

# XX° Congreso Nacional del Agua 2005

Mendoza, 10, 11, 12 y 13 de mayo de 2005

## MODELADO MATEMÁTICO DE LA REMOCIÓN DE HIERRO MEDIANTE BIOFILTRACION EN AGUAS SUBTERRANEAS.

**Pacini, Virginia** <sup>(1),(2)</sup>

**Zimmermann, Erik** <sup>(1),(3)</sup>

**Ingallinella, Ana** <sup>(2),(4)</sup>

<sup>(1)</sup> CONICET - <sup>(2)</sup> Centro de Ingeniería Sanitaria <sup>(3)</sup> Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidroambientales, <sup>(4)</sup> Consejo Invest. UNR, Fac. Cs.Ex, Ing. y Agrim., Univ. Nacional de Rosario,

Riobamba 245 bis (2000) Rosario, Argentina. Teléfono - Fax: +54-341-4808546, [vpacini@fceia.unr.edu.ar](mailto:vpacini@fceia.unr.edu.ar)

### RESUMEN

La tecnología de filtración biológica esta siendo utilizada desde hace algunos años en procesos de potabilización de aguas subterráneas para remover, tanto contaminantes inorgánicos como materia orgánica natural. En particular, la remoción biológica de hierro y manganeso combina elevadas eficiencias con bajos costos operativos. Previamente a este trabajo fueron realizados estudios piloto de remoción de hierro y manganeso mediante un proceso biológico con las siguientes etapas: aeración, prefiltración gruesa ascendente y filtración final. Se obtuvieron eficiencias de remoción superiores al 90% y se demostró que la prefiltración biológica desempeñó un rol importante dentro del esquema, por lo que se estudiaron los mecanismos de remoción que se producen en esta unidad.

En este trabajo se presentan las hipótesis planteadas acerca de los mecanismos de remoción, sobre el proceso de colmatación en el bioprefiltro y sobre la cinética de la acumulación de biomasa. La retención del material particulado que ingresa al prefiltro se analiza mediante los mecanismos clásicos de filtración. Las células individuales y el material biológico están involucrados en los fenómenos típicos de la formación de biofilm. Por otra parte, el mayor porcentaje de los metales disueltos será oxidado y precipitado por fenómenos catalizados por el metabolismo de las ferrobacterias.

Se proponen un modelo conceptual y un modelo matemático para la remoción de hierro en bioprefiltros. Fue desarrollada una expresión para el decaimiento de la porosidad durante el proceso de colmatación, la que tiene en cuenta tanto los procesos bióticos como abióticos. Para la cinética de la acumulación de la biomasa fue utilizado el modelo de Monod, para la cinética de acumulación de la fracción inorgánica la expresión de Iwasaki y para la pérdida de carga la expresión de Koseny-Carman.

El modelo fue ajustado de manera preliminar en base a resultados de una planta experimental operada en laboratorio. Se observó que las salidas del modelo obtenido acompañan el comportamiento del prefiltro experimental. Debido a que se observó que el modelo es muy sensible a las constantes cinéticas de las bacterias del hierro, se plantea la determinación de las mismas en planta experimental. No obstante, el modelo podría ser ampliado incorporando términos que tengan en cuenta la influencia de los parámetros ambientales, tales como oxígeno disuelto, pH y potencial redox.

**PALABRAS CLAVE:** modelación, agua subterránea, biofiltración, hierro, manganeso.

## INTRODUCCIÓN

La presencia de hierro (Fe) y manganeso (Mn) en las aguas subterráneas es un problema ampliamente distribuido a nivel mundial. Estos metales cuando aparecen en las aguas para consumo traen aparejado problemas de aceptabilidad, operativos y sanitarios. Los depósitos de estos metales, el bioensuciamiento en cañerías, el consumo de cloro de la desinfección, son algunos de los problemas operativos que ocasionan.

Los tratamientos biológicos para potabilización de aguas, ofrecen una alternativa de bajo costo y alta eficiencia frente a los tratamientos físico-químicos. Los mismos insumen una mínima o nula cantidad de productos químicos y están siendo usados no sólo para eliminar hierro y manganeso, sino también para remover materia orgánica, especies nitrogenadas como amoníaco y nitratos, hierro y arsénico, entre otros [Bouwer, E. J. and Crowe, P.B. (1988) Gislette, P. and Mouchet, P. (1997). Lehimas, G.F, Chapman J.I., Bourguine F.P. (1999) Lehimas, G.F. (2001) Mouchet, P. (1992) Mohseni-Bandpi, A., Elliot, J. and Momeny-Mazdeh, A. (1999)].

La tecnología de la prefiltración gruesa consiste en un proceso de filtración a través de un manto de grava, con granulometría entre 4 a 25 mm, usando bajas velocidades de filtración, y principalmente empleado como pretratamiento para retener sólidos antes de procesos de filtración lenta (Wegelin, M., 1988; Wegelin, M. Schertenlib, R., Boller. M., 1991).

