su utilización. Se seleccionó el modelo ASM3 de la IWA (Gujer *et al.*, 1999) y para la calibración se ha seguido el protocolo WERF (Melcer *et al.*, 2003).

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1. Análisis de sensibilidad y calibración del modelo

Se ha llevado a cabo un análisis de sensibilidad (tabla 1) para los siguientes parámetros de salida: concentración de TSS en el fango activo, DQO,  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  en el efluente y tasa de consumo de oxígeno (OUR). Los resultados obtenidos indicaron que las constantes que más influyen sobre estos parámetros son la constante de decaimiento ( $b_{H,O_2}$ ) y el rendimiento de la biomasa heterótrofa ( $Y_H$ ). Estos resultados coinciden con los de otros autores que además incluyen la tasa máxima de respiración de la biomasa heterótrofa  $\mu_{H,max}$  (Ekama y Wentzel, 2008; Galleguillos *et al.*, 2011). Es por ello que el trabajo de calibración se ha centrado principalmente en estimar mediante respirometría el valor de estas constantes.

Además de  $b_{H,O_2}$  e  $Y_H$ , las constantes de Monod ( $\mu_{H,max}$  y  $K_S$ ) también han sido calibradas mediante respirometría, ya que suelen requerir calibración cuando el influente contiene una significativa cantidad de agua residual industrial y es muy biodegradable, lo que obliga a incrementar los valores de  $K_S$  y de  $\mu_{H,max}$  (Liwarska-Bizukojc *et al.*, 2011).

Además, ha sido necesario calibrar las constantes de semi-saturación para el oxígeno ( $K_O$  y  $K_{A,O}$ ) hasta ajustar los consumos de oxígeno. Estos parámetros son de gran importancia especialmente en simulaciones dinámicas (Liwarska-Bizukojc y Biernacki, 2010).

La tabla 2 recoge las constantes modificadas durante la calibración para conseguir el ajuste de los parámetros de salida. El criterio seguido para esta calibración ha sido utilizado por Liwarska-Bizukojc *et al.* (2011) y consiste en validar la calidad de la calibración comprobando que los valores simulados estén dentro del intervalo de confianza ( $\pm 15\%$ ) estimado a partir de los valores experimentales (Ruiz *et al.*, 2015).

Tabla 2. Constantes del modelo ASM3 modificadas durante la calibración

Constante	Valor por defecto	Valor calibrado
$b_{H,O_2}$	0,20	0,10
$Y_H$	0,63	0,65
$\mu_{H,max}$	2,00	2,39
$K_S$	2,00	44,27
$K_O$	0,20	0,50
$K_{A,O}$	0,50	1,00

Una vez calibrado el modelo, se llevaron a cabo varias simulaciones durante diferentes periodos para comprobar y validar la calibración. En todos los casos se consiguió un buen ajuste de las predicciones con respecto a los datos experimentales.

### 3.2. Aplicación práctica: Análisis de escenarios

La aplicación práctica del trabajo realizado anteriormente consiste en simular la instalación experimental con el modelo ASM3 (Gujer *et al.*, 1999) previamente calibrado y analizar distintos escenarios posibles para evaluar de manera teórica la respuesta del sistema ante cambios en determinadas variables operacionales o de diseño. En este estudio se han realizado distintas simulaciones modificando el valor de una única variable en cada una de ellas (tabla 3).

A partir de los resultados obtenidos se observa en primer lugar que las variables operacionales que mayor efecto positivo tienen sobre el valor de TSS en el interior del biorreactor (figura 3) son el SRT, la carga orgánica de entrada (COV) y la concentración de sólidos inertes en el influente ( $X_1$ ), ya que al ser inerte,  $X_1$  no sufre transformación alguna durante el proceso, de manera que, si no sale a través de la purga, se acumula en el sistema y afecta negativamente al ensuciamiento de la membrana, a la transferencia de oxígeno o a las necesidades energéticas para mezclar y bombear el fango activo. Por este motivo, es necesario caracterizar correctamente el influente y conocer el valor de esta fracción para poder hacer un buen diseño del sistema, ya que esta información nos permite definir un valor máximo aceptable de TSS y seleccionar el valor de SRT y purga de fangos para mantenerlo, reduciendo así la acumulación de material inerte y sus efectos negativos sobre el sistema MBR (mayor ensuciamiento, peor transferencia de oxígeno, etc.). En general, no es aconsejable superar concentraciones de TSS por encima de 12 g/L, por lo que, con el fin de evitar concentraciones perjudiciales para el sistema MBR, es aconsejable en este caso no superar un SRT de 50 d.

