

## **EVALUACIÓN DE UN BIORREACTOR UASB PARA LA REMOCIÓN DE SULFATOS EN DRENAJES ÁCIDOS DE MINAS**

### **EVALUATION OF A UASB BIOREACTOR FOR THE REMOVAL OF SULPHATES IN ACID MINES DRAINAGE**

Daniela Montealegre Hernandez<sup>1</sup>; Daniel Felipe Ospina Bustos<sup>2</sup>

<sup>1,2</sup> Departamento de Ingeniería, Programa de Ingeniería Química, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá – Colombia.

#### **Resumen**

El tratamiento de drenajes ácidos de mina (DAM) por medios pasivos son los más utilizados a nivel mundial por sus beneficios a largo plazo, a escala laboratorio los reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) son ampliamente utilizados para este propósito. Estos reactores permiten obtener altas tasas de remoción de sulfatos, teniendo en cuenta que los DAM contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión y altos contenidos de sulfato. Las bacterias sulfato-reductoras (BSR) son microorganismos procariotas que usan el sulfato como aceptor final de electrones, lo que les permite reducirlo sin asimilarlo. El objetivo principal de este trabajo fue diseñar y construir un sistema de tratamiento pasivo para los DAM con el fin de reducir los sulfatos presentes en un DAM sintético. Se usó un lodo granular de la compañía Alpina S.A. con el cual se obtuvo una eficiencia de remoción de sulfatos del 40%, alcanzando a remover hasta 2072.18 ppm de sulfatos en un DAM sintético que tuvo una temperatura constante de 35° Celsius. El sistema de tratamiento constó de tres reactores de bajo costo de iguales dimensiones a los cuales se les suministro el DAM sintético por medio de una bomba peristáltica que otorgó tres caudales diferentes con el fin de tener tres tiempos de retención hidráulico (TRH) diferentes y poder evaluar el efecto de estos en la actividad sulfato-reductora. La determinación de la actividad sulfato-reductora se realizó por dos métodos, el primero por la medición del pH en los efluentes, el aumento en el pH es indicativo de que la actividad sulfato-reductora está aumentando, el segundo método fue por cuantificación de iones sulfato en el DAM sintético y en los efluentes, una concentración de sulfatos menor en los efluentes respecto al DAM sintético es el indicativo más preciso de la actividad sulfato-reductora de las BSR presentes en el lodo granular.

**Palabras Clave:** reactor anaerobio de flujo ascendente, drenaje ácido de mina, tiempo de retención hidráulico, sulfato, bacteria sulfato reductora.

## Abstract

The treatment of acid mine drainages (AMD) by passive means are the most used worldwide for their long-term benefits. At the laboratory scale, Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) are widely used for this purpose. These reactors allow to obtain high rates of sulphate removal, taking into account that the DAM contain a large amount of suspended solids and high sulphate contents. Sulfate-reducing bacteria (BSR) are prokaryotic microorganisms that use sulfate as the final electron acceptor, which allows them to reduce it without assimilating it. The main objective of this work was to design and build a passive treatment system for the DAM in order to reduce the sulfates present in a synthetic DAM. A granular slurry was used from the company Alpina S.A. with which a sulphate removal efficiency of 40% was obtained, reaching up to 2072.18 ppm of sulphates in a synthetic DAM that had a constant temperature of 35 ° Celsius. The treatment system consisted of three low cost reactors of equal dimensions to which the synthetic DAM was supplied by means of a peristaltic pump that granted three different flow rates in order to have three different hydraulic retention times (TRH) and power evaluate the effect of these on the sulphate-reducing activity. The determination of the sulphate-reducing activity was carried out by two methods, the first by the measurement of the pH in the effluents, the increase in the pH is indicative that the sulphate-reducing activity is increasing, the second method was by quantification of ions sulfate in the synthetic DAM and in the effluents, a lower concentration of sulphates in the effluents compared to the synthetic DAM is the most accurate indicator of the sulphate-reducing activity of the BSR present in the granular sludge.

**Keywords:** upflow anaerobic sludge blanket, acid mine drainage, hydraulic retention time, sulfate, sulfate reducing bacteria.

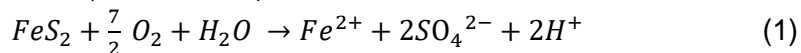
## Introducción

En Colombia hay un total de 14357 unidades de producción minera (UPM), repartidas en 23 departamentos, de los cuales el 63% se encuentra en estado de ilegalidad (Ministerio de minas y energía, 2014). Estas unidades de producción minera que se encuentran en estado de ilegalidad son las que mayor contaminación generan, implican un riesgo para los suelos, las fuentes hídricas y la biodiversidad; Las UPM generan drenajes ácidos de mina (DAM) los cuales requieren un manejo especial debido a la afectación que genera a los entornos cercanos, como la contaminación de las fuentes hídricas con diversos metales pesados, sulfatos, y precipitados de hierro (Chaparro Leal, 2015), y cambios drásticos en las propiedades del suelo, lo que genera una afectación a la flora (Procuraduría General de la Nación, 2011).