En el Centro de Ingeniería Sanitaria se estudió por más de diez años la prefiltración gruesa ascendente, aplicada a distintas calidades de agua (Ingallinella A.M., Stecca. L., 1991; Ingallinella A.M. Bachur J.A., Rodriguez J., Stecca.L, 1992; Ingallinella, A.M., Stecca, L., Wegelin M., 1997; Ingallinella, A.M., Fernández, R., y Stecca L., 2000). En año 1999, se inició un Proyecto de Investigación sobre Procesos Biológicos para Remoción de Hierro y Manganeso que permitió desarrollar, mediante estudios en planta piloto en aguas naturales, un sistema de tratamiento basado en las siguientes etapas: aeración, prefiltración gruesa ascendente y filtración final (lenta o rápida). Los resultados indicaron que se obtuvieron eficiencias de remoción totales de 95% para el Fe y 90% para el Mn. El prefiltro desempeñó un rol muy importante por su aporte a la eficiencia total, su alta capacidad de retención de sólidos, las largas carreras alcanzadas y la sencillez en la operación (Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G., Pacini, V., 2001; Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G., Pacini, V. (2002) Pacini, V. , 2001; Pacini, V., Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.M; 2003).

Según Hozalski y Bouwer (2001), uno de los métodos de mayor relación costo-beneficio para evaluar los procesos de tratamiento como la filtración biológica, es el uso de modelos de simulación. Sin sustituir a los ensayos de laboratorio y estudios en planta piloto, un modelo propiamente diseñado y calibrado, permite generalizar resultados experimentales limitados a distintos escenarios que resultarían difíciles de evaluar tanto en costo como en tiempo.

En este trabajo se resumen los primeros resultados de un modelo matemático, cuyo objetivo es describir el proceso de prefiltración biológica para la remoción de Fe. Una vez calibrado el mismo, se podrán simular distintas calidades de agua cruda, velocidades de filtración, espesores del manto filtrante, granulometría, etc., pudiendo predecir el comportamiento del proceso. Por simplicidad el modelo se plantea para el caso de aguas conteniendo hierro, no obstante se realizan comentarios para el caso en que ambos metales se presentan en forma conjunta.

A continuación se presentan el modelo conceptual, el modelo matemático, una primera estimación de parámetros a partir de datos obtenidos en una planta experimental de laboratorio y resultados del modelo.

## MODELO CONCEPTUAL

El agua que ingresa a un prefiltro biológico empleado para remover hierro y manganeso en general puede contener: (a) hierro y manganeso disueltos como  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$ ; (b) hierro y manganeso oxidado, por el oxígeno incorporado, como  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Mn}^{4+}$  (en permanente cambio formando precipitados de tamaño coloidal o mayor, posiblemente en la forma de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{MnO}_2$ , y se distinguen a simple vista por el aumento de la turbiedad y el color); (c) material biológico de distinto tamaño (desde células sueltas a agregados floculentos de tamaños visibles) con precipitados de Fe y Mn y (d) turbiedad originada por otro tipo de material suspendido como arcillas, en el caso de las aguas subterráneas, en muy baja concentración.

De acuerdo a las experiencias realizadas hasta ahora, la cantidad de Mn que se oxida en las condiciones naturales de pH, potencial redox (Eh) y oxígeno disuelto (OD) antes de ingresar al prefiltro es muy baja, por lo que los valores de turbiedad acusados corresponden principalmente a Fe que, una vez oxidado por mecanismos tanto bióticos como abióticos, precipita (Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G., Pacini, V. 2001, 2002; Pacini, 2001).

Analizando los posibles mecanismos de filtración que se desarrollan en el prefiltro biológico, se plantean algunas hipótesis simplificadoras:

*-hipótesis sobre los mecanismos de remoción:* (a) para el material particulado que ingresa al prefiltro prevalecerán los mecanismos clásicos de filtración como los de transporte y adherencia (Di Bernardo, 1993), prevaleciendo las fuerzas gravitatorias sobre las de Van der Waals y de movimiento Browniano por lo que se desprende que el mecanismo de sedimentación es el predominante, como lo señala Boller (1993) y Wegelin (1988); (b) Las células individuales y el material biológico que ingresa al prefiltro sufrirán fenómenos típicos de la formación de biofilm, tal como lo describe Mele (1997) y (c) la mayor parte de los metales disueltos ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ) serán oxidados y precipitados por fenómenos catalizados por el metabolismo de las ferrobacterias (Mouchet, 1992). Esto último está de acuerdo con Sögaard y otros (2000) quienes estiman que la tasa de oxidación por ferrobacterias es sesenta veces mayor a la tasa de oxidación del hierro por el oxígeno por fenómenos físico-químicos y por Ingallinella y otros (2001), quienes sugirieron que el principal mecanismo de remoción de  $\text{Mn}^{2+}$  en el bioprefiltro es el biótico.

