



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**ARRANQUE Y OPERACIÓN DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS DE  
FLUJO ASCENDENTE (RALLFA) PARA EL TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE  
PROVENIENTE DEL PROCESO DE FLOTACIÓN DE UNA PLANTA MINERA**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
INGENIERO QUÍMICO**

**P R E S E N T A:**

**CARLOS ALBERTO POBLETE MIER**

**MÉXICO, D.F., 2015**





Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

**JURADO ASIGNADO:**

<b>Presidente</b>	Profesora Landy Irene Ramírez Burgos
<b>Vocal</b>	Profesora Marisela Bernal González
<b>Secretario</b>	Profesor José Agustín García Reynoso
<b>Primer suplente</b>	Profesor Rolando Salvador García Gómez
<b>Segundo suplente</b>	Profesora María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa

**Lugar donde se realizó la investigación**

Laboratorios 301, 302 y 303 de Ingeniería Química Ambiental y de Química Ambiental, Conjunto E, Facultad de Química, UNAM

**Asesor del tema:**

Dra. Marisela Bernal González

\_\_\_\_\_

**Supervisor técnico:**

Profa. Dr.-Ing. María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa

\_\_\_\_\_

**Sustentante:**

Carlos Alberto Poblete Mier

\_\_\_\_\_

# Índice

	Pág.
<b>Resumen</b>	
<b>CAPÍTULO I</b>	
1. Problemática	1
1.1. Introducción	2
1.2. Justificación	4
1.3. Objetivos	4
1.4. Metas	5
1.5. Alcances	5
<b>CAPÍTULO II</b>	
2. Antecedentes	6
2.1. Sistemas anaerobios	6
2.2. Reactor anaerobio de lechos de lodos de flujo ascendente (RALLFA)	8
2.2.1. Ventajas y desventajas de los RALLFA (Ramírez y Koetz, 1988)	8
2.3. Parámetros de operación y control en los procesos anaerobios	10
2.4. Factores que afectan el proceso anaerobio (Díaz <i>et al.</i> , 2002)	11
2.5. Importancia de los microorganismos en un RALLFA (Castro-González, 2004)	13
2.5.1. Microorganismos biodegradadores o hidrolíticos	14
2.5.2. Microorganismos acidogénicos (formadores de ácidos)	14
2.5.3. Microorganismos acetogénicos	15
2.5.4. Microorganismos sulfato reductores (MSR)	15
2.5.4.1. Generalidades	15
2.5.4.2. Características de los MSR	18
2.6. Planta en estudio	19
2.6.1. Generalidades	19
2.6.2. Efluente de proceso en una mina (Ríos-Vázquez, 2009)	21
<b>CAPÍTULO III</b>	
3. Metodología	24
3.1. Reactor	24
3.2. Agua de proceso proveniente de una mina cooperante	25
3.3. Arranque del reactor	25
3.3.1. Primera etapa	25
3.3.2. Segunda etapa	25
3.3.3. Tercera etapa	27
3.4. Parámetros de seguimiento del RALLFA	27
3.4.1. Descripción de los parámetros medidos	27
<b>CAPÍTULO IV</b>	
4. Resultados y discusión	32
4.1. Caracterización del agua residual	32
4.2. Evaluación por etapa	32

Pág.

4.2.1. Arranque (semana 1-6)	32
4.2.2. Primera etapa (semana 7 y 8)	33
4.2.3. Segunda etapa (semana 9 a 15)	36
4.2.4. Tercera etapa (semana 16 – 17)	37
4.2.5. Cuarta etapa “periodo estable” (semana 18 a 25)	38
4.3. Análisis de los parámetros de seguimiento	40
4.3.1. Valores de pH del efluente y del influente	40
4.3.2. Valores del factor de alcalinidad ( $\alpha$ )	41
4.3.3. Valores de DQO en el RALLFA	42
4.3.4. Valores de nitratos	44
4.3.5. Valores de fósforo	47
4.3.6. Valores de sulfatos	49
4.3.7. Valores de sulfuros	51
4.3.8. Valores de sólidos	53

### **CAPÍTULO V**

5. Conclusiones y recomendaciones	57
5.1. Conclusiones	57
5.2. Recomendaciones	58

### **ANEXOS**

Anexo I. Seguimiento del pH	60
Anexo II. Seguimiento del factor de alcalinidad ( $\alpha$ )	62
Anexo III. Seguimiento de la demanda química de oxígeno (DQO)	64
Anexo IV. Seguimiento de nitratos	66
Anexo V. Seguimiento de fósforo	68
Anexo VI. Seguimiento de sulfatos	70
Anexo VII. Seguimiento de sulfuros	72
Anexo VIII. Seguimiento de sólidos totales (ST) y volátiles (SV)	74
Anexo IX. Disposición de los residuos generados en esta investigación	76

### **BIBLIOGRAFÍA**

77

<b>Índice de tablas</b>		<b>Pág.</b>
<b>Tabla 1.</b>	<b>Relación de la actividad minera y su impacto al ambiente (INE, 2005)</b>	<b>1</b>
<b>Tabla 2.</b>	<b>Técnicas utilizadas para el tratamiento de efluentes mineros (Rao y Finch, 1988)</b>	<b>2</b>
<b>Tabla 3.</b>	<b>Parámetros de operación de un RALLFA (Díaz <i>et al.</i>, 2002)</b>	<b>11</b>
<b>Tabla 4.</b>	<b>Preparación de agua sintética (Vergara-Salgado, 2010)</b>	<b>26</b>
<b>Tabla 5.</b>	<b>Parámetros de seguimiento</b>	<b>28</b>
<b>Tabla 6.</b>	<b>Caracterización del agua de interés</b>	<b>32</b>
<b>Tabla 7.</b>	<b>Incremento del porcentaje del agua de mina y pH</b>	<b>34</b>
<b>Tabla 8.</b>	<b>Resumen estadístico sobre datos de DQO</b>	<b>44</b>
<b>Tabla 9.</b>	<b>Verificación de varianza sobre datos de DQO</b>	<b>44</b>
<b>Tabla 10.</b>	<b>Resumen estadístico sobre datos de nitratos</b>	<b>45</b>
<b>Tabla 11.</b>	<b>Verificación de varianza sobre datos de nitratos</b>	<b>46</b>
<b>Tabla 12.</b>	<b>Resumen estadístico sobre datos de fósforo</b>	<b>47</b>
<b>Tabla 13.</b>	<b>Verificación de varianza sobre datos de fósforo</b>	<b>48</b>
<b>Tabla 14.</b>	<b>Resumen estadístico sobre datos de sulfatos</b>	<b>49</b>
<b>Tabla 15.</b>	<b>Verificación de varianza sobre datos de sulfatos</b>	<b>50</b>
<b>Tabla 16.</b>	<b>Resumen estadístico sobre datos de sulfuros</b>	<b>51</b>
<b>Tabla 17.</b>	<b>Verificación de varianza sobre datos de sulfuros</b>	<b>52</b>
<b>Tabla 18.</b>	<b>Resumen estadístico sobre datos de sólidos totales</b>	<b>56</b>
<b>Tabla 19.</b>	<b>Tabla de análisis de varianza, andeva (ANOVA en inglés) sobre datos de sólidos totales</b>	<b>56</b>
<b>Tabla A1.</b>	<b>Seguimiento del pH de las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio</b>	<b>61</b>
<b>Tabla A2.</b>	<b>Seguimiento del factor de alcalinidad (<math>\alpha</math>) de las muestras tomadas en el efluente del RALLFA durante el periodo de estudio</b>	<b>63</b>
<b>Tabla A3.</b>	<b>Seguimiento de la demanda química de oxígeno (DQO) de las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio</b>	<b>65</b>
<b>Tabla A4.</b>	<b>Seguimiento de los nitratos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio</b>	<b>67</b>
<b>Tabla A5.</b>	<b>Seguimiento del fósforo presente en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio</b>	<b>69</b>
<b>Tabla A6.</b>	<b>Seguimiento de los sulfatos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio</b>	<b>71</b>

<b>Índice de tablas</b>		<b>Pág.</b>
<b>Tabla A7.</b>	<b>Seguimiento de los sulfuros presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio</b>	<b>73</b>
<b>Tabla A8.</b>	<b>Seguimiento de los sólidos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio</b>	<b>75</b>

<b>Índice de figuras</b>		<b>Pág.</b>
<b>Figura 1.</b>	<b>Esquema de un reactor tipo RALLFA (Ojeda-Berra, 2008)</b>	<b>10</b>
<b>Figura 2.</b>	<b>Formas celulares de las bacterias sulfato reductoras (Hilton y Oleszkiewichz, 1998)</b>	<b>17</b>
<b>Figura 3.</b>	<b>Proceso de obtención de concentrados ricos en metales en la mina cooperante (Pacheco-Gutiérrez, 2006)</b>	<b>23</b>
<b>Figura 4.</b>	<b>Reactor tipo RALLFA</b>	<b>24</b>
<b>Figura 5.</b>	<b>RALLFA a escala de laboratorio (Ojeda-Berra, 2008)</b>	<b>24</b>
<b>Figura 6.</b>	<b>Inoculación del RALLFA</b>	<b>26</b>
<b>Figura 7.</b>	<b>Alimentación del RALLFA</b>	<b>26</b>
<b>Figura 8.</b>	<b>RALLFA instalado en el laboratorio: (1). RALLFA; (2) Agua de calentamiento; (3) Trampa de SO<sub>2</sub>; (4) Alimentación; (5) Efluente; (6) Parrilla de calentamiento; (7) Termómetro</b>	<b>33</b>
<b>Figura 9.</b>	<b>Comportamiento del pH a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>41</b>
<b>Figura 10.</b>	<b>Comportamiento del factor de alcalinidad (<math>\alpha</math>) a partir de la décima semana de operación del RALLFA</b>	<b>42</b>
<b>Figura 11.</b>	<b>Comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>43</b>
<b>Figura 12.</b>	<b>Porcentaje (%) de remoción de DQO a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>43</b>
<b>Figura 13.</b>	<b>Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de DQO</b>	<b>44</b>
<b>Figura 14.</b>	<b>Determinación de nitratos a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>45</b>
<b>Figura 15.</b>	<b>Porcentaje (%) de remoción de nitratos a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>46</b>
<b>Figura 16.</b>	<b>Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de nitratos</b>	<b>46</b>

<b>Figura 17.</b>	<b>Determinacion de fósforo a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>47</b>
<b>Figura 18.</b>	<b>Acumulación de fósforo a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>48</b>
<b>Figura 19.</b>	<b>Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de fósforo</b>	<b>48</b>
<b>Figura 20.</b>	<b>Determinacion de sulfatos a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>49</b>
<b>Figura 21.</b>	<b>Porcentaje (%) de remoción sulfatos a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>50</b>
<b>Figura 22.</b>	<b>Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de sulfatos</b>	<b>50</b>
<b>Figura 23.</b>	<b>Determinación de sulfuros a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>51</b>
<b>Figura 24.</b>	<b>Generación de sulfuros (mg/L) a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>52</b>
<b>Figura 25.</b>	<b>Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de sulfuros</b>	<b>52</b>
<b>Figura 26.</b>	<b>Valores de sólidos totales, ST, a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>53</b>
<b>Figura 27.</b>	<b>Valores de sólidos suspendidos totales, SST, a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>54</b>
<b>Figura 28.</b>	<b>Valores de sólidos volátiles totales, SVT, a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>54</b>
<b>Figura 29.</b>	<b>Valores de sólidos disueltos totales, SDT, a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>55</b>
<b>Figura 30.</b>	<b>Porcentaje (%) de remoción de sólidos totales a partir de la séptima semana de operación del RALLFA</b>	<b>56</b>
<b>Figura 31.</b>	<b>Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de sólidos</b>	<b>56</b>
<b>Figura A1.</b>	<b>Diagrama de bloques para la medición de pH</b>	<b>60</b>
<b>Figura A2.</b>	<b>Diagrama de bloques para la determinación de alcalinidad</b>	<b>62</b>
<b>Figura A3.</b>	<b>Diagrama de bloques para la determinación de DQO</b>	<b>64</b>
<b>Figura A4.</b>	<b>Curva de calibración para la cuantificación de DQO</b>	<b>64</b>
<b>Figura A5.</b>	<b>Diagrama de bloques para la determinación de nitratos</b>	<b>66</b>
<b>Figura A6.</b>	<b>Curva de calibración para la cuantificación de <math>\text{NO}_3^{1-}</math></b>	<b>66</b>
<b>Figura A7.</b>	<b>Diagrama de bloques para la determinación de fósforo</b>	<b>68</b>
<b>Figura A8.</b>	<b>Curva de calibración para la cuantificación del fósforo</b>	<b>68</b>
<b>Figura A9.</b>	<b>Diagrama de bloques para la determinación de sulfatos</b>	<b>70</b>
<b>Figura A10.</b>	<b>Curva de calibración de <math>\text{SO}_4^{2-}</math></b>	<b>70</b>
<b>Figura A11.</b>	<b>Diagrama de flujo para la determinación de sulfuros</b>	<b>72</b>
<b>Figura A12.</b>	<b>Diagrama de flujo para la determinación de sólidos</b>	<b>74</b>
<b>Figura A13.</b>	<b>Disposición de residuos</b>	<b>76</b>



## Glosario

°C	Grados Celsius
<b>AGV</b>	Ácidos grasos volátiles
<b>AM</b>	Arqueas metanogénicas
<b>ARNr</b>	Ácido ribonucleico ribosómico
<b>Ba</b>	Bario
<b>BaSO<sub>4</sub></b>	Sulfato de bario
<b>Ca(OH)<sub>2</sub></b>	Hidróxido de calcio
<b>CaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O</b>	Cloruro de calcio dihidratado
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	Carbonato de calcio
<b>CaSO<sub>4</sub></b>	Sulfato de calcio
<b>CH<sub>2</sub>O</b>	Formaldehído
<b>Cm</b>	Centímetros
<b>CO<sub>2</sub></b>	Dióxido de carbono
<b>CS<sub>2</sub></b>	Bisulfuro de carbono
<b>CuS<sub>2</sub></b>	Sulfuro de cobre
<b>D</b>	Día
<b>DQO</b>	Demanda química de oxígeno
<b>Fe<sup>2+</sup></b>	Catión hierro ferroso
<b>Fe<sup>3+</sup></b>	Catión hierro férrico
<b>FeO</b>	Monóxido de hierro
<b>FeS<sub>2</sub></b>	Pirita (sulfato ferroso)
<b>FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O</b>	Sulfato ferroso heptahidratado
<b>G</b>	Gramos
<b>H<sup>+</sup></b>	Protón
<b>H<sub>2</sub></b>	Hidrógeno
<b>H<sub>2</sub>O</b>	Agua
<b>H<sub>2</sub>S</b>	Ácido sulfhídrico
<b>HCO<sup>3-</sup></b>	Anión bicarbonato
<b>HS<sup>-</sup></b>	Ion bisulfuro
<b>K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub></b>	Difosfato de potasio
<b>km</b>	Kilómetros
<b>L</b>	Litros
<b>m.s.n.m.</b>	Metros sobre el nivel del mar
<b>mg</b>	Miligramos
<b>MgSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O</b>	Sulfato de magnesio heptahidratado
<b>mL</b>	Mililitros
<b>mmHg</b>	Milímetros de mercurio

