

DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO DEL AGUA DE CONSUMO EN EL ALTIPLANO Y VALLES DE BOLIVIA

DESIGN AND IMPLEMENTATION OF A TREATMENT SYSTEM FOR ARSENIC REMOVAL FROM GROUNDWATER IN BOLIVIAN HIGHLANDS AND VALLEYS

Ramiro Escalera¹, Omar Ormachea², Mauricio Ormachea³, José Luis García⁴, Jesús Suso⁵, María Eugenia García³, Fernando Pérez⁵, Jorge Hornero⁴, Oscar Fernandez², Ana Zelaya¹, Lizángela Huallpara³

¹Centro de Investigaciones en Procesos Industriales (CIPI)

²Centro de Investigaciones Ópticas y Energías (CIOE)

Universidad Privada Boliviana

³Instituto de Investigaciones Químicas, Universidad Mayor de San Andrés

⁴Instituto Geológico y Minero de España

⁵Geólogos del Mundo

rescalera@upb.edu

(Recibido el 27 de mayo 2020, aceptado para publicación el 15 de junio 2020)

RESUMEN

La presencia de elevadas concentraciones de arsénico encontradas en el agua de consumo de dos sitios geográficamente distantes en Bolivia, ha requerido el diseño, la construcción y la implementación de un sistema de remoción de arsénico para así obtener agua más segura para su consumo. Uno de los sitios se encuentra en una unidad educativa de la zona periurbana de la ciudad de Cochabamba y el otro en una escuela rural en la población de Quillacas en el departamento de Oruro dentro del área del Altiplano boliviano. El sistema consta de dos procesos de remoción de arsénico que funcionan en serie: i) el proceso RAOS que requiere una etapa de aireación y dosificación con sulfato ferroso y citrato de sodio automáticamente controlado con el flujo de agua, 6 fotoreactores provistos de tubos de acrílico de alta transmitancia emplazados en colectores solares tipo Fresnel (con capacidad colectora equivalente a 17,5 soles) y ii) el proceso IHE-ADART que utiliza filtros de arena recubierta con óxido de hierro, IOCS, seguidos de una microfiltración con filtros de polipropileno de 5 y 1 micras dispuestos en serie. El sistema es capaz de remover el arsénico total (particulado y disuelto) hasta concentraciones menores a lo requerido por la guía de la Organización Mundial para la Salud (OMS) y la norma boliviana para agua potable (NB 512) (10 µg/l) en ambas unidades educativas, aun cuando las características hidroquímicas de las aguas tratadas fueron sustancialmente diferentes. Las características del agua de pozo en Cochabamba, favorecen la remoción de arsénico hasta en un 75% por ambos procesos, especialmente el pH, el potencial óxido-reducción y las bajas concentraciones de aniones competidores (cloruros, sulfatos y nitratos) por los sitios de adsorción que están sobre la superficie de los microfloculos de hidróxido férrico o de la capa de óxido férrico que recubre la arena de los filtros IOCS. Por otra parte, las elevadas concentraciones de cloruros, boratos y sulfatos presentes en el agua de pozo que usa la unidad educativa de Quillacas y su alta salinidad no afectan significativamente a la capacidad de adsorción de la arena IOCS, permitiendo elevadas eficiencias de remoción de arsénico (mayores al 90%). En conclusión, el sistema es adecuado, desde el punto de vista técnico para la remoción de arsénico natural presente en aguas subterráneas del valle bajo de Cochabamba y de la zona sur colindante con el lago Poopó en el altiplano boliviano.

Palabras Clave: Remoción de Arsénico, RAOS, Filtros de Arena Recubierta de Óxido De Hierro, Agua Subterránea, Fotocoletores Tipo Fresnel.

ABSTRACT

The presence of elevated concentrations of arsenic found in drinking water at two geographically distant sites in Bolivia, has required the design, construction and implementation of an arsenic removal system in order to obtain safer water for consumption. One of the sites is in an educational unit in the peri-urban area of the city of Cochabamba and the other is in a rural school in the town of Quillacas in the department of Oruro within the Bolivian Altiplano area. The system consists of two arsenic removal processes that work in series: i) the RAOS process that requires an aeration and dosing stage of ferrous sulfate and sodium citrate automatically controlled with the flow of water, 6 photoreactors equipped with high-quality acrylic tubes transmittance placed in Fresnel-type solar collectors with a collecting capacity of 17.5 soles) and ii) the IHE-ADART process using iron oxide-coated sand filters, IOCS, followed by microfiltration with 5 and 1 micron polypropylene filters arranged serially. The system is capable of removing total arsenic (particulate and dissolved) to concentrations lower than that required by the WHO guide and the Bolivian standard NB 512 (10 µg/l) in both educational units, even when the hydrochemical characteristics of the treated waters were substantially different. The characteristics of the well water in Cochabamba favor the removal of arsenic up to around 75% by both processes, especially the pH, the oxide-reduction potential and the low concentrations of competing anions (chlorides, sulfates and nitrates) for the adsorption sites that are on the surface of the ferric hydroxide microflocs or the ferric

oxide layer that covers the sand in IOCS filters. On the other hand, the high concentrations of chlorides, borates and sulfates present in the well water used by the Quillacas educational unit and its high salinity do not significantly affect the adsorption capacity of the IOCS sand, allowing high removal efficiencies of arsenic (greater than 90%). In conclusion, the system is technically adequate for the removal of natural arsenic present in groundwater in the lower Cochabamba valley and in the southern area adjacent to Lake Poopó in the Bolivian altiplano.

Keywords: Arsenic Removal Processes, SORAS, Iron Oxide Coated Sand, IOCS, Groundwater, Fresnel-type, Photocollectors.

1. INTRODUCCION

La presencia geogénica de arsénico en las aguas subterráneas representa una amenaza para la salud a nivel mundial y afecta actualmente a los cinco continentes. Su consumo permanente provoca la aparición de diversos tipos de cáncer, tales como el cáncer en la piel, pulmones, riñones, hígado y potencialmente, próstata, además de trastornos no cancerígenos incluyendo lesiones en la piel, enfermedades cardiovasculares, efectos en el sistema nervioso y diabetes [1-2].

Se estima que cerca de 200 millones de personas en el mundo están potencialmente expuestas a altas concentraciones de arsénico en las aguas subterráneas con la perspectiva de seguir incrementándose debido que constantemente se descubren nuevas áreas contaminadas [3-6]. Las zonas más conocidas donde existen elevados contenidos de arsénico superiores a los valores guía de la OMS (10 µg/l, [7]), son Bangladesh (< 1670 µg/l) [8], Bengala del Oeste, India (< 3200 µg/l) [9], Argentina (< 5300 µg/l) en la provincia de La Pampa [10] y < 15 000 µg/l en la Provincia de Santiago del Estero [11], Chile (< 1300 µg/l) [12], entre otros.

Por otra parte, se han reportado concentraciones de As en el agua potable por encima de 10 µg/l, incluidos países como Vietnam, Taiwán, España, Portugal y Hungría [6], así como en otros países de América Latina como México, Nicaragua, Ecuador, Perú, Brasil y Uruguay [13].

En Bolivia, hasta ahora, algunos estudios han documentado la presencia de arsénico geogénico en el Altiplano boliviano [14-20], en concentraciones bastante altas en la parte sur del Lago Poopó, especialmente en la población de Quillacas con aproximadamente 250 µg/l [21] y el valle bajo de Cochabamba [22-23]. Investigaciones recientes (<http://as-bolivia.upb.edu/>) muestran la distribución de arsénico en diferentes áreas de Bolivia, incluidos algunos pozos en las tierras bajas bolivianas, que tienen concentraciones de As mayores a 10 µg/l.

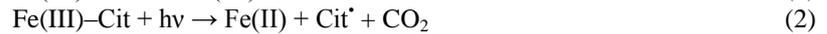
En lo concerniente a la remoción de arsénico, Escalera y Ormachea [24], desarrollaron un foto-reactor de flujo continuo de buena capacidad (130 l/m²-d), para el tratamiento de aguas subterráneas con alto contenido de arsénico natural. Los autores utilizaron el método Remoción Asistida por Oxidación Solar, RAOS, con la adición de sales de hierro y citratos, según el proceso modificado por Lara *et al.* [25], logrando remociones mayores al 98%. El foto-reactor fue construido con materiales reciclados, fácilmente accesibles (tubos de neón usados, canaletas de desagüe de PVC y papel de aluminio), logrando concentrar la radiación UVA integral hasta 2,8 veces la radiación solar incidente. Posteriormente, Escalera *et al.* [26] obtuvieron relaciones empíricas sobre la cinética del crecimiento de flóculos de Fe(OH)₃, que adsorben el arsénico total (As (V) y As(III)) en función de las intensidades de radiación UVA efectiva, utilizando concentradores solares de mayor capacidad y reduciendo tiempos de exposición para la obtención de altas remociones de arsénico. Seguidamente, se ejecutó un estudio de desempeño de una planta piloto de tratamiento para la remoción de arsénico (As) basado en la aplicación de los colectores solares de bajo costo, construidos con los materiales anteriormente citados [27]. El sistema consiste de un tanque de aireación con aspersores comerciales, 4 fotoreactores, un sedimentador de placas y 1 microfiltro comercial (5 micras de porosidad). El desempeño fue satisfactorio incluso en días nublados con remociones mayores al 80%, logrando reducir la concentración de As hasta valores muy por debajo (< 2 µg/l) de lo requerido en la Norma Boliviana de agua potable, 10 µg/l. Finalmente, Escalera estudió la efectividad parcial de remoción de arsénico en microfiltros comerciales, sin la adición de reactivos y aprovechando solo la presencia natural de hierro en el agua subterránea [28].