*-hipótesis sobre el proceso de colmatación en el bioprefiltro.* Los modelos clásicos de la filtración en mantos porosos, como los modelos de Iwasaki y Ives, están basados en el balance de masas de los sólidos en el reactor y sólo tienen en cuenta la disminución de los poros intergranulares debida a los depósitos formados por las sustancias retenidas (Di Bernardo, 1993). Estos modelos no tienen en cuenta la presencia de biomasa dentro del mismo, como en nuestro caso es el crecimiento de las ferrobacterias. A medida que se desarrolla el proceso de biofiltración el manto se va colmatando y por lo tanto la porosidad inicial del mismo va decreciendo. Este decrecimiento de la porosidad se debe a los depósitos de hierro y sólidos en suspensión retenidos en el proceso de biofiltración y a la variación en la cantidad y densidad de la biomasa generada. Esta biomasa puede estar tanto formando biofilm como

en forma suspendida. A diferencia de lo que ocurre en un prefiltro utilizado para remover sólidos tales como sustancias arcillosas coloidales o suspendidas (Wegelin, 1988; Wegelin et al., 1991), en nuestro problema, los términos que hacen que la porosidad decrezca además con la biomasa generada en dicho proceso. Esta forma de decrecimiento de la porosidad por el crecimiento de biomasa, se acerca a lo señalado por Boller et al (1997) cuando se refiere a los biofiltros aplicados a aguas residuales o en el caso de las biobarreras porosas estudiadas por Chen Charpentier et al (2002).

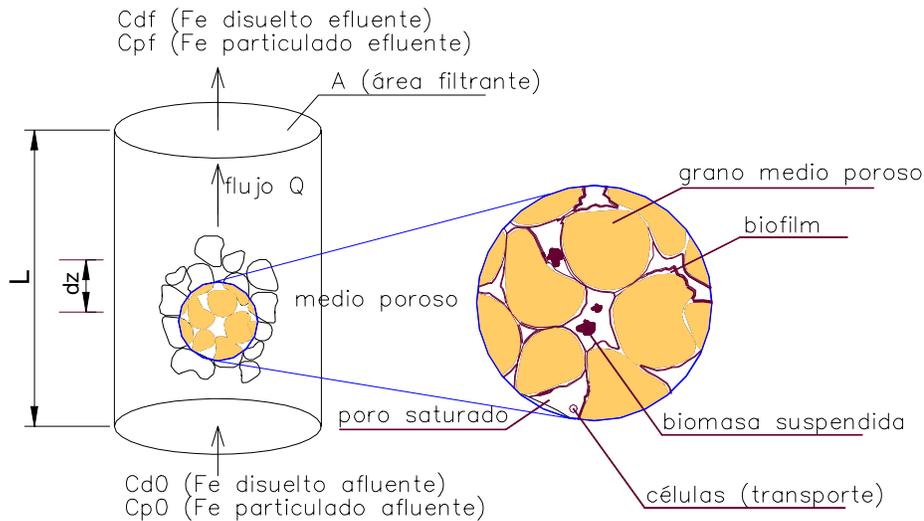
*-hipótesis sobre la cinética de la acumulación de biomasa.* Para describir la cinética de la utilización del hierro disuelto por la ferrobacterias y su intervención en la formación de biomasa, se propone utilizar la ecuación de Monod. Se asume además que todo el  $Fe^{2+}$  es oxidado y precipitado por procesos bacterianos y además es el sustrato limitante para el crecimiento de las ferrobacterias. Los modelos de biofilm desarrollados por Rittman & McCarty (1980) utilizan Monod para expresar del decaimiento del sustrato en el biofilm. La ecuación de Monod ha sido utilizada también en el modelado de procesos de formación de biofilm en mantos porosos para la bioremediación de acuíferos (Chen Charpentier y Kojouharov, 2002).

## MODELO MATEMÁTICO

Teniendo en cuenta las hipótesis anteriores, se propone una evolución de la porosidad del manto filtrante conforme al proceso de colmatación por depósito de material precipitado y biomasa, según la siguiente expresión:

$$\varepsilon = \varepsilon_0 - \beta_a \sigma - \beta_b X \quad - 1$$

donde:  $\varepsilon$  es la porosidad del manto mientras se realiza la filtración, la que se define como el volumen total de vacíos dividido el volumen total de manto filtrante,  $\varepsilon_0$  es la porosidad inicial del manto limpio antes de iniciar el proceso de filtración,  $\sigma$  ( $M_\sigma / L^3$ ), es llamado depósito específico y representa los sólidos retenidos en el manto durante el proceso de colmatación,  $X$  ( $M_X / L^3$ ), es la biomasa de ferrobacterias formando biofilm o en forma suspendida, instalada en el manto en el proceso de filtración, que puede ser medida como mg de sólidos volátiles por unidad de volumen de manto filtrante (mg SV/m<sup>3</sup>), medida que es muy utilizada en biofiltros utilizados en tratamiento de aguas residuales,  $\beta_a$  ( $L^3/M_\sigma$ ) representa un coeficiente empírico que depende de la densidad y forma de los depósitos abióticos y  $\beta_b$  ( $L^3/M_X$ ) representa un coeficiente empírico que depende de la densidad y forma de los depósitos bióticos (Figura 1)



**Figura 1** Esquema del proceso de prefiltración biológica

Para el balance de masas, se diferenciará la concentración de hierro en el agua en dos fracciones una fracción disuelta ( $C_d$ ) y otra fracción particulada ( $C_p$ ):

$$C = C_d + C_p \quad - 2$$

donde:  $C$  ( $M_{Fe_{tot}}/L^3$ ) es la concentración de Fe total, por unidad de volumen de líquido,  $C_d$  ( $M_{Fe^{2+}}/L^3$ ) es la fracción disuelta como  $Fe^{2+}$  por unidad de volumen de líquido,  $C_p$ : ( $M_{Fe_{tot}}/L^3$ ) es la fracción particulada por unidad de volumen de líquido, cuantificada mediante la diferencia entre las cantidades de Fe total y de  $Fe^{2+}$ .