El DAM es causante de grandes problemas ambientales, esto debido al alto potencial de contaminación de los recursos hídricos superficiales o subterráneos. Los DAM además de tener un bajo pH, contienen una cantidad considerable de sólidos en suspensión con altos contenidos de sulfato y metales pesados, estos elementos en concentraciones altas afectan considerablemente la actividad biológica, adicionalmente pueden llegar a afectar

estructuras metálicas y de hormigón. algunos países ya realizan tratamientos para los DAM, sin embargo, los tratamientos activos tienen un coste elevado debido a que se basan en la adición de sustancias neutralizantes en grandes cantidades, además de esto requieren de un control constante y un mantenimiento regular de las instalaciones en las que se realiza el tratamiento (Aduvire, 2006).

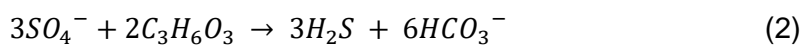
Los DAM se producen por la oxidación de los sulfuros metálicos por parte de las bacterias ferro oxidantes del azufre, donde se liberan cantidades muy significativas de sulfatos, hidronios y metales: (Durán, 2001)



Es muy importante conocer la velocidad de la reacción (1) debido a que, si esta se da muy lentamente, los efectos en el medio ambiente se podrán despreciar, pero si ocurre el caso contrario y la reacción se da rápidamente, se deben aplicar medidas de control (Aduvire, 2006). Uno de los grandes problemas de los DAM es que se puede producir de manera indefinida, inclusive si ya no se está explotando la mina (QUIMTIA Industrial, 2017); por lo que se buscan tratamientos que sean económicos y se puedan aplicar durante y después de la explotación minera.

Para el tratamiento de los DAM de carbón y de metales, existen en la actualidad dos tipos de tratamientos, los cuales buscan cambiar las condiciones del potencial de óxido-reducción y del pH de tal manera que se presente un favorecimiento a la formación de especies insolubles que posteriormente se precipitan como oxihidróxidos metálicos. Los sistemas activos consisten en la adición de sustancias alcalinas, con las cuales se busca lograr la neutralización de los ácidos y de esta forma favorecer la precipitación de los metales pesados. Por su parte los sistemas pasivos implementan procesos naturales, donde se utilizan microorganismos, plantas y gravedad. El tratamiento pasivo resulta ser una opción muy buena debido a su bajo costo, fácil manejo y operación y su gran eficiencia en el tratamiento de aguas ácidas, esto la hace más atractiva para el tratamiento de los DAM generados en las minas en las que ha cesado la actividad (Aduvire, 2006).

Las (BSR) existen de forma natural y hacen parte de un grupo de procariotas que tienen la capacidad de usar sulfato como aceptor final de electrones, reduciendo el sulfato sin asimilarlo. Son microorganismos anaerobios los cuales se pueden encontrar tanto en medios acuáticos como terrestres (López y Fuentes, 2015). La reducción del sulfato termina en la producción de  $H_2S$ , posteriormente el sulfuro reacciona con los metales disueltos en el agua, de esta reacción se forman sulfuros insolubles en el agua; todo esto depende del pH del medio. Por otro lado, los iones bicarbonato reaccionan con los protones de manera que se forma  $CO_2$  y  $H_2O$ , lo que genera el aumento del pH del medio.



El desencadenamiento de estas reacciones puede ser el proceso ideal para el tratamiento de los DAM, debido a que se logra el incremento del pH y se genera la precipitación de los metales pesados presentes en el drenaje; todo esto solo por la presencia de las BSR. (Durán, 2001). Entre las características de las BSR se encuentra que tienen un crecimiento óptimo en un rango de pH entre 6.0 a 9.0 y en un rango de temperatura entre 28 a 32°C; sin embargo, estas bacterias son capaces de adaptarse en ambientes extremos, lo que les da la posibilidad de crecer en ambientes que se encuentran por fuera de los rangos ya mencionados (Escobar, 2015).

El objetivo principal de este trabajo fue desarrollar un sistema de tratamiento pasivo para el tratamiento de drenajes ácidos de mina, haciendo uso de bacterias sulfato-reductoras, en el trabajo se evaluó el efecto del tiempo de retención hidráulica en la remoción de sulfatos de los DAM.