<b>MPM</b>	Microorganismos productores de metano
<b>MSR</b>	Microorganismos sulfato reductores
<b>mV</b>	Milivolts
<b>N</b>	Normalidad
<b>NaCl</b>	Cloruro de sodio
<b>nm</b>	Nanómetros
<b>NO<sub>3</sub><sup>1-</sup></b>	Ión nitrato
<b>(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></b>	Sulfato de amonio
<b>O<sub>2</sub></b>	Oxígeno
<b>OHPA</b>	Organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno (por sus siglas en inglés)
<b>P</b>	Fósforo
<b>PbS</b>	Sulfuro de plomo (galena)
<b>pH</b>	Potencial de hidrógeno
<b>Plumbosolvencia</b>	Capacidad de un agua para disolver plomo y hacerse venenosa (NMX-AA-008-SCFI-2011)
<b>RALLFA</b>	Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente
<b>RPM</b>	Revoluciones por minuto
<b>S</b>	Siemens
<b>S<sup>2-</sup></b>	Ion sulfuro
<b>SDT</b>	Sólidos disueltos totales
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	Ion sulfato
<b>H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></b>	Ácido sulfúrico
<b>SST</b>	Sólidos suspendidos totales
<b>ST</b>	Sólidos totales
<b>SVT</b>	Sólidos volátiles totales
<b>t</b>	Temperatura
<b>TRC</b>	Tiempo de retención celular
<b>TRH</b>	Tiempo de residencia hidráulico
<b>V</b>	Volumen
<b>ZnS</b>	Sulfuro de zinc (blenda o esfarelita)

## **Símbolos**

'	Minutos
''	Segundos
°	Grados
%	Por ciento
>	Mayor que
$\alpha$	Factor usado para evaluar la alcalinidad "carbonática" a dos diferentes valores de pH (5.75 y 4.3) que permite realizar el seguimiento de reactores anaerobios para evitar su acidificación
$\lambda$	Longitud de onda
$\mu$	Micro

## **Nota:**

**Esta tesis usa el punto decimal de acuerdo con la norma oficial mexicana correspondiente (DOF, 2009)**

## RESUMEN

La gran mayoría de los procesos que participan en la transformación útil de la materia tales como la industria extractiva, química, petroquímica, textil, farmacéutica etc., utilizan el agua de una u otra manera para lograr los objetivos particulares de cada una de las mencionadas áreas de transformación. En el desarrollo de esta tesis se tuvieron como objetivos arrancar un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) para el tratamiento de un efluente proveniente del proceso de flotación de una planta minera, conocido como agua de proceso, así como operar este RALLFA para el tratamiento del efluente midiendo la eficiencia con parámetros fisicoquímicos como la reducción de sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) a sulfuros ( $\text{S}^{2-}$ ), del agua proveniente del proceso de flotación que se lleva a cabo en una mina ubicada en Zacazonapan, Estado de México. Para esto, fue necesario instalar un reactor anaerobio de lechos de lodos de flujo ascendente (RALLFA) a escala de laboratorio. El RALLFA que se empleó durante la investigación tiene un volumen de 2.2 L y un volumen útil de 1.9 L, cuenta con un serpentín concéntrico para mantener condiciones isotérmicas de trabajo ( $25^\circ\text{C}$ ). Además dicho sistema fue inoculado con 633 mL de lodos provenientes de un RALLFA que trataba agua residual de la destilación de alcohol a partir de mieles incristalizables de caña de azúcar, conocidas como vinazas. La alimentación se realizó mediante una bomba peristáltica en forma de lotes ( $105 \text{ mLd}^{-1}$ ), con un tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 1d. Durante la experimentación se realizó un seguimiento en donde se midieron parámetros tales como: pH, factor de alcalinidad ( $\alpha$ ), temperatura (t), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), sulfuros ( $\text{S}^{2-}$ ), fósforo (P), sólidos totales (ST), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos volátiles totales (SVT), realizando los análisis de estos parámetros una vez por semana para el influente y efluente del reactor. Esta investigación estuvo dividida en cuatro etapas. En la primera se llevó a cabo el montaje del reactor, en la segunda, la alimentación comenzó con una mezcla del 20% del agua de mina adicionando con 2.5 a 3g de bicarbonato de sodio y un 80% de medio de cultivo idóneo para microorganismos sulfatoredutores (MSR). Cada semana se fue incrementando el porcentaje del agua de mina hasta lograr operar el sistema con 100% de esta agua de mina. En la tercera etapa la cantidad de bicarbonato de sodio adicionada a la alimentación fue disminuyendo hasta eliminar su uso. Finalmente, en la cuarta etapa, el sistema llegó a su estabilidad. Durante este periodo estable los parámetros de seguimiento presentaron valores en el efluente de : pH = 7.42, factor de alcalinidad ( $\alpha$ ) de 0.19, remoción de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO) igual al 91.56%, nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) 2 mg/L, fósforo (P) 743.07 mg/L, sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) 15 mg/L, presentando una reducción del 51% y aumentando casi tres veces la concentración de sulfuros ( $\text{S}^{2-}$ ) 24.32 mg/L con respecto al influente, sólidos totales (ST) de 11750 mg/L, sólidos disueltos totales (SDT) 11344.28 mg /L, sólidos suspendidos totales (SST) 382 mg/L, sólidos suspendidos volátiles (SSV) 137.14 mg/L y sólidos volátiles totales (SVT) 2071.42 mg/L. Los resultados obtenidos indican que se alcanzaron los objetivos de esta investigación.

Palabras clave: Reactor anaerobio de lecho de lodos, efluentes de proceso de mina

## CAPÍTULO I

### 1. Problemática

La minería es una de las actividades económicas de mayor tradición en México, que contribuye en gran medida con el desarrollo económico del país, suministrando insumos a una serie de industrias (SECOFI, 1995) (construcción, metalúrgica, siderúrgica, química y electrónica). De acuerdo con información de la Dirección General de Minas, la industria minera nacional es mayoritariamente metálica y se dedica principalmente a la producción de cobre, zinc, plata y plomo. Debido al desarrollo y modernización en los procesos de extracción y procesamiento de los recursos minerales, se generan grandes cantidades de residuos provenientes de estos procesos, surgiendo sitios contaminados a lo largo y ancho de todo el país. La producción minera en México se concentra en doce entidades: Chihuahua, Michoacán, Zacatecas, Durango, Sonora, Coahuila, Guanajuato, San Luis Potosí, Hidalgo, Sinaloa, Colima y Jalisco (INE, 2005). En la Tabla 1 se resumen las etapas de los procesos mineros y su relación en cuanto a impacto con el ambiente.

**Tabla 1. Relación de la actividad minera y su impacto al ambiente (INE, 2005)**

Fase	Descripción	Impacto ambiental
<b>Exploración</b>	Barrenación, obras y perforaciones	Dstrucción de vegetación
<b>Explotación</b>	Obras diversas: tiros, socavones, pátios para depósito de minerales, zonas para descarga de materiales	Operación de presas de jales: arrastre de residuos peligrosos
<b>Beneficio</b>	Tratamientos previos (concentración, trituración y molienda)	Generación de ruido, vibración y emisión de polvo
<b>Fundición y refinación</b>	Obtención de metales y sus aleaciones (uso de hornos industriales), eliminación de impurezas en los metales para aumentar la ley de contenido	Emisiones a la atmósfera, residuos peligrosos y aguas residuales

En general, todas las etapas que incluye un proceso minero, con excepción de la prospección, que implica estudios preliminares, provocan problemas ambientales de alto impacto, ya que se generan aguas residuales, residuos peligrosos y, en algunos casos, emisiones a la atmósfera. Sin embargo, dos de las etapas que más

contaminación producen son las de explotación de los minerales y la de fundición/refinación.

## 1.1. Introducción

La contaminación del agua es un problema que afecta directa e indirectamente a todos, de ahí la importancia que tiene el promover un uso adecuado de este bien común, así como buscar los mejores tratamientos para restituirle su valor de agua limpia. En el caso particular del proceso minero, el tratamiento del agua residual que se genera requiere la remoción o la reducción de contaminantes orgánicos y de las especies iónicas que dañan a dicho proceso. Muchas de las técnicas de tratamiento utilizadas para los efluentes mineros (Tabla 2) son modificaciones a los tratamientos de efluentes, tanto municipales como industriales.

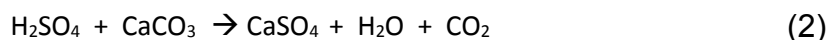
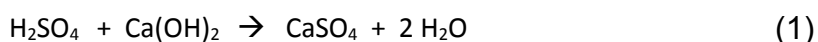
**Tabla 2. Técnicas utilizadas para el tratamiento de efluentes mineros (Rao y Finch, 1988)**

<b>Técnica</b>	<b>Aplicación</b>	<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<b>Adsorción en la interfase líquido-gas</b>	Remoción de sustancias orgánicas tensoactivas (sulfatos de alquilo)	Operación sencilla y en concentrado puede ser recirculado	Requiere equipo de dimensiones grandes
<b>Adsorción con carbón activado</b>	Remoción compuestos orgánicos (CO)	Una sola etapa de remoción y los adsorbentes pueden ser recuperados	Requiere unidades especiales para la regeneración del carbón activado
<b>Adsorción con lodo mineral</b>	Remoción de los iones metálicos y algunos compuestos orgánicos	Uso adecuado de los lodos generados en las operaciones	Las cantidades removidas pueden no ser satisfactorias
<b>Precipitación química</b>	Remoción de metales alcalinos y metales pesados	Rápida	Requiere un control cuidadoso de los reactivos
<b>Oxidación biológica</b>	Remoción de materia orgánica biodegradable	Potencialmente barato usando un tanque de lodos de origen microbiano	Operación lenta acondicionamiento posterior requerido
<b>Oxidación química</b>	Transformación de las moléculas de alta a baja masa molecular	La mayoría de los compuestos orgánicos son oxidados	Costo de capital
<b>Resinas de intercambio iónico</b>	Remoción de las especies iónicas	Las resinas pueden regenerarse si el proceso se realiza en columnas	Costo de capital bajo punto de saturación

**Tabla 2. Técnicas utilizadas para el tratamiento de efluentes mineros (Continuación)  
(Rao y Finch, 1988)**

<b>Técnica</b>	<b>Aplicación</b>	<b>ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
<b>Ósmosis inversa</b>	Remoción de electrolitos	Todas las especies catiónicas y aniónicas se remueven en una sola etapa	Problemas de mantenimiento y es necesaria una remoción previa de CO
<b>Congelamiento atmosférico</b>	Remoción de electrolitos y compuestos orgánicos	Todas las impurezas pueden removerse y no es necesario el uso de reactivos químicos	Depende de las condiciones climáticas y dificultades en el diseño

Los sistemas más empleados en el tratamiento **del agua residual de las minas en México** son (INE, 2005): la neutralización química, ósmosis inversa e intercambio iónico. Las plantas de tratamiento de aguas ácidas realizan el tratamiento en tres etapas: (1) **Neutralización**: Según el agente neutralizante empleado cal o roca caliza, reacciones 1 y 2, respectivamente; (2) **Oxidación**: El objeto de esta operación es pasar el hierro ferroso (soluble) a férrico (insoluble), el oxígeno necesario para el proceso se toma directamente de la atmósfera, mediante agitación en los tanques de reacción y (3) **Precipitación**: La reacción del sulfato férrico con los agentes alcalinos propicia la formación y precipitación de hidróxidos de hierro, que se recogen en decantadores (Anónimo, 2006-07).



Por otra parte, **la ósmosis inversa**, consiste en hacer pasar las aguas a tratar por una membrana (normalmente de acetato de celulosa) que retiene en gran medida los contaminantes, dejando pasar el agua. Los metales pesados llegan a quedar retenidos en porcentajes próximos al 99% y la reducción de acidez oscila aproximadamente entre el 81 y 92%. El rendimiento de las membranas decae con el tiempo, en función de la carga contaminante y debido a la saturación de la membrana, cuya sustitución, junto con el tratamiento de los lodos generados, constituyen el principal inconveniente. Finalmente, el **intercambio iónico** consiste en hacer pasar las aguas ácidas por una masa porosa de resinas sintéticas de alta

masa molecular. El contacto propicia el intercambio iónico, permitiendo la obtención de agua con un alto grado de depuración e incluso la recuperación de metales pesados.

## **1.2. Justificación**

En la presente investigación el sustrato utilizado es un efluente que proviene del proceso de flotación de una planta minera, en donde se generan concentrados de sulfuros de zinc, cobre y plomo. El empleo del agua en dicho proceso de flotación es fundamental, requiriéndose grandes cantidades de la misma con condiciones fisicoquímicas particulares para realizar la concentración de sulfuros con la máxima productividad. Sin embargo si se utiliza agua de reproceso que cuenta con la presencia de los sulfatos solubles de metales y metaloides, así como por los residuos de los agentes químicos, el proceso puede verse afectado. Por ello, se busca minimizar la demanda de agua fresca de los alrededores del lugar, implementando un tratamiento biológico del efluente del proceso de flotación, aprovechando la capacidad de los microorganismos sulfato-reductores (MSR) presentes en un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) para convertir los sulfatos en sulfuros, precipitando a estas sales como sulfuros nuevamente y así lograr recircular el agua ya tratada al proceso para su mejor aprovechamiento utilizando los compuestos carbonosos presentes como fuentes de energía para los microorganismos.

## **1.3. Objetivos**

Los objetivos de esta investigación fueron:

Arrancar un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) para el tratamiento de un efluente proveniente del proceso de flotación de una planta minera, conocido como agua de proceso.



Operar este reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) para el tratamiento del efluente midiendo su eficiencia con algunos parámetros fisicoquímicos.

