

**SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA**  
**XXIII CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA**

**EFFECTO DE LA CARGA SUPERFICIAL Y LA PRESENCIA DE VEGETACIÓN EN LA  
REMOCIÓN DE ARSÉNICO Y HIERRO EN HUMEDALES CONSTRUIDOS**

**MELISSA VARGAS P.<sup>1</sup>**  
**KATHERINE LIZAMA A.<sup>2</sup>**  
**FELIPE ORELLANA M.<sup>3</sup>**

**RESUMEN**

El río Azufre, ubicado en la Cuenca del río Lluta, XV Región de Arica y Parinacota, se caracteriza por presentar pH ácido ( $\approx 2$ ), un caudal medio de 89 L/s, altas concentraciones de sulfato, metales y metaloides en fase acuosa, especialmente arsénico (As) y hierro (Fe). El As es un metaloide altamente tóxico y que en ambientes naturales, suele encontrarse junto con el Fe, un metal esencial para la salud humana y que no genera efectos nocivos para concentraciones menores a 2 mg/L. Una alternativa de sistema de tratamiento para cursos de agua superficiales, económicamente viable, factible de instalar y operar en el Norte de Chile, son los humedales construidos. La efectividad de estos sistemas para remover arsénico ha sido verificada (Lizama, 2013). Dicha efectividad depende principalmente del tipo de flujo y medio de soporte, del tipo de vegetación y de parámetros hidráulicos, tales como la carga superficial, la profundidad del agua y el tiempo de retención del sistema. El presente trabajo representó las concentraciones del río Azufre en un sistema de humedales de flujo sub-superficial horizontal para la remoción de As y Fe, construido a escala de laboratorio, usando zeolita como medio de soporte. Se utilizó una instalación experimental para determinar el efecto de la carga superficial y la presencia de vegetación en la remoción de As y Fe. Los resultados indican que la eficiencia en la remoción de As fue de 98% y para el Fe de 51%. La carga superficial y la eficiencia en la remoción de Fe están relacionadas, dado que a mayor carga superficial existe menor remoción, no se observa esta relación para el As. Los valores de pH, conductividad eléctrica, potencial redox y sulfato están relacionados con la carga superficial, donde a mayor carga, más ácida es el agua efluente. Además, la disminución de la conductividad eléctrica y del potencial redox con respecto a las otras cargas superficiales, y la eficiencia de remoción de sulfato es menor. En relación con la presencia de vegetación, no se identificó claramente ningún efecto directo en la remoción de As y Fe.

---

<sup>1</sup>Estudiante, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile – melissa.paz.v.p@gmail.com

<sup>2</sup>Profesora Asistente, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile – klizama@ing.uchile.cl

<sup>3</sup>Ingeniero Civil, Hídrica Consultores – forellana@hidricaconsultores.cl

## 1. INTRODUCCIÓN

El arsénico es un metaloide que se encuentra en forma natural en la corteza terrestre (Henke, 2009), altamente tóxico y reactivo, principalmente en agua, donde se han reportado altas concentraciones de este contaminante en países como Bangladesh, USA, China, India y Chile (Romero et al., 2003; DGA, 2008). En tanto, el hierro es el segundo metal más abundante en la corteza terrestre, siendo común encontrarlo en la forma de óxidos e hidróxidos. El As y el Fe suelen estar juntos en sistemas naturales acuáticos, debido a que sus ciclos biogeoquímicos están acoplados (Lizama, 2013).

En el Norte Grande de Chile, donde el recurso hídrico es escaso, los principales ríos -el río Loa y el río Lluta-, presentan concentraciones de As en torno a 1,40 y 0,24 mg/L, respectivamente (Romero et al., 2003; DGA, 2008). Particularmente, el río Azufre, tributario del río Lluta, presenta concentraciones de As de 2 mg/L y de Fe de 60 mg/L, siendo el principal responsable de la presencia de esos contaminantes.

Ante la necesidad de remover contaminantes presentes en el agua, varios estudios se han enfocado en los sistemas de tratamiento naturales, aquellos donde los principales mecanismos de remoción dependen principalmente de sus componentes naturales, y se clasifican en tres categorías: Sistemas terrestres, acuáticos y humedales. Los humedales naturales son áreas de tierra húmedas, donde el suelo se encuentra saturado lo que permite que crezca vegetación (Kadlec and Knight, 2008).

La remoción de contaminantes observada en los humedales naturales ha permitido diseñar sistemas que simulen las condiciones necesarias para el tratamiento de distintos tipos de agua, tales como aguas servidas, aguas industriales y aguas de origen natural. Se caracterizan por ser una tecnología de baja mantención y costos de operación, siendo una posible alternativa para el tratamiento de aguas con altas concentraciones de contaminantes en localidades que se encuentren aisladas (Lizama *et al.*, 2011). Además, se pueden remover contaminantes simultáneamente (metales/metaloides), ya que las aguas contaminadas con arsénico pueden contener otros metales, y la presencia de estos puede aumentar la remoción de arsénico. Particularmente la presencia de Fe da la capacidad de generar oxihidróxidos de Fe para sorber o coprecipitar As (Lizama *et al.*, 2014).