Por otra parte, Petrusevski [29], reporta muy buenos resultados de remoción usando filtros lentos rellenos con arena recubierta con óxido de hierro, material que es un residuo generado en las plantas de tratamiento de aguas con altos contenidos de hierro. Estos filtros fueron aplicados a nivel casero (unos 100 l/d) hasta escala industrial 8 000 m³/d y en diferentes países, tratando aguas subterráneas con diferentes características hidroquímicas. El medio filtrante es altamente eficiente para adsorber As(III) y As(V) y su capacidad de adsorción es comparable a otros adsorbentes comerciales caros, haciendo posibles costos bajos de tratamiento. Con esta tecnología, se logra reducir concentraciones de arsénico por debajo del límite recomendado por la OMS.

El presente trabajo presenta y discute los resultados de desempeño de un sistema de tratamiento de arsénico de una escala mayor (hasta 1 500 l/d) que combina el proceso RAOS mejorado con fotoreactores tipo Fresnel, filtros de arena recubiertos con óxido de hierro y microfiltros comerciales. El sistema fue diseñado, construido e instalado en unidades educativas en la zona periurbana de Cochabamba y una escuela primaria rural en Quillacas, Oruro.

2. LOS PROCESOS INVOLUCRADOS

La configuración del sistema comprende dos procesos principales: el proceso RAOS y el proceso IHE-ADART (Adsorptive Dutch Arsenic Removal Technology). A continuación, se presenta una breve descripción de ambas técnicas. El proceso RAOS ocurre bajo la radiación UVA integral que contribuye a la formación secuencial del radical superóxido, $O_2^{\cdot-}$, agua oxigenada, H_2O_2 y radical hidroxilo, OH^{\cdot} , de alto potencial oxidante (0,94; 1,78; 2,86 V, respectivamente), promoviendo la oxidación de Fe(II) y As(III) que, a su vez, co-precipitan en forma de mezcla de óxidos. Es conocido el hecho de que, a valores de $pH < 8$, los arseniatos formados ($H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$) se adsorben preferentemente en comparación a la especie no iónica de H_3AsO_3 sobre la superficie sólida del óxido férrico y otras superficies minerales adsorbentes, debido a su mayor carga eléctrica negativa [30]. La técnica requiere la adición de sales ferrosas, cuando no existe presencia natural de Fe(II) en el agua, y una fuente de citrato (jugo de limón o una sal de citrato). La secuencia de reacciones propuesta por Hugh *et al.* se presenta a continuación [31, 32].



Con la aplicación de fotoreactores, la radiación UVA incidente se multiplica varias veces (hasta 17 soles en colectores Fresnel), lo cual genera una mayor cantidad de fotones que producen una aceleración de este proceso [26], permitiendo la conversión de sistemas batch de escala casera a sistemas de flujo continuo de mayor capacidad como el descrito en este estudio. Los microflúculos formados se remueven en filtros lentos de arena y microfiltros.

El proceso IHE-ADART [29] utiliza arena recubierta con óxido de hierro (IOCS por sus siglas en inglés). Este medio filtrante tiene buena capacidad de adsorción, que varía entre 0,32 a 0,64 mg-As/mg-IOCS [33], tiene una gran área superficial (medida bajo la técnica BET) de 230 m^2/g -IOCS. Petrusovski [29] esquematiza el proceso de adsorción de As(III) y As(V) sobre la superficie de las partículas de la manera en que se muestra en la Figura 1. En (a) las especies se adsorben directamente sobre los sitios libres. Una vez que se han cubierto los sitios, en (b) que es un proceso de regeneración, los iones ferrosos, Fe(II) presentes en el agua o provenientes de sales ferrosas añadidas se adsorben sobre la capa de As(III) y As(V). En (c) interviene el oxígeno disuelto en el agua para oxidar el Fe(II) adsorbido a Fe(III), creando una capa de óxido férrico con sitios libres que pueden nuevamente adsorber las especies de As(III) y As(V) (d).

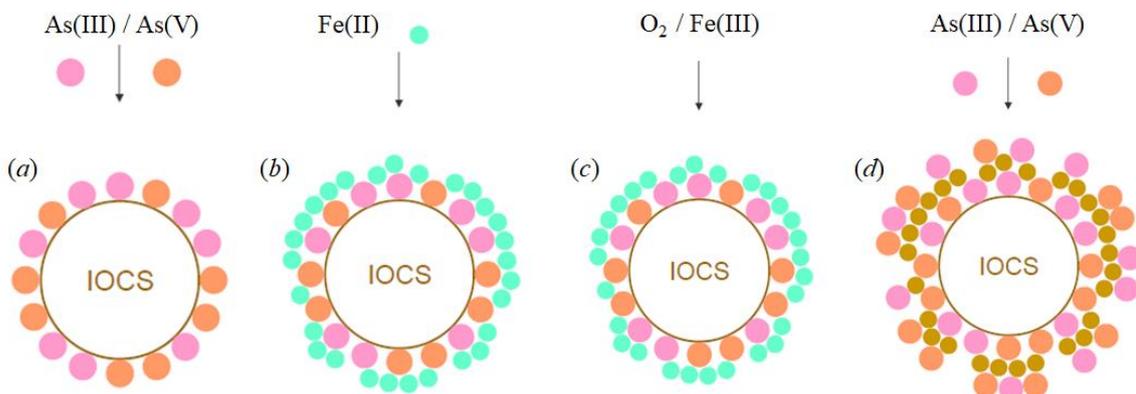


Figura 1: Esquema de adsorción de arsénico en el proceso IHE-ADART.

De esta manera, se pueden explicar las siguientes ventajas de este proceso: largos tiempos de operación; las sales ferrosas son muy accesibles y económicas en caso de ser necesarias y su concentración no supera los 5 mg-Fe(II)/l en la regeneración. También se ha reportado que no es necesario retro lavar, incluso en 18 meses de operación.

3. DESARROLLO DEL PROYECTO

3.1 Descripción del sistema de tratamiento instalado en Cochabamba y Quillacas

El esquema del sistema de tratamiento propuesto se muestra en la Figura 2, donde se describe el funcionamiento en sus diferentes etapas.

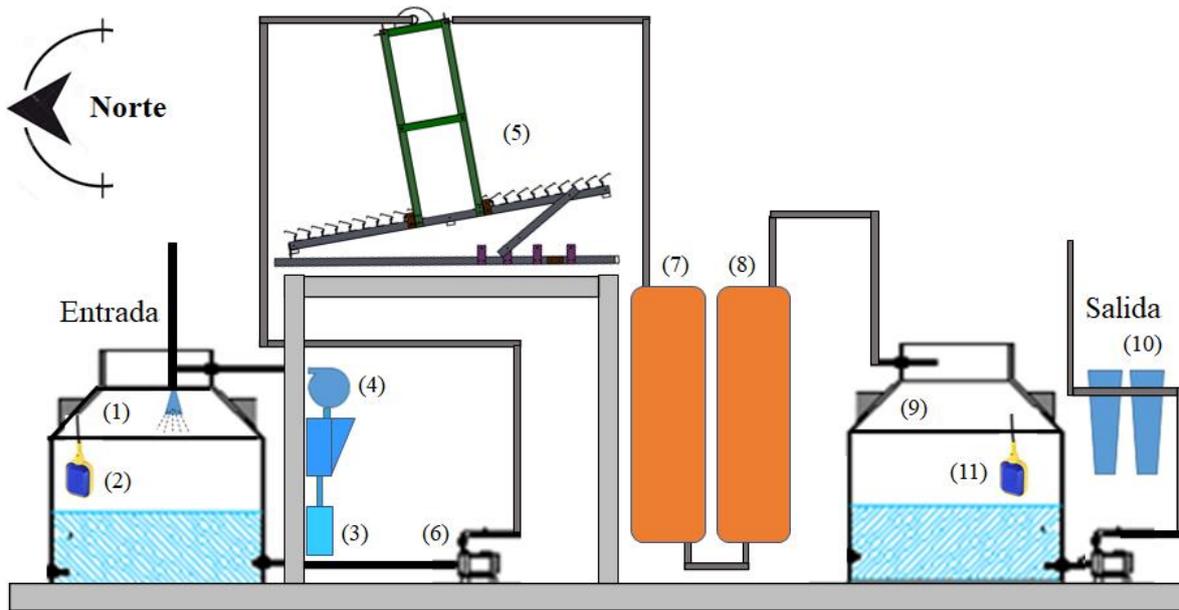


Figura 2: Esquema del sistema de tratamiento de aguas con contenido de arsénico.

