



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

**EVALUACIÓN DE UNA PLANTA PILOTO DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO POR
ADSORCIÓN MEDIANTE UN MEDIO AGAROSO**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

EUGENIO FIGUEROA LEIGH

PROFESOR GUÍA:

MARÍA PÍA MENA PATRI

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:

GERARDO AHUMADA THEODULOZ

AURELIEN DO

SANTIAGO DE CHILE

ENERO, 2013

RESUMEN

La presencia de arsénico en fuentes de agua para el consumo humano en el norte de Chile obliga a implementar sistemas de tratamiento, lo cual en algunas localidades se ve limitado por factores económicos, técnicos y culturales. De este modo se hace necesario el estudio de sistemas de abatimiento de arsénico utilizando diferentes tecnologías. En este contexto se instaló una planta piloto experimental en una comunidad rural de la comuna de San Pedro de Atacama.

El trabajo de título se refiere a un estudio evaluativo de los procesos y la operación de dicha planta, en la cual el arsénico es removido mediante un medio adsorbente agaroso.

Entre las actividades realizadas se cuenta el seguimiento en terreno de la puesta en marcha y operación de la planta, así como la evaluación del rendimiento del proceso de adsorción mediante el análisis de arsénico en muestras de agua cruda y tratada con un método colorimétrico, además de otros parámetros complementarios. Los resultados obtenidos fueron analizados mediante el modelo de Thomas para adsorción en columnas, lo cual permitió estimar la capacidad adsorbente del medio agaroso para la matriz de agua natural.

Se estimó una capacidad adsorbente del orden de 400 mg. de arsénico por litro de medio agaroso, capacidad muy inferior a la definida por el proveedor. Este efecto se debería a la afinidad del medio con otros iones como sulfatos y calcio presentes en el agua natural, lo cual disminuyó la selectividad del arsénico. También se observó una baja eficiencia en el procedimiento de regeneración propuesto dado que no permitió un desprendimiento superior al 3% de la masa de arsénico fija al medio, provocando una saturación progresiva y pérdida de capacidad adsorbente.

Las diferencias entre los rendimientos proyectados y el comportamiento real del medio adsorbente muestran la necesidad de perfeccionar la tecnología. Se recomienda especialmente efectuar un estudio completo de la selectividad del medio y rediseñar el procedimiento de regeneración.

AGRADECIMIENTOS

Expreso aquí mi eterno agradecimiento a todo aquel que fue parte de esta última etapa universitaria, con especial consideración a:

- Aurelien y Elena
- María Pía Mena, Yarko Niño y Gerardo Ahumada
- El indestructible equipo del desierto: Frederic y Valentin
- El épico Marco Henn con los fabulosos hermanos Jara
- Tía Maritza
- Patter familen, Motherhood, Laiwen, Frannyhood, Naiwen y Sebrion
- Lucía Naranjo Maulén
- Michael Baggle Alegría
- Duraznito Henseleit
- Los de siempre: 49, Barba de trigo y tres huevos
- Darío (el Vargas bueno)
- Los peces de la pecera: Danitza, Tamara, Lapi, Carlalí, Balbosaur, Tobal, Caichac, Liz, Tomás y Jannik
- Jennifer del Estero
- La bestia del saber Sturla y el inigualable Wind Storm Rocher
- Hugo Ulloa Sánchez Castro y su jacuzzi rotatorio
- Los doctores y la no doctora pero siempre maestra Natalia Martínez Filodéndrica
- Las maravillosas Vivi, Paty, Mónica, Jaqueline y la tía Sandra
- El loco Néstor
- Caos Delirante y Serpenteante
- Al inolvidable Cucho Zapata
- La fruta, Robin-Hood, Roofers, River, Cruztacio y Iverson Silva, el pájaro de la libertad.
- Javier Barriga e Isidora Urrutia
- Los primos: Cachetes, Postre y Andrea
- El Gran Gelcich y Ballek por su elevado espíritu experimental

¡Gracias!

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUCCIÓN | 1 |
| 1.1 MOTIVACIÓN | 1 |
| 1.2 OBJETIVOS | 1 |
| 1.2.1 OBJETIVO GENERAL | 1 |
| 1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 1 |
| 1.3 METODOLOGÍA | 2 |
| 2. ASPECTOS GENERALES SOBRE EL ARSÉNICO EN AGUA Y TECNOLOGÍAS DE REMOCIÓN | 3 |
| 2.1 ASPECTOS GENERALES | 3 |
| 2.2 EFECTOS DEL ARSÉNICO SOBRE LA SALUD | 3 |
| 2.3 PRESENCIA DE ARSÉNICO EN AGUAS | 4 |
| 2.4 TECNOLOGÍAS DE REMOCIÓN | 5 |
| 2.4.1 OXIDACIÓN/REDUCCIÓN | 6 |
| 2.4.2 PRECIPITACIÓN | 7 |
| 2.4.3 COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN-FILTRACIÓN | 7 |
| 2.4.4 MEMBRANAS | 7 |
| 2.4.5 RESINAS DE INTERCAMBIO IÓNICO | 7 |
| 2.4.6 ADSORCIÓN | 8 |
| 2.5 ANTECEDENTES SOBRE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO MEDIANTE ADSORCIÓN | 10 |
| 3. PLANTA PILOTO DE ABATIMIENTO DE ARSÉNICO | 12 |
| 3.1 ANTECEDENTES GENERALES SOBRE LA UBICACIÓN DE LA PLANTA PILOTO | 12 |
| 3.2 FUENTE DEL AGUA Y CALIDAD | 12 |
| 3.3 ANTECEDENTES GENERALES DEL PROYECTO | 15 |
| 4. PUESTA EN MARCHA DE LA PLANTA PILOTO | 15 |
| 4.1 ASPECTOS DE DISEÑO DE LA PLANTA | 15 |
| 4.1.1 MEDIO ADSORBENTE AGAROSO | 15 |
| 4.1.2 DISEÑO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO | 18 |
| 4.2 CAMPAÑA DE TERRENO | 21 |
| 4.3 MUESTREO Y MEDICIÓN | 22 |
| 4.3.1 PROCEDIMIENTO DE MUESTREO | 22 |
| 4.3.2 PROCEDIMIENTO DE MEDICIÓN | 23 |
| 4.3.3 EQUIPOS DE MEDICIÓN | 24 |
| 4.4 RESULTADOS DEL MONITOREO | 24 |
| 4.4.1 RESULTADOS PRELIMINARES | 25 |
| 4.4.2 PRIMERA SERIE DE EXPERIMENTOS | 27 |

| | | |
|------------|--|-----------|
| 4.4.3 | OBSERVACIONES ADICIONALES | 31 |
| 4.4.4 | SEGUNDA SERIE DE EXPERIMENTOS | 33 |
| 5. | <u>EVALUACIÓN DE LA TECNOLOGÍA</u> | 34 |
| 5.1 | ANÁLISIS DE LOS DATOS OBTENIDOS | 34 |
| 5.2 | EVALUACIÓN TÉCNICA | 40 |
| 5.2.1 | PROCESOS | 41 |
| 5.2.2 | OPERACIÓN | 41 |
| 5.3 | APLICABILIDAD | 42 |
| 6. | <u>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</u> | 42 |
| 7. | <u>BIBLIOGRAFÍA</u> | 44 |
| 8. | <u>ANEXOS</u> | 47 |
| 8.1 | ANEXO A | 48 |
| 8.2 | ANEXO B | 56 |
| 8.3 | ANEXO C | 59 |
| 8.3.1 | CRP 1 | 60 |
| 8.3.2 | CRP 2 | 63 |
| 8.3.3 | CRP 3 | 66 |
| 8.3.4 | CRP 4 | 70 |
| 8.4 | ANEXO D | 75 |
| 8.4.1 | CRP 5 | 76 |
| 8.4.2 | CRP 6 | 79 |
| 8.4.3 | CRP 7 | 81 |
| 8.5 | ANEXO E | 83 |
| 8.5.1 | CRP 1 | 84 |
| 8.5.2 | CRP 2 | 85 |
| 8.5.3 | CRP 3 | 86 |
| 8.5.4 | CRP 4 | 87 |
| 8.5.5 | CRP 5 | 88 |
| 8.5.6 | CRP 6 | 89 |
| 8.5.7 | CRP 7 | 90 |
| 8.6 | ANEXO F | 91 |
| 8.7 | ANEXO G | 93 |
| 8.8 | ANEXO H | 96 |

1. INTRODUCCIÓN

1.1 MOTIVACIÓN

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) establece que el arsénico es una sustancia cancerígena. La amplia distribución del elemento en la corteza terrestre produce serios problemas de contaminación de aguas, tanto de origen subterráneo como superficial. En Chile, la particular hidrogeología de la zona norte da lugar a un ambiente de alta presencia de arsénico en las aguas. La población de Antofagasta, por ejemplo, fue expuesta a altas concentraciones del elemento en la década de los 60' a través del agua para consumo humano.

Cuando se detectan altas concentraciones de arsénico en el agua, la solución lógica es buscar una fuente alternativa que presente una mejor calidad del recurso. Sin embargo, esto no siempre es posible por lo que la remoción de arsénico es una vía muchas veces ineludible. La tecnología de abatimiento de arsénico se ha desarrollado con gran velocidad estas últimas décadas, produciéndose así la diversificación de las técnicas y la optimización de los procesos. El sistema tradicional se basa en la coagulación y filtración de los compuestos no deseados mediante la adición de sales metálicas (aluminio o fierro). También hay tecnologías de remoción mediante resinas sintéticas de intercambio iónico, membranas (nano-filtración y osmosis inversa) y medios adsorbentes. Estos últimos son especialmente atractivos por su capacidad de generar menor volumen de residuos en comparación a las otras tecnologías y también porque en algunos casos el medio puede ser regenerado. En este trabajo se estudia la implementación y operación de una planta piloto de tratamiento de agua potable basada en un novedoso medio adsorbente agaroso.

La implementación de nuevas tecnologías para el tratamiento de agua en aquellos lugares de riesgo ha comenzado a ser un aspecto prioritario en Chile. Por esta razón, el estudio y la evaluación de los diversos sistemas de remoción de arsénico es una tarea indispensable para encontrar las soluciones que mejor se adapten a la realidad social y económica del país.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo General

La investigación tiene como objetivo principal la puesta en marcha y evaluación de una planta de tratamiento piloto experimental de agua potable de remoción de arsénico mediante un sistema de filtración-adsorción instalada en la comuna de San Pedro de Atacama.

1.2.2 Objetivos Específicos

El estudio de investigación propuesto posee cinco objetivos específicos detallados a continuación:

- Estudio de la presencia y remoción de arsénico en aguas naturales en Chile: descripción del problema en el país y el estado del arte en cuanto a tecnologías de remoción. También se estudian los fenómenos físicos y químicos que gobiernan el proceso de remoción de Arsénico mediante adsorción.

- Puesta en marcha de una planta piloto experimental de tratamiento de agua potable con remoción de arsénico mediante un sistema de filtración-adsorción alternativo en una comunidad rural de la comuna de San Pedro de Atacama.
- Generación de una metodología de monitoreo de la calidad del agua en distintos puntos del proceso: definición de parámetros a estudiar, método de muestreo y medición y campaña de muestreo.
- Análisis cuantitativo y cualitativo de la información obtenida.
- Evaluación de la tecnología de adsorción usada.

1.3 METODOLOGÍA

A continuación se presenta la metodología establecida para alcanzar apropiadamente los objetivos propuestos.

Estudio del Arsénico y sus Métodos de Remoción

Se realiza un estudio bibliográfico de los problemas que han ocurrido en Chile debido a la presencia de arsénico en aguas naturales. Se consultan registros gubernamentales y documentos académicos pertinentes al tema. Además se investiga sobre el estado del arte de las distintas tecnologías de remoción ya implementadas en el país. Adicionalmente, se estudia la teoría de adsorción y medios adsorbentes en la literatura académica disponible.

Puesta en marcha de la planta

Seguimiento, durante tres meses, de la puesta en marcha de la planta de tratamiento piloto de agua potable instalada en la comuna San Pedro de Atacama, II Región de Chile. Con la intención de estudiar cabalmente los procesos, y así evaluar apropiadamente la tecnología, se efectúan 6 misiones a terreno entre los meses de julio y octubre del año 2012.

Análisis y monitoreo de procesos

Seguimiento de los procesos mediante el monitoreo y análisis de muestras de calidad del agua en distintos puntos de la planta. Se llevan a cabo mediciones in-situ de la concentración de Arsénico total en el efluente y afluente de la planta, junto con parámetros físico-químicos como pH y salinidad.

Evaluación y Propuestas

Finalmente se evalúa el desempeño de la planta de tratamiento y se enuncian propuestas con el fin de mejorar la aplicabilidad de la tecnología.

En el presente documento se expone el estudio definido en las páginas anteriores, se despliegan los resultados obtenidos durante la puesta en marcha y el consecuente análisis cuantitativo y cualitativo que fundamenta la evaluación final de la tecnología.

2. ASPECTOS GENERALES SOBRE EL ARSÉNICO EN AGUA Y TECNOLOGÍAS DE REMOCIÓN

2.1 ASPECTOS GENERALES

El Arsénico (As) es un metaloide conocido desde la antigüedad de significativa ubicuidad en la corteza terrestre (Mandal, 2002). Además de ser altamente tóxico, este elemento no tiene olor, color, ni sabor, características que lo hacen un efectivo veneno que ha estado presente en célebres homicidios a lo largo de la historia. Si bien resulta inevitable asociar el arsénico a esta popular idea de veneno, sus propiedades han sido ampliamente usadas en distintas industrias: en la agricultura como pesticida, en la fabricación del vidrio, en el tratamiento para la preservación de la madera, y muchos otros (Jones, 2007). Sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) comenzó, en la década de los ochenta, a restringir e incluso prohibir el uso del arsénico en ciertos productos (Bleiwas, 2000). Así, se observa hasta hoy día una tendencia global de regular el uso de arsénico en procesos industriales.

2.2 EFECTOS DEL ARSÉNICO SOBRE LA SALUD

Dada la reconocida toxicidad del arsénico, se han realizado numerosos estudios a nivel mundial para determinar los efectos que produce sobre la salud del ser humano. La exposición prolongada de arsénico vía agua potable puede producir cáncer a la piel, pulmones, vejiga y riñones (WHO, 2001), además de varios tipos de lesiones a la piel como melanosis, leucomelanosis, queratosis e hiperqueratosis (Rahman et al, 2009). Sin embargo, los efectos cancerígenos en órganos internos pueden no manifestarse hasta 20 o 30 años después de la exposición al elemento (Flynn, 1998). Esto último, conjugado con las discretas propiedades organolépticas del elemento, resulta preocupante dado que la identificación de fuentes de agua potable contaminadas podría tardar lo suficiente como para que varias generaciones hayan estado bebiendo agua contaminada. Además de lo mencionado, una exposición prolongada podría producir efectos cardiovasculares, respiratorios, hepáticos, hematológicos, diabéticos, neurológicos y reproductivos sobre los seres humanos (WHO, 2001).

Para prevenir la ingesta de dosis peligrosas de arsénico, la Organización Mundial de la Salud propone adoptar una máxima concentración de arsénico igual a 0,01 mg/l en el agua para consumo humano. Esta propuesta es implementada en la norma oficial NCh409 de agua potable en Chile desde al año 2005 considerando un plazo de aplicación de 5 años para bajar a 0,03 mg/l y de 10 años para llegar a 0,01 mg/l.

El caso de Bangladesh ilustra con gran autoridad la complejidad y magnitud del problema de arsénico a nivel mundial. Se estima que alrededor de 35 millones de personas han tomando agua

a concentraciones de arsénico mayores de $50 \mu\text{g/l}$, y alrededor de 57 millones de personas a concentraciones mayores a $10 \mu\text{g/l}$ (Gaus et al, 2003).

En Chile también se registra un caso de ingesta masiva de aguas contaminadas con arsénico. La ciudad de Antofagasta recibió agua proveniente del río Toconce que contenía altas cantidades de arsénico (del orden de $0,8 \text{ mg/l}$) entre los años 1958 y 1970. A principio de la década de 1960 comenzaron a notarse las primeras manifestaciones dermatológicas en la población, especialmente en niños (Borgoño et al, 1977). Así fue como el año 1970 se instaló la primera planta de abatimiento de arsénico en Chile: Planta Salar del Carmen. Con su implementación se logró disminuir significativamente la dosis de arsénico presente en el agua potable de Antofagasta, lo cual comenzó a reflejarse rápidamente en la salud de la población (Borgoño et al, 1977).

2.3 PRESENCIA DE ARSÉNICO EN AGUAS

El arsénico está ampliamente distribuido en la corteza terrestre, lo que se traduce en una presencia de éste en diversos cuerpos de agua, tanto subterráneos como superficiales, a lo largo de numerosos países. Existe un alto contenido de arsénico en aguas subterráneas en Argentina, Chile, México, China, Hungría, Estados Unidos, Bangladesh y Vietnam (Smedley et al, 2002). La Figura 1 muestra un mapa con la ubicación de aquellos lugares en que se han registrado problemas por contaminación de arsénico.

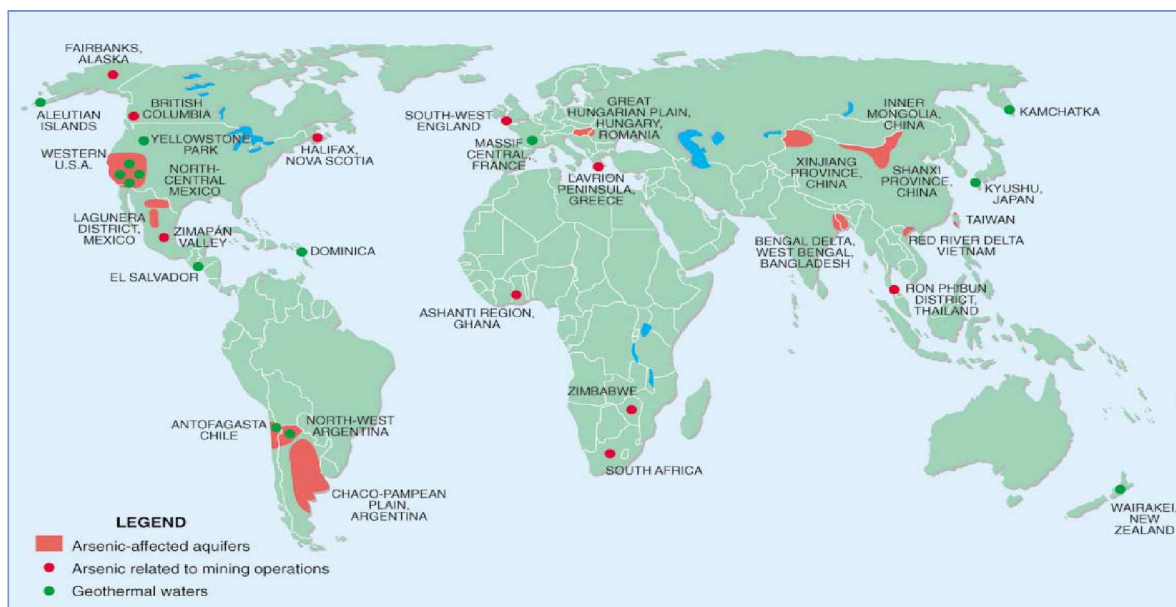


Figura 2-1 Distribución mundial de problemas documentados asociados al arsénico en agua y medio ambiente (Fuente: Smedley et al, 2002).

En Chile, la presencia de arsénico en el agua se detecta principalmente en la zona Norte. Hay estudios que prueban que la ingestión de arsénico en el norte de Chile ha ocurrido desde la antigüedad, lo cual ha sido comprobado mediante el análisis de muestras de pelo de momias precolombinas de la zona (Arriaza et al, 2010).

Los niveles de arsénico más preocupantes en Chile se encuentran en la segunda región de Antofagasta, y en sus regiones aledañas. Muchos autores confirman que en esta zona las aguas presentan altas concentraciones de arsénico (Sancha et al, 2008; Cornejo, 2004; Yáñez et al., 2005). En el norte de Chile, entre Arica y Antofagasta, existen peligrosos niveles de arsénico en agua para beber: entre 6 y 300 veces la norma recomendada por la OMS (Litter 2002; Bundschuh et al., 2009). En el valle Camarones, por ejemplo, se observan valores 100 veces mayores a la norma establecida.

De esta manera, se recalca que en Chile, el problema de arsénico es de mayor importancia e involucra una gran población: en el país viven aproximadamente 1,8 millones de personas en zonas que presentan contaminación por este elemento (Sancha et al, 2008), donde la gran mayoría toma agua tratada.

La presencia de arsénico, tanto en aguas superficiales como subterráneas, se debe a las características de la roca en contacto con el agua. La presencia geológica del elemento en Chile está asociada a la actividad volcánica en la cordillera de los Andes (Ravenscroft et al, 2009; Sancha et al, 2008). También cabe mencionar que la actividad minera puede acelerar este proceso de contaminación en la medida que las excavaciones van dejando el mineral al descubierto, mejorando así la exposición del arsénico a las aguas.

2.4 TECNOLOGÍAS DE REMOCIÓN

Todas las tecnologías de abatimiento de arsénico dependen de unos pocos procesos fisico-químicos que pueden ser aplicados solos, simultáneos o en serie: oxidación/reducción, coagulación-filtración, precipitación, adsorción e intercambio iónico, separación líquido/sólido, exclusión física, tecnología de membranas, métodos biológicos, etc. (Litter et al, 2010).

La especiación del arsénico es un factor determinante al momento de diseñar un sistema de tratamiento para abatir el elemento. El pH y el potencial redox son los factores más importantes que controlan la especiación del arsénico. (Smedley et al, 2002). Su especiación está bien estudiada y se puede ver gráficamente en la Figura 2-2.

Si bien el arsénico puede encontrarse en varios estados de oxidación (-3, 0, 3 y +5), las especies más comunes en aguas naturales son los oxoaniones trivalentes (As (III)) y pentavalentes (As (V)) (Smedley et al, 2002).

Las especies pentavalentes del arsénico predominan y se mantienen estables en medios aeróbicos ricos en oxígeno, mientras que las especies trivalentes predominan en ambientes menos oxigenados como es el caso de aguas subterráneas (Mohan et al, 2007).

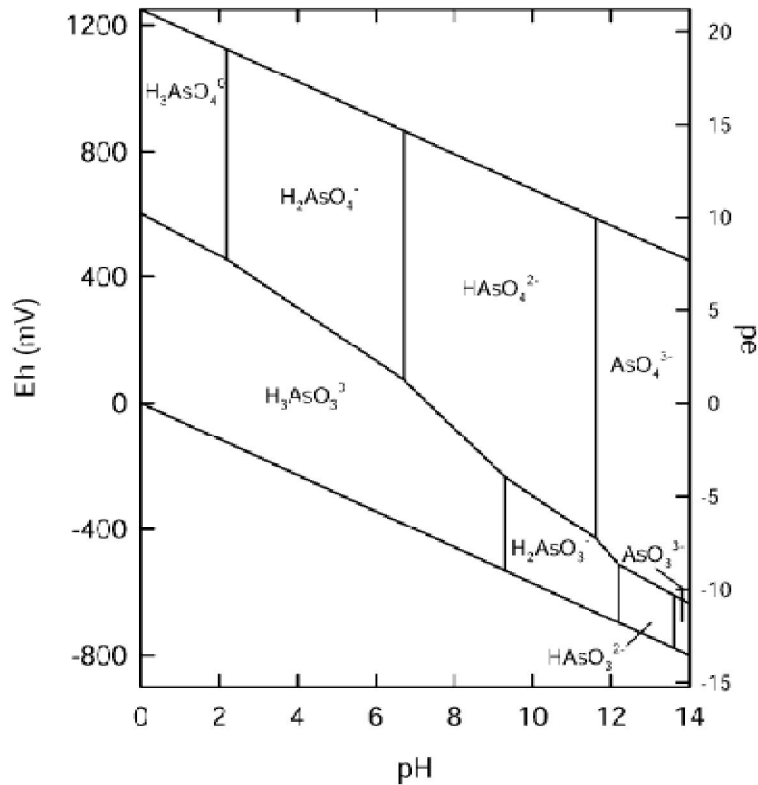


Figura 2-2 Diagrama de potencial redox (Eh) y pH para especies de arsénico en agua en el sistema $As - O_2 - H_2O$ a $25^\circ C$ y 1 bar de presión total (Fuente: Smedley et al, 2002).

Las especies trivalentes del arsénico inorgánico son más tóxicas y de mayor movilidad que las pentavalentes. Además, el As (V) es más fácil de ser adsorbidas y retenidas en distintas superficies (Litter et al, 2010). Por esto, la mayoría de las tecnologías son más eficientes en remover el arsénico en su estado pentavalente, razón por la cual comúnmente el tratamiento comienza por un paso de oxidación (Ahmed et al., 2002). Hay literatura sobre los distintos métodos para remover arsénico y sus condiciones óptimas de funcionamiento. A continuación se explicarán brevemente las tecnologías convencionales más usadas para el abatimiento de arsénico, con un especial énfasis en los sistemas de adsorción.

2.4.1 Oxidación/Reducción

Este proceso tiene el objetivo de transformar el Arsénico trivalente en la especie pentavalente, dado que éste último es menos tóxico y más fácil de remover. Existen principalmente 3 formas de producir la oxidación del arsénico: aireación, exposición UV y adición de químicos. La oxidación por aireación es muy lenta y puede tomar semanas en cumplir su objetivo (Pierce et al., 1982). La opción de oxidación de arsénico trivalente en agua por exposición a radiación solar ha sido estudiada por algunos investigadores obteniéndose buenos resultados (Wegelin et al., 1999; Young 1996). Este método es atractivo por su simpleza y facilidad para aplicarse en localidades de escasos recursos. La adición de químicos como cloro y permanganato pueden oxidar rápidamente el arsenito (As^{+3}) al arsenato (As^{+5}). Otros químicos también usados son el ozono, hipoclorito y peróxido de hidrógeno (Ahmed, 2002). Las ventajas de este método son básicamente su simpleza y rapidez. Cabe destacar que el cloro, si bien es un

eficaz agente oxidante, puede reaccionar con la materia orgánica presente en el agua bajo ciertas condiciones para producir trihalometanos tóxicos y cancerígenos (Litter et al., 2010).

2.4.2 Precipitación

Mediante la adición de sales de calcio, manganeso o hierro a soluciones de As^{+5} se pueden obtener sólidos precipitados que contienen arsénico extraíbles mediante sedimentación o filtración (Litter et al., 2010).

2.4.3 Coagulación-Floculación-Filtración

Este sistema es el más común utilizado en la remoción de arsénico en aguas. A través de la adición de químicos coagulantes se forman flocs que adsorben el arsénico y que luego pueden ser extraídos de la columna de agua mediante filtración. Durante la floculación, variadas micro-partículas e iones cargados negativamente se adhieren al floc por fuerzas electrostáticas. Como el arsénico trivalente ocurre en forma no-ionizada, su remoción no es significativa, por lo que se requiere un pre-tratamiento de oxidación para transformar esta especie en la pentavalente (Ahmed et al, 2002).

Los químicos más usados para la coagulación son: sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$), cloruro férrico ($FeCl_3$) y sulfato de hierro ($FeSO_4$), siendo las sales de hierro generalmente mejores agentes de remoción (Litter et al., 2010). La eficiencia de los procesos está directamente relacionada con el pH de la solución.

Este sistema de remoción es atractivo por su simpleza, bajos costos de implementación, el uso de químicos comunes y por su capacidad de ser aplicable fácilmente a grandes volúmenes de agua. La desventaja técnica principal de este sistema es la generación de altas cantidades de lodos ricos en arsénico (Litter et al., 2010) y dificultades en dosificar el reactivo.

2.4.4 Membranas

La filtración por osmosis inversa (OI) y la nano-filtración (NF) son sistemas eficientes en la remoción de arsénico. Membranas de poros mayores a los anteriores no funcionan bien dado el inferior tamaño de las especies de arsénico (Litter et al, 2010). Las labores de mantención son reducidas y el uso de químicos es menor al sistema de coagulación-floculación. Además, las bombas necesarias para permitir el permeado requieren de un alto consumo eléctrico.

2.4.5 Resinas de Intercambio Iónico

Esta tecnología está bien estudiada y se usa ampliamente para la remoción de contaminantes del agua, aunque rara vez se usa para grandes volúmenes de agua destinada para beber (Wang et al, 2000).

El intercambio iónico consiste en un proceso físico-químico en que un ion en fase sólida se intercambia por un ion del agua en contacto. La fase sólida es típicamente una resina sintética que ha sido seleccionada específicamente por sus capacidades para adsorber un determinado contaminante (Pirnie, 2000). La remoción de arsénico pentavalente es eficiente, mientras que el trivalente, por no tener carga, no es removido (Litter et al., 2010). Así, se requiere un pre-tratamiento de oxidación. Se destaca la estabilidad de éste método frente a variaciones de pH. Sin

embargo, sólidos suspendidos y la precipitación de hierro pueden producir problemas por obstrucción en la resina (Wang et al., 2000).

Se han estudiado resinas de intercambio catiónico de Ce (IV), Cu(II), Zr(IV), Fe(III), Y(III) y La(III) obteniéndose resultados atractivos de alta remoción (Mohan et al., 2007). También se hallan estudios de resinas de intercambio aniónico (Tatineni et al., 2002). Últimamente se menciona el uso de resinas quelantes macro-reticuladas para la remoción de arsénico de los residuos de una planta geotérmica (Egawa et al., 1985).

2.4.6 Adsorción

La adsorción es una técnica de remoción rápida que además incurre en costos comparativamente bajos con respecto a las otras tecnologías. Se destaca la factibilidad de implementarse ampliamente en distintos lugares (Ali et al., 2005). Es un fenómeno bien estudiado que se usa en tratamiento de aguas desde hace mucho tiempo: los antiguos Hindúes en India filtraban su agua con carbón, e incluso los egipcios usaban madera carbonizada para purificar el agua alrededor del año 1500 A.C. (Cheremisinoff et al., 1980; Kandasamy et al., 2008).

Se le llama adsorción al fenómeno de adhesión de moléculas, y su consecuente acumulación, sobre la superficie de un sólido (o líquido). Dicho fenómeno se produce principalmente por las fuerzas de Van der Waals y electroestática entre las moléculas adsorbidas y la superficie del medio adsorbente. Así, un adsorbente es caracterizado primero por sus características de superficie como el área específica y polaridad (Suzuki, 1990).

Hay bastante literatura sobre el estudio de la química de superficies y la adsorción física. Por esto, se conocen bastante bien los factores que influyen en el fenómeno. Estos son los siguientes: composición física y química del material adsorbido y del medio adsorbente, superficie específica y tamaño de poro del medio adsorbente, tamaño y polaridad de las moléculas adsorbidas, entre otros. Además importan algunas características del agua a tratar como es el pH y la temperatura. Otro factor que influye sobre el proceso de adsorción es el de tiempo de exposición entre el agua y el medio adsorbente, esto es, el tiempo de residencia en el sistema (Cheremisinoff, 2002).

Para el diseño de módulos de tratamiento por arsénico es necesario conocer la capacidad adsorbente del medio que se va a utilizar. Para obtener este parámetro se suelen elaborar las isotermas de adsorción a través de ensayos experimentales tipo *batch*. Los puntos de equilibrio entre la masa del soluto adsorbido y la concentración de éste a una temperatura dada forman las isotermas de adsorción. Existen distintos modelos para ajustar estas curvas, como por ejemplo, los modelos de Freundlich, Langmuir y BET.

El rendimiento de lechos de adsorción se puede describir mediante curvas de *breakthrough*, las cuales expresan la concentración en el efluente del soluto que se desea remover en función del tiempo de producción (o volumen producido). La idea tras estas curvas es determinar el punto de quiebre, es decir, el momento en que la calidad del efluente comienza a decaer bruscamente. Estas curvas son de gran utilidad en la medida que entregan información sobre la capacidad del modulo de tratamiento en su totalidad además del medio. En la Figura 2-3

se puede observar la forma de una curva de *breakthrough* típica relacionada al perfil de concentraciones en el lecho.

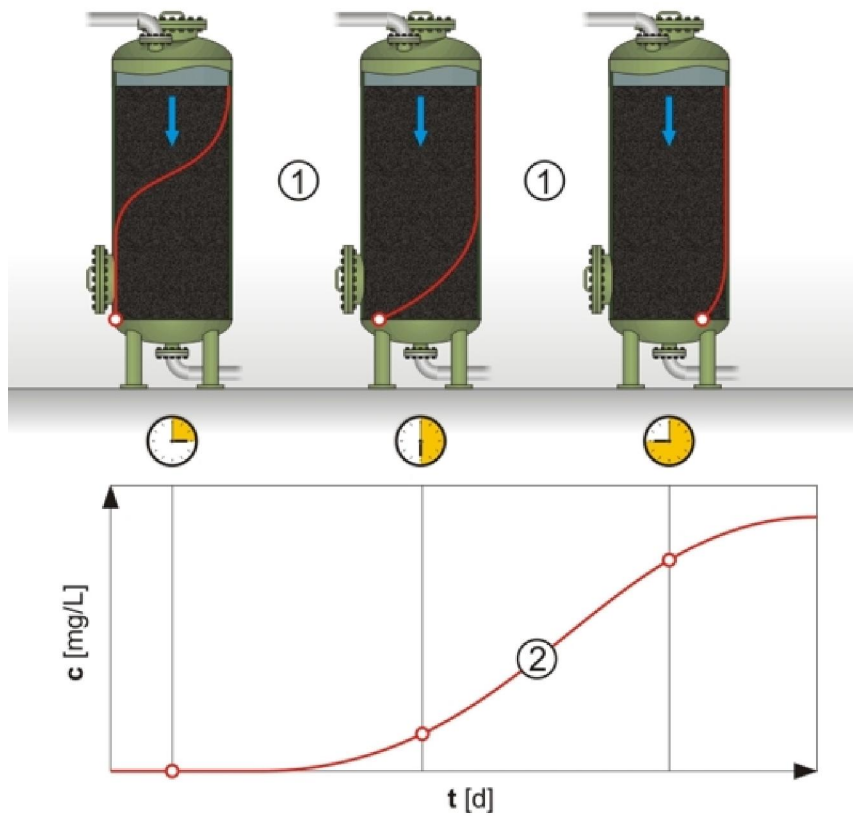


Figura 2-3 Relación entre el perfil de concentración en la columna (1) y la curva de *breakthrough* (Fuente: GUNT, 2011)

En la Tabla 2-1 se puede observar una breve comparación de las distintas tecnologías mencionadas.

Tabla 2-1 Tabla comparativa de las principales tecnologías usadas en tratamiento de agua para consumo humano (adaptado y traducido de EPA, 2002).

| Códigos de Clasificación ■ - Mejor ● - Promedio ▲ - Peor S - Sólido; L - Líquido; V-Vapor O&M - Operación y Mantenimiento Cap - Capital • - Puede requerir pretatamiento o afectar rendimiento y costos | Residuos Producidos | O&M o Capital-Intensivo | Disponibilidad | Confiabilidad/Mantenibilidad | Costo Total | Factores que podrían requerir pretatamiento o que podría afectar rendimiento o costos | | | |
|--|---------------------|-------------------------|----------------|------------------------------|-------------|---|----------------------------|----|---|
| | | | | | | Alta concentración de arsénico | Forma química del arsénico | pH | Otras características |
| Precipitación/Coprecipitación | S | Cap, O&M | ■ | ■ | ● | | • | • | Presencia de otros compuestos, tipo y dosis de químicos aplicados, objetivo del tratamiento, disposición de lodos. |
| Filtración por membranas | L | Cap, O&M | ■ | ● | ▲ | • | • | • | Sólidos suspendidos y disueltos, alto peso molecular, compuestos orgánicos, coloides, temperatura, tipo de membrana, flujo afluente y efluente de residuos. |
| Adsorción | S, L | Cap, O&M | ■ | ● | ● | • | • | • | Caudal, pH, <i>fouling</i> , concentración de la contaminación, medio gastado. |
| Intercambio Iónico | S, L | Cap, O&M | ■ | ● | ● | • | • | • | Presencia de iones interferentes, compuestos orgánicos, iones trivalentes, escalamiento del proyecto, regeneración del lecho, sulfatos. |

2.5 ANTECEDENTES SOBRE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO MEDIANTE ADSORCIÓN

Los primeros estudios de remoción de arsénico mediante adsorción se enfocaron en el uso de alúmina activada ($\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$) como un adsorbente selectivo para arsénico y flúor (Sorg et al., 1978; Xu et al., 1988), pero en años recientes se ha usado una amplia variedad de otros adsorbentes (Khandaker, 2009). El uso de materiales biológicos, óxidos de minerales, carbón activado o resinas de polímeros ha generado un gran interés. A continuación se explicarán los materiales más utilizados para la remoción de arsénico mediante adsorción.

Hoy en día es muy popular el uso del carbón activado como medio adsorbente. El carbón activado es una forma cruda del grafito con una estructura interna altamente porosa, que funciona como un excelente adsorbente dada su fuerte afinidad para capturar sustancias orgánicas, incluso

a concentraciones bajas (Kandasamy et al., 2008). La adsorción de iones metálicos en este medio es más compleja que para compuestos orgánicos dado que las cargas iónicas afectan la cinética de la remoción.

Se ha manufacturado carbón activado en base a cáscara de coco, residuos de madera, azúcar, pescado, desechos de fertilizantes y caucho de ruedas, entre otros (Mohan et al., 2007). Existen revisiones académicas sobre la química del carbón activado (Hamerlinck et al., 1994; Pollard et al., 1992; Bansal et al., 2005). El primer registro de uso de carbón activado con fines adsorbentes en tratamiento de aguas data de 1930 en Estados Unidos (Mantell, 1968). Se ha usado extensivamente carbón activado para remover, mediante su adsorción, arsénico en su estado trivalente y pentavalente del agua (Navarro et al., 2002; Jubinka et al., 1992).

Aunque el carbón activado tenga un prolífico uso en el tratamiento de aguas residuales, la alta cantidad requerida para tratar el agua hace de este material una opción poco factible en términos económicos (Mohan et al., 2007). Se han evaluado distintos tipos de carbón activado para remover arsénico, además de los efectos de la temperatura y pH sobre la eficiencia de remoción (Eguez et al., 1987). Mohan y Pittman hacen una extensa recopilación de información para elaborar una interesante tabla comparativa de los distintos tipos de carbón activado con sus parámetros de funcionamiento básicos (Mohan et al., 2007).