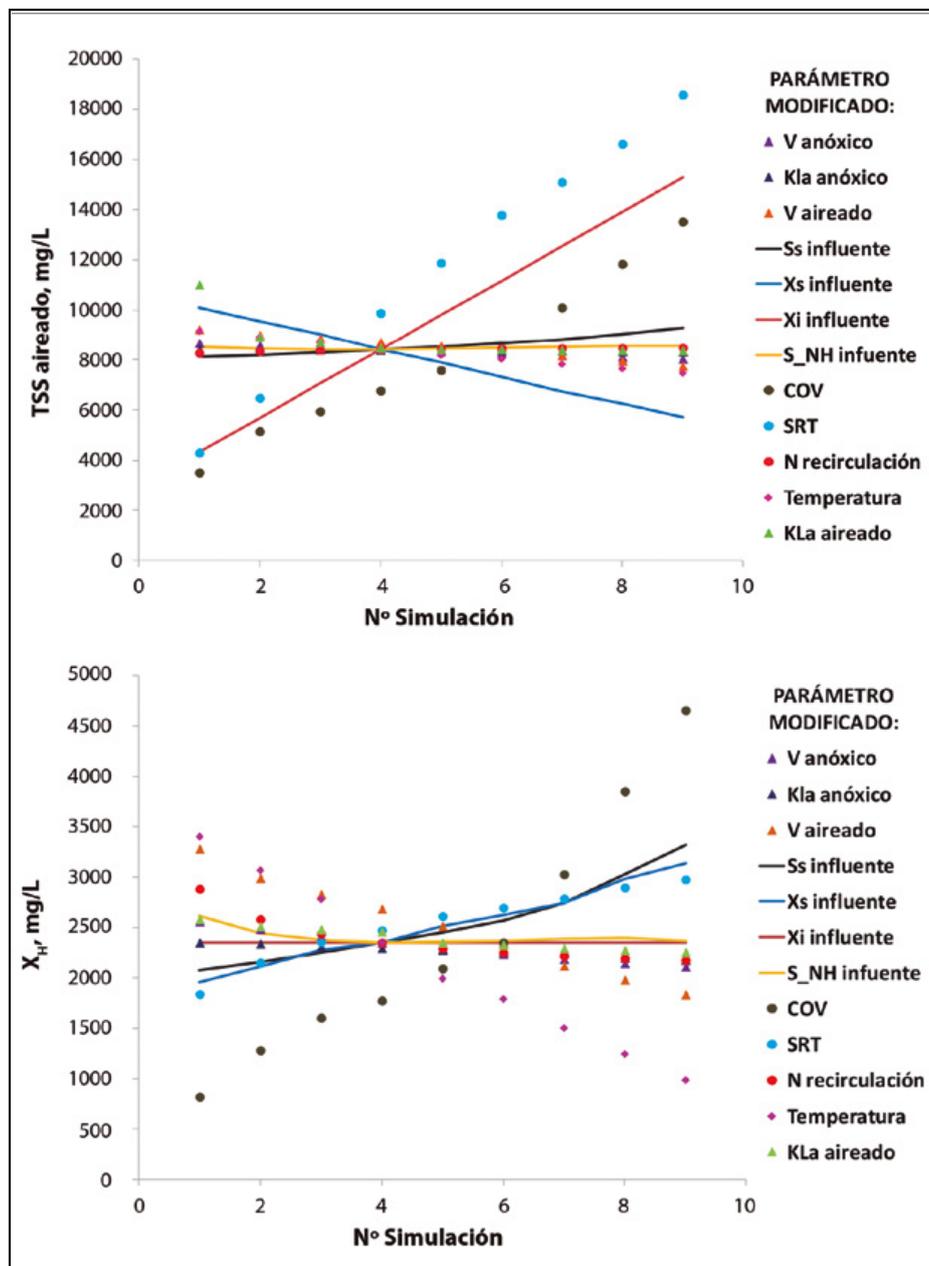
Para la biomasa heterótrofa (figura 3 abajo), las variables positivamente más influyentes son la COV y las fracciones de materia orgánica biodegradable en el influente ( $X_s$  y  $S_s$ ), ya que todas ellas incrementan la cantidad de sustrato disponible para su crecimiento. El SRT mostró también una importante influencia positiva, ya que su aumento supone una menor salida de biomasa a través de la purga e implica un incremento del tiempo de permanencia

en el biorreactor, fomentando el desarrollo de bacterias de crecimiento lento. En relación a la temperatura, ésta presentó un efecto negativo sobre las concentraciones de biomasa, ya que supone un aumento exponencial del decaimiento de biomasa según su correspondiente ecuación de Arrhenius (Hauduc *et al.*, 2011), lo que se traduce en una menor concentración de biomasa activa. Sin embargo, la disminución de la biomasa activa provocada por la endogénesis supone al mismo tiempo la producción de material inerte, motivo por el cual el efecto de la temperatura sobre la concentración global de TSS no fue tan evidente como en el caso de la biomasa activa. El rango de temperaturas testadas varía entre 8 y 28 °C y, aunque en las condiciones simuladas no se observa una influencia significativa sobre la concentración de TSS, sobre el consumo de oxígeno o sobre las concentraciones de materia orgánica y compuestos nitrogenados a la salida, generalmente, un aumento de la temperatura incrementa la actividad de los microorganismos presentes en un sistema de depuración biológica y mejora la eficacia del sistema, siendo el rango óptimo de temperatura para las bacterias más comunes en los procesos de lodos activos aquel comprendido entre 25 y 35°C (Krzeminski *et al.*, 2012). Además, autores como Ma *et al.* (2013) afirman que la formación de *fouling* disminuye al aumentar la temperatura debido a la disminución de la viscosidad del fango activo y a que las bajas temperaturas llevan consigo una disminución del tamaño de los flóculos que favorecen el *fouling*. Por todo ello, es conveniente mantener el sistema en un rango de temperaturas que no sean excesivamente bajas y no afecten negativamente ni al proceso biológico ni al correcto funcionamiento de las membranas. Finalmente, el rango de concentración de OD ( $K_L a$ ) en el biorreactor aireado no muestra una influencia significativa sobre la biomasa activa debido al concepto de almacenamiento incluido en el modelo ASM3 (Gujer *et al.*, 1999), que permite el almacenamiento del sustrato durante los periodos en los que pudiera verse limitado el oxígeno disponible para ser posteriormente consumidos durante los periodos en los que hay nuevamente oxígeno suficiente.