## 2. Metodología:

### 2.1 Diseño del sistema de tratamiento pasivo de DAM:

De acuerdo con estudios previos (Kaksonen & Puhakka, 2007) al estudiar la actividad sulfato reductora en diferentes tipos de reactores, se evidenció que el reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en ingles), es en el que se presentó mayor actividad sulfato reductora. Por esta razón se decidió usar reactores UASB para el desarrollo del trabajo.

El reactor UASB fue desarrollado por Lettinga en los años 70, y es ampliamente utilizado en zonas tropicales, la razón por la cual se utilizan principalmente en estas zonas, es debido a que este reactor presenta unas limitaciones por temperatura, ya que esta afecta la velocidad de hidrólisis de la materia orgánica, provocando una reducción en la eficiencia del tratamiento. Este reactor está conformado por dos partes, una columna que puede ser rectangular o cilíndrica y un separador gas-líquido-sólido (SGL, por sus siglas en ingles), se usó un lodo granular ya que es en estos gránulos donde se lleva a cabo la actividad biológica (Orozco et al., 2014).

Un reactor tipo UASB se puede fabricar de diversos materiales, se han elaborado en acrílico (Orozco et al., 2014), se pueden elaborar en tubos de PVC (Méndez et al., 2013), y también se han desarrollado en vidrio (Parra & Campos, 2013).

El diseño del reactor se realizó en base a los criterios de diseño de reactores UASB (Caicedo, 2006), tomando como base un volumen de 3 L y tiempos de retención hidráulica de 12 h, 28 h y 44 h, los reactores se construyeron usando tubos de PVC de 3 pulgadas.

Criterios de diseño:

- Caudal:

$$Q = \frac{V_R}{TRH} \quad (5)$$

- Área del reactor:

$$A_R = \pi \frac{D^2}{4} \quad (6)$$

- Altura efectiva del reactor:

$$L = \frac{4 * V_R}{\pi * D^2} \quad (7)$$

- Carga hidráulica:

$$C_H = \frac{Q}{A_R} \quad (8)$$

- Velocidad de flujo en la campana:

$$V_F = 4 * C_H \quad (9)$$

Diseño del separador gas-líquido-sólido

- Área de abertura:

$$A_{AB} = \frac{Q}{V_F} \quad (10)$$

- Área de sección transversal de la campana:

$$A_C = A_R - A_{AB} = \pi * R_c^2 \quad (11)$$

Donde  $R_c$  es el radio mayor de la campana

- Ancho de la abertura:

$$W_A = R_R - R_c \quad (12)$$

Donde  $R_R$  es el radio del reactor

Para el diseño se asumieron el ancho mínimo interno ( $W_T$ ) de la campana como 0.6 cm y la altura tope ( $H_T$ ) del separador GLS como 4.4 cm.

$$W_G = R_R - W_A - 0.5 * W_T \quad (13)$$

El Angulo de la campana es de 60° con el fin de que se favorezca el diseño de la campana (Caicedo, 2006)

- Altura de la campana:

$$H_G = W_G * \tan \alpha \quad (14)$$

- Traslapo:

$$T_V = 1.5 * W_A \quad (15)$$

- Ancho de los deflectores:

$$W_D = T_V + W_A \quad (16)$$

- Longitud de los deflectores:

$$L_D = 2 * W_D * \tan 45^\circ \quad (17)$$

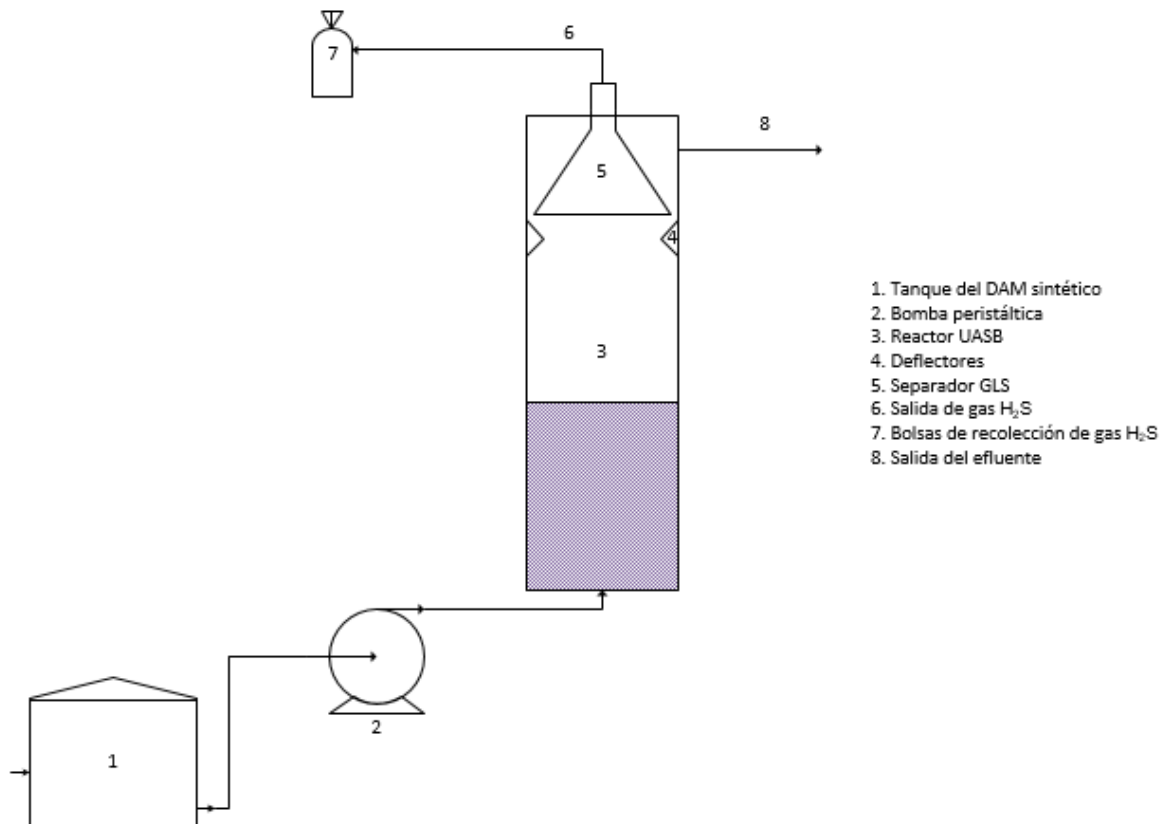


Figura 1. Esquema del reactor UASB (Con base en Gonçalves, et al., 2005)

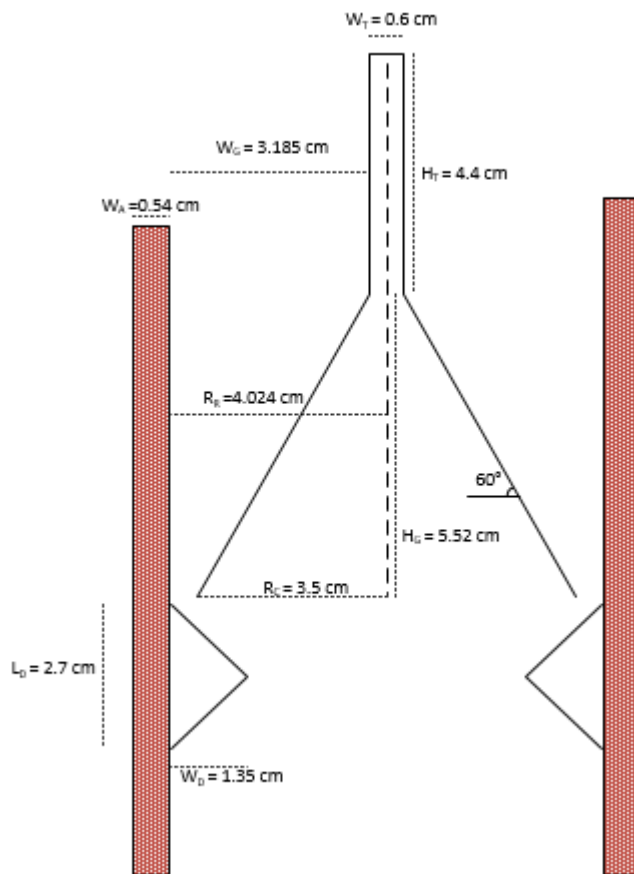


Figura 2. Esquema del separador GLS (Con base en Caicedo, 2006)

## 2.2 Construcción del reactor UASB

Los reactores UASB se construyeron tomando tubos de PVC de 3 pulgadas y 60 centímetros de largo, los deflectores se realizaron en masilla epoxica, los cuales posteriormente fueron pegados al interior de los reactores. Para el separador GLS se hizo uso de embudos que cumplieran con las dimensiones calculadas, los embudos se acondicionaron a tapas para tubos de PVC los cuales se usaron con el fin de mantener el sistema completamente anaerobio. La parte inferior del reactor se acondicionó una tapa con rosca para tuberías, la cual se selló con cinta teflón con el fin de que no se presentaran fugas al momento de iniciar el proceso de tratamiento. Para las corrientes del influente y los efluentes se utilizó manguera de PVC, las cuales se acoplaron a las mangueras de la bomba peristáltica.