El agua proveniente del pozo entra al tanque de aireación (1) que está provisto de un flotador eléctrico de nivel (2) que controla el flujo de manera automática y al mismo tiempo controla la dosificación de una solución de reactivos, sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, sal de Mohr) y citrato de sodio ($\text{NaH}_2(\text{C}_3\text{H}_5\text{O}(\text{COO})_3)$) comercial, contenida en un bidón (3) y que se alimenta por medio de una bomba dosificadora (4). El agua aireada y dosificada se bombea hacia seis fotoreactores de 2 m^2 de área (5) a través de una bomba de $\frac{1}{2}$ hp (6). Luego de producirse la formación de microflóculos en el tiempo de contacto aproximadamente 3 min, dentro de los tubos, por efecto de la radiación UVA integral, el agua se transporta por gravedad hacia los filtros lentos, IOCS, (7) y (8) configurados en serie hasta el tanque de almacenamiento de agua filtrada (9). El volumen de relleno de arena recubierta de óxido de hierro es de aproximadamente 200 l por cada filtro. Finalmente, el agua se bombea (bomba de $\frac{1}{2}$ hp) hasta el punto de uso, atravesando dos microfiltros de $5 \mu\text{m}$ y $1 \mu\text{m}$ (10), también dispuestos en serie. El flotador eléctrico de nivel (11) del tanque de almacenamiento prende y apaga la bomba cuando se abre el grifo del punto de uso.

3.2 Diseño y caracterización de un foto-reactor tipo Fresnel

En el transcurso de los años 2010-2014 [24, 26-28] el Centro de Investigaciones en Procesos Industriales (CIPI) y el Centro de Investigaciones Ópticas y Electrónicas (CIOE) de la universidad Privada Boliviana (UPB), desarrollaron y caracterizaron colectores solares UVA de tipo circular de diferentes tamaños para el tratamiento de aguas subterráneas con alto contenido de arsénico natural. Con el fin de efectivizar la recolección solar UVA se propuso caracterizar otras geometrías; como la parabólica (ampliamente estudiada en el mundo) y la del tipo Fresnel que tiene estructura con un centro de masa cerca de la superficie, que lo convierte en un candidato importante para su instalación en sectores donde se tiene mucho viento.

En la Figura 3a se muestra el diseño de un colector parabólico y en la Figura 3b se presenta el diseño de un colector del tipo Fresnel, donde cada una de las láminas rectangulares tienen un ángulo determinado que permite direccionar la radiación solar hacia un punto focal donde se encuentra el tubo de acrílico transparente conteniendo el agua a tratar.

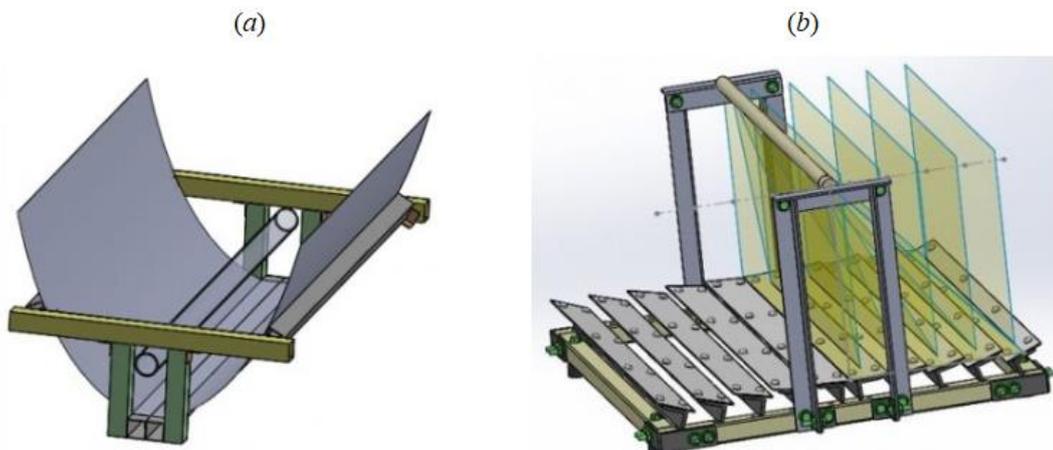
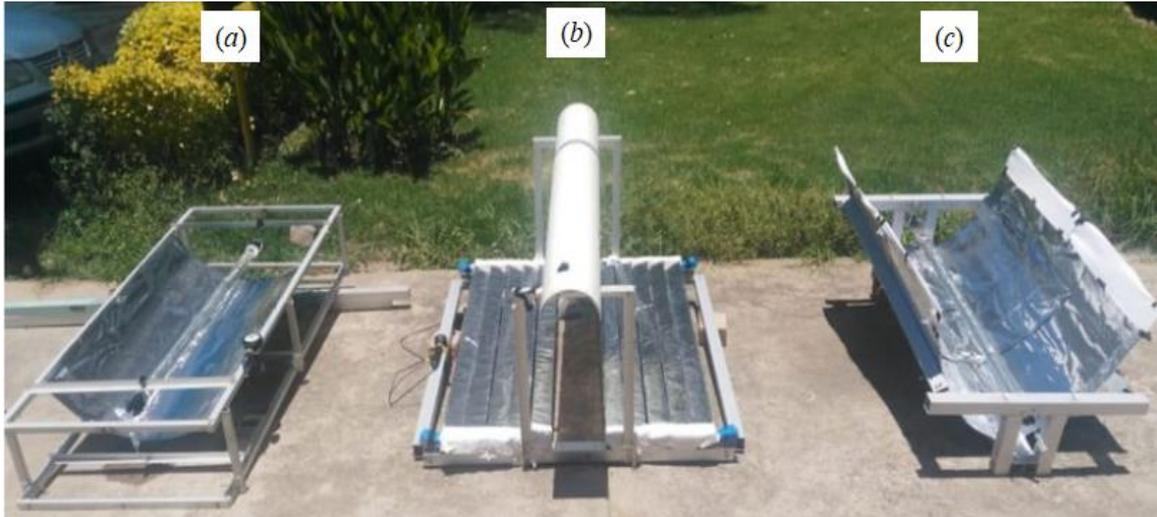


Figura 3: Diseño de colectores solares; geometría parabólica (a) y geometría del tipo Fresnel (b).

Se construyeron tres foto-colectores con geometría circular (Figura 4a), geometría tipo Fresnel (Figura 4b) y geometría parabólica (Figura 4c). Los tres colectores fueron recubiertos con papel aluminio convencional, que es un buen reflector para la radiación Visible y UVA solar [24].

Para identificar cuál de estos colectores es el más eficaz, se definió un área de recolección idéntica en los tres prototipos de 1 m² y se compararon los tres dispositivos. Las pruebas preliminares en estas configuraciones se realizaron con tubos de acrílico que tienen una transmisión del orden de 86% para $\lambda=300-400$ nm. Se observó un incremento en la temperatura del agua contenida en los tubos desde T=21°C ambiental hasta T=51°C (colector parabólico), T=52°C (colector circular) y T=53,5°C (colector Fresnel) en un tiempo de irradiación solar de 45 minutos, las pruebas *batch* determinaron experimentalmente que el colector más eficaz es el de tipo Fresnel, con una intensidad solar medida en el momento de realizar las pruebas en el rango VIS de 1100 W/m² y UVA de 60 W/m².

**Figura 4:** Colectores solares para radiación ultravioleta solar; geometría circular (a), geometría tipo Fresnel (b) y geometría parabólica (c).

Una vez identificada la geometría más eficaz se procedió al diseño y construcción de un colector tipo Fresnel de mayor tamaño para la construcción de la planta de tratamiento de arsénico bajo la técnica RAOS en un sistema de flujo continuo.

La base del diseño del colector tiene dimensiones de 1,74 m X 1,80 m y una altura focal de 1 m (Figura 5a), cada una de las secciones rectangulares reflectantes tienen una dimensión de 171 cm X 6 cm (área = 0,1026 m²), en la altura focal se diseñó un sistema mecánico para la sujeción de un tubo acrílico transparente por donde fluiría el agua a tratar. Por encima de este tubo acrílico se instaló un colector circular secundario utilizado para redireccionar toda la radiación solar UVA proveniente del colector primario nuevamente hacia el tubo de acrílico, efectivizando así la incidencia de radiación solar.

En la Figura 5b se presenta el colector solar de tipo Fresnel ya construido donde cada sección rectangular reflectante está recubierta por una lámina de aluminio anodizado reflectivo de 0,41 mm de espesor, con película protectora de PVC.