Hay mucha investigación sobre el uso de ciertos desechos industriales como material adsorbente. Por ejemplo, se ha estudiado la capacidad adsorbente para remover arsénico con la escoria producida en los altos hornos de la producción de acero (Zhang et al., 2005).

Se conocen las propiedades adsorbentes de algunos materiales minerales como la arena revestidos con otros componentes obteniéndose resultados muy interesantes (Bajpai et al., 1999; Hanson et al., 2000). Además se han estudiado suelos, arcillas y zeolitas con el mismo objetivo (Mohan et al., 2007). Estas alternativas son atractivas por su bajo precio y amplia disponibilidad.

Los óxidos de distintos elementos también poseen interesantes capacidades para adsorber arsénico. Se ha estudiado el dióxido de manganeso (Moore et al., 1990), dióxido de titanio (Pena et al., 2005) y alúmina activada (Singh et al., 2004), entre otros.

También se han usado resinas de intercambio catiónico, polímeros macro-porosos, resinas quelantes y geles de bio-polímeros para preparar polímeros que contienen metal (Mohan et al., 2007). A continuación se describen algunos de estos.

El uso de hierro cero-valente ($\text{Fe}(0)$) para remover arsénico se ha estudiado por muchos investigadores (Manning et al., 2002; Hunt et al., 2002; Balarama et al., 2001). Se han alcanzado eficiencias de remoción muy altas dependiendo de algunos factores como la presencia de oxígeno, por ejemplo.

Óxidos bi-metálicos se han estudiado como adsorbentes de arsénico (Zhang et al., 2005). Se ha concluido que éstos presentan una capacidad significativamente mayor que sus componentes metálicos por separado.

Se realizó una investigación (Fryxell et al., 1999) sobre la síntesis y el uso de ligandos metal-quelados fijados a sílice meso-poroso. Se observó una alta eficiencia de remoción de arsénico y cromo.

Finalmente se menciona el uso de material biológico como medio adsorbente. Los siguientes materiales se han estudiado como alternativa para remover arsénico del agua por sus capacidades adsorbentes: Quitina, esponjas de celulosa, algas, hongos, y plantas como la *Eichorniacrassipes* (Mohan et al., 2007).

En el Anexo A se puede encontrar una extensa tabla de la evaluación comparativa entre varios medios adsorbentes con sus respectivas capacidades.

3. PLANTA PILOTO DE ABATIMIENTO DE ARSÉNICO

La empresa francesa *L'EauPure* se encargó de la implementación de la planta piloto experimental de abatimiento de arsénico. El proveedor del medio se ha encargado del diseño de la planta de tratamiento, proyectando la estructura, equipos y procesos. A continuación se detallan los aspectos más importantes de la planta de tratamiento en estudio.

3.1 ANTECEDENTES GENERALES SOBRE LA UBICACIÓN DE LA PLANTA PILOTO

El proyecto se lleva a cabo en una comunidad rural de la comuna de San Pedro de Atacama, Provincia del Loa, Región de Antofagasta. La localidad se ubica a una altitud sobre los 2700 m.s.n.m. en las faldas de la Cordillera de los Andes y en las cercanías del Salar de Atacama.

Según la clasificación de Köppen el clima de la zona es desértico, con escasas precipitaciones y grandes oscilaciones térmicas diarias. Temperatura media: 10°C; temperaturas mínimas por debajo de 0°C. Las precipitaciones se producen entre febrero y marzo, alcanzándose medias anuales en torno a 50 mm.

3.2 FUENTE DEL AGUA Y CALIDAD

La población se abastece de agua proveniente de una vertiente ubicada aproximadamente a 12 km del pueblo hacia la cordillera. La fuente de agua corresponde a un afloramiento de agua subterránea que es inmediatamente captado por una tubería de HDPE que conduce el agua gravitacionalmente hacia el pueblo en escurrimiento libre con algunas secciones en presión. La fuente es capaz de entregar un promedio anual de 0,8 l/s.

El perfil de calidad del agua cruda se expone en las Figuras 3-2 y 3-3 (ver informe de análisis en laboratorio en Anexo B). Se puede observar una fuerte presencia de sulfato, cloruro y magnesio. Dada la matriz de agua, es esperable encontrar sodio y calcio, pero estos no fueron medidos. Así, se tiene un agua sulfatada de significativa dureza, lo cual es de esperar considerando un agua de procedencia subterránea de la zona en estudio.

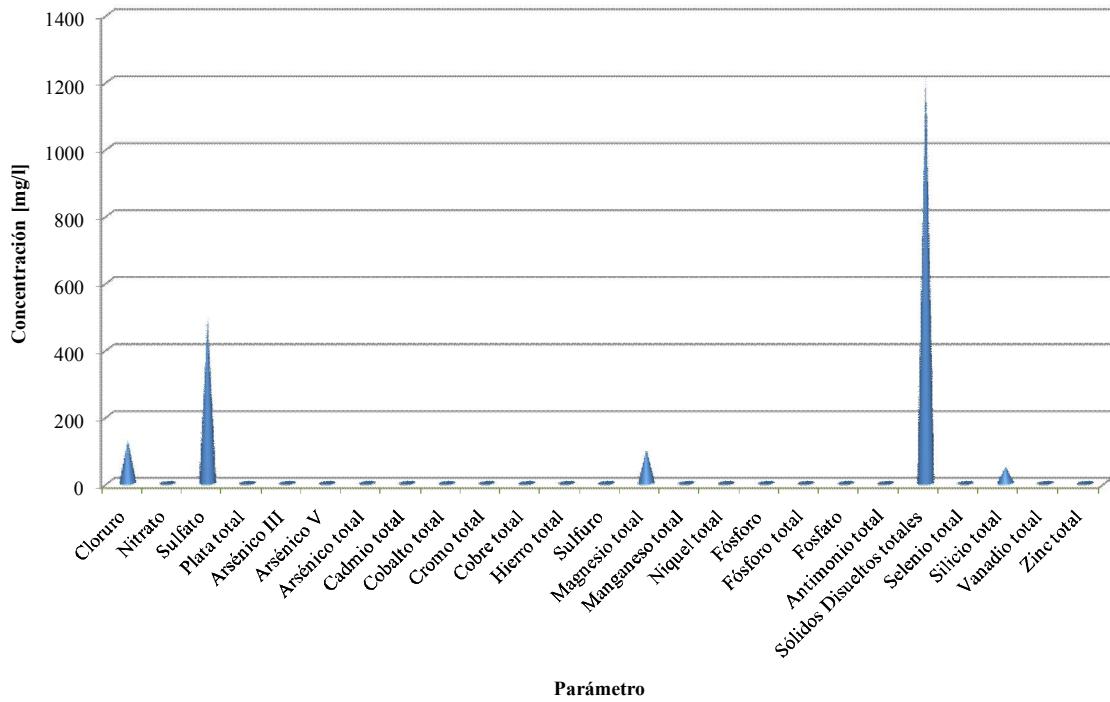


Figura 3-1 Perfil de calidad del agua cruda (escala de concentraciones altas)

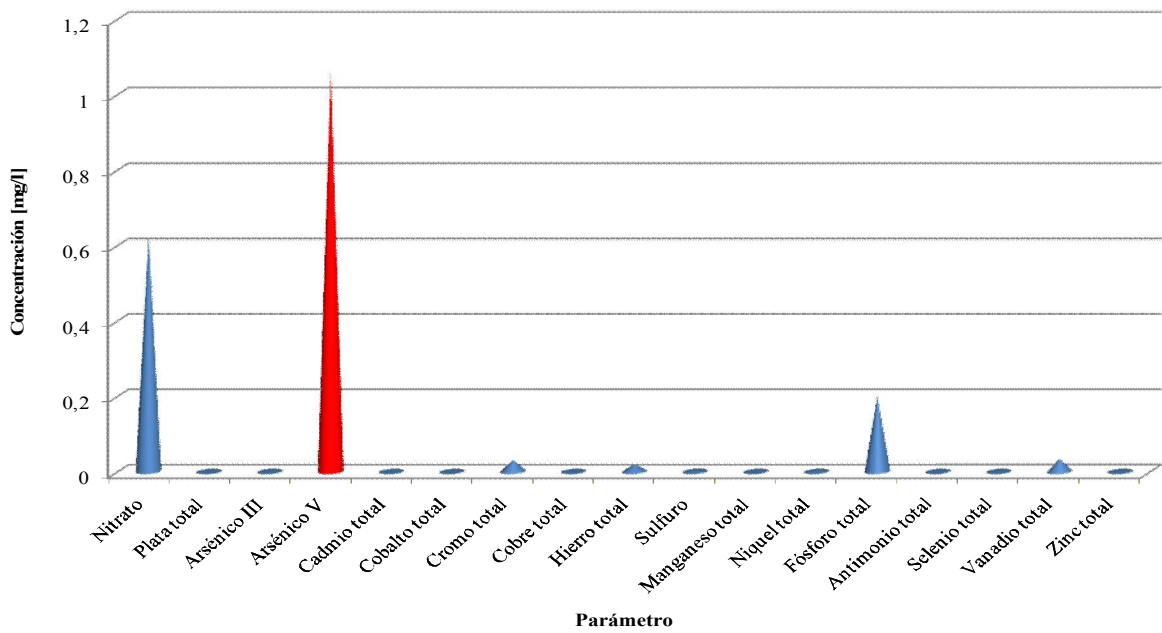


Figura 3-2 Perfil de calidad del agua cruda (escala de concentraciones bajas)

En la Tabla 3-1 se resumen los parámetros del agua cruda que están regulados bajo la norma chilena de agua potable.

Tabla 3-1 Parámetros del agua cruda regulados por la norma de agua potable NCh 409 of. 2005
(Se destacan aquellos parámetros sobre la norma)

| Parámetro | Símbolo | Concentración (mg/l) |
|---------------------------|-------------|----------------------|
| Cobre | Cu | 0,00162 |
| Cromo | Cr | 0,0308 |
| Hierro | Fe | 0,02 |
| Manganeso | Mn | 0,00029 |
| Magnesio | Mg | 99,186 |
| Selenio | Se | 0,00196 |
| Zinc | Zn | 0,00198 |
| Arsénico | As | 1,06 |
| Cadmio | Cd | 0,00025 |
| Nitrato | NO_3^- | 0,628 |
| Cloruro | Cl^- | 127 |
| Sulfato | SO_4^{-2} | 490 |
| Sólidos Disueltos Totales | SDT | 1218 |

Se puede observar que todos los parámetros se encuentran bajo la norma, con excepción de uno: concentración de arsénico total. Esto significa que al abatir el arsénico, el agua quedaría apta para el consumo humano según la norma chilena NCh 409.

De forma puntual, se han efectuado varios análisis en laboratorio para determinar la concentración de arsénico total del agua de la localidad. A continuación se detalla la recopilación de los resultados:

Tabla 3-2 Ensayos de concentración de arsénico total del agua cruda
(Fuente: Confección propia)

| Realizador | Año | Arsénico Total (mg/l) |
|------------|------|-----------------------|
| Hidrolab | 2011 | 0,89 |
| ANAM | 2012 | 1,06 |
| SGS | 2012 | 0,67 |
| | 2012 | 0,68 |
| | 2012 | 0,63 |

Considerando que la normativa chilena exige un límite máximo permitido de 0,01 mg/l, se puede notar con claridad que los niveles de arsénico presentes en el agua de la localidad exceden considerablemente la norma. Se destaca la variabilidad en el contenido de arsénico de las muestras, el cual oscila entre 60 y 100 veces por sobre los niveles recomendados.

3.3 ANTECEDENTES GENERALES DEL PROYECTO

La Municipalidad de San Pedro de Atacama contrata a L'Eau Pure para construir 2 plantas de tratamiento de agua en una localidad rural dentro de la comuna (planta de agua potable y planta de aguas servidas). En esta instancia se construye paralelamente la planta piloto experimental para abatir el arsénico mediante un medio agaroso. La construcción de las plantas comienza a principios del año 2012.

4. PUESTA EN MARCHA DE LA PLANTA PILOTO

4.1 ASPECTOS DE DISEÑO DE LA PLANTA

En esta sección se detallan los aspectos relevantes para el diseño de la planta piloto. Se explica con mayor énfasis las características particulares del medio adsorbente agaroso, junto con los estudios a los que se ha sometido dicha tecnología.

4.1.1 Medio Adsorbente Agaroso

El medio adsorbente consta de pequeñas *perlas* (inglés: *beads*) de agarosa denominadas *Work-Bead Metal As* por su empresa fabricante Bio-Works. Este medio se ha usado por más de tres décadas en la industria de la biotecnología, principalmente para la purificación de biomoléculas. Sin embargo, su uso en sistemas de tratamiento de agua es novedoso.

La composición de las perlas es 7% de agarosa y 93% de agua. La agarosa es un polisacárido que se extrae de algunas algas y presenta una histéresis (diferencia entre las temperaturas de fusión y gelificación) importante, que la hace idónea para técnicas de separación de bio-partículas tales como electroforesis, cromatografía y otras, empleadas en el campo de la Bioquímica y Biología Molecular (CONDA, 2012).

Una de las principales características es que posee una estructura altamente reticulada (ver Figura 3-1), la cual ofrece una alta superficie específica disponible para reaccionar. Además se destaca que las perlas están asociadas a un quelante orgánico que aporta atractivas propiedades para adsorber metales pesados: mayor selectividad y enlaces más fuertes.

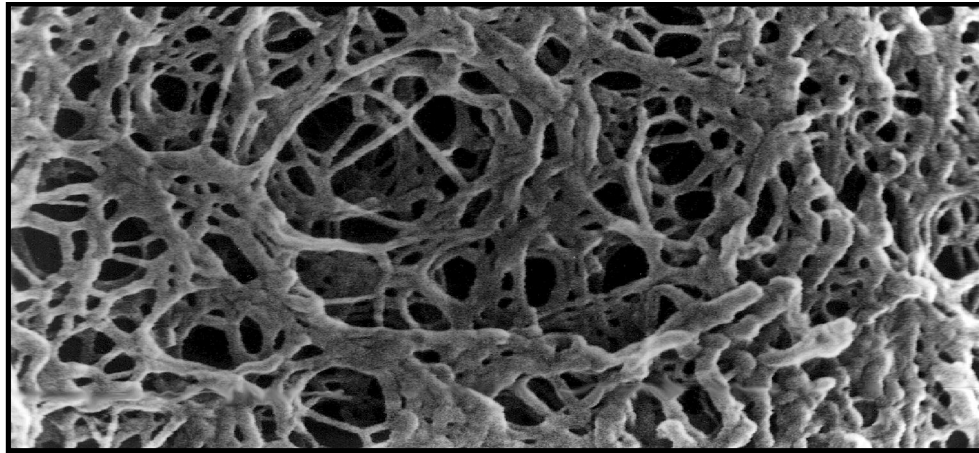


Figura 4-1 Microfotografía del medio agaroso *Work-Bead Metal As* obtenida mediante barrido electrónico (Fuente: Proveedor, 2011).

Las principales propiedades que hacen de este material un medio atractivo para remover arsénico del agua son las siguientes (Proveedor, 2011):

- **Rigidez:** la rigidez de las perlas permite el tratamiento de caudales altos sin perjudicar su estructura interna, evitándose también una alta compactación del lecho.
- **Porosidad:** las perlas son altamente porosas, lo que facilita el flujo a través del medio y contribuye a una mejor capacidad para adsorber en la medida que hay una mayor superficie de captura.
- **Selectivo:** el quelante asociado al medio agaroso solamente captura metales pesados blandos, es decir, no derrochará zonas de captura en Ca^+ , Mg^+ , Na^+ , entre otros, que suelen estar presentes en aguas naturales.
- **Enlace fuerte:** el enlace formado entre el quelante y el arsénico es fuerte, lo que garantiza que no habrán desprendimientos de los elementos capturados que podrían ser peligrosos.
- **Tiempo de reacción bajo:** la quelación es una reacción química rápida, lo que se traduce en que el tiempo de residencia del agua a tratar con el medio sea menor. Esto último significa que los módulos de medio podrían ser entre 5 y 10 veces de menor volumen que las resinas de intercambio iónico.
- **Alta remoción:** ensayos en laboratorio revelan eficiencia de captura del 99%.
- **Producto Natural:** las perlas están hechas de agarosa, material que proviene de algas marinas, por lo que puede considerarse un producto carbono-neutral. Además, esta propiedad hace posible la disposición del medio en rellenos sanitarios normales dada su inocuidad ambiental tras el lavado (regeneración) de arsénico.
- **Capacidad de regeneración:** el medio puede ser regenerado con un simple procedimiento químico en base a hidróxido de sodio y ácido acético. La regeneración permite la liberación del arsénico capturado en el medio durante la producción de agua tratada. Esta propiedad lo hace económicamente más atractivo y logísticamente más factible para lugares aislados donde no se pueden transportar repuestos con facilidad.
- **Bajo volumen de residuos:** La producción de agua tratada con este medio no produce lodos. Sin embargo, el procedimiento de regeneración produce un efluente con altas concentraciones de hidróxido de sodio, ácido acético, y arsénico. Esta solución puede ser evaporada, de manera que los volúmenes generados son muy bajos, facilitando así su disposición.

El proveedor ha realizado Ensayos Dinámicos de Capacidad de Enlace (EDCE) (inglés: *Dynamic Binding Capacity trials*) para determinar la capacidad real de captura de arsénico del medio agaroso. En estos ensayos, el agua circula en presión a través de un lecho fijo del medio en estudio.

El proveedor no usó el método de isotermas de adsorción principalmente por 2 razones: (1) En la literatura se puede observar que los tiempos necesarios para observar los procesos adsorbentes efectivos en ensayos tipo batch son del orden de 15-25 horas (Mattigod et al, 2010; Dziennik et al, 2002), lo cual, considerando la micro-porosidad del medio en estudio, significaría una inversión de tiempo incluso mayor a la mencionada. Además, (2) dado que se proyecta una unidad de tratamiento de lecho fijo, las condiciones de flujo y de presión del ensayo son más similares al EDCE.

En la Figura 3-2 se observa gráficamente los resultados obtenidos en una de las experiencias realizadas en los laboratorios del fabricante en julio 2012. En este EDCE se circuló agua desmineralizada a una concentración controlada de As (V) estándar a través de una columna de 25 ml llena del medio agaroso a un caudal de 15 ml por minuto (tiempo de contacto: 1,66 min). Se analizó periódicamente la concentración de arsénico del efluente de la columna mediante un método químico-colorimétrico HACH.

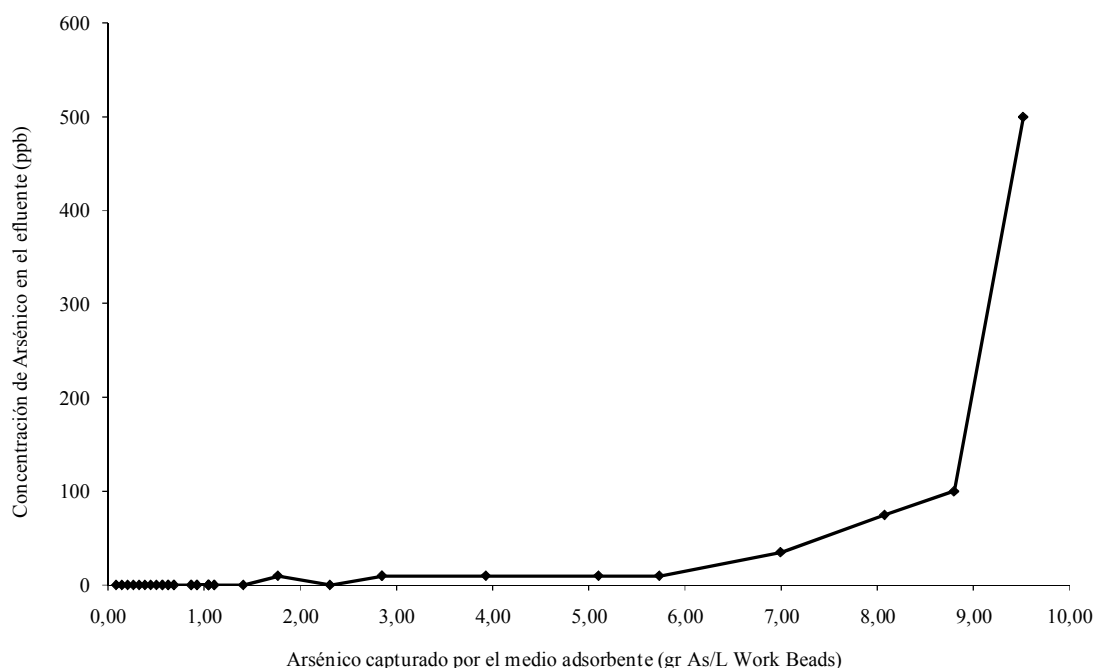


Figura 4-2 Curva de *Breakthrough* del medio agaroso a 1,5 minutos de tiempo de contacto (Fuente: Proveedor, 2011)

En el gráfico anterior se puede observar que el punto de quiebre se encuentra alrededor de los 8 gr As/L Work-Beads. Esto demuestra una alta capacidad específica de adsorción por parte de las perlas. Considerando que la densidad del medio seco es aproximadamente 700 gr/L, se obtiene una capacidad del orden de 11 mg de arsénico por gramo de medio. Este resultado es atractivo al compararse con la capacidad estudiada de otros medios granulares (ver Anexo A).

También se estudió el comportamiento del medio agaroso con muestras de agua cruda de la localidad rural en que se instaló la planta piloto. Para esto se hicieron 3 experimentos en que se circularon las muestras por una columna de 25 ml del medio adsorbente y se midió la concentración de arsénico y pH en el efluente. En todos los casos se observó una remoción de arsénico casi absoluta (98-99%) para el pH natural del agua (neutro, levemente básico). Se destaca que estos ensayos fueron de corta duración, es decir, se demostró la remoción de forma puntual sin llegar a la saturación de la columna. En forma numérica, ensayos con agua cruda sólo se realizaron hasta alcanzar una captura de 0,01 gramos de arsénico por litro de medio. Si se observa este valor en el gráfico anterior se puede notar que sólo se trata del principio de la curva.

Además, se sometió la pequeña columna al procedimiento de regeneración y se estudió el efluente: se observaron altas concentraciones de arsénico, comprobándose así que la solución de hidróxido de sodio produce el desprendimiento del arsénico del medio.

El proveedor llevó a cabo experimentos similares con distintas muestras de agua. En general se pudo observar una remoción de arsénico del orden de 99% en su estado pentavalente. Para el estado trivalente se observan una menor eficiencia de remoción.

4.1.2 Diseño de la planta de tratamiento

A continuación se exponen los cálculos básicos tras el diseño de la planta y se despliega el diseño final proyectado.

Al observar el perfil de calidad del agua (ver Anexo B) se puede notar que el único componente que no cumple con la norma chilena NCh 409 de agua potable es el arsénico, por lo que el objetivo puntual de la planta se reduce a abatir dicho elemento.

El funcionamiento de la planta se divide en dos etapas: producción y regeneración. La etapa de producción contempla los procesos asociados al tratamiento del agua. La etapa de regeneración contempla los procesos asociados al tratamiento del medio adsorbente para restablecer la capacidad de captura de este cuando el efluente deje de cumplir con la norma de agua potable (cuando el medio se satura).

Cabe recordar que para los estudios del medio (descritos anteriormente), el módulo de tratamiento se modeló físicamente con una columna de 25 ml del medio agaroso. Considerando la configuración del montaje experimental, se realizó el escalamiento considerando dos criterios:

- (1) La capacidad de adsorción unitaria observada en los EDCE es una propiedad intrínseca del medio, y por esto, es independiente de la instalación. Así, la cantidad de medio necesaria para la planta piloto será estimada mediante un cálculo lineal (considerar constante la proporción de masa capturada por volumen unitario de medio).
- (2) Mantener el tiempo de contacto entre el medio y el agua a tratar. Esto último significaría finalmente conservar el tiempo de residencia del agua en el módulo de tratamiento.

Así, se proyectó un tiempo de operación diario de la planta de 13 horas a una producción de 1 m³/hr.

Si bien el medio es capaz de ser regenerado, con el tiempo se espera una disminución irreversible en su eficiencia de captura de arsénico, por lo que es necesario cambiar el medio en la medida que se hace muy frecuente la necesidad de regenerar. El proveedor estima que la vida útil del medio se encuentra entre los 1 y 2 años en el régimen de operación proyectado considerando un procedimiento de regeneración cada 10 días.

El proveedor proyectó una columna de acero inoxidable capaz de contener 25 litros del medio agaroso. Las dimensiones de la columna se describen en la siguiente:

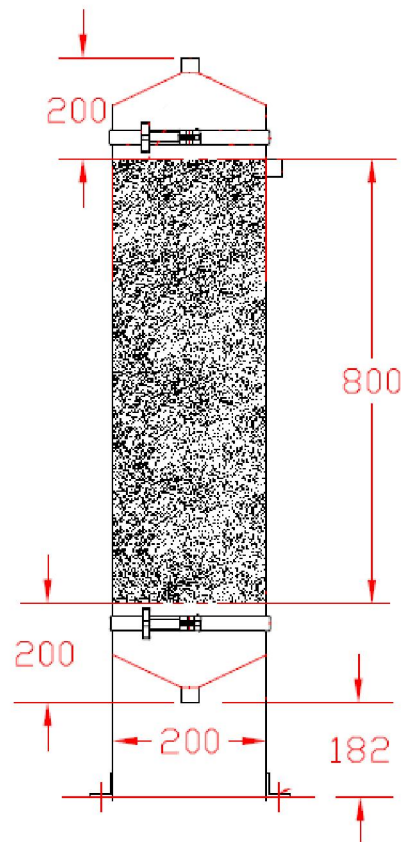


Figura 4-3 Diagrama de la columna proyectada (dimensiones en mm)

Para contener el medio fijo en la columna se incorporó al diseño una rejilla de acero de 100 micrones en la entrada y salida del sistema. Además, aguas arriba de la columna se añadió un sistema de pre-tratamiento del agua. Se proyectó la instalación de un filtro semiautomático, un filtro de carbón activado y 2 filtros de cartucho dispuestos en paralelo. El objetivo del pre-tratamiento es básicamente remover los sólidos suspendidos (mayores a 10 μm) para proteger el medio. En la Figura 4-4 se muestra un esquema del sistema de tratamiento que se implementó en la planta piloto. Esta línea corresponde a la etapa de producción.

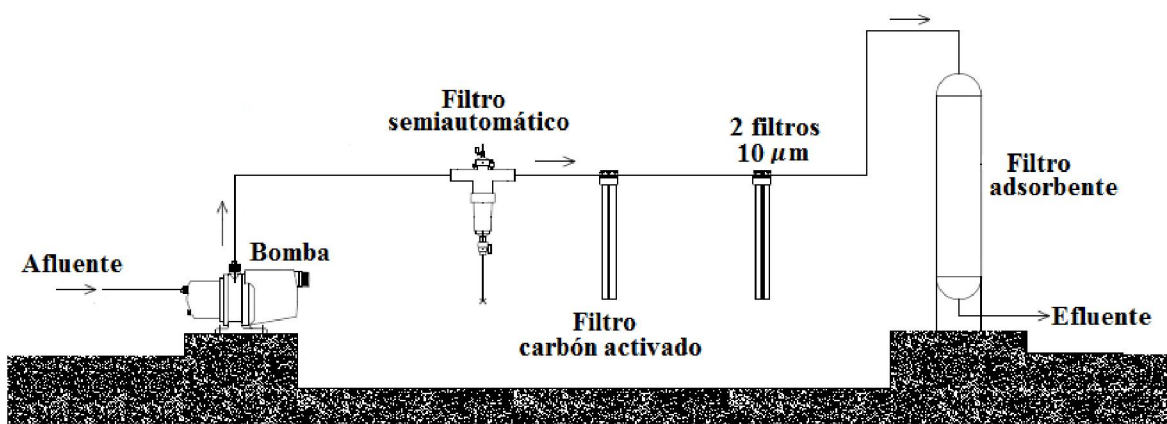


Figura 4-4 Esquema de la línea de producción

A partir de los datos de laboratorio, se proyectó usar las siguientes soluciones para la regeneración:

- 100 litros de NaOH al 0,1 M
- 100 litros de $CH_3 - COOH$ al 0,25%

El protocolo de regeneración consta de circular la solución básica de hidróxido de sodio primero. En esa etapa se debería alcanzar un pH mayor a 12, punto en el cual se libera el arsénico. Luego se aplicaría la solución de ácido acético para neutralizar el pH y mantener este parámetro entre 6 y 8.

Además, dada las favorables condiciones de la zona para evaporar (temperaturas altas, fuerte exposición solar y vientos significativos) se proyectó enviar el efluente de la regeneración a una piscina de evaporación. En la Figura 4-5 se muestra un esquema del sistema de regeneración que se implementó en la planta piloto.

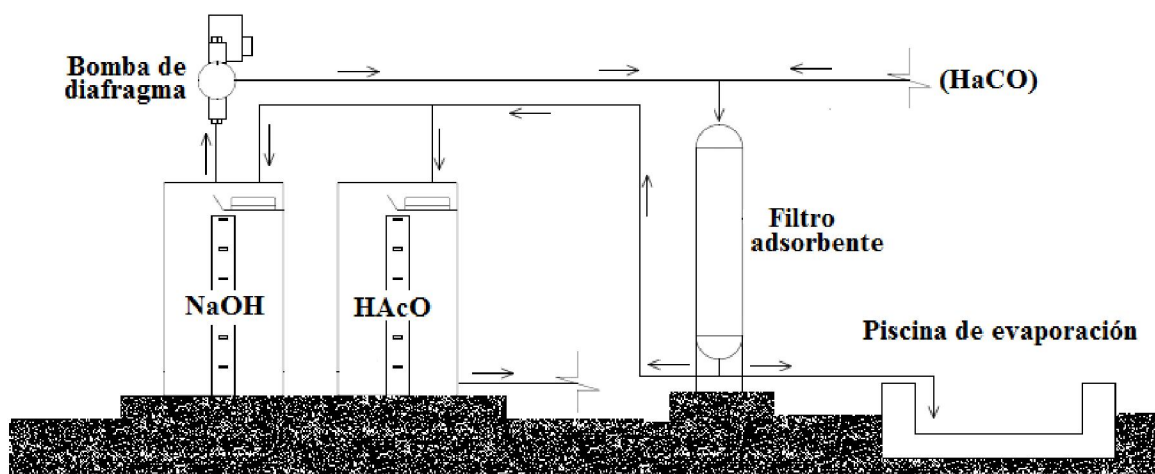


Figura 4-5 Esquema de la línea de regeneración

El tratamiento de hidróxido de sodio permite la regeneración del medio, es decir, produce un aumento de pH tal que los enlaces que unen el medio con el arsénico se debilitan y el metal pasa a la columna de agua. Se ha observado que un pH sobre 12 asegura este fenómeno de

lavado. Para alcanzar dicho pH se proyectó circular 4 BV (100 L) de una solución de agua tratada (sin arsénico) a una concentración de 0,1 M de soda cáustica.

El tratamiento con ácido acético tiene el objetivo de reducir el pH que se alcanzó con la soda hasta uno neutro (entre 6 y 8). Se proyectó circular 4 BV (100 L) de una solución de agua tratada (sin arsénico) a una concentración de 0,25 % de ácido acético.

Todas las tuberías en la planta están proyectadas en PVC. Además, se instalaron manómetros y caudalímetros en distintos puntos del sistema hidráulico. A continuación se detalla un esquema de las instalaciones principales de la planta de tratamiento.

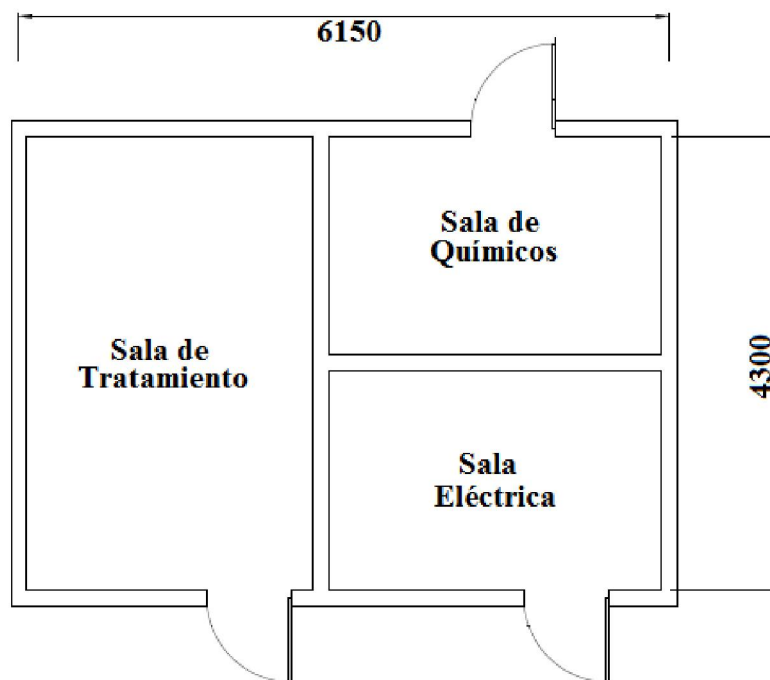


Figura 4-6 Esquema general de la planta de tratamiento (vista en planta)

En la sala de tratamiento se encuentra el sistema de producción y regeneración. La sala de químicos es el lugar destinado a almacenar los bidones de soda cáustica, ácido acético e hipoclorito de sodio. La sala eléctrica alberga el generador y el conjunto de baterías que reservan la energía eléctrica generada por los paneles solares y la turbina eólica a instalarse junto a la edificación.

4.2 CAMPAÑA DE TERRENO

A continuación se detalla la campaña de terreno que se llevó a cabo para recopilar la información en la planta piloto de abatimiento de arsénico:

- **Misión 1:** Julio 9 – Julio 22
- **Misión 2:** Julio 30 – Agosto 7
- **Misión 3:** Agosto 21 - Agosto 29
- **Misión 4:** Septiembre 9 – Septiembre 12

- **Misión 5¹**: Septiembre 24 – Septiembre 28
- **Misión 6**: Octubre 22 – Octubre 30

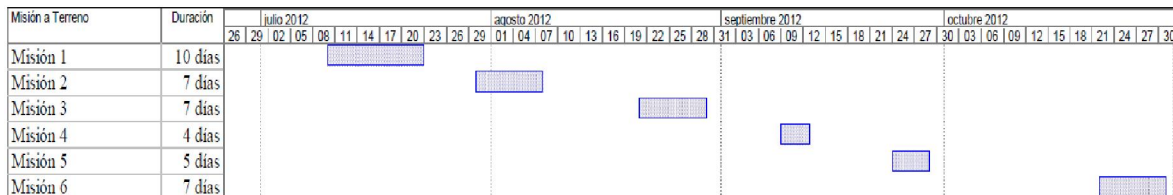


Figura 4-7 Carta Gantt de la Campaña de Terreno

4.3 MUESTREO Y MEDICIÓN

A continuación se detalla el procedimiento de muestreo y medición que se desarrolló para el presente estudio.

4.3.1 Procedimiento de Muestreo

Todas las muestras se tomaron en botellas plásticas de 300 ml. Antes de tomar una muestra, la botella se enjuaga un par de veces con parte de la solución a muestrear.

Durante la etapa de producción se toman muestras del afluente (MA) y del efluente (ME). Las MA corresponden a agua cruda y se toman cada 30 minutos. Las ME corresponden al agua tratada y se toman cada 15 minutos (ver Figura 4-1). Las muestras de agua cruda se toman en intervalos de tiempo mayores a las de agua tratada dado que se supone que la primera no presentará grandes variaciones en cuanto a la concentración de arsénico total y pH.

Al igual que en la producción, en la etapa de regeneración se toman muestras del afluente (MA) y efluente (ME). En este caso las MA corresponden a las soluciones de los químicos usados en la regeneración. Dado que estas soluciones son mezcladas en un estanque (tipo batch) antes de comenzar la regeneración, tomando una sola MA será suficiente para caracterizar el afluente durante esta etapa. Las ME corresponden al concentrado residual del lavado del medio (ver Figura 4-8). La frecuencia de muestreo utilizada fue de una muestra cada 1 BV².

Se debe mencionar que las frecuencias de muestreo mencionadas son referenciales y están sujetas a cambios según cada experimento. Sin embargo, en todos los casos se llevó a cabo un riguroso registro de los tiempos en que se toman las muestras.

¹Esta misión a terreno estuvo a cargo de Elena San Juan, ingeniero de L'EauPure. Todas las otras misiones fueron llevadas a cabo por el autor del presente documento.

² BV son las iniciales para *Bed Volume*, unidad de medida que será usada en este documento para referirse al volumen del lecho de medio agaroso. Por ejemplo, en la planta piloto la columna contiene 25 litros de medio, por lo que 1BV será equivalente a 25 L.

