

18° CONGRESO ARGENTINO DE SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE - AIDIS

18 al 20 Abril de 2012, Buenos Aires, Argentina

REMOCIÓN DE ARSÉNICO (As) y FLUORUROS (F) EN AGUAS SUBTERRÁNEAS MEDIANTE COAGULACIÓN, ADSORCIÓN Y DOBLE FILTRACIÓN RÁPIDA

**A. González, V. A. Pacini, A. M. Ingallinella, R. Fernández, G. Sanguinetti,
R. Vidoni**

Centro de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ciencias Exactas Ingeniería y Agrimensura,
Universidad Nacional de Rosario, Riobamba 245 Bis, S2000EKE Rosario, Argentina.
TEL: +54 – 0341- 4808546 Email: cis@fceia.unr.edu.ar

RESUMEN: En el Centro de Ingeniería Sanitaria (CIS) se ha trabajado durante los últimos años en el desarrollo de un proceso de coagulación-adsorción-filtración para la remoción de As y F⁻ en aguas subterráneas, que permite lograr concentraciones de As menores a 0,05 mg/L en el agua tratada y con una operación más controlada < 0,02 mg/L, y 1,5 mg/L de F⁻, partiendo de concentraciones en el agua cruda de hasta 0,20 mg/L de As y 2,0 mg/L de F⁻. El proceso mencionado, denominado ArCIS-UNR®, cuenta con registro de Marca y Patente, y está siendo aplicado a escala real con muy buenos resultados en poblaciones de hasta 10.000 habitantes. El mismo consiste en un proceso de coagulación-adsorción en flóculos de hidróxido de aluminio utilizando cloruro de polialuminio (PAC), corrección de pH inicial y dos etapas de filtración: una primera de prefiltración gruesa ascendente en mantos de grava ($v = 0,60$ m/h) y luego una filtración rápida final ($v = 6$ m/h). La demanda de aplicación del proceso por parte de poblaciones con un mayor número de habitantes ha motivado la necesidad de su optimización ya que la aplicación de la prefiltración gruesa, al trabajar con muy bajas velocidades, resultaría en costos de instalación poco competitivos debido a las grandes superficies filtrantes requeridas. Por este motivo se propuso modificar el proceso original y reemplazar dicha etapa por una filtración rápida ascendente. Se programó un plan de ensayos en planta piloto variando las velocidades de filtración, la configuración granulométrica del filtro ascendente y las condiciones de coagulación. La variación en las condiciones de coagulación implicó la evaluación de la conveniencia de agregar una etapa de alcalinización antes de la entrada al filtro rápido descendente para mejorar la remoción de F⁻. Los resultados obtenidos hasta la fecha indican que con este nuevo esquema se pueden obtener concentraciones de arsénico menores a 0,02 mg/L en el agua tratada partiendo de concentraciones en el agua cruda entre 0,8 y 0,12 mg/L. En relación a los fluoruros, para concentraciones iniciales entre 2,5 y 3,0 mg/L, se lograron concentraciones de salida entre 1,5 y 2,0 mg/L. Los mejores resultados se obtuvieron para velocidades de filtración de 7 m/h y agregado de una etapa de alcalinización antes de la última etapa de filtración.

Palabras clave: Arsénico (As), Fluoruros (F⁻), agua subterránea, doble filtración rápida.

INTRODUCCIÓN

Antecedentes

En el Centro de Ingeniería Sanitaria (CIS) se ha desarrollado el Proceso ArCIS-UNR®, que permite la remoción simultánea de As y F⁻ en aguas subterráneas, el que ha sido aplicado en varias plantas de tratamiento, como puede verse en la Tabla 1. Con el proceso se han logrado concentraciones de As menores a 0,05 mg/L en el agua tratada (con una operación más controlada < 0,02 mg/L), y 1,5 mg/L de F⁻, partiendo de concentraciones en el agua cruda de hasta 0,20 mg/L de As y 2,0 mg/L de F⁻ (Ingallinella et al, 2003).

El Proceso ArCIS-UNR® consiste en un proceso de coagulación-adsorción en flóculos de hidróxido de aluminio utilizando como coagulante una sal polimerizada de aluminio, el cloruro de polialuminio (PAC), corrección de pH inicial a valores próximos de 7,0 y dos etapas de filtración: una primera de prefiltración gruesa ascendente en mantos de grava ($v = 0,6$ m/h) y luego una filtración rápida final ($v = 6$ m/h)^[1]. Se ha aplicado exitosamente a poblaciones con menos de 10.000 habitantes. La sencillez en su operación y los bajos costos operativos posibilita que el proceso sea una alternativa frente a otras tecnologías disponibles como la ósmosis inversa.

Tabla 1- Plantas construidas con el Proceso ArCIS-UNR®.

Localidad	Provincia	Caudal	Año inauguración
Villa Cañás	Santa Fe	45 m ³ /h	2001
López	Santa Fe	6 m ³ /h	2003
Pueblo Andino	Santa Fe	14 m ³ /h	2006
Santa Isabel	Santa Fe	13 m ³ /h	2007
Lezama	Buenos Aires	35 m ³ /h	2008
Oriente	Buenos Aires	20 m ³ /h	2010
Vivorata	Buenos Aires	10 m ³ /h	2010
Aldao	Santa Fe	10 m ³ /h	2011

Ante la demanda creciente de aplicación del proceso para localidades con mayor número de habitantes y con concentraciones mayores de F⁻ en el agua a tratar, se continuaron las investigaciones para optimizar el Proceso ArCIS-UNR®.

El primer desafío fue aumentar la eficiencia en remoción de F⁻ para aquellas poblaciones cuyas aguas subterráneas contienen más de 2,0 mg/L de dicho elemento. Para ello se realizaron ensayos disminuyendo el pH inicial a valores próximos a 6,0 en la entrada al prefiltro y agregando una etapa de alcalinización antes de ingresar en la etapa de filtración rápida. Tal como se determinó en trabajos anteriores, la eficiencia de remoción de F⁻ aumenta a pH iniciales de 6,0, pero a dicho pH el floc que se forma es muy fino y no se retiene en los mantos filtrantes. Por lo tanto se ensayó la incorporación de una etapa de alcalinización antes de entrar a la última etapa de filtración rápida para lograr la formación de nuevos precipitados de aluminio y mejorar la remoción de F⁻. De esta manera, también se controla el aluminio residual en el agua tratada (Ingallinella et al, 2011).

El segundo objetivo al que se refiere este trabajo, es optimizar el proceso para poblaciones con mayor número de habitantes, en las cuales la aplicación del Proceso ArCIS-UNR®, tal como fue concebido originalmente, resultaría en costos de instalación poco competitivos. Por lo tanto, se propuso modificarlo, implementando un sistema de doble filtración rápida que permita reducir superficies y disminuir costos de construcción. A continuación, se presentan los resultados de los

18º CONGRESO ARGENTINO DE SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE - AIDIS
18 al 20 Abril de 2012, Buenos Aires, Argentina

ensayos realizados con un esquema de doble filtración rápida con agua de la localidad de Coronel Moldes, Provincia de Córdoba.

OBJETIVOS

Objetivo general

Ensayar una modificación al esquema original del Proceso ArCIS-UNR®, reemplazando la primera etapa de filtración gruesa ascendente en mantos de grava por una filtración ascendente en arena.

Objetivos específicos

- Determinar parámetros de diseño como velocidad de filtración, granulometría de los filtros, tipo de lavado de las unidades.
- Evaluar la eficiencia en remoción de As y F⁻ con el nuevo esquema de doble filtración rápida para distintas condiciones de pH.

METODOLOGÍA

Se realizaron ensayos en una Planta Piloto instalada en el CIS, con el esquema de tratamiento detallado en la Figura 1, la cual fue operada con aguas subterráneas de la localidad de Coronel Moldes, como se indicó anteriormente. La concentración de As en el agua cruda fue de 0,08 – 0,12 mg/L y de F⁻ de 2,5 – 3,0 mg/L. La cooperativa enviaba el agua al CIS en tanques de 230 litros.

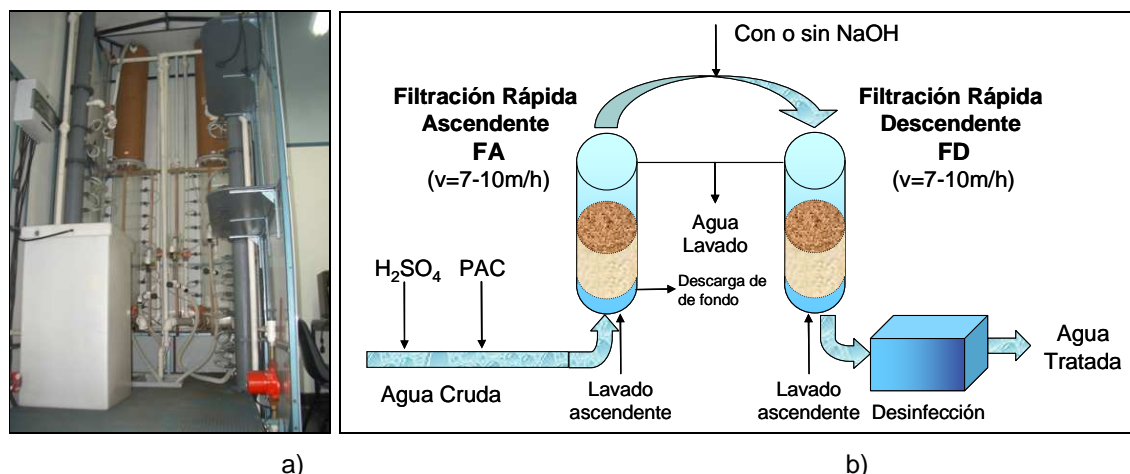


Figura 1 – a)- Planta Piloto – b) - Proceso ArCIS-UNR® Modificado - Doble filtración rápida