En relación al OUR (figura 4 arriba), el principal efecto viene dado por la carga orgánica, ya que cuanto mayor

**Tabla 3.** Valores seleccionados durante las simulaciones realizadas para llevar a cabo el análisis de escenarios

Variable modificada	Nº Simulación								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
V anóxico, m <sup>3</sup>	1,44	2,16	2,89	3,61	4,33	5,05	5,77	6,49	7,22
$K_L a$ anóxico, d <sup>-1</sup>	0	3	10	15	20	25	30	50	60
V aireado, m <sup>3</sup>	4,41	5,3	6,18	7,06	7,95	8,83	10,6	12,36	14,13
$S_5$ influente, mg/L	61	92	123	153	184	215	245	276	307
$X_1$ influente, mg/L	90	135	179	224	269	314	356	404	448
$X_i$ influente, mg/L	152	228	304	380	456	532	608	684	760
$S_{NH_4}$ influente, mg/L	24	36	48	60	72	85	97	109	121
COV, kgDQO/m <sup>3</sup> d	0,31	0,47	0,55	0,63	0,71	0,79	0,94	1,1	1,26
SRT, d	15	25	35	45	55	65	75	85	95
Recirculación, N x $Q_m$	1,6	2,4	3,2	4,0	4,8	5,6	6,4	7,2	8,0
Temperatura, °C	8	10	12	15	18	20	23	25	28
$K_L a$ aireado, d <sup>-1</sup>	0-50	20-80	0-100	20-100	40-100	20-120	0-150	20-150	0-200



**Figura 3.** Concentración de TSS (arriba) y biomasa heterótrofa o  $X_H$  (abajo) en el biorreactor aireado bajo distintas condiciones de operación.

sea ésta, mayor es la cantidad tanto de materia orgánica como de nitrógeno que le llega al sistema, intensificando así ambos procesos en los que se consume oxígeno. Destaca el efecto de la concentración de nitrógeno en el influente, más pronunciado incluso que el efecto de la materia orgánica de entrada, tanto soluble como particulada. Esto es debido a que estequiométricamente, para consumir 1 mg de  $\text{NH}_4^+$  se consumen 4,57 mg de  $\text{O}_2$ , mientras que la constante estequiométrica de la reacción de degradación de sustrato es igual a la unidad (Henze *et al.*, 1987). En este sentido, autores como Zhu *et al.* (2013), determinaron que los parámetros más influyentes sobre la aireación eran principalmente parámetros relacionados con el proceso de nitrificación tales como  $\mu_{A,\text{max}}$  o  $K_{O,A}$ . Por este motivo, a la hora de diseñar un sistema y calcular las necesidades de aireación es fundamental hacerlo en base a la cantidad de  $\text{NH}_4^+$  que le entra al sistema, ya que una incorrecta estimación puede llevar a graves problemas relacionados con una baja eficacia en la eliminación de nitrógeno.

La eliminación de  $S_s$  (figura 4 abajo) es prácticamente completa en todos los casos (0,03 y 0,05 mg/L), con independencia de los cambios en las condiciones de trabajo. Esto confirma la capacidad de los sistemas MBR para obtener efluentes de elevada calidad en un amplio rango de condiciones operacionales, incluso a bajos SRT o muy bajas temperaturas. La única variable a destacar es la concentración de  $X_s$  del influente, cuyo aumento implica un aumento en el valor de  $S_s$  del efluente debido a que  $X_s$  se hidroliza transformándose en  $S_s$  (Henze *et al.*, 1987). Puesto que la correcta eliminación de  $S_s$  está prácticamente asegurada en un amplio rango de condiciones, las decisiones sobre los valores óptimos para variables como el SRT, los volúmenes de los biorreactores o las necesidades de aireación han de hacerse en función de la optimización de costes y de otros procesos como la nitrificación.