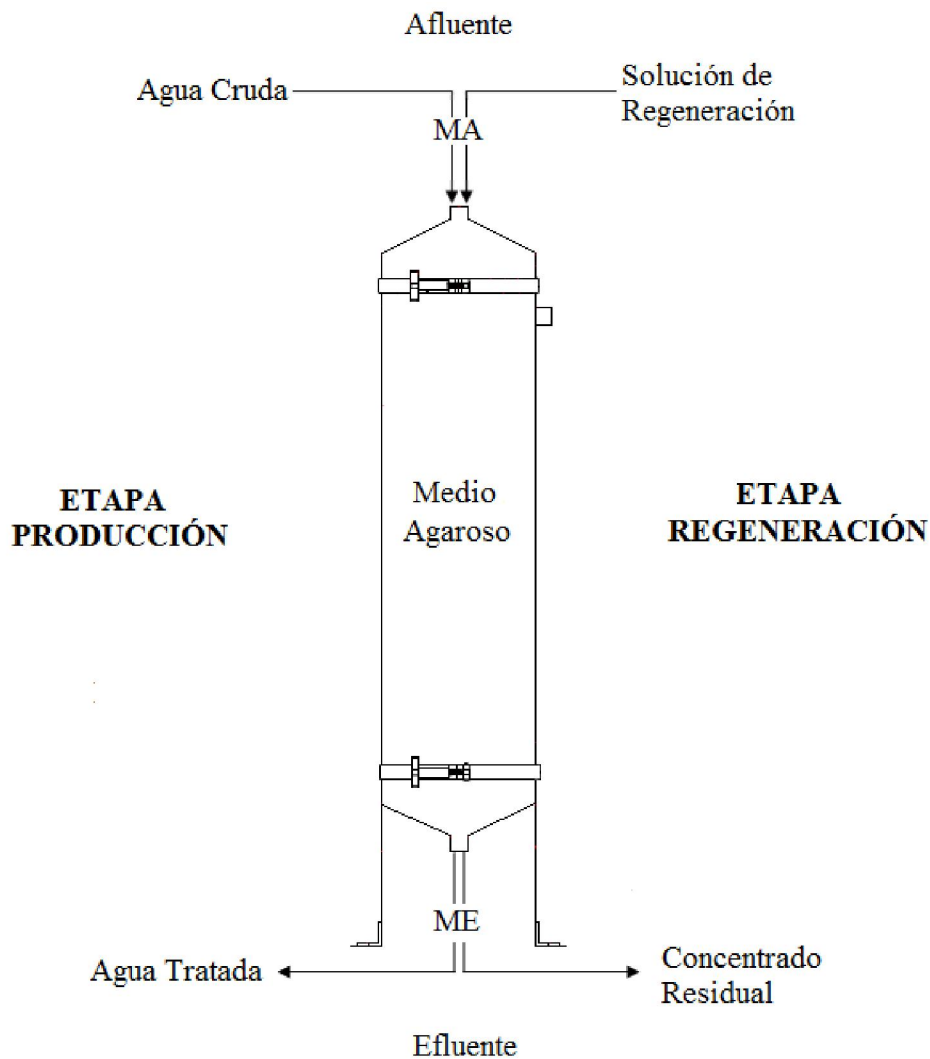


Figura 4-8 Esquema de muestreo

4.3.2 Procedimiento de medición

Todas las muestras fueron analizadas para determinar pH y concentración de arsénico total. En la mayoría de los experimentos se registró también la temperatura. En algunos casos se midió la conductividad eléctrica.

Todos los instrumentos fueron respectivamente calibrados al comienzo de cada salida a terreno. Si los parámetros de calibración se desplazan fuera de un rango aceptable, se repite el procedimiento de calibración.

Los ensayos de arsénico se ejecutaron dos veces para cada muestra. Si el resultado es igual o similar en ambos casos, el resultado final será considerado como el promedio de ambas mediciones. Si los análisis dan valores significativamente distintos (un rango colorimétrico de diferencia), la muestra debe ser analizada nuevamente con el mismo procedimiento. Si un nuevo análisis no es factible, la información debe ser descartada.

4.3.3 Equipos de medición

Los equipos que se usaron para analizar las muestras se detallan a continuación:

- Para lecturas de pH:
 - pH 3110 SET 2 WTW Merck
 - Multi 340 i WTW con electrodo pH Sentix 41-3 WTW
 - Tiras colorimétricas de pH

- Para determinar arsénico total:
 - Test kit de Arsénico Merck 1.17917 (Método colorimétrico)
 - Test kit de Arsénico Merck 1.17927 (Método colorimétrico)

Ambos equipos permiten la determinación semi-cuantitativa, es decir, se identifican rangos, de la concentración de arsénico total por comparación visual de la zona de reacción de tiras de ensayo con una escala colorimétrica (ver Figura 4-9)



Figura 4-9 Test kit de medición de arsénico: se obtiene la concentración de la muestra en rangos estimados mediante una comparación visual con la escala colorimétrica.

- Para medir temperatura:
 - pH 3110 SET 2 WTW Merck
 - Multi 340 i WTW con electrodo de pH Sentix 41-3 WTW

- Para medir conductividad eléctrica:
 - Multi 340 i WTW con celda de conductividad TetraCon 925 WTW

4.4 RESULTADOS DEL MONITOREO

En esta sección se exponen los resultados obtenidos en el monitoreo de la puesta en marcha de la planta de tratamiento.

4.4.1 Resultados Preliminares

Tras la instalación de la columna se circuló agua cruda a través de esta con el objetivo de probar y examinar el funcionamiento del sistema hidráulico. Aproximadamente 8 m³ de agua atravesaron la columna antes de realizar los primeros tests de arsénico de muestras del efluente y afluente. Los resultados revelaron una remoción de arsénico muy baja o nula. En la siguiente tabla se puede observar que el arsénico total en el efluente y afluente es prácticamente igual:

Tabla 4-1 Resultados preliminares de concentración de arsénico en el agua cruda y tratada

| Ensayo | Arsénico total (mg/l) | |
|--------|-----------------------|--------------|
| | Agua Cruda | Agua Tratada |
| 1 | >0,5 | 0,25-0,5 |
| 2 | >0,5 | >0,5 |
| 3 | 0,5-1,0 | >0,5 |
| 4 | 0,5-1,0 | 0,5-1,0 |

Muchas hipótesis surgieron para explicar la escasa remoción del arsénico que presentaba la columna. La más aceptada sugiere que el medio fue dañado por una pintura bituminosa (Igol) que se usó para el recubrimiento interno del estanque de alimentación de agua cruda la cual se detectó al revisar los filtros aguas arriba de la columna (ver Figura 4-10 y 4-11). La saturación del medio también fue una idea evaluada, pero se descartó dado el buen rendimiento observado en experiencias previas en laboratorio.



Figura 4-10 Fotografía de una unión americana abierta. Se puede observar la presencia del componente bituminoso en la superficie del agua

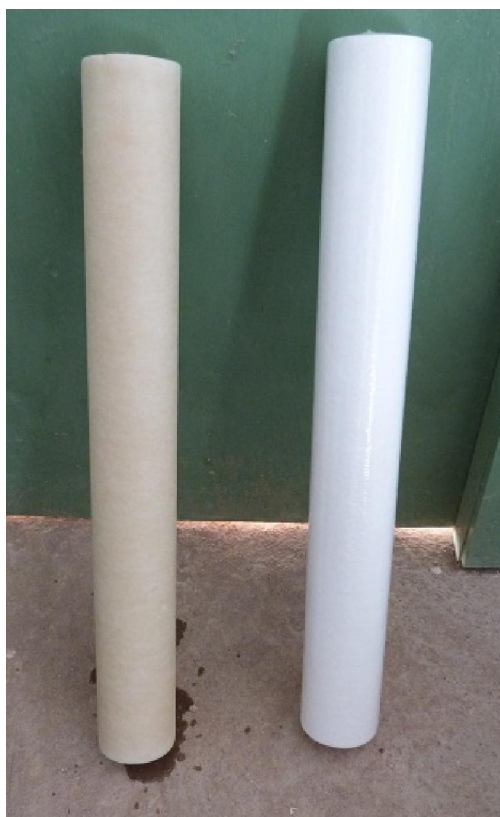


Figura 4-11 Fotografía de dos filtros de cartucho. El de la izquierda fue expuesto al compuesto bituminoso y se puede observar un tono más oscuro que el de la derecha (filtro nuevo). Además, el filtro de la izquierda se siente aceitoso al tacto y tiene un olor característico de la pintura.

Con la intención de eliminar todo rastro de la pintura bituminosa en el medio, se hicieron experimentos tipo batch con una porción del medio agaroso. De forma intuitiva, lo primero que se hizo fue usar un jabón líquido para lavar el medio. Para analizar los efectos del jabón se mezclaron 100 ml del medio con una solución de jabón líquido Eucerin (pH levemente ácido) con agua mineral y se agitó durante 20 minutos. Luego se filtró y se enjuagó el medio con agua mineral. Finalmente se mezcló agua cruda con el medio recién lavado, se agitó durante 5 minutos y se analizó el agua “tratada” con los Merck tests de arsénico. Este último procedimiento se llevó a cabo 3 veces. En la Tabla 4-2 se exponen los resultados de cada ensayo:

Tabla 4-2 Concentración de arsénico obtenida para los ensayos batch realizados tras el lavado con jabón

| Ensayo | Arsénico Total (mg/l) | |
|--------|-----------------------|--------------|
| | Agua Cruda | Agua Tratada |
| 1 | 0,5-1,0 | 0,01 |
| 2 | 0,5-1,0 | 0,16 |
| 3 | 0,5-1,0 | 0,27 |

Cabe mencionar que los resultados obtenidos en este experimento muestran una alta dispersión. Además, se observó una inconsistencia entre los distintos ensayos de arsénico. Esto puede deberse a que la presencia del jabón afecta la reacción química que permite la medición del arsénico total. Se apoya esta hipótesis con la observación de una reacción extraña con grumos y

abundante espuma, fenómeno que no se ha observado en ensayos previos en que no hubo exposición al jabón.

Además de ser altamente costoso eliminar los rastros de jabón del medio, los resultados dispersos y crecientes sugieren que el uso de jabón no es un método efectivo en la remoción de la sustancia bituminosa. Se pensó que tal vez el mismo procedimiento de regeneración podría ser un buen método de limpieza. Para corroborar esta hipótesis se realizaron ensayos tipo batch (similares a los mencionados tras el enjuague del jabón) tras someter una pequeña porción del medio al procedimiento de regeneración. Se realizaron 2 batch de producción. Los resultados obtenidos se observan en la Tabla 4-3:

Tabla 4-3 Resultados obtenidos para los ensayos batch realizados tras la regeneración del medio

| Ensayo | Arsénico total (mg/l) | |
|--------|-----------------------|--------------|
| | Agua Cruda | Agua Tratada |
| 1 | 0,5-1,0 | 0,05-0,01 |
| 2 | 0,5-1,0 | 0,05-0,01 |

Se pudo observar una considerable remoción de arsénico del orden de 90%. En esta experiencia no hubo dispersión dado que todos los resultados de agua cruda dieron en el mismo rango, al igual que los de agua tratada. Considerando estos resultados, el equipo decidió llevar a cabo la regeneración de la totalidad del medio.

Antes de comenzar el tratamiento de regeneración de la columna se llevó a cabo una exhaustiva limpieza del sistema hidráulico con el objetivo de eliminar rastros del componente bituminoso. Lo primero que se hizo fue sacar el medio de la columna y enjuagarlo con abundante agua mineral. Luego, soluciones con alta concentración de hidróxido de sodio y ácido acético fueron circuladas por toda la línea de producción y regeneración hasta que no se observó evidencia del bitumen. Finalmente se circuló agua cruda por aproximadamente 5 horas a través del sistema (con un by-pass del estanque pintado con la pintura bituminosa). Después de esto, el medio fue cuidadosamente emplazado en la columna en una suspensión en agua purificada comercial.

4.4.2 Primera serie de experimentos

La primera serie de experimentos consta del monitoreo de 4 Ciclos de Regeneración-Producción (CRP) según el procedimiento de muestreo y medición detallado en la sección 4.2. Todos estos experimentos fueron realizados sobre el mismo lecho.

En general, se pudo observar un comportamiento similar de la columna en todos los experimentos: peaks marcados en la concentración de arsénico y alta conductividad eléctrica en el efluente durante la regeneración; rápido decaimiento de la eficiencia de remoción y estabilización del pH del efluente durante la etapa de producción. A continuación se muestran los resultados del tercer CRP (los otros resultados se pueden ver en Anexo C)

Las concentraciones usadas se detallan en la Tabla 4-4:

Tabla 4-4 Concentración de las soluciones de regeneración (3er CRP)

| Solución | Unidades | Concentración |
|---------------------------|----------|---------------|
| Hidróxido de Sodio (NaOH) | M | 0,5 |
| Ácido Acético (HAcO) | % | 0,3 |

El tratamiento de NaOH y HAcO fue realizado a un caudal promedio de 0,33 l/min y 1,2 l/min respectivamente. Cabe destacar que en este caso se decidió usar agua mineral para la mezcla de las soluciones. Esto se hizo con la intención de simular la ausencia del arsénico en el afluente a la columna durante la regeneración (la columna no demostraba una remoción significativa en los previos CRP). Los resultados gráficos se pueden ver a continuación³:

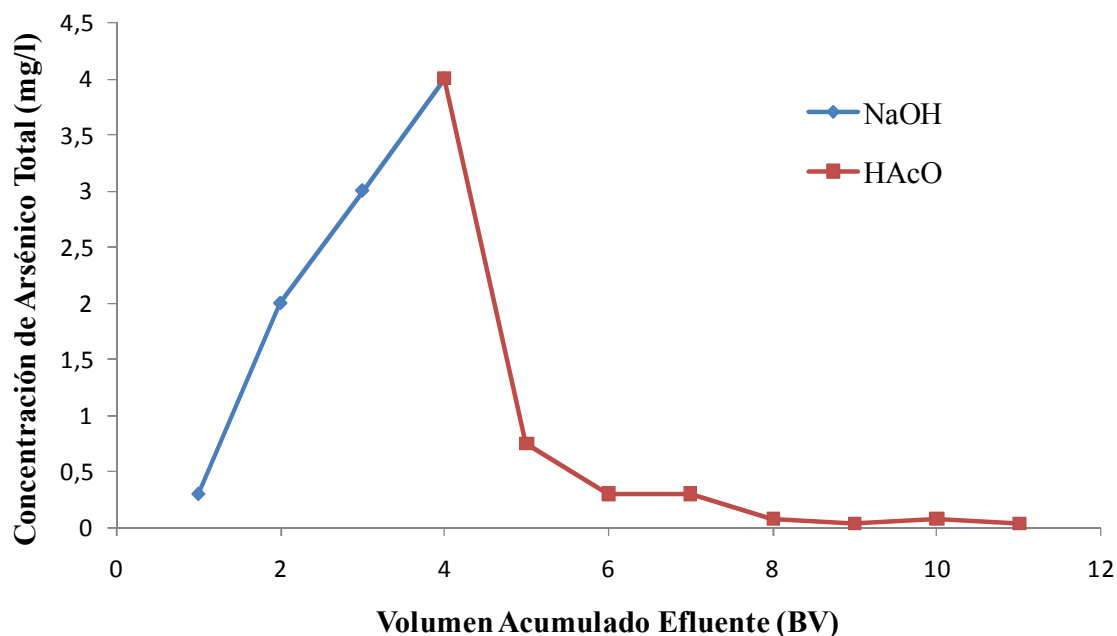


Figura 4-12 Gráfico de la concentración de arsénico total del efluente durante la regeneración

³ Nota: Cabe destacar que para realizar los gráficos de concentración de arsénico, se tomó el promedio del rango de aquellos *Merck tests* que arrojaron un rango en vez de un valor único. Si bien esto presenta una imprecisión importante, resulta interesante observar la tendencia de las curvas de forma gráfica.

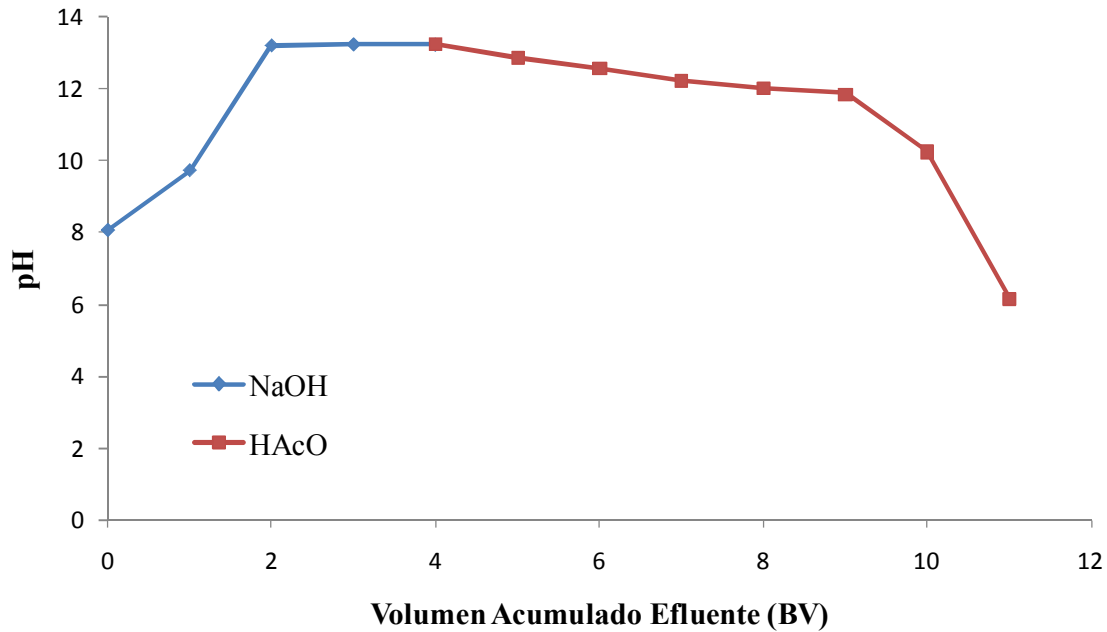


Figura 4-13 Gráfico de pH del efluente durante la regeneración

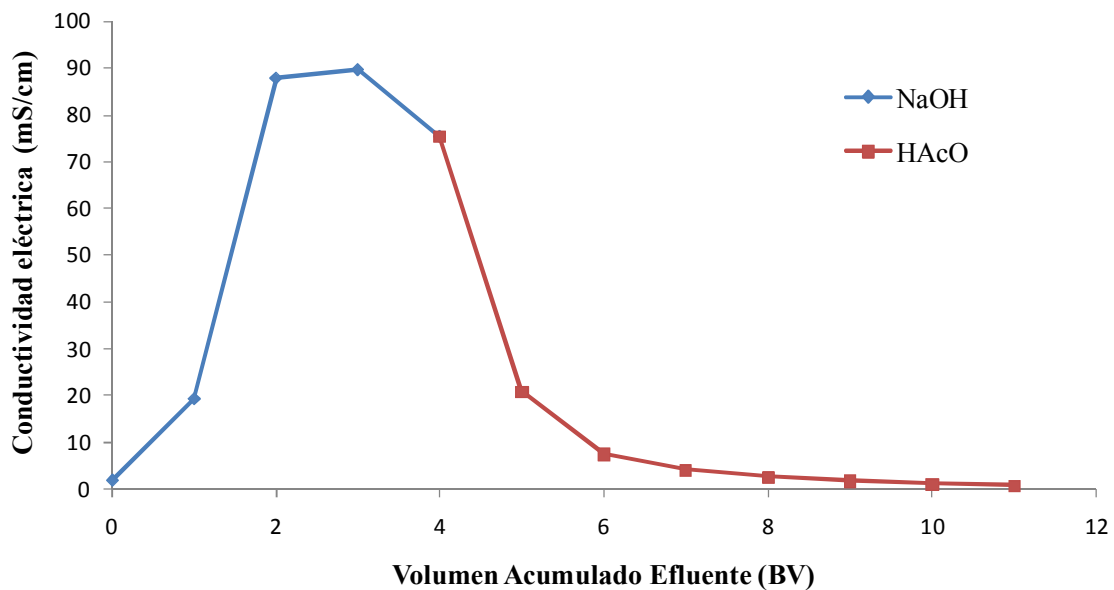


Figura 4-14 Gráfico de la conductividad eléctrica del efluente durante la regeneración

La etapa de producción se realizó a un caudal promedio de 9,5 L/min (0,57 m³/hr). A continuación se presentan los resultados obtenidos:

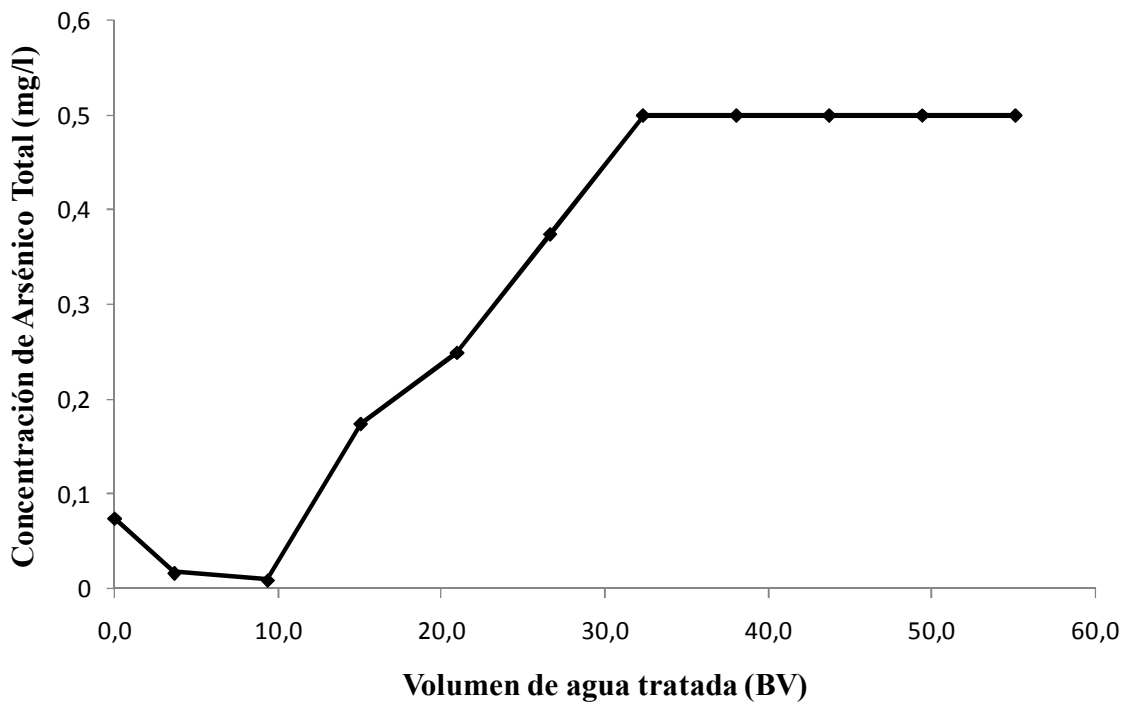


Figura 4-15 Gráfico de la concentración de arsénico total del agua tratada

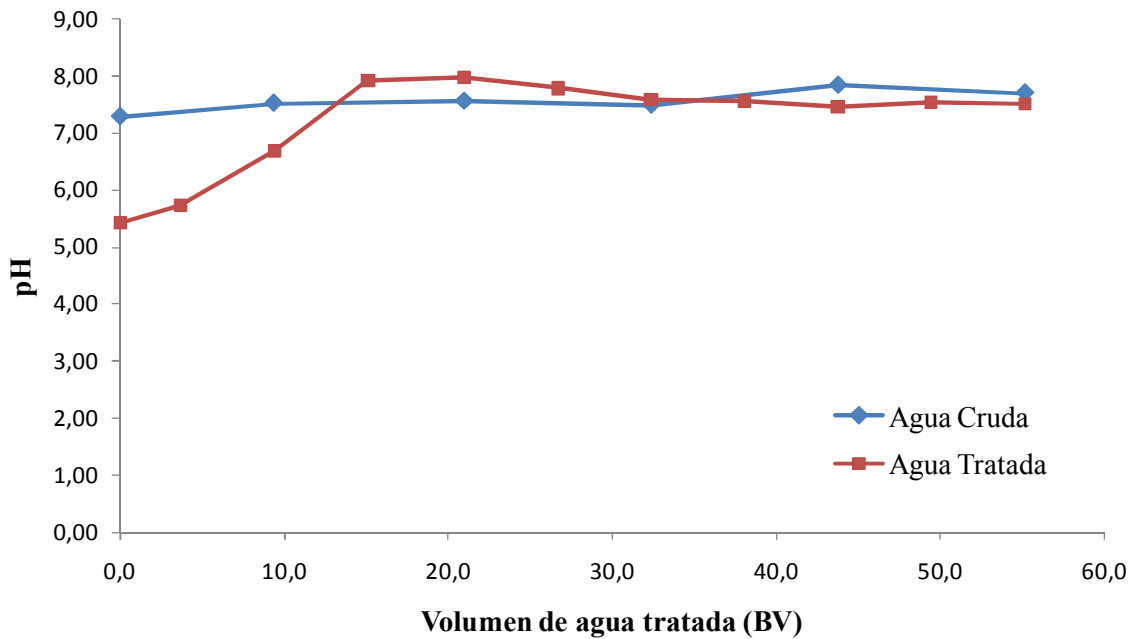


Figura 4-16 Gráfico del pH del agua tratada

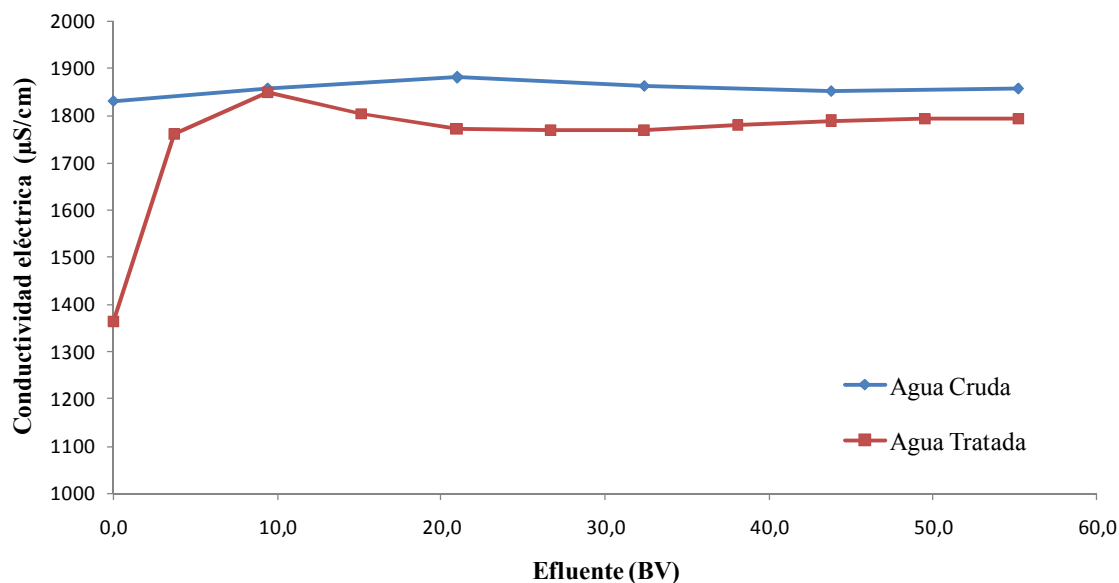


Figura 4-17 Gráfico de la conductividad eléctrica del agua tratada

Se puede observar que el sistema no se comporta como se esperaba: el punto de quiebre del medio se encuentra cerca de los 10 BV (250 litros), sin embargo, el proveedor lo estimaba sobre los 5000 BV. Se decidió cambiar el lecho con una carga nueva del medio agaroso para descartar posibles daños irreversibles causados por la sustancia bituminosa.

4.4.3 Observaciones adicionales

En el 3er CRP se abrió la columna y se encontró una sustancia blanca y pastosa que cubría la parte superior del medio (ver Figura 4-18). Se observó una sustancia similar en el estanque de preparación y almacenamiento de la solución de hidróxido de sodio, por lo que se asoció la aparición de dicha sustancia al procedimiento de regeneración. Se tomó una muestra de la sustancia blanca y se diluyó en agua mineral. Luego, el medio fue extraído de la columna y se lavó exhaustivamente con agua mineral antes de proceder con la tercera producción. Después de este suceso se usó solamente agua purificada comercial en el procedimiento de regeneración, a diferencia de los casos anteriores en que se utilizaba el efluente de la columna.



Figura 4-18 Fotografía de la sustancia blanca en la parte superior del lecho

Se llevó a cabo un análisis en laboratorio de la muestra tomada de la sustancia blanca, en la cual se encontró una alta concentración de magnesio (ver informe en Anexo H): 136,609 mg/L. Se concluye entonces que la sustancia blanca está compuesta principalmente por el magnesio que está presente en el agua cruda (y que no es capturado por el medio) y que precipita al preparar la solución de regeneración en la que se añade NaOH (por el aumento de pH). Esto es consistente con las observaciones en terreno: cuando se usa agua cruda y agua tratada, se observa una nube blanca y turbia al agregar la soda cáustica. Sin embargo, esto no sucede cuando se usa agua mineral.

Además, se desea mostrar una foto de la sala de químicos (ver Figura 4-19), específicamente del estanque de soda cáustica. Se puede observar una serie de derrames del corrosivo químico, lo cual podría ser problemático para el operador de la planta. Esta observación se discutirá en secciones de más adelante.



Figura 4-19 Lugar de almacenamiento y dosificación del hidróxido de sodio (sala de químicos)

4.4.4 Segunda serie de experimentos

La segunda serie de experimentos consta del monitoreo de 3 CRP realizados con el medio nuevo. A continuación se presentan los resultados del último ciclo de regeneración-producción (CRP 7). Sólo se muestra el gráfico de concentración de arsénico en la etapa de producción dado que los otros resultados son bastante similares a los ya expuestos en la primera serie de experimentos (ver los otros resultados en Anexo D).

La producción se realizó a un caudal de 12 l/min (0,72 m³/hr).

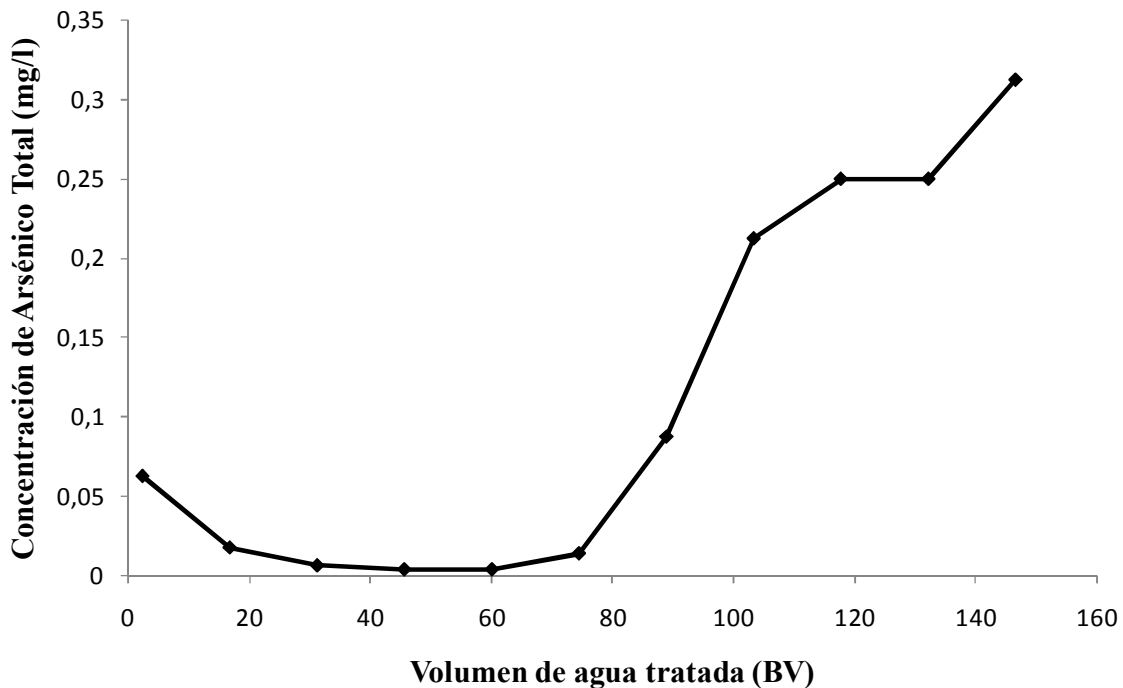


Figura 4-20 Gráfico de la concentración de arsénico total del agua tratada

Del gráfico anterior se puede concluir que el punto de quiebre se encuentra cerca de los 80 BV, lo cual, aun siendo mejor que en la primera serie de experimentos, sigue siendo considerablemente distinto a lo esperado.

5. EVALUACIÓN DE LA TECNOLOGÍA

5.1 ANÁLISIS DE LOS DATOS OBTENIDOS

Los resultados obtenidos muestran un rápido decaimiento de la eficiencia de remoción de la columna. En ningún experimento se alcanzó la saturación absoluta de la columna, por lo que los datos obtenidos sólo entregan información del comportamiento inicial del sistema. Así, para estimar la capacidad adsorbente del medio se modela el sistema según el modelo de procesos de adsorción en columnas de Thomas (1944). De esta manera, se tiene la siguiente ecuación:

$$\frac{C}{C_o} \approx \frac{1}{1 + e^{\frac{K}{Q}(q - C_o V)}}$$

Donde C_o es la concentración de arsénico total en el afluente, C es la concentración de arsénico total en el efluente, Q es el caudal, V es el volumen acumulado que ha circulado por la columna, q es la capacidad adsorbente total del medio y K es la tasa de adsorción. La ecuación anterior puede linealizarse mediante la aplicación de logaritmo natural, quedando de la siguiente forma:

$$\ln\left(\frac{C_o}{C} - 1\right) \approx A + BV$$

Donde A y B son constantes definidas como:

$$A = \frac{K}{Q}q \quad ; \quad B = \frac{K}{Q}C_o$$

Ya en su forma lineal, se puede aplicar una regresión lineal para obtener las constantes A y B que minimizan el error cuadrático entre el modelo de Thomas y los resultados obtenidos en cada experimento. A continuación se presenta la curva de calibración de los parámetros para el tercer CRP de la primera serie de experimentos (el análisis de los otros experimentos se encuentra en el Anexo E)⁴.

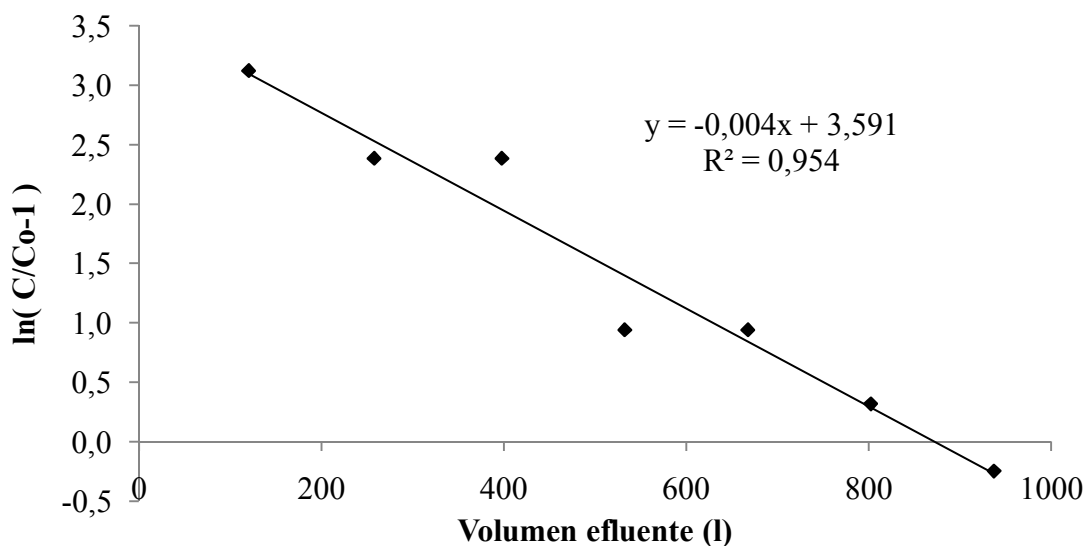


Figura 5-1 Gráfico de la recta de calibración del modelo

De la ecuación de la línea de tendencia se obtienen las constantes A y B. De éstas se puede calcular los coeficientes q y K. La Tabla 4-5 muestra los valores estimados mediante la regresión para todos los experimentos.

Tabla 5-1 Parámetros calibrados para cada experimento

| CRP | Primera serie (medio antiguo) | | | | Segunda serie (medio nuevo) | | |
|--------------------|-------------------------------|----------|----------|----------|-----------------------------|----------|----------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| K (l/mg/s) | 3,66E-04 | 4,61E-04 | 6,86E-04 | 8,62E-04 | 1,23E-04 | 1,15E-04 | 5,71E-04 |
| q (mg) | 1031 | 975 | 776 | 765 | 10943 | 8005 | 2993 |
| q* (mg As/L medio) | 41 | 39 | 31 | 31 | 438 | 320 | 120 |

⁴ Cabe recordar que para trabajar numéricamente con las concentraciones de arsénico fue necesario promediar aquellos resultados de los *Merck test* que entregaron un rango en vez de un valor único. Si bien esto presenta una imprecisión importante, es posible alcanzar estimaciones de tendencias y del orden de magnitud de los fenómenos.

El valor de q^* corresponde a la capacidad adsorbente (de arsénico) por unidad de volumen del medio. En base a los coeficientes estimados se puede graficar la curva que describe el modelo de Thomas junto con los resultados experimentales:

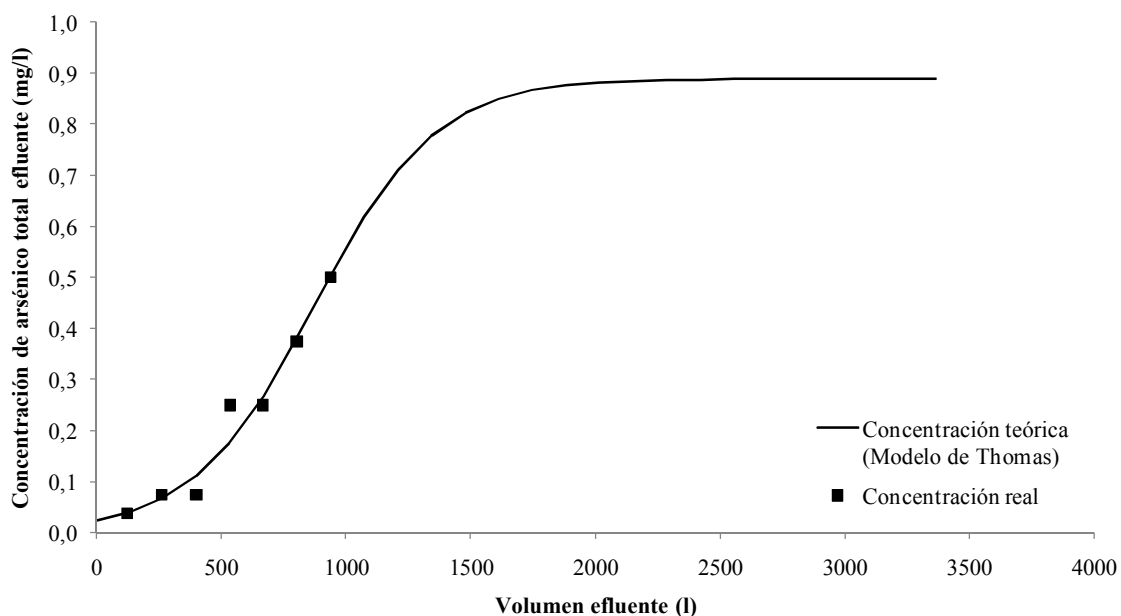


Figura 5-2 Gráfico del modelo calibrado junto con los datos reales de concentración (3er CRP)

Se puede ver que los datos se adaptan bastante bien al modelo de Thomas. Se destaca que al calibrar el modelo se consideró la concentración de arsénico total del agua cruda (C_0) igual a 890 ppb. Este valor fue obtenido en un estudio encargado por la Municipalidad de San Pedro de Atacama en el año 2007. Se adoptó este valor porque se muestra coherente con los tests de arsénico hechos in-situ para el afluente a la planta.