Análogamente, el depósito específico  $\sigma$ , se discrimina mediante dos fracciones:

$$\sigma = \sigma_d + \sigma_p \quad - 3$$

donde:  $\sigma_p$  ( $M_{Fe_{tot}}/L_m^3$ ), representa los depósitos provenientes de la fracción particulada  $C_p$  retenida, por unidad de volumen de manto filtrante,  $\sigma_d$  ( $M_{Fe_{tot}}/L_m^3$ ), está constituido por los depósitos sólidos retenidos provenientes de la fracción disuelta  $C_d$  oxidada y precipitada por procesos biológicos. Este depósito específico  $\sigma$  podría ser medido como Fe tot por unidad de volumen de manto filtrante pero también podría cuantificarse como masa de sólidos suspendidos fijos ( $mg\ SSF/m^3$ ). Cabe destacar que  $C$  es una concentración referida al volumen de líquido a tratar ( $L^3$ ) que ocupa los espacios vacíos entre poros) y  $\sigma$  es una concentración referida al volumen total de manto filtrante ( $L_m^3$ ).

En cuanto al análisis del material removido en cada capa del manto filtrante el modelo propuesto se basa en un balance de masas en un volumen de control, discriminado por concentración de hierro particulado y disuelto cuya expresión para cada fracción puede escribirse como sigue:

$$\varepsilon \frac{\partial C_p}{\partial t} + v \frac{\partial C_p}{\partial z} - \frac{D \partial^2 C_p}{\partial z^2} = - \frac{\partial \sigma_p}{\partial t} \quad - 4$$

$$\varepsilon \frac{\partial C_d}{\partial t} + v \frac{\partial C_d}{\partial z} - \frac{D \partial^2 C_d}{\partial z^2} = - \frac{\partial \sigma_d}{\partial t} \quad - 5$$

donde:  $v = Q/A$  (L/T) velocidad de filtración,  $Q$  ( $L^3/T$ ) es el caudal de filtración,  $A$  ( $L^2$ ) es el área transversal de pasaje del líquido,  $\varepsilon$  (adimensional) porosidad del manto filtrante para un tiempo  $t$ ,  $D$  ( $L^2/T$ ) es el coeficiente de dispersión a lo largo del eje del filtro,  $dz$  (L) es una porción diferencial de manto en el sentido del flujo,  $\varepsilon$  (adimensional) porosidad del manto filtrante para un tiempo  $t$ ,  $\sigma_d$  : ( $M_{Fe}/L_m^3$ ) depósito específico debido a  $C_d$  por unidad de volumen de manto,  $\sigma_p$  : ( $M_{Fe}/L_m^3$ ) idem para  $C_p$ .

En una primera aproximación se tratará de representar la cinética del depósito específico generado por la fracción disuelta  $\sigma_d$ , debido a procesos bióticos en función de la biomasa  $X$  formada dentro del manto filtrante, aplicando el modelo de Monod de la siguiente manera:

$$\frac{\partial \sigma_d}{\partial t} = \frac{1}{Y} \frac{\partial X}{\partial t} \quad - 6$$

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{\mu_{m\acute{a}x} C_d}{K_s + C_d} X - k_d X \quad - 7$$

donde  $Y$  ( $M_X/M_{Fe}$ ) es un coeficiente de rendimiento definido como la cantidad de microorganismos producidos por unidad de sustrato consumida,  $\mu_{m\acute{a}x}$  (1/T) representa la velocidad de crecimiento máxima para el sustrato  $C_d$ ,  $K_s$  ( $M_{Fe^{2+}}/L^3$ ), llamada constante de saturación media, es la concentración de  $Fe^{2+}$  correspondiente a una velocidad igual a la mitad de  $\mu_{m\acute{a}x}$ ,  $k_d$  (1/T) es la constante de decaimiento bacteriano.

Existen valores de estas constantes para distintos tipos de microorganismos y sustratos en tratamiento de aguas residuales, sin embargo de la extensa bibliografía consultada se concluye que la cinética de las bacterias del hierro está muy poco estudiada, debido probablemente a la dificultad encontrada en el cultivo de estas bacterias en laboratorio, señalada por Guirse (1984).

Hozalski et al (2001) determinó, para un modelo de biofiltración de materia orgánica biodegradable en agua potable, mediante un análisis de sensibilidad, que la variación del parámetro  $\mu_{m\acute{a}x}$  era la que más afectaba los resultados del modelo. Debido a la importancia de las constantes cinéticas actualmente está en marcha otra investigación cuyo objetivo es la determinación de los coeficientes cinéticos de crecimiento de bacterias del hierro, mediante experiencias en laboratorio.