La concentración de los compuestos nitrogenados del efluente (figura 5) pone de manifiesto varios aspectos importantes relativos al diseño de la instalación. En primer

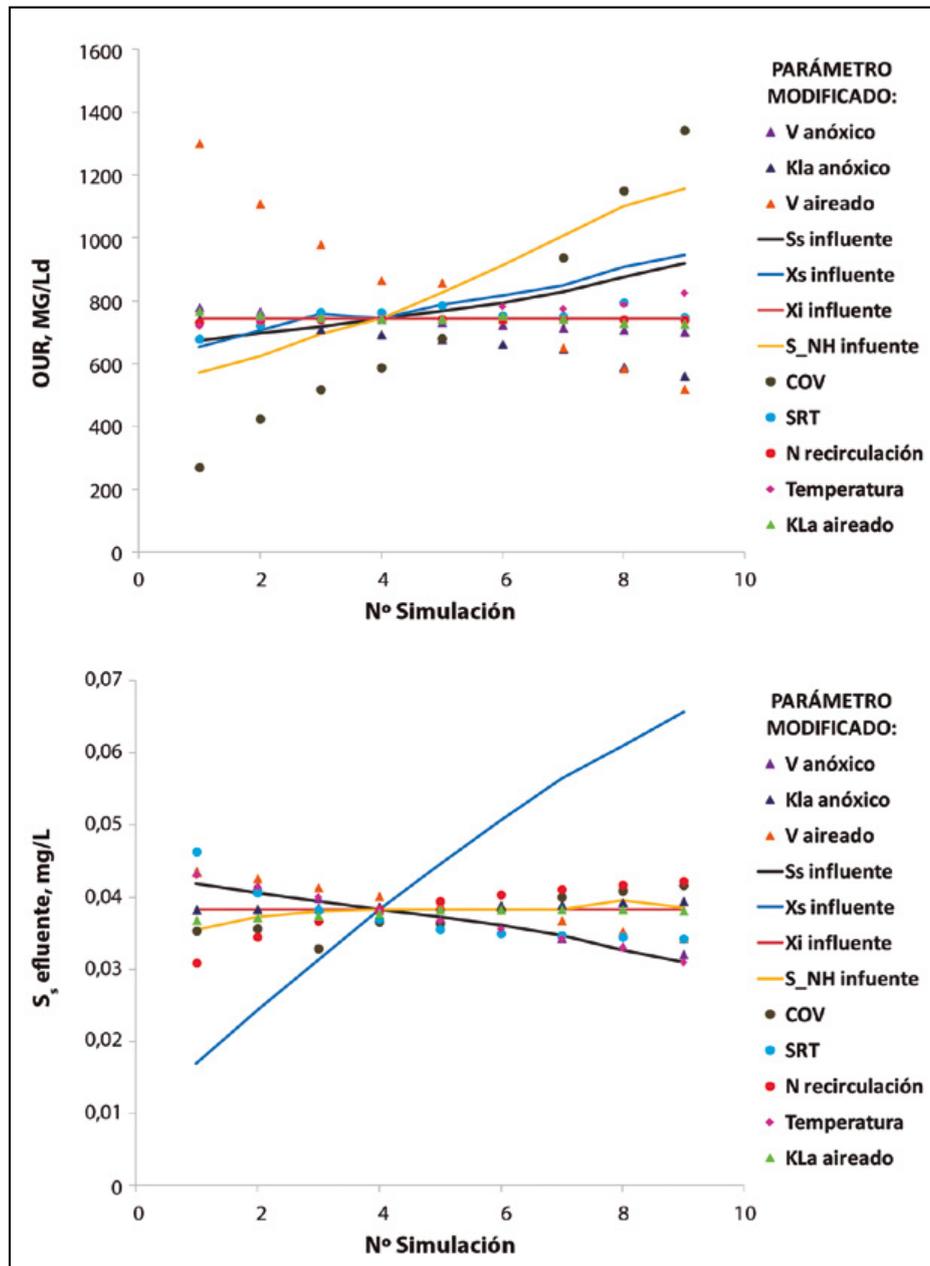


Figura 4. Tasa de consumo de oxígeno (OUR) en el biorreactor aireado (arriba) y concentración de S<sub>e</sub> en el efluente (abajo) bajo distintas condiciones de operación.

lugar, la concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el efluente presenta concentraciones muy bajas (0,07-0,28 mg/L). Las connotaciones de estos resultados son principalmente económicas, ya que los rangos de K<sub>L</sub>a en el biorreactor seleccionados corresponden a rangos de OD entre 0,0 y 0,1 mg/L en el biorreactor anóxico y entre 3,0 y 5,0 mg/L en el biorreactor aireado (valores de K<sub>L</sub>a hasta 200 d<sup>-1</sup>). Según Kusiak y Wei (2013), los microorganismos requieren una concentración de OD mínima entre 0,1 y 0,3 mg/L para que tenga lugar la depuración aeróbica, ya que si la concentración de OD es demasiado baja, no será un ambiente estable para el grueso de las bacterias aerobias. Sin embargo, si la concentración es demasiado elevada, además de un incremento en el coste energético, puede favorecerse el crecimiento de organismos indeseados que enmascaren el proceso biológico. Por este motivo, seleccionar para el sistema concentraciones de OD elevadas implicaría un gasto energético excesivo e innecesario y puede asegurarse que, tanto la eliminación de materia orgánica como la nitrificación, son prácticamente

completas incluso en aquellos casos en los que las concentraciones de OD seleccionadas para los ciclos de aireación son muy bajas (Huyskens *et al.*, 2011).