Es importante comentar los resultados obtenidos para el parámetro q^* : los experimentos revelan una significativa diferencia con lo observado en los laboratorios del proveedor. Considerando que la capacidad adsorbente del medio se proyectó en 5 gr As/ L medio (valor aproximado), se observa una sobre-estimación del parámetro del orden de 11 veces.

Se debe recordar que la capacidad proyectada corresponde a la carga de masa por unidad de volumen que produciría niveles de arsénico en el efluente sobre la norma, es decir, cuando el medio aún no está plenamente saturado. Esto significa que la capacidad total (q^*) proyectada es un valor considerablemente mayor a 5 gr As/L medio. Así, los valores de q^* observados en terreno son incluso menores a los observados en el laboratorio.

Se observan diferencias entre la capacidad del primer medio (CRP1-CRP4) y el segundo medio en estudio (CRP5-CRP7). En el primer caso la capacidad adsorbente del medio es un orden de magnitud menor. Esto podría estar relacionado con la exposición del primer medio a la pintura bituminosa.

Además, es interesante notar que para cada lecho estudiado (series 1 y 2) se produce un decaimiento considerable de q^* en la medida que el medio se va regenerando. Así, se observa un deterioro no-regenerable de la capacidad adsorbente de arsénico del medio agaroso. Esto queda bien ilustrado con el gráfico expuesto en la Figura 4-22: se puede observar un desplazamiento de

la curva de quiebre desde la derecha hacia la izquierda, lo que significa que el medio pierde capacidad en la medida que se hacen más CRP. Este mismo fenómeno se puede observar para la primera serie de experimentos (ver Anexo F).

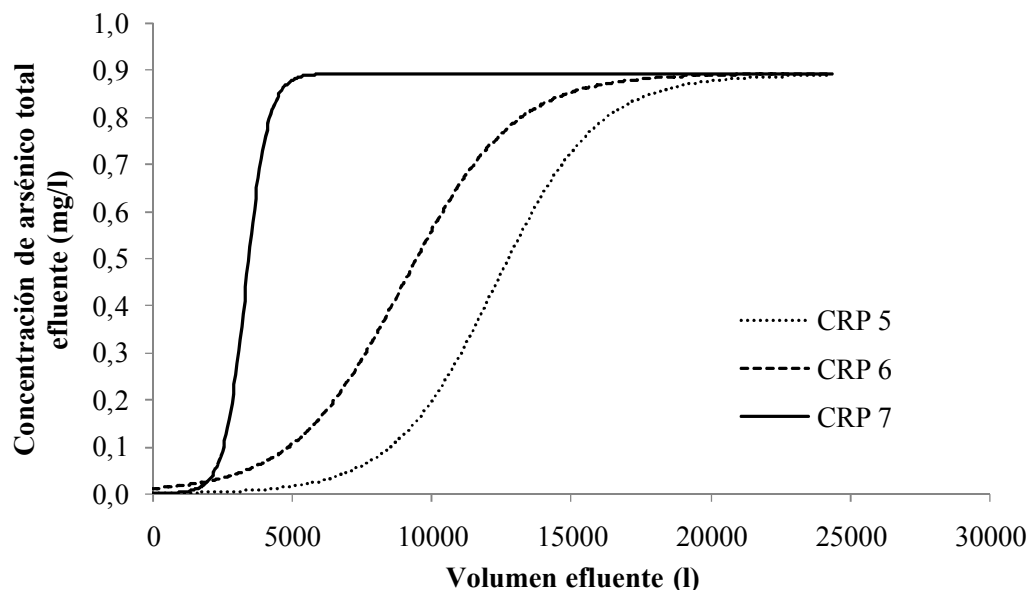


Figura 5-3 Gráfico de los modelos calibrados de la segunda serie de experimentos

Con el objetivo de explicar las posibles razones de este rápido decaimiento de la capacidad del medio se procede a realizar un balance de masa. La idea es cuantificar la cantidad de arsénico que capturada por el medio en la etapa de producción y comparar este valor con la carga másica de arsénico liberada durante la etapa de regeneración posterior. Esta comparación permitirá estimar la eficiencia del procedimiento de regeneración.



Figura 5-4 Diagrama explicativo del balance de masa en la columna (no a escala)

$$M_{ads} = M_{af} - M_{ef} = \int_0^V C_o dV - \int_0^V C dV$$

Donde M_{ads} es la masa de arsénico adsorbida (fija al lecho), M_{af} es la masa de arsénico afluente y M_{ef} es la masa efluente. Si se usa el modelo de Thomas para expresar la concentración de arsénico del efluente, se tiene lo siguiente:

$$M_{ads}(V) = \int_0^V C_o dV - \int_0^V \frac{C_o}{1 + e^{A-BV}} dV$$

Donde las constantes A y B son constantes definidas de la misma manera que para las regresiones realizadas anteriormente. Integrando las expresiones se tiene la siguiente expresión para la masa total adsorbida en función del volumen de agua tratada:

$$M_{ads}(V) = \frac{C_o}{B} \ln \left(\frac{1 + e^A}{1 + e^{A-BV}} \right)$$

Para estimar la masa de arsénico liberada en cada etapa de regeneración bastará calcular numéricamente el área bajo la curva de concentración de arsénico en el efluente en función del volumen (ver Figura 4-11 por ejemplo). Así, se obtienen los siguientes resultados para la segunda serie de experimentos:

Tabla 5-2 Valores calculados para el balance de masa

| CRP | Masa adsorbida en etapa de producción (mg) | Masa liberada en etapa de regeneración (mg) |
|-----|--|---|
| 5 | 10233 | 290 |
| 6 | 7231 | 227 |
| 7 | 2858 | - |

La Tabla 4-6 demuestra una evidente incapacidad del protocolo de regeneración para liberar la totalidad del arsénico adsorbido en el lecho. En el siguiente gráfico se puede ver cómo varía la cantidad de arsénico fija al lecho durante la segunda serie de experimentos.

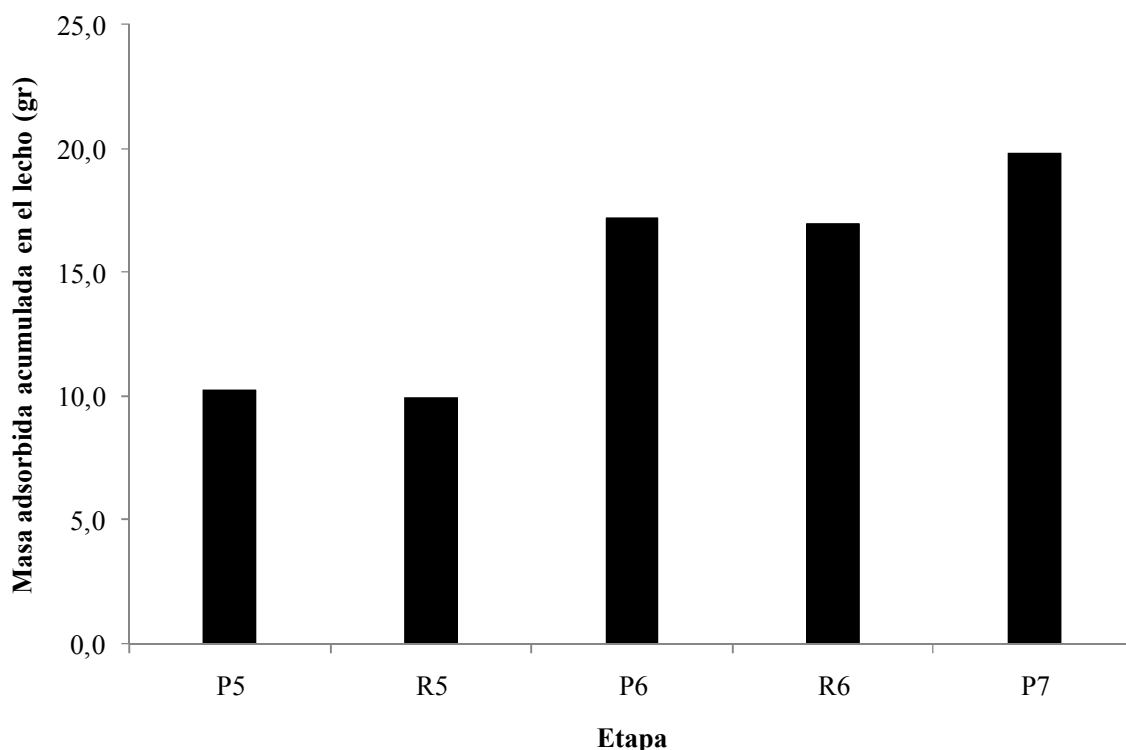


Figura 5-5 Acumulación de masa en la columna tras las 5 etapas realizadas en la segunda serie de experimentos

El gráfico de la Figura 5-5 revela resultados interesantes. En primer lugar, queda bien ilustrada la ineficiencia del procedimiento de regeneración: la regeneración del 5to CRP (R5) logra liberar 2,8% de la masa de arsénico acumulada en la etapa de producción previa (P5). En la regeneración del 6to CRP solo se logra liberar el 1,3% del arsénico fijo al medio.

Cabe mencionar una pequeña aclaración con respecto al significado real de los coeficientes q (capacidad adsorbente total del medio) obtenidos al calibrar el modelo de Thomas. Como la regeneración no es efectiva, los valores de q obtenidos representan en realidad la capacidad equivalente a la porción de medio aún disponible para capturar arsénico. Así, el único valor de q que representa fielmente la capacidad adsorbente de arsénico del medio sería el

obtenido en el 5to CRP⁵ (primer experimento de la segunda serie de experimentos) porque se trata de medio nuevo.

De esta manera, la capacidad adsorbente real del medio resulta del orden de 400 mg de arsénico por litro de medio. Dado que se proyectó una capacidad de 5000 mg As/L de medio, aún existe una considerable discrepancia con lo observado en terreno. Para explicar este fenómeno se decidió estudiar la afinidad del medio para capturar otros componentes que podrían estar interfiriendo en la remoción del arsénico.

En los laboratorios del proveedor se llevó a cabo un estudio preliminar de posibles interferentes en la captura del arsénico. Para esto, se usó una columna de 25 ml de medio agaroso y se estudió la capacidad adsorbente al tratar mezclas de arsénico con otros componentes. Se hicieron tres soluciones con arsénico estándar en solución a una concentración de 100 mg/l. Cada solución fue ensayada en la columna tras mezclarse con diferentes componentes (carbonatos, calcio, sulfato) a distintas concentraciones. Se analizó la concentración de arsénico en el efluente en el tiempo y se obtuvieron los resultados que se muestran en la Tabla 5-3.

Tabla 5-3 Detalle de las concentraciones de cada componente estudiado para cada ensayo

| Ensayo | Componente | Concentración (mg/l) | q* (mg As / L medio) |
|--------|---------------------------------|----------------------|----------------------|
| 1 | Na ₂ CO ₃ | 400 | 3200 |
| 2 | CO ₃ | 400 | 2800 |
| | Ca | 100 | |
| 3 | Na ₂ SO ₄ | 300 | 1200 |

Se puede observar una clara diferencia con los primeros experimentos en el laboratorio. Se destaca además que las concentraciones usadas en estos experimentos son menores a las reales en el agua cruda de la localidad. Se debe mencionar que los tres ensayos fueron realizados con la misma columna que se fue regenerando entre cada experimento. Por lo observado en terreno, esto puede ser engañoso al momento de estimar la capacidad del medio, sin embargo, el primer valor ya muestra una disminución considerable de la capacidad observada anteriormente en laboratorio (del orden de 5 gr As /L medio).

La interferencia en la captura se hace más evidente al observar el análisis de calidad de agua cruda y tratada realizado en el laboratorio (ver Anexo B y Anexo G). La concentración de sulfatos en el agua cruda es de 490 mg/l, mientras que en el agua tratada (al inicio de la producción del 5to CRP) presenta un valor de 12,5 mg/l lo que sugiere una captura del orden de 97%. Se destaca que la muestras de agua cruda y agua tratada no fueron tomadas el mismo día, sin embargo, dadas las características de la fuente es esperable una variación pequeña en la calidad del agua cruda entre la toma de muestras.

5.2 EVALUACIÓN TÉCNICA

A modo general, el sistema de tratamiento con el medio agaroso presenta varios problemas. Se pudo demostrar la baja eficiencia de los procesos, como también algunos inconvenientes en la operación misma de la planta.

⁵ El valor de q obtenido en el 1er CRP se descarta por la exposición del medio a la sustancia bituminosa que podría haber perjudicado la capacidad para remover arsénico.

5.2.1 Procesos

Se observó constantemente a lo largo de todos los experimentos una precoz saturación del lecho adsorbente. Esto se debe principalmente a dos factores:

1. La capacidad del medio agaroso fue sobrestimada: se proyectó una capacidad mayor a 5 gr As/L de medio cuando realmente se observó una capacidad del orden de 0,4 gr As/L de medio. El bajo rendimiento del medio en terreno se debe a la interferencia de algunos compuestos presentes en el agua cruda. Se pudo deducir que el medio no posee una buena selectividad para capturar arsénico en la medida que se notó su afinidad para adsorber sulfatos, calcio y otros.
2. El procedimiento de regeneración no es eficiente. El tratamiento propuesto con hidróxido de sodio y ácido acético produce la liberación de una mínima fracción del arsénico capturado en la etapa de producción (del orden de 1-3%), por lo que la regeneración del medio es escasa.

Otro punto problemático es la precipitación de magnesio al preparar la solución regenerativa de hidróxido de sodio. El proceso de regeneración se diseñó de tal manera que los químicos (NaOH y HAcO) fueran preparados en agua tratada por la columna. Esto es inadecuado con la fuente existente ya que el medio adsorbente no captura magnesio, y así, al agregar la soda cáustica se produciría la precipitación. Como se muestra en la Figura 4-18, el precipitado de magnesio se acumula en la entrada de la columna. Esto puede conllevar a un progresivo aumento en la pérdida de carga que ofrece el módulo de tratamiento sobre el sistema hidráulico general de la planta. Además, se menciona que la limpieza del precipitado de magnesio es dificultosa y requiere de mucho trabajo.

Se cuestiona también el correcto escalamiento del módulo de tratamiento. Dado que se mantuvo la proporción diámetro-altura de la columna de 25 ml, al escalar según tiempo de retención hidráulico se fuerza un flujo a una velocidad promedio 10 veces mayor en la columna de la planta piloto que en la del laboratorio del proveedor. Esto podría estar relacionado también con la baja eficiencia del sistema de tratamiento.

5.2.2 Operación

En cuanto a la operación de la planta se observan principalmente dos inconvenientes asociadas a posibles riesgos para el operador.

El protocolo de operación en la etapa de regeneración propone realizar las mezclas de soda cáustica y ácido acético manualmente, lo cual puede ser riesgoso para el operador. En los experimentos se derramó hidróxido de sodio (al 50%) numerosas veces (ver Figura 4-19). Si bien se usaron guantes y gafas protectoras, el químico logró entrar en contacto con la piel del brazo del operador en un par de ocasiones, causando dolor e irritación persistente. Así, la mezcla manual de hidróxido de sodio no es recomendado para futuras aplicaciones de la tecnología.

En segundo lugar, se estima que la piscina de evaporación del efluente de regeneración puede ser riesgosa. Las características de la zona permiten una buena eficiencia del proceso, es decir, la piscina de evaporación funciona bastante bien. Sin embargo, los residuos que quedan en la piscina son tóxicos y permanecen expuestos al medio ambiente entre cada ciclo de limpieza.

Así, el viento puede suspender parte de los residuos al aire y contaminar zonas aledañas. Por esta razón, no es recomendable una piscina de evaporación como la diseñada para futuras aplicaciones de la tecnología.

5.3 APLICABILIDAD

Es de suma importancia determinar previamente con exactitud qué compuestos son adsorbidos por el medio y cuáles no, en otras palabras, es necesario definir apropiadamente la selectividad del medio agaroso. Una vez hecho esto, se puede proceder a analizar en qué circunstancias el medio en estudio puede ser una alternativa viable. Para abordar este problema se puede optar por dos opciones⁶:

- Eliminar los compuestos interferentes antes del abatimiento de arsénico con medio agaroso.
- Buscar aguas que no contengan los compuestos interferentes.

En el primer caso se puede incorporar al diseño un pre-tratamiento basado en resinas de intercambio iónico, por ejemplo, para remover sulfatos. Esto encarece y complica la operación de la planta lo cual perjudica la competitividad económica de la tecnología. En cualquier caso, el diseño del pre-tratamiento se debe realizar en función del estudio de interferentes previo.

Dada las condiciones económicas y sociales de la comunidad rural, es importante mencionar que esta planta debe cumplir con criterios de bajo requerimiento de personal de operación y tampoco lo cumple. Incluso menos favorable sería en el caso de instalarse un sistema de pre-tratamiento.

La segunda opción propone buscar aquellas aguas que tengan una calidad que se adapte bien a la selectividad del medio. De modo referencial, se consultaron mapas hidrogeoquímicos de Chile (García, 2012) y se observó que tanto en la zona norte como central, que son principalmente las dos zonas donde se han registrado problemas de contaminación de arsénico en agua, se da también una alta concentración de sulfatos. Por esto, la implementación de este sistema es reducida en las aguas naturales del país.

También se puede estudiar su implementación en riles. Se reitera que esta búsqueda será en función del estudio de selectividad propuesto.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Durante el transcurso de la investigación se pudo identificar una serie de problemas que hacen del medio agaroso una opción poco viable para tratar las aguas de la comunidad rural en que se implementó la planta piloto. Considerando además que existen problemas intrínsecos al proceso mismo, se puede afirmar de forma generalizada que el sistema estudiado no es una opción competitiva dentro de las alternativas tecnológicas para remover arsénico del agua.

⁶ Además de presentar problemas de selectividad, se identificaron problemas con el protocolo de regeneración. Por esta razón, las opciones que se presentan para estudiar la aplicabilidad de la tecnología tendrían sentido una vez resuelto el problema de ineficiencia en la etapa regenerativa.

Si bien se observó cierta capacidad del medio agaroso para remover arsénico, dicha remoción probó ser de corta duración.

Dos razones fueron atribuidas a la precoz saturación del medio: la pobre selectividad del medio y la ineffectividad del protocolo de regeneración. En terreno, el medio presentó una capacidad adsorbente del orden de 11 veces menor a la observada en los laboratorios del proveedor. Esta discrepancia se puede explicar mediante la interferencia de ciertos componentes presentes en el agua cruda que son afines al medio agaroso. Se mostró un problema puntual con la captura de sulfatos y carbonatos. Se recomienda entonces realizar un exhaustivo estudio de la selectividad del medio para determinar con certeza qué elementos son capturados por el medio.

Además, se pudo identificar un problema intrínseco a los procesos de la línea de tratamiento: la etapa de regeneración logra liberar una mínima fracción del arsénico capturado en las etapas de producción. Se observó la liberación del 1-3% en algunos casos, lo cual es desfavorable en la medida que el arsénico se acumula implacablemente en el lecho. En base a lo anterior, se plantea la necesidad de re-diseñar un protocolo de regeneración que garantice un mayor desprendimiento del arsénico.

También se identificó un problema con la presencia de magnesio en el estanque de soda cáustica. Dado que el medio agaroso no captura magnesio, éste elemento atraviesa el sistema e ingresa en los estanques de soluciones de regeneración. Así, al añadir el hidróxido de sodio, el pH de la solución se eleva a tal punto (sobre 12) que se produce la precipitación del magnesio. Al bombear la solución, el precipitado se acumula en la superficie del lecho adsorbente conllevando a la formación de una capa blanca y jabonosa capaz de generar futuros problemas hidráulicos en la columna. Para solventar este problema se sugiere la instalación de un módulo de tratamiento de ablandamiento del agua antes de entrar al estanque de NaOH.

También fueron observados problemas en la operación del sistema. La mezcla manual de los químicos de regeneración, en especial el hidróxido de sodio, es un procedimiento no recomendable dado los riesgos de quemadura a los que se expone el operador. Para solventar esto se recomienda la conexión directa de una bomba dosificadora al estanque de NaOH. Sin embargo, esta solución estará en función de los cambios que se deben hacer al protocolo de regeneración.

Además, se observó cierta sensibilidad del medio al recibir un afluente cargado en una sustancia bituminosa. Esto se evidenció al comparar la primera serie de experimentos con la segunda y notar diferencias de 1 orden de magnitud en la capacidad adsorbente.

Se comprobó que el medio agaroso no está lo suficiente maduro como para empezar a implementarse en otros lugares. Falta profundizar la investigación que se ha hecho hasta la fecha sobre sus propiedades y alcance. En particular, se recomienda efectuar un exhaustivo estudio sobre la selectividad del medio para identificar apropiadamente qué componentes pueden interferir en la captura del arsénico.

Otro punto que se desea discutir es el siguiente: la precoz saturación de la columna pudo haber sido prevista mediante ensayos de laboratorio de larga duración. Los experimentos realizados en la pequeña columna (15 ml) nunca fueron llevados a cabo hasta la saturación del medio con muestras de agua cruda de la localidad en que se instaló la planta. Se recomienda entonces para futuros proyectos realizar las curvas de *breakthrough* completas (hasta la

saturación del medio) en el laboratorio con agua cruda del lugar en que se desea instalar el sistema.

Finalmente se quiere hacer un reconocimiento especial al equipo de L'Eau Pure por su iniciativa en buscar una nueva tecnología para solventar los problemas con el agua en el norte del país. La innovación trae riesgos económicos, sin embargo, la exploración en sistemas de tratamiento de agua nuevos y capaces de adaptarse a distintas realidades sociales es algo sumamente valioso. Si bien los resultados obtenidos para esta tecnología no son los deseados, la información es útil y significa un avance en cuanto al reconocimiento de aquellas tecnologías más aptas para implementar en Chile.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Ahmed, F. International Workshop on Arsenic Mitigation in Bangladesh, Water Supply Options. Alternative Water Supply Options for Arsenic Affected Areas of Bangladesh, Dhaka, 14–16, January 2002.
- Ali, I. & Jain, C.K. Water Encyclopedia: Domestic, municipal, and industrial water supply and waste disposal (ed. Lehr, J.) John Wiley & Sons, New York. 2005.
- Arriaza, B.; Amarasiriwardena, D.; Cornejo, L; Standen, V.; Byrne, S.; Bartkus, L.; Bandak, B. Exploring chronic arsenic poisoning in pre-Columbian Chilean mummies. *Journal of Archaeological Science* 37, 2010, 1274–1278.
- Bajpai S., M. Chaudhuri, Removal of arsenic from ground water by manganese dioxide-coated sand, *J. Environ. Eng.* 125, 1999, 782–787.
- Bansal R.C., M. Goyal, Activated Carbon Adsorption, CRC Press, 2005.
- Bleiwas, D. I. Arsenic and old waste. US Geological Survey, 2000.
- Borgoño, M.; Vicent, P.; Venturino H.; Infante, A. Arsenic in the Drinking Water of the City of Antofagasta: Epidemiological and Clinical Study before and after the Installation of a Treatment Plant. *Environmental Health Perspectives*. Vol. 19, 1977, pp. 103-105.
- Bundschuh, J., Armienta, M.A., Bhattacharya, P., Matschullat, J., Birkle, P., Mukherjee, A.B. (Eds). *Natural Arsenic in Groundwater of Latin America – Occurrence, Health Impact and Remediation*. Balkema Publisher, Lisse, The Netherlands, 2009.
- Cheremisinoff, P.N. y C.M. Angelo, Carbon adsorption applications, in: *Carbon Adsorption Handbook*, Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI, 1980, pp. 1–54.
- Cheremisinoff, N.P. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies*. Butterworth-Heinemann, 2002. ISBN: 0-7506-7498-9
- Cornejo, L. Reducción de la concentración de arsénico en agua de consumo humano en zonas rurales. Trabajo presentado en el Encuentro sobre uso y resultados de la aplicación de tecnologías económicas para la purificación de aguas en América Latina. Proyecto OEA/AE 141. Centro Atómico Constituyentes, Comisión Nacional de Energía Atómica, Prov. de Buenos Aires, Argentina. Noviembre 8–9, 2004.
- Egawa, H; Nonaka, T; Maeda, H. Studies of selective adsorption resins. XXII. Removal and recovery of arsenic ion in geothermal power waste solution with chelating resin containing mercapto groups, *Sep. Sci. Technol.* 20 (9–10), 1985, 653.
- Eguez, H.E. y Cho, E.H. Adsorption of arsenic on activated charcoal, *J. Metals* 39, 1987, 38–41.

- EPA (Environmental Protection Agency of the United States). Arsenic Treatment Technologies for Soil, Waste, and Water. September, 2002.
- Flynn, B. Arsenic and the law of unintended consequences: The environmental disaster in Bangladesh. 1998.
- Fryxell, G.E.; Liu, J.; Hauser, T.A.; Nie, Z.; Ferris, K.F.; Mattigod, S.; Gong, M.; Hallen, R.T. Design and synthesis of selective mesoporous anion traps, *Chem. Mater.* 11 (8) , 1999, 2148–2154.
- Gaus, I., D. G. Kinniburgh, J. C. Talbot, and R. Webster. Geostatistical Analysis of Arsenic Concentration in Groundwater in Bangladesh Using Disjunctive Kriging. *Environmental Geology* 44:939–948, 2003.
- García, T. Propuesta de Índices de Calidad de Agua para Ecosistemas Hídricos de Chile. Tesis para optar al título de Ingeniero Civil. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile. 2012.
- GUNT Hamburg, 2E. CE583 Adsorption. Mass Transfer Zone: Mirro Image of Adsorption. [En línea]. < http://www.gunt2e.de/s5057_1.php?p1=&p2=&pN=>. [consulta: octubre 2012].
- Hamerlinck, Y.; Mertens, D.H.; Vansant, E.F. Activated Carbon Principles in Separation Technology, Elsevier, New York, 1994.
- Hanson, A. & Bates, J. D. Heil. Removal of arsenic from ground water by manganese dioxide-coated sand, *J. Environ. Eng.* 126, 2000. 1160– 1161.
- Hunt, M.; Manning, B.A.; Amrhein, C.; Yarmoff, J.A. Arsenic (III) and Arsenic (V) reactions with zerovalent iron corrosion products, *Environ. Sci. Technol.* 36, 2002, pp. 5455–5461.
- Jones, F.T. A Broad View of Arsenic. *Poultry Science*, 2007, 86:2–14
- Jubinka, L. & Rajakovic, V. The sorption of arsenic onto activated carbon impregnated with metallic silver and copper, *Sep. Sci. Technol.* 27 (11), 1992, 1423–1433.
- Kandasamy, J.; Vigneswaran, S.; Hoang, T.T.L.; Chaudhary, D.N.S. Water and Wastewater treatment technologies – Adsorption and Biological Filtration in Wastewater treatment, 2008.
- Khandaker, N; Brady, P.; Krumhansl, J. Arsenic Removal from Drinking Water: A handbook for communities. Sandia National Laboratories, 2009.
- Litter, M.I. (Ed.). Prospect of Rural Latin American Communities for Application of Low-cost Technologies for WaterPotabilization OAS Project AE141/2001., Digital Grafic, La Plata, Argentina. 2002.
- Litter, M.I.; Morgada M.E.; Bundschuh, J. Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environmental Pollution*, Vol 158, Issue 5, pages 1105-1118, 2010.
- Mandal, B.K. & Suzuki, K.T. Arsenic round the world: a review. *Talanta* 58: 201—235, 2002.
- Manning, B.A.; Fendorf, S.E.; Bostick, B.; Suarez, D.L. Arsenic(III) oxidation and arsenic(V) adsorption reactions on synthetic birnessite, *Environ. Sci. Technol.* 36 (5) , 2002, 976–981.
- Mantell, C.L. Carbon and Graphite Handbook, John Wiley & Sons, Inc., New York, 1968.
- CONDA, laboratorios. Folleto “Agarosas”. www.condalab.com/pdf/folleto_agarosas09.pdf (Consulta: lunes 12 de noviembre, 2012.)
- Mohan, D.; Pittman, C.U. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents – A critical review. *Journal of Hazardous Materials* 142, 2007: 1-53.

- Moore, J.N.; Walker, J.R.; Hayes, T.H. Reaction scheme for the oxidation of As(III) to arsenic(V) by birnessite, *Clays Clay Miner.* 38, 1990, 549–555.
- Navarro, P. & Alguacil, F.J. Adsorption of antimony and arsenic from a copper electrorefining solution onto activated carbon, *Hydrometallurgy* 66 (1–3), 2002, 101–105.
- M.E. Pena, G.P. Korfiatis, M. Patel, L. Lippincott, X. Meng, Adsorption of As(V) and As(III) by nanocrystalline titanium dioxide, *Water Res.* 11, 2005, 2327–2337.
- Pirnie, M. Technologies and costs for removal of arsenic from drinking water, US EPA Report 815-R-00–028, 2000.
- Pollard, S.J.T.; Fowler, G.D.; Sollars, C.J.; Perry, R. Low cost adsorbents for waste and wastewater treatment: a review, *Sci. Total Environ.* 116, 1992, 31–52.
- Proveedor. WorkBeads Metal As. Presentación por Jan Berglöf, noviembre 2011.
- Rahman, M., Ng, J. and Naidu R. Chronic exposure of arsenic via drinking water and its adverse health impactes on humans. *Environmental Geochemistry and Health* 31:189–200. 2009.
- Ravenscroft, P., Brammer, H., Richards, K. *Arsenic Pollution: a Global Synthesis.* Wiley-Blackwell, Oxford, UK, 2009.
- Sancha, A.M. y O’Ryan R. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 196*, 123. 2008.
- Singh, T.S. & Pant, K.K.. Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies for adsorption of As(III) on activated alumina, *Sep. Purif. Technol.* 36, 2004, 139–147.
- Smedley, P.L. and Kinniburgh, D.G. A review of the source, behavior and distribution of arsenic en natural waters. *Applied Geochemistry* 17, 2002, 517—568 .
- Sorg, T. and Logsdon, T.J. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: Part 2. *J. Amer. Water Works Assoc.*, July. 1978.
- Suzuki, M. *Adsorption Engineering.* Elsevier, Amsterdam, 1990.
- Tatineni, B. & Hideyuki, M. Adsorption characteristics of As(III) and As(V) with titanium dioxide loaded Amberlite XAD-7 resin, *Anal. Sci.* 18 (12), 2002, 1345–1349.
- Wang, L., Chen, A. and Fields, K. Arsenic removal from drinking water by ion exchange and activated alumina plants. EPA/600/R-00/088, US-EPA, Columbus, OH. 2000.
- Wegelin, M.; Gechter, D.; Hug, S.; Mahmud, A.; Motaleb, A. SORAS - a simple arsenic removal process. Duebendorf: Eawag/SANDEC. 1999.
- WHO (World Health Organization). IPCS environmental health criteria 224 Arsenic and arsenic compounds. Geneva: International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, 2001.
- Xu, H., Allard, B. and Grimvall, A. Influence of pH and organic-substance on the adsorption of As(V) on geologic materials. *Water Air and Soil Pollution*, 40: 295-305, 1988.
- Yáñez, J., Fierro, V., Mansilla, H., Figueroa, L., Cornejo, L., Barnes, R.M.. Arsenic speciation in human hair: a new perspective for epidemiological assessment in chronic arsenicism. *Journal of Environmental Monitoring* 7, 1335–1341. 2005.
- Young, E. Cleaning up arsenic and old waste. *New Scientist*: 22. 1996.
- Zhang, F.S. & Itoh, H. Iron oxide-loaded slag for arsenic removal from aqueous system, *Chemosphere* 60 (3), 2005, 319–325.
- Zhang, M.; Yang, X.M.; Dou, H.; He, D.S. Arsenate adsorption on an Fe–Ce bimetal oxide adsorbent: role of surface properties, *Environ. Sci. Technol.* 39 (18), 2005, 7246–7253.

8. ANEXOS

8.1 ANEXO A

Tabla de capacidad adsorbente de distintos medios. Fuente: Mohan et al, 2007.

Comparative evaluation of activated carbons and various low-cost adsorbents for arsenic removal

| Adsorbent | Type of water | pH | Concentration/ range | Surface area (m ² g ⁻¹) | Temperature (°C) | Model used to calculate adsorption capacity | Capacity (mg/g) | | References |
|--|--|--|--|---|---------------------|---|---------------------|---------------------|------------|
| | | | | | | | As(III) | As(V) | |
| Iron oxide coated sand IOCS | Tap | – | 100 µg/L | – | 22 ± 2 | Langmuir | 0.136 | – | [151] |
| Iron oxide coated sand | Drinking | 7.6 | 100 µg/L | 10.6 | 22 ± 2 | Langmuir | 0.041 | 0.043 | [231] |
| Iron oxide coated sand, IOCS-2 | Tap | 7.6 | 100 µg/L | – | 22 ± 2 | Freundlich | – | 0.008 | [148] |
| Iron oxide coated sand (IOCS) | Natural (dose 0.5–1.20 g/100 mL); 5 h | – | 325 µg/L | 5.1 | – | Langmuir | – | 0.018 | [152] |
| Ferrilydrite (FH) | Natural (dose 0.02–0.09 g/100 mL); 5 h | – | 325 µg/L | 141 | – | Langmuir | – | 0.25 | – |
| Iron oxide uncoated sand | Drinking (dose 20 g/L); 2 h | 7.5 | 100–800 µg/L | – | 27 ± 2 | Langmuir | 0.006 | – | [129,130] |
| Iron oxide coated sand Al ₂ O ₃ /Fe(OH) ₃ | Drinking (dose 20 g/L); 2 h | 7.5 | 100–800 µg/L | – | 27 ± 2 | Langmuir | 0.028 | – | – |
| | Drinking (63.3 g in 50 mL; 100 g in 80 mL) | 8.2–8.9 | 0.05 mg/L | – | – | Breakthrough capacity | – | 0.09 | [591] |
| La(III) impregnated silica gel | – | – | – | – | – | – | – | 8.85 | [529] |
| Y(III) impregnated alumina | – | – | – | – | – | – | – | 14.45 | [530] |
| Pure alumina | – | – | – | – | – | – | – | 13.64 | – |
| La(III) impregnated alumina | – | – | – | – | – | – | – | 12.88 | – |
| Basic yttrium carbonate | Drinking | 9.8–10.5 for As(III) and 7.5–9.0 for As(V) | 5.0–0.20 mmol/L for As(III) and 10–60 mmol/L for As(V) | 28.6 | 20, 30, 40 | Langmuir | 305.8, 356.8, 428.1 | 352.6, 428.1, 483.4 | [313] |
| Activated alumina Waste Fe(III)/Cr(III) | – | – | – | – | – | – | – | – | – |
| | Aqueous solution (dose 500 mg/50 mL; 5 h) | 4.0 | 20–100 mg/L | – | 32 | Langmuir | – | 11–24 | [10] |
| Activated carbon (Draco) | – | – | – | – | – | – | – | 11.02 | [127] |
| Char carbon | Aqueous solution | 2–3 | – | 36.48 | 25 | – | 89.0 | 34.46 | [76] |
| | | | 157–737 for As(V) and 193–992 for As(III) | | | | | | |
| Activated carbon | Aqueous solution | 6.4–7.5 | 7.03–737 for As(V) and 193–992 for As(III) | 43.40 | 25 | – | 29.9 | 30.48 | – |
| Activated Bauxsol (AB) | Water (dose: 5 g/L) | 4.5 | 7.03–220.9 Mm for As(V); 2.04–156.7 Mm for As(III) | 130 | 23 ± 1 | Langmuir | 0.541 | 7.642 | [115,116] |
| Bauxsol | Water (dose: 5 g/L) | 4.5 | 0.80–32.00 Mm for As(III) | – | 23 ± 1 | Langmuir | – | 1.081 | – |
| Bauxsol-coated sand (BCS) | De-ionized/Tap | 4.5 | 0.54–20.34 mg/L | 7.56 | Ambient | Langmuir | – | 3.32 | [117] |