Para mejorar el diseño y las tasas de remoción de estos contaminantes, es importante conocer y caracterizar el régimen hidráulico en un humedal, debido a que la remoción es afectada por factores como el tipo de flujo, tipo de vegetación, tipo de sustrato; y además, factores de tipo hidráulico, como la carga superficial, el tiempo de retención y la profundidad del agua (Fuentealba, 2017).

Por lo tanto, este trabajo busca determinar el rol de la carga superficial y de la vegetación en la remoción de contaminantes, principalmente As y Fe, en humedales de flujo subsuperficial horizontal, con la finalidad de estudiar su potencial aplicación para tratamiento de cursos de agua superficiales, permitiendo que cumplan con la normativa para uso agrícola.

## 2. METODOLOGÍA

La instalación experimental se presenta en la Figura 1 y consiste en 6 celdas de acrílico, 3 de ellas con vegetación (humedales) y 3 celdas sin vegetación (control), sus dimensiones son 60 x 20 x 15 cm (largo, ancho, altura del medio). El caudal de entrada a las celdas es regulado con una bomba peristáltica. Se cuenta con un vertedero de PVC a la salida con el cual se puede regular la altura de agua y bidones, que acumulan el agua efluente.



**Figura 1.** Instalación experimental. A la izquierda se encuentran las tres celdas con vegetación, al medio la bomba peristáltica y el estanque de distribución con el agua sintética, y en la derecha se encuentran las tres celdas de control.

El tipo de vegetación empleada es la *Phragmites australis*, una macrófita de la familia de las Poaceae que crece en ambientes húmedos y que juega un rol fundamental en muchos ecosistemas de humedales. Dentro de sus características, destaca su tolerancia a la presencia de contaminantes como metales pesados (Bonanno & Giudice, 2010), su resistencia a condiciones de sequía (Lizama, 2013), además de que es posible encontrarla en Chile.

La selección del medio de soporte en un humedal construido depende del contaminante objetivo, sus principales mecanismos de remoción y las condiciones que se quieren generar de acuerdo a éstos. Se utilizó zeolita, un aluminosilicato, debido a que ha sido empleada para remover diferentes contaminantes, incluyendo metales como el hierro; se caracteriza por su alta capacidad de intercambio catiónico, su bajo costo y alta disponibilidad (Lizama, 2013).

El agua sintética preparada es representativa del río Azufre, es decir, simula el pH ( $\approx 2$ ) y las concentraciones de las especies químicas más importantes presentes en el río (Tabla 1). Para preparar el agua se utiliza agua potable más la adición de reactivos químicos para alcanzar las concentraciones deseadas.

**Tabla 1.** Parámetros de calidad del río Azufre. Fuente: (Guerra et al., 2016)

Parámetro	Concentración en río Azufre [mg/l]
$Mg^{2+}$	125
$Na^+$	350
$Ca^{2+}$	265
$K^+$	70
As total	2
Zn total	10
Mn total	10
Pb total	1
Al total	60
Fe total	60
B total	4
$SO_4^{-2}$	1880
$Cl^-$	960

### Remoción de Arsénico

Para estudiar el efecto de la carga superficial, se operó el sistema en dos etapas: la primera para cargas de 20, 50 y 80 mm/día por 9 semanas, y luego debido a la alta efectividad del sistema en la remoción de arsénico (> 99%), se realizó una segunda etapa, para las cargas de 20, 100 y 200 mm/día por 7 semanas.

La primera etapa comenzó el 24 de octubre de 2016 y finalizó el 16 de diciembre de dicho año, mientras que la segunda etapa, comenzó el 10 de mayo de 2017 y finalizó el 08 de julio del mismo año.

El análisis de las concentraciones de As y Fe disuelto se realizó en el Laboratorio Ambiental SGS Ltda. y en el Laboratorio de Geoquímica de Fluidos perteneciente al Centro de Excelencia en Geotermia de los Andes (CEGA), Universidad de Chile.

El análisis de la dureza, sulfato y los parámetros *in situ*: pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y potencial redox, se realizó en el Laboratorio de Calidad de Aguas Gabriela Castillo, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile. La concentración de sulfato se midió usando el espectrofotómetro Hach DR5000, Sulfaver 4, correspondiente al método 375.4 de la US-EPA. La dureza fue medida de acuerdo a Standard Methods (APHA, 2005), mientras que los parámetros *in situ* fueron medidos con el multiparámetro meter Hach HQ40d.

Los valores de las concentraciones de As, Fe, sulfato y parámetros *in situ* (pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y potencial redox) fueron corregidas por el efecto de la evapotranspiración (ET) como se indica en la ecuación (1).