#### **1.4. Metas**

Las metas a alcanzar fueron:

- ✓ Mantenimiento del reactor anaerobio empleando la relación de alcalinidad como parámetro de control evitando una posible acidificación
- ✓ Determinación de los parámetros de calidad del agua tratada: pH, temperatura (t), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos ( $\text{NO}_3^{1-}$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), sulfuros ( $\text{S}^{2-}$ ), fósforo (P), sólidos totales (ST), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos volátiles totales (SVT)
- ✓ Aclimatación de microorganismos reductores de sulfato en el RALLFA

#### **1.5. Alcances**

El alcance de esta investigación fue:

- ✓ El trabajo se realizó a una escala de laboratorio
- ✓ Se evaluaron solamente los parámetros químicos seleccionados en las corrientes de entrada y salida del reactor, al alcanzar la estabilidad medida como la etapa donde éstas tengan variaciones en sus valores de  $\pm 10\%$

## CAPÍTULO II

### 2. Antecedentes

#### 2.1. Sistemas anaerobios

El uso de sistemas anaerobios implica dos etapas fundamentales: el **arranque** y la **operación** del sistema. Estas etapas generalmente se controlan a través de la evaluación de lo que entra al sistema de tratamiento, midiendo el caudal de agua residual, su carga orgánica determinada como demanda química de oxígeno (DQO) y la existencia o no de sustancias tóxicas, además de evitar la presencia de sales o elementos que puedan inhibir el proceso (Zeeman y Lettinga, 1999). Así mismo, debe conocerse la calidad del efluente a través de la evaluación de parámetros como: pH, factor de alcalinidad ( $\alpha$ ), temperatura (t), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), sulfuros ( $\text{S}^{2-}$ ), fósforo (P), sólidos totales (ST), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos volátiles totales (SVT).

Durante el arranque de un reactor anaerobio la biomasa se adapta en cantidad y calidad a las características del agua residual. La duración de la etapa de arranque dependerá del tiempo que se requiera para obtener una calidad constante del efluente y una masa de lodo suficiente, que no varíe cualitativamente con el tiempo. La operación del sistema se inicia una vez superada la etapa de arranque, cuando se alcanzan las condiciones de diseño de carga orgánica e hidráulica y la eficiencia de remoción de materia orgánica proyectada. En esta etapa se espera que el reactor funcione en condiciones de estado estable (Leitão *et al.*, 2006).

Los **factores que afectan los procesos de arranque y operación** involucran simultáneamente a los factores relacionados con el diseño.

El primero es la **retención de lodo activo** dentro del reactor, ya que mientras mayor sea la concentración de microorganismos activos retenidos, mayor será la carga orgánica que podrán tratar. A este factor se le conoce como **tiempo de retención celular** o **TRC**. Por lo anterior, los factores claves en el diseño y operación de los reactores deben involucrar un sistema que garantice la separación de las fases gas-sólido-líquido y un mecanismo que permita la retención de biomasa.

Otro factor importante desde el punto de vista de la ingeniería química es el **tiempo de residencia hidráulica, TRH**, que es el tiempo que permanece el líquido en el reactor, el cual debe ser suficiente para permitir un adecuado contacto entre el lodo microbiano y el agua residual, principalmente en la zona de reacción del reactor que garanticen la difusión del sustrato en el lodo y la transferencia de los subproductos producidos en las reacciones bioquímicas entre las especies microbianas. Por su parte, la **transferencia de masa**, a través de las biopartículas o biopelículas debe permitir el fácil acceso del sustrato a través de las paredes celulares de los microorganismos para su aprovechamiento y los altos tiempos de retención celular permitirán una mayor adaptación de los lodos al influente<sup>1</sup>, lo que favorecerá su estabilidad (Monroy, 1997).

También los **factores ambientales** deben favorecer el desarrollo y actividad de los organismos participantes. Por un lado, la **temperatura** debe encontrarse en un intervalo entre los 30 a 40°C, donde ocurre la mayor tasa de proliferación de los microorganismos. Respecto del **pH** del sistema, esta variable es muy importante, ya que si está por debajo de 6.3 o por encima de 7.8 la metanogénesis disminuye significativamente, resultando en la acidificación del contenido del reactor (Leitão *et al.*, 2006).

Finalmente, el **tipo de sustrato** determina la comunidad trófica que se desarrolla en el reactor. En ecosistemas complejos como el de un RALLFA, el impacto de

---

<sup>1</sup> Influyente es la corriente que entra a una operación unitaria como parte de un proceso. Afluente es una corriente secundaria que se une a una principal. Efluente es la corriente que sale de una operación unitaria como parte de un proceso (de latín *fluere*, *fluir*)

cada grupo de organismos deberá ser proporcional al flujo de su correspondiente sustrato en el sistema y la prevalencia de una u otra ruta metabólicas está determinada por el acoplamiento entre la velocidad de producción y la capacidad de asimilación del mismo (Zegers, 1987).

## **2.2. Reactor anaerobio de lechos de lodos de flujo ascendente (RALLFA)**

Los reactores anaerobios pueden ser utilizados para tratar efluentes domésticos o industriales con altas cargas orgánicas. Estos reactores constan de 3 partes esenciales (Díaz *et al.*, 2002):

- a) Sistema hidráulico. En este proceso el agua residual entra al digesor por el fondo y fluye hacia arriba a través de un lecho de lodos granulares relativamente denso y de un manto de partículas de lodo floculado. Dentro de esta zona se efectúa principalmente la conversión de materia orgánica a metano y dióxido de carbono
- b) Lecho de lodos. Es la parte bioquímicamente activa del reactor gracias a los consorcios microbianos aquí presentes y
- c) Una cámara superior de acumulación de gas.

Los RALLFA fueron desarrollados para el tratamiento de aguas residuales industriales con una concentración de materia orgánica media y elevada.

En resumen, el RALLFA es un tanque en el cual las aguas residuales son introducidas en la parte inferior y salen por la parte superior, estableciendo un flujo ascendente, siendo la mezcla del sistema promovida por el flujo ascendente del fluido y por las burbujas de gas (Fig. 1).

### **2.2.1. Ventajas y desventajas de los RALLFA (Ramírez y Koetz, 1998)**

Los reactores de tipo RALLFA presentan una serie de ventajas sobre los sistemas anaerobios convencionales. La inversión principalmente es menor (costos de

implementación y mantenimiento), tiene una producción baja de lodos excedentes, un consumo reducido de energía eléctrica y una gran simplicidad de funcionamiento. En resumen, son económicos energética y ecológicamente (Ojeda-Berra, 2008).

También proporcionan una mejora al grado de tratabilidad de las aguas residuales para las etapas subsecuentes, ya que en ellos existe una mayor concentración de microorganismos que en otros sistemas, lo cual permite operar con velocidades de carga orgánica más elevadas además de minimizar problemas de colmatación por sólidos y se reduce la posibilidad de cortos circuitos. Aproximadamente el 99.9% del lodo en suspensión se sedimenta en el fondo del reactor (Castillo *et al.*, 2006).

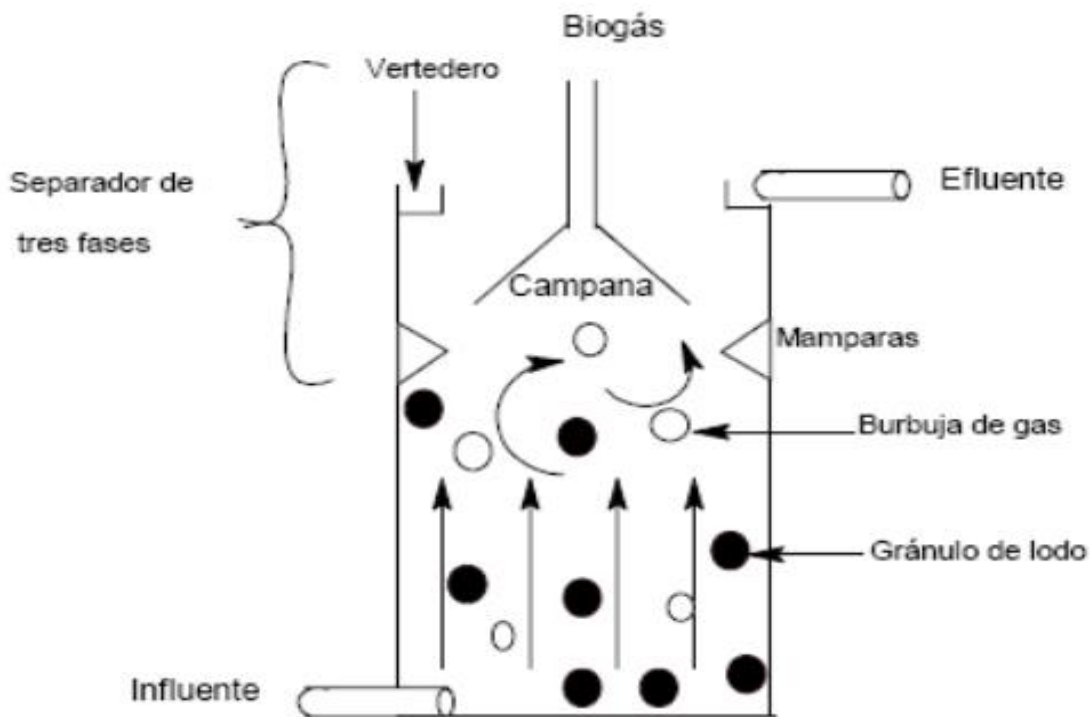
Otras ventajas de los reactores RALLFA se enlistan a continuación:

- ✓ Bajos requerimientos nutricionales
- ✓ El proceso puede manejarse con altas cargas intermitentes
- ✓ Los lodos se conservan (sin alimentación) por largos períodos de tiempo
- ✓ Producción de metano aprovechable
- ✓ Identificación y medición de productos intermedios que proporcionan parámetros de control adicionales
- ✓ La biodegradación ácida y la metanogénesis, así como la sedimentación tienen lugar en el mismo tanque, por lo cual las plantas son muy compactas
- ✓ El consumo de potencia es bajo, puesto que el sistema no requiere ninguna agitación mecánica
- ✓ La retención de biomasa es muy buena y por eso no es necesario reciclar el lodo.

Dentro de las desventajas destacan las siguientes:

- ✓ Los microorganismos anaerobios (particularmente las arqueas metanogénicas) se inhiben por un gran número de compuestos y condiciones de operación.

- ✓ Las limitaciones del proceso están relacionadas con las aguas residuales que tienen altos contenidos de sólidos o cuando su naturaleza impide el desarrollo de los lodos granulados
- ✓ El arranque del proceso es lento, pues consiste en mantener las condiciones adecuadas para el desarrollo de la biomasa siendo los nutrientes necesarios lo más importante para su proliferación.
- ✓ Su aplicación debe ser seguida analíticamente ya que puede requerir un pulimento posterior del efluente, además de que pueden generarse malos olores si no es eficazmente controlado.



**Fig. 1. Esquema de un reactor tipo RALLFA (Ojeda-Berra, 2008)**

### **2.3. Parámetros de operación y control en los procesos anaerobios**

Para un buen control, seguimiento y optimización del proceso anaerobio es necesario tener en cuenta los parámetros que se presentan en la Tabla 3 (Díaz *et al.*, 2002).

**Tabla 3. Parámetros de operación de un RALLFA (Díaz *et al.*, 2002)**

✓ Parámetros de operación	✓ Parámetros de control*
- Fase de arranque	- Concentración de ácidos volátiles
- Carga orgánica	- Alcalinidad y pH
- Velocidad de carga orgánica	- Sólidos suspendidos, volátiles y totales
- Temperatura	
- Rapidez volumétrica de flujo	
- Tiempo de residencia hidráulico (TRH)	
- Nutrientes	
- Producción de lodos	

\*Los parámetros deben ser evaluados diariamente en los RALLFA

#### 2.4. Factores que afectan el proceso anaerobio (Díaz *et al.*, 2002)

El proceso anaerobio se ve afectado por una serie de factores que determinan empíricamente su eficacia y dentro de éstos destacan:

- Temperatura
- Concentración de sólidos
- Mezclado
- Valor de pH
- Concentración de ácidos volátiles mediante el factor  $\alpha$
- Presión de la operación

**La temperatura** es el factor más importante, pues determina, en primera instancia, la cinética del proceso y el tipo de biología del sistema.

Será de allí que se determinará el volumen total del digestor que se requerirá para llevar a cabo el tratamiento y la viabilidad de las especies microbianas que intervienen en el proceso.

**La concentración de sólidos** dentro del digestor es muy importante para mantener un tratamiento adecuado. Esta concentración debe asegurar un

suministro continuo de sustratos para que se produzca un correcto metabolismo y desarrollo de los diversos grupos tróficos involucrados y facilitar la labor de mezcla con el fin de mantener un medio homogéneo dentro del sistema. Las concentraciones normales de sólidos en los digestores usualmente se sitúan entre un 2% hasta un 7%.

**El mezclado**, además de promover un medio homogéneo y con ello asegurar el contacto efectivo entre los microorganismos y el material a tratar, permite mantener la concentración de productos intermedios y finales del proceso así como la concentración mínima de posibles elementos tóxicos e inhibidores del metabolismo bacteriano. Evita, además, la estratificación termal y la formación de espumas en la interfase gaseosa del digestor. En el caso de considerarse la inclusión de agitación mecánica, la eficiencia del proceso mejorará notablemente arriba de las 60 rpm y se evita la formación de espumas por encima de las 90 rpm.

**El pH.** Para que la variedad de microorganismos que coexisten en el digestor encuentren los parámetros ambientales requeridos para su desarrollo como conjunto, se debe establecer un equilibrio dinámico entre todas las etapas del proceso. Usualmente, el proceso suele interrumpirse por el decaimiento de los microorganismos productores de metano debido al cambio de ambiente que disminuye su viabilidad. Ésta es una buena razón por la cual el pH dentro del reactor se utilice como un indicador de que el proceso se está realizando en condiciones adecuadas, ya que, si los microorganismos productores de metano (MPM) son inhibidos o destruidos, no se degradarán los ácidos formados y el pH dentro del digestor disminuirá progresivamente.

**Concentración de ácidos grasos volátiles.** Desde el punto de vista del equilibrio ácido-base, puede representarse el líquido en suspensión como una solución acuosa de productos intermedios y terminales que se obtienen en el curso del proceso, de estos se distinguen los ácidos grasos volátiles (acético, propiónico y



butírico) en equilibrio con sus sales, el ácido carbónico y su sal ácida (el bicarbonato) y el amoníaco en forma de sales.