| | | | | | | | | | |
|--|---------------------------------|-----------------------------------|------------------------|-------|----------|----------|----------|-----------|---------------|
| AB-coated sand (ABCS) | De-ionized/Tap | 7.1 | 0.54–20.34 mg/L | 47.29 | Ambient | Langmuir | – | 1.64 | – |
| Sea water-neutralized red mud (Baussoil) | De-ionized/Tap (dose: 5 g/L) | 7.3 | 0.80–32.00 Mm | – | 30 | Langmuir | – | 1.081 | [592] |
| Red mud (RRM) | Water (dose: 20 g/L) | 7.25 for As(III); 3.50 for As(V) | 33.37–400.4 µmol/L | – | 25 | Langmuir | 0.663 | 0.514 | [112] |
| Red mud (ARM) | Aqueous solution (dose: 20 g/L) | 7.25 for As(III); 3.50 for As(V) | 33.37–400.4 µmol/L | – | 25 | Langmuir | 0.884 | 0.941 | – |
| Bead cellulose loaded with iron oxyhydroxide (BCF) | Ground water | 7.0 | 1–100 mmol/L | – | 25 ± 0.5 | Langmuir | 99.6 | 33.2 | [338] |
| Activated alumina (AA) | Drinking water | 7.6 | 1 mg/L | 370 | 25 | Langmuir | 0.180 | – | [198] |
| Iron oxide-impregnated activated alumina (IOIAA) | Drinking water | 7.6 | – | 365 | 25 | Langmuir | – | – | [209] |
| MnO ₂ (MOI) | Drinking water | 12 | – | 200 | 25 | Langmuir | – | – | – |
| Monoclinic hydrous zirconium oxide (Zr resin) | Drinking water | 7.9 | <1 mg/L | 17 | 25 | Langmuir | – | 0.172 | [195] |
| Zr resin | Drinking water | 9–10 for As(III); 4–6 for As(V) | 1 × 10 ⁻³ M | 373 | 25 | Langmuir | 112.4 | 89.90 | [315] |
| Iron(III)-loaded chelating resin | Drinking water | 8.0 for As(III); 4.5 for As(V) | 0–5 mmol/L | – | 25 | Langmuir | 79.42 | 53.94 | [314] |
| TiO ₂ | Aqueous solution | 9.0 for As(III); 3.5 for As(V) | – | – | 25 | Langmuir | 62.93 | 55.44 | [305] |
| TiO ₂ (Hombikat UV 1000) | Drinking water | 7.00 | <0.0015 M | 330 | 25 | Langmuir | 59.93 | 37.46 | [217] |
| TiO ₂ (Degussa P25) | Drinking water | 4.0 | – | 334 | 22 | Langmuir | 22.70 | 22.47 | [220] |
| HFO | Drinking water | 4.0 | <0.0015 M | 55 | 22 | Langmuir | 3.45 | 4.65 | – |
| Goethite | Drinking water | 9.0 | 0–60 mg/L | 200 | 22 | – | 28.0 | 7.0 | [251] |
| Fe ₃ (OH) ₄ -Montm | Drinking water | 9.0 | 0–60 mg/L | 39 | 22 | – | 22.0 | 4.0 | – |
| Ti ₃ H ₂ -Montm | Drinking water | 9.0 | 0–60 mg/L | 165 | 22 | – | 13.0 | 4.0 | – |
| FePO ₄ (amorphous) | Drinking water | 9.0 | 0–60 mg/L | 229 | 22 | – | 13.0 | 3.0 | – |
| FePO ₄ (crystalline) | Drinking water | 7–9 for As(III); 6–6.7 for As(V) | 0.5–100 mg/L | 53.6 | 20 | – | 21 | 10 | [276] |
| MnO ₂ -loaded resin | Drinking water | 7–9 for As(III); 6–6.7 for As(V) | 0.5–100 mg/L | 35.9 | 20 | – | 16 | 9 | – |
| Iron(III) oxide-loaded melted slag (IOLMS) | Drinking water | 7–8.5 | 3–150 mg/L | – | 22 | – | 53 | 22 | [531,532] |
| TiO ₂ | Wastewaters | 2.5 | 20–300 mg/L | 196 | 20 | – | 2.9–30.1 | 18.8–78.5 | [123] |
| Activated carbon (AC) produced from oat hulls | Ground water | 7.0 | 0.4–80 mg/L | 251 | 25 | Langmuir | 32.4 | 41.0 | [222,291,292] |
| Zirconium(IV)-loaded chelating resin (Zr-LDA) | Drinking water | 5.0 | 25–200 µg/L | 522 | 24 | Langmuir | – | 3.08 | [77] |
| | Spring water | 9.0 for As(III) and 4.0 for As(V) | – | 7.3 | 25 | Langmuir | 49.15 | 88.73 | [317] |

| Adsorbent | Type of water | pH | Concentration/ range | Surface area ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$) | Temperature ($^{\circ}\text{C}$) | Model used to calculate adsorption capacity | Capacity (mg/g) | | References |
|---|--|------------------------------------|--|--|---------------------------------------|---|-----------------|----------------|----------------|
| | | | | | | | As(III) | As(V) | |
| Methylated biomass | Surface and ground water | 6.5 | 0.5–2.5 Mm | 6.5 | 30 | – | – | 3.75 | [354] |
| Granular ferric hydroxide (GFH) | Surface and ground water | 7.0 | – | 22.6–252 | 24 | Freundlich | – | 0.004 | [234] |
| Zirconium(IV)-loaded phosphoric chelate adsorbent | NA | 2.0 | 5 Mm | – | 25 | Column capacity | – | 149.9 | [319] |
| Oxisol | Wastewater (soil liner to be used in tailings dams at a sulfidic gold ore plant) | 5.5 | 10–1000 mg/L | 35.7 | 25 | Langmuir | 2.60 | 3.20 | [269] |
| Gibbsite | Wastewater (soil liner to be used in tailings dams at a sulfidic gold ore plant) | 5.5 | 10–1000 mg/L | 13.5 | 25 | Langmuir | 3.30 | 4.60 | |
| Goethite | Wastewater (soil liner to be used in tailings dams at a sulfidic gold ore plant) | 5.5 | 10–1000 mg/L | 12.7 | 25 | Langmuir | 7.50 | 12.5 | |
| Kaolinite | Wastewater (soil liner to be used in tailings dams at a sulfidic gold ore plant) | 5.5 | 10–1000 mg/L | 8.5 | 25 | Langmuir | – | <0.23 | |
| Untreated GAC | Drinking water | 4.7 | 0.10–30.0 mg/L | 600–1000 | 25 | Langmuir | – | 0.038 | [75] |
| GAC-Fe (0.05 M) | Drinking water | 4.7 | 0.10–30.0 mg/L | 600–1000 | 25 | Langmuir | – | 2.96 | |
| GAC-Fe-O ₂ (0.05 M) | Drinking water | 4.7 | 0.10–30.0 mg/L | 600–1000 | 25 | Langmuir | – | 1.92 | |
| GAC-Fe-H ₂ O ₂ (0.05 M) | Drinking water | 4.7 | 0.10–30.0 mg/L | 600–1000 | 25 | Langmuir | – | 3.94 | |
| GAC-Fe-NaClO (0.05 M) | Drinking water | 4.7 | 0.10–30.0 mg/L | 600–1000 | 25 | Langmuir | – | 6.57 | |
| Zirconium-loaded activated carbon (Zr-AC) | Drinking water | 8–9 | 5–100 mg/L | – | 25 | Column capacity | – | 2.8 | [79] |
| Absorptionsmittel (AM3) | Drinking water | 8–9 | 5–100 mg/L | – | 25 | Column capacity | – | 2 | |
| Granular ferric hydroxide (GFH) | Drinking water | 8–9 | 5–100 mg/L | – | 25 | Column capacity | – | 2.3 | [233] |
| Granular ferric hydroxide (GFH) | Drinking water | 7.00 for As(III) and 5.2 for As(V) | 0.267–26.7 mmol/L for As(III) and 2.85–11.5 mg/L for As(V) | 116–118 | 25 | Langmuir | 266.5 3.48 | 111.02 15.9 | [235] [203] |
| Ferrhydrite | Drinking water | – | – | – | – | – | – | – | – |
| Activated alumina grains | Drinking water | – | – | – | – | – | – | – | – |
| Activated carbon | Wastewater (copper electrorefineries) | – | – | 1000 | 25 | – | – | 2860 | [67] |
| Activated carbon | – | – | – | – | – | – | – | – | – |
| Cocunut husk carbon | Industrial wastewater | 12.0 | 50–600 mg/L | 206 | 30 | Langmuir | – | 25 | [68] |
| Cocunut shell carbon with 3% ash | Wastewater (processing of complex sulfide ore) | 5.0 | 0–200 mg/L | 1150–1250 | 25 | Langmuir | – | 2.4 | [69] |

| | | | | | | | | |
|---|------------------------------------|-------------------|-----------|----|-----------------|-------|-------|-------|
| Peat-based extruded carbon with 5% ash | 5.0 | 0–200 mg/L | 975 | 25 | Langmuir | – | 4.9 | [340] |
| Coal-based carbon with 5–6% ash | 5.0 | 0–200 mg/L | 1050–1200 | 25 | Langmuir | – | 4.09 | [299] |
| Orange juice residue | 7–11 for As(III) and 2–6 for As(V) | – | – | 30 | Langmuir | 70.43 | 67.43 | [237] |
| Phosphorylated crosslinked orange juice residue (POJR1) | 2–6 | – | – | 30 | Langmuir | – | 39.71 | [355] |
| Phosphorylated crosslinked orange juice residue (POJR2) | 2–6 | – | – | 30 | Langmuir | – | 70.43 | [294] |
| Phosphorylated crosslinked orange waste (POW) | 10 for As(III) and 3 for As(V) | – | 1.75 | 30 | Langmuir | 68.18 | 68.18 | [355] |
| Alumina | 6.5 | 0.133–1.33 mmol/L | 768 | 25 | Langmuir | – | 8.99 | [294] |
| Al ₁₀ SBA-15 | 6.5 | 0.133–1.33 mmol/L | 343 | 25 | Langmuir | – | 20.98 | [298] |
| Fe ₁₀ SBA-15 | 6.5 | 0.133–1.33 mmol/L | – | 25 | Langmuir | – | 12.74 | [301] |
| Ferrihydrite | 7.0 | 0–150 mg/L | – | – | Langmuir | – | 68.75 | [299] |
| Goethite | 7.0 | 0–38 mg/L | – | – | Langmuir | – | 442.8 | [237] |
| Biomass | 2.0 | 1–10 mg/L | – | 28 | Langmuir | 13.17 | – | [355] |
| Nanoscale zero-valent iron (NZVI) | 7.0 | – | 37.2 | 35 | Langmuir | 2.47 | – | [294] |
| Cu-EDA-Si (calcined mesoporous silica) | – | 1–100 mg/L | – | – | – | – | 140.0 | [298] |
| Fe/NN-MCM-41 | 6.0 | ~0–1500 mg/L | 310 | 25 | – | – | 119.8 | [301] |
| Co/NN-MCM-41 | 6.0 | ~0–1500 mg/L | 580 | 25 | – | – | 51.70 | [299] |
| Ni/NN-MCM-41 | 6.0 | ~0–1500 mg/L | 284 | 25 | – | – | 38.96 | [299] |
| Cu/NN-MCM-41 | 6.0 | ~0–1500 mg/L | 588 | 25 | – | – | 23.97 | [299] |
| Fe/NN-MCM-48 | 6.0 | ~0–1500 mg/L | 352 | 25 | – | – | 187.3 | [299] |
| Co/NN-MCM-48 | 6.0 | ~0–1500 mg/L | 634 | 25 | – | – | 74.92 | [299] |
| Ni/NN-MCM-48 | 6.0 | ~0–1500 mg/L | 305 | 25 | – | – | 64.43 | [299] |
| Cu/NN-MCM-48 | 6.0 | ~0–1500 mg/L | 635 | 25 | – | – | 37.46 | [299] |
| Alginate bead (doped and coated with iron) | 7.0 | 50 µg/L | – | 25 | Column capacity | – | 0.014 | [310] |
| Uncalcined LDHs | 4.2–5.4 | 20–200 mg/L | 47 | 25 | Langmuir | – | 4.55 | [273] |
| Calcined LDHs | 4.2–5.4 | 20–200 mg/L | 198 | 25 | Langmuir | – | 5.61 | [333] |
| Chitosan | 4.0 | 400 mg/L | – | 25 | – | – | 58 | [359] |
| Dry water hyacinth plant leaf | 7.5 | 5–20 mg/L | 330 | 25 | Langmuir | – | 141.3 | [242] |
| Akaganeite (β-FeO(OH)) nanocrystals | 6.5 | 50 mg/L | 6.75 | 29 | Langmuir | – | 2.95 | [261] |
| Mixed rare earth oxide | 6.0 | 50–2500 mg/L | – | 30 | Langmuir | 128.1 | – | [345] |
| Fresh biomass | 6.0 | 50–2500 mg/L | – | 30 | Langmuir | 128.1 | – | [345] |

| Adsorbent | Type of water | pH | Concentration/ range | Surface area (m ² g ⁻¹) | Temperature (°C) | Model used to calculate adsorption capacity | Capacity (mg/g) | | References |
|--|--------------------------------|--------------------------------------|--|---|---------------------|---|-----------------|--|------------|
| | | | | | | | As(III) | As(V) | |
| Immobilized biomass | Ground water | 6.0 | 50–2500 mg/L | – | 30 | Langmuir | 704.1 | – | |
| Manganese ore | Ground water | 6.3 for As(III) and 6.5 for As(V) | – | – | – | Langmuir | 0.53 | 15.38 | [135] |
| Polymetallic sea nodule | Ground water/tubewell water | 6.0 for As(III); 2.0 for As(V) | 0–0.7 mg/L for As(III); 0–1.0 mg/L for As(V) | – | – | Langmuir | 0.69 | 2.85 | [270] |
| Portland cement | Drinking water | 4–5 | 0.2 mg/L | 15.38 | 30 | Langmuir | – | 3.98 | [262] |
| Iron oxide coated cement (IOCC) | Drinking water | ~7 | 0.5–10.0 mg/L | – | 35 | Langmuir | – | 6.43 | [263] |
| Iron oxide coated cement (IOCC) | Drinking water | ~7 | 0.7–13.5 mg/L | – | 35 | Langmuir | 0.67 | – | [264] |
| ZMA (Sonora) | Ground water | 4.0 | 0.1–4 mg/L | 279 | 22 | Langmuir | 0.0048 | 0.1 | [180,181] |
| ZME (Oaxaca) | Ground water | 4.0 | 0.1–4 mg/L | 51 | 22 | Langmuir | 0.0028 | 0.025 | |
| ZMS (San Luis Potosi) | Groundwater | 4.0 | 0.1–4 mg/L | 22 | 22 | Langmuir | 0.017 | 0.1 | |
| ZMT (Puebla) | Ground water | 4.0 | 0.1–4 mg/L | 28 | 22 | Langmuir | 0.003 | 0.05 | |
| ZH | Groundwater | 4.0 | 0.1–4 mg/L | – | 22 | Langmuir | 0.002 | 0.006 | |
| Shirasu-zeolite (SZP ₁) | Drinking water | 3–10 | 1.3 Mm | 15.6 | 24 | Freundlich | – | 65.93 | [182] |
| Aluminum-loaded Shirasu-zeolite (Al-SZP ₁) | Drinking water | 3–10 | 1.3 Mm | – | 24 | Freundlich | – | 10.49 | |
| Sulfate-modified iron oxide-coated sand (SMIOCS) | Drinking water | 4–10 | 0.5–3.5 mg/L | 3.74 | 27 | Langmuir | – | 0.13 (pH 4), 0.12 (pH 7), 0.08 (pH 10) | [154] |
| Modified iron oxide-coated sand (SMIOCS) | Drinking water | 7.2 | 0.5–3.5 mg/L | 2.9–7.9 | 50 | Langmuir | 0.14 | – | [153] |
| Tea fungal biomass | Ground water | 7.20 | 1.3 for As(III) and 0.9 mg/L for As(V) | – | 30 | Freundlich | 1.11 | 4.95 | [349] |
| FeCl ₃ treated tea fungal biomass | Ground water | 7.20 | 1.3 for As(III) and 0.9 mg/L for As(V) | – | 30 | Freundlich | 5.4 | 10.26 | |
| <i>Penicillium purpurogenum</i> | – | 5.0 | 10–750 mg/L | – | 20 | Langmuir | 35.6 | – | [348] |
| Human hairs | Drinking water | – | 90–360 µg/L | – | 22 | Langmuir | – | 0.012 | [372] |
| Nanostructured akaganete | – | 7.5 | 5–20 mg/L | 330 | 25 | Langmuir | – | 1.80 | [240] |
| Activated carbon | – | – | – | – | – | – | – | 20 | [593] |
| Chitosan/chitin mixture | – | – | – | – | – | – | – | 0.13 µequiv. As/g | [334] |
| Chrome sludge waste | – | – | – | – | – | – | – | 21 | [360] |
| Hematite | Water/wastewater | 4.2 | 133.49 µmol/L | 14.40 | 30 | Langmuir | – | 0.20 | [134] |
| Feldspar | Water/wastewater | 4.2 | 133.49 µmol/L | 10.25 | 30 | Langmuir | – | 0.18 | |

| | | | | | | | | | |
|---|-----------------------------|--|----------------------|-------|-------|-----------------|-------|-------|-------|
| Aluminum-loaded coral limestones (Al-CL) | Drinking water | 2–11 | 2.0–5.0 mg/L | – | 24–25 | Fremundlich | – | 0.15 | [160] |
| Amine-modified coconut coir | – | – | – | – | – | – | – | 6.44 | [302] |
| Fe(III) alginate gel | – | 4.0 | 0–10 mg/L | – | – | – | – | 352 | [307] |
| Poly(ethylene mercaptosuccinimide) (PEM) | – | 8.0 for As(III) and 2.0 for As(V) | – | – | 24 | Langmuir | 31.56 | 112.7 | [322] |
| Oliver soil | Soil | 5–6 | 5–100 mg/L | – | 25 | Langmuir | – | 0.42 | [139] |
| Sharkey soil | Soil | 5–6 | 5–100 mg/L | – | 25 | Langmuir | – | 0.74 | |
| Windsor soil | Soil | 5–6 | 5–100 mg/L | – | 25 | Langmuir | – | 0.55 | |
| Mycan (<i>P. chrysogenum</i>) | Wastewater | 3.0 | 1–300 mg/L | – | 25 | Langmuir | – | 24.52 | [353] |
| Mycan/HDTMA | Wastewater | 3.0 | 1–300 mg/L | – | 25 | Langmuir | – | 57.85 | |
| Mycan/magnafloc | Waste water | 3.0 | 1–300 mg/L | – | 25 | Langmuir | – | 56.08 | |
| Mycan/DA | Wastewater | 3.0 | 1–300 mg/L | – | 25 | Langmuir | – | 33.31 | [304] |
| Cu(II)-Dow2N resin | – | – | – | – | – | – | – | 44.00 | [320] |
| Zr(IV)-loaded phosphoric acid chelating resin (RGP) | River/sea water | 1.14 | 2.5 mmol/L | 29.2 | – | Column capacity | – | 49.0 | |
| Molebdate-impregnated chitosan gel beads (MCCB) | – | – | – | – | – | – | – | 200 | [335] |
| Iron hydroxide coated alumina | Drinking water | 6.62–6.74 for As(III) 7.15–7.2 for As(V) | 0.1–1.8 mmol/L | 95.7 | 25 | Langmuir | 7.64 | 36.64 | [215] |
| Ferrie chloride impregnated silica gel | – | – | – | – | – | – | ≤5.24 | ≤5.24 | [277] |
| Titanium dioxide-loaded Amberlite XAD-7 resin | Drinking water/wastewater | 1–5 for As(V) and 5–10 for As(III) | 0–5 mmol/L | 209 | 25 | Langmuir | 9.74 | 4.72 | [323] |
| Iron(III)-loaded chelating resin | – | – | – | – | – | – | – | 60.0 | [311] |
| Water lettuce (<i>Pistia stratiotes</i> L.), <i>Penicillium purpurosenum</i> | – | 5.0 | 10–750 mg/L | – | 20 | Langmuir | 35.6 | – | [347] |
| GAC | Drinking/wastewater | 7.0 | 1 mg/L | 1.065 | 20–23 | – | 0.09 | 4.5 | [86] |
| Fe(III) oxide-impregnated GAC | Drinking/wastewater | 7.0 | 1 mg/L | 840 | 20–23 | – | 4.50 | 4.5 | |
| Iron(III) oxide with polyacrylamide | – | – | – | – | – | – | – | 43.0 | [533] |
| Humic acid | – | – | – | – | – | – | – | 7.9 | [534] |
| Activated alumina | Drinking water/ground water | 7.0 | 50 mg/m ³ | 195 | 25 | Langmuir | – | 9.20 | [535] |

| Adsorbent | Type of water | pH | Concentration/ range | Surface area ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$) | Temperature ($^{\circ}\text{C}$) | Model used to calculate adsorption capacity | Capacity (mg/g) | | References |
|--|--|------------|---------------------------------|--|---------------------------------------|---|-----------------|-------------|--------------------|
| | | | | | | | As(III) | As(V) | |
| Activated carbons from olive pulp and olive stone, carbon A | Drinking water | 7.0 | 5–20 mg/L | 1030 | 25 | Langmuir | 1.393 | – | [95] |
| Activated carbons from olive pulp and olive stone, carbon B | Drinking water | 7.0 | 5–20 mg/L | 1850 | 25 | Langmuir | 0.855 | – | |
| Activated carbons from olive pulp, olive stone, carbon C | Drinking water | 7.0 | 5–20 mg/L | 1610 | 25 | Langmuir | 0.738 | – | |
| Activated carbons from olive pulp, olive stone, carbon D | Drinking water | 7.0 | 5–20 mg/L | 732 | 25 | Langmuir | 0.210 | – | |
| Synthetic hydrotalcite <i>L. niagaraensis</i> | Ground water Copper smelting wastewaters | 7.0 2.5 | 400 mg/L 50–600 mg/L | – – | 25 25 | Langmuir Langmuir | – – | 105 45.2 | [275] [405,350] |
| Goethite | – | 5.0 | 5–25 | 103 | 29 | Langmuir | – | ~5 | [170] |
| FeMn | Drinking water | 3.0 | 100 $\mu\text{g/L}$ to 100 mg/L | – | 25 | – | 14.7 | 8.5 | [594] |
| Drinking water treatment residuals (WTRs) | Drinking water | 6.0–6.5 | 375–3000 mg/L | – | 23 | Freundlich | ~15 | ~15 | [133] |
| Pisolite | River water | 6.5 | 50 mg/L | 61.4 | 25 | – | – | 1.29 | [136] |
| Activated pisolite | River water | 6.5 | 50 mg/L | 90.45 | 25 | – | – | 3.17 | |
| Modified calcined bauxite | Ground water | ~7.0 | 0.5–8.0 mg/L | – | 25 | Langmuir | – | 1.57 | [119] |
| Modified calcined bauxite | Ground water | 6–8 | 0.5–8.0 mg/L | – | 25 | Freundlich | 1.37 | – | [122] |
| Cocunut coir pith anion exchanger (CP-AE) | Ground water/industrial effluents | 7.0 | 5.0–100 mg/L | 175 | 20 | Langmuir | – | 13.57 | [324] |
| Hybrid (poly- mer/inorganic) fibrous sorbent (FIBAN-As) | Drinking water | 7.0 | 5.0–100 mg/L | 175 | 30 | Langmuir | – | 12.51 | |
| Pine wood char | Drinking water | 7.0 | 5.0–100 mg/L | 175 | 40 | Langmuir | – | 11.67 | |
| Oak wood char | Drinking water | 7.0 | 5.0–100 mg/L | 175 | 50 | Langmuir | – | 10.42 | |
| Oak bark char | Drinking water | 7.7 | – | – | 20 | Langmuir | 75.67 | 81.66 | [254] |
| Pine bark char | Drinking water | 7.7 | – | – | 20 | Langmuir | 75.67 | 81.66 | [254] |
| Drinking water | Drinking water | 3.5 | 10–100 $\mu\text{g/L}$ | 2.73 | 25 | Langmuir | 0.0012 | – | [103] |
| Drinking water | Drinking water | 3.5 | 10–100 $\mu\text{g/L}$ | 2.04 | 25 | Langmuir | 0.006 | – | |
| Drinking water | Drinking water | 3.5 | 10–100 $\mu\text{g/L}$ | 25.4 | 25 | Langmuir | 0.0074 | – | |
| Drinking water | Drinking water | 3.5 | 10–100 $\mu\text{g/L}$ | 1.88 | 25 | Langmuir | 12 | – | |

8.2 ANEXO B

Informes de calidad del agua cruda

RESULTADO DE ENSAYO

| Muestra 1833357 | | | | | | |
|--|---|------------------|---------------|----------------------------|----------------------------|--|
| Análisis/Método | Fecha de ensayo | Resultado | Unidad | Requisito Normativo | Límite de Detección | |
| Antimonio total (Sb) EPA 200.8 (*) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | <0,00042 | mg/L | - | 0,00042 | |
| Arsénico III (As III) Of SISS (*) | Inicio 20/07/2012 17:30 Fin 24/07/2012 13:00 | <0,002 | mg/L | - | 0,002 | |
| Arsénico total (As) EPA 200.8 (1994) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | 1,06000 | mg/L | <=0,01 | 0,00042 | |
| Arsénico V (As V) Of SISS (*) | Inicio 20/07/2012 17:30 Fin 24/07/2012 13:00 | 1,06 | mg/L | - | 0,004 | |
| Cadmio total (Cd) EPA 200.8 (1994) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | <0,00025 | mg/L | <=0,01 | 0,00025 | |
| Cloruro SM 4110B (2005) | Inicio 14/07/2012 14:00 Fin 19/07/2012 16:51 | 127 | mg/L | <=400 | 0,101 | |
| Cobalto Total EPA 200.8 (*) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | <0,00042 | mg/L | - | 0,00042 | |
| Cobre total (Cu) EPA 200.8 (1994) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | <0,00162 | mg/L | <=2 | 0,00162 | |
| Cromo total (Cr) EPA 200.8 (1994) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | 0,03080 | mg/L | <=0,05 | 0,00042 | |
| Fosfato (PO4-) SM 4500-P E (2005) | Inicio 20/07/2012 10:31 Fin 30/07/2012 15:07 | 0,301 | mg/L | - | 0,001 | |
| Fosforo (P) SM 4500-P E (2005) | Inicio 20/07/2012 10:31 Fin 30/07/2012 15:08 | 0,2060 | mg/L | - | 0,0004 | |
| Fósforo Total ISO 11885 (*) | Inicio 28/07/2012 15:25 Fin 28/07/2012 17:06 | 0,20 | mg/L | - | 0,07 | |
| Hierro total (Fe) SM 3120 B (2005) | Inicio 30/07/2012 16:50 Fin 31/07/2012 09:24 | <0,02 | mg/L | <=0,3 | 0,02 | |
| Magnesio total (Mg) SM 3120 B (2005) | Inicio 28/07/2012 18:45 Fin 28/07/2012 17:08 | 90,186 | mg/L | <=125 | 0,35 | |
| Manganeso total (Mn) EPA 200.8 (1994) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | <0,00029 | mg/L | <=0,10 | 0,00029 | |
| Níquel total (Ni) EPA 200.8 (*) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | 0,00447 | mg/L | - | 0,00067 | |
| Nitrato (N-NO3-) SM 4110B (2005) | Inicio 14/07/2012 14:00 Fin 19/07/2012 16:51 | 0,628 | mg/L | - | 0,046 | |
| PH ME-29-2007 | Inicio 18/07/2012 16:59 Fin 23/07/2012 17:50 | 7,1 | UNID | 6,5 - 8,5 | - | |
| Plata total (Ag) EPA 200.8 (*) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | <0,0002 | mg/L | - | 0,0002 | |
| Selenio total (Se) EPA 200.8 (1994) | Inicio 18/07/2012 15:29 Fin 18/07/2012 22:20 | 0,00196 | mg/L | <=0,01 | 0,00104 | |
| Silicio Total (Si) SM 3120B (2005) | Inicio 27/07/2012 15:50 Fin 27/07/2012 16:06 | 48,66 | mg Si/L | - | 0,06 | |
| Sólidos Disueltos Totales SM 2540 C (2005) | Inicio 20/07/2012 12:07 Fin 25/07/2012 15:11 | 1218 | mg/L | <=1500 | 4 | |
| Sulfato SM 4110B (2005) | Inicio 14/07/2012 14:00 Fin 19/07/2012 16:51 | 493 | mg/L | <=500 | 0,112 | |
| Sulfuro St Met 4500-S2-D | Inicio 20/07/2012 16:11 Fin 30/07/2012 16:12 | <0,005 | mg H2S/L | - | 0,005 | |

Informe Preliminar



Cliente Eau Pure Chile SpA

Nº de la Muestra 1869082

Fecha Muestreo 29-08-2012 14:00:00

Descripción EAUPURE: Muestra de Agua Cruda - Afluente Planta Tratamiento

| Componente | Resultado |
|-----------------------|-----------------|
| Arsénico III (As III) | <0,002 mg/L |
| Arsénico V (As V) | 0,7093 mg/L |
| Arsénico total (As) | 0,71100 mg/L(*) |

Los Resultados con (*) se encuentran Fuera de Norma



Nº Informe: 1912254
 Fecha: 02/10/2012
 Página: 2 de 2

RESULTADO DE ENSAYO

| Muestra 1912254 | | | | | |
|--|---|-----------|--------|---------------------|---------------------|
| Análisis/Método | Fecha de ensayo | Resultado | Unidad | Requisito Normativo | Límite de Detección |
| Alcalinidad Total (CaCO3) SM 2320B (2005) | Inicio 11/09/2012 13:24 Fin 12/09/2012 16:29 | 385 | mg/L | - | 3 |
| Calcio Total SM 3120B (2005) | Inicio 13/09/2012 16:10 Fin 13/09/2012 16:20 | 113,35 | mg/L | - | 1,78 |
| Hidrocarburos Fijos SM 5520 F (2005) | Inicio 24/09/2012 10:03 Fin 26/09/2012 11:42 | <1 | mg/L | - | 1 |
| Hidrocarburos Totales Cálculo | Inicio 24/09/2012 10:03 Fin 02/10/2012 12:01 | <1 | mg/L | - | 1 |
| Hidrocarburos Volátiles ISO 10301 (1997) (*) | Inicio 11/09/2012 10:00 Fin 13/09/2012 17:04 | <0,2 | mg/L | - | 0,2 |

(*) Fuera del alcance de la acreditación

Los resultados de los análisis reportados en el presente informe corresponden a ANAM Santiago con excepción de los siguientes:
 - S1: Análisis realizado en Laboratorio ANAM sede Puerto Montt.



Validez desconocida

Digitally signed by Jacqueline Marcela Pizarro Guzmán
 Date: 2012.10.02 14:01:00 CLS1
 Reason: Firma Electrónica ANAM
 Location: ANAM

Sub Gerente Atención de Clientes
 Jacqueline Pizarro G.

CC: ANAM

Análisis Ambientales S.A.
 Av. Presidente Balmaceda 1398, Piso 5.
 Santiago-Chile
 Fono(56 2) 569 2230, fax:(56 2) 569 2297
 R.U.T. 96.967.550-1

8.3 ANEXO C

Resultados obtenidos para la primera serie de experimentos

8.3.1 CRP 1

Tabla 8-1 Soluciones de regeneración

| Solución | Unidades | Concentración |
|---------------------------|----------|---------------|
| Hidróxido de Sodio (NaOH) | M | 0,1 |
| Ácido Acético (HAcO) | % | 0,025 |

Tabla 8-2 Mediciones del efluente durante la regeneración

| NaOH | | | |
|--------------|-------|-----------|------------------|
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) |
| Inicial | 12 | 0,1-0,5 | 15,7 |
| 2 | 7,88 | 1,7-3,0 | 14,2 |
| 4 | 7,86 | 1,7-3,0 | 15,2 |
| 6 | 9,09 | 1,7-3,0 | 18,8 |
| 8 | 11,02 | 1,7-3,0 | 15,2 |
| HAcO | | | |
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) |
| Inicial | 4,01 | 0,5-1,0 | 19,1 |
| 2 | 10,68 | 0,5-1,0 | 21,0 |
| 4 | 9,97 | 0,1-0,5 | 20,9 |
| 6 | 9,61 | 0,1-0,5 | 22,2 |
| 8 | 9,36 | 0,1-0,5 | 22,5 |
| 10 | 9,12 | 0,1 | 16,8 |

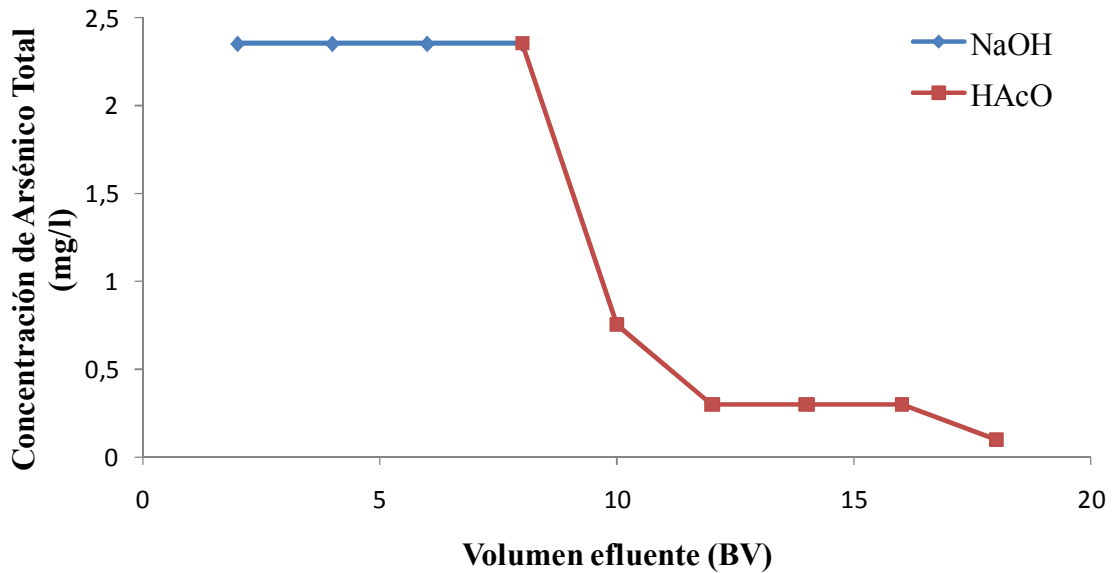


Figura 8-1 Gráfico de concentración de arsénico del efluente durante la regeneración

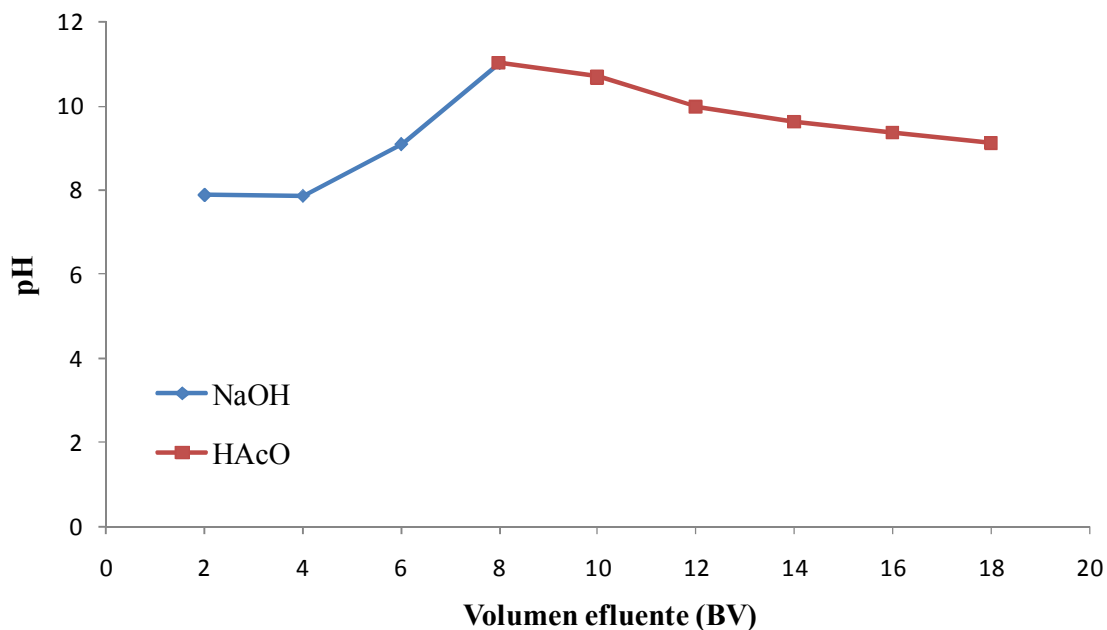


Figura 8-2 Gráfico de pH del efluente durante la regeneración

Tabla 8-3 Mediciones realizadas durante la etapa de producción

| Agua Cruda | | | | |
|--------------|----------------------|------|-----------|------------------|
| Tiempo (min) | Volumen Tratado (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) |
| 0 | 0 | 7,52 | 0,5-1,0 | 22,6 |
| 25 | 8 | 7,50 | 0,5-1,0 | 23,9 |
| 50 | 16 | 7,46 | 0,5-1,0 | 23,9 |
| 75 | 24 | 7,48 | 0,5-1,0 | 24,0 |
| 100 | 32 | 7,53 | 0,5-1,0 | 23,7 |
| Agua Tratada | | | | |
| Tiempo (min) | Volumen Tratado (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) |
| 0 | 0 | 7,97 | 0,05 | 17,9 |
| 15 | 4,8 | 7,03 | 0,05-0,1 | 22,9 |
| 30 | 9,6 | 7,04 | 0,05-0,1 | 24,1 |
| 45 | 14,4 | 7,08 | 0,05 | 24,3 |
| 60 | 19,2 | 7,46 | 0,1 | 23,7 |
| 75 | 24 | 7,80 | 0,25 | 24,1 |
| 90 | 28,8 | 7,83 | 0,25 | 23,7 |
| 105 | 33,6 | 7,78 | 0,25 | 23,2 |