La concentración corregida  $C'$  se define como:

$$C' = C \cdot \frac{Q_s}{Q_i} \left[ \frac{mg}{L} \right] \quad (1)$$

Donde  $C$  [ $\frac{mg}{L}$ ] corresponde a la concentración a corregir,  $Q_s$  [ $\frac{mm^3}{s}$ ] el caudal de salida y el caudal de entrada a cada humedal  $Q_i$  se expresa como:

$$Q_i = Q_s + ET \cdot A_s \left[ \frac{mm^3}{s} \right] \quad (2)$$

Donde  $A_s$  [ $mm^2$ ] corresponde al área superficial del humedal y  $ET$  a la evapotranspiración, estimada como se indica en la ecuación (3):

$$ET = \frac{Q(t)\Delta t - V_{est}}{A_s} [mm] \quad (3)$$

Donde  $Q(t)$  [ $\frac{mm^3}{s}$ ] corresponde al caudal medio de entrada en el intervalo de tiempo  $\Delta t$  [s] y  $V_{est}$  [ $mm^3$ ] corresponde al volumen de agua acumulado en el estanque de salida.

### 3. RESULTADOS

Los resultados de las concentraciones promedio pre y post tratamiento del sistema de humedales para la primera etapa se presentan en la Tabla 2.

Se realizaron 9 mediciones y el valor presentado entre paréntesis corresponde al número de datos usado para calcular cada valor promedio. En la Tabla 3 se presentan los resultados de las concentraciones promedio pre y post tratamiento del sistema de humedales para la segunda etapa. El número de mediciones hasta la fecha corresponde a 5 y es el valor presentado entre paréntesis para calcular el promedio.

**Tabla 2.** Concentraciones promedio pre y post tratamiento del sistema de humedales construidos para la primera etapa de cargas superficiales.

Carga superficial (mm/día)								
Parámetro	Unidad	Agua afluente al sistema	20 con veg	20 sin veg	50 con veg	50 sin veg	80 con veg	80 sin veg
Fe disuelto	mg/L	48.10(8) <sup>a</sup>	0.20 (8)	0.02(8)	0.82 (8)	0.52(8)	7.00(8)	8.39 (8)
As disuelto	mg/L	1.28(8)	0.0074(8)	0.0015(8)	0.001(8)	0.0013(8)	0.001 (8)	0.0015(8)
Sulfato	mg/L	2281 (8)	1650 (9)	1513 (9)	1934 (9)	1860 (9)	2095 (9)	2053 (9)
pH	-	1.93 (8)	5.14 (8)	4.63 (8)	3.62 (9)	3.94 (9)	3.18 (9)	3.20 (9)
Cond. Eléctrica	mS/cm	7.42 (8)	4.09 (9)	4.06 (9)	4.57 (9)	4.57 (9)	4.93(9)	5.08 (9)
Pot. Redox	mV	593 (8)	224 (9)	285 (9)	367 (9)	376 (9)	426 (9)	413 (9)
Oxígeno disuelto	mg/L	8.13 (8)	5.76 (9)	5.79 (9)	6.54 (9)	6.94 (9)	6.58 (9)	7.89 (9)
Dureza total	mg/L como CaCO3	1789 (8)	2341 (9)	2441 (9)	2519(9)	2377 (9)	2221 (9)	2290 (9)

a: Número de datos.

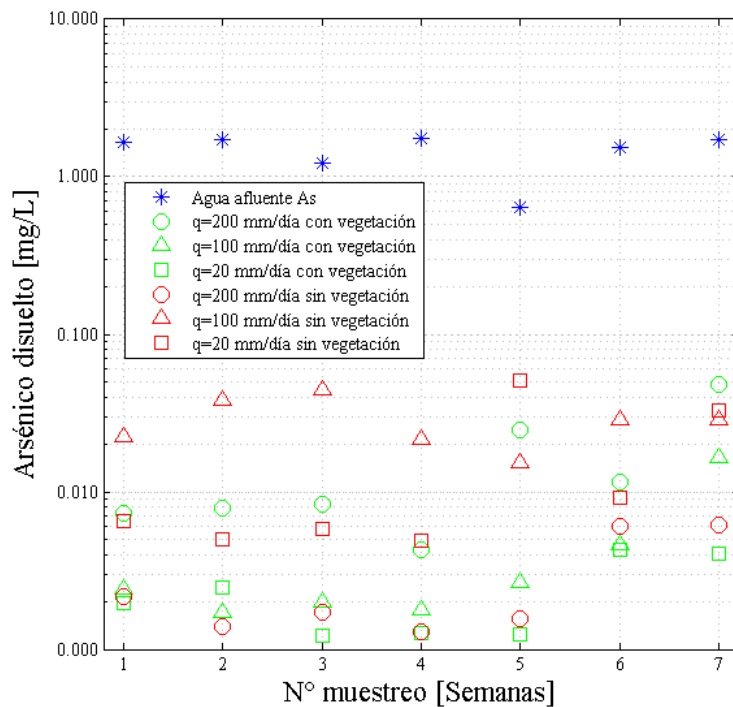
**Tabla 3.** Concentraciones promedio pre y post tratamiento del sistema de humedales construidos para la segunda etapa de cargas superficiales.