Los filtros que se utilizaron fueron construidos en acrílico. A lo largo de todo el estudio se operó una línea de tratamiento conformada por 2 filtros (filtro ascendente, FA y filtro descendente, FD) con las siguientes dimensiones:

18° CONGRESO ARGENTINO DE SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE - AIDIS

18 al 20 Abril de 2012, Buenos Aires, Argentina

- Diámetro externo: 82 mm
- Espesor de pared: 4 mm
- Altura total de los reactores: 2,50 m

En base a datos recopilados en la bibliografía para filtración directa (Di Bernardo, 1997), se utilizaron los mantos filtrantes que se describen a continuación, y que se esquematizan en la Figura 2:

- Para el filtro ascendente (FA) se adoptaron 2 configuraciones granulométricas distintas:
 - Granulometría 1 (G1): como manto sostén, descrito de abajo hacia arriba: 15 cm de grava 10-30 mm, 15 cm de grava 6-10 mm, y 30 cm de grava 4-6 mm. Para el manto filtrante se utilizó 1,10 m de altura de arena 0,9-1,0 mm de tamaño efectivo.
 - Granulometría 2 (G2): como manto sostén, descrito de abajo hacia arriba: 50 cm de grava 20-30 mm, 30 cm de grava 12-20 mm, 20 cm de grava 6-12 mm y 20 cm de arena 2-5 mm. Para el manto filtrante se utilizó 0,70 m de arena 0.9-1.0 mm de tamaño efectivo.
- Para el filtro descendente (FD) se adoptó como manto sostén la siguiente granulometría detallada de abajo hacia arriba: 10 cm de grava 10-30 mm, 10 cm de grava 6-10 mm, 10 cm de grava 4-6 mm, y 10 cm de arena 0,9-1,0 mm. Para el manto filtrante se utilizó 0,70 cm de altura de arena de tamaño efectivo 0,55 mm.

La carga total disponible para la carrera de filtración del FD fue de 1,15 m. Para medir la pérdida de carga se instalaron 4 piezómetros en cada filtro, a distintas alturas del manto, tal como se puede apreciar en Figura 2.

Las características hidráulicas del sistema fueron:

- Velocidad y caudal de filtración. En las distintas pruebas se utilizaron velocidades de filtración de 7 y 10 m/h en ambas etapas de filtración. Para una sección de filtro correspondiente a $\Phi_{int} = 0,074$ m, resulta un caudal de filtración entre 30 y 43 L/h.
- El método de regulación del filtro FD fue de nivel variable. El agua filtrada ingresa por la parte superior del FD y sale por la parte inferior del mismo mediante un vertedero que está ubicado a la altura del nivel de la arena.
- El caudal entregado a la planta piloto se bombea desde una cisterna de agua cruda y es regulado con una válvula aguja. Se controla mediante un rotámetro, previo al vertedero de salida, medida que se coteja volumetricamente con probeta y cronómetro (ver Figura 2).

Se diseñó una configuración de descarga de fondo intermedia para el FA de acuerdo con lo revisado en la bibliografía (Di Bernardo, 1997), de manera tal de eliminar sólidos retenidos y alargar la carrera del FD. La descarga se realizó en una de las carreras, abriendo la válvula colocada en el fondo del FA, permitiendo el descenso del nivel del agua hasta alcanzar un punto localizado 10 cm por encima de la parte superior del lecho de arena.

La dosificación de productos químicos utilizados fue la siguiente:

- Para realizar la corrección del pH inicial, antes del ingreso al FA, se utilizó una solución de ácido sulfúrico, H_2SO_4 (98%).
- El coagulante utilizado en todo el estudio fue PAC 18 (cloruro de polialuminio, Petroquímica Río Tercero, 16,9% Al_2O_3), con una dosis de 100 mg/L a lo largo de todas las carreras realizadas.
- Para la corrección del pH final, antes del ingreso al FD se dosificó con una solución de hidróxido de sodio, NaOH 15N.

La aplicación del coagulante y de la solución de ácido sulfúrico se realizó en línea sobre la cañería, previo ingreso al FA. La solución de hidróxido de sodio se incorporó a la salida del FA, en la cañería de ingreso al FD. Las bombas utilizadas fueron del tipo peristálticas con caudales de hasta 1L/h, marca DOSIVAC.

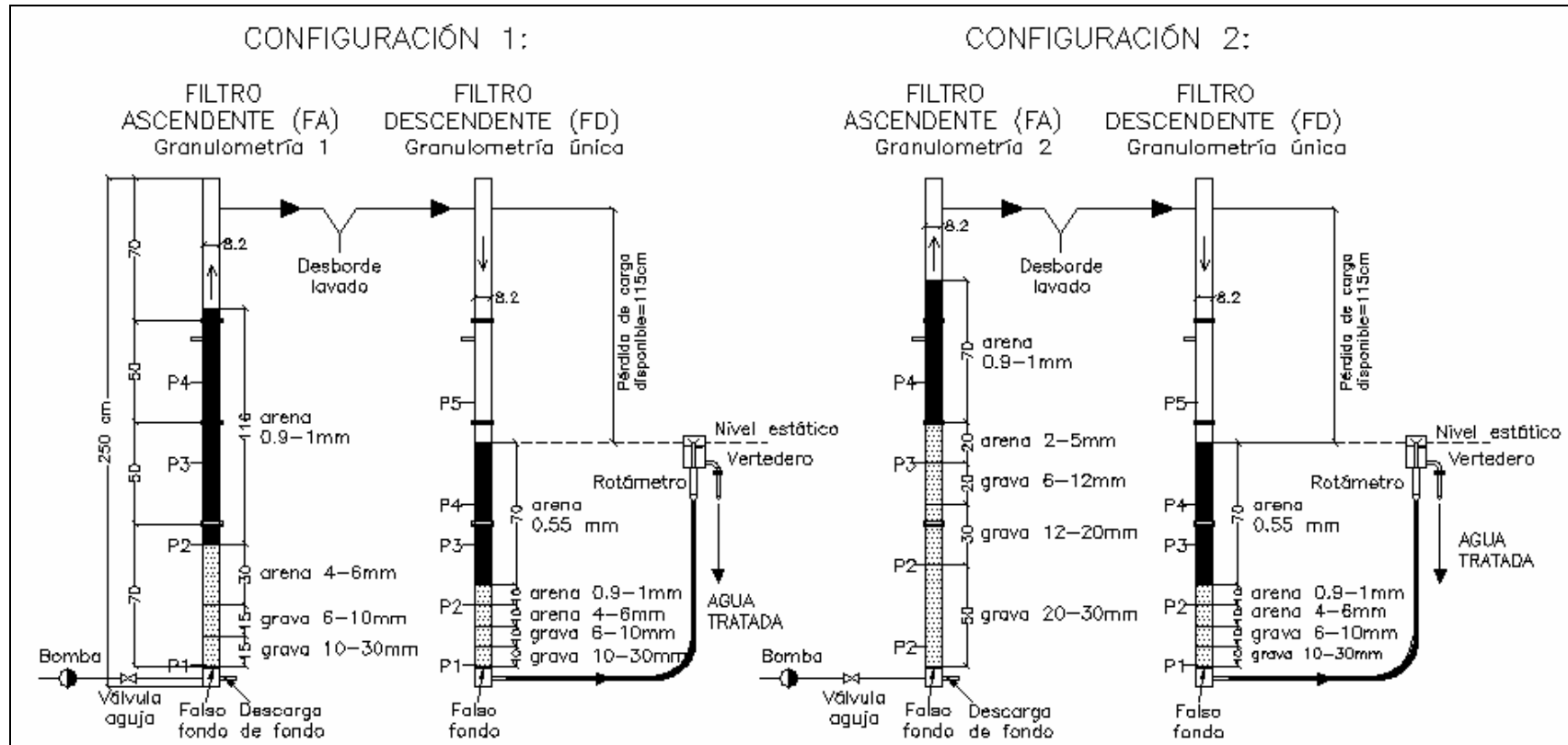


Figura 2 – Esquema de filtros: granulometría de los mantos y ubicación de piezómetros

18º CONGRESO ARGENTINO DE SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE - AIDIS

18 al 20 Abril de 2012, Buenos Aires, Argentina

Durante el proceso de filtración se realizaron mediciones de caudales de filtración con el rotámetro y en forma volumétrica, pérdidas de carga, consumo y caudales de dosificación de los productos químicos utilizados. Simultáneamente con las mediciones anteriores, se tomaron muestras en agua cruda, agua prefiltrada y agua tratada con una frecuencia de aproximadamente media hora, y se realizaron las siguientes determinaciones en el Laboratorio del CIS: Turbiedad, pH, As, F⁻, Al total. Las determinaciones de turbiedad se toman como un parámetro subrogante de la concentración de aluminio residual y por tanto de la eficiencia del tratamiento, ya que en trabajos anteriores se determinó que existe una correlación entre ambos parámetros (Di Bernardo, 1997).

Las técnicas analíticas utilizadas en el presente estudio responden a Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF (1995), 19th Edition, USA) ^[2].