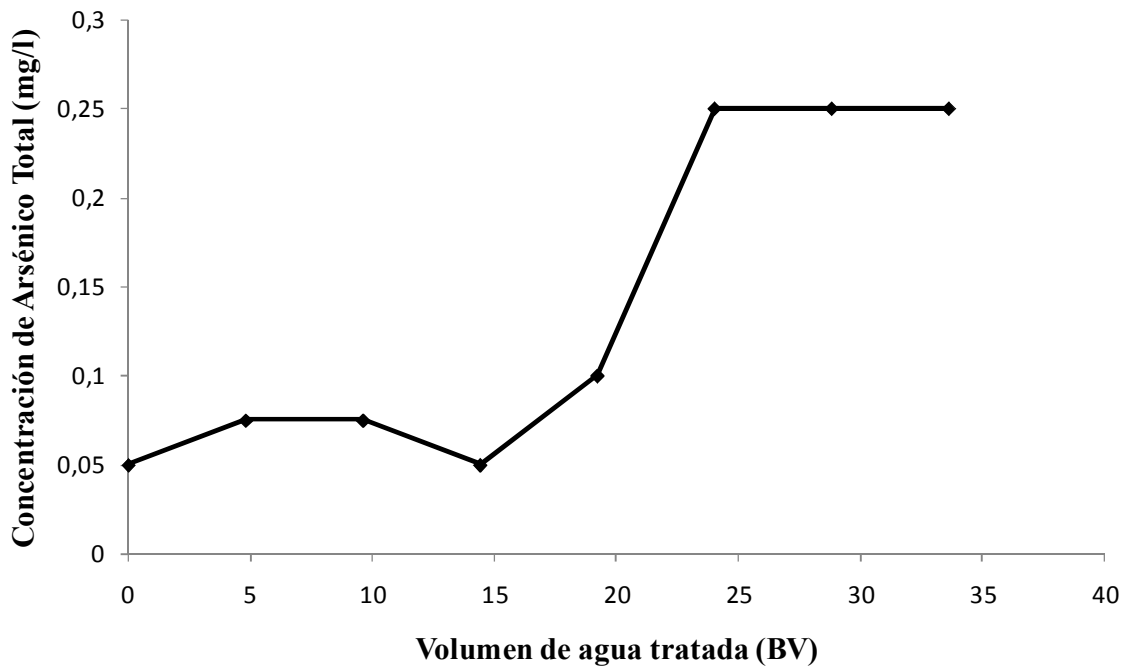


Figura 8-3 Gráfico de la concentración de arsénico del agua tratada

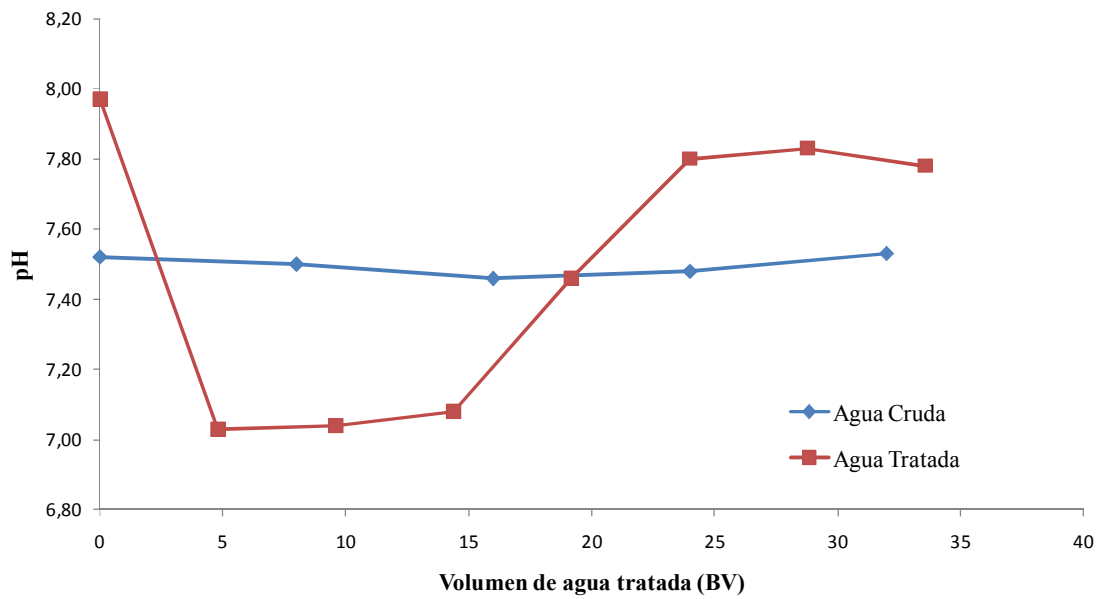


Figura 8-4 Gráfico de pH durante la producción

8.3.2 CRP 2

Tabla 8-4 Soluciones de regeneración

| Solución | Unidades | Concentración |
|---------------------------|----------|---------------|
| Hidróxido de Sodio (NaOH) | M | 0,1 |
| Ácido Acético (HAcO) | % | 0,025 |

Tabla 8-5 Mediciones del efluente durante la regeneración

| NaOH | | | |
|--------------|-------|-----------|------------------|
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) |
| Inicial | 12,81 | 0,5-1,0 | 18,4 |
| 1 | 9,15 | - | 19,7 |
| 2 | 10,29 | 3,0 | 19 |
| 3 | 12,44 | - | 18,5 |
| 4 | 12,58 | 3,0 | 18,7 |
| 5 | 12,03 | - | 20,6 |
| 6 | 12,66 | 3,0 | 19,7 |
| 7 | 12,67 | - | 19,5 |
| 7,6 | 12,71 | 1,7 | 19,2 |
| HAcO | | | |
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) |
| Inicial | 3,11 | 0 | 16,5 |
| 1 | 12,26 | 0,1-0,5 | 20,8 |
| 2 | 12,1 | 0,1 | 20,2 |
| 3 | 11,84 | 0,1 | 19,7 |
| 4 | 11,45 | 0,05-0,1 | 20,2 |

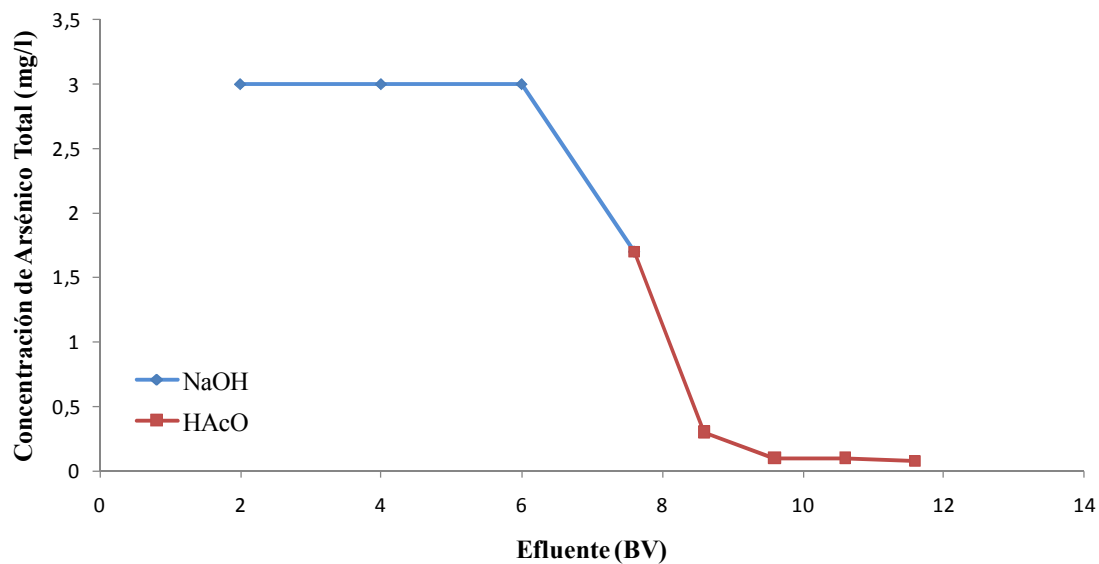


Figura 8-5 Gráfico de la concentración de arsénico en el efluente de la regeneración

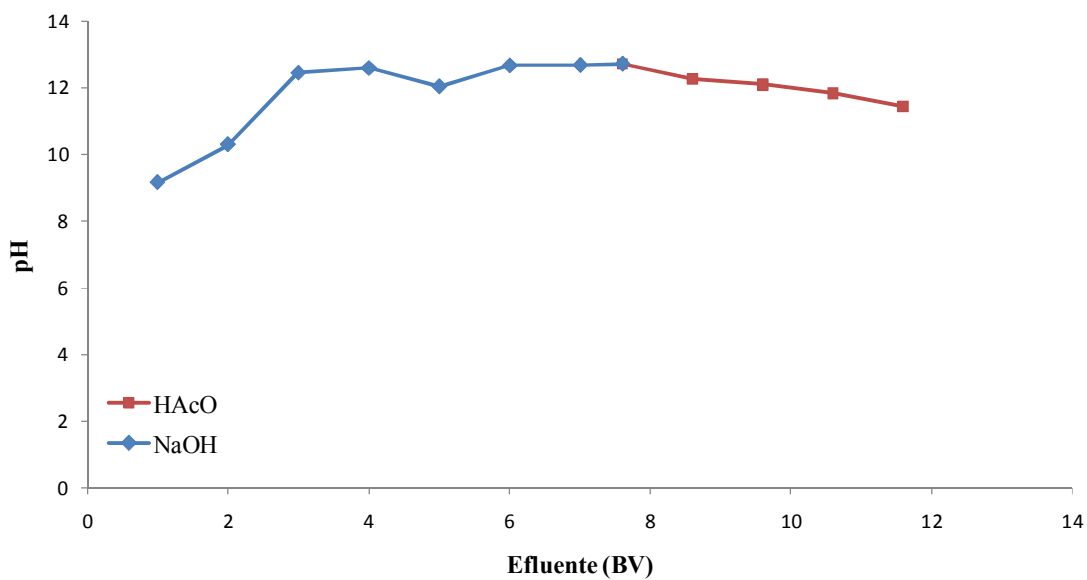


Figura 8-6 Gráfico de pH en el efluente de la regeneración

Tabla 8-6 Mediciones realizadas durante la etapa de producción

| Agua Tratada | | | | |
|--------------|----------------------|-------|------------|------------------|
| Tiempo (min) | Volumen tratado (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) |
| 0 | 0 | 10,74 | 0,05 | 20,9 |
| 15 | 4,8 | 9,02 | 0,025-0,05 | 22,6 |
| 30 | 9,6 | 9,09 | 0,05-0,1 | 25 |
| 45 | 14,4 | 8,94 | 0,05-0,1 | 25 |

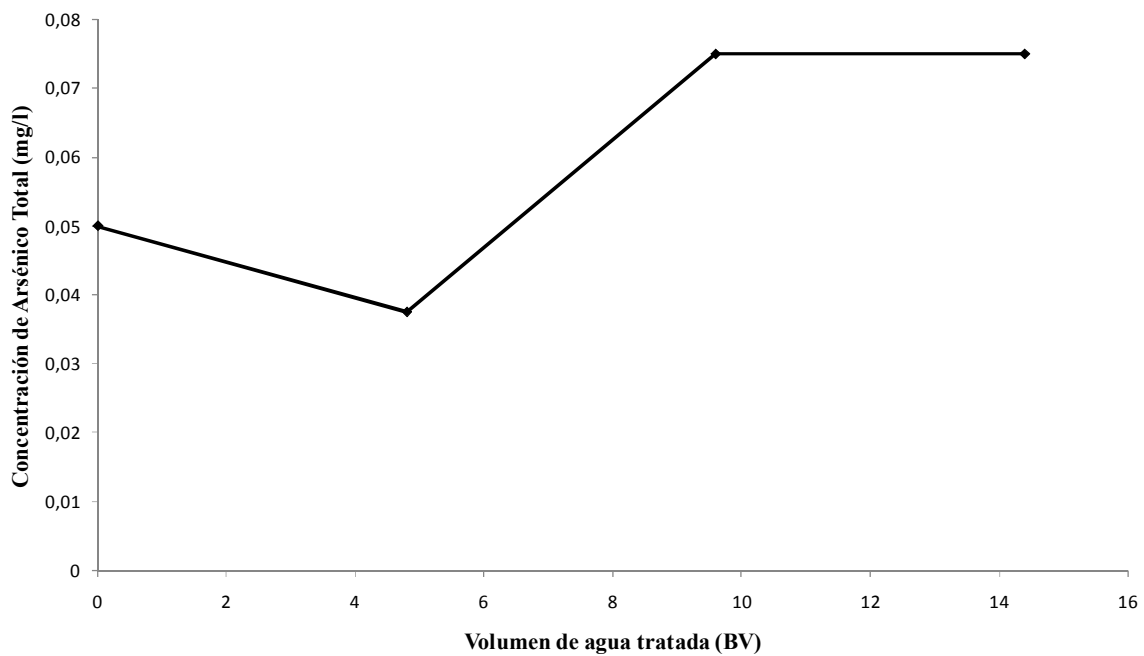


Figura 8-7 Gráfico de la concentración de arsénico en el agua tratada

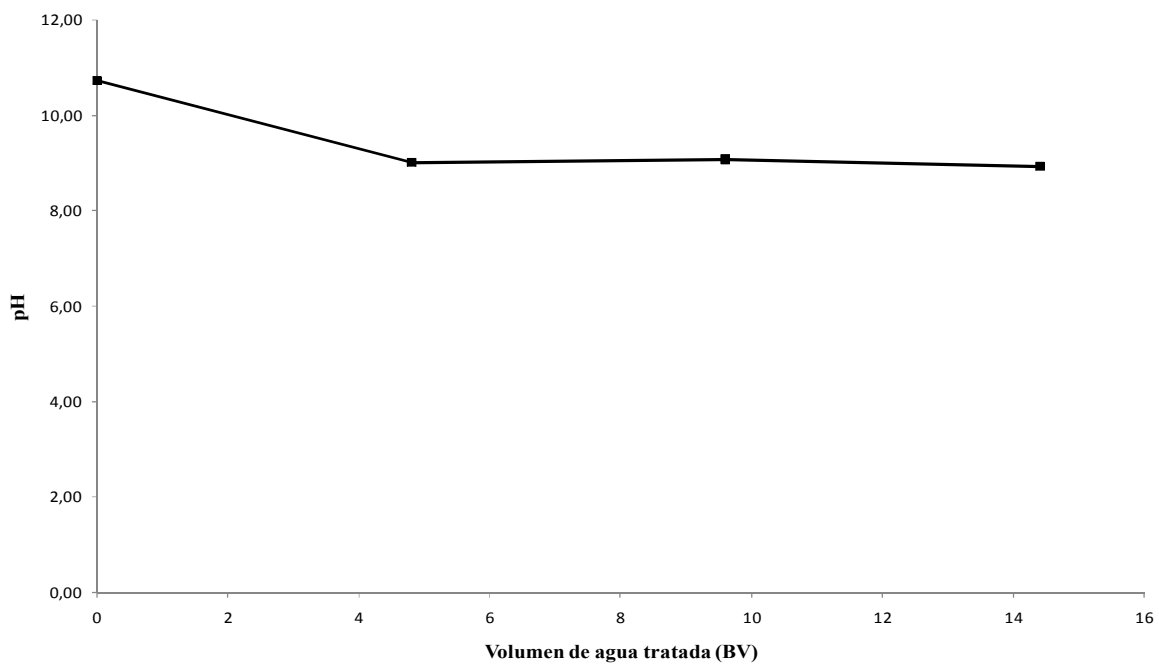


Figura 8-8 Gráfico de pH del agua tratada

8.3.3 CRP 3

Tabla 8-7 Soluciones de regeneración

| Solución | Unidades | Concentración |
|---------------------------|----------|---------------|
| Hidróxido de Sodio (NaOH) | M | 0,2 |
| Ácido Acético (HAcO) | % | 0,3 |

Tabla 8-8 Mediciones del efluente durante la regeneración

| NaOH | | | | |
|--------------|-------|-----------|-----------|------------|
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) | Temp (°C) | CE (µS/cm) |
| Inicial | 12,76 | 0 | 22,6 | - |
| 1 | 9,44 | 1,0-1,7 | 21,9 | 7010 |
| 2 | 12,37 | 3,0 | 22,7 | 16400 |
| 3 | 12,7 | 1,7-3,0 | 23,0 | 32800 |
| 4 | 12,7 | 1,0-1,7 | 23,2 | 31800 |
| HAcO | | | | |
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) | Temp (°C) | CE (µS/cm) |
| Inicial | 3,06 | 0 | 25,5 | - |
| 1 | 11,98 | 0,1-0,5 | 23,3 | 4500 |
| 2 | 11,71 | 0,1-0,5 | - | 3030 |
| 3 | 10,21 | 0,1 | - | 1477 |
| 4 | 6,51 | 0,1 | 24,6 | 1546 |
| 4,6 | 5,88 | 0,1 | 25,5 | 1624 |

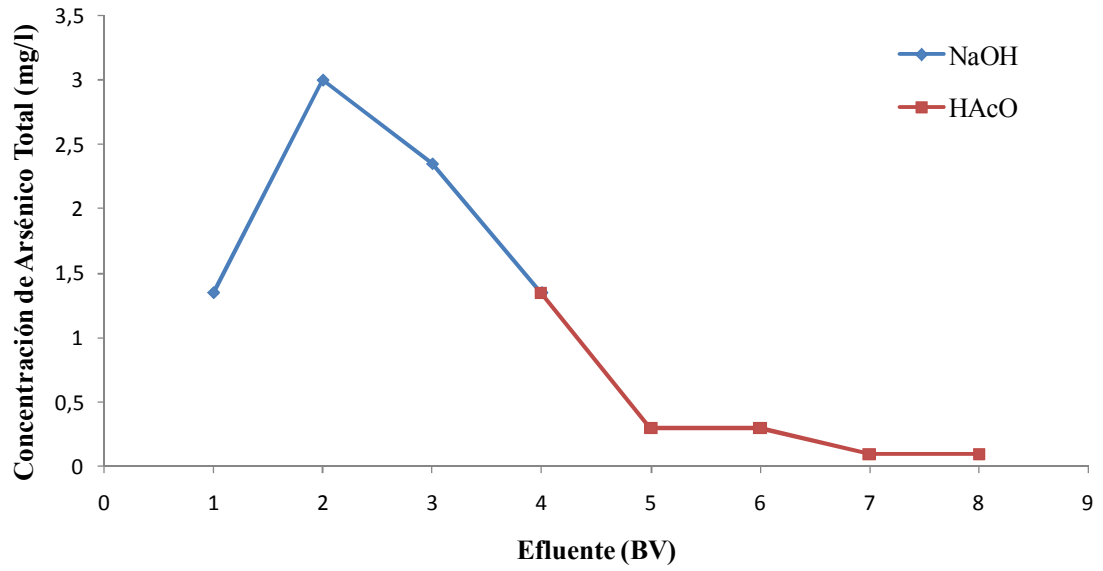


Figura 8-9 Gráfico de la concentración de arsénico del efluente durante la regeneración

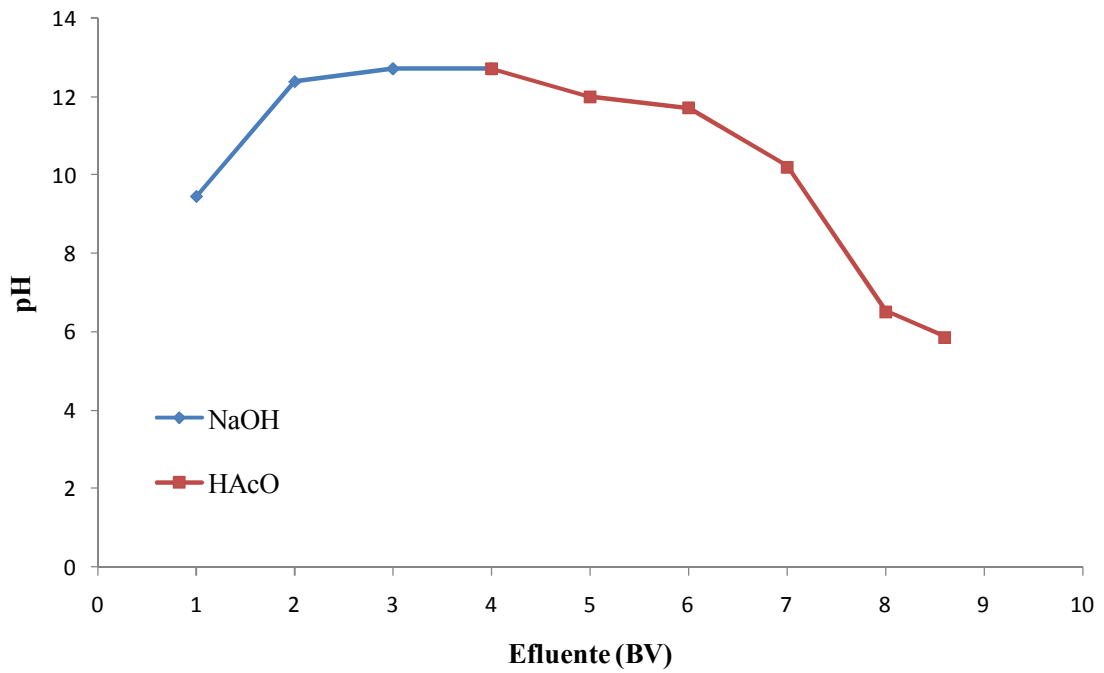


Figura 8-10 Gráfico del pH en el efluente durante la regeneración

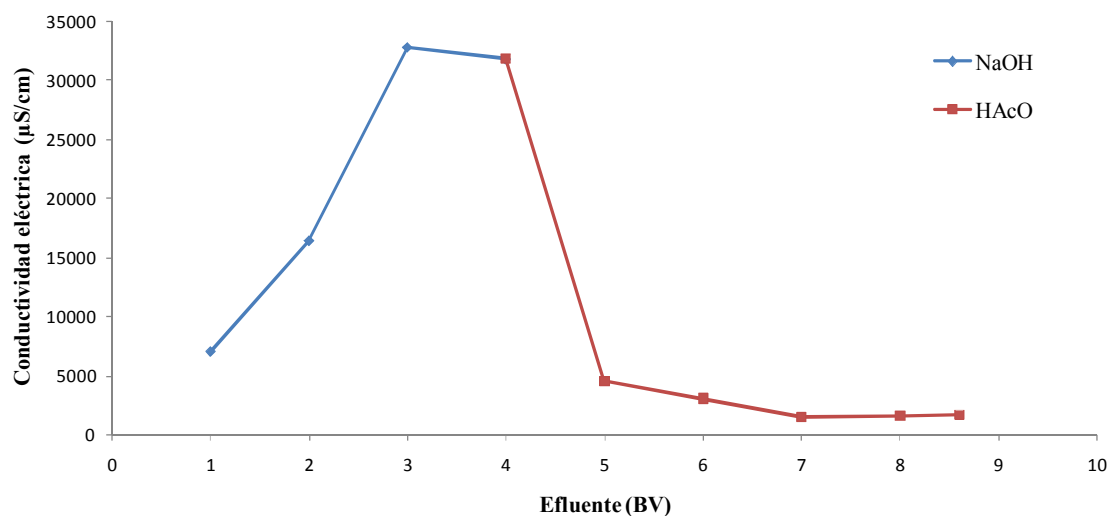


Figura 8-11 Gráfico de la conductividad eléctrica del efluente durante la regeneración

Tabla 8-9 Mediciones realizadas durante la etapa de producción

| Agua Cruda | | | | | |
|--------------|-------------------|------|-----------|------------------|------------|
| Tiempo (min) | Agua Tratada (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) | CE (µS/cm) |
| 0 | 0 | 7,26 | 0.5-1.0 | 15,8 | 1836 |
| 30 | 10,3 | 7,51 | 0.5-1.0 | 20,2 | 1854 |
| 60 | 21,3 | 7,38 | 0.5-1.0 | 21,3 | 1854 |
| 90 | 32,1 | 7,82 | 0.5-1.0 | 11,3 | 1855 |
| Agua Tratada | | | | | |
| Tiempo (min) | Agua Tratada (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) | CE (µS/cm) |
| 0 | 0 | 5,86 | 0.05-0.1 | 20,7 | 2030 |
| 15 | 4,8 | 6,01 | 0,01 | 20,1 | 1745 |
| 30 | 10,3 | 7,75 | 0.05-0.1 | 21,9 | 1747 |
| 45 | 15,9 | 8,44 | 0,25 | 22,2 | 1715 |
| 60 | 21,3 | 8,28 | 0,25 | - | 1731 |
| 75 | 26,7 | 8,02 | 0,25 | - | 1747 |
| 90 | 32,1 | 7,95 | 0.25-0.5 | - | 1760 |
| 105 | 37,5 | 7,67 | 0,5 | - | - |

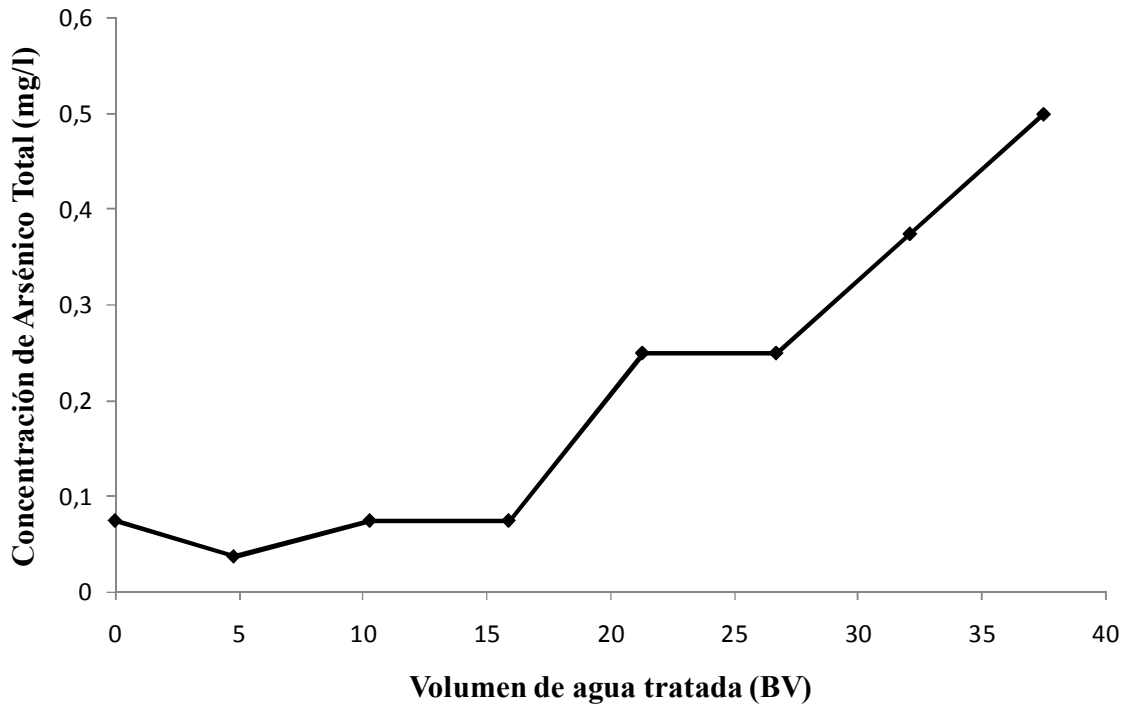


Figura 8-12 Gráfico de la concentración de arsénico del agua tratada

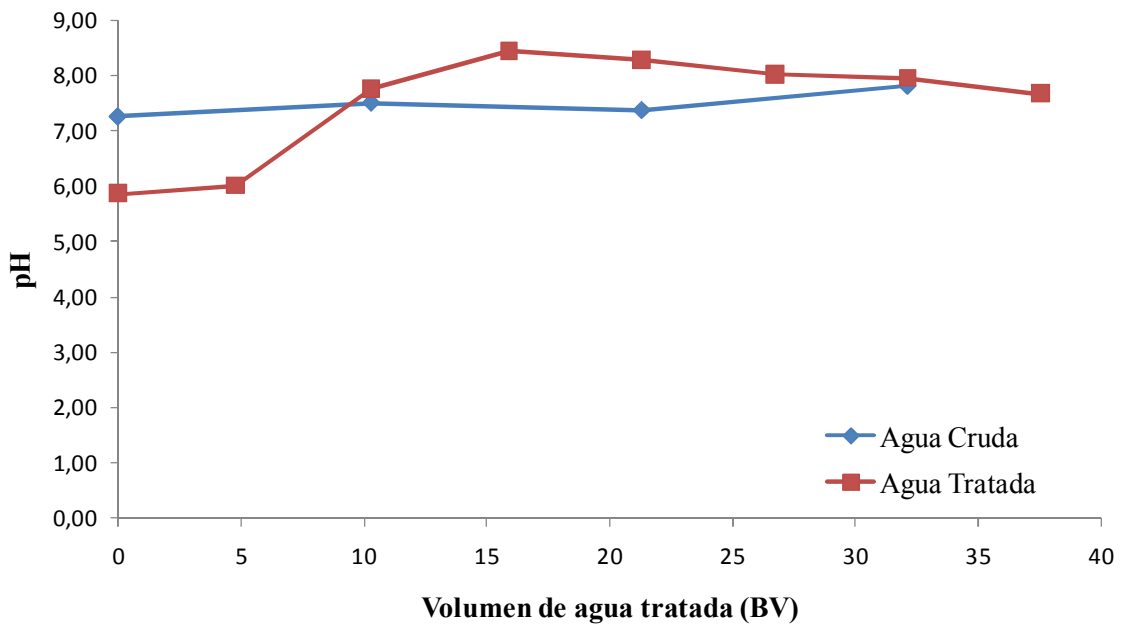


Figura 8-13 Gráfico del pH durante la producción

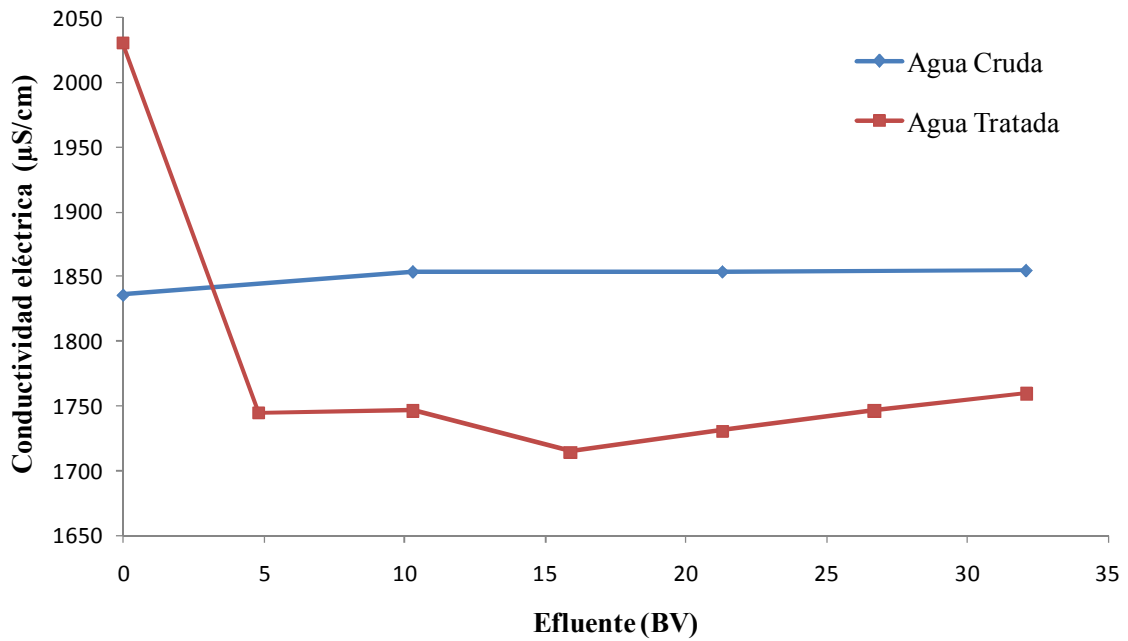


Figura 8-14 Gráfico de la conductividad eléctrica durante la producción

8.3.4 CRP 4

Tabla 8-10 Soluciones de regeneración

| Solución | Unidades | Concentración |
|---------------------------|----------|---------------|
| Hidróxido de Sodio (NaOH) | M | 0,5 |
| Ácido Acético (HAcO) | % | 0,3 |

Tabla 8-11 Mediciones del efluente durante la regeneración

| NaOH | | | | |
|--------------|-------|------------|------------------|------------|
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) | CE (μS/cm) |
| Inicial | 13,25 | 0 | 13,6 | - |
| 0 | 8,05 | 14,2 | - | 1828 |
| 1 | 9,72 | 0.1-0.5 | 15,5 | 19280 |
| 2 | 13,2 | 1,0 | 15,0 | 87800 |
| 3 | 13,23 | 1,7 | 14,7 | 89600 |
| 4 | 13,22 | 3,0 | 14,5 | 75300 |
| HAcO | | | | |
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) | CE (μS/cm) |
| Inicial | 3,08 | 0 | 12,8 | - |
| 1 | 12,85 | 0.5-1.0 | 15,7 | 20900 |
| 2 | 12,54 | 0.1-0.5 | 16,0 | 7530 |
| 3 | 12,22 | 0.1.-0.5 | 15,6 | 4030 |
| 4 | 12 | 0.05-0.1 | 15,6 | 2580 |
| 5 | 11,84 | 0.025-0.05 | 15,4 | 1848 |
| 6 | 10,24 | 0.05-0.1 | 16,3 | 1135 |
| 7 | 6,16 | 0.025-0.05 | 18,6 | 850 |

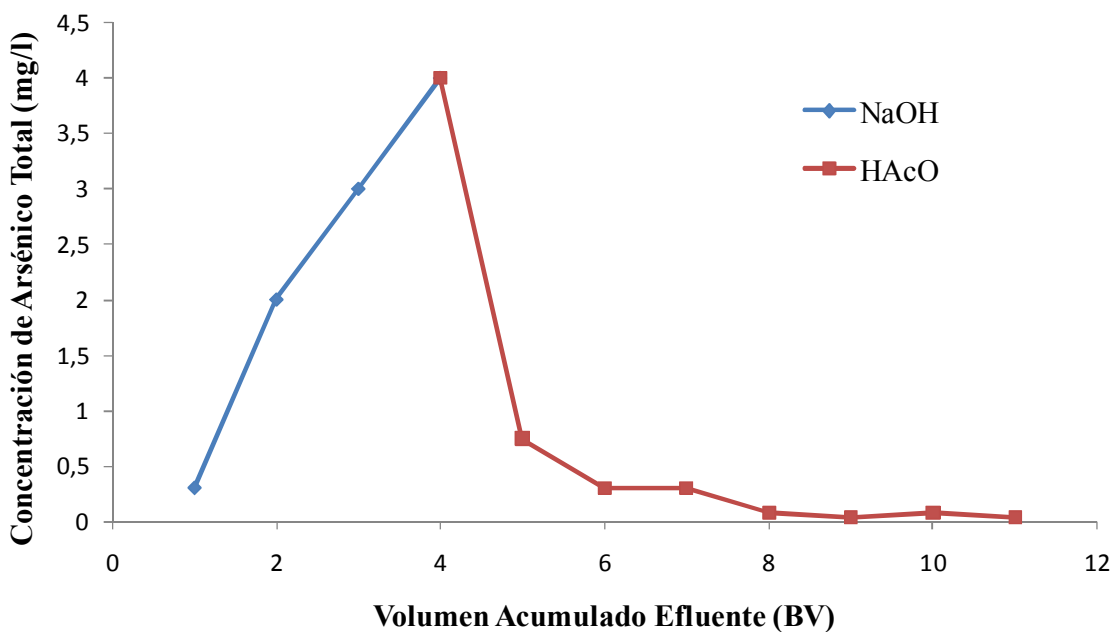


Figura 8-15 Gráfico de la concentración de arsénico del efluente durante la regeneración

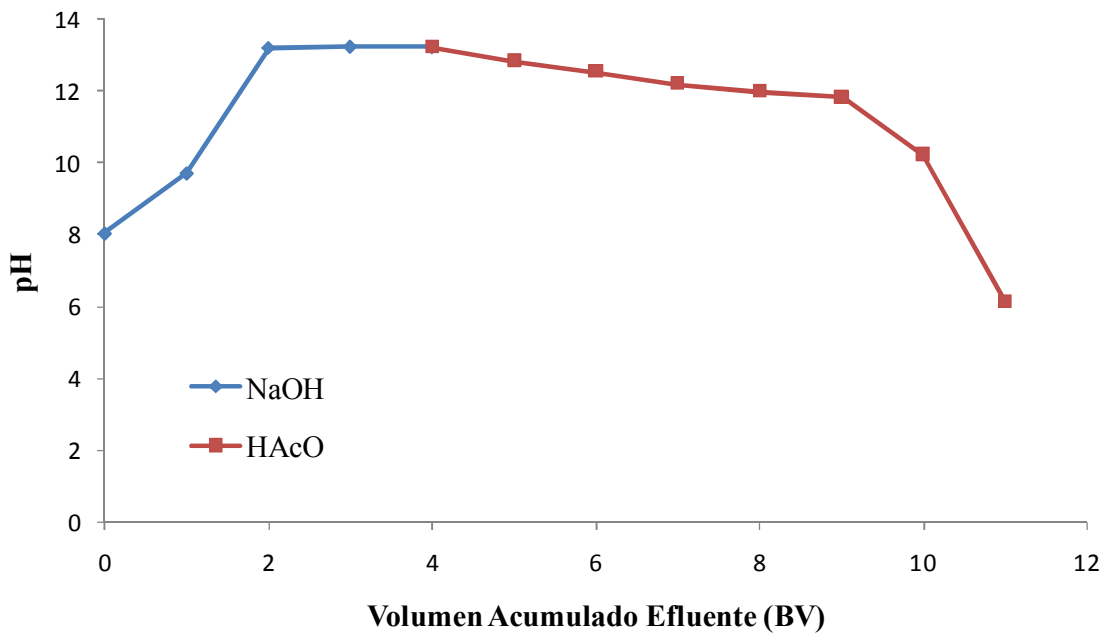


Figura 8-16 Gráfico del pH del efluente durante la regeneración

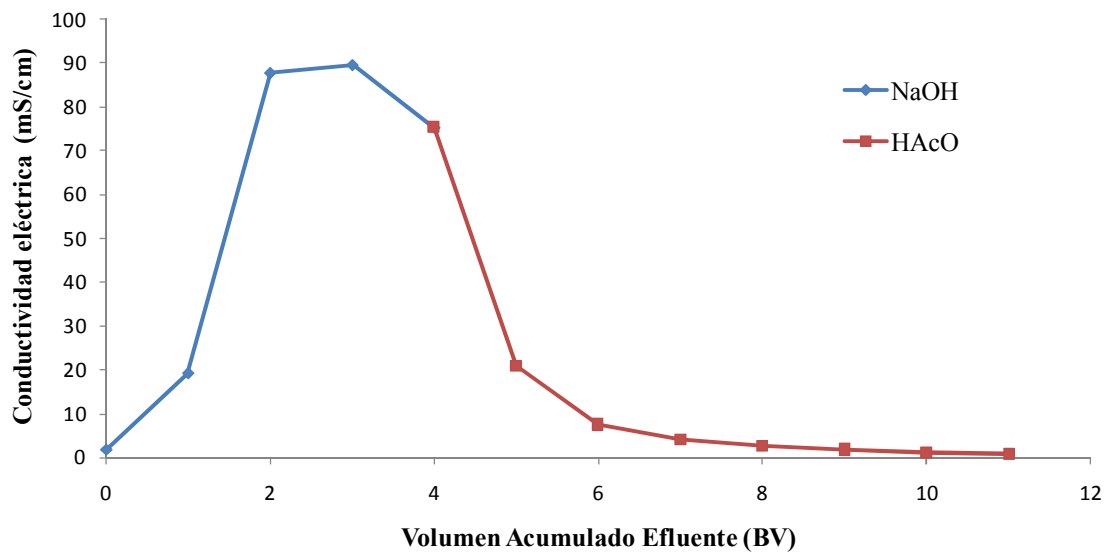


Figura 8-17 Gráfico de la conductividad eléctrica del efluente durante la regeneración