Carga superficial (mm/día)								
Parámetro	Unidad	Agua afluente al sistema	20 con veg	20 sin veg	100 con veg	100 sin veg	200 con veg	200 sin veg
Fe disuelto	mg/L	47.15(5) <sup>a</sup>	0.15(5)	2.46(5)	15.45(5)	22.87(5)	55.93(5)	51.12(5)
As disuelto	mg/L	1.400(5)	0.002(5)	0.002 (5)	0.002(5)	0.028(5)	0.011(5)	0.015(5)
Sulfato	mg/L	1692(5)	2350(5)	2651(5)	2406(5)	2388(5)	2350(5)	2294(5)
pH	-	2.09 (5)	2.54(5)	3.51(5)	2.95 (5)	2.72(5)	2.54(5)	2.55(5)
Cond. Eléctrica	mS/cm	6.11(5)	5.46(5)	5.27(5)	5.00(5)	5.56(5)	5.46(5)	5.48(5)
Pot. Redox	mV	612 (5)	525(5)	435 (5)	528 (5)	430 (5)	525 (5)	455 (5)
Oxígeno disuelto	mg/L	8.63(5)	8.13(5)	8.96(5)	8.41(5)	8.95(5)	8.13(5)	8.56(5)
Dureza total	mg/L como CaCO3	1551 (5)	2369 (5)	2647 (5)	2024 (5)	2106(5)	2369 (5)	2406. (5)

a: Número de datos.

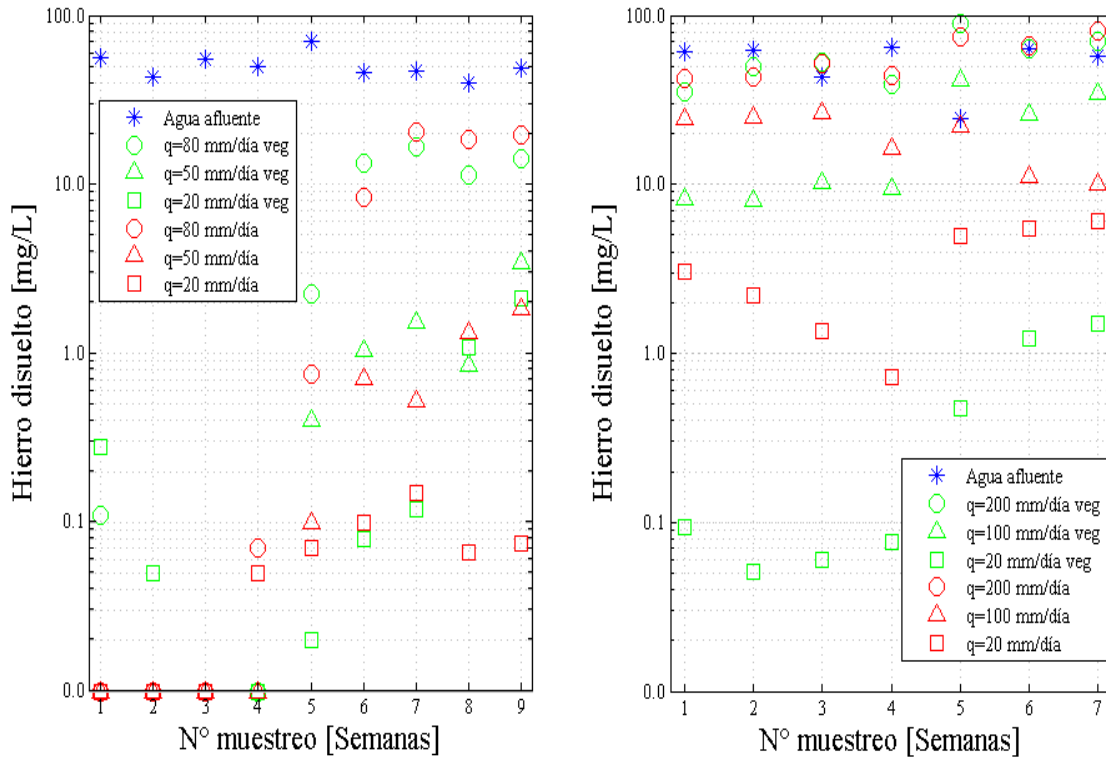
### Remoción de Arsénico y Hierro

En las Figuras 2 y 3 se presentan los valores de las concentraciones de As (cargas de la segunda etapa) y Fe (ambas etapas de cargas), respectivamente. Se observa que la concentración de As disuelto es mayor para la carga de 100 mm/día sin vegetación, teniéndose una mayor remoción de arsénico para esta carga en la celda con vegetación. De igual forma, para la carga de 20 mm/día en la celda con vegetación, las eficiencias de remoción son mayores. No obstante, para la carga superficial de 200 mm/día en la celda sin vegetación, se obtuvo mayor remoción de este contaminante en comparación con las cargas superficiales de 100 mm/día. No se observa una relación entre la carga superficial y la eficiencia de remoción de As; así como tampoco, entre la carga superficial y las celdas con vegetación.