## 2.3 Puesta en marcha del sistema

Para el alimento del sistema se desarrolló un drenaje ácido de mina sintético cuya composición fue (en g/L): 5.8  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ; 2.5  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ; 0.3  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ; 0.178  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ;

2.28  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ; 0.308  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ; 1.0  $\text{CaCO}_3$ ; 0.233  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ; 0.302  $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ . (Pérez et al., 2017), este se alimentó por medio de una bomba peristáltica a la cual se le adecuaron 3 cabezales con el fin de que cada uno de ellos otorgara el caudal necesario para cumplir con el tiempo de retención hidráulico estipulado. A cada reactor se le agregaron 700 mL de lodo granular proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Alpina S.A. en Sopo-Cundinamarca. Posteriormente al arranque del sistema se procedió a la toma de muestras.

#### 2.4. Determinación y cuantificación de iones sulfato

La determinación y cuantificación de iones sulfato se realizó mediante la norma ASTM D516-16, la cual es una prueba turbidimétrica que permite la determinación de sulfato en agua y agua residual. El reactivo de acondicionamiento se preparó mezclando 3 mL de ácido clorhídrico (HCl) al 37%, 30 mL de agua reactiva tipo I, 10 mL de etanol ( $\text{C}_2\text{H}_6\text{O}$ ) al 95%, 7.5 g de cloruro de sodio (NaCl) y 5 mL de glicerol ( $\text{C}_3\text{H}_8\text{O}_3$ ). Se procedió con la preparación de la solución estándar de sulfato, para lo cual se disolvió 0.01479 g de sulfato de sodio anhidro ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) en 100 mL de agua destilada. Se realizó una curva de calibración tomando 0.0 mL, 0.2 mL, 0.5 mL, 1.0 mL, 1.5 mL, 2.0 mL, 3.0 mL y 4.0 mL de la solución estándar de sulfato y se completó a 10 mL con agua. Luego se adicionó 0.5 mL de reactivo de acondicionamiento la muestra se puso en agitación y se le adicionaron 0.03 g de cloruro de bario ( $\text{BaCl}_2$ ), se agitó por 1 minuto y se determinó la turbidez en intervalos de 30 segundos, durante un tiempo de 4 minutos, finalmente se registró la máxima lectura obtenida. Estas soluciones presentaron concentraciones de iones sulfato de 0.0 ppm, 2.0 ppm, 5.0 ppm, 10.0 ppm, 15.0 ppm, 20.0 ppm, 30.0 ppm y 40.0 ppm, respectivamente. Se determinó la turbidez en un turbidímetro Hanna Instruments (HI 93703). Para la determinación de iones sulfato en las muestras se tomaron 100  $\mu\text{L}$  de muestra los cuales se diluyeron a 10 mL posteriormente se realizó el mismo procedimiento de la curva de calibración, se adicionaron 0.5 mL de reactivo de acondicionamiento, 0.03 g de cloruro de bario ( $\text{BaCl}_2$ ), se agitó por 1 minuto y se determinó la turbidez. Las pruebas se realizaron por triplicado.

### 3. Resultados y análisis de resultados

De acuerdo a los reactivos y las cantidades utilizados para preparar el DAM sintético, la concentración teórica de este es de 4919 ppm de  $\text{SO}_4^{--}$ . Al hacer la medición con el turbidímetro se obtuvo una lectura promedio de 256 FTU lo que equivale a una concentración de sulfatos de 49 ppm, esta concentración corresponde a la muestra diluida a factor 1/100, por lo que la concentración de sulfatos en el DAM sintético fue de 4900 ppm, una concentración bastante aproximada al valor teórico.