Hay variables operacionales sobre las que no se puede actuar, como son las características del influente que llega al sistema (concentraciones de entrada) o la temperatura atmosférica. Sin embargo, de este estudio se deduce que, para las condiciones de media carga y temperaturas medias de 15 °C, que son las condiciones habituales del sistema estudiado, conviene trabajar a SRT inferiores a 50 d para mantener la concentración de TSS por debajo de 12 g/L y asegurar una correcta transferencia de oxígeno en el seno del biorreactor. Así mismo, si se produce un incremento brusco de la COV de entrada, se debe modificar proporcionalmente el ratio de recirculación de fango (N) para mantener un ratio F/M apropiado. Por otro lado, para una adecuada optimización energética del sistema, los valores de OD en el biorreactor han de mantenerse lo más bajos posible (0,1 – 0,3 mg/L) siempre que se asegure que

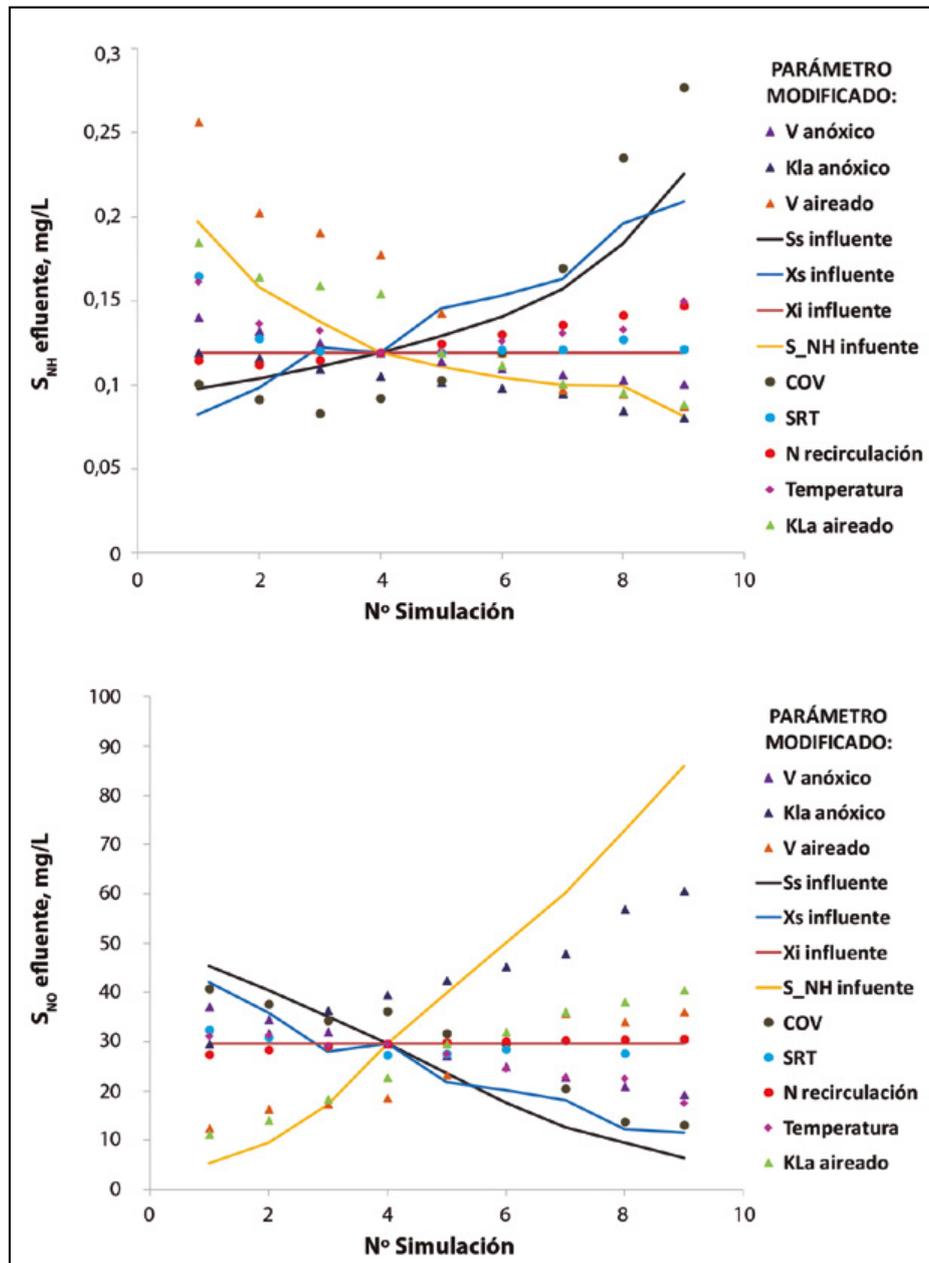


Figura 5. Concentración de  $S_{NH}$  (arriba) y  $S_{NO}$  (abajo) en el efluente bajo distintas condiciones de operación.

se eliminan prácticamente por completo tanto la materia orgánica como el nitrógeno. En relación a los volúmenes de los reactores, éstos han de diseñarse con una fracción anóxica entre el 20 y el 35 % del volumen total, para asegurar que tiene lugar el proceso de desnitrificación del nitrato generado en condiciones aeróbicas a partir de la transformación del amonio.