Tabla 8-12 Mediciones realizadas durante la etapa de producción

| Agua Cruda | | | | | |
|--------------|----------------------|------|------------|------------------|------------|
| Tiempo (min) | Volumen Tratado (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) | CE (μS/cm) |
| 0 | 0,0 | 7,28 | 0.5-1.0 | 15,8 | 1831 |
| 30 | 9,4 | 7,51 | 0.5-1.0 | 17,9 | 1858 |
| 60 | 21,0 | 7,55 | 0.5-1.0 | 19,7 | 1880 |
| 90 | 32,4 | 7,48 | 0.5-1.0 | 23,1 | 1862 |
| 120 | 43,8 | 7,83 | 0.5-1.0 | 16,8 | 1852 |
| 150 | 55,2 | 7,69 | 0.5-1.0 | 21,9 | 1858 |
| Agua Tratada | | | | | |
| Tiempo (min) | Volumen Tratado (BV) | pH | As (mg/L) | Temperatura (°C) | CE (μS/cm) |
| 0 | 0,0 | 5,42 | 0.05-0.1 | 19,2 | 1365 |
| 15 | 3,7 | 5,72 | 0.01-0.025 | 19,9 | 1760 |
| 30 | 9,4 | 6,69 | 0,01 | 20,9 | 1850 |
| 45 | 15,1 | 7,93 | 0.1-0.25 | 21,2 | 1804 |
| 60 | 21,0 | 7,97 | 0,25 | - | 1772 |
| 75 | 26,7 | 7,78 | 0.25-0.5 | - | 1768 |
| 90 | 32,4 | 7,59 | 0,5 | - | 1769 |
| 105 | 38,1 | 7,56 | 0,5 | - | 1780 |
| 120 | 43,8 | 7,46 | 0,5 | 24,9 | 1786 |
| 135 | 49,5 | 7,53 | 0,5 | 21,6 | 1793 |
| 150 | 55,2 | 7,5 | 0,5 | 21,9 | 1793 |

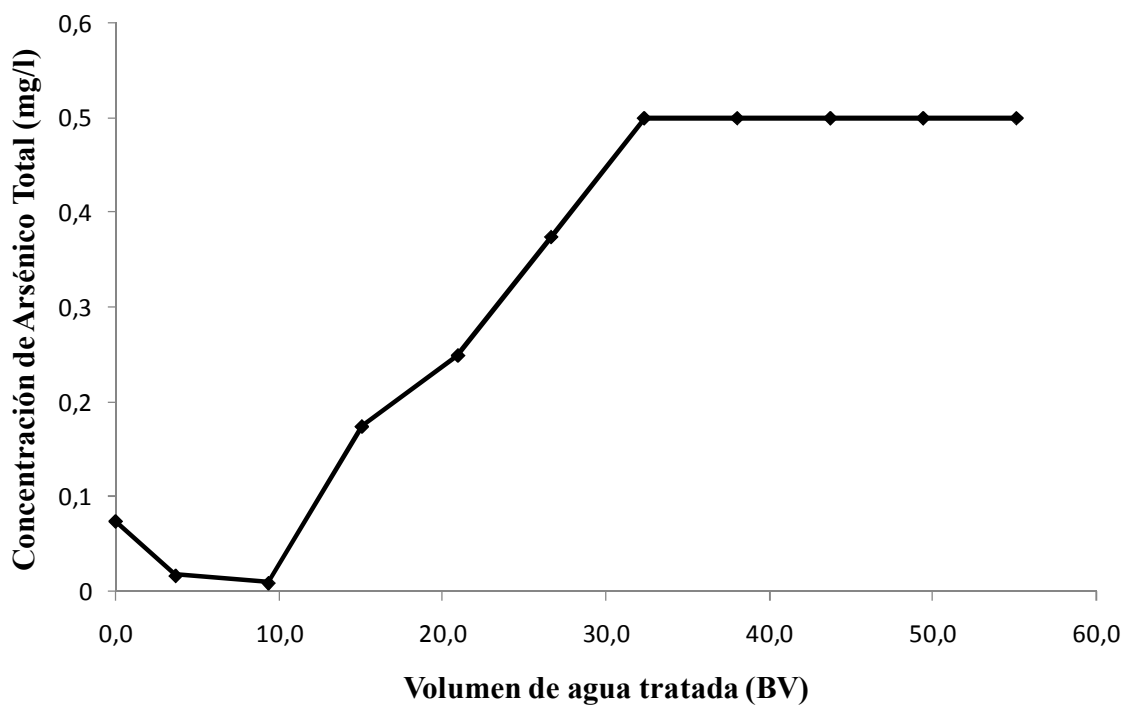


Figura 8-18 Gráfico de la concentración de arsénico del agua tratada

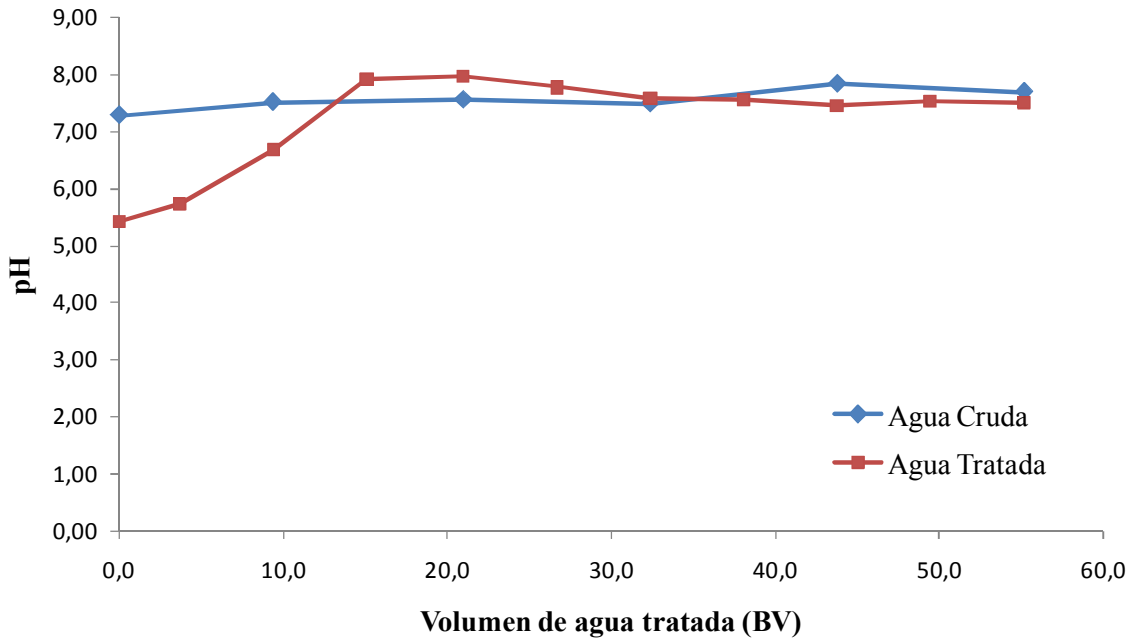


Figura 8-19 Gráfico del pH durante la producción

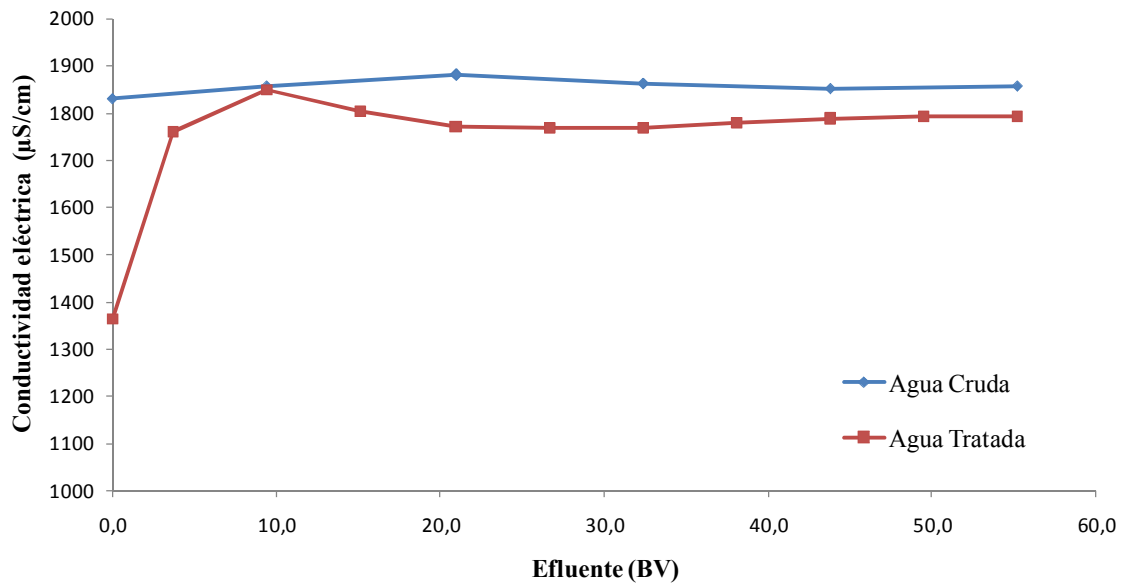


Figura 8-20 Gráfico de la conductividad eléctrica durante la producción

8.4 ANEXO D

Resultados obtenidos para la segunda serie de experimentos (medio nuevo)

8.4.1 CRP 5

Tabla 8-13 Mediciones realizadas durante la producción

| Agua Tratada | | |
|--------------|----------------------|-----------|
| Tiempo (min) | Volumen Tratado (BV) | As (mg/L) |
| 0 | 2,4 | 0,005 |
| 15 | 9,6 | 0,005 |
| 30 | 16,8 | 0 - 0,005 |
| 45 | 24 | 0 - 0,005 |
| 60 | 31,2 | 0 - 0,005 |
| 75 | 38,4 | 0 - 0,005 |
| 90 | 45,6 | 0 - 0,005 |
| 120 | 60 | 0 - 0,005 |
| 180 | 88,8 | 0 - 0,005 |
| 240 | 117,6 | 0 - 0,005 |
| 240 | 117,6 | 0 - 0,020 |
| 285 | 139,2 | 0 - 0,005 |
| 1050 | 506,4 | 0,500 |
| 1080 | 520,8 | 0,25-0,5 |
| 1080 | 520,8 | 0,5-1 |
| 1110 | 535,2 | 0,500 |
| Agua Cruda | | |
| Tiempo (min) | Volumen Tratado (BV) | As (mg/L) |
| 0 | 0 | 0,5 |
| 30 | 14,4 | 0,5 -1,0 |
| 60 | 28,8 | 0,5-1,0 |
| 90 | 43,2 | 0,5-1,0 |
| 120 | 57,6 | 0,5-1,0 |
| 210 | 100,8 | 0,5-1,0 |

*Últimas 4 muestras fueron analizadas el día después del muestreo

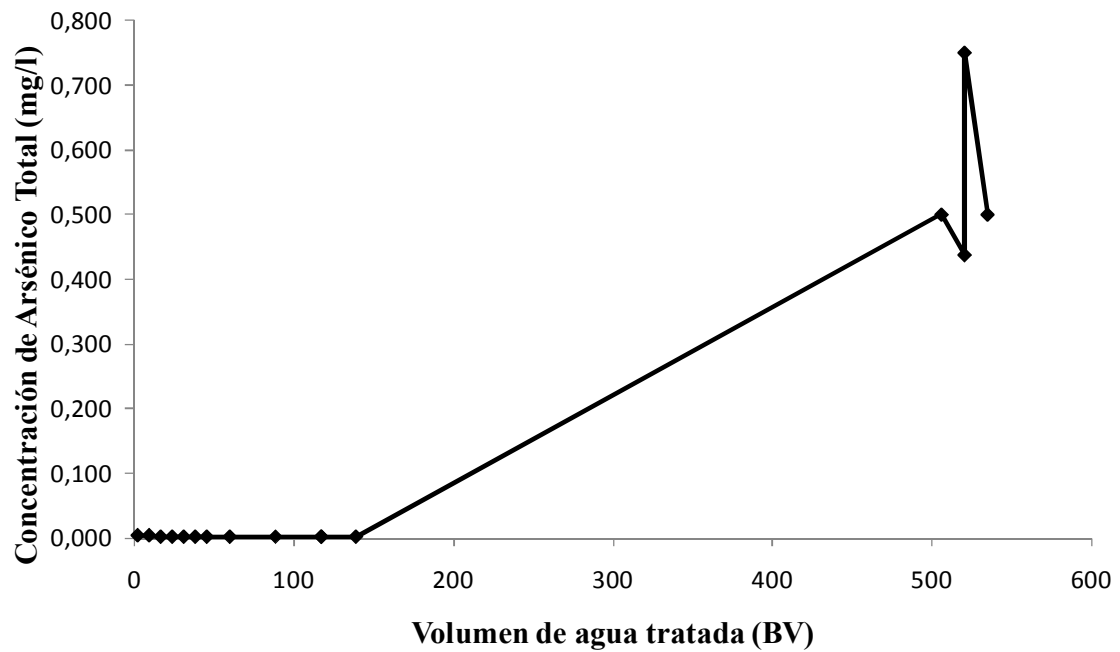


Figura 8-21 Gráfico de la concentración de arsénico durante la producción

Tabla 8-14 Soluciones de regeneración

| Solución | Unidades | Concentración |
|---------------------------|----------|---------------|
| Hidróxido de Sodio (NaOH) | M | 0,20 |
| Ácido Acético (HAcO) | % | 0,26 |

Tabla 8-15 Mediciones del efluente durante la regeneración

| NaOH | | |
|------|-------|-------------|
| BV | pH | As (mg/L) |
| 1 | 6 -7 | - |
| 2 | 12-13 | 3 |
| 3 | 13 | - |
| 4 | 13 | 1,7-3,0 |
| HAcO | | |
| BV | pH | As (mg/L) |
| 1 | 12-13 | - |
| 2 | 11-12 | 0,1 |
| 3 | 10-11 | - |
| 4 | 10-11 | 0,025-0,050 |

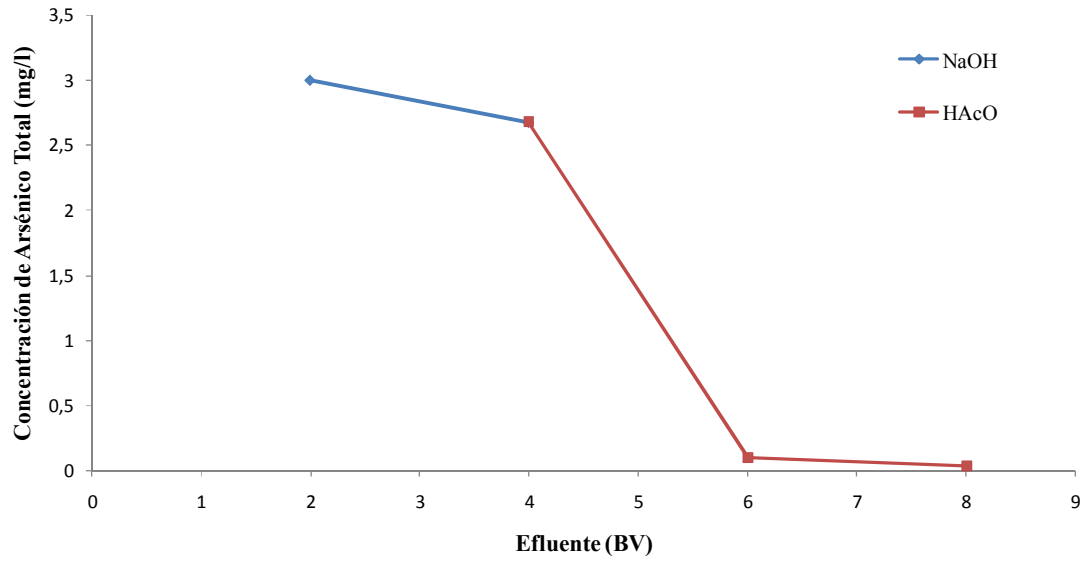


Figura 8-22 Gráfico de la concentración de arsénico del efluente durante la regeneración

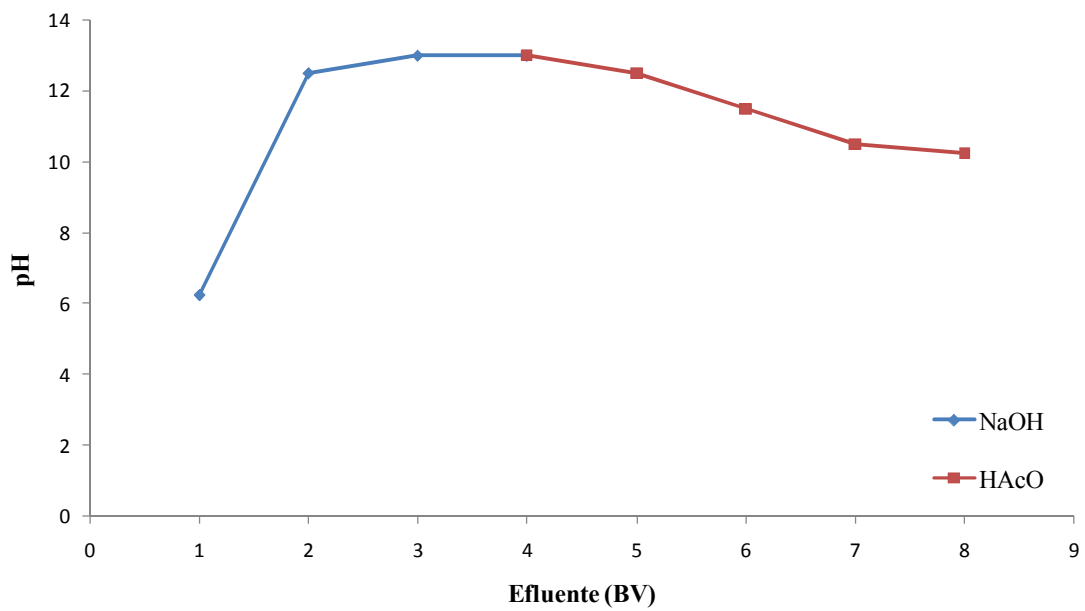


Figura 8-23 Gráfico del pH del efluente durante la regeneración

8.4.2 CRP 6

Tabla 8-16 Mediciones realizadas durante la etapa de producción

| Agua Cruda | | | |
|--------------|-------------|---------|-------------|
| Tiempo (min) | Volumen (L) | pH | As (mg/L) |
| 30 | 360 | 6 | 0,5-1 |
| Agua Tratada | | | |
| Tiempo (min) | Volumen (L) | pH | As (mg/L) |
| 30 | 360 | 7 - 8 | 0,010 |
| 60 | 720 | 6 - 7 | 0,010-0,025 |
| 840 (*) | 10080 | 6 - 6,5 | 0,5 |
| 840 (*) | 10080 | 6 - 6,5 | 0,5 - 1 |

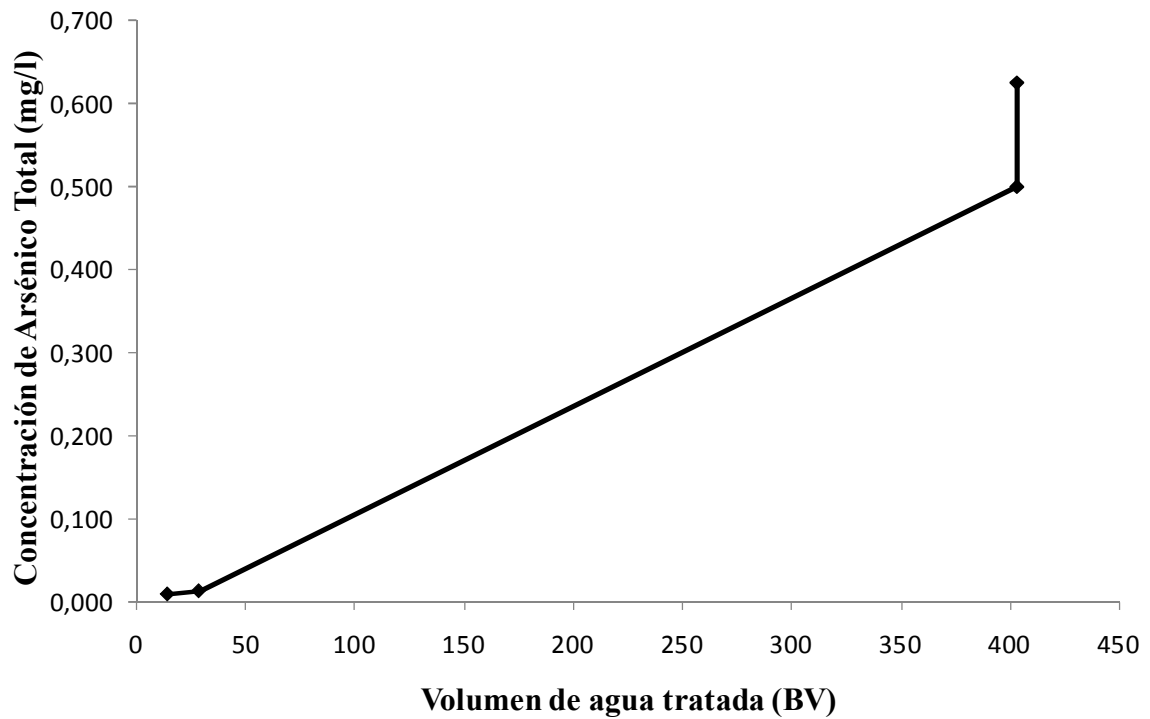


Figura 8-24 Gráfico de la concentración de arsénico del agua tratada

Tabla 8-17 Soluciones de regeneración

| Solución | Unidades | Concentración |
|---------------------------|----------|---------------|
| Hidróxido de Sodio (NaOH) | M | 0,20 |
| Ácido Acético (HAcO) | % | 0,4 |

Tabla 8-18 Mediciones del efluente durante la regeneración

| NaOH | | |
|--------------|-------|-----------|
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) |
| 1 | 7,06 | 0,5 |
| 2 | 7,11 | 1-1,7 |
| 3 | 12,7 | >3 |
| 4 | 12,84 | 3 |
| HAcO | | |
| Volumen (BV) | pH | As (mg/L) |
| 1,25 | 12,14 | 0,1-0,5 |
| 2,25 | 11,88 | 0,1-0,5 |
| 3,25 | 11,67 | - |
| 4 | 11,53 | 0,1 |

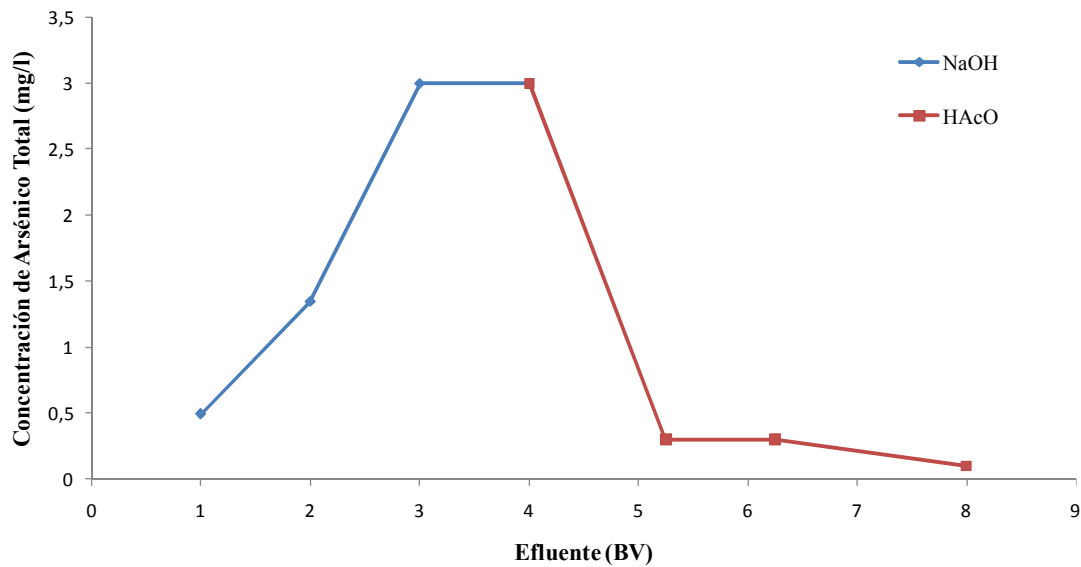


Figura 8-25 Gráfico de la concentración de arsénico del efluente durante la regeneración

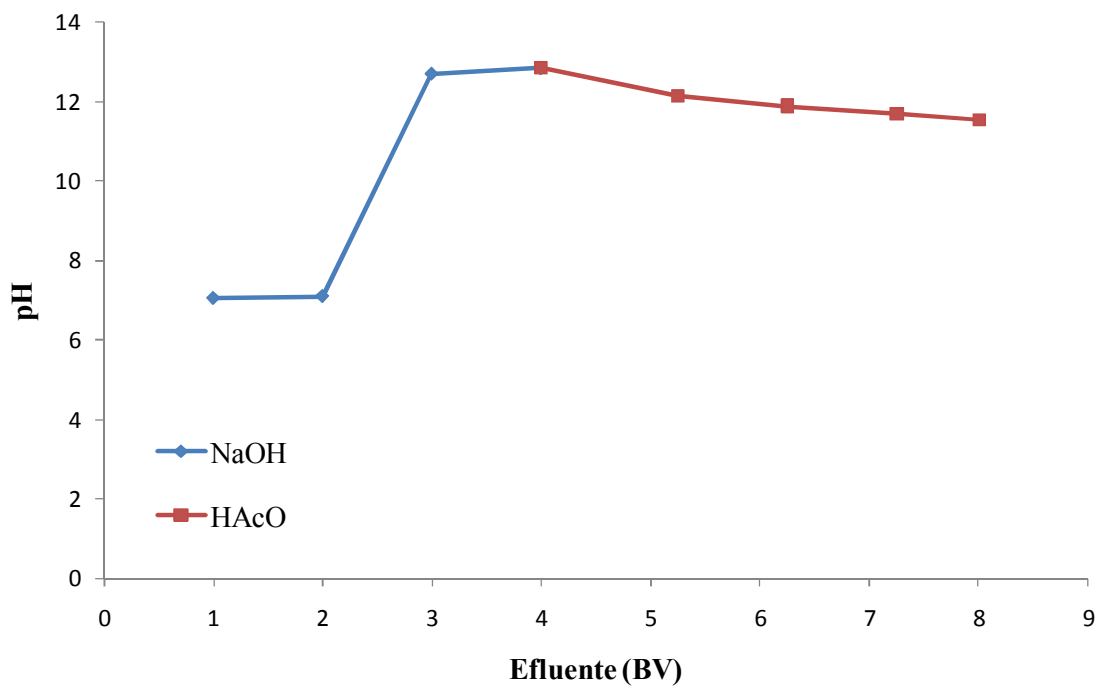


Figura 8-26 Gráfico del pH del efluente durante la regeneración

8.4.3 CRP 7

Tabla 8-19 Mediciones realizadas durante la etapa de producción

| Agua Tratada | | | | | |
|--------------|----------------------|------------|------|------------------|---------|
| Tiempo (min) | Volumen tratado (BV) | As (mg/L) | pH | Temperatura (°C) | As graf |
| 5 | 2,4 | 0,05-0,1 | 7,40 | 17,9 | 0,0625 |
| 35 | 16,8 | 0,01-0,025 | 8,73 | 17,6 | 0,0175 |
| 65 | 31,2 | 0,005-0,01 | 7,64 | 18 | 0,00625 |
| 95 | 45,6 | 0-0,005 | 7,33 | 18,4 | 0,00375 |
| 125 | 60 | 0-0,005 | 7,23 | 18,9 | 0,00375 |
| 155 | 74,4 | 0,01-0,025 | 7,16 | 20,1 | 0,01375 |
| 185 | 88,8 | 0,05-0,1 | 7,11 | 18,6 | 0,0875 |
| 215 | 103,2 | 0,1-0,25 | 7,02 | 22,3 | 0,2125 |
| 245 | 117,6 | 0,25 | 7,10 | 23,1 | 0,25 |
| 275 | 132 | 0,25-0,5 | 6,98 | 20,8 | 0,25 |
| 305 | 146,4 | 0,25-0,5 | 7,00 | 21,1 | 0,3125 |