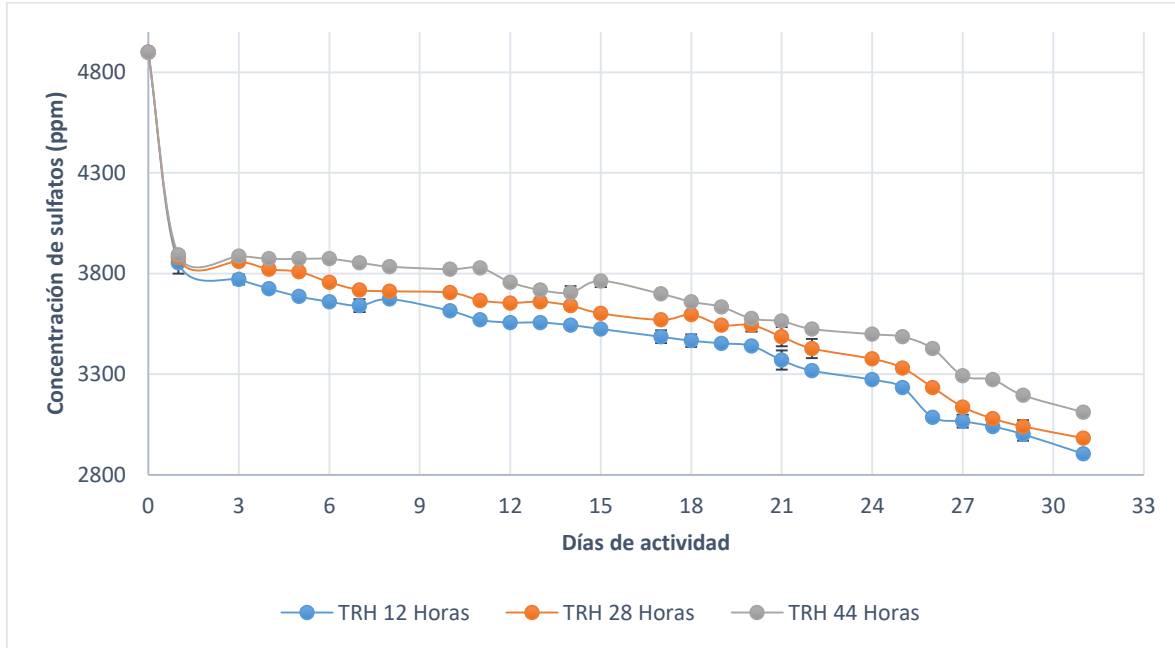


Figura 4. Concentración de sulfatos en ppm respecto a los días de actividad de los reactores UASB.

El sistema estuvo en funcionamiento durante 31 días, durante este tiempo se evaluó el efecto del tiempo de retención hidráulico, se evidenció que durante los primeros días de operación se presentó una reducción mayor a las 1000 ppm en la concentración de sulfatos en los tres reactores, en los siguientes días se evidenció un comportamiento en el que la remoción de sulfatos presentó un comportamiento en el que la remoción de sulfatos fue aumentando diariamente, en cuanto al efecto del tiempo de retención hidráulico, en la figura 4, se evidenció que a mayor tiempo de retención hidráulico mayor es la remoción de sulfatos.

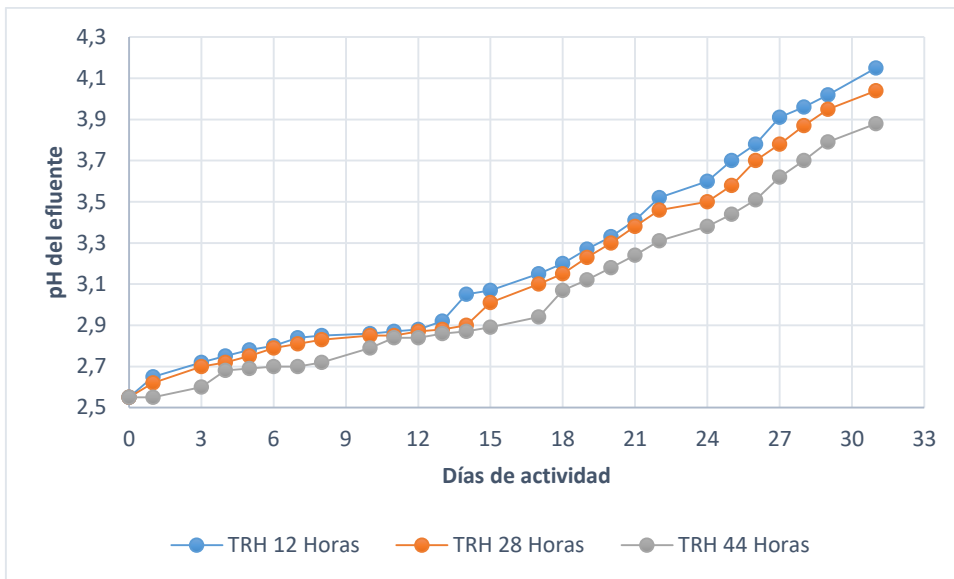


Figura 5. pH de los efluentes respecto a los días de actividad de los reactores UASB

El pH del DAM sintético fue de 2.55, al tener un DAM a un pH bajo las BSR presentes en el lodo de Alpina S.A. disminuyen su actividad sulfato-reductora, esto se debe a que usan la mayor parte de su energía en aumentar el pH del sistema (Escobar, 2015). Se evidenció que con el aumento del pH también aumentó la actividad sulfato-reductora, muestra de ello es que el reactor que tuvo un tiempo de retención hidráulico de 12 h, presentó un mayor pH durante todo el tiempo de actividad lo que se tradujo en una mayor actividad sulfato-reductora respecto a los reactores que presentaban tiempos de retención hidráulico de 28 h y de 44 h.