En resumen, estos resultados demuestran cómo el análisis de una instalación experimental mediante simulaciones da lugar a conclusiones similares a aquellas obtenidas experimentalmente y permite analizar distintas alternativas de diseño o evaluar distintos escenarios sin tener que hacer frente a un desarrollo experimental completo a escala o alterar el funcionamiento normal del sistema. Así pues, aunque un modelo no deja de ser una simplificación de la realidad, la ayuda que supone el modelado y simulación de sistemas experimentales a la hora de tomar decisiones sobre el control o el diseño y la optimización de EDARs es innegable.

#### 4. CONCLUSIONES

La calibración del modelo ASM3 para un sistema MBR se ha conseguido sustituyendo únicamente los valores por defecto de unas pocas constantes:  $b_{H_2O_2}$ ,  $Y_H$ ,  $\mu_{Hmax}$  y  $K_S$  (obtenidos mediante respirometría) y  $K_O$  y  $K_{AO}$  (obtenidos mediante el ajuste del valor de OUR simulado con respecto al consumo de oxígeno real).

Una vez que el modelo ha sido calibrado, es capaz de simular correctamente el sistema experimental bajo diferentes condiciones operacionales y proporcionar información útil para la toma de decisiones relativas al diseño y optimización sin necesidad de análisis experimental y sin alterar el funcionamiento del sistema.

Puesto que se trata de materia inerte, el valor de  $X_I$  en el influente no afecta al consumo de oxígeno, pero sí a la concentración de TSS en el biorreactor y con ello, afecta negativamente tanto a la transferencia de oxígeno como al ensuciamiento de las membranas. Es por ello que, en base al

valor de  $X_1$  del influente, es posible seleccionar el SRT más adecuado para mantener una determinada concentración de TSS en el biorreactor que no debe superar los 12 g/L de concentración de TSS, de tal manera que para mantener una concentración adecuada, el SRT en este caso no debe ser superior a 50 días.

La correcta estimación en el influente de las fracciones biodegradables de DQO, de la fracción  $X_1$  y de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  es fundamental a la hora de diseñar el sistema de depuración, ya que una mala estimación puede llevar a errores significativos en la eficiencia y funcionamiento del sistema.

La estimación de las necesidades de oxígeno basadas en resultados teóricos sobre la eliminación de materia orgánica y nitrógeno permitirá ajustar y diseñar el sistema de aireación optimizando el consumo energético de la planta y, con ello, minimizando los costes de explotación de la EDAR. En este caso, para las concentraciones de entrada actuales, se puede mantener la concentración de OD en valores muy bajos (0,1 – 0,3 mg/L) sin que ello afecte negativamente al proceso.

## 5. AGRADECIMIENTOS

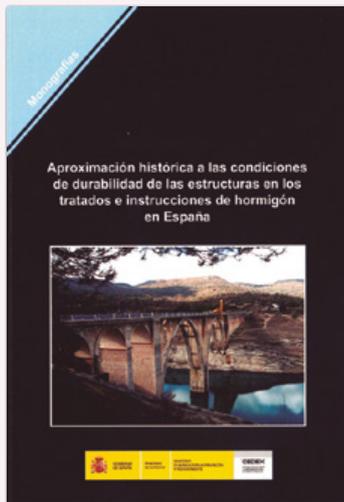
Esta investigación ha sido financiada con Fondos Europeos de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto NET324936/1 realizado con EGMASA y ha contado con la colaboración de EMASAGRA S.A.