Para cada parámetro medido se establece a continuación el método empleado:

- pH: (Método Electrométrico).
- Turbiedad: (Método Nefelométrico) , Turbidímetro HACH 2100.
- As: Met. del Dietilditiocarbamato de Plata. Algunas muestras de agua tratada se determinaron por Espectrofotometría de Absorción Atómica.
- Al: Colorimétrico con Eriocromo Cianina R (Método 3500-Al D).
- F⁻: Método Electrodo Ion selectivo (Método 4500-F C).

Finalizada la carrera ambos filtros fueron lavados a contracorriente, durante 10 minutos, extrayéndose muestras del agua de lavado cada 2,5 minutos. En las muestras así obtenidas durante el lavado se determinó la turbiedad. El objetivo de este muestreo fue determinar el tiempo óptimo de lavado.

Esquema de operación

Se efectuaron 18 carreras en total, 8 correspondientes a la puesta a punto del sistema, y en las 10 restantes se combinaron distintos parámetros operativos para estudiar eficiencias de remoción y duración de las carreras. En la Tabla 2 se resumen las condiciones operativas bajo las cuales se realizaron las distintas carreras.

Cabe señalar que la dosis del coagulante (PAC 18) utilizada en todas las carreras fue de 100 mg/L, dado que en anteriores investigaciones (Ingallinella et al, 2003) fue seleccionada como la más adecuada, ya que dosis mayores no son recomendables por dejar concentraciones de aluminio residual que exceden las Normas de calidad de agua para bebida.

Para cada carrera se fijaron ciertos parámetros operativos tales como dosis de PAC y granulometría del FD, y se variaron otros como velocidad de filtración (caudal), granulometría del FA, distintas condiciones de pH inicial, incorporación o no de una etapa de alcanización intermedia, y realización o no de lavados intermedios del FA, de manera tal de poder estudiar la influencia de estas variables sobre distintos parámetros como:

- Aluminio residual,
- F⁻ y As residual,
- Pérdidas de carga y duración de carreras.

18° CONGRESO ARGENTINO DE SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE - AIDIS

18 al 20 Abril de 2012, Buenos Aires, Argentina

Tabla 2 – Esquema de operación de la planta piloto con agua de la localidad de Coronel Moldes.

Carrera	Velocidad de Filtración (m/h)	Configuración Granulometría FA	pH ingreso FA	Solución NaOH	pH salida FA	Descarga de Fondo
1	10	1	6,6	NO	6,7	SIN
2-3	10	1	6,0	SI	7,3	SIN
4	10	1	6,2	SI	7,3	CON
5-6	10	1	6,9	NO	7,0	SIN
7	7	1	6,3	SI	7,6	SIN
8	7	1	6,9	NO	7,0	SIN
9	7	2	6,1	SI	7,1	SIN
10	7	2	7,0	NO	7,1	SIN

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calidad del agua cruda

Las características del agua cruda de la localidad de Coronel Moldes utilizada en los distintos ensayos se incluyen en la Tabla 3 y Tabla 4. En la Tabla 3 se detallan los parámetros de mayor interés para este estudio, determinados sobre muestras de los distintos envíos realizados por la cooperativa, y en la Tabla 4 se presentan los valores promedios para el resto de los parámetros analizados.

Tabla 3 – Valores de pH, Turbiedad y concentraciones de As y F⁻ en el agua cruda de la localidad de Coronel Moldes.

Parámetro	Unidades	Partida de agua N°1	Partida de agua N°2	Partida de agua N°3	Partida de agua N°4	Partida de agua N°5
Turbiedad	UNT	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1
pH		8,0	7,9	8,0	8,2	7,9
Arsénico Total	As mg/l	0,09	0,08	0,08	0,08	0,12
Fluoruros	F ⁻ mg/l	3,0	2,7	2,9	2,5	2,5

Tabla 4 – Calidad del agua cruda de la localidad de Coronel Moldes.

Parámetro	Unidades	Valores promedios
Color	UC	2
Turbiedad	UNT	0,22
pH		8,0
Conductividad	μS/cm	2025
Sólidos Totales	mg/L	1325
Alcalinidad Total	CO ₃ Ca mg/l	373
Dureza Total	CO ₃ Ca mg/l	153
Calcio	Ca ⁺² mg/l	28
Magnesio	Mg ⁺² mg/l	21

18º CONGRESO ARGENTINO DE SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE - AIDIS
18 al 20 Abril de 2012, Buenos Aires, Argentina

Parámetro	Unidades	Valores promedios
Cloruro	Cl ⁻ mg/l	188
Sulfato	SO ₄ ⁺² mg/l	378
Nitrato	NO ₃ ⁻ mg/l	26
Nitrito	NO ₂ ⁻ mg/l	<0,005
Amoníaco	NH ₄ ⁺ mg/l	<0,05
Hierro Total	Fe ³⁺ mg/l	<0,05
Sílice	SiO ₂ mg/l	52

Calidad del agua tratada y duración de las carreras

En la Tabla 5 se muestran los resultados promedios de los parámetros analizados durante las distintas carreras, y la duración de las mismas:

Tabla 5 – Resumen de resultados de las distintas carrera de filtración

Carrera Nº	pH ingreso FA (prom.)	pH salida FD (prom.)	Turb. FA (prom. UNT)	Turb. FD (prom. UNT)	As crudo (mg/l)	As FD (prom. mg/l)	F- crudo (mg/l)	F- FD (prom. mg/l)	Al FD (prom. mg/l)	Porcentajes de Remoción		Duración - Proyección (P) carrera (hs)
										As	F-	
1	6,6	6,7	3,8	1,1	0,09	< 0,02	2,70	2,10	0,36	> 78%	22%	3,0
2	6,0	7,3	1,7	0,1	0,09	<0,02	2,70	2,00	<0,02	> 78%	26%	2,8
3	6,3	7,3	1,5	0,1	0,09	<0,02	2,70	1,90	<0,02	> 78%	30%	3,3
4	6,2	7,3	1,6	0,1	0,08	<0,02	2,40	1,80	<0,02	> 75%	25%	4,9
5	6,9	7,0	6,7	0,1	0,08	<0,02	2,60	1,70	<0,02	> 75%	35%	5,2
6	6,9	7,0	4,9	0,1	0,08	<0,02	2,60	1,80	<0,02	> 75%	31%	6,3
7	6,3	7,6	0,6	0,3	0,08	<0,02	2,60	1,60	<0,02	> 75%	38%	11 (P)
8	6,9	7,0	4,1	0,1	0,08	0,02	2,50	2,10	< 0,02	71%	16%	13,6 (P)
9	6,1	7,1	6,0	0,1	0,12	< 0,02	2,50	1,50	< 0,02	> 83%	40%	7,0
10	7,0	7,1	2,1	0,1	0,12	< 0,02	2,50	2,00	0,02	> 83%	20%	13,1 (P)

(P): Proyección de las pérdidas de carga del FD. La misma se realizó por haber finalizado la carrera, por cuestiones operativas, antes de llegar a la máxima pérdida de carga disponible de dicho filtro.

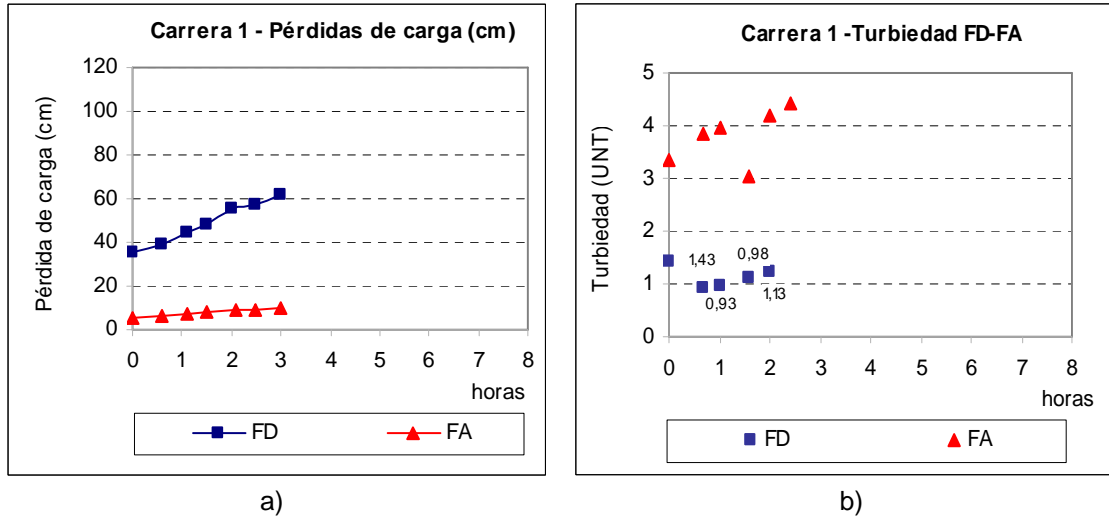
A continuación se presentan y discuten los resultados de las distintas carreras en relación a la evolución de las pérdidas de carga y los valores de turbiedades medidos a las salidas de los FA y FD.

Pruebas con velocidad de filtración de 10 m/h y distintas condiciones de pH. En la Figura 3 se presentan los resultados correspondientes a la carrera 1, en la que se trabajó con pH inicial de 6.6 y sin agregado de hidróxido de sodio.

Como se puede apreciar en la Figura 3-a y Figura 3-b los filtros se operaron durante 3 horas aproximadamente, y la carrera fue interrumpida por registrarse altas turbiedades a la salida del FD durante todo el transcurso de la misma.