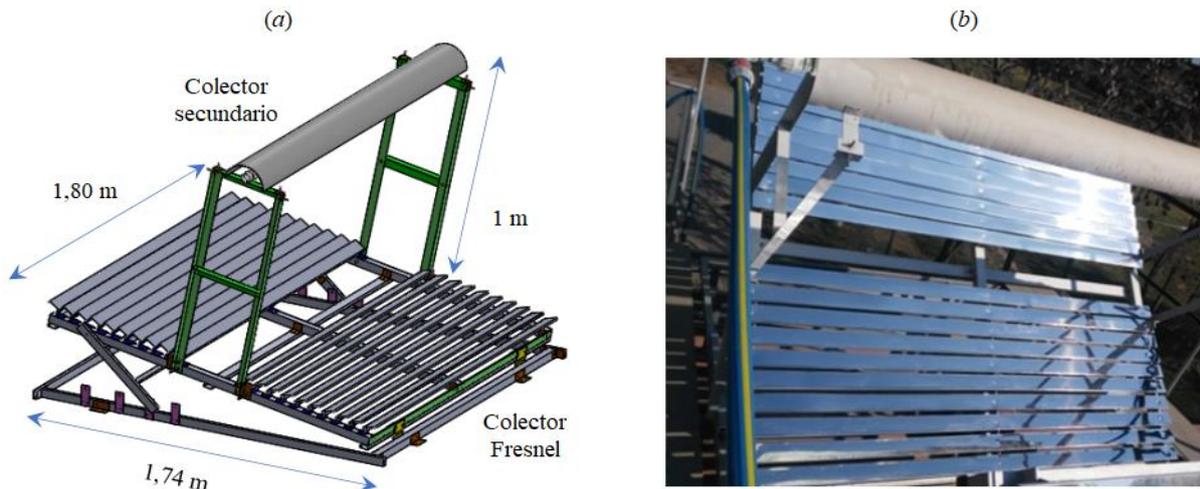


Figura 5: Diseño de un colector solar del tipo Fresnel (a) y colector solar construido (b).

La Figura 6 muestra la geometría considerada para el cálculo efectivo de la intensidad UVA recibida en el tubo acrílico por donde circula el agua a tratar. El colector está conformado por 10 secciones rectangulares a cada lado del tubo de acrílico (teniendo 20 secciones reflectoras en total), cada sección refleja la radiación solar hacia el foco del sistema, actuando como una gran lente. Teniendo el valor medido de la intensidad solar UVA, es posible calcular el aporte de la potencia efectiva (P_{efectiva}) que cada una de las secciones entrega en la recolección solar, que es dirigida al tubo de acrílico, posteriormente se requiere realizar la suma de cada uno de esos aportes (20 en total) y calcular la intensidad en el interior del mismo ($D_{\text{interno}} = 5 \text{ cm}$).

Para el cálculo se debe tomar en cuenta las siguientes pérdidas:

- a) radiación reflejada por el aluminio anodizado (92% para $\lambda=300-400 \text{ nm}$), correspondiente a una pérdida del 8% [24];
- b) radiación transmitida en las paredes del tubo de acrílico (Transmitancia=86% para $\lambda=300-400 \text{ nm}$), correspondiente a una pérdida del 14%.

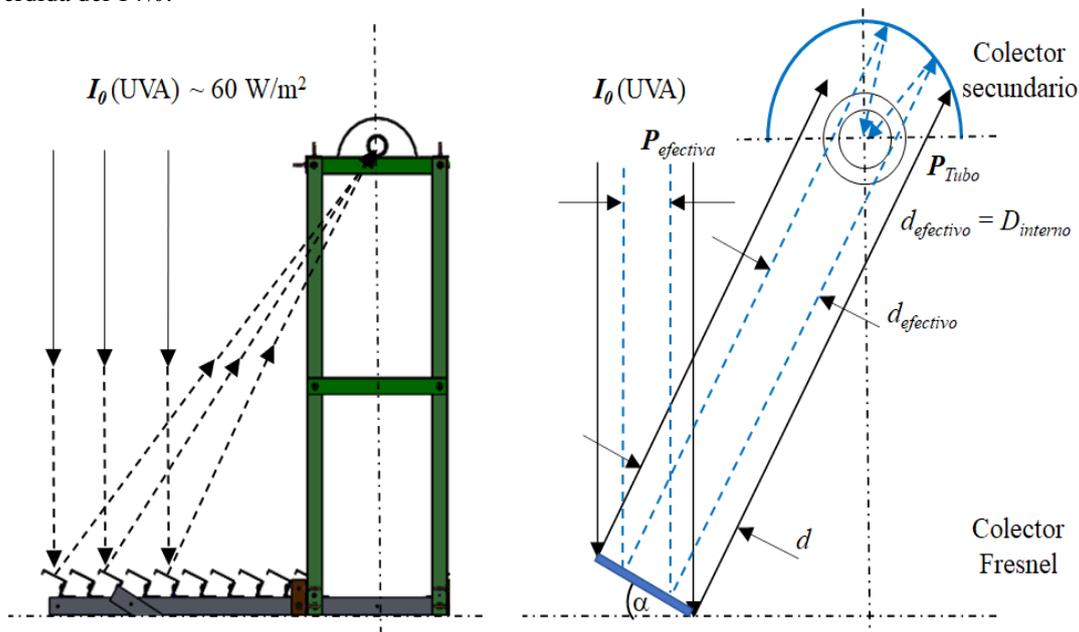


Figura 6: Esquema de concentración solar UVA para el cálculo de la intensidad efectiva de radiación solar.

Las potencias efectivas de aporte de cada una de las secciones reflectoras disminuyen en función del ángulo de inclinación de estas. En la Figura 4 se muestra la forma de calcular la P_{efectiva} incidente, que es el producto del área de sección longitudinal del diámetro interno del tubo de acrílico por el coseno del ángulo de inclinación de la placa reflectora por la intensidad UVA.

$$I = \frac{P}{A} \tag{8}$$

$$P_{efectiva} = I_0 * L * D_{interno} * \cos(\alpha) \quad (9)$$

donde $L=1,71$ m, $D_{interno} = 0,05$ m (longitud de los reflectores y diámetro interno del tubo de acrílico correspondientemente).

La ecuación 10 muestra el cálculo de la potencia recibida dentro del tubo, producida por cada placa reflectora, donde se toma en cuenta las pérdidas por reflexión en el aluminio y en la transmitancia en la pared del tubo de acrílico.

$$P_{Tubo} = I_0 * L * D_{interno} * \cos(\alpha) * 0,92 * 0,86 \quad (10)$$

En la Tabla 1 se presentan los datos utilizados para el cálculo de una de las alas del colector solar (ver Figura 6), para el resultado final se multiplicará el resultado por un factor de 2, correspondiente al aporte de la segunda ala del colector solar. Se asume una intensidad solar UVA de $I_0 = 60$ W/m².

TABLA 1- PARÁMETROS UTILIZADOS PARA EL CÁLCULO DE LA INTENSIDAD UVA EFECTIVA EN EL TUBO DE ACRÍLICO

Número de placa	Ángulo de inclinación de la placa	Área efectiva de incidencia, m ²	Potencia efectiva, W	Potencia efectiva reflejada, W	Potencia dentro del tubo, W
1	3,771°	0,0853	5,118	4,709	4,050
2	5,753°	0,0850	5,104	4,695	4,038
3	7,678°	0,0847	5,084	4,477	4,022
4	9,528°	0,0843	5,059	4,654	4,002
5	11,290°	0,0838	5,030	4,628	3,980
6	12,960°	0,0833	4,999	4,599	3,955
7	14,500°	0,0827	4,963	4,566	3,926
8	16,202°	0,0821	4,926	4,532	3,897
9	17,680°	0,0814	4,887	4,496	3,867
10	19,030°	0,0808	4,849	4,461	3,837
POTENCIA TOTAL					3,574

$$I_{UVA} = \frac{2 * \Sigma P_{Tubo}}{A_{Efectiva}} = 925,7 \text{ W/m}^2 \quad (11)$$

donde $A_{Efectiva} = L * D_{interno}$.

El uso de un colector secundario, que es un tubo de PVC ($d_{pvc} = 15,24$ cm) recubierto internamente de aluminio anodizado de alta reflectancia, permite efectivizar la radiación solar que pasa a través del tubo de acrílico y devolviéndola nuevamente al mismo (ver Figura 4). Para tomar en cuenta este aporte se debe agregar a la ecuación (5) la intensidad UVA que pasa a través del tubo con una pérdida por la transmitancia en el agua con reactivos (20%) y doblemente el paso a través de las paredes del tubo de acrílico al salir de este e ingresar nuevamente tras la reflexión en el colector secundario (86%*86%) y por último se toma en cuenta las pérdidas en la reflexión del aluminio anodizado en el colector secundario (92%):

$$I_{UVA}^{Total} = 925,7 + (925,7 * 0,2 * 0,86 * 0,86 * 0,92) = 1051,6 \text{ W/m}^2 \quad (12)$$

Tomando en cuenta una intensidad incidente de $I_0 = 60$ W/m² se puede concluir que el tubo de acrílico recibe una radiación solar correspondiente a:

$$I_{UVA}^{Total} = 17,5 \text{ soles} \quad (13)$$

Es decir, el tubo de acrílico está expuesto a una resultante correspondiente a 17,5 soles no solo en UVA, sino también en la parte restante del espectro electromagnético, que produce un incremento de la temperatura sustancial, de tal

manera de que, si el tubo está sin agua, éste se deforma o se derrite en función del tiempo de exposición; es de suma importancia proteger estos aditamentos con un cobertor cuando no estén en uso para así evitar el deterioro y/o destrucción de estos componentes.