Para un cierto pH y concentración dados, existe una relación molar definida entre cada ácido ionizado y su sal. De igual manera, para una concentración de CO<sub>2</sub> total dada, existe una relación unívoca entre el ácido libre y el bicarbonato. A un valor de pH = 7, prácticamente todo el ácido volátil se encuentra en forma de sal. Para valores de pH comprendidos entre 4.1 y 7, el equilibrio ácido-base en reactores que producen biogás se caracteriza por la presencia de bicarbonato, ácido carbónico y ácido acético, mientras que a pH mayor o igual a 7, se encuentra ácido carbónico, bicarbonato y acetato (en lugar de ácido acético). Cuando aumenta la concentración de ácidos volátiles dentro del digestor, puede deberse a una sobrecarga en la alimentación o a la inhibición de MPM, disminuyendo el pH, una parte de los ácidos se transforma en sales por la acción del bicarbonato, lo que constituye una reserva alcalina del medio. Si la concentración de ácidos aumenta demasiado, se rompe la capacidad amortiguadora del medio y el pH desciende hasta detener el proceso.

**La presión.** Las investigaciones sobre la presión de trabajo del digestor y su incidencia en la eficiencia del proceso arrojan datos de que, a presiones comprendidas entre 500 y 1000 mmHg, no existe un efecto apreciable sobre la eficiencia del funcionamiento, pero se ha reportado una inhibición por debajo de 260 mmHg. También se ha encontrado empíricamente que el pH de la mezcla del digestor depende de la presión de funcionamiento, siendo mayor a menor presión.

## **2.5. Importancia de los microorganismos en un RALLFA (Castro-González, 2004)**

El tratamiento anaerobio es un proceso complejo que puede ser descrito en función de diferentes variables que están interrelacionadas. Por definición “es el uso de microorganismos en ausencia de oxígeno molecular para la estabilización

de la materia orgánica mediante su conversión a metano y otros productos inorgánicos incluyendo el dióxido de carbono”. Este proceso, para su estudio se ha dividido de manera simplista en cuatro etapas, la primera etapa es la hidrólisis, la segunda es la acidogénesis, la tercera es la acetogénesis y la cuarta es la metanogénesis.

En el presente estudio y con el uso de reactores anaerobios de tipo RALLFA se utilizaron microorganismos mesófilos que actúan de una forma secuencial. Debe existir una cantidad y actividad adecuadas de todos los grupos microbianos involucrados puesto que el producto de las reacciones de un grupo sirva de sustrato para el siguiente. Así se mantiene un equilibrio en las velocidades de formación y eliminación de intermediarios evitando su acumulación.

#### **2.5.1. Microorganismos biodegradadores o hidrolíticos**

La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolicen en compuestos solubles que puedan atravesar la membrana celular. La hidrólisis es, por tanto, el primer paso necesario para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos. Esta degradación se lleva a cabo por medio de enzimas extracelulares excretadas por los microorganismos hidrolíticos. Como resultado, se producen compuestos solubles que son metabolizados por las arqueas (organismos anaerobios obligados). Estos organismos hidrolíticos son miembros de la familia *Enterobacteriaceae*, pertenecientes de los géneros: *Bacillus*, *Peptostreotococcus*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus* y *Clostridium*, *Butyvirio*, *Ruminococcus*, *Acetovibrios*, *Streptococcus*, etc. (Pavlostathis y Giraldo, 1991).

#### **2.5.2. Microorganismos acidogénicos (formadores de ácidos)**

Este tipo de microorganismos utilizan la glucosa para generar una mezcla de ácidos propiónico, acético y butírico, además de hidrógeno y CO<sub>2</sub>. Estos ácidos

pueden recuperarse o ser convertidos ya sea en biomasa, la cual puede transformarse en metano y CO<sub>2</sub>, los cuales son aprovechables. Los microorganismos presentes tienen tasas de reproducción altas con velocidades de duplicación de 30 minutos. Algunos de ellos presentes en estas etapas son del género *Clostridium* y *Propionibacterium* (Pavlostathis y Giraldo, 1991).

### **2.5.3. Microorganismos acetogénicos**

Son los encargados de convertir los ácidos propiónico y butírico en acético además de hidrógeno y CO<sub>2</sub>. Su proliferación es relativamente lenta (tiempo de duplicación de 1.5 a 4 días). Representantes de los microorganismos acetogénicos son: *Acetobacterium*, *Acetogenium*, *Eubacterium*, *Pelobacter*, *Metanobacillus omellionskii*, *Syntrophomonas wolfei*, *Syntrophomonas sapovarans*, *Syntrophospora bryantii*, *Syntrophus buswellii* y *Syntrophobacter wolinii*, que pertenecen a un grupo denominado organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno (*OHPA*, por sus siglas en inglés). De la misma forma, se encuentran los microorganismos homo-acetogénicos los cuales son anaerobios obligados y utilizan el CO<sub>2</sub> como aceptor final de electrones y tienen al acetato como único producto final de la degradación (Díaz *et al.*, 2002).

### **2.5.4. Microorganismos sulfato reductores (MSR)**

#### **2.5.4.1. Generalidades**

Los microorganismos sulfato reductores son anaerobios estrictos, Gram negativos. Obtienen energía para su proliferación a través de la oxidación de sustratos orgánicos empleando a los sulfatos como aceptores externos de electrones y, como resultado de esto, los sulfatos se reducen a H<sub>2</sub>S. Asimismo, emplean iones sulfato para oxidar los productos de la hidrólisis o acetogénesis. Como sustratos usan compuestos de baja masa molecular como lactato, hidrógeno, ácidos grasos lineales de cadena corta, ácidos grasos de cadena larga, ramificados, metanol, etanol, butanol, ácidos dicarboxílicos, compuestos aromáticos, ácidos orgánicos cíclicos saturados, colina, aminoácidos, glúcidos y glicerol. Muchos MSR degradan

a los ácidos propiónico y butírico, algunos oxidan estos ácidos grasos completamente a CO<sub>2</sub> y otros los transforman simplemente a ácido acético (Widdel, 1998).

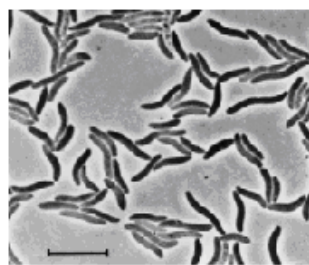
Otros compuestos que pueden ser completamente degradados por los MSR son los compuestos de cadenas divididas y ácidos grasos de cadena larga, alcoholes, ácidos orgánicos (ácido láctico, succínico, málico) y compuestos aromáticos como ácido benzoico, catecol, fenoles y anilina. Aún compuestos sin un grupo funcional, tales como el tolueno, pueden ser degradados por los MSR. Los metales pesados presentes se precipitan como sulfuros y, por lo tanto, se reduce su efecto tóxico para los MSR. Dichos organismos pueden metabolizar inhibidores orgánicos como compuestos aromáticos (tolueno y etilbenceno), alcanos, compuestos clorados (cloroformo), etc. (Widdel, 1998).

El pH óptimo de los MSR está en el intervalo de 7.3 a 7.6 y son inhibidos a valores de pH por debajo de 6 y por arriba de 9, y además, por la cantidad de sulfuros totales (H<sub>2</sub>S, HS<sup>-</sup>, etc.) y por la presencia de H<sub>2</sub>S no disociado (Hilton y Oleszkiewicz, 1988). Éstas también llegan a generar competencia con las arqueas metanogénicas (AM) a un pH de 7.7 (Visser *et al.*, 1993).

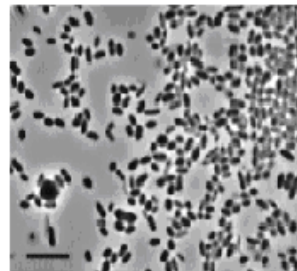
Actualmente se cree que la principal distinción taxonómica de los organismos sulfato-reductores debe situarse entre aquellos que pueden oxidar acetato y los que lo acumulan como resultado de la oxidación parcial de otros sustratos orgánicos. La clasificación de los MSR, se basa principalmente en características nutricionales y morfológicas, así como el contenido de ARNr y la presencia de algunos pigmentos particulares llamados citocromos, que son proteínas que desempeñan una función vital en el transporte de energía química. De acuerdo con sus capacidades metabólicas, los MSR han sido divididos en dos grandes categorías (Campbell *et al.*, 1957; Postgate y Campbell, 1963):

Grupo I: pueden utilizar algunos de los ácidos grasos volátiles, ácido benzoico o aún desarrollarse químicautótrofamente con H<sub>2</sub> o ácido fórmico como donadores de electrones y CO<sub>2</sub> como única fuente de carbono. Los géneros representativos de este grupo son *Desulfobacter*, *Desulfococcus* y *Desulfosarcina* (Fig. 2).

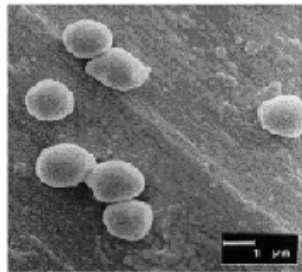
Grupo II: proliferan en presencia de lactato pero no pueden emplear ácido acético, propiónico o butírico como únicos donadores de electrones y fuente de carbono. En dicho grupo resaltan los géneros *Desulfomonas*, *Desulfovibrio*, y *Desulfotomaculum* (Fig. 2).



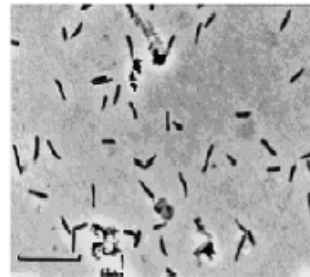
*Desulfovibrio* (10µm)



*Desulfobacter* (10 µm)



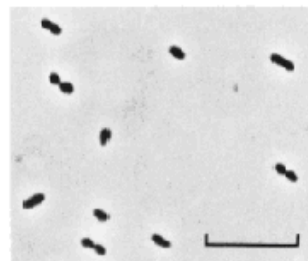
*Desulfococcus* (1 µm)



*Desulfobulbus* (10 µm)



*Desulfotomaculum* (1µm)



*Desulfobacterium* (10 µm)

**Fig. 2. Formas celulares de los microorganismos sulfato reductores (Hilton y Oleszkiewichz, 1988)**

#### 2.5.4.2. Características de los MSR

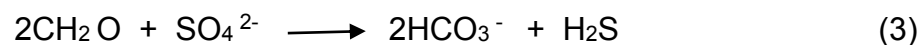
La producción biológica de sulfuro de hidrógeno en ambientes acuáticos se conoce desde el siglo pasado.

Los microorganismos sulfato reductores (MSR) forman un grupo especializado de procariotes que tienen la capacidad de usar sulfato como aceptor final de electrones en la respiración (Mudryk *et al.*, 2000).

Fisiológicamente se pueden dividir en tres grupos celulares básicos:

- ✓ Eubacterias gram negativas
- ✓ Eubacterias gram positivas
- ✓ Archeobacterias

Estos microorganismos llevan a cabo el proceso de *reducción desasimilatoria* de sulfato (es decir, cuando el sulfuro producido en la reducción del sulfato no es incorporado a la biomasa); este ión es utilizado como un oxidante para la degradación de la fuente orgánica de carbono (Postgate, 1954). En forma general, este proceso puede representarse mediante la ecuación química (3):



Las capacidades oxidativas y metabólicas de los MSR varían de acuerdo con el género. Entre los compuestos orgánicos más utilizados se encuentran: lactato, acetato, piruvato, etanol, propanol y glucosa (Gibson, 1990). Los medios más utilizados para el desarrollo de MSR son los diseñados por J.R. Postgate (denominados medios B y C de Postgate) que poseen lactato como fuente de carbono. Además, el medio B contiene ácido ascórbico y tioglicólico como agentes reductores.

Los microorganismos sulfato-reductores son estrictamente anaerobios y, por lo general, son muy sensibles a los medios tóxicos, muriendo de forma más o menos rápida cuando son expuestos a ese tipo de medios (Barton y Tomei, 1995), requieren ausencia de oxígeno para su desarrollo y también un potencial redox bajo (de aproximadamente 0 a -100 mV) (Gibson, 1990).

Los metales son importantes como cofactores para varias enzimas de los MSR y así son necesarios para el desarrollo. El níquel y el selenio son requeridos por la enzima hidrogenasa, el calcio es importante para incrementar la eficiencia del desarrollo en la placa. Por otra parte, el hierro es un elemento esencial para la producción de la hidrogenasa y de los citocromos (Barton y Tomei, 1995).

Los MSR proliferan mejor bajo condiciones levemente básicas, en un rango relativamente estrecho de pH (entre 7.0 y 7.8). Sin embargo, se han encontrado MSR con capacidad de tolerar ambientes levemente ácidos (pH 4.0) así como también especies con capacidad de desarrollarse en ambientes alcalinos (pH 9.5) (Barton y Tomei, 1995).

Un factor muy importante en la actividad de las bacterias sulfato reductoras es la temperatura del sistema. La mayoría de los MSR son mesófilos, es decir, con un desarrollo óptimo en el rango de temperatura de 25 a 40°C (Okabe y Characklis, 1992).

Se ha comprobado que la actividad metabólica de los MSR es máxima cuando se encuentran formando biopelículas (biofilmes o *biofilms* en inglés) (Beyenal y Lewandowski, 2004).

## **2.6. Planta en estudio**

### **2.6.1. Generalidades**

El sitio minero en estudio se encuentra en operación desde 1994. En él se producen concentrados ricos en zinc, plomo y cobre a partir de un yacimiento

vulcano-sedimentario de sulfuros masivos. Está localizado en la porción suroeste del Estado de México, a 67 km en línea recta de la ciudad de Toluca de Lerdo y a 4 km al sureste de San Juan Zacazonapan, entre las coordenadas 100° 10' a 100° 15' de longitud oeste y 19° 00' a 19° 05' de latitud norte. La altura promedio en la mesa Tizapa es de 1,360 m.s.n.m. y de 1225 m.s.n.m. en el area de Socavón Zacazonapan (González-Sandoval, 2010; Lizárraga-Mendiola, 2008).

En la empresa cooperante el mineral extraído se somete a un proceso de trituración y molienda hasta llegar al tamaño de 200  $\mu\text{m}$  y, para la obtención de mineral (galena,  $\text{PbS}$ ; esfalerita o blenda,  $\text{ZnS}$ ; calcopirita,  $\text{CuS}_2$ ; pirita,  $\text{FeS}_2$ , principalmente), la tecnología que esta mina emplea es la flotación (Ojeda-Berra, 2008).