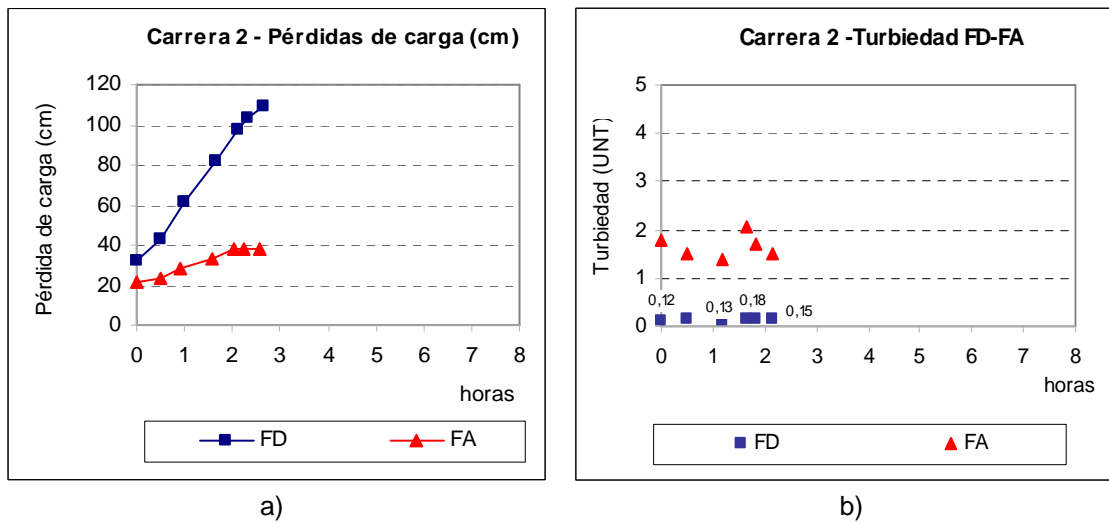
Con respecto a la remoción de As, la misma fue adecuada logrando concentraciones en el agua filtrada < 0,02 mg/L, mientras que para la remoción de F⁻, partiendo de una concentración promedio en el agua cruda de 2,7 mg/L, se logró una eficiencia de remoción del 22% (ver Tabla 5).

Por otro lado, el aluminio residual en el agua tratada se mantuvo por encima de 0,2 mg/L (Ley 11.220, Anexo A: Límite obligatorio: 0,2 mg/L), obteniendo como concentración promedio a lo largo de la realización de la misma 0,36 mg/L como se puede apreciar en la Tabla 5.

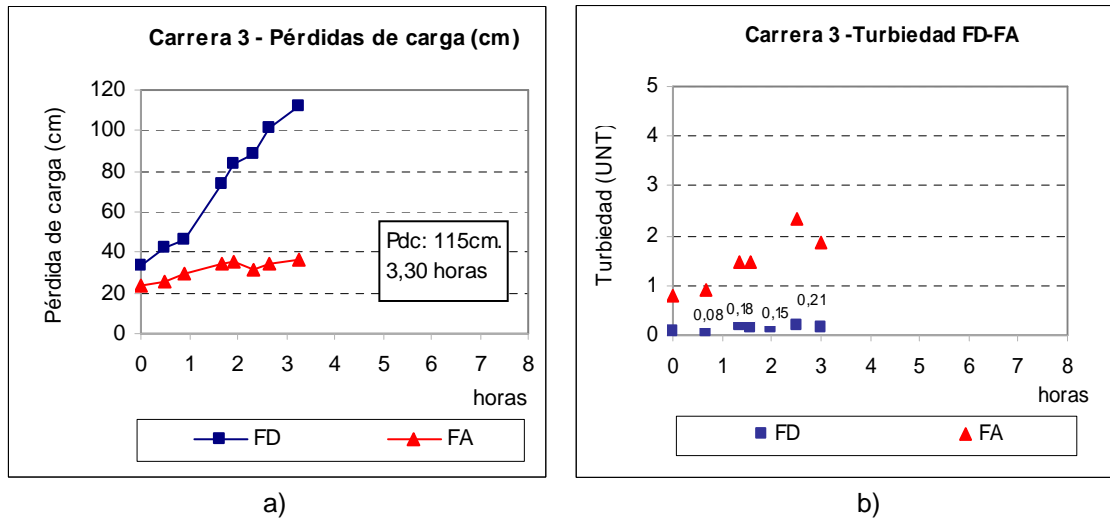


a) Pérdida de carga en FA y FD – b) Turbiedades medidas en FA y FD

Para poder mejorar las turbiedades a la salida del FD, se incorporó la etapa de alcalinización antes del ingreso al mismo y así poder trabajar a pH inicial próximo a 6,0. En las Figura 4 y Figura 5, se presentan los resultados correspondientes a las carreras 2 y 3, que son réplicas.



a) Pérdida de carga en FA y FD – b) Turbiedades medidas en FA y FD



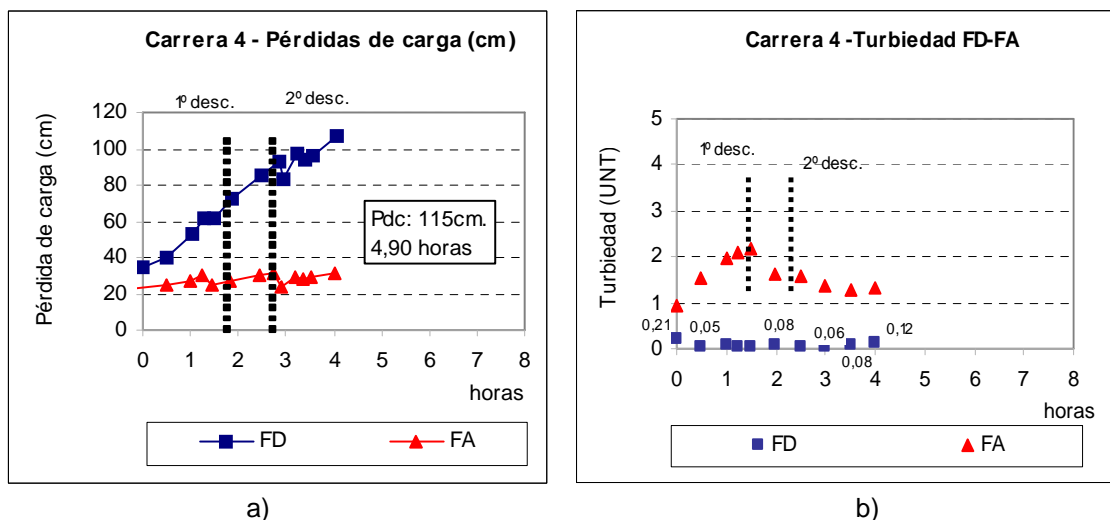
a) Pérdida de carga en FA y FD – b) Turbiedades medidas en FA y FD

Como se puede apreciar en la Figura 4-a y Figura 5-a, las carreras 2 y 3 finalizaron al haber alcanzado la máxima pérdida de carga disponible en el FD (115 cm), con duraciones variables entre 2,8 a 3,3 hs.

Con respecto a la remoción de As, la misma fue adecuada en ambas carreras, logrando concentraciones en el agua filtrada < 0,02 mg/L, mientras que para la remoción de F⁻, partiendo de una concentración en el agua cruda de 2,7 mg/L, se lograron eficiencias de remoción entre 26 y 30%. La concentración promedio de aluminio residual a la salida del FD, durante ambas carreras estuvo por debajo de 0,02 mg/l (ver Tabla 5),

Comparando los resultados de la carrera 1 con los de las carreras 2 y 3, se ve la necesidad de alcalinizar a la entrada del FD, para poder controlar el aluminio residual en los casos en que se trabaje con pH iniciales de 5,5 a 6,5.

Dado que se obtuvieron mejores resultados en la remoción de F⁻ en las carreras 2 y 3, en la carrera 4 se optó por realizar descargas de fondo intermedias del FA, con el objetivo de extender la duración de las carreras del FD. Los resultados se presentan en la Figura 6.



a) Pérdida de carga en FA y FD – b) Turbiedades medidas en FA y FD

18° CONGRESO ARGENTINO DE SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE - AIDIS
 18 al 20 Abril de 2012, Buenos Aires, Argentina

La carrera 4 se realizó bajo condiciones de operación similares en lo que respecta a pH iniciales y finales respecto de las carreras 2 y 3, con la diferencia que en esta nueva carrera se hicieron 2 descargas de fondo intermedias del FA. Como se puede observar en la Figura 6-b, luego de cada descarga de fondo intermedia del FA, las turbiedades a la salida del mismo disminuyeron. En base a esta experiencia se podría concluir:

- Las eficiencias son semejantes, en lo que se refiere tanto a la remoción de As como de F, a las obtenidas en las carreras 2 y 3 sin descarga de fondo (ver Tabla 5).
- En cuanto a la duración de la carrera, para una carga disponible del FD de 115cm, se observó que la carrera 3 duró 3,30hs, mientras que la carrera 4 tuvo una duración de 4,9hs. Esto indica que la carrera se extendió un 48% sólo realizando descargas de fondo del FA.

En la Figura 7 y Figura 8 se presentan los resultados de las carreras 5 y 6, que son réplicas entre sí, y variantes de las carreras 2 y 3 sin la incorporación de hidróxido de sodio, pero con la diferencia que el pH inicial fue de 6,9.