## 6. REFERENCIAS

- APHA, AWWA, and WEF. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, (22nd Edition). American Public Health Association. Washington, DC, (EE UU).
- Ekama, G. A., y Wentzel, M. C. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Londres (Reino Unido): IWA Publishing, 53–86.
- Ferrer, J., Seco, A., Serralta, J., Ribes, J., Manga, J., Asensi, E., Morenilla, J. J., y Llavador, F. (2008). DESASS: A software tool for designing, simulating and optimising WWTPs. *Environmental Modelling and Software* 23 (1), 19–26.
- Galleguillos, M., Keffala, C., y Vassel, J. L. (2011). Simulation of a membrane bioreactor pilot treating old landfill leachates with activated sludge model No. 1 and No. 3. *Environmental Technology*, 32 (16), 1955–1965.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., y Van Loosdrecht, M. (1999). Activated Sludge Model No. 3. *Water Science and Technology*, 39 (1), 183–193.
- Hauduc, H., Rieger, L., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I., Winkler, S., Héduit, A., Vanrolleghem, P. A., y Gillot, S. (2011). Activated sludge modelling: development and potential use of a practical applications database. *Water Science and Technology*, 63 (10), 2164–2182.
- Henze, M., Grady, C. P. L. Jr., Gujer, W., Marais, G.v.R., y Matsuo, T. (1987). *Activated Sludge Model No. 1. Scientific and technical report No. 1*. Londres (Reino Unido): IAWPRC.
- Hocaoglu, S. M., Atasoy, E., Baban, A. y Orhon, D. (2013). Modeling biodegradation characteristics of grey water in membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 429, 139–146.
- Huyskens, C., Brauns, E., Van Hoof, E., Diels, L., y De Wever, H. (2011). Validation of a supervisory control system for energy savings in membrane bioreactors. *Water Research*, 45 (3), 1443–1453.
- Keesman, K. J., Spanjers, H., y Van Straten, G. (1998). Analysis of endogenous process behaviour. *Water Science and Technology*, 37 (12), 227–235.
- Krzeminski, P., Iglesias-Obelleiro, A., Madebo, G., Garrido, J. M., Van der Graaf, J. H. J. M., y Van Lier, J. B. (2012). Impact of temperature on raw wastewater composition and activated sludge filterability in full-scale MBR systems for municipal sewage treatment. *Journal of Membrane Science*, 423–424, 348–361.
- Kusiak, A., y Wei, X. (2013). Optimization of the Activated Sludge Process. *Journal of Energy Engineering*, 139 (1), 12–17.
- Liwarska-Bizukojc, E., y Biernacki, R. (2010). Identification of the most sensitive parameters in the activated sludge model implemented in BioWin software. *Bioresource Technology*, 101, 7278–7285.
- Liwarska-Bizukojc, E., Olejnik, D., Biernacki, R., y Ledakowicz, S. (2011). Calibration of a complex activated sludge model for the full-scale wastewater treatment plant. *Bioprocess Biosystems Engineering*, 34, 659–670.
- Ma, Z., Wen, X., Zhao, F., Xia, Y., Huang, X., Waite, D., y Guan, J. (2013). Effect of temperature variation on membrane fouling and microbial community structure in membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 133, 462–468.
- Machado, V. C., Tapia, G., Gabriel, D., Lafuente, J., y Baeza, J. A. (2009). Systematic identifiability study based on the Fisher Information Matrix for reducing the number of parameters calibration of an activated sludge model. *Environmental Modelling and Software*, 24 (11), 1274–1284.
- Melcer, H., Dold, P. L., Jones, R. M., Bye, C. M., Takacs, I., Stensel, H. D., Wilson, A. W., Sun, P., y Bury, S. (2003). *Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling*. Water Environment Research Foundation (WERF). Alexandria, VA, (EE UU): WERF.
- Ruiz, L. M., Arévalo, J., Parada, J., González, D., Moreno, B., Pérez, J., y Gómez, M. A. (2011). Respirometric assays of two different MBR (microfiltration and ultrafiltration) to obtain kinetic and stoichiometric parameters. *Water Science Technology*, 63 (11), 2478–2485.
- Ruiz, L. M., Rodelas, P., Pérez, J., y Gómez, M. A. (2015). Sensitivity Analyses and Simulations of a Full Scale Experimental Membrane Bioreactor System using the Activated Sludge Model No. 3 (ASM3). *Journal of Environmental Science and Health*, 50 (3), 317–324.
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P. A., Nguyen, K., Vanhooren, H., y Patry, G. G. (1998). Towards a simulation-benchmark for evaluating respirometry-based control strategies. *Water Science and Technology*, 37 (12), 219–226.
- Zhu, Z., Wang, R., y Li, Y. (2013). Aeration model coupled with ASM1: Case study for wastewater treatment plant. *Huanjing Kexue Xuebao. Acta Scientiae Circumstantiae*, 33 (6), 1629–1636.