3.3 Diseño de filtros IOCS

El diseño de los filtros IOCS se basó en los parámetros listados en la Tabla 2, sugeridos por Petrusovski [29]. En esta tabla también se muestran las dimensiones finales de los dos filtros dispuestos en serie.

TABLA 2- PARÁMETROS DE DISEÑO Y DIMENSIONES DE LOS FILTROS IOCS

Parámetro	Valor
Tiempo de contacto de lecho vacío, min	30
Carga hidráulica. m^3/m^2-h	4,8
Flujo volumétrico, m^3/h	0,83
Tamaño de partícula, mm	1 - 2
Masa de arena, kg	600
Altura de lecho total, m	2,5
Diámetro, m	0,45
Tipo de flujo	hacia arriba

La Figura 7 muestra la arena utilizada, la cual provino como desecho de una planta de tratamiento de hierro y manganeso de una empresa industrial de Cochabamba.



Figura 7: Arena recubierta con óxido de hierro generada como desecho.

3.4. Sistemas de tratamiento en Cochabamba y Quillacas

Las Figuras 8 a 11 muestran las instalaciones de los sistemas de tratamiento emplazados en las unidades educativas de Cochabamba y Quillacas. Estos sistemas tienen todos los componentes descritos anteriormente.



Figura 8: Sistema de foto-colectores solares del tipo Fresnel instalados en Cochabamba.



Figura 9: Sistema de tratamiento de aguas con contenido de arsénico en Cochabamba.



Figura 10: Sistema de foto-colectores solares del tipo Fresnel instalados en Quillacas.



Figura 11: Sistema de tratamiento de aguas con contenido de arsénico en Quillacas.

4. METODOLOGÍA

El procedimiento de toma de muestras siguió el protocolo descrito por Bhattacharya *et al.* [34]. El pH, la conductividad eléctrica (CE), temperatura y potencial óxido reducción (Eh), se determinaron *in situ* usando un medidor multiparámetro portátil (Hanna Instruments modelo HI 9828). La alcalinidad de bicarbonatos se midió también *in situ* utilizando un titulador digital ácido-base Hach modelo 16900. En cada pozo, las muestras se filtraron con microfitros Sartorius de 0,45 μm dentro de botellas de polietileno. Para el análisis de cationes mayoritarios trazas de metales, se acidificaron con HNO_3 al 1%, mientras que para el análisis de aniones no se acidificaron. Todas las muestras se refrigeraron a 4° C antes de su análisis en laboratorio.

Los aniones mayoritarios, i. e. cloruros (Cl^-), nitratos (NO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}), nitritos (NO_2^-), fluoruros (F) y fosfatos (PO_4^{3-}) se determinaron usando cromatografía de iones (Dionex ICS-1100 con una columna analítica IonPac As14), mientras que los cationes mayoritarios, (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) se cuantificaron mediante un espectrofotómetro de absorción atómica de llama Perkin Elmer AAnalyst 200. Ambos análisis se realizaron en el Instituto de Investigaciones Químicas de la Universidad Mayor de San Andrés en La Paz, Bolivia. Los elementos traza y el arsénico se determinaron mediante espectrometría de masas de plasma con acoplamiento inductivo, ICP-MS, (Agilent 7500) en los laboratorios del Instituto Geológico y Minero de España, IGME, Murcia, España. Para el desempeño de los sistemas de tratamiento, las concentraciones de arsénico, en muestras no filtradas tomadas a la entrada y salida del sistema, se determinaron mediante un espectrómetro de absorción atómica PG Instruments Modelo AA500 con generador de hidruros y sistema de inyección de flujo continuo en los laboratorios de la Universidad Privada Boliviana en Cochabamba, Bolivia.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Primeramente, se hace una interpretación de la calidad físico-química de las aguas de pozo que fueron objeto del tratamiento, para luego discutir los resultados del seguimiento al desempeño del sistema de remoción propuesto en este estudio.

5.1 Caracterización de las Aguas

La Tabla 3 presenta los resultados de los parámetros físicos y químicos de los pozos de las unidades educativas en las cuales se instalaron los sistemas de remoción de arsénico en Cochabamba y en la población de Quillacas en la parte sur del Lago Poopó. En el pozo de Cochabamba, el agua es ligeramente alcalina y el potencial de óxido-reducción mostró un sistema relativamente oxidante, +133 mV. Su conductividad específica varía entre 320 a 333 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicando una salinidad moderada a baja.

Los cationes y aniones mayoritarios indican que el agua corresponde al tipo Na-Ca-Mg- HCO_3 , tal como reportaron Escalera y Ormachea [23] para un conjunto de pozos localizados en la zona periurbana oeste de la ciudad de Cochabamba. La calidad de esta agua satisface la norma de agua potable NB 512, excepto los contenidos de arsénico y manganeso.

TABLA 3 - CARACTERÍSTICAS HIDROQUÍMICAS DE AGUA SUBTERRÁNEA DE LAS UNIDADES EDUCATIVAS DE COCHABAMBA Y QUILLACAS

Parámetro	Método de análisis	Límite de cuantificación	Norma Boliviana NB-512	U. E. Cochabamba	U. E. Quillacas
<i>Parámetros físicos</i>					
Temperatura, °C	2550 B. Temperature	-	-	20,4-21,0	15,5
Conductividad específica, µS/cm	2510 B. Conductivity	-	1500	320-333	1024
pH, -	4500 H+ B. Electrometric	-	6,5-9,0	8,1	6,65
Oxígeno disuelto, mg/L	4500-O G Membrane electrode method	-	-	0,2	0,16
Potencial óxido-reducción, mV	2580 B. Oxidation-reduction potential	-	-	130-133	222,8
Sólidos disueltos totales, mg/L	2540 C. Total Dissolved Solids	-	1000	168,5	600
<i>Parámetros químicos</i>					
Alcalinidad total, mg-HCO ₃ ⁻ /L	SMWW 2320 B. Titration	-	370	168-202,5	-
Fluoruros, mg-F ⁻ /L	SMWW 4110 F- B. Ion Chromatography	0,5	1,5	< LC	< LC
Cloruros, mg-Cl ⁻ /L	SMWW 4110 Cl- B. Ion Chromatography	0,5	250	7,2-7,7	201,5
Nitratos, mg-NO ₃ ⁻ /L	SMWW 4110 NO3- B. Ion Chromatography	0,5	45	< LC	9,6
Nitritos, mg-NO ₂ ⁻ /L	SMWW 4110 NO2- B. Ion Chromatography	0,5	0,1	< LC	< LC
Fosfatos, mg-PO ₄ ³⁻ /L	SMWW 4110 PO43- B. Ion Chromatography	0,5	-	0,6-0,7	< LC
Sulfatos, mg-SO ₄ ²⁻ /L	SMWW 4110 SO42- B. Ion Chromatography	0,5	400	11-13,5	47,5
Calcio, mg-Ca ⁺⁺ /L	SMWW 3111 B. Direct Air-Acetylene Flame	0,05	200	40,0-50,2	77,3
Magnesio, mg-Mg ⁺⁺ /L	SMWW 3111 B. Direct Air-Acetylene Flame	0,05	150	10,0-14,0	16,4
Sodio, mg-Na ⁺ /L	SMWW 3111 B. Direct Air-Acetylene Flame	0,1	200	32,9-56,6	187,0
Potasio, mg-K ⁺ /L	SMWW 3111 B. Direct Air-Acetylene Flame	0,2	-	46,2	42,5
Aluminio, µg-Al/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	1	100	1,24-3,9	7,98
Antimonio, µg-Sb/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,05	5	0,05-0,8	2,15
Arsénico, µg-As/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,06	10	18,9-19,5	83,1
Bario, µg-Ba/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	-	700	114	121
Cadmio, µg-Cd/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,2	5	< LC	< LC
Boro, µg-B/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	-	300	-	2889
Cobre, µg-Cu/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,2	1000	0,4-4,13	1,04
Cromo total, µg-Cr/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,05	700	0,13-0,4	0,21
Hierro, µg-Fe/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	15	300	19,1-37,7	423
Manganeso µg-Mn/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,5	100	198-201	323
Mercurio µg-Hg/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,5	1	< LC	< LC
Niquel µg-Ni/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,5	50	< LC	0,71
Plomo µg-Pb/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	0,2	10	1,10-3,80	3,78
Zinc µg-Zn/L	SMWW 3125 B. ICP/MS	-	500	5,76-6,60	22,6

En comparación, el agua de pozo que alimenta a la escuela de Quillacas presenta las siguientes características: alta salinidad que se acerca al valor máximo permisible, alto contenido de boro que supera la norma en gran manera (2889 vs. 300 µg/l), los contenidos de Fe y Mn también superan la norma, una alta concentración de arsénico de 8 veces superior al valor de 10 µg/l y el agua corresponde al tipo Na–Cl–HCO₃. Estos resultados son acordes con estudios anteriores [20, 21].