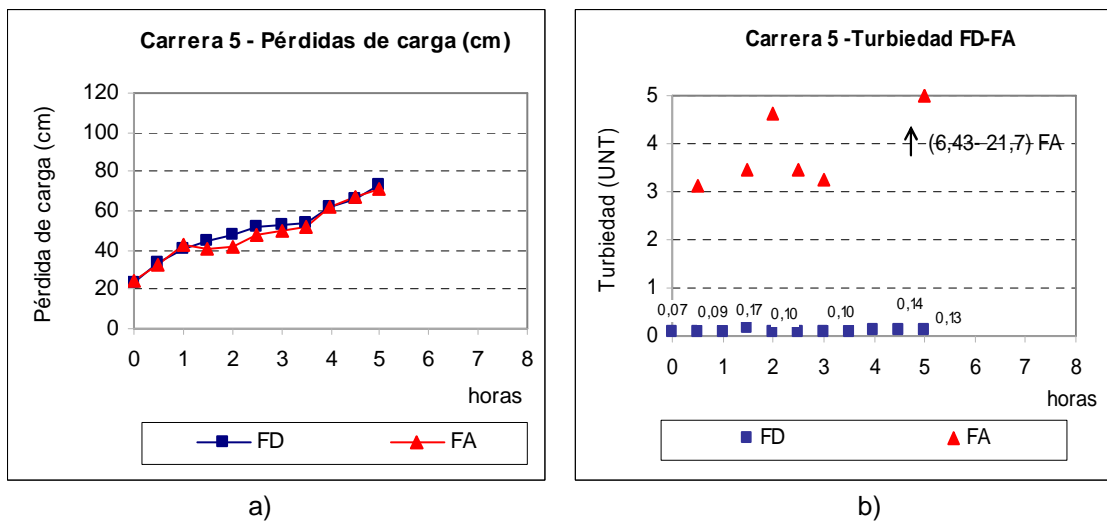


Figura 7 – Resultados carrera 5:
 a) Pérdida de carga en FA y FD – b) Turbiedades medidas en FA y FD

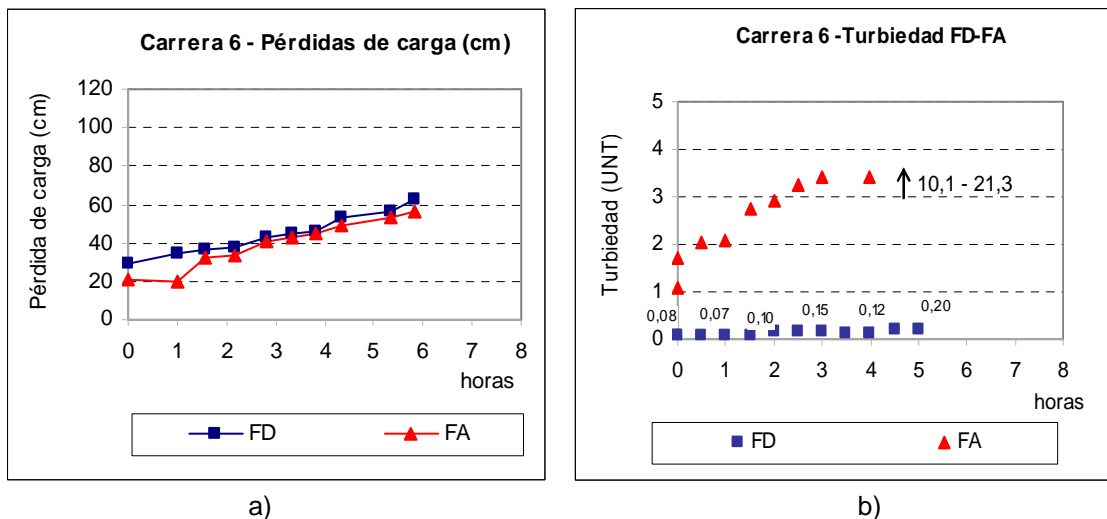


Figura 8 – Resultados carrera 6:
 a) Pérdida de carga en FA y FD – b) Turbiedades medidas en FA y FD

Como se puede apreciar en las Figura 7-a y Figura 8-a, las carreras 5 y 6 operaron durante 5 y 6 horas respectivamente, ya que fueron interrumpidas por registrarse altas turbiedades en el FA sin que se hubiera agotado la pérdida de carga disponible. Probablemente, estos picos de

turbiedades observados, se debieron a alteraciones en la velocidad de filtración por problemas operativos.

Las turbiedades a la salida del FA, según las Figura 7-b y Figura 8-b, fueron mayores que en las carreras 2 y 3, debido a lo expuesto anteriormente. Las turbiedades del FD se mantuvieron bajas, y similares a las carreras descriptas anteriormente.

Con respecto a la remoción de As, la misma fue adecuada en ambas carreras, logrando concentraciones en el agua filtrada < 0,02 mg/L, mientras que para la remoción de F⁻, partiendo de una concentración promedio en el agua cruda de 2,6 mg/L, se lograron eficiencias variables entre 31 y 35% (ver Tabla 5).

Durante las carreras mencionadas anteriormente, el aluminio residual en el agua tratada se mantuvo menor a 0,02 mg/L, como se puede apreciar en la Tabla 5.

El análisis de los resultados de las carreras 1, 2, 3, 4 y 5 permite concluir:

- Se requiere una etapa de alcalinización para controlar el aluminio residual en el agua tratada, en los casos que se trabaje con pH iniciales entre 5,5 y 6,0.
- Las descargas de fondo intermedias del FA permiten alargar la duración de las carreras.
- No se detectaron diferencias en la remoción de F⁻ para distintas condiciones de pH inicial y final probablemente debido a la velocidad de filtración utilizada (10 m/h).

Teniendo en cuenta lo expuesto, se decidió ensayar una velocidad de 7 m/h.

Pruebas con velocidad de filtración de 7 m/h y distintas condiciones de pH: En la Figura 9 se presentan los resultados de la carrera 7. Esta se realizó bajo las mismas condiciones de operación que las carreras 2 y 3, pero con una velocidad de filtración de 7 m/h.

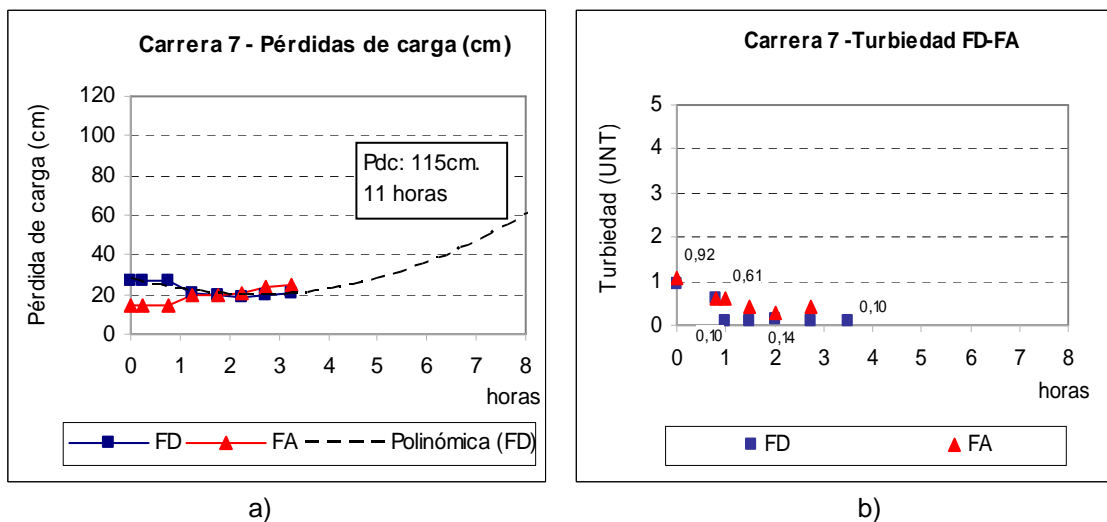


Figura 9 – Resultados obtenidos de la carrera 7.
 a) Pérdida de carga de los FA y FD – b) Turbiedades medidas en los FA y FD

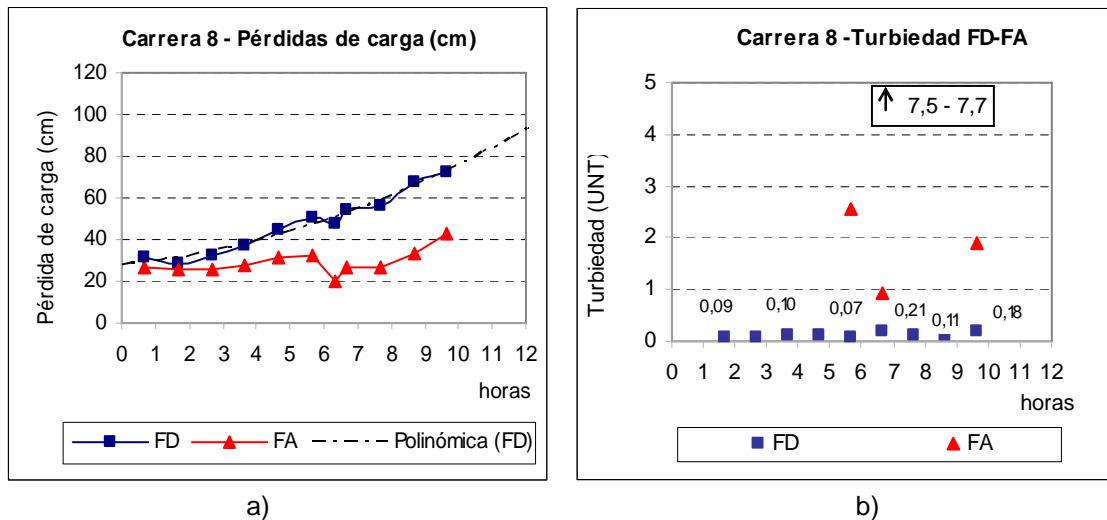
Como se puede apreciar en la Figura 9–a, la carrera 7 fue finalizada por cuestiones operativas antes de llegar a la máxima carga disponible del FD. Por tal motivo se realizó una proyección de las pérdidas de carga del FD a través de una función polinómica de segundo orden, la cuál es la que mejor se ajusta a la mediciones realizadas, dando como resultado que para 11 horas de operación se llegaría a la máxima pérdida de carga disponible de 115 cm.