El proceso de flotación inicia cuando entran en contacto en suspensión acuosa las partículas trituradas con los reactivos químicos que permiten separar, lavar y hacer flotar hacia la superficie a los minerales de interés. Esto se logra burbujeando aire, controlando el pH y adicionando agentes espumantes y colectores como xantatos, ácidos y sales, los cuales rodean a las partículas haciéndolas hidrofóbicas (Ojeda-Berra *et al.*, 2010).

Los minerales son recuperados en la superficie de las celdas de flotación y el remanente, más del 90% de mineral (rico en pirita,  $\text{FeS}_2$ ), llamado también ganga o cola, se bombea como una mezcla sólido-líquido o slurry, por la palabra en inglés, a la presa de jales, palabra proveniente del náhuatl, xalli, que significa material muy fino o arenas muy finas (González-Sandoval, 2006).

El agua de proceso (Fig. 3) traída de la mina tiene una composición variable ya que las menas extraídas de los túneles de la mina no tienen una composición constante y, por tanto, la adición de reactivos químicos para promover la flotación selectiva también es variable (González-Sandoval, 2006).



### **2.6.2. Efluente de proceso en una mina (Ríos-Vázquez, 2009)**

En esta investigación se utilizaron muestras provenientes de un efluente líquido minero. Los efluentes líquidos se pueden clasificar de diversas formas; sin embargo, lo clásico es hacerlo de acuerdo con su procedencia (agrícola, industrial y urbana). Las aguas industriales, objeto de esta investigación, son de contenido de contaminantes muy variable y dependientes del proceso productivo, lo que impide su generalización en cuanto a tratamiento y carga contaminante (Chamy, 2003).

Los efluentes líquidos mineros tienen su origen en la manipulación de los productos mineros con agua o soluciones acuosas químicas (Anónimo, 2008). Por ejemplo, durante los procesos de concentración por vía húmeda o por el empleo del agua para lavar instalaciones mineras. A esto tienen que sumarse las interacciones naturales que se producen entre los productos mineros y las aguas superficiales o de lluvia. Los efluentes líquidos más importantes en la industria minera corresponden a los drenajes ácidos de mina, aguas de escorrentía e infiltración que atraviesan la roca mineralizada, relaves provenientes de los procesos de concentración, soluciones gastadas de procesos de lixiviación, extracción por solventes y aguas del lavado de gases. Independientemente de la actividad o proceso que genera el efluente, los contaminantes asociados son frecuentemente metales, sulfatos, dureza y otros componentes inorgánicos (Pía-Mena, 2009).

El contacto entre los minerales y el agua puede originar distintas reacciones, en función de la naturaleza del mineral o minerales implicados y de la físico-química del agua implicada. En cuanto a la mineralogía, cada mineral presenta distintos comportamientos frente al agua: los hay solubles e insolubles, hidrolizables y no hidrolizables, sorbentes y no sorbentes. Los minerales solubles a su vez pueden serlo en diferentes grados, dependiendo de la temperatura del agua y su pH (Anónimo, 2008).

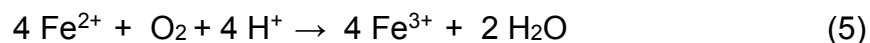
La hidrólisis de los minerales consiste en su descomposición debida a la acción de los hidrogeniones de las aguas ácidas, el proceso implica tres pasos (Herrera y Hernández, 2008):

- (1) Rotura de la estructura del mineral. Debido a su pequeño tamaño y a su gran movilidad, los iones  $H^+$  se introducen con facilidad en las redes cristalinas, lo que produce la pérdida de su neutralidad eléctrica; para recuperarla, el cristal tiende a expulsar a los cationes, cuya carga es también positiva. Como consecuencia, la estructura cristalina colapsa y se liberan también los aniones.
- (2) Lixiviado de una parte de los iones liberados, que son transportados por las aguas fuera de la roca meteorizada.
- (3) Neoformación de otros minerales por la unión de los iones que dan como resultado compuestos insolubles.

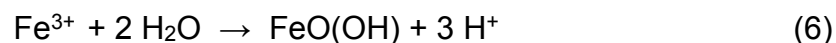
El drenaje ácido que se produce por la oxidación e hidrólisis de los sulfuros y, en especial de la pirita, puede ser resumido en la Ecs. 4 a 6 (González-Sandoval, 2006).



A su vez, los iones ferrosos ( $\text{Fe}^{2+}$ ) se oxidarán de la siguiente manera:

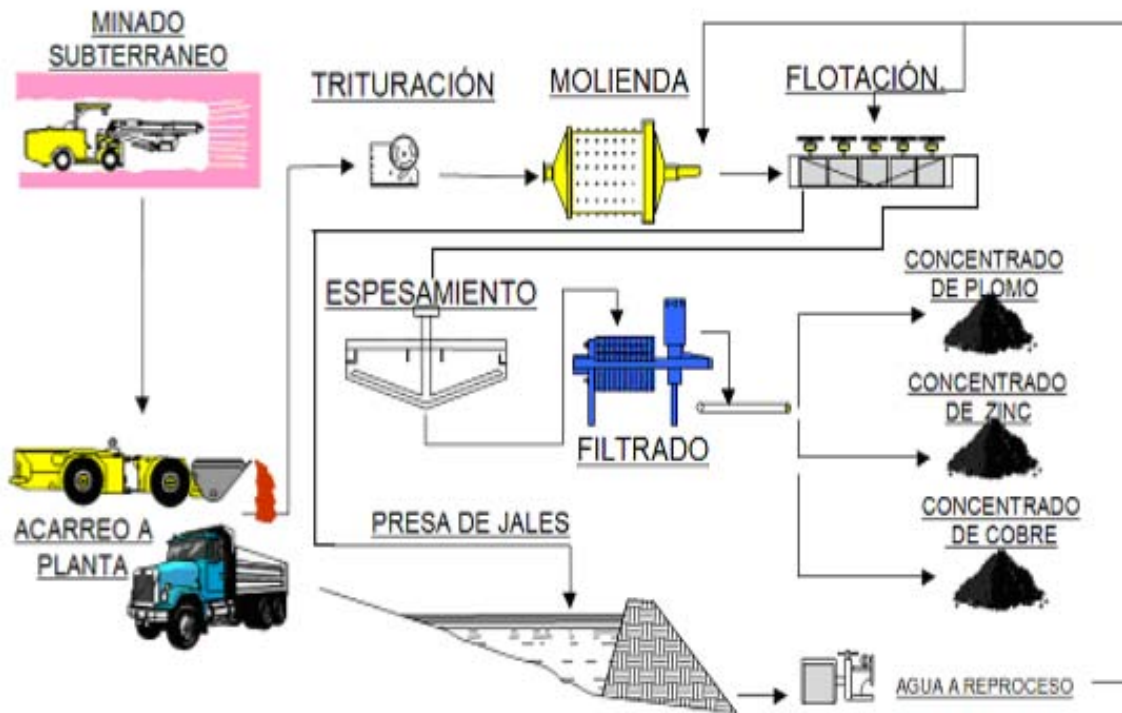


y los iones férricos se hidrolizan para formar goethita:



Durante el transporte de los productos de la meteorización (Fig. 3), el agua arrastra tres componentes mineralógicos: la carga sólida (partículas en

suspensión, que corresponden realmente a minerales), coloides (que corresponden a precursores de minerales arcillosos u oxidados, que pueden flocular a partir de este componente) e iones en disolución, que pueden precipitar en forma de compuestos minerales si cambian las condiciones físico-químicas del agua portadora (Anónimo, 2008; Pacheco-Gutiérrez, 2006).



**Fig. 3. Proceso de obtención de concentrados ricos en metales en la mina cooperante (Pacheco-Gutiérrez, 2006)**

## CAPÍTULO III

### 3. Metodología

#### 3.1. Reactor

Se recibió un reactor de lecho de lodos de flujo ascendente, conocido por sus siglas como “RALLFA” (en inglés *UASB reactor, upflow anaerobic sludge blanket reactor*). El reactor con el que se trabajó (Fig. 4), está construido de vidrio, con un diámetro externo de 120mm y una altura de 300mm (Fig. 5), además cuenta con un serpentín, también de vidrio, para recircular agua y mantener el reactor a una temperatura constante. Además, tiene un separador de fases líquido-sólido-gas, conocido como campana, ubicado en la parte superior del mismo. En este reactor, la biomasa bacteriana está presente en forma de granos compactos que se desarrollan bajo condiciones de flujo ascendente continuo (Ojeda-Berra, 2008).

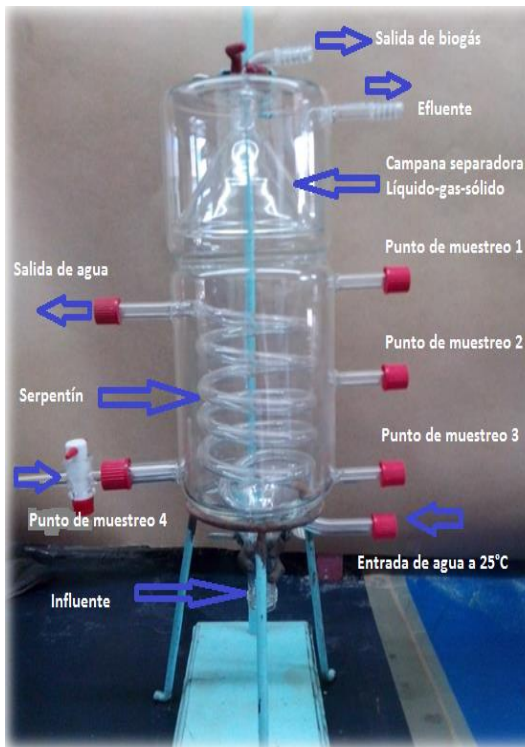


Fig. 4. Reactor tipo RALLFA

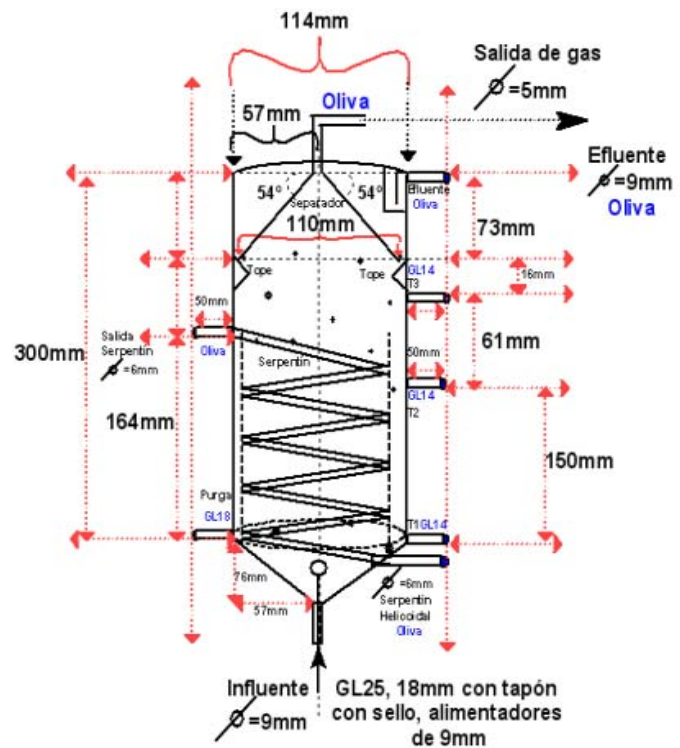


Fig. 5. RALLFA a escala de laboratorio

(Ojeda- Berra, 2008)

### **3.2. Agua de proceso proveniente de la mina**

Las muestras de agua se tomaron del efluente del proceso de flotación de una mina cooperante que, como ya se mencionó, está ubicada en el municipio de Zacazonapan, estado de México, México. Fue transportada en contenedores de 19L de capacidad, desde la mina cooperante al Laboratorio 301 del Edificio E-3 de la Facultad de Química, sin refrigeración. Una vez en el laboratorio se mantuvieron en refrigeración a 4°C hasta su uso.

### **3.3. Arranque del reactor**

La duración del arranque depende de los parámetros biológicos, químicos y físicos. El arranque está influenciado por la concentración y composición de las aguas residuales, el volumen, la actividad y la adaptación del inóculo, condiciones ambientales, parámetros de operación y, por último, la configuración del reactor. El arranque del reactor se realizó por etapas llevando un seguimiento con pruebas analíticas, observando y registrando su comportamiento siendo estas pruebas las que marcaron si el arranque del reactor fue correcto:

**3.3.1. Primera etapa:** Inoculación del sistema mediante la adición de 633mL de lodos provenientes de un RALLFA que trataba agua residual de la destilación de alcohol a partir de mieles incristalizables de caña de azúcar, conocidas como vinazas. El volumen del sistema es de 2.2L y el volumen útil es de 1.9L (Fig. 6)

**3.3.2. Segunda etapa:** Alimentación del reactor en forma de lotes. Diariamente fueron introducidos mediante una bomba peristáltica 105 mL de solución, la cual se preparó con un 20% del agua de mina y un 80% del medio de cultivo específico para microorganismos sulfato reductores (MSR), conocido como medio de Baars (Vergara-Salgado, 2010). Se le adicionó bicarbonato

de sodio, en un intervalo de 2.5 a 3 g a los 105 mL para tener un pH neutro (Fig. 7). La Tabla 4 presenta la información sobre el agua sintética.



Fig. 6. Inoculación del RALLFA



Fig. 7. Alimentación del RALLFA

Tabla 4. Preparación de agua sintética (Vergara-Salgado, 2010)

Componente	Modo de preparación	Volumen utilizado
<b>Solución mineral 1</b>	6g de $K_2HPO_4$ , aforar* en 1L con $H_2O$	50 mL
<b>Solución mineral 2</b> (*Se usó agua destilada para aforar todas las soluciones)	6g $K_2HPO_4$ , 6g $(NH_4)_2SO_4$ , 12g NaCl, 2.6g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ , 0.16g $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ , aforado a 1L con $H_2O$	50 mL
<b>Resazurina (0.1%)</b>	0.1 g de resazurina aforado a 100 mL	1 mL
<b>Solución <math>FeSO_4 \cdot 7H_2O</math> (2%)</b>	0.002g de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ aforado en 1L	0.5 mL
<b>Cisteína</b>	-	0.5 g
<b>Ácido bromoetanosulfónico</b>	-	0.01583 g

<b>Ácido acético</b>	-	8.5 mL
----------------------	---	--------

**3.3.3. Tercera etapa:** Se continúa alimentando en lotes e incrementando el porcentaje de agua de mina hasta llegar al 100%, tomando como criterio general para decidir si se aumenta el volumen de agua de mina la capacidad del RALLFA para generar alcalinidad, ya que uno de los problemas más comunes durante la etapa de arranque es la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), lo cual puede llevar a una total acidificación si no se procede con cuidado.