5.2 Desempeño de los sistemas de tratamiento

El sistema de Cochabamba se puso en marcha en la última semana de julio de 2019, operando ininterrumpidamente hasta el 15 de marzo, fecha en que se detuvo la operación debido al cumplimiento de la cuarentena dispuesta por el gobierno por la pandemia del COVID-19. La Tabla 4 muestra las condiciones de operación del sistema.

TABLA 4 - CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE COCHABAMBA

PARÁMETRO	RESULTADO
pH, -	7,1 - 8,1
Oxígeno disuelto, mg/l	1,25 - 4,70
Potencial óxido-reducción, mV	95 – 262
Conductividad específica, µS/cm	330 – 450
Flujo volumétrico, l/min	3,0 - 4,5
Carga hidráulica en los filtros, m ³ /m ² -h	1,5 - 3,0
Tiempo de residencia en tubos de fotoreactores, min	3,5 -5,2
Intensidad de radiación UVA incidente, W/m ²	30 – 60
Dosis de sulfato ferroso, mg/l	6 – 7
Dosis de citrato de sodio, mg/l	4 – 5
Consumo diario, m ³ /d	1,80 - 2,00

La Figura 12 muestra el desempeño del sistema observándose que, para un consumo mayor que el de diseño (1,5 m³/d) se lograron concentraciones que satisfacen la norma boliviana de agua potable (1,5 – 8,5µg/l), tratando aguas con contenido de arsénico que varía entre 7,5 y 29 µg/l, obteniéndose una eficiencia de remoción promedio de un 75%.

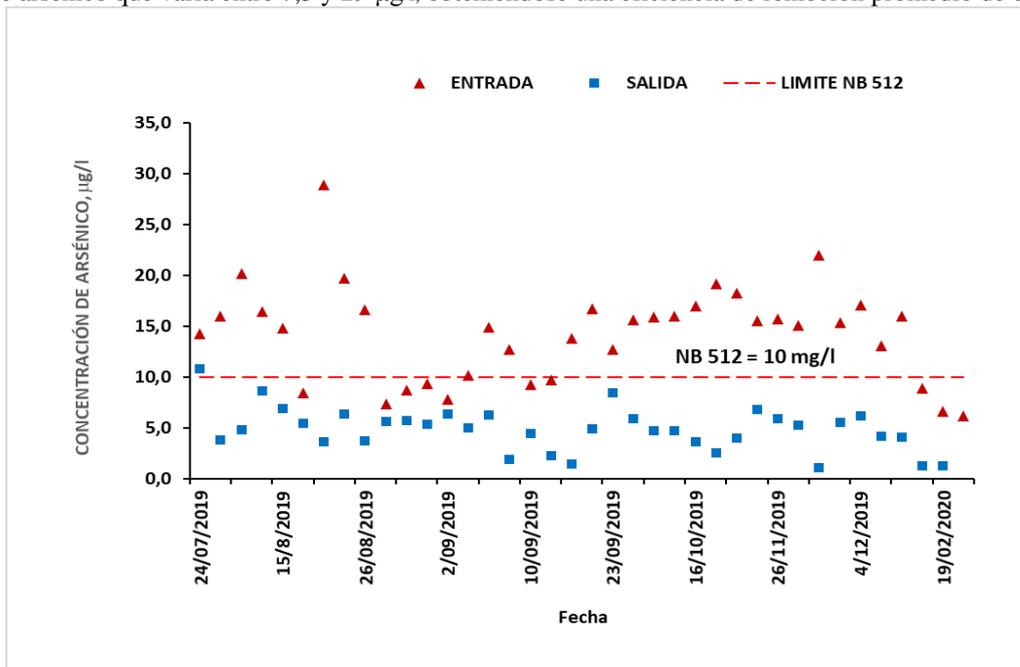


Figura 12: Remoción de arsénico de la planta de tratamiento en Cochabamba.

Las características del agua sin tratar favorecen la remoción del arsénico en ambos procesos (RAOS y filtros IOCS) por las siguientes razones:

- El pH y el potencial óxido-reducción, Eh, permiten que prevalezca el anión H_2AsO_4^- (As pentavalente) [23] que es preferentemente adsorbido tanto por los microflóculos formados en los fotoreactores como por los sitios de adsorción disponibles en las partículas de arena IOCS, dentro de los filtros.
- Los aniones sulfato, cloruro, fluoruro y nitrato presentan concentraciones bajas, por lo tanto, no compiten con el anión H_2AsO_4^- por los sitios activos de los microflóculos de ferrihidrita ($\delta\text{-FeOOH}$) o de la capa de óxido férrico en los filtros.
- La alcalinidad provista por los iones bicarbonato (HCO_3^-) probablemente mejore la precipitación de hidróxido férrico [35] y también puede generar nuevas especies oxidantes que favorezcan la remoción de As(V), tal como sugieren Hugh *et al.* [32].

El sistema de Quillacas se puso en marcha en la última semana de septiembre de 2019, operando ininterrumpidamente hasta la fecha de esta publicación. El monitoreo del desempeño se realizó en visitas realizadas antes del 15 de marzo, fecha en que no se pudo viajar al sitio de emplazamiento, debido al cumplimiento de la cuarentena dispuesta por el gobierno por la pandemia del COVID-19. Se operó el sistema sin utilizar los fotoreactores para observar el desempeño de los filtros IOCS. En esta modalidad, se añadió sulfato ferroso y citratos cada cierto tiempo, de acuerdo al número de volúmenes de lecho vacío que fueron filtrados, con el objeto de regenerar los sitios activos en la capa externa del medio IOCS dentro de los filtros. La Tabla 5 muestra las condiciones de operación del sistema.

TABLA 5- CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE QUILLACAS

PARÁMETRO	RESULTADO
pH, -	7,8 - 8,1
Oxígeno disuelto, mg/l	0,2-0,3
Potencial óxido-reducción, mV	230
Conductividad específica, mS/cm	1024
Flujo volumétrico, l/min	9,6 - 10,34
Carga hidráulica en los filtros, $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-h}$	0,58 - 0,62
Tiempo de residencia en tubos de fotoreactores, min	1,52 -1,72
Intensidad de radiación UVA incidente, W/m^2	30 – 62
Dosis de sulfato ferroso, mg/l	13,6 – 14
Dosis de citrato de sodio, mg/l	6,9 - 7,0
Consumo diario, m^3/d	0,042 - 0,275

La Figura 13 muestra el desempeño del sistema de manera cronológica. Las concentraciones de entrada varían entre $31\mu\text{g}/\text{l}$ y $83\mu\text{g}/\text{l}$ y las concentraciones de salida de agua ya microfiltrada llegan a menos de $5\mu\text{g}/\text{l}$, obteniéndose eficiencias de remoción hasta un 95% en la mayoría de las mediciones, a pesar de tratar aguas con contenidos de arsénico bastante mayores que los observados en Cochabamba. La línea roja representa la adición de sulfato ferroso como fuente de hierro para la regeneración de la capa externa del medio filtrante, como se describe en la Figura 13.

La Figura 14 presenta la relación entre la concentración de arsénico en función del número de volúmenes de lecho relleno de arena recubierta de óxido de hierro para evaluar la capacidad de este medio en la remoción de arsénico.

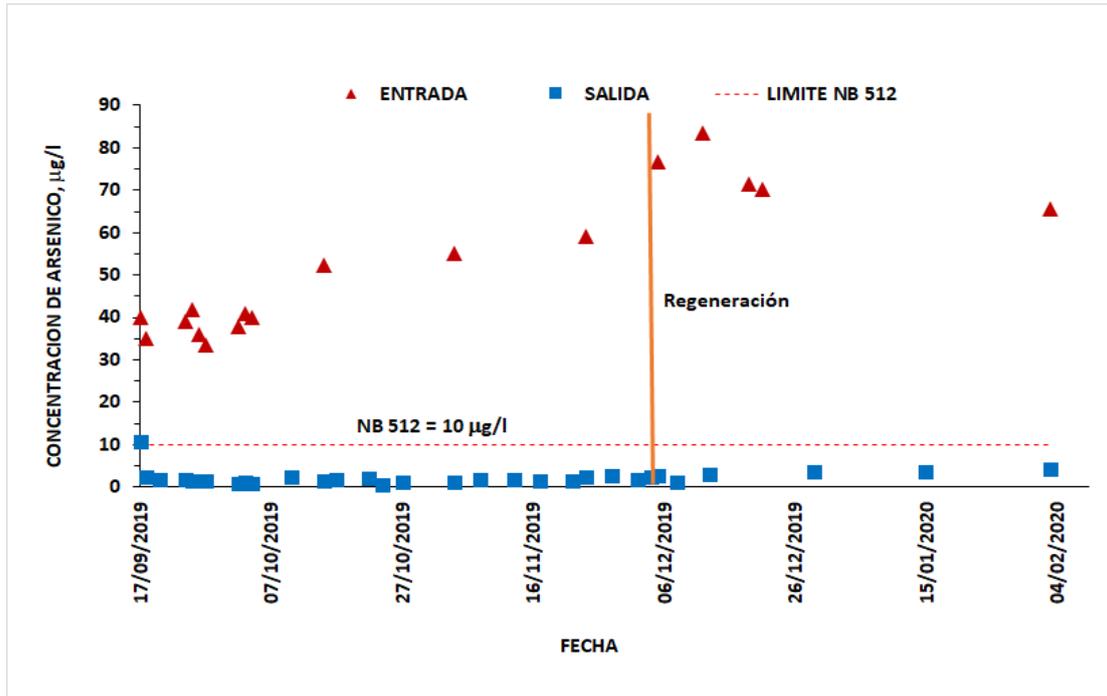


Figura 13: Cronología de la remoción de arsénico de la planta de tratamiento en Quillacas.