Por otro lado, como se puede observar en la Figura 9-b, las turbiedades medidas a la salida del FA durante la carrera 7, fueron inferiores a las medidas en las carreras anteriores, mientras que las del FD se mantuvieron con valores bajos, similares a las carreras 2 y 3 (ver Tabla 5).

La eficiencia de remoción de As se mantuvo, con concentraciones de salida en al agua tratada inferiores a 0,02 mg/L. Respecto de los F⁻ la remoción mejoró, logrando una eficiencia promedio de 38%. La concentración promedio de aluminio residual a la salida del FD estuvo por debajo de 0,02 mg/L (ver Tabla 5).

Comparando los resultados entre las carreras 2 y 3, y la carrera 7 se observa que la disminución de la velocidad de filtración mejora notablemente la remoción de F^- , por lo que se deduce que es conveniente trabajar con velocidades del orden de los 7m/h. Esto se puede dar por el hecho que al trabajar con velocidades más bajas, hay un tiempo mayor de contacto entre el agua a tratar y el coagulante mejorando de esta forma la etapa de coagulación – floculación.

En la Figura 10 se presentan los resultados de la carrera 8, una variante de las carrera 7 sin la incorporación de hidróxido de sodio.



a) Pérdida de carga de los FA y FD – b) Turbiedades medidas en los FA y FD

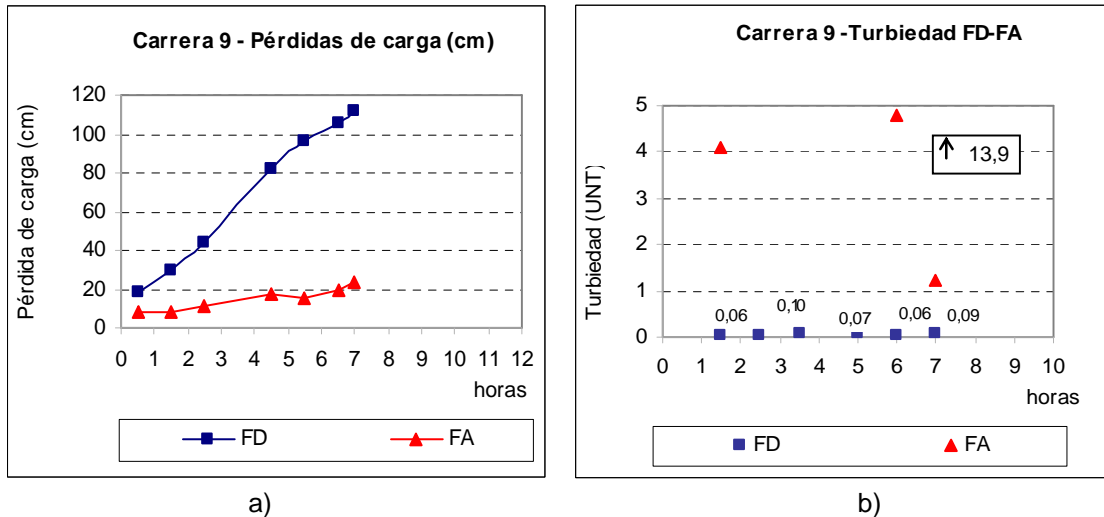
Se observa que en la Figura 10–a, la carrera 8 fue finalizada por cuestiones operativas antes de llegar a la máxima carga disponible del FD. Por tal motivo se realizó una proyección de las pérdidas de carga del FD a través de una función polinómica de segundo orden como se explicó anteriormente, dando como resultado que para 13,6 horas de operación se llegaría a la máxima pérdida de carga disponible de 115 cm.

Las turbiedades medidas en el FA, como se puede observar en la Figura 10-b, son superiores a las obtenidas en la carrera 7, mientras que las del FD son similares.

La eficiencia de remoción de As se mantuvo, con concentraciones de salida en el agua tratada de 0,02 mg/L. Respecto de los F^- , partiendo de una concentración promedio en el agua cruda de 2,5 mg/L, se logró una eficiencia del 16%. La concentración promedio de aluminio residual a la salida del FD estuvo por debajo de 0,02 mg/l (ver Tabla 5).

Comparando las carreras 7 y 8, se puede ver que se produce una mejor remoción de F^- a pH inicial de 6 en el ingreso al FA, lo que implica posteriormente la incorporación de la etapa de alcalinización con hidróxido de sodio para llegar a pH mayores a 7 y controlar el aluminio residual a la salida del FD.

En la Figura 11 se presentan los resultados de la carrera 9, la cual es una variante de la carrera 7 con una granulometría diferente en el FA (Tipo 2 – ver Figura 2).



a) Pérdida de carga de los FA y FD – b) Turbiedades medidas en los FA y FD

Como se puede apreciar en las Figura 11-a, la carrera 9 se operó durante aproximadamente 7 horas, en donde alcanzó la máxima pérdida de carga disponible. Con respecto a la remoción de As, la misma fue adecuada, logrando concentraciones en al agua filtrada < 0,02 mg/L, mientras que para la remoción de F⁻, partiendo de una concentración promedio en el agua cruda de 2,5 mg/L, se logró una eficiencia promedio de 40%, similar a los resultados obtenidos en la carrera 7. La concentración promedio de aluminio residual a la salida del FD estuvo por debajo de 0,02 mg/l (ver Tabla 5).

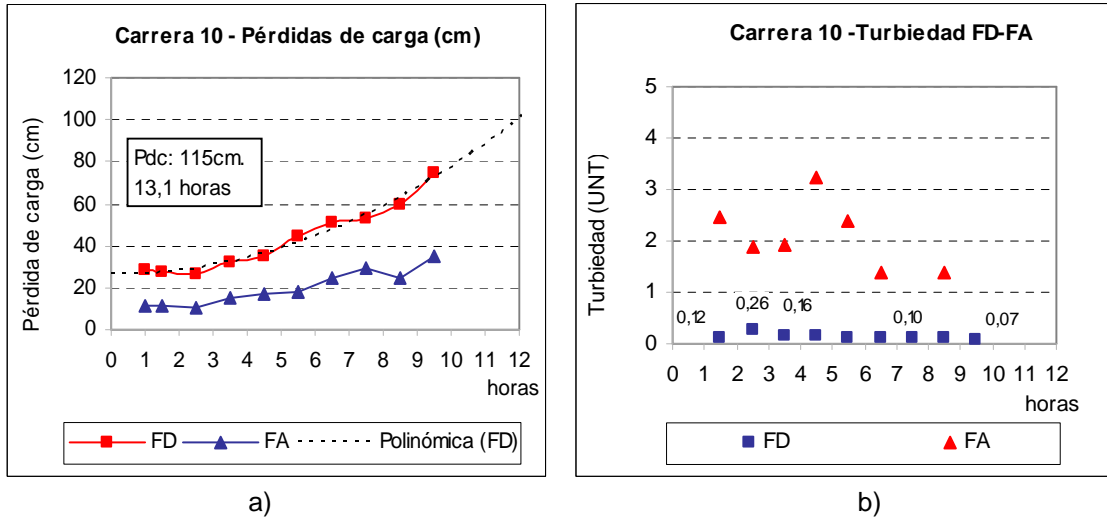
Comparando las carreras 7 y 9, se ratifica que la mejor remoción de F⁻ se produce a pH iniciales bajos (5,5-6,5). La eficiencia en remoción de F⁻ de la carrera 9 fue similar a los resultados obtenidos en la carrera 7, indicando que no hubo diferencias para los dos tipos de granulometría utilizados en el FA. Se observan valores altos de turbiedad a la salida del FA debido a la menor profundidad del manto filtrante de arena de dicho filtro, respecto al utilizado durante la carrera 7. También se detecta en las carreras 7 y 9 un aumento en la remoción de F⁻ respecto a la obtenida en las carreras 2 y 3, operadas a pH bajos pero a una velocidad mayor (10 m/h). Como se mencionó anteriormente, esto podría deberse a que, al trabajar con velocidades más bajas, hay un tiempo mayor de contacto entre el agua a tratar y el coagulante mejorando de esta forma la etapa de coagulación – floculación.

Para corroborar la necesidad de la etapa de alcalinización se decidió hacer una última carrera con similares condiciones que la carrera 9, pero con un pH inicial de 6,9 sin alcalinizar. En la Figura 12 se presentan los resultados de la carrera 10.

Se puede observar en la Figura 12–a, la carrera 10 fue finalizada por cuestiones operativas antes de llegar a la máxima carga disponible del FD. Por tal motivo se realizó una proyección de las pérdidas de carga del FD a través de una función polinómica de segundo orden, dando como resultado que para 13,1 horas de operación se llegaría a la máxima pérdida de carga disponible de 115 cm.