**3.3.4. Cuarta etapa:** Esta consistió en eliminar los 3 g de bicarbonato que se estaba adicionando al volumen de 105mL que eran alimentados para que una vez eliminado el bicarbonato, considerar con ello que el sistema entra al periodo de estabilidad.

### **3.4. Parámetros de seguimiento del RALLFA**

Los parámetros de seguimiento en el reactor (mediciones al influente y efluente) indican la efectividad de la degradación biológica dentro del mismo. Dichos parámetros de seguimiento son: pH, factor de alcalinidad ( $\alpha$ ), temperatura (t), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), sulfuros ( $\text{S}^2$ ), fósforo (P), sólidos totales (ST), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos volátiles totales (SVT). Los métodos usados también coinciden con los mostrados por el libro *métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Para el seguimiento del reactor se utilizaron las normas mexicanas correspondientes al parámetro que se deseaba cuantificar (Tabla 5). Todos ellos están basados en los métodos estándar de la APHA, AWWA, WPCF (1992).

#### **3.4.1. Descripción de los parámetros medidos**

a) **Valor de pH:** Es el acrónimo para potencial de hidrógeno y es una medida de la acidez o la basicidad de un material líquido o sólido. La concentración de



iones hidrógeno es un parámetro importante, tanto de las aguas naturales como de las aguas residuales, pues la existencia de gran parte de la vida biológica sólo es posible dentro de estrechas variaciones alrededor de 7 de dicho parámetro que se puede medir siguiendo la NMX- AA-008-SCFI-2011 (DOF, 2011).

**Tabla 5. Parámetros de seguimiento**

<b>Norma mexicana</b>	<b>Parámetro</b>	<b>Método usado basado en:</b>
<b>NMX- AA-008-SCFI-2011</b> (DOF, 2011)	Determinación de pH	Electrométrico
<b>NMX-AA-030-SCFI-2001</b> (DOF, 2001b)	Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	Digestión ácida y colorimetría
<b>NMX-AA-084-1982</b> (DOF, 1982)	Determinación de sulfuros	Titulación iodométrico
<b>NMX-AA-074-1981</b> (DOF, 1981)	Determinación del ion sulfato	Turbidimetría, precipitación de sulfato de bario (BaSO <sub>4</sub> )
<b>NMX-AA-079-SCFI-2001</b> (DOF, 2001c)	Determinación de nitratos	Método espectrofotométrico ultravioleta
<b>NMX-AA-036-SCFI-2001</b> (DOF, 2001e)	Determinación de alcalinidad	Valoración de la muestra
<b>NMX-AA-007-SCFI-2013</b> (DOF, 2013)	Temperatura	Medición directa
<b>NMX-AA-029-SCFI-2001</b> (DOF, 2001a)	Determinación de fósforo	Método colorimétrico
<b>NMX-AA-034-SCFI-2001</b> (DOF, 2001d)	Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y tratadas	Diferencia de masas, evaporación y calcinación

- b) **Demanda química de oxígeno (DQO):** Es un parámetro que mide de manera indirecta la cantidad de materia orgánica e inorgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida (DOF, 2001b). Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en mg O<sub>2</sub>/L. Es un método aplicable en aguas continentales (ríos, lagos, acuíferos, etc.), aguas residuales o cualquier agua que pueda contener una cantidad apreciable de materia orgánica. El método mide la concentración de materia orgánica.
- c) **Sulfuros.** En química, un sulfuro es la combinación del azufre (número de oxidación (-2) con un elemento químico o con un radical. Hay unos pocos

compuestos covalentes del azufre, como el disulfuro de carbono ( $CS_2$ ) y el sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ) que son también considerados como sulfuros. Uno de los sulfuros más importantes es el de hidrógeno. Este compuesto es un gas con olor a huevos podridos y es altamente tóxico. Para la determinación se emplea la NMX-AA-084-1982 (DOF, 1982).

- d) **Sulfatos.** La determinación del contenido de sulfatos NMX-AA-074-1981 (DOF, 1981) puede hacerse por diferentes métodos, uno de ellos es el utilizado en la investigación. El método turbidimétrico no es recomendable para aguas con color, con materiales en suspensión o con elevado contenido en materiales orgánicos. El ión sulfato  $SO_4^{2-}$  precipita, en un medio de ácido acético, con ión  $Ba^{2+}$  de modo que forma cristales de sulfato de bario  $BaSO_4$  de tamaño uniforme, los que deben mantenerse en suspensión homogénea durante un periodo de tiempo que resulte suficiente para medir la absorbancia que la misma produzca.
- e) **Nitratos.** La determinación del nitrato ( $NO_3^-$ ) es mediante el método espectrofotométrico ultravioleta selectivo NMX-AA-079-SCFI-2001 (DOF, 2001c). Esta técnica solamente se utiliza para seleccionar muestras con bajo contenido en materia orgánica.
- f) **La alcalinidad.** Es la capacidad neutralizante de un ácido que posee una disolución o mezcla. Generalmente, la alcalinidad está dada por la presencia de iones hidroxilo, carbonato o bicarbonato, pero también influyen en el resultado la presencia de boratos, fosfatos, silicatos, nitratos, amoníaco disuelto, sulfuros y algunas otras bases conjugadas. Es empleada para su determinación la NMX-AA-036-SCFI-2001 (DOF, 2001e).
- g) **Temperatura.** Éste es un factor fundamental en la vida de los organismos ya que regula las funciones vitales que realizan las enzimas de carácter proteico. Cuando la temperatura es muy elevada o muy baja estas funciones se paralizan llevando a la destrucción de los órganos celulares o la propia célula. Para la determinación se empleó la NMX-AA-007-SCFI-2013 (DOF, 2013).
- h) **Fósforo.** Generalmente se encuentra en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, como fosfatos NMX-AA-029-SCFI-2001 (DOF, 2001a).

Éstos se clasifican como ortofosfatos, fosfatos condensados y compuestos organo-fosfatados. Estas formas de fosfatos provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como productos de limpieza, fertilizantes, procesos biológicos, etc. El fósforo es un nutriente esencial para el desarrollo de organismos, por lo que la descarga de fosfatos en cuerpos de aguas puede estimular el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos, en cantidades nocivas, fenómeno conocido como eutrofización. Los fosfatos son sustancias solubles en agua, que las plantas necesitan para su desarrollo; pero si se encuentran en cantidad excesiva, inducen el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos, provocando la eutrofización de las aguas. Cuando estas algas y otros vegetales mueren, al ser descompuestos por los microorganismos, se agota el oxígeno del agua y se hace imposible la vida de otros seres vivos aerobios. El resultado es un agua maloliente e inutilizable. Demasiado fosfato puede causar problemas de salud, como es daño a los riñones y la osteoporosis.

i) **Sólidos** (Marín-Ocampo y Osés-Pérez, 2013)

**Sólidos totales (ST).** El agua puede contener, tanto, partículas en suspensión como compuestos solubilizados. Se definen los sólidos totales como los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado en estufa a temperatura definida. Los sólidos totales incluyen los sólidos suspendidos totales (SST) (porción de sólidos totales retenidos por un filtro) y los sólidos disueltos totales (SDT), (porción que atraviesa el filtro). Los **sólidos totales (ST)** son el residuo que queda después que una muestra de agua ha sido evaporada y secada a una temperatura específica de 103 a 105°C.

**Sólidos suspendidos totales (SST).** Son sólidos constituidos por sólidos sedimentables, sólidos y materia orgánica en suspensión y/o coloidal, que son retenidos en el elemento filtrante. Los sólidos suspendidos totales o el residuo no filtrable de una muestra de agua natural o residual industrial o doméstica se definen como la porción de sólidos retenidos por un filtro de fibra de vidrio que

posteriormente se seca a 103-105°C hasta una masa constante. El incremento de la masa del filtro representa el total de sólidos suspendidos.

**Sólidos disueltos totales (SDT).** Son las sustancias orgánicas e inorgánicas solubles en el agua y que no son retenidas en el material filtrante aún cuando el término sólidos hace alusión a materia suspendida o disuelta en un medio acuoso. La determinación de sólidos disueltos totales mide específicamente el total de residuos sólidos filtrables (sales y residuos orgánicos) a través de una membrana con poros de dos micrómetros (o más pequeños). Los sólidos disueltos pueden afectar adversamente la calidad de un cuerpo de agua o de un efluente de varias formas. Las aguas para el consumo humano, con un alto contenido de sólidos disueltos, son por lo general de mal agrado para el paladar y pueden inducir a una reacción fisiológica adversa del consumidor. Los análisis de sólidos disueltos son, también, importantes como indicadores de efectividad de procesos de tratamiento biológico y físico de aguas residuales.

**Sólidos suspendidos volátiles (SSVT).** Es la cantidad de materia orgánica (incluidos los inorgánicos) capaz de volatilizarse por el efecto de la calcinación a 550°C en un tiempo de 15 min a 20 min. Se determinan por diferencia de masa. Se volatiliza lo que se incinera y puede convertirse a CO<sub>2</sub> y otros gases. La concentración de sólidos volátiles se suele considerar como una medida aproximada del contenido de materia orgánica y, en ciertos casos, de las concentraciones de sólidos biológicos, tales como bacterias o protozoos. Los sólidos volátiles pueden determinarse sobre la muestra original, sobre la fracción suspendida o sobre la fracción filtrada.

El procedimiento completo para la determinación de los sólidos antes mencionados se encuentra en la NMX-AA-034-SCFI-2001 (DOF, 2001d).

## CAPÍTULO IV

### 4. Resultados y discusión

#### 4.1. Caracterización de agua residual

En la Tabla 6 se presenta la caracterización del agua del proceso de flotación en estudio.

**Tabla 6. Caracterización del agua de interés**

<u>Parámetro</u>	<u>Valor promedio</u>	<u>Unidades</u>
Valor de pH	3.3 ± 0.1	----
DQO	691.31 ± 82.76	(mg L <sup>-1</sup> )
Sulfatos	38.05 ± 16.09	(mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> L <sup>-1</sup> )
Fósforo	249.55 ± 69.05	(mg L <sup>-1</sup> )
Nitratos	14.78 ± 3.079	(mg L <sup>-1</sup> )
Temperatura	16 ± 2	(°C)
Conductividad eléctrica	8.61 ± 0.43	(μS cm <sup>-1</sup> )

Triplicado de cada medición

#### 4.2. Evaluación por etapa

##### 4.2.1. Arranque (semana 1-6)

El arranque consistió, como ya se mencionó, en el montaje del reactor así como la adaptación de microorganismos (Fig. 8). Para ello, fue necesaria la inoculación con 633 mL de lodos. Diariamente fue alimentado el sistema con 105 mL de medio de cultivo (agua sintética) para promover la proliferación de MSR. El primer efluente que se obtuvo del RALLFA fue hasta la tercera semana en la cual, se registró la primera medida de pH del efluente, los valores obtenidos durante la semana 3 a la 6, se encuentran en un intervalo de 4.1 hasta 4.9 (Tabla 7). Se

continuó con la alimentación únicamente con medio de cultivo (100%), para provocar el incremento del pH en el efluente.

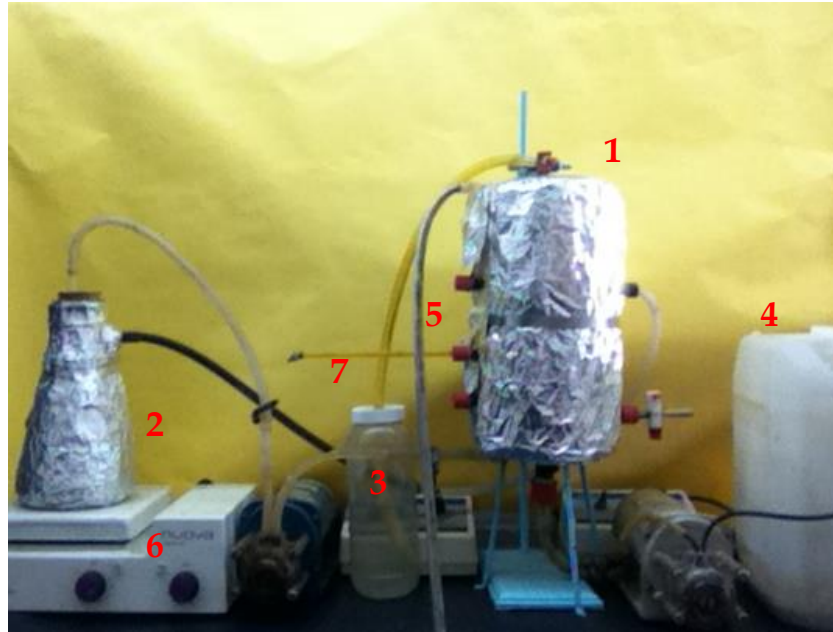


Fig. 8. RALLFA instalado en el laboratorio: (1). RALLFA; (2) Agua de calentamiento; (3) Trampa de  $\text{SO}_2$ ; (4) Alimentación; (5) Efluente; (6) Parrilla de calentamiento; (7) Termómetro

#### 4.2.2. Primera etapa (semana 7 y 8)

Durante las semanas 7 y 8 fue alimentado el sistema con una mezcla de agua sintética: agua de proceso de la mina en proporción de 80:20, adicionando 2.5 g de  $\text{NaHCO}_3$  para elevar el pH a 7.1. El pH del efluente en esta primera etapa se mantuvo en un promedio de 5.17 (Tabla 7). En cuanto a los MSR fueron adaptándose viéndose reflejado este comportamiento con un aumento de la remoción de **DQO** del 29.43% hasta el 55.76%, de la séptima a la octava semana, tomando en cuenta que el proceso de adaptación estaba comenzando, el porcentaje de remoción de una semana a otra fue casi el doble por lo que se consideró satisfactorio.