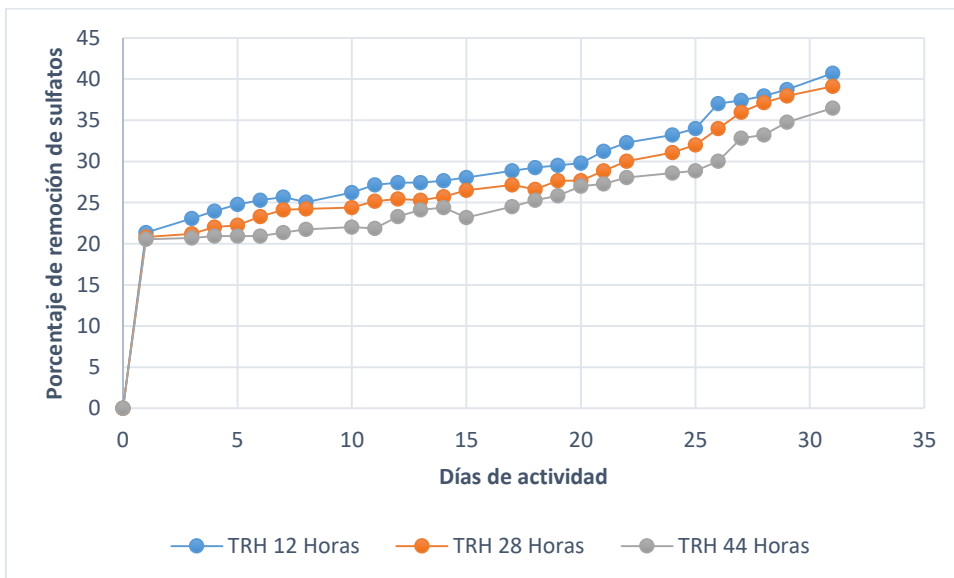


Figura 6. Porcentaje de remoción de sulfatos respecto a los días de actividad de los reactores UASB

De acuerdo a la figura 6 el porcentaje total de remoción en los reactores UASB fue del 42.29%, 40.31% y 37.95%, para los tiempos de retención hidráulicos de 12, 28 y 44 h respectivamente, esto nos permite inferir que los reactores presentaron una remoción acorde a los porcentajes reportados para este tipo de reactores que se encuentra entre el 23% y el 72% de remoción de sulfatos (Tuppurainen et al., 2001). En cuanto al pH la figura 5 muestra que el incremento fue de 1.72, 1.61 y 1.54 para los tiempos de retención hidráulicos de 12, 28 y 44 h respectivamente, estos incrementos son muestra de que las bacterias sulfato-reductoras presentes en el lodo utilizaron gran parte de su actividad para subir el pH y así tener una mejor actividad sulfato-reductora, por esta razón el pH de los efluentes es menor a los reportados por Escobar (2015), Pérez et al, (2017) y Gonçalves et al., (2005), en estos trabajos la medición del pH fue mayor a 6, por lo que la actividad sulfato-reductora fue mayor.

En cuanto a los costos de la fabricación de los reactores UASB, cada uno de ellos tuvo un costo aproximado de \$63.000 pesos colombianos, este valor incluye los materiales con los que se construyeron los reactores, y los tanques de almacenamiento tanto del afluente como de los efluentes. Con base a la concentración de sulfatos removidos se evidencia que se obtuvo una relación costo beneficio de entre 29.5 y 32.9 ppm de sulfatos removidos por cada mil pesos colombianos que costo la fabricación de cada reactor. Esta cantidad de sulfatos removidos corresponde a la concentración de sulfatos en el día 31 de evaluación, y permite inferir que el sistema de tratamiento para remover sulfatos de drenajes ácidos de mina fue un sistema eficiente y de bajo costo.

Finalmente, al evaluar el efecto que tiene el tiempo de retención hidráulico en la remoción de sulfatos, se evidenció que a menor tiempo de retención hidráulico mayor es la tasa de remoción de sulfatos, esto concuerda con lo reportado por Tuppurainen et al., (2002) y Escobar (2015).

#### 4. Conclusiones

La eficiencia del sistema de tratamiento pasivo para drenajes ácidos de mina depende en gran medida de la actividad sulfato-reductora del lodo utilizado, así como del pH que presente el medio.