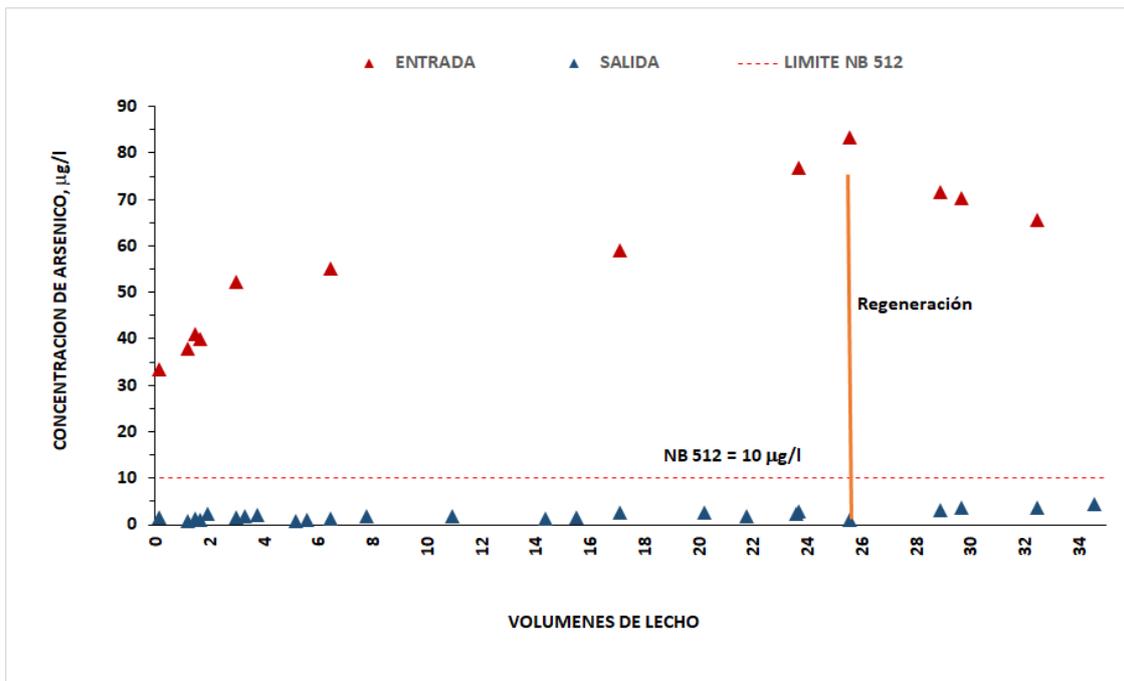


Figura 14: Remoción de arsénico en función de los volúmenes de lecho de agua tratada en la planta de tratamiento de Quillacas.

Este alto grado de eficiencia en la remoción puede explicarse de la siguiente manera:

- La capacidad de remoción del medio IOCS no se vio afectada por la alta salinidad, la significativa concentración de aniones competitivos como el sulfato y cloruro. Este hecho es concordante con lo observado por Van Den Bergh *et al.* en aguas de la zona norte aledaña al lago Poopó, que presentaban características hidroquímicas similares y quienes demostraron que incrementos de estos aniones tienen muy poco efecto en la eficiencia de remoción [33, 35-36]. En ese estudio se demostró que los cloruros no tuvieron efectos significativos ($p < 0,01$) en la remoción de As en el rango 755 to 2266 mg-Cl/l.
- El agua de pozo de Quillacas no contiene fosfatos, anión que puede competir con el arsénico por los sitios activos del medio IOCS. El fosfato es un anión competidor con el arseniato, dado que las concentraciones usuales en aguas

subterráneas pueden superar en mucho a las concentraciones de arsénico (mg/l vs. µg/l). La interferencia del fosfato con el As es posible cerca de pH 7,5, debido a que la adsorción se basa mayormente en la atracción electrostática entre cargas opuestas del H_2AsO_4^- y la superficie de óxido férrico [32].

- La alta concentración de boratos tampoco afecta la capacidad de remoción de este medio.
- La regeneración del medio IOCS se realizó cuando se alcanzó 26 volúmenes de agua tratada. Este número de volúmenes es todavía bajo respecto a lo que se reporta en estudios anteriores (45), para que la concentración en la salida supere los 10 µg/l [33]. En general el bajo número de volúmenes se debe al bajo consumo diario observado (0,270 m³/d) respecto a la capacidad de tratamiento establecida en el diseño (1,5 m³/d).

6. CONCLUSIONES

Se ha diseñado, construido y puesto en marcha un sistema de remoción de arsénico natural presente en aguas subterráneas en dos unidades educativas ubicadas en una zona periurbana de la ciudad de Cochabamba y la población rural de Quillacas, Provincia Abaroa del departamento de Oruro.

El sistema consta de dos procesos de remoción de arsénico que funcionan en serie: el proceso RAOS que requiere una etapa de aireación y dosificación de sulfato ferroso y citrato de sodio automáticamente controlado con el flujo de agua, 6 fotoreactores provistos de tubos de acrílico de alta transmitancia emplazados en colectores solares tipo Fresnel (con capacidad colectora de 17,5 soles) y el proceso IHE-ADART que utiliza filtros de arena recubierta con óxido de hierro, IOCS, seguidos de una microfiltración con filtros de polipropileno de 5 y 1 micras dispuestos en serie.

El sistema es capaz de remover el arsénico total (particulado y disuelto) hasta concentraciones menores a lo requerido por la guía de la OMS y la norma boliviana NB 512 (10 µg/l) en ambas unidades educativas, aun cuando las características hidroquímicas de las aguas tratadas fueron sustancialmente diferentes.

Las características del agua de pozo en Cochabamba, favorecen la remoción de arsénico por ambos procesos, especialmente el pH, el potencial óxido-reducción y las bajas concentraciones de aniones competidores (cloruros, sulfatos y nitratos) por los sitios de adsorción que están sobre la superficie de los microflóculos de hidróxido férrico o de la capa de óxido férrico que recubre la arena de los filtros IOCS.

Por otra, parte, las elevadas concentraciones de cloruros, boratos y sulfatos presentes en el agua de pozo que usa la unidad educativa de Quillacas y su alta salinidad no afectan significativamente a la capacidad de adsorción de la arena IOCS, permitiendo elevadas eficiencias de remoción de arsénico (mayores al 90%).

En conclusión, el sistema es adecuado, desde el punto de vista técnico para la remoción de arsénico natural presente en aguas subterráneas del valle bajo de Cochabamba y de la zona sur colindante con el lago Poopó en el altiplano boliviano.

7. RECONOCIMIENTOS

Este trabajo ha sido ejecutado dentro del marco del proyecto “Detección y remoción de arsénico natural en zonas desfavorecidas con abastecimientos de aguas subterráneas (Bolivia)” - 2016/ACDE/001442, que ha sido financiado por la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID, España).

Se agradece la colaboración de Luis Fernando Escalera, Micaela Flores Lanza (estudiante de petróleo UPB), José Abril (Geólogos del Mundo, España), Virginia Robles (IGME) y Paul Baudron (Polytechnique Montréal, Canadá).

También se desea agradecer a las autoridades originarias de la población de Quillacas, quienes apoyaron la ejecución de los trabajos de implementación del sistema y al señor José Aguilar quien funge actualmente las labores de operador del sistema de tratamiento.

8. REFERENCIAS

- [1] Kapaj, S., Peterson, H., Liber, K. and Bhattacharya, P. Human Health Effects from Chronic Arsenic Poisoning—A Review, *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 41:2399–2428, 2006
- [2] Hughes, M., Beck, B., Chen, Y., Lewis, A., and Thomas, D. Arsenic Exposure and Toxicology: A Historical Perspective *Toxicological Sciences* 123(2), 305–332 (2011)
- [3] Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem.* 17, 517–568.