Por otro lado, como se puede observar en la Figura 12-b, las turbiedades medidas a la salida del FD son similares a las medidas en la carrera 9, mientras que las turbiedades medidas a la salida del FA son altas, al igual que en la carrera 9

La eficiencia de remoción de As se mantuvo, con concentraciones de salida en al agua tratada inferiores a 0,02 mg/L. Respecto de los F⁻, partiendo de una concentración promedio en el agua cruda de 2,5 mg/L, se logró una eficiencia de 20% inferior a los resultados de remoción obtenidos en la carrera 9. La concentración promedio de aluminio residual a la salida del FD estuvo por debajo de 0,02 mg/L (ver Tabla 5).



a) Pérdida de carga de los FA y FD – b) Turbiedades medidas en los FA y FD

Comparando las carreras 9 y 10, ambas realizadas con la misma velocidad de filtración (7 m/h) y granulometría en el FD, se reitera la observación de que se produce una mejor remoción de F⁻ a pH iniciales bajos (5,5-6,5), con la incorporación de la etapa de alcalinización con hidróxido de sodio para llegar a pH mayores a 7 en el agua tratada y así poder controlar el aluminio residual.

En la Figura 13 y Figura 14 se muestran las eficiencias de remoción en cuanto a As y F⁻ para las carreras 7 y 9, en las cuales se lograron los mejores resultados.

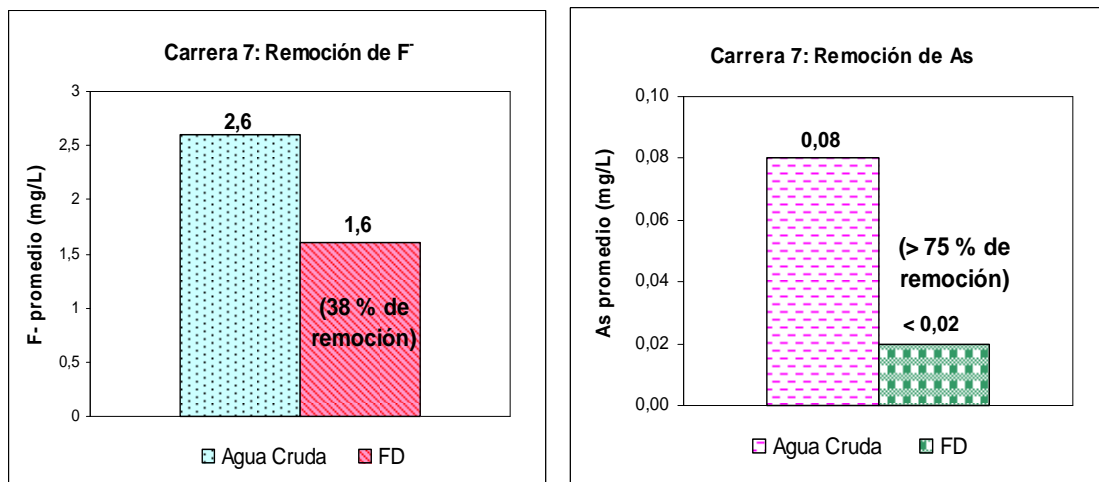


Figura 13 – Resultados obtenidos de la carrera 7.

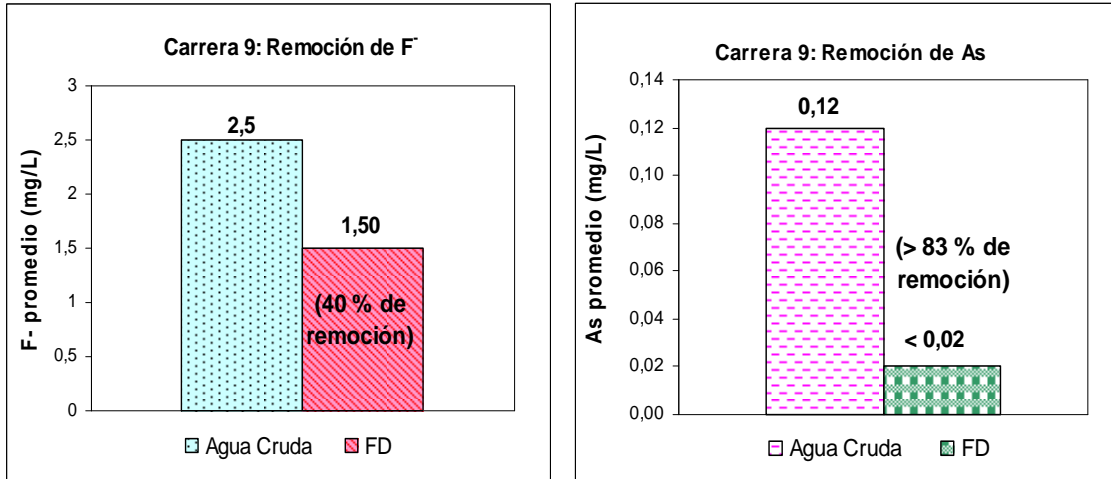


Figura 14 – Resultados obtenidos de la carrera 9.

Durante la carrera 9, se extrajeron 3 muestras de agua tratada en las que se determinó As en el laboratorio del CIS obteniéndose concentraciones < 0,02 mg/L. Las mismas muestras fueron, además, enviadas a un laboratorio externo para ser analizadas por Espectrofotometría por Absorción Atómica. Con dicha técnica se obtuvieron concentraciones finales de As en agua filtrada a la salida del FD de 0,018 mg/L en una de las muestras y < 0,01mg/L en las dos restantes.

Relación entre valores de Turbiedad en el agua tratada y concentración de Aluminio: En la Figura 15 se han representado las turbiedades a la salida del FD en función de las concentraciones de aluminio, para todas las carreras realizadas.

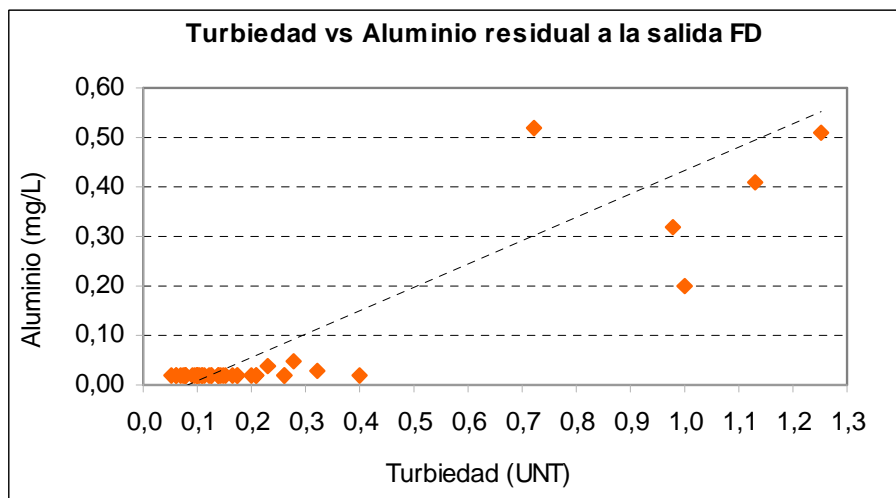
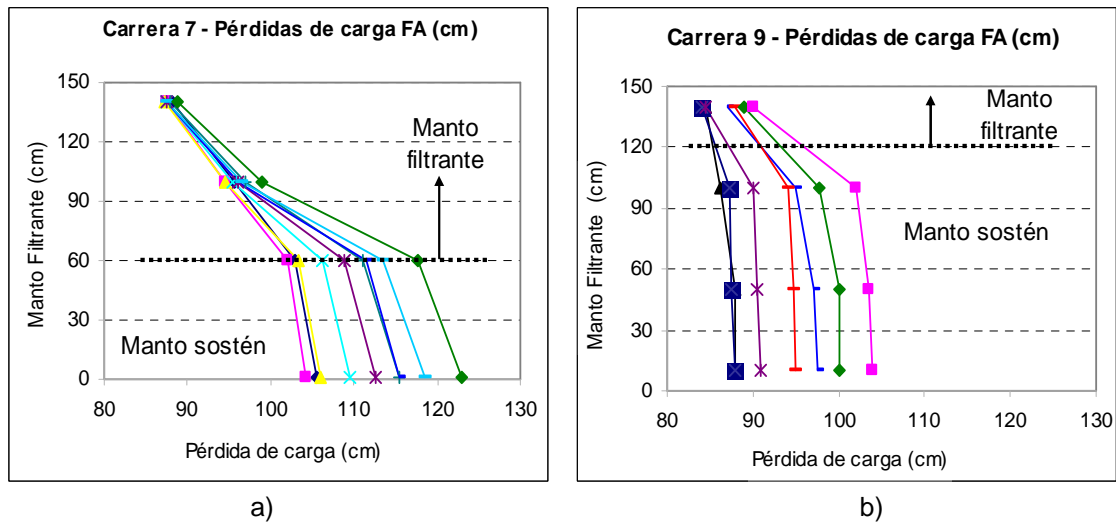


Figura 15 – Relación entre Turbiedad y concentración de aluminio residual en todas las carreras.

Como se puede apreciar, para turbiedades en el agua tratada menores a 0,4 UNT, las concentraciones de aluminio residual son menores a 0,10 mg/L. Para turbiedades mayores a dicho valor, se observan valores de aluminio residual superiores a lo que establece la Ley 11.220_ Anexo A (0,20 mg/L). Este hecho es importante desde el punto de vista operacional ya que las mediciones de turbiedad en planta podrían ser tomadas como un parámetro subrogante para el control de la concentración de aluminio residual en el agua tratada.