**Tabla 7. Incremento del porcentaje del agua de mina y pH**

Semana	NaHCO <sub>3</sub> (g)	%Agua de mina	%Medio de cultivo	Alimentación (mL)	Valor promedio de pH en influyente	Valor promedio de pH en efluente
1	N/D	0	100	105	7.0	N/D
2	N/D	0	100	105	7.0	N/D
3	N/D	0	100	105	7.0	4.1
4	N/D	0	100	105	7.0	4.3
5	N/D	0	100	105	7.0	4.6
6	N/D	0	100	105	7.0	4.9
7	2.5	20	80	105	7.10	5.18
8	2.5	20	80	105	7.11	5.89
9	2.5	30	70	105	7.19	7.09
10	2.5	40	60	105	7.07	7.75
11	2.5	50	50	105	7	7.99
12	2.5	60	40	105	6.98	8.18
13	2.5	70	30	105	7.1	8.17
14	2.5	80	20	105	6.65	8.33
15	2.5	90	10	105	6.90	8.22
16	2	100	0	105	6.88	8.19
17	1	100	0	105	6.79	8.24
18	0	100	0	105	3.14	8.10
19	0	100	0	105	3.11	8.07
20	0	100	0	105	3.15	7.83
21	0	100	0	105	3.12	7.67
22	0	100	0	105	3.96	6.61
23	0.2	100	0	105	7.63	6.46
24	0.15	100	0	105	7.5	7.24
25	0.1	100	0	105	7.44	7.38

La remoción de **nitratos** durante la séptima semana alcanzó el 87.65%, mientras que en la octava semana la remoción incrementó hasta el 90.26% con una

desviación estándar de  $\pm 1.88$ . La variación entre las remociones no es muy grande pero se observa una rápida adaptación de los MSR a dicho sustrato.

En cuanto al **fósforo**, las concentraciones en el efluente de 1289.23 y 1135.38 mg/L para 7 y 8, respectivamente, eran superiores a las de los influentes de 212.3 y 258.46 mg/L, durante las mismas semanas. Esto indica que los MSR no están consumiendo el fósforo y éste se está acumulando en el sistema.

Los **sulfatos**, durante la séptima semana, fueron removidos por los MSR un porcentaje de 17.76%. Para la octava semana, el porcentaje de remoción incrementó a 18.06% y una desviación estándar de  $\pm 0.22$ . A pesar de que la remoción no varió en estas dos semanas, los resultados están acordes con la etapa de adaptación de los MSR (Espinosa-González, 2015).

Los **sulfuros** se presentaron en el influente con una concentración de 2.5 mg/L durante la séptima semana. Una vez tratada el agua por el RALLFA, el efluente registró 21.6 mg/L, es decir 8.6 veces la concentración de la entrada al sistema. Durante la octava semana se midió una concentración de 4 mg/L en el influente y en el efluente de 24.4 mg/L, teniendo una producción de sulfuros de 6 veces la inicial con una desviación estándar de  $\pm 1.78$  entre los datos de ambas semanas. Su comportamiento concuerda con la reducción de sulfatos que se presentó en el párrafo anterior, pues se presume la producción de los sulfuros a partir de los sulfatos (Espinosa-González, 2015).

Los **sólidos totales** juegan un papel muy importante en el tratamiento del efluente como se mencionó. Para esta técnica, durante estas dos semanas, se obtuvo un porcentaje de remoción que está en un intervalo del 40 al 44% con una desviación estándar de  $\pm 2.8$ . Cabe mencionar también que los ST se lograron ver tanto en las cápsulas como en los crisoles, es decir, que el sistema sí cuenta con microorganismos que están adaptándose adecuadamente al agua de proceso de la mina.



#### 4.2.3. Segunda etapa (semana 9 a 15)

Durante esta etapa la mezcla de la alimentación comenzó en la semana 9 con una proporción de 30:70 de agua de mina:medio de cultivo, a la cual se le adicionaron 2.5g de bicarbonato de sodio. Cada semana el influente se fue incrementando en un 10% de agua de mina hasta llegar a la semana 15 con una proporción de 90:10 (Tabla 7 presentada anteriormente).

El **pH** de influente durante esta etapa se encontró en un intervalo de 6.65 a 7.19 durante las siete semanas (segunda etapa). Se mantuvo la adición de 2.5 g de  $\text{NaHCO}_3$  a la alimentación del sistema y, por otra parte, el valor de pH del efluente fue aumentando semana con semana desde valores de 7.09 a 8.33. La **DQO** tuvo como resultado valores de remoción de 39.5% durante la novena semana. Al final de la segunda etapa (semana 15), la remoción del sistema ya presentaba valores de 91.1% con una desviación estándar de  $\pm 18.89$ , lo cual indica que el sistema fue estabilizándose poco a poco.

La remoción de **nitratos** tuvo una mejora en sus porcentajes. En la novena semana se presentó un resultado del 91.70% de remoción, mientras que al terminar la segunda etapa, el porcentaje de remoción fue de 89.25% y una desviación estándar de los valores de  $\pm 2.39$ .

Los valores de concentración de **fósforo** en la novena semana registraron un valor en el efluente de 873.84 mg/L, es decir, 1.5 veces más que lo que había en el influente, 458.46 mg/L. Al finalizar la semana 15 la concentración del efluente fue de 920.38mg/L, 3 veces más que en el influente, debido a su acumulación.

El porcentaje de remoción de **sulfatos** durante la semana 9, registraron un valor de 36.35% y, al final de la etapa (semana 15), el porcentaje de remoción fue de 34.86% con una desviación estándar de los valores obtenidos de  $\pm 14.57$  durante esta segunda etapa.

Los **sulfuros** entraron al sistema en la semana 9, con una concentración de 2.4mg/L en el efluente y la concentración se incrementó hasta 16.8mg/L, es decir, 7 veces más alta que la concentración inicial. Al finalizar esta etapa (semana 15), el influente mostró una concentración de 6.5mg/L y en el efluente de 27.6mg/L, 4 veces la inicial, con una desviación estándar de los datos obtenidos durante estas 7 semanas de  $\pm 1.33$ .

Siguiendo con la prueba de **sólidos**, en esta etapa el porcentaje de remoción en la novena semana tuvo un valor de 36.84%, mientras que al finalizar esta etapa (semana 15) el porcentaje de remoción fue de 16.27% con una desviación estándar de  $\pm 10.23$ . Esto comprueba que los lodos ya están más consolidados y ya no se pierden tan fácilmente en el efluente.

#### **4.2.4. Tercera etapa (semana 16-17)**

El reactor durante la semana 16 fue alimentado al 100% con agua de mina, iniciando la disminución del  $\text{NaHCO}_3$ . En esta semana solamente se adicionaron 2g  $\text{NaHCO}_3$  ajustando el pH a 6.8. En la semana 17 nuevamente se redujo el  $\text{NaHCO}_3$  utilizado solamente 1g para obtener un pH de alimentación de 6.79. El resultado obtenido de este procedimiento son valores de pH en el efluente entre 8.19 a 8.24, respectivamente, para cada semana (Tabla 7 arriba).

Los porcentajes de remoción en la **DQO** fueron de 75.87% en la semana 16, mientras que en la semana 17 el porcentaje de remoción incrementó a 85.13% con una desviación estándar de  $\pm 6.55$ .

Con las mediciones de **nitratos**, los porcentajes de remoción fueron del 88% en ambas semanas (16-17) con una desviación estándar de  $\pm 0.20$ .

El **fósforo** presente en el influente en la semana 16 fue de 227.69mg/L y en el efluente se registraron concentraciones de 704.61mg/L, es decir, 3 veces más que en el influente. En la semana 17 se alimentaron 304.61mg/L y en el efluente la concentración fue de 1089mg/L, nuevamente 3 veces más que en el influente. En las concentraciones presentes en el efluente la desviación estándar fue de  $\pm 271.96$ .

El porcentaje de remoción en los **sulfatos** durante la semana 16 fue de 18.59% y, en la semana 17, el porcentaje de remoción llegó hasta el 42.73% con una desviación estándar de  $\pm 17.07$ .

La concentración de **sulfuros** durante la semana 16 en el influente tuvieron un valor de 5mg/L y en el efluente de 14.5mg/L, es decir, se generaron 2.9 veces más que la concentración de alimentación. Mientras tanto, en la semana 17 el influente tuvo una concentración de 4.88mg/L y en el efluente de 28mg/L, 5.7 veces mayor a la concentración de entrada al sistema con una desviación estándar de  $\pm 2.0$  en la generación de sulfuros.

En la semana número 16, para los **sólidos totales**, se obtuvo un porcentaje de remoción de 14.53% y, en la semana 17, el porcentaje subió hasta un 21.14%, estos con una desviación estándar de  $\pm 4.67$ .

#### **4.2.5. Cuarta etapa “periodo estable” (semana 18-25)**

El periodo estable de operación del sistema se consideró de las semanas 18 a 25. Las pruebas analíticas mencionadas en el punto 3.4 fueron utilizadas para llevar a cabo el seguimiento del reactor durante esta investigación. Para el influente y el efluente líquidos del reactor fueron registrados los valores de pH, factor de alcalinidad ( $\alpha$ ), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST), sólidos volátiles totales (SVT), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles totales (SSVT), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), sulfuros ( $\text{S}^{2-}$ ), fósforo y nitratos ( $\text{NO}_3^{1-}$ ).

La prueba de la **DQO** dio como resultado los porcentajes de remoción más altos durante la investigación en la primera semana de esta cuarta etapa (semana 18). El porcentaje de remoción fue de 89.72% y, al finalizar esta etapa, el porcentaje de remoción se elevó a un 92.39% con una desviación estándar de  $\pm 8.08$ .

El porcentaje de remoción en la prueba de **nitratos** en esta etapa comenzó con un porcentaje de remoción del 80.31% y, al finalizar la cuarta etapa (semana 25), el porcentaje aumentó a un 86.96%. Durante este periodo la desviación estándar fue de  $\pm 10.23$ .

Las concentraciones de **fósforo** presentes en la alimentación para esta cuarta etapa (semana 18), fueron de 273.84mg/L y en el efluente de 1181.53mg/L, es decir, el efluente tiene 4 veces la concentración de la alimentación. Al finalizar la cuarta etapa (semana 25), las concentraciones cambiaron, en el influente se midió una concentración de 181.53mg/L mientras que en el efluente fue de 581.53 mg/L, es decir, 3 veces más la concentración de alimentación generando una desviación estándar de  $\pm 290.16$ . Todo esto debido a, como ya se mencionó, los organismos no están consumiendo el fósforo y este se va acumulando en el sistema.

La remoción de **sulfatos** comenzó con un 37.69% de remoción en la semana 18, para la semana 25 y última de la etapa, el porcentaje de remoción aumentó hasta el 47.58% con una desviación estándar fue de  $\pm 7.84$ .

Mientras tanto, la concentración de los **sulfuros** en la alimentación comenzó con 1mg/L generando en el efluente 35mg/L, 35 veces más de lo que entró. Para la última medición (semana 25), la alimentación tenía una concentración de 7.7mg/L y en el efluente fue determinada una concentración de 22.22mg/L generando sulfuros en aproximadamente 3 veces con respecto al influente. Esta etapa tuvo una desviación estándar de  $\pm 9.92$ .

Finalmente, la remoción de sólidos totales al inicio de la etapa fue de 18.98% mientras que al final (semana 24) fue de 5.17 con una desviación estándar de  $\pm 5.95$ .

### **4.3. Análisis de los parámetros de seguimiento**

Durante el arranque de un reactor anaerobio la biomasa se adaptó en cantidad y calidad a las características del agua residual. La duración de la etapa de arranque depende de la capacidad de adaptación de los microorganismos al influente para obtener una calidad constante del efluente y una masa de lodo suficiente que no varíe cualitativamente con el tiempo.

La operación del sistema se inició una vez superada la etapa de arranque, cuando se alcanzaron las condiciones de diseño de carga orgánica e hidráulica y la eficiencia de remoción de materia orgánica proyectada (semana 18), se consideró que había llegado a la estabilidad. En esta etapa se esperaba que el reactor funcionara en condiciones de estado estable, por lo cual fue necesario realizar un seguimiento de parámetros tales como pH, tanto del influente como del efluente, alcalinidad, DQO, ST, pH, sulfatos, nitratos (semana 18-25). Estos parámetros permitieron evaluar el estado del sistema y conocer el comportamiento de la comunidad trófica (organismos sulfato-reductores) que se desarrolló en el reactor.

#### **4.3.1. Valores de pH del efluente y del influente**

Diariamente se le midió el pH, mediante un potenciómetro Orion Modelo 720, tanto del influente como del efluente, así como el factor de alcalinidad ( $\alpha$ ). En la Fig. 9 se observa el comportamiento del pH durante las 25 semanas de experimentación. Durante el arranque del sistema, el pH del efluente fue alrededor de 4.0, durante las semanas de la 7 a la 17, el pH se ajustó a 7.0 gracias al suministro del  $\text{NaHCO}_3$  en diferentes proporciones, como ya se presentó en la Tabla 7. Durante la semana 18, el pH del influente sufrió un cambio drástico ya que se eliminó por

completo el  $\text{NaHCO}_3$ , alimentando al sistema con agua de proceso de la mina al 100% y un  $\text{pH} = 3.0 \pm 0.3$ . Sin embargo, el comportamiento en el efluente no se vio alterado ya que los consorcios microbianos fueron capaces de mantener el  $\text{pH}$  del efluente alrededor de 8, probablemente por la función amortiguadora del  $\text{CO}_2$  que los mismos organismos producen.