El costo del sistema de tratamiento depende en gran medida de los materiales en que se construya y de los lugares en los cuales se adquieran dichos materiales, lograr un costo de construcción del sistema bajo, hará que la relación costo-beneficio sea alta.

El tiempo de retención hidráulico no tuvo un efecto considerable en la actividad sulfato-reductora, sin embargo, se observó que con el menor tiempo de retención hidráulico se presentó mayor remoción de sulfatos y un mayor aumento en el pH.

#### 5. Recomendaciones

- El tiempo de retención hidráulico tiene un mayor efecto en sistemas que presenten tamaños diferentes (Escobar, 2015), por lo tanto, para tener una mejor visión del efecto del TRH en la actividad sulfato-reductora se debe diseñar un sistema con reactores de diferente tamaño.
- El pH del drenaje ácido de mina afecta en gran medida la actividad de las bacterias sulfato reductoras, por lo que para tratamientos diseñados para tiempos cortos es recomendable utilizar un DAM con un pH superior o igual a 6.

## 6. Referencias Bibliográficas

- Aduvire, O. (2006). Drenaje ácido de mina, generación y tratamiento (pp. 9, 79-115). Madrid.
- ASTM International. (2016) ASTM D516-16, Standard Test Method for Sulfate Ion in Water, West Conshohocken, PA. DOI:10.1520/D0516-16
- Caicedo, F. (2006) Diseño, construcción y arranque de un reactor U.A.S.B. piloto para el tratamiento de lixiviados. (Especialización en ingeniería ambiental – área sanitaria). Universidad Nacional de Colombia. Manizales.
- Chaparro, L. (2015). Drenajes ácidos de mina formación y manejo. Revista ESAICA, 1(1), 53-57. DOI:10.15649/24225126.272
- Durán, M., Jiménez, A.M. y Martel, F.J. (2001). Tratamiento biológico de aguas ácidas de minería: selección de una población bacteriana enriquecida en bacterias sulfato reductoras. Tecnología del Agua, 209, 56-58.
- Escobar, M. (2015). Evaluación de bacterias sulfato reductoras presentes en reactores pasivos durante la remediación de drenajes ácidos de minas. Maestría en Ciencias Biológicas. Pontificia Universidad Javeriana.
- Gonçalves, M., Leite, S., y Sant'Anna Jr., G. (2005). The bioactivation procedure for increasing the sulphate-reducing bacteria in a UASB reactor. Brazilian Journal of Chemical Engineering, 22(4), 565-571. DOI:10.1590/S0104-66322005000400009
- Kaksonen, A., y Puhakka, J. (2007). Sulfate Reduction Based Bioprocesses for the Treatment of Acid Mine Drainage and the Recovery of Metals. Engineering In Life Sciences, 7(6), 541-564. DOI:10.1002/elsc.200720216
- López, P., y Fuentes, J. (2015). Las bacterias sulfato-reductoras. GEOMINAS, 43(67), pp.93-97.
- Méndez, R., Mena, R., Castillo, E., y Sauri, M. (2013). Evaluación de un reactor UASB para aguas porcinas inoculado con líquido ruminal. Ingeniería, 17 (1), 41-43.
- Ministerio de Minas y Energía. (2014). Normativa Minera (pp. 6-11).
- Orozco, C., Triviño, C., y Manrique, L. (2014). Arranque de un Reactor UASB para el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en Condiciones Andino Amazónicas. Revista Facultad De Ciencias Básicas, Universidad Militar Nueva Granada, 10(2), 170-174. DOI:10.18359/rfcb.328
- Parra, R., y Campos, R. (2013). Tratamiento de lactosuero ácido en un reactor UASB a diferentes cargas constantes y puntuales. Producción + Limpia, 8(2), 60-65

- Pérez, N., Schwarz, A., y Urrutia, H. (2017). Tratamiento del drenaje ácido de minas: estudio de reducción de sulfato en mezclas orgánicas. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(1), 53-54. DOI:10.24850/j-tyca-2017-01-04
- Procuraduría General de la Nación. (2011). *Minería Ilegal en Colombia* (pp. 20-23).
- QUIMTIA Industrial. (2018). Tratamiento activo y pasivo de aguas en el sector minero | Quimtia. *Quimtiamedioambiente.com*. Recuperado el 5 de abril del 2018, de: <http://www.quimtiamedioambiente.com/blog/tipos-tratamiento-aguas-mineria/>
- Tuppurainen, K. O., Väisänen, A. O., y Rintala, J. A. (2002). *Sulphate-Reducing Laboratory-Scale High-Rate Anaerobic Reactors for Treatment of Metal- and Sulphate-Containing Mine Wastewater*. *Environmental Technology*, 23(6), 599–608. doi:10.1080/09593332308618382