## 7. GLOSARIO

Concentraciones y fracciones	
$S$	Fracción soluble
$S_I$	Concentración de DQO soluble inerte
$S_{NH}$	Concentración de nitrógeno amoniacal
$S_{NO}$	Concentración de nitrato
$S_s$	Concentración de DQO soluble biodegradable (rápidamente biodegradable)
$TSS$	Concentración de sólidos en suspensión totales
$VSS$	Concentración de sólidos en suspensión volátiles
$X$	Fracción particulada
$X_A$	Concentración de biomasa autótrofa
$X_H$	Concentración de biomasa heterótrofa
$X_I$	Concentración de DQO particulada inerte
$X_s$	Concentración de DQO particulada biodegradable (lentamente biodegradable)
Parámetros cinéticos y estequiométricos	
$b_{A,O_2}$	Coefficiente de decaimiento de la biomasa autótrofa
$b_{H,O_2}$	Coefficiente de decaimiento de la biomasa heterótrofa
$b_{STO,O_2}$	Coefficiente endógeno aeróbico para $X_{STO}$
$i_{TS,BM}$	Factor de conversión TSS/DQO para la biomasa
$K_{A,O}$	Constante de semi-saturación para el oxígeno de la biomasa nitrificante
$k_H$	Constante de hidrólisis
$K_O$	Constante de semi-saturación para el oxígeno
$K_S$	Constante de semi-saturación para el sustrato $S_s$
$k_{STO}$	Constante de almacenamiento
$K_X$	Constante de semi-saturación para la hidrólisis
$OUR$	Tasa de consumo de oxígeno
$Y_A$	Rendimiento para el crecimiento de la biomasa autótrofa
$Y_H$	Rendimiento aeróbico para el crecimiento de la biomasa heterótrofa
$Y_{STO}$	Rendimiento aeróbico para la transformación del material almacenado en $S_s$
$\mu_{A,max}$	Tasa máxima de crecimiento de la biomasa autótrofa
$\mu_{H,max}$	Tasa máxima de crecimiento de la biomasa heterótrofa
$\theta$	Coefficiente de corrección por temperatura para la ecuación de Arrhenius
Parámetros operacionales	
$COV$	Carga orgánica volumétrica de entrada
$F/M$	Ratio materia orgánica/microorganismos
$K_{L,anoxico}$	Coefficiente de transferencia de oxígeno en el biorreactor anóxico
$K_{L,aireado}$	Coefficiente de transferencia de oxígeno en el biorreactor aireado
$N$	Ratio de recirculación
$SRT$	Tiempo de retención celular
$V_{aireado}$	Volumen del biorreactor aireado
$V_{anoxico}$	Volumen del biorreactor en condiciones anóxicas



## **Aproximación histórica a las condiciones de durabilidad de las estructuras en los tratados e instrucciones de hormigón en España**

Autores: Ismael Carpintero García

Serie Monografías: M-121

ISBN: 978-84-7790-543-1

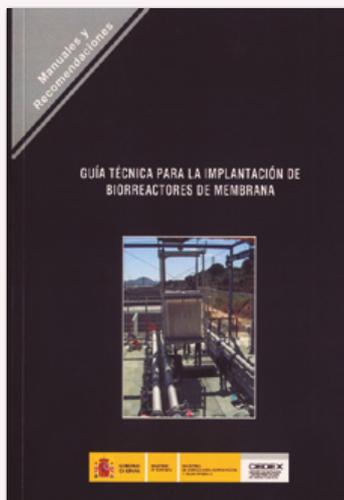
Año: 2013

P.V.P.: 20€

En el ámbito del diseño de estructuras la durabilidad es actualmente uno de los parámetros fundamentales a considerar. En el caso de las estructuras de hormigón, debido a su mucha mayor durabilidad respecto a otros materiales como la madera o la estructura metálica, esta problemática ha surgido con bastante posterioridad a su desarrollo. De este modo el hormigón estructural ha pasado de ser un material prácticamente inalterable, que era como se consideraba en sus inicios hace 100 años, a ser un material con una durabilidad limitada respecto a la vida útil de la estructura.

Actualmente el mantenimiento de las estructuras es ya uno de los mayores desafíos que tenemos en la gestión de las infraestructuras y edificios. A la hora de estudiar el estado actual de una estructura de cara a su rehabilitación es necesario conocer qué criterios de diseño se consideraron en su construcción, en particular en cuanto a los parámetros que gobiernan su durabilidad. De este modo podrá plantearse con mayor eficacia los procedimientos de reparación o protección necesarios.

La presente Monografía trata de exponer cuáles han sido estos parámetros de diseño en las estructuras de hormigón armado a partir de los tratados e instrucciones de mayor difusión en España desde la introducción de esta tecnología de construcción a principios del s.XX.



## **Guía técnica para la implantación de biorreactores de membrana**

Autores: Raquel Iglesias Esteban, Enrique Ortega de Miguel, María Adela Martínez

Tarifa, Pedro Simón Andreu, Lucas Moragas Bouyat, Emilia García Fernández,

Jordi Robusté Cartró, Ignasi Rodríguez-Roda Layret

Serie Manuales y Recomendaciones: R-22

ISBN: 978-84-7790-548-6

Año: 2014

P.V.P.: 25€

Esta Guía recoge de forma ordenada la experiencia y el conocimiento generado en España sobre los MBR, consiguiendo así una herramienta útil que permite a todos los actores implicados (planificadores, gestores, ingenierías, operadores, etc.) tomar decisiones sobre su implantación, avanzar en la mejora del diseño y conocer las singularidades de la operación de esta tecnología. La Guía está estructurada en seis capítulos, comenzando con una introducción sobre la evolución de los MBR y un segundo capítulo con la descripción de la tecnología, donde se detallan los fundamentos del proceso, su funcionamiento, las peculiaridades de las instalaciones y la calidad del efluente obtenido. El tercer capítulo se dedica a la operación donde se recoge la

experiencia, problemas, soluciones y recomendaciones al respecto y el cuarto capítulo, dedicado al diseño, recoge recomendaciones basadas en la experiencia de esta operación. El quinto trata sobre los costes de implantación y explotación, y en el último capítulo se establecen algunos criterios de implantación de esta tecnología.