La variación de la concentración de los sólidos acumulados por la retención de  $C_p$  se expresa de la siguiente manera:

$$\frac{\partial \sigma_p}{\partial t} = \lambda C_p v \quad - 8$$

donde  $\lambda$  (1/L) es definido como el coeficiente de filtro o eficiencia de filtración. Debido a que el coeficiente de filtro  $\lambda$  depende del depósito específico  $\sigma$ , como vimos anteriormente, se está estudiando el comportamiento de este en función de los datos obtenidos en laboratorio, para los cuales se intentó encontrar una relación para  $\lambda=f(\sigma)$ .

Según la experiencia acumulada hasta la fecha para las concentraciones ensayadas ( $Fe_{tot}<1$  mg/l) en planta piloto con aguas naturales (Ingallinella et al, 2001; 2002; Pacini, 2001), la eficiencia total de filtración crece en la primer carrera, durante el período de puesta en marcha y se mantiene constante a lo largo de las carreras siguientes. No se ha registrado hasta la fecha, para las concentraciones estudiadas una disminución de la eficiencia con el depósito específico como sucede en los prefiltros usados para aguas superficiales (Wegellin 1988, Boller 1993). De las experiencias en laboratorio, en cada carrera se observa un aumento de la eficiencia total de remoción de  $C_p$  en función del depósito específico. Esta relación podría asimilarse en principio a una recta, para concentraciones de hierro dentro del rango estudiado. La eficiencia varía de capa a capa del manto filtrante, lo que también se puede observar en los perfiles de concentración tomados en el filtro experimental. Se incorpora, en consecuencia, una relación entre la eficiencia y el depósito específico para cada capa  $dz$  del manto filtrante y en función del tiempo:

$$\lambda = \lambda_0 + k_1 \sigma \quad - 9$$

donde  $\lambda_0$  (1/L) es la eficiencia o coeficiente de filtro al inicio de la carrera de filtración,  $k_1$  ( $L^3/L M\sigma$ ) es un coeficiente empírico.

Para expresar la pérdida de carga se aplica la ecuación de Kozeny-Carman simplificada mediante la siguiente expresión:

$$dh_t = dh_0 \left[ \frac{\varepsilon_0}{\varepsilon} \right]^3 \quad - 10$$

donde:  $dh_t$  (L) es la pérdida de carga para un tiempo  $t$  y  $dh_0$  (L) es la pérdida de carga inicial.

Se hicieron consideraciones sobre el término de dispersión hidrodinámica longitudinal, presente en las ecuaciones – 4 y –5. Según Bear (1972) el coeficiente de dispersión hidrodinámica  $D$  se puede estimar a través del número de Peclet, que para los valores de velocidades de filtración y tamaño de grano dan como resultado un valor de  $D$  de  $0.14 \text{ cm}^2/\text{s}$ . Partiendo de valores experimentales de concentración en la planta experimental perteneciente al CIS, el término dispersivo es dos ordenes de magnitud menor que el término convectivo, por lo que se decidió en una primera etapa, no tener en cuenta el término dispersivo para simplificar el modelo matemático.

Para la resolución numérica de las ecuaciones diferenciales, las ecuaciones presentadas fueron discretizadas mediante un esquema de diferencias finitas, progresivo en tiempo y espacio.

## ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS A PARTIR DE DATOS EXPERIMENTALES

A partir de datos de la planta experimental, se estimaron algunas de las constantes del modelo. El coeficiente Y o rendimiento, utilizado en la expresión de Monod, fue estimado con datos del barro de lavado de la planta experimental, mediante la relación entre los sólidos suspendidos volátiles (SSV) y la cantidad de Fe<sub>tot</sub> presente en el barro para las distintas carreras (Tabla 1).

**Tabla 1** Estimación del coeficiente de rendimiento Y de datos experimentales

Carreras	Fechas	mg/l SSV barro lavado	mg/l Fe tot barro lavado	Y estimado
1	07-06-02 / 27-12-02	790	900	0.65
2	02-01-03 / 07-03-03	225	510	0.44
3	11-03-03 / 16-05-03	71	110	0.64
4	20-5-03 / 27-08-03	235	128	0.54

Se ha programado una experiencia para determinar en laboratorio la velocidad de crecimiento máximo de las bacterias del hierro  $\mu_{\max}$  y las demás constantes cinéticas. Hasta tanto se cuente con dichos resultados se adoptó un  $\mu_{\max}$  de  $1.12 \text{ E-}8 \text{ 1/s}$ , obtenido por Hallbeck & Pedersen (1990), para *Gallionella* y para una temperatura de  $20^\circ\text{C}$ .