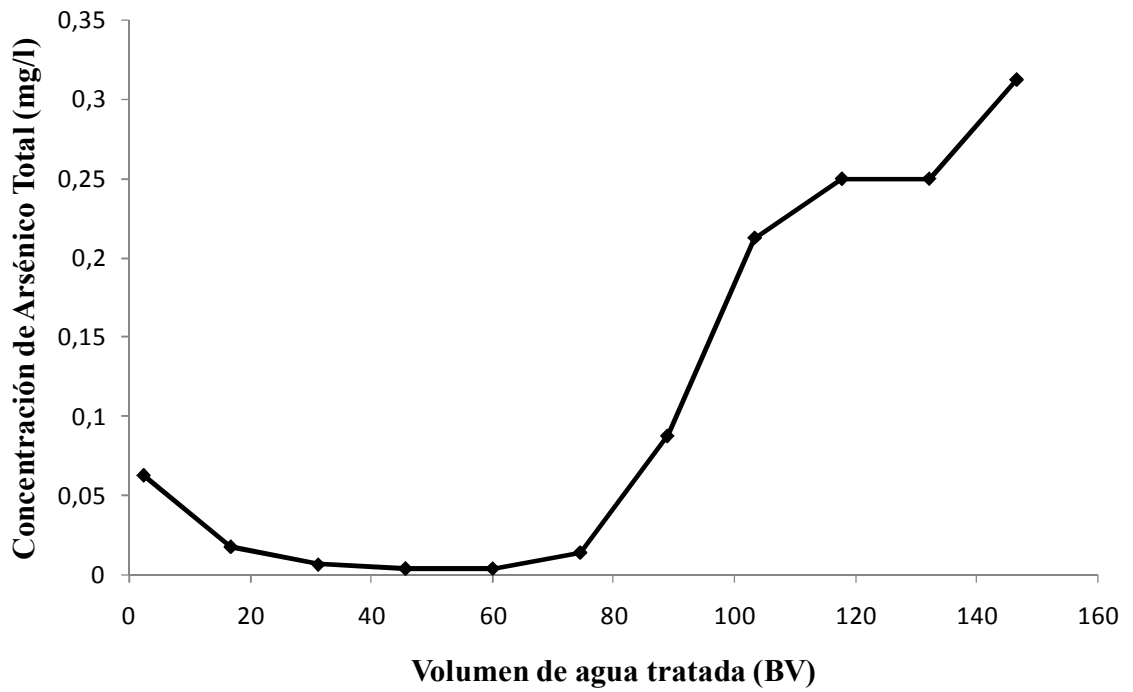


Figura 8-27 Concentración de arsénico del agua tratada durante la producción

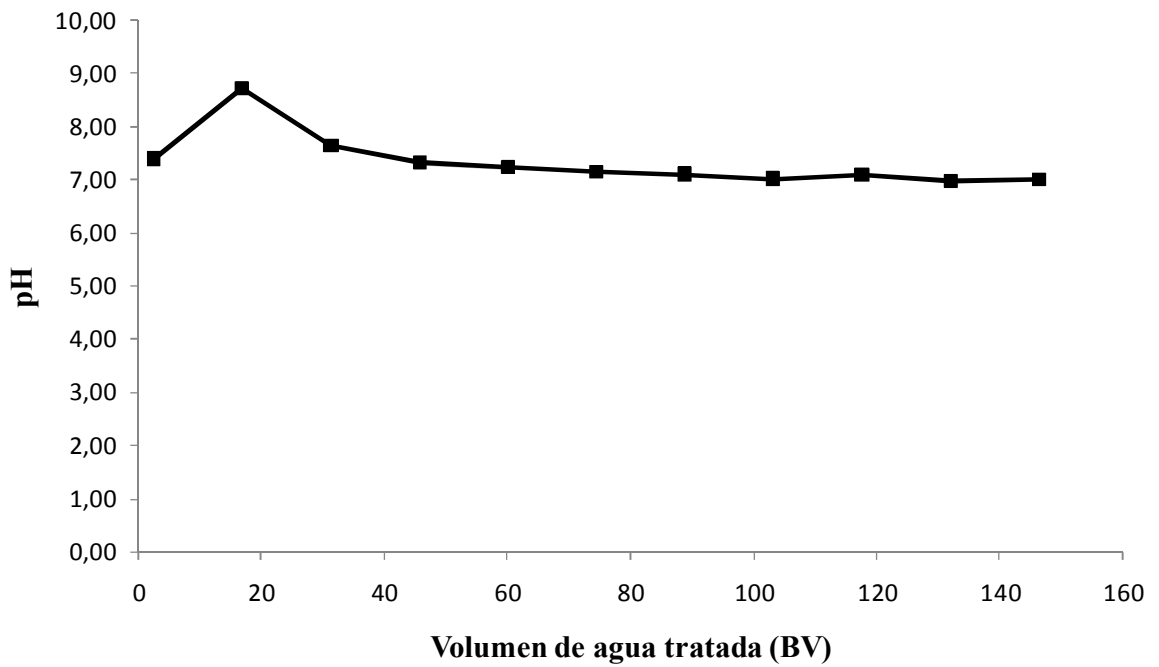


Figura 8-28 Gráfico de pH del agua tratada durante la producción

8.5 ANEXO E

Cálculos para la calibración del modelo de Thomas

8.5.1 CRP 1

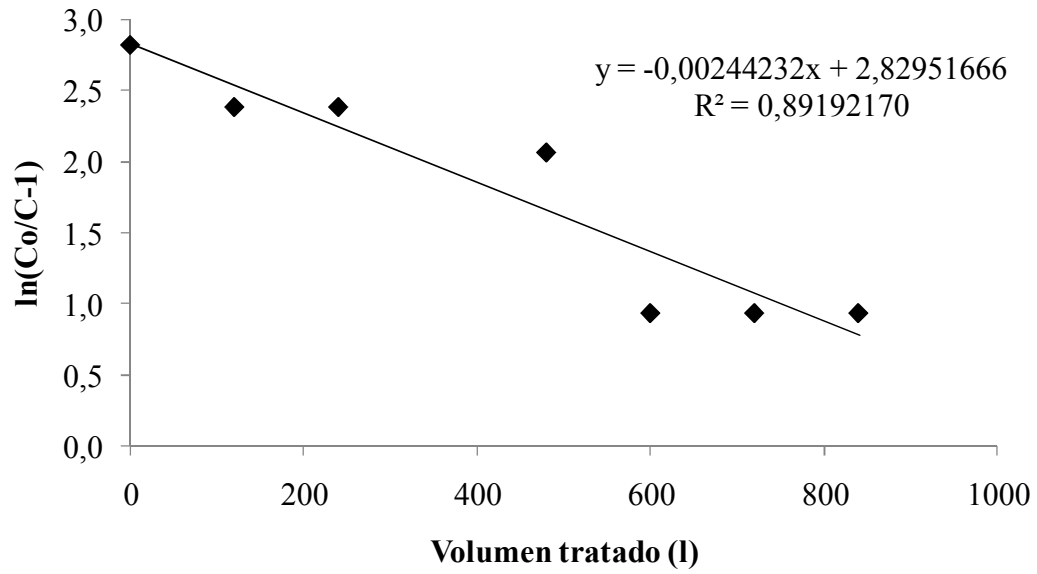


Figura 8-29 Calibración de parámetros

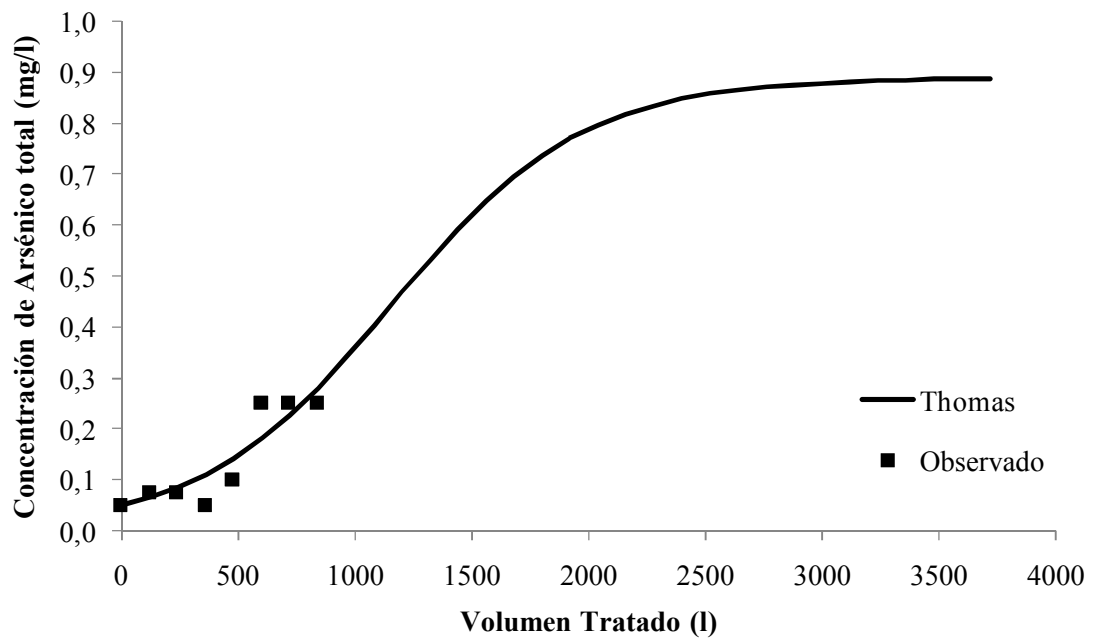


Figura 8-30 Comparación del modelo con lo observado

8.5.2 CRP 2

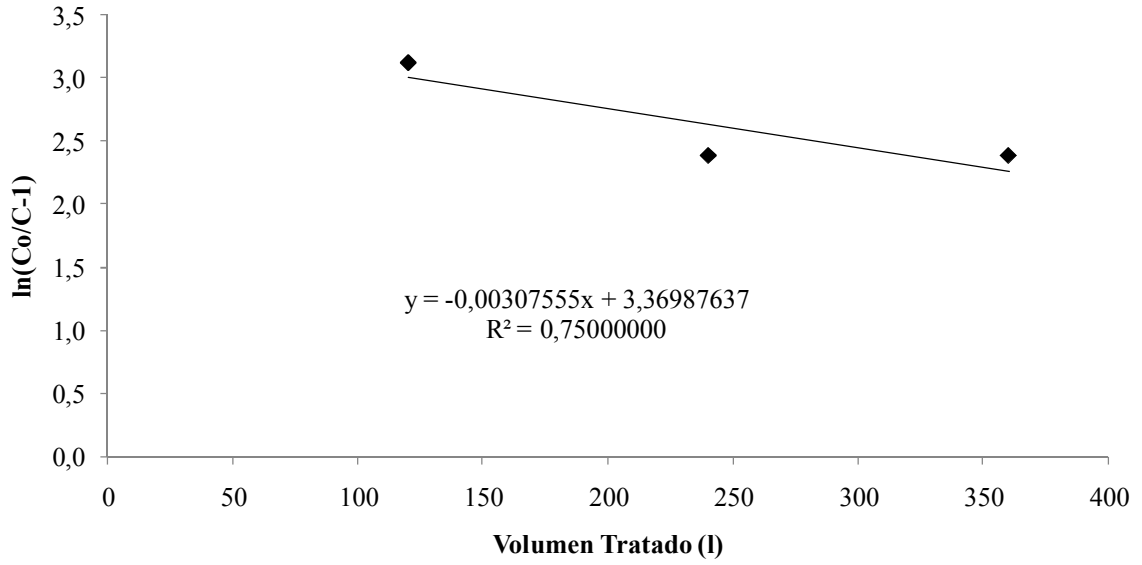


Figura 8-31 Calibración de parámetros

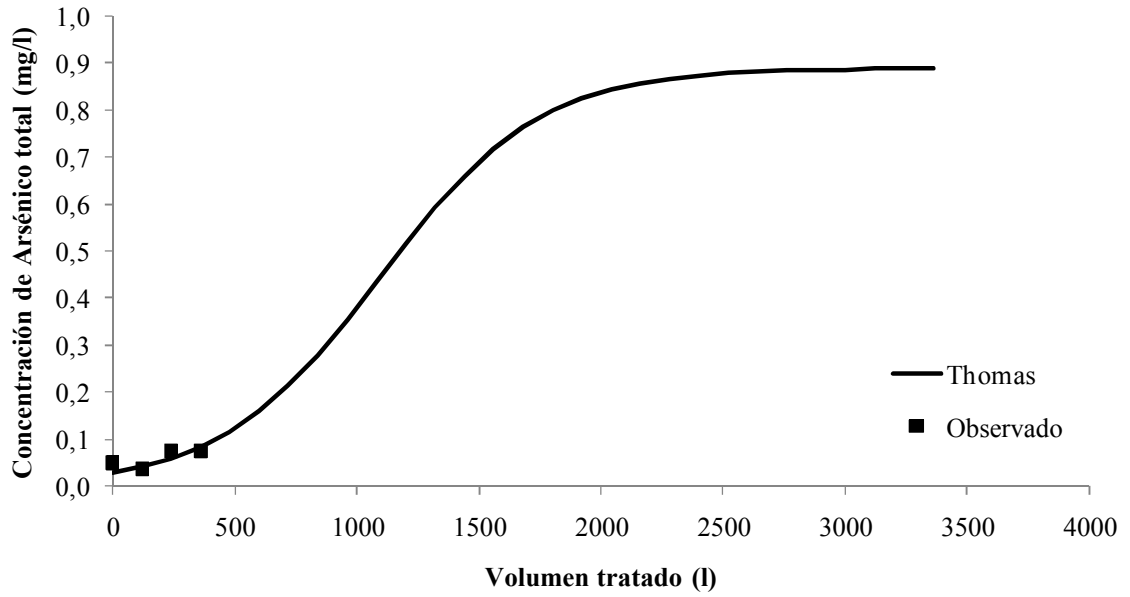


Figura 8-32 Comparación del modelo con lo observado

8.5.3 CRP 3

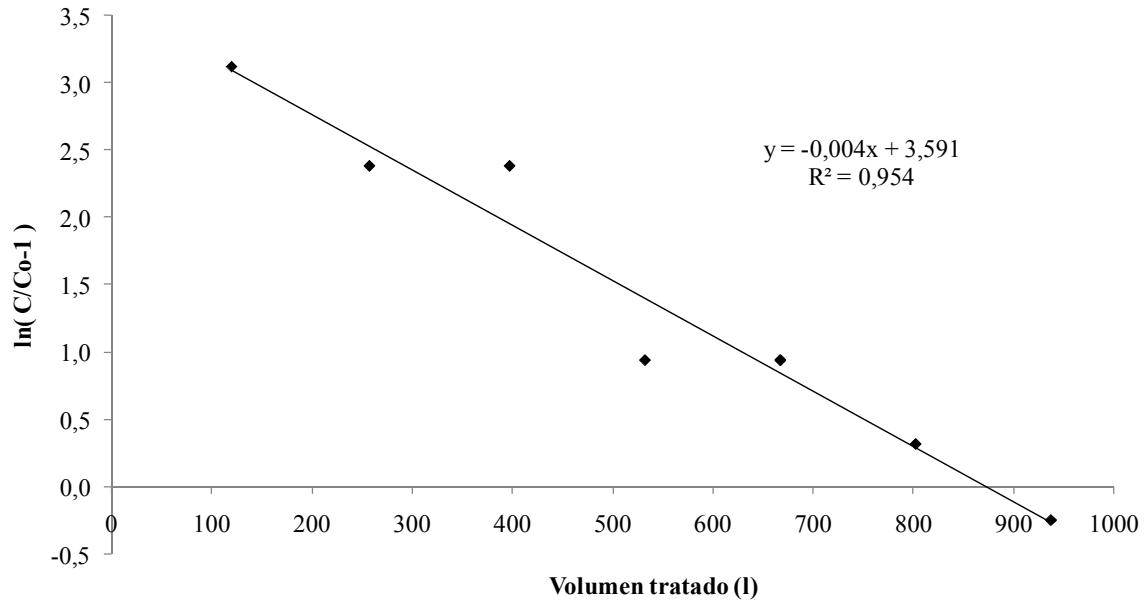


Figura 8-33 Calibración de parámetros

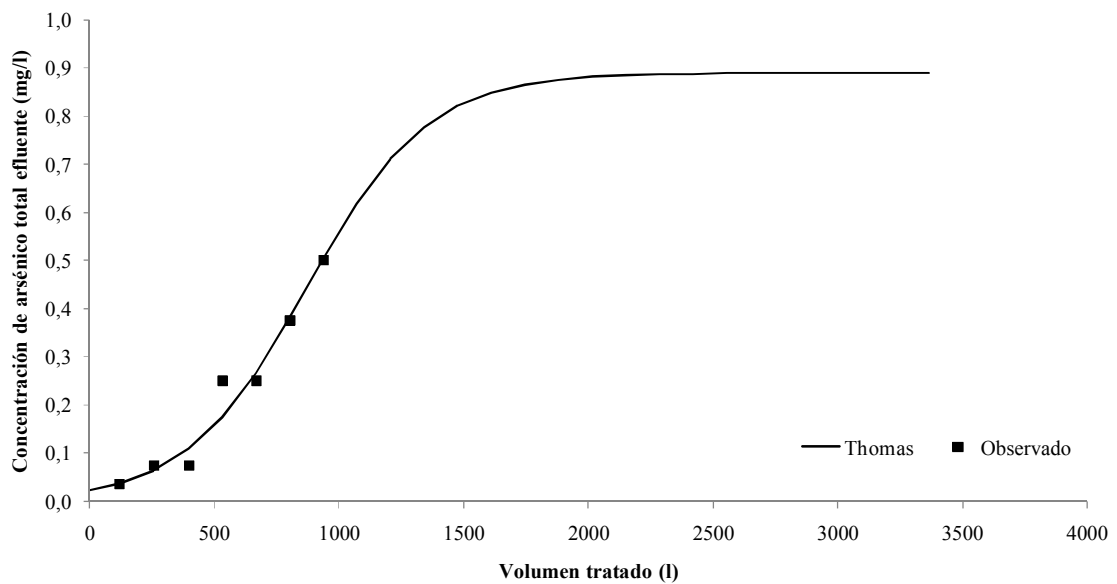


Figura 8-34 Comparación del modelo con lo observado

8.5.4 CRP 4

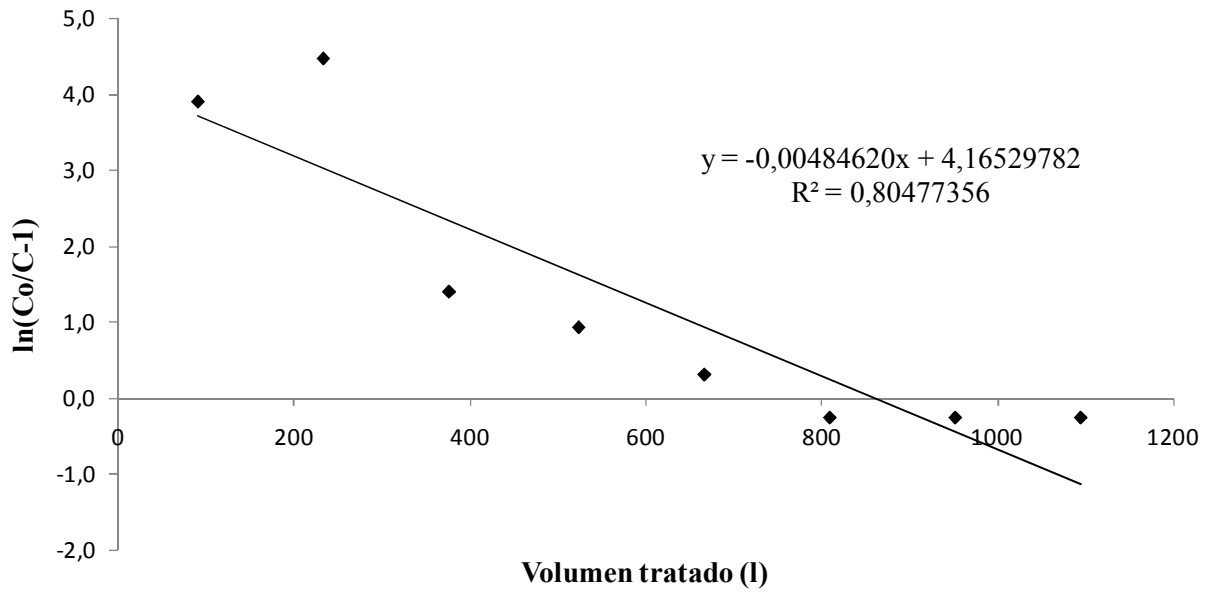


Figura 8-35 Calibración de parámetros

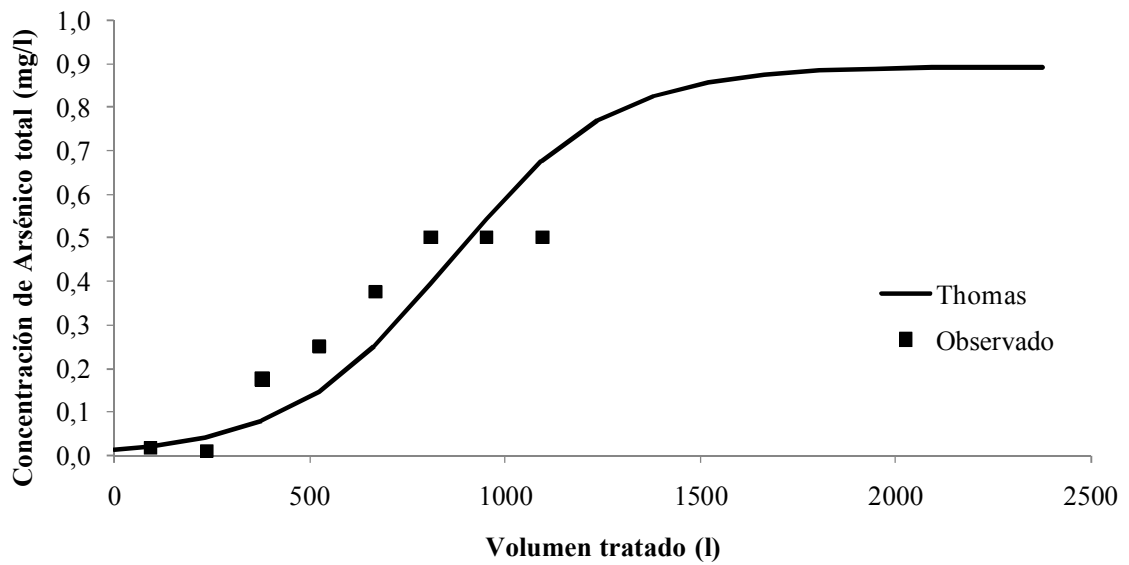


Figura 8-36 Comparación del modelo con lo observado

8.5.5 CRP 5

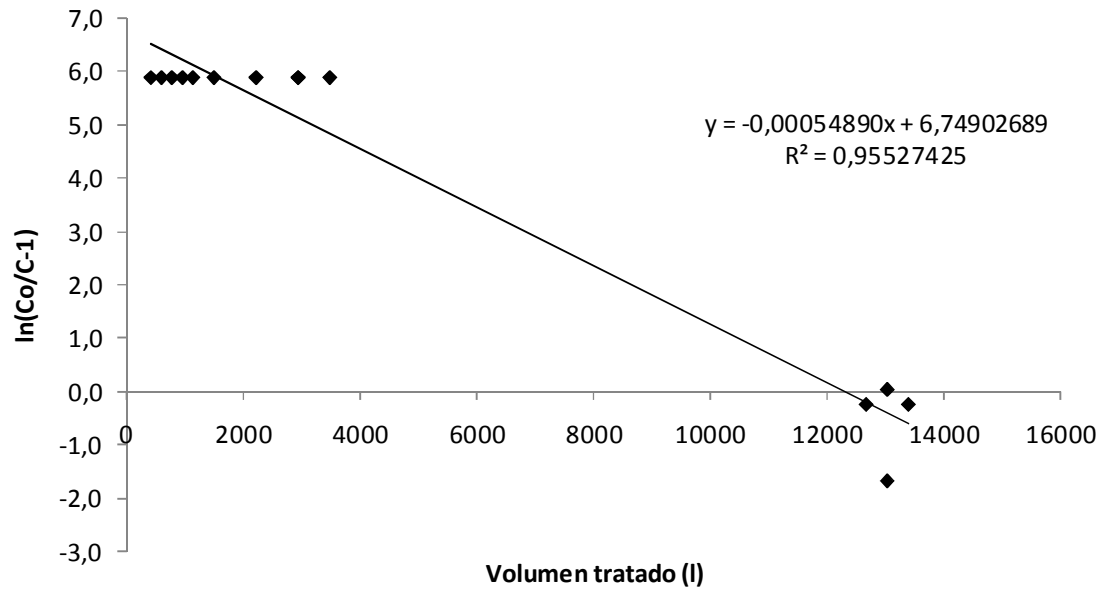


Figura 8-37 Calibración de parámetros

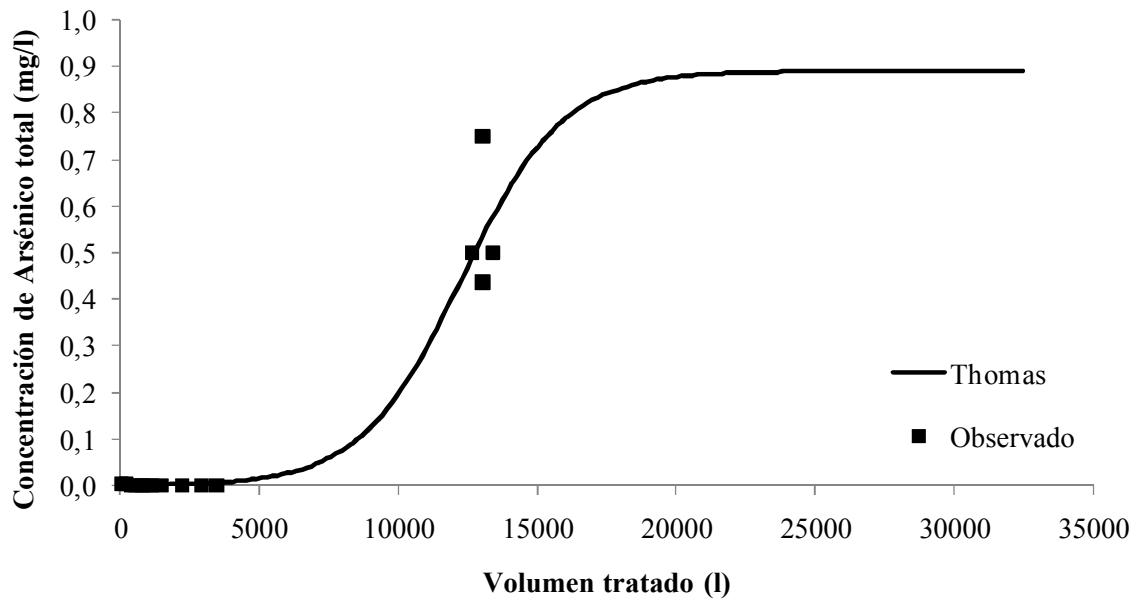


Figura 8-38 Comparación del modelo con lo observado

8.5.6 CRP 6

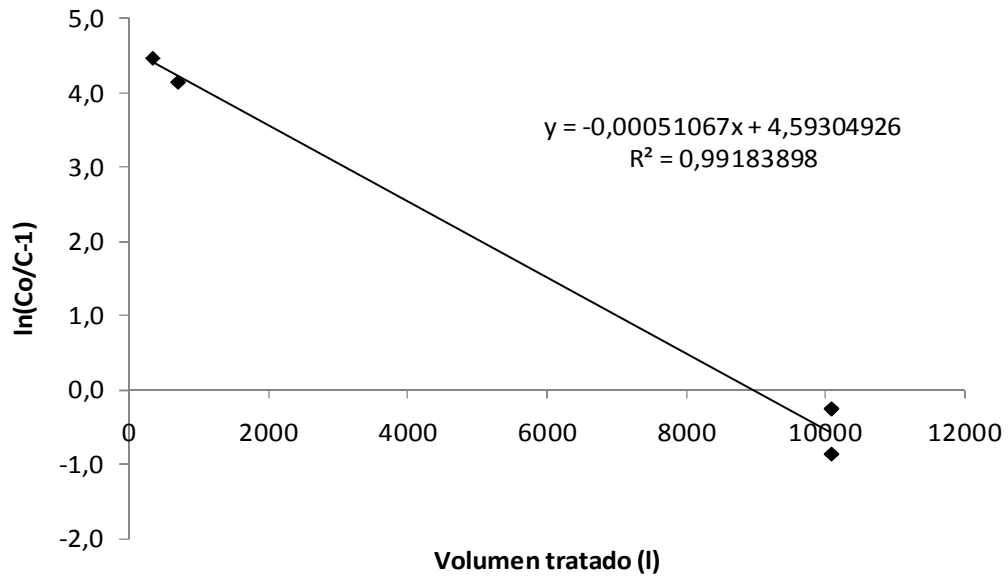


Figura 8-39 Calibración de parámetros

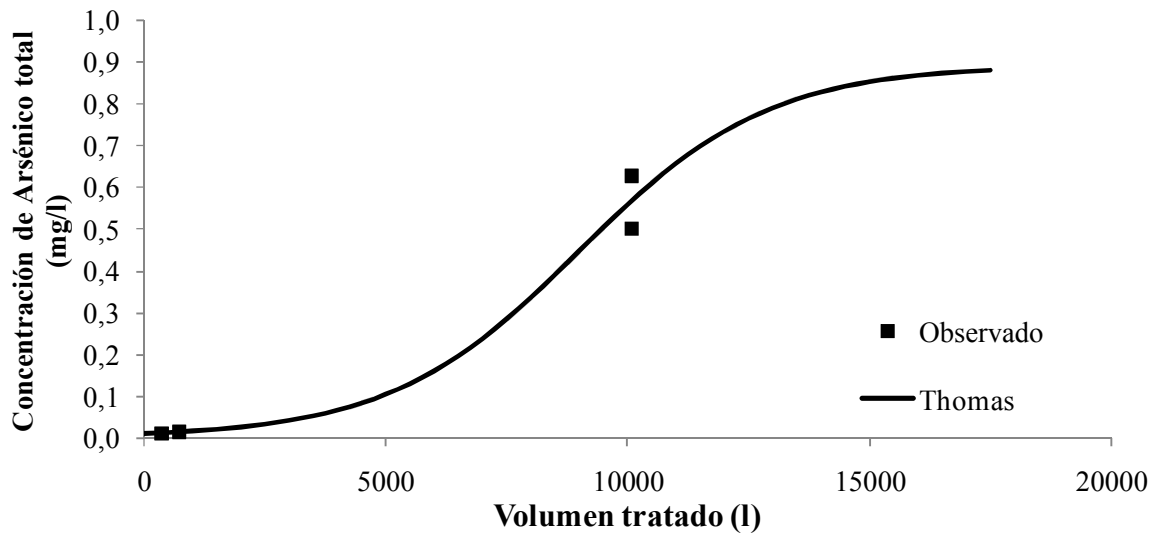


Figura 8-40 Comparación del modelo con lo observado

8.5.7 CRP 7

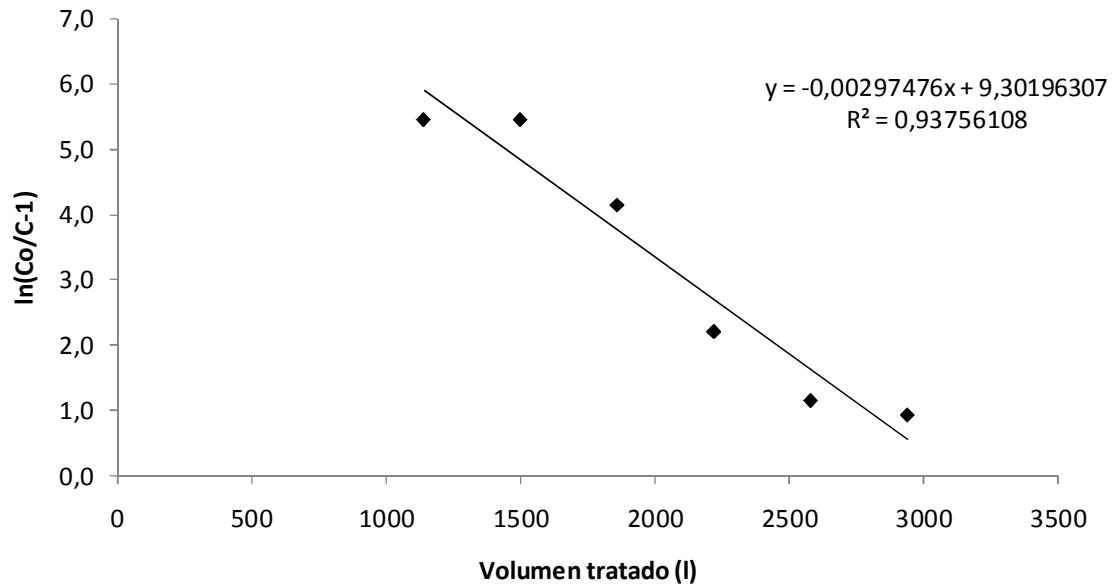


Figura 8-41 Calibración de parámetros

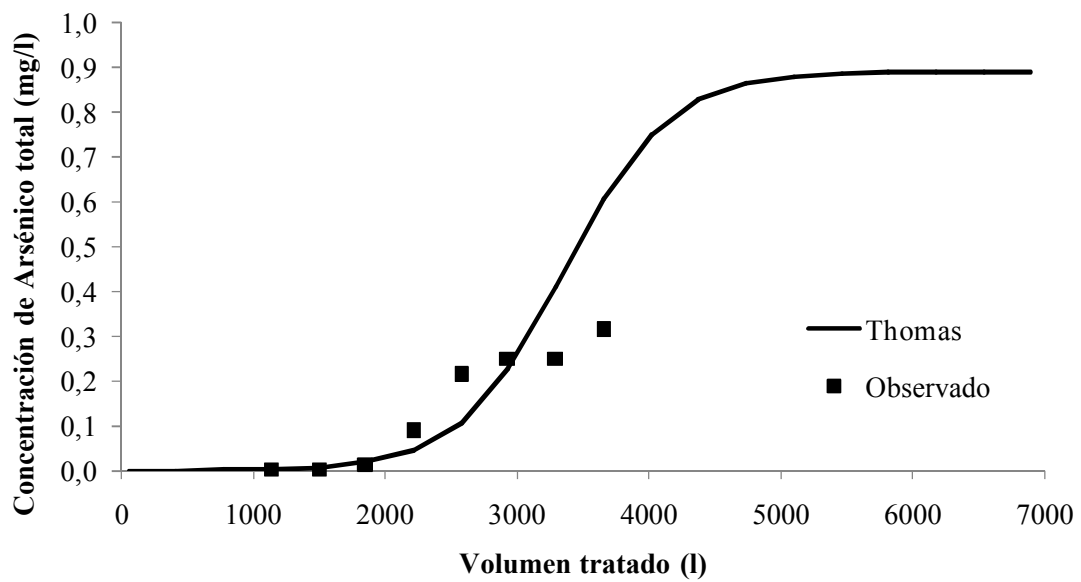


Figura 8-42 Comparación del modelo con lo observado

8.6 ANEXO F

Progresión de las curvas modeladas a lo largo las series de experimentos

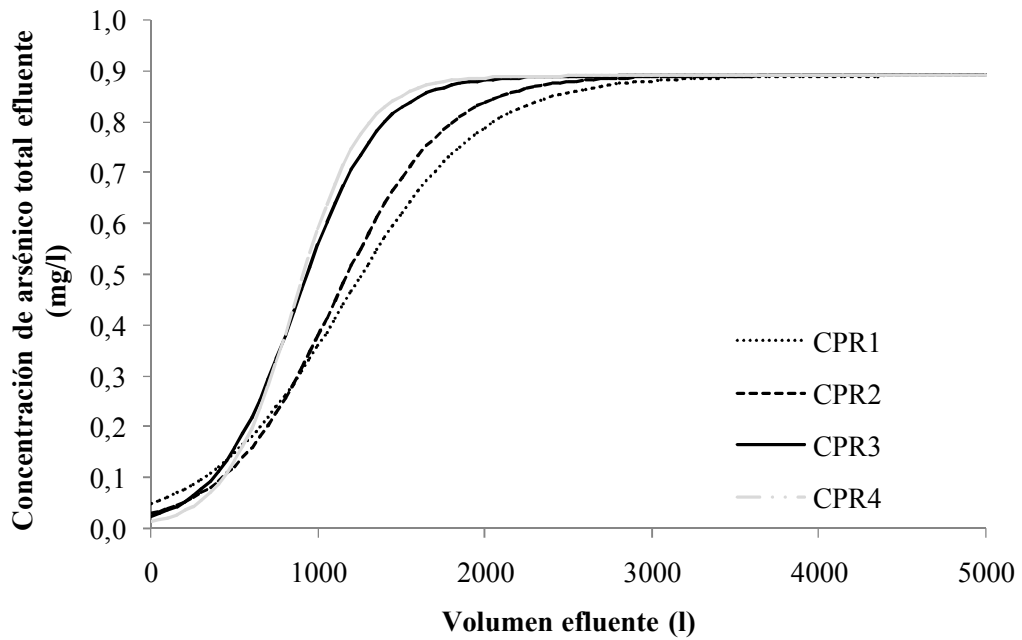


Figura 8-43 Curvas del modelo obtenidas para cada experimento de la primera serie (medio antiguo).

Segunda Serie de Experimentos

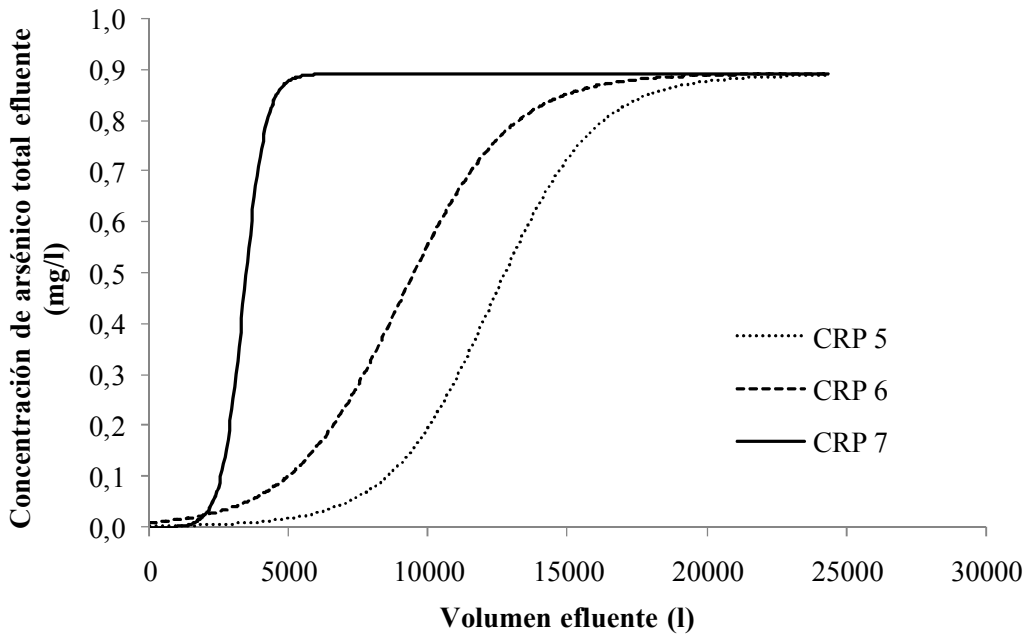


Figura 8-44 Curvas del modelo obtenidas para cada experimento de la segunda serie (medio nuevo).

8.7 ANEXO G

Informe de calidad del agua tratada

RESULTADO DE ENSAYO

| Muestra 1899732 | | | | | |
|---|---|-----------|-----------|---------------------|---------------------|
| Análisis/Método | Fecha de ensayo | Resultado | Unidad | Requisito Normativo | Límite de Detección |
| 2-4 D ME-21-2007 | Inicio 03/09/2012 09:11 Fin 10/09/2012 18:18 | <3,11 | ug/L | <=30 | 0,94 |
| Amoniaco (NH3) ME-27-2007 | Inicio 04/09/2012 09:30 Fin 06/09/2012 09:33 | 0,020 | mg/L | <=1,50 | 0,01 |
| Arsénico total (As) EPA 200.8 (1994) | Inicio 05/09/2012 13:21 Fin 06/09/2012 09:39 | 0,01780 | mg/L | <=0,01 | 0,00042 |
| Benceno ME-19-2007 | Inicio 04/09/2012 16:30 Fin 06/09/2012 16:02 | <2,000 | ug/L | <=10 | 0,61 |
| Bromodichlorometano ME-22-2007 | Inicio 05/09/2012 17:20 Fin 07/09/2012 13:06 | <0,00044 | mg/L | <=0,06 | 0,00013 |
| Cadmio total (Cd) EPA 200.8 (1994) | Inicio 05/09/2012 13:21 Fin 06/09/2012 09:41 | <0,00025 | mg/L | <=0,01 | 0,00025 |
| Cianuro (CN-) ME-14-2007 | Inicio 06/09/2012 14:20 Fin 07/09/2012 09:48 | <0,001 | mg/L | <=0,05 | 0,001 |
| Cloruro SM 4110B (2005) | Inicio 01/09/2012 13:40 Fin 06/09/2012 12:45 | 147 | mg/L | <=400 | 0,101 |
| Cobre total (Cu) EPA 200.8 (1994) | Inicio 05/09/2012 13:21 Fin 06/09/2012 09:40 | <0,00162 | mg/L | <=2 | 0,00162 |
| Coliformes totales NCh 2043 | Inicio 01/09/2012 13:10 Fin 03/09/2012 10:19 | <1 | NMP/100mL | <1 | 1 |
| COLOR SM 2120 C (2005) | Inicio 01/09/2012 13:10 Fin 05/09/2012 16:53 | <2 | U Pt/Co | <=20 | 2 |
| Compuestos Fenólicos ME-32-2007 | Inicio 06/09/2012 14:20 Fin 07/09/2012 09:21 | <0,0007 | mg/L | <=0,002 | 0,0007 |
| Cromo total (Cr) EPA 200.8 (1994) | Inicio 05/09/2012 13:21 Fin 06/09/2012 09:41 | 0,00648 | mg/L | <=0,05 | 0,00042 |
| DDT+DDD+DDE ME-20-2007 | Inicio 03/09/2012 17:36 Fin 06/09/2012 15:09 | <0,026 | ug/L | <=2 | 0,008 |
| Dibromoclorometano ME-22-2007 | Inicio 05/09/2012 17:20 Fin 07/09/2012 13:06 | 0,00054 | mg/L | <=0,1 | 0,00012 |
| E. coli NCh 2043 | Inicio 01/09/2012 13:10 Fin 03/09/2012 10:19 | <1 | NMP/100mL | <1 | 1 |
| Fluoruro SM 4110B (2005) | Inicio 01/09/2012 13:40 Fin 06/09/2012 12:45 | 0,741 | mg/L | <=1,5 | 0,006 |
| Hierro total (Fe) SM 3120 B (2005) | Inicio 12/09/2012 18:43 Fin 13/09/2012 10:14 | <0,02 | mg/L | <=0,3 | 0,02 |
| Lindano ME-20-2007 | Inicio 03/09/2012 17:36 Fin 06/09/2012 15:09 | <0,021 | ug/L | <=2 | 0,006 |
| Magnesio total (Mg) SM 3120 B (2005) | Inicio 13/09/2012 16:10 Fin 13/09/2012 16:20 | 120,201 | mg/L | <=125 | 0,35 |
| Manganeso total (Mn) EPA 200.8 (1994) | Inicio 05/09/2012 13:21 Fin 06/09/2012 09:41 | <0,00029 | mg/L | <=0,10 | 0,00029 |
| Mercurio total (Hg) ME-15-2007 | Inicio 03/09/2012 17:40 Fin 04/09/2012 12:10 | <0,00013 | mg/L | <=0,001 | 0,00013 |
| Metoxicloro ME-20-2007 | Inicio 03/09/2012 17:36 Fin 06/09/2012 15:09 | <0,024 | ug/L | <=20 | 0,006 |
| Monocloraminas ME-23-2007 | Inicio 01/09/2012 13:33 Fin 04/09/2012 18:04 | <0,02 | mg/L | <=3 | - |

RESULTADO DE ENSAYO

| Muestra 1899732 | | | | | |
|--|---|--------------------|---------------|----------------------------|----------------------------|
| Análisis/Método | Fecha de ensayo | Resultado | Unidad | Requisito Normativo | Límite de Detección |
| Nitrato (NO3) SM 4110B (2005) | Inicio 01/09/2012 13:40 Fin 06/09/2012 12:45 | 2,01 | mg/L | <=50 | 0,203 |
| Nitrito (NO2) SM 4110B (2005) | Inicio 01/09/2012 13:40 Fin 06/09/2012 12:45 | <0,039 | mg/L | <=3 | 0,039 |
| OLOR ME-25-2007 | Inicio 01/09/2012 13:10 Fin 05/09/2012 16:53 | Inodora | | - | - |
| Pentaclorofenol ME-21-2007 | Inicio 03/09/2012 09:11 Fin 10/09/2012 18:18 | <2,37 | ug/L | <=9 | 0,72 |
| PH ME-29-2007 | Inicio 01/09/2012 13:24 Fin 04/09/2012 10:24 | 9,7 | UNID | 6,5 - 8,5 | - |
| Piomo total (Pb) EPA 200.8 (1994) | Inicio 05/09/2012 13:21 Fin 06/09/2012 09:41 | <0,00045 | mg/L | <=0,05 | 0,00045 |
| Razón Nitrato + Nitrito Cálculo | Inicio 01/09/2012 13:40 Fin 07/09/2012 12:39 | 0,040 | | <=1 | 0,029 |
| SABOR ME-26-2007 | Inicio 01/09/2012 13:10 Fin 05/09/2012 16:53 | Inspido | | - | - |
| Selenio total (Se) EPA 200.8 (1994) | Inicio 05/09/2012 13:21 Fin 06/09/2012 09:41 | <0,00104 | mg/L | <=0,01 | 0,00104 |
| Sólidos disueltos totales (105°C) ME-31-2007 | Inicio 04/09/2012 11:50 Fin 07/09/2012 11:52 | 877 | mg/L | <=1500 | 6 |
| Sulfato SM 4110B (2005) | Inicio 01/09/2012 13:40 Fin 06/09/2012 12:45 | 12,5 | mg/L | <=500 | 0,112 |
| Tetracloroetano ME-22-2007 | Inicio 05/09/2012 17:20 Fin 07/09/2012 13:08 | <0,92 | ug/L | <=40 | 0,28 |
| Tolueno ME-19-2007 | Inicio 04/09/2012 18:30 Fin 06/09/2012 16:02 | <2,000 | ug/L | <=700 | 0,61 |
| Tribromometano ME-22-2007 | Inicio 05/09/2012 17:20 Fin 07/09/2012 13:08 | 0,00050 | mg/L | <=0,1 | 0,00012 |
| Triclorometano ME-22-2007 | Inicio 05/09/2012 17:20 Fin 07/09/2012 13:08 | <0,00066 | mg/L | <=0,2000 | 0,0002 |
| Trihalometanos Cálculo | Inicio 05/09/2012 17:20 Fin 07/09/2012 13:09 | <0,100 | | <=1 | - |
| Turbiedad ME-03-2007 | Inicio 01/09/2012 13:10 Fin 03/09/2012 10:19 | 2,6 | UNT | <=4 | 0,07 |
| Xilenos Totales ME-19-2007 | Inicio 04/09/2012 18:30 Fin 06/09/2012 16:02 | <5,000 | ug/L | <=500 | 1,52 |

8.8 ANEXO H

Informe de análisis de la sustancia blanca

Informe Preliminar



Cliente Eau Pure Chile SpA

N° de la Muestra 1912253

Fecha Muestreo 10-09-2012 00:00:00

Descripción EAU PURE: Muestra A 31

| Componente | Resultado |
|-------------------------|-----------------|
| Calcio Total | 29,25 mg/L |
| Hidrocarburos Fijos | <1 mg/L |
| Hidrocarburos Totales | 1 mg/L |
| Magnesio total (Mg) | 136,609 mg/L(*) |
| Hidrocarburos Volátiles | 0,9 mg/L |

Los Resultados con (*) se encuentran Fuera de Norma