**Figura 2.** Concentración de As disuelto para las cargas superficiales de 20, 100 y 200 mm/día con y sin vegetación.

En la Figura 3 se observa una relación entre la carga superficial y la remoción de Fe, donde para la primera etapa (izquierda del gráfico) a partir del muestreo 4 se empieza a vislumbrar una diferencia en la remoción de Fe en los tres tipos de cargas. Para la carga superficial de 80 mm/día se presentan menores remociones, siendo las mayores para la carga de 20 mm/día. En la segunda etapa (derecha del gráfico), se mantiene la misma tendencia para las cargas superficiales mayores, en este caso 100 y 200 mm/día, mientras que para la carga superficial de 20 mm/día sin vegetación se observa un comportamiento atípico, al aumentar la remoción de hierro desde el muestreo 1 al 4. Cabe mencionar que para las menores cargas superficiales (20 mm/día y 50 mm/día), se presenta una mayor remoción de hierro en las celdas que presentan vegetación. Para la carga de 200 mm/día no se observa una diferencia clara entre las celdas con y sin vegetación.

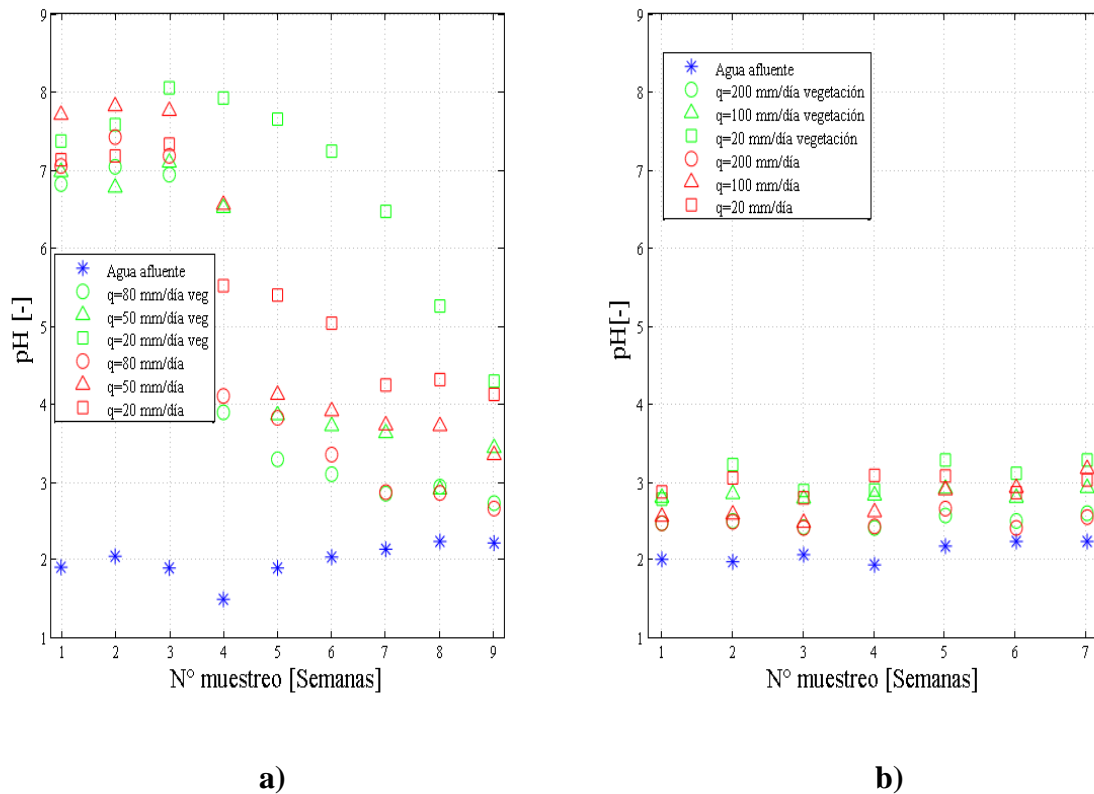


**Figura 3.** Concentración de Fe disuelto para las cargas superficiales de 20, 50 y 80 mm/día con y sin vegetación en el grafico izquierdo, y para las cargas superficiales de 20, 100 y 200 mm/día en la derecha.

Además, en las Figuras 4, 5, 6 y 7 se presentan los cambios observados en ambas etapas para pH, conductividad eléctrica y concentración de sulfato y potencial redox.