- [4] Murcott S. (2012). Arsenic contamination in the world. An international sourcebook. IWA Publishing, London, 282 p.
- [5] Ravenscroft, P., Brammer, H., Richards, K.S., 2009. Arsenic Pollution: A Global Synthesis. Wiley-Blackwell, West Sussex (579 p).
- [6] Bhattacharya P, Polya D.A. and Jovanovic D. (Eds.). Best Practice Guide on the Control of Arsenic in Drinking Water. IWA Publishing (2017) Metals and Related Substances in Drinking Water Series, 267 pp.
- [7] WHO (2011) Guidelines for Drinking-Water Quality. 4th ed. (Geneva).
- [8] D. Kinniburgh and P. Smedley, "Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh," British Geological Survey, Keyworth, 2001.
- [9] D. N. Guha Mazumder, R. Haque, N. Ghosh, B. K. De, A. Santra, D. Chakraborty, and A. H. Smith, "Arsenic, levels in drinking water and the prevalence of skin lesions in West Bengal, India.," *Int. J. Epidemiol.*, vol. 27, no.5, pp. 871–7, Oct. 1998
- [10] J. Bundschuh, A. Pérez Carrera, and M. Litter, IBEROARSEN: Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana. [Spain] CYTED, Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, 2008
- [11] Bhattacharya, P., Claesson, M., Bundschuh, J., Sracek, O., Fagerberg, J., Jacks, G., Martin, R. A., Storniolo, A., Thir, J. M. Distribution and mobility of arsenic in the Río Dulce alluvial aquifers in Santiago del Estero Province, Argentina. *Science of the Total Environment*, 358, 2006, pp. 97–120
- [12] Cornejo, L., Lienqueo, H., Arenas, M., Acarapi, J., Contreras, D., and Yáñez, J. In field arsenic removal from natural water by zero-valent iron assisted by solar radiation. *Environmental Pollution*, 156, 2008, pp. 827-831
- [13] Bundschuh, J., Litter, M.I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H.B., Jiin-Shuh, J., Chen-Wuing, L. López, D., Armienta, M.A. Guilherme, L.R.G., Gomez Cuevas, A., Cornejo, L., Cumbal, L., Toujaguez, R. (2012) One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the Total Environment*. 429 2–35.
- [14] Proyecto Piloto Oruro (PPO) (1996a) Impacto de la Contaminación Minera e Industrial Sobre Aguas Subterráneas (Impact of Mining and Industrial Pollution On Groundwaters; in Spanish). R-BOE-9.45-9702-PPO 9616. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, Secretaría de Medio Ambiente, Swedish Geological AB, La Paz.
- [15] Banks, D., Markland, H., Smith, P.V., Mendez, C., Rodriguez, J., Huerta, A., Sæther, O.M. (2004). Distribution, salinity and pH dependence of elements in surface waters of the catchment areas of the Salars of Coipasa and Uyuni, Bolivian Altiplano. *Journal of Geochemical Exploration*. 84 141–166.
- [16] Hermansson, E., Karlsson, L. (2004) Occurrence and Distribution of Heavy Metals in the Groundwater of Poopó Basin, Bolivian Altiplano. MSc. Thesis, Lund University, 92pp.
- [17] K. Van Den Bergh, G. Du aing, J. C. Montoya. De Deckere, and F. M. G. ack, "Arsenic in drinking water wells on the Bolivian high plain: Field monitoring and effect of salinity on removal efficiency of iron-oxides-containing filters," *J. Environ. Sci. Heal. Part A*, vol. 45, no. 13, pp. 1741–1749, Oct. 2010.
- [18] Tapia, J. Murray, M. Ormachea, N. Tirado, D. K. Nordstrom (2019) Origin, distribution, and geochemistry of arsenic in the Altiplano-Puna plateau of Argentina, Bolivia, Chile, and Perú 678 (2019) 309-325.
- [19] Ramos Ramos, O.E., Fernando Cáceres, L., Ormachea Muñoz, M.R., Bhattacharya, P., Quino, I., Quintanilla, J., Sracek, O., Thunvik, R., Bundschuh, J., and Eugenia García, M. (2011). Sources and behavior of arsenic and trace elements in groundwater and surface water in the Poopó Lake Basin, Bolivian Altiplano, *Environmental Earth Sciences*, 66, 793-807.
- [20] Ormachea Muñoz, M.R., Wern, H., Johnsson, F., Bhattacharya, P., Sracek, O., Thunvik, R., Quintanilla, J., and Bundschuh, J. (2013) Geogenic arsenic and other trace elements in the shallow hydrogeologic system of Southern Poopó Basin, Bolivian Altip. (2014). Presencia Natural de Arsénico en Aguas de Pozos Profundos y su Remoción Usando un Prototipo Piloto Basado en Colectores Solares de Bajo Costo. *Investigación & Desarrollo*, 14 (2); 85–93.
- [21] Ormachea Muñoz, M.R., García Aróstegui, J.L., Bhattacharya, P., Sracek, O., Garcia Moreno, M.E., Kohfahl, C., Quintanilla Aguirre, J., and Hornero Diaz, J. (2016) Geochemistry of naturally occurring arsenic in groundwater and surface-water in the southern part of the Poopó Lake basin, Bolivian Altiplano. *Journal of Groundwater for Sustainable Development*. 2–3, 104-116.
- [22] Escalera, R., Ormachea, M., Ormachea, O., y Heredia, M. (2007). Presencia de arsénico en aguas de pozos profundos y su remoción usando un prototipo piloto basado en colectores solares de bajo costo. *Investigación & Desarrollo*, No. 14 (2): 83 – 91.

- [23] Escalera Vásquez R., and Ormachea Muñoz, M. (2017). Water chemistry of naturally occurring arsenic in groundwater of the suburban areas of Cochabamba - Bolivia and technical feasibility evaluation of arsenic removal processes (in Spanish). UPB - Investigación & Desarrollo, 17 (1): 27-41.
- [24] R Escalera and O. A. Ormachea, "Solar Oxidation and Removal of Arsenic from Groundwater Utilizing a Semicircular Section Tubular Photoreactor," J. Environ. Sci. Eng., vol. 1, no. 9A, pp. 1071–1082, 2012.
- [25] F. Lara, Cornejo, Yáñez, Freer, and H. D. Mansilla, "Solar-light assisted removal of arsenic from natural waters: effect of iron and citrate concentrations," J. Chem. Technol. Biotechnol., vol. 81, no. 7, pp. 1282–1287, Jul. 2006.
- [26] R. Escalera, O. Ormachea, N. Casanovas, M. Ormachea, and L. Huallpara, "Remoción de Arsénico Asistida por Oxidación UV Solar (RAOS) en Foto-reactores Tubulares de Sección Semicircular -Cinética del Crecimiento de Flóculos de Fe(OH)₃," Investig. Desarro., vol. 11, no. 2011, pp. 37–45, 2011.
- [27] R. Escalera, M. Ormachea, O. Ormachea, and M. Heredia, "Presencia Natural de Arsénico en Aguas de Pozos Profundos y su Remoción Usando un Prototipo Piloto Basado en Colectores Solares de Bajo Costo," Investig. Desarro., vol. 2, pp. 85–93, 2014.
- [28] Escalera, R. "Remoción de Arsénico en Aguas Subterráneas con bajas concentraciones de hierro, mediante microfiltros comerciales". Investig. Desarro, vol.1. no. 16, pp. 39 - 48, 2016
- [29] B. Petruszewski, S. Sharma, J. C. Schippers and K. Shordt, "Arsenic in Drinking Water" Thematic Overview Paper 17, IRC International Water and Sanitation Cenlano, Journal of Hazardous Materials, Journal of Hazardous Materials 262, 924– 940.
- [30] Manning, B. A.; Goldberg, S. (1997). Arsenic (III) and Arsenic (V) adsorption on three California soils. Soil Sci. 162 (12), 886-895.
- [31] Hug, S.T., Wegelin, M., Gechter, D., Canonica, L., "Arsenic contamination of groundwater: disastrous consequences in Bangladesh". EAWG News 49, (2001a) 18–20.
- [32] Hug, S.T. y Leupin, O. (2003). Iron-Catalyzed Oxidation of Arsenic(III) by Oxygen and by Hydrogen Peroxide: pH-Dependent Formation of Oxidants in the Fenton Reaction. Environ. Sci. Technol., 37, 2734-2742
- [33] K. Van Den Bergh, G. Du aing, J. C. Montoya. De Deckere, and F. M. G. ack, (2010), "Arsenic in drinking water wells on the Bolivian high plain: Field monitoring and effect of salinity on removal efficiency of iron-oxides-containing filters," J. Environ. Sci. Heal. Part A, vol. 45, no. 13, pp. 1741–1749.
- [34] Bhattacharya, P. Jacks, G. Ahmed, K. M., Khan, A. A., Routh, J.,2002b. Arsenic in groundwater of the Bengal Delta Plain Aquifers in Bangladesh. Bull.Environ.Contam. Toxicol. 69(4), 538–545.
- [35] M.G. García, J. d'Hiriart, J. Giullitti, H. Lin, G. Custo, M. del V. Hidalgo, *et al.*, (2004). Solar light induced removal of arsenic from contaminated groundwater: The interplay of solar energy and chemical variables, Solar Energy 77 601-613.
- [36] Hsu, J.C.; Lin, C.J.; Liao, C.H.; Chen, S.T. Evaluation of the multiple-ion competition in the adsorption of As(V) onto reclaimed iron-oxide coated sands by fractional factorial design.Chemosphere 2008, 72(7), 1049–1055.