Para hacer una estimación inicial del orden de magnitud de los parámetros  $\beta_a$  y  $\beta_b$ , se utilizaron valores medidos de pérdida de carga final para cada carrera y la estimación de la porosidad final a partir de la ecuación (1). Los resultados de esta estimación se muestran en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Estimación inicial de los coeficientes  $\beta_a$  y  $\beta_b$

carrera	dh/v0 inicial cm/(m/h) medida	dh/v0 final cm/(m/h) medida	porosidad inicial limpia medida	porosidad final estimada	X SV barro mg/l medido	$\sigma$ Fe barro mg/l medido	$\beta_b$ lm/mgSV estimado	$\beta_a$ lm/mgFe estimado	porosidad final estimada
carrera 1	0.195	1.94	0.320	0.175	1625	1239	0.000055	0.000045	0.175
carrera 2	0.223	1.536	0.320	0.190	662	702	0.000097	0.000093	0.190
carrera 4	0.411	1.351	0.320	0.198	377	324	0.000180	0.000170	0.197

Con respecto a la variación de  $\lambda$  en función de  $\sigma$  propuesta en la ecuación 9, se intentó estimar con los datos experimentales los valores de  $\lambda_0$  y  $k_1$ , en promedio para todo el manto filtrante. Se pueden estimar los valores de  $\lambda_{tot}$  y  $\sigma_{tot}$ , de la siguiente manera:

$$\lambda_{tot} = \frac{1}{L} \ln \left[ \frac{C_i}{C_s} \right] \quad \text{y} \quad \sigma_{tot} = \frac{Q}{V_m} dt (C_i - C_s)$$

donde: L es la longitud total del manto filtrante (100 cm),  $C_i$  es la concentración de  $Fe_{tot}$  al ingreso ( $mgFe_{tot}/cm^3$ ),  $C_s$  es la concentración de  $Fe_{tot}$  a la salida ( $mgFe_{tot}/cm^3$ ) según datos de la planta experimental, Q es el caudal de filtración promedio en el período ( $cm^3/h$ ),  $V_m$  es el volumen de manto filtrante ( $cm^3$ ), dt es el período de tiempo considerado (h). Graficando  $\lambda_{tot}$  en función de  $\sigma_{tot}$  se obtuvieron valores estimativos para  $\lambda_0$  y  $k_1$ , los que se muestran en la Tabla 3:

**Tabla 3** Estimación inicial de los parámetros  $\lambda_0$  y  $k_1$

	$\lambda_0$ (1/cm)	$k_1$ ( $cm^3/g$ Fe)
Carrera 2	0.009	0.200
Carrera 3	0.003	0.090
Carrera 4	0.008	0.050

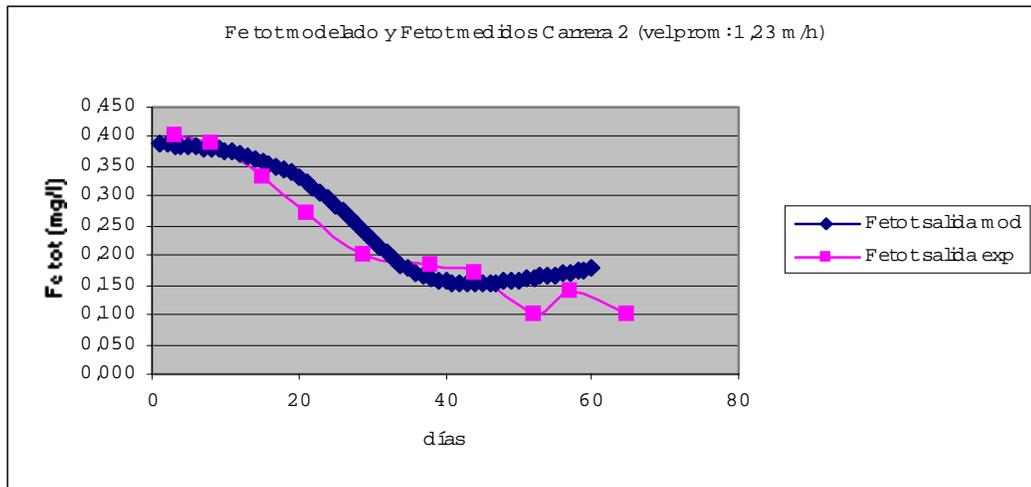
## RESULTADOS PRELIMINARES DEL MODELO

Se realizaron distintas corridas del modelo con los parámetros estimados anteriormente. En la Tabla 4 se incluyen los parámetros finales calibrados para una de las carreras de filtración del prefiltro experimental.

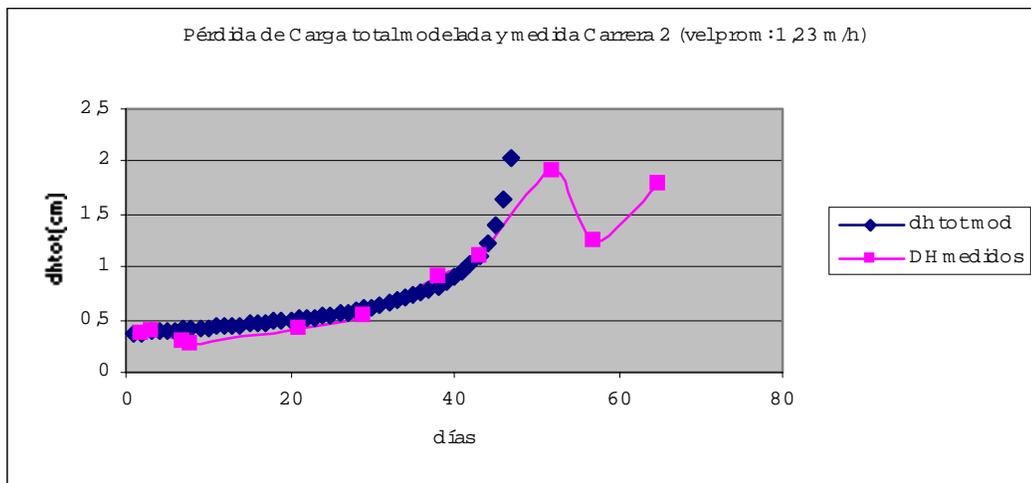
**Tabla 4** Parámetros finales calibrados con datos experimentales