En la Figura 4 se observa un aumento del pH con respecto al afluyente, donde en la primera etapa (Figura 4, a) el pH varía entre 7 y 8. Sin embargo, a medida que se mantiene operando el sistema, este pH empieza a bajar, siendo la carga superficial de 80 mm/día en ambas celdas la que presenta los valores de pH más ácidos, le siguen las celdas con la carga superficial de 50 mm/día y por último las celdas con la carga superficial de 20 mm/día, donde la celda con esta carga (20 mm/día) con vegetación, fue la que presentó el descenso más paulatino en el tiempo. En la segunda etapa de cargas (Figura 4, b), no se observa mayor diferencia entre las celdas según tipo de carga y entre celdas con o sin vegetación; no obstante, se observa la misma tendencia, donde las cargas mayores presentan un pH menor (más ácido) en el efluente.

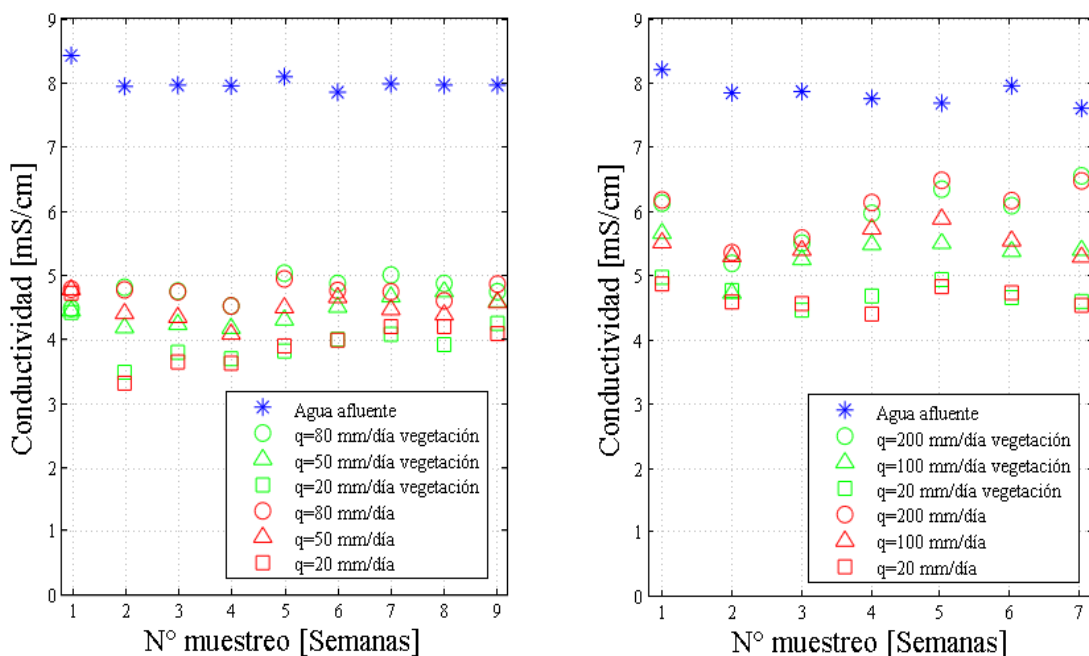




**Figura 4.** pH en la parte superior del gráfico y conductividad eléctrica en la inferior, en a) se presenta los resultados de la primera etapa y en b) los de la segunda etapa.

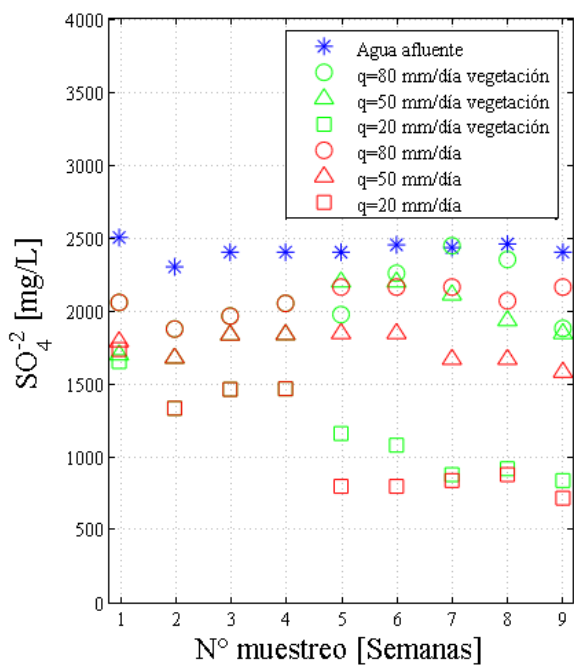
Como se ve en la Figura 5, la conductividad eléctrica efluente disminuye con respecto a la afluyente. Este comportamiento se observa tanto para la primera etapa de cargas superficiales como para la segunda, donde la disminución es mayor para las celdas con menor carga superficial. No se observa una diferencia sustancial entre las celdas con y sin vegetación.