Pérdidas carga en los filtros: En la Figura 16 se representan las pérdidas de carga que se produjeron en profundidad en el FA, medidas cada hora, a lo largo de las carreras 7 y 9, en las que se obtuvieron los mejores resultados. Las mismas se realizaron con una velocidad de filtración de 7 m/h, un pH de ingreso de alrededor de 6,0, y con distintas granulometría en el FA. Se puede observar que la mayor pérdida de carga, y por tanto la mayor retención de sólidos, se produce en el manto filtrante de arena para ambos tipos de granulometría. Al ser la profundidad del manto de arena menor en la granulometría tipo 2, esto explicaría los mayores valores de turbiedad a la salida del mismo como se mencionó anteriormente, cuando se compararon las carreras 7 y 9.



a) b)
 Figura 16 – Variaciones de las pérdidas de carga de los FA en profundidad.
 a) Carrera 7 (FA con granulometría Tipo 1) – b) Carrera 9 (FA con granulometría Tipo 2)

En la Figura 17 se presentan los resultados de las pérdidas de carga del FD, donde se observa que la parte del manto que más trabaja son los 30 cm superficiales correspondientes a la capa de arena, no aprovechándose el resto del manto filtrante. Este comportamiento indicaría que se podría evaluar la utilización de arena de una granulometría mayor a la utilizada en las distintas carreras, para prolongar la duración de las carreras.

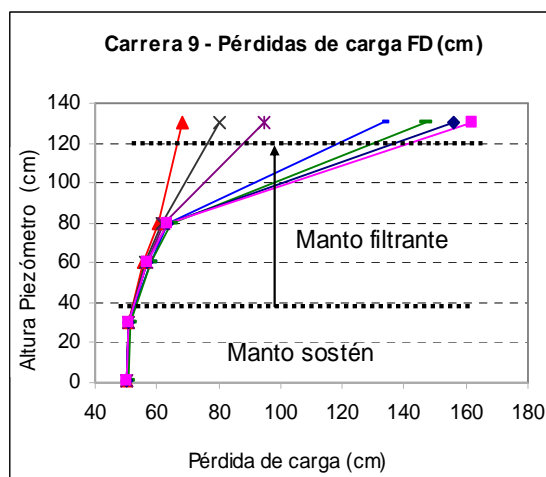
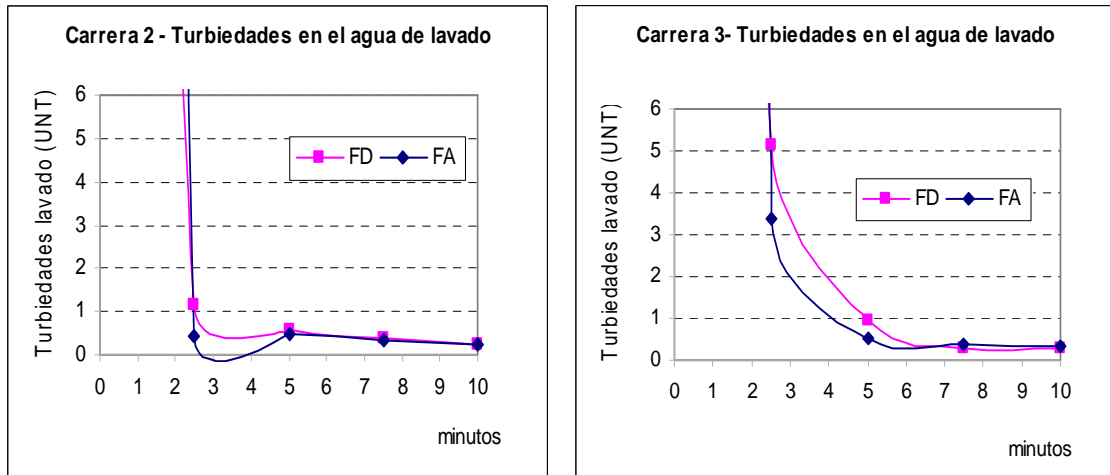
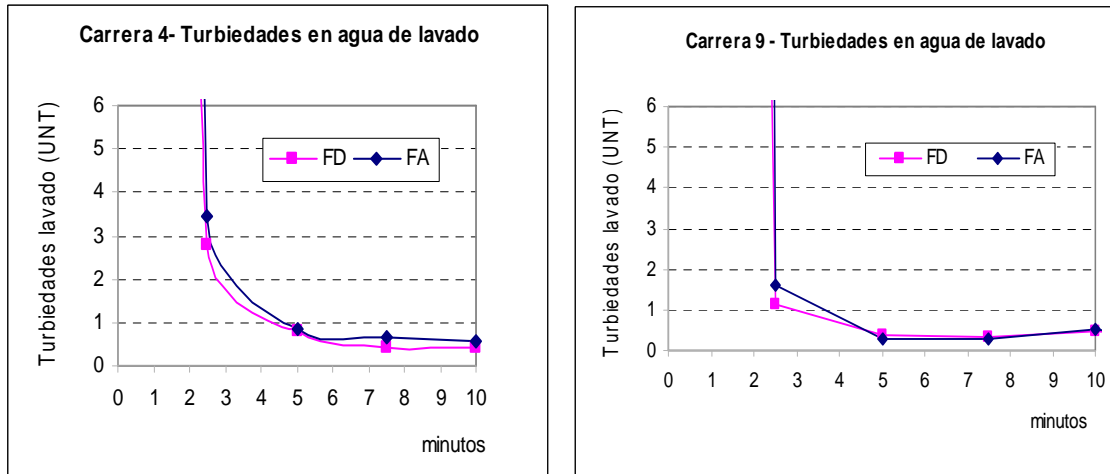


Figura 17 – Variaciones de las pérdidas de carga de los FD en profundidad.

Determinación de la duración de los lavados: Respecto a los lavados de las unidades de filtración, los mismos se realizaron durante 10 minutos, y se tomaron muestras del agua de lavado cada 2.5min. En las Figura 18 y Figura 19 se muestran las turbiedades en el agua de lavado de los filtros para las distintas muestras extraídas.



a) b)
Figura 18 – Turbiedades de lavado de las carrera 2 (a) y de la carrera 3 (b)



a) b)
Figura 19 – Turbiedades de lavado de las carrera 5 (a) y de la carrera 9 (b).

Las gráficas anteriores demuestran que para una duración del lavado entre 5 y 6 minutos se alcanzan bajas turbiedades en el agua de lavado que se mantienen constantes, por lo que se concluye que el tiempo óptimo de lavado es de 5 a 6 minutos.

CONCLUSIONES

- Los resultados obtenidos permiten concluir que puede lograrse una remoción de As mayor al 83%, y una remoción en F entre 38 y 40%, con dos etapas de filtración rápida, una ascendente y otra descendente.
- Los mejores resultados se obtuvieron para velocidades de 7 m/h, con un pH inicial variable entre 5,5 – 6,5 y con el consiguiente agregado de hidróxido de sodio antes de ingresar a la etapa de filtración rápida descendente para lograr un pH final mayor a 7, y poder controlar el aluminio residual en el agua tratada.
- La duración de las carreras de filtración para velocidades de 7 m/h y con el agregado de hidróxido variaron entre 7 y 11 hs.

18° CONGRESO ARGENTINO DE SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE - AIDIS

18 al 20 Abril de 2012, Buenos Aires, Argentina

- Se requiere continuar con ensayos que permitan prolongar la duración de las carreras esa duración ensayando alternativas que incluyan la optimización de la configuración granulométrica de ambas etapas de filtración y la implementación de descargas de fondo intermedias en el filtro ascendente.
- Un tiempo óptimo de lavado de los filtros puede ser entre 5 y 6 minutos para cada uno.

BIBLIOGRAFIA

- World Health Organization, WHO (2004) Guidelines for Drinking-water Quality, Geneva
 - Código Alimentario Argentino Actualizado (1994) De La Canal y Asociados S.R.L, Buenos Aires.
 - CONAL (Comisión Nacional de Alimentos), www.conal.gov.ar
 - USEPA(2000) USEPA, Environmental Protection Agency (2000), Federal Register,40 CFR Parts 141 and 142, National Primary Drinking Water Regulations; Arsenic and Clarifications to Compliance and New Source Contaminants Monitoring: Proposed Rule.
 - Martín Wegelin (1996) Surface Water Treatment by Roughing Filters.
 - APHA, AWWA, WEF (1995) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition.
 - ENHOSA – Normas para la Presentación de Procesos de Agua Potable. Cap VII - 13: Doble Filtración Rápida, Di Bernardo (1997).
 - Ingallinella, A. M., Fernández, R.G., Stecca, L.M. (2003) Proceso ArCIS-UNR para la remoción de As y flúor en aguas subterráneas: una experiencia de aplicación, Revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Edición N°66 y 67, AIDIS Argentina.
 - Fernández, R.G., Ingallinella, A. M., Stecca, L.M. (2009) Arsenic removal from groundwater by coagulation with polyaluminium chloride and double filtration. Natural Arsenic in groundwater of Latin America Arsenic in the environment. Vol 1. Taylor & Francis Group (London).
 - Ingallinella A. M. (2008). Patente de Invención, Procedimiento para la eliminación de As y fluoruros de aguas subterráneas-1999-2009. N° Registro AR051530b1.
 - Ingallinella, A.M., Pacini, V.A., Fernández, R. G., Vidoni R., Sanguinetti G. (2011). "Simultaneous removal of arsenic and fluoride from groundwater by coagulation-adsorption using polyaluminum chloride". Journal of Environmental Science and Health, Part A, 46:11, 1288-1296.
-