<b>Parámetros finales calibrados</b>			
<b>Condiciones geométricas y de operación</b>			
velocidad de filtración	v		1,25 m/h
número de nodos (subíndice j)			10
longitud del manto	L		100 cm
número de intervalos de tiempo (subíndice n)			600000
diferencial de tiempo	dt		10 s
<b>Parámetros</b>			
eficiencia de filtración	$\lambda_0$		0,02 1/cm
velocidad máx	$\mu_{máx}$		1,12E-05 1/s
constante de saturación media	$K_s$		0,05 mg Fe tot/l
rendimiento ( $M_x/M_s$ )	Y		0,51
constante de decaimiento bacteriano	$k_d$		8,00E-06 1/s
coeficiente empírico (expresión de porosidad)	$\beta_a$		0,100 $cm^3/mgFe$
coeficiente empírico (expresión de porosidad)	$\beta_b$		0,080 $cm^3/mgSV$
coeficiente empírico (expresión de eficiencia)	$k_1$		0,0002 $cm^3/mgFe$
<b>Condiciones iniciales</b>			
Porosidad inicial	$\epsilon_0$		0,32
Fe particulado ingreso (n:1, j:j)	$C_{p0}$		0,4 mg Fe/l
Fe disuelto ingreso	$C_{d0}$		0,3 mg Fe/l
Biomasa inicial x(n:1, j:j)	X0		0,10 mg SSV/l
Depósito específico Fe part inicial	$\sigma_{p0}$		0
Depósito específico Fe dis inicial	$\sigma_{d0}$		0
Pérdida de carga inicial total	dh0		0,37 cm

En la Figura 2 y Figura 3 se observa una salida del modelo matemático para las concentraciones de Fe total a la salida del reactor y para la evolución de la pérdida de carga en el tiempo y con los parámetros ajustados incluidos en la **Tabla 4**, y la comparación con los datos medidos en la planta experimental.



**Figura 2**  $Fe_{tot}$  modelado y medido en planta experimental



**Figura 3** Pérdidas de carga totales modeladas y medidas en la planta experimental.

## CONCLUSIONES

Aunque el modelo está en su primera fase de desarrollo, se logró una aceptable concordancia entre los valores calculados y los medidos experimentalmente, por lo que se considera que las hipótesis planteadas son adecuadas para describir el proceso. No obstante, el modelo se puede complejizar incorporando términos que tengan en cuenta la influencia de los parámetros ambientales tales como oxígeno disuelto, pH y potencial redox. Debido a que el modelo resultó bastante sensible a las constantes cinéticas de las bacterias del hierro, se prevé, en futuras experiencias, determinar las mismas mediante columnas de filtración biológica con mezcla completa, lo que permitirá además incorporar al modelo parámetros reales. Hasta el momento se ha ajustado el modelo a los resultados de la planta experimental de laboratorio. No obstante, ésta presenta limitaciones en relación a la prefabricación del agua cruda en laboratorio y para salvar este inconveniente se analizará el modelo en función los datos de dos plantas piloto que se están operando con aguas naturales.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Atlas R. M. and Bartha R.** (2002) *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental* 4ta Edición Ed Addison Wesley 2002 p65-p66, p178-p180.
- Bear J.** (1972). *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Dover Publications, Inc. NY USA. 763p.
- Boller, M.** (1993). “*Filter mechanisms in roughing filters*”. J. Water SRT - Aqua 42, p174-185.
- Boller, M., Kobler, D., Koch, G.** (1997). “*Particle separation, solids budgets and headless development in different biofilters*”. Water Sci. Tech. 36, No. 4, p239-247
- Bouwer, E. J. and Crowe, P.B.** (1988) “*Biological Process in Drinking Water Treatment*”, Jour. AWWA, 80:9:82, September 1988
- Cortizo, Mele F.L., M.** (2000). “*Preliminary Characterization of Thin Biofilms by Optical Microscopy*”. Biofouling 15, p253.
- Chen Charpentier, B., Kojouharov, H.** (2002). “*Numerical Simulation of Dual-Species Biofilms in Porous Media*”. IV Pan American Workshop, Applied & Computational Mathematics, July 1-5, 2002, Fac. de Mat., Astr. y Física, UNC, Argentina.
- Di Bernardo, L.** (1993). *Métodos y técnicas de tratamiento de agua*. Vol I, II, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro.
- Ghiorse, W.C.**, (1984) “*Biology of iron and manganese depositing bacteria*”, Ann.Rev.Microbiol., 38:515-550, 1984.
- Gislette, P. & Mouchet, P.** (1997). “*Eliminación del hierro, del manganeso y del amoníaco en las aguas potables, los tratamientos biológicos*”. Taller Internacional Sobre Hierro Y Manganeso. (AIDIS) Buenos Aires, Argentina, Noviembre 1997.
- Hallbeck, L., and Pedersen, K.** (1990) “*Culture parameters regulating stalk formation and growth rate of Gallionella ferruginea*”, Journal of General Microbiology, 136, 1675-1680. 1990
- Hozalski, R. M. and Bouwer E., J.** (2001) “*Non Steady State Simulation of BOM removal in drinking water biofilters: Model Development*”. Wat. Res. Vol. 35 N° 1 198-210.
- Hozalski, R. M. and Bouwer E., J.** (2001) “*Non Steady State Simulation of BOM removal in drinking water biofilters: Applications and full-scale validation*”. Wat. Res. Vol. 35 N° 1 211-223.
- Ingallinella A.M., Stecca. L.** (1991) “*Experiencia con Pretratamientos. Seminario Internacional Sobre Mejoramiento De La Calidad De Agua Para Consumo Humano*”. Cali Colombia- Nov.1991.
- Ingallinella A.M. Bachur J.A., Rodriguez J., Stecca.L** (1992) “*Clarificación del agua en mantos de grava de flujo ascendente*”. Ref.2.19 XXIII Congreso Interamericano De Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, La Habana, Cuba, Nov.1992.
- Ingallinella, A.M., Stecca, L., Wegelin M.** (1997) “*Up-Flow Roughing Filtration, Rehabilitation Of The Potabilization Plant In Tarata, Bolivia*”. Upgrading Of Water And Waste Systems, Kalmar, Suecia, May L997.
- Ingallinella, A.M., Fernández, R., y Stecca L.** (2000) “*Sistema ARCIS-UNR para eliminación de arsénico en aguas subterráneas*”, 11°. Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, AIDIS, Mendoza, mayo 2000.

- Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G., Pacini, V.** (2001) “*Remoción de Fe y Mn en aguas subterráneas mediante biooxidación*”, WEFTEC Latin America 2001, Water Environmental Federation, USA, San Juan, Puerto Rico, noviembre 2001.
- Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G., Pacini, V.** (2002) “*Remoción Biológica de Fe y Mn, una tecnología apropiada*”. 12° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, AIDIS Argentina, mayo 2002, Buenos Aires, Argentina.
- Karamanev, D.G., Nicolov, L. N.** (1988) “*Influence of Some Physicochemical Parameters on Bacterial Activity of Biofilm: Ferrous Iron Oxidation by Thiobacillus ferrooxidans*”, Biotechnology and Bioengineering, Vol. 31, pp 295-299
- Lehimas, G.F, Chapman J.I., Bourguine F.P.** (1999) “*Use of biological processes for arsenic removal, a cost effective alternative to chemical treatment for As*” III in groundwater. The World Water Congress Buenos Aires, Septiembre 1999.
- Lehimas, G.F.** (2001) “*Arsenic removal from groundwater in conjunction with biological-iron removal*”, J.CIWEM, Nro.15, agosto 2001
- Mele F.L., M.** (1997) “*Biofouling and biocorrosion: prevention, monitoring and treatment*”, Trends in Corrosion Research, Vol 2, p59-78.
- Mihelcic, J.R.** (2001) *Fundamentos de Ingeniería Ambiental*, Editorial Limusa S. A de C.V, Nexico D.F
- Mouchet, P.** (1992) “*From conventional to biological removal of iron and manganese in France*”. Journal AWWA. April 1992.
- Mohseni-Bandpi, A., Elliot, J. and Momeny-Mazdeh, A.** (1999) “*Denitrification of groundwater using acetic acid as a carbon source*”. Wat. Sci. Tech. , Vol.40, Nro.2, pp 53-99.
- Pacini, V.** (2001) “*Potabilización de aguas subterráneas con hierro y manganeso a través de procesos de biooxidación*”, Tesis de la Carrera de Posgrado de Especialización en Ingeniería Sanitaria. FCEIA. UNR. Octubre 2001
- Pacini, V., Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.** (2003) “*Nuevos Avances en la Remoción Biológica de Fe y Mn*”. 13° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, AIDIS Bs As Argentina,
- Rittman B., Mc Carty, P.L.** (1980) “*Model of Steady –Biofilm Kinetics*”, Biotechnology and Bioengineering, Vol 22, pp. 2343-2357
- Sogaard, E. G., Medenwaldt, R., and Abraham-Peskir, J. V.** (2000) “*Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitates morfologic*”. Wat. Res. Vol. 34 N° 10 2675-2682.
- Wegelin, M.** (1988). “*Filtración Gruesa de Flujo Horizontal. Manual de Diseño, Construcción y Operación*”. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias de Ambiente CEPIS, OPS/OMS, Lima.
- Wegelin, M. Schertenlib, R., Boller. M.** (1991) “*The decade of roughing filters-development of a rural water-treatment process for developing countries*”. J.Water SRT-Aqua- Vol.40 Nro.5 Pp304-316.