Cabe mencionar que los valores presentados se encuentran corregidos por la evapotranspiración, dado que en invierno el promedio es de 3 mm/día, mientras que en verano es de 12 mm/día, siendo importante dado los caudales con los que se está trabajando (del orden de 6 L/día para la carga de 50 mm/día) y con la carga superficial, ya que a menor carga, más relevante es el efecto de la evapotranspiración en las concentraciones de salida dado que los contaminantes se concentran debido a la pérdida de agua. Las pérdidas fluctúan entre 3% para la carga de 80 mm/día e 45% para la carga de 20 mm/día en verano para el caso del As.

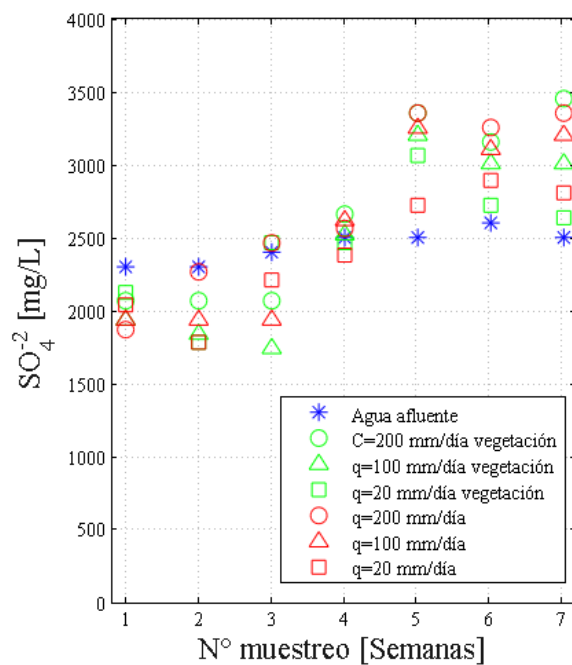


**Figura 5.** Conductividad eléctrica, en a) se presentan los resultados de la primera etapa y en b) los resultados de la segunda etapa.

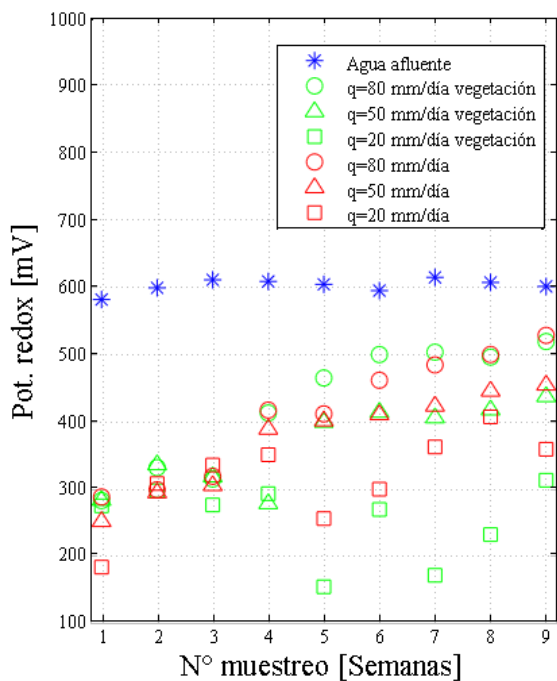
Además, de la Figura 6 (parte superior) en la primera etapa de cargas superficiales, se observa una remoción importante de sulfato, siendo ésta mayor en las celdas con menor carga superficial. En la parte b), segunda etapa, la remoción de sulfato baja considerablemente, llegando a ser mayor la concentración de sulfato efluente que afluyente en el muestreo 5. Por otro lado, el potencial redox disminuye con respecto al potencial redox afluyente (Figura 6, parte inferior) en la primera etapa. A partir de la semana 5, se observan diferencias, siguiendo un comportamiento según carga superficial, siendo menor el potencial redox (indicador de un ambiente más reductor) para las cargas superficiales menores.



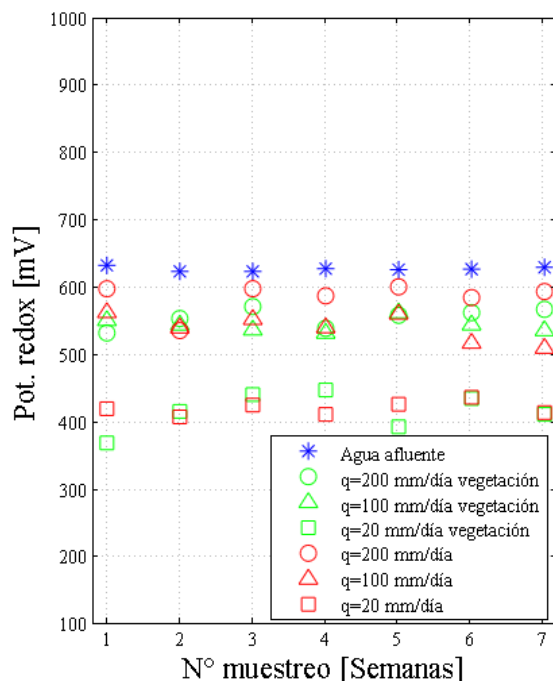
a)



b)



c)



d)

**Figura 6.** Concentración de sulfato en la parte superior del gráfico y potencial redox en la inferior, en a) y c) se presentan los resultados de la primera etapa y en b) y d) los de la segunda etapa.

#### **4. CONCLUSIONES**

La eficiencia de remoción de As en todos los humedales fue superior al 99% para las cargas superficiales de 20, 50 y 80 mm/día, mientras que para las cargas de 100 y 200 mm/día fue superior al 98%. Para el Fe, la eficiencia de remoción para la carga de 20 mm/día con vegetación fue mayor al 99,5%, mientras que para esa carga superficial sin vegetación fue mayor al 94%. Para la carga de 50 mm/día se removió el 98% con respecto al Fe afluente, para la carga de 80 mm/día la remoción fue mayor al 89% y para la carga de 100 mm/día fue mayor al 51%. Estos resultados sugieren que la carga superficial y la eficiencia en la remoción de Fe están relacionadas, dado que a mayor carga existe menor remoción, no así con el As.

A la fecha no se ha identificado el efecto directo de la presencia de vegetación en la remoción de As y Fe. Típicamente el efecto es más bien indirecto y se requieren largos periodos de tiempo para observarlos.

Con respecto a la remoción de sulfato, también se observa una relación entre carga superficial y la remoción de éste. Para la primera etapa con una carga superficial de 80 mm/día se obtuvo un 8% de remoción, para la carga de 50 mm/día de 15% de remoción y para la carga de 20 mm/día, de 27 % de remoción, siendo mayor el porcentaje de remoción en las celdas sin vegetación.

De los cambios observados en las celdas, los valores de pH, conductividad eléctrica, potencial redox y sulfato están relacionados con la carga superficial, donde que a mayor carga, más ácida es el agua efluente. Además, la disminución de la conductividad eléctrica y del potencial redox con respecto a las otras cargas superficiales, y la eficiencia de remoción de sulfato es menor.

#### **AGRADECIMIENTOS**

Proyecto Fondecyt 11150401 por el financiamiento, y al personal del Depto. de Ingeniería Civil por el apoyo en la construcción y operación de la instalación experimental.

## REFERENCIAS

American Public Health Association. APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. American Public Health Association, Washington DC, 1220p.

Bonanno, G. & Giudice, R. L. 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of phragmites australis (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological indicators* 10(3), 639-645.

DGA 2008. Evaluación Preliminar de Alternativas de Mitigación de Contaminantes en el Río Lluta a Partir de una Caracterización de las Fuentes de Contaminación. Ministerio de Obras Públicas. Dirección General de Aguas. Santiago, Chile.

Fuentealba, J. 2017. Efecto de la vegetación y la carga superficial en el tiempo de retención de humedales artificiales para la remoción de arsénico. Memoria para optar al título de ingeniera civil. Universidad de Chile.

Guerra, P., Gonzalez, C., Escauriaza, C., Pizarro, G. & Pasten, P. 2016. Incomplete mixing in the fate and transport of arsenic at a river affected by acid drainage. *Water, Air, & Soil Pollution* 227(3), 1-20.

Henke, K. 2009. Arsenic: environmental chemistry, health threats and waste treatment. John Wiley & Sons.

Kadlec, R. H., & Wallace, S. 2008. Treatment wetlands. CRC press.

Kivaisi, A. K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological engineering* 16(4), 545-560.

Lizama, K., Fletcher, T. D. & Sun, G. 2011. Removal processes for arsenic in constructed wetlands. *Chemosphere* 84(8), 1032-1043.

Lizama, K. 2013. Subsurface flow wetlands for the removal of arsenic and metals from contaminated water. Ph.D. thesis, Monash University. Faculty of Engineering. Civil Engineering.

Lizama, K., McCarthy, D. & Fletcher, T. 2014. The influence of media type on removal of arsenic, iron and boron from acidic wastewater in horizontal flow wetland microcosms planted with phragmites australis. *Chemical Engineering Journal* 246, 217-228.

Romero, L., Alonso, H., Campano, P., Fanfani, L., Cidu, R., Dadea, C., Keegan, T., Thornton, I. & Farago, M. 2003. Arsenic enrichment in waters and sediments of the rio loa (second region, Chile). *Applied Geochemistry* 18(9), 1399-1416.

Wijesekara, G. & Marambe, B. 2011. Arsenic in the environment an overview on global and Sri Lanka context. *Annals of the Sri Lanka Department of Agriculture* 13, 229-243.