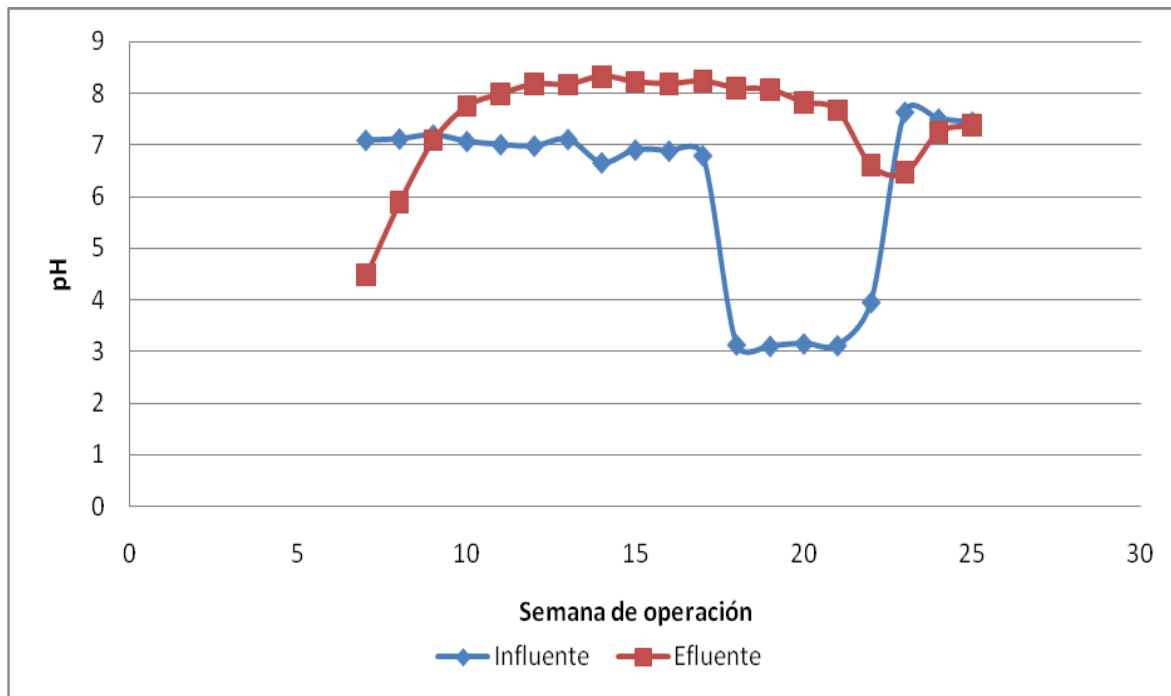
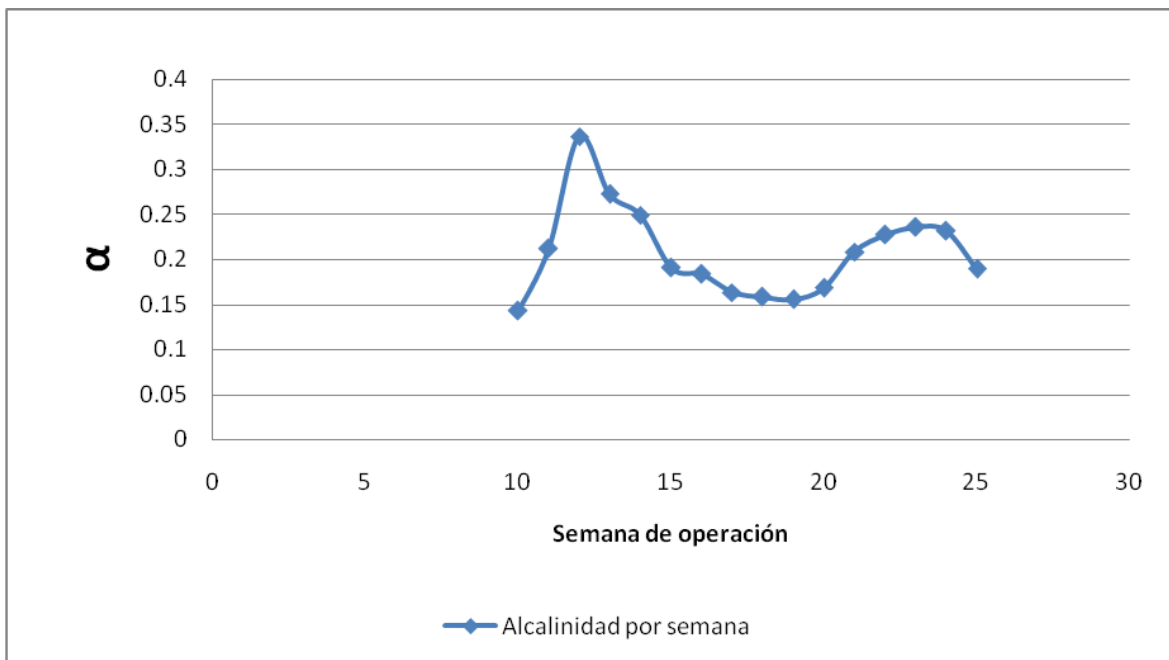


Fig. 9. Comportamiento del  $\text{pH}$  a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

#### 4.3.2. Valores del factor de alcalinidad ( $\alpha$ )

Las determinaciones de la alcalinidad se realizaron diariamente. Después del periodo de arranque que duró aproximadamente 43 días, el  $\text{pH}$  del efluente aumentó de 4 hasta 7.1 y entonces se comenzó a determinar el factor de alcalinidad ( $\alpha$ ). Los valores obtenidos durante el periodo de experimentación se encuentran en la Fig. 10, donde se observa que existe un periodo de estabilización de 20 días donde los valores obtenidos aún tienen fluctuaciones. Al llegar a la 10<sup>a</sup> semana se comenzó a medir, pues ya se contaba con un  $\text{pH} = 7.75$  en el efluente, logrando evaluar el factor de alcalinidad ( $\alpha$ ) registrando el valor de 0.14. Se continuó con las evaluaciones hasta que el comportamiento del reactor fue

estable, obteniendo en promedio durante el experimento un alfa igual a 0.21. El factor de alcalinidad para estos sistemas juega un rol muy interesante pues permite mantener un cierto control sobre el reactor. A su vez, permite conocer el comportamiento de los microorganismos dentro del reactor y su flexibilidad frente a los componentes carbonatados.

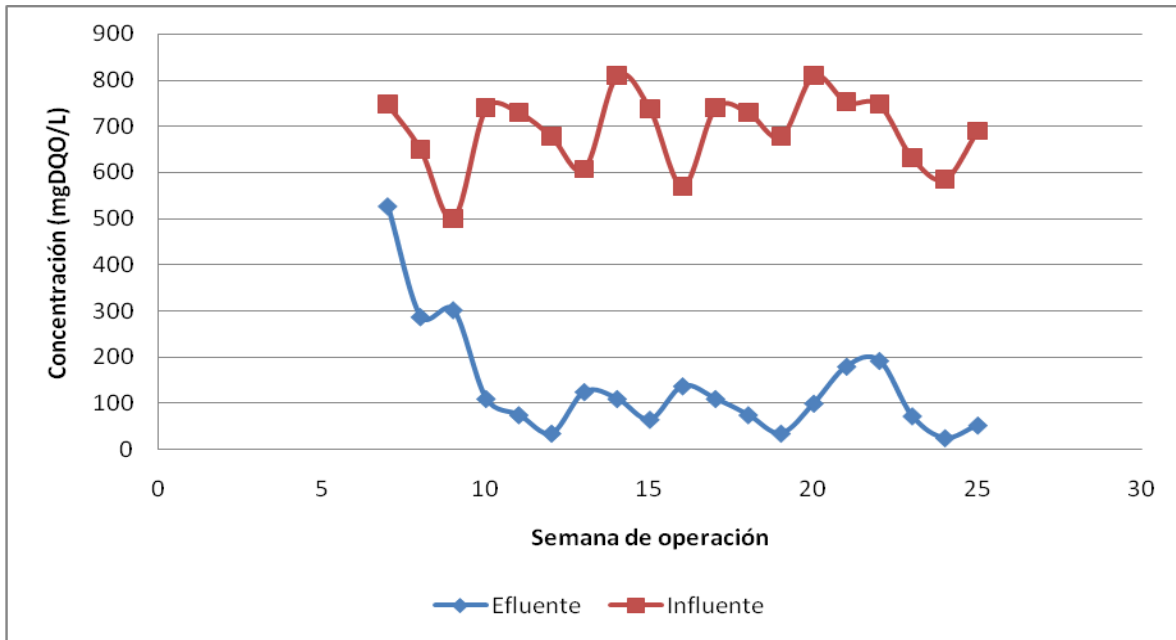


**Fig. 10. Comportamiento del factor de alcalinidad ( $\alpha$ ) a partir de la décima semana de operación del RALLFA**

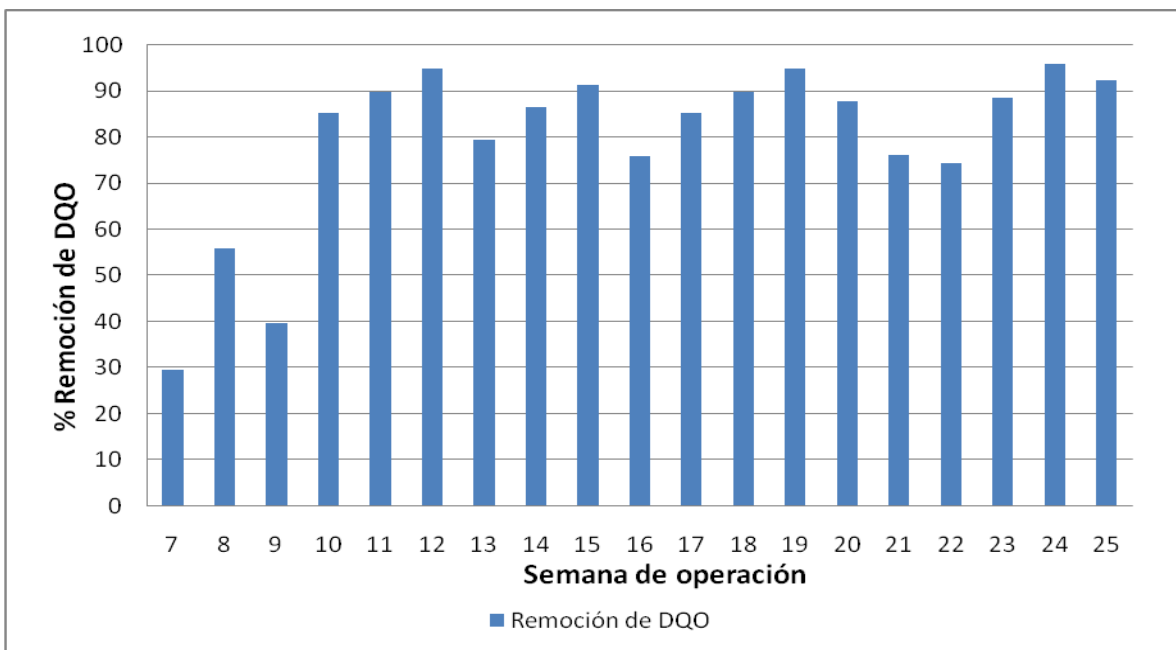
#### 4.3.3. Valores de DQO en el RALLFA

Los valores de DQO registrados se presentan en la Fig. 11, donde se observa un cambio de concentración muy significativa durante el proceso entre la concentración del influente y efluente. Los porcentajes de remoción aumentan desde un 29.43% hasta el 95.72% (Fig. 12). En promedio (Tabla 8) durante las cuatro etapas el influente presento 691 mg/L y en el efluente concentración promedio arrojó valores de 137 mg/L, bajado la concentración de DQO en un promedio de 414 mg/L (Fig.13). Para probar diferencias significativas entre las medias de las columnas se presenta la Tabla 9 que muestra una comparación de las desviaciones típicas para cada par de muestras. P-valores por debajo de 0.05, de los cuales hay 0, indican que no existe una diferencia estadísticamente

significativa entre las dos sigmas al 5% de nivel de significación. Estos resultados concuerdan con los obtenidos del pH y del factor de alcalinidad ya que, al alcanzar la estabilidad el sistema, es posible obtener una mayor transformación de la materia orgánica a otros subproductos.



**Fig. 11. Comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) a partir de la séptima semana de operación del RALLFA**



**Fig. 12 Porcentaje (%) de remoción de DQO a partir de la séptima semana de operación del RALLFA**



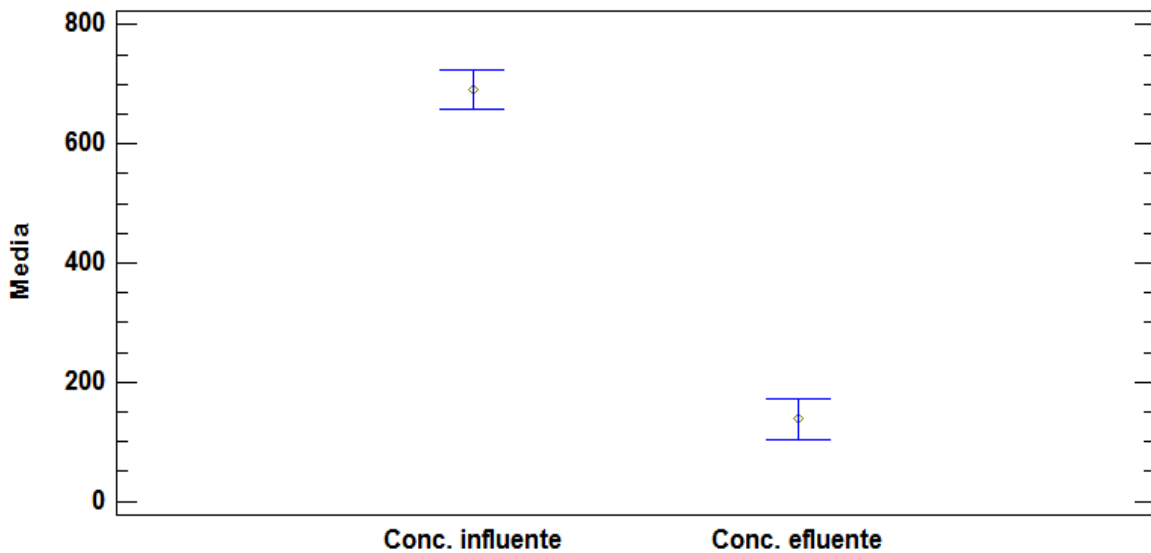
**Tabla 8. Resumen estadístico sobre datos de DQO**

	Recuento	Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo estandarizado	Curtosis estandarizada
Conc. influente	19	691.316	82.7621	11.9717%	500.0	810.0	310.0	-1.26407	0.057782
Conc. efluente	19	137.763	122.173	88.6836%	25.0	527.5	502.5	3.74233	4.5205
Total	38	414.539	298.78	72.075%	25.0	810.0	785.0	-0.17613	-2.32138

**Tabla 9. Verificación de varianza sobre datos de DQO**

	Prueba	Valor-P			
Levene	0.172983	0.679943			
Comparación	Sigma1	Sigma2	F-Ratio	P-Valor	
Conc. influente / Conc. efluente	82.7621	122.173	0.458892	0.1074	

**Medias y 95.0% de Fisher LSD**



**Fig. 13. Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de DQO**

#### 4.3.6. Valores de nitratos

Los valores de concentración de nitratos registrados se presentan en la Fig. 14, donde se observa un cambio durante el periodo de experimentación entre la concentración del influente y efluente. Se alcanzó un porcentaje de remoción hasta de un 94.35%. Este porcentaje, no varió mucho con respecto de los demás

resultados durante las 25 semanas. Solamente en la semana 15 se obtuvo el menor porcentaje de remoción de 78.86% que se le atribuye al pH del efluente que bajó un poco más del promedio que se estaba presentando (Fig. 15). En promedio (Tabla 10), durante las cuatro etapas, el influente presentó 14.78 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L y en el efluente la concentración promedio arrojó valores de 1.80 mg/L, bajando la concentración de nitratos en un promedio de 8.29 mg/L (Fig. 16). Para probar diferencias significativas entre las medias de las columnas la Tabla 11 muestra una comparación de las desviaciones típicas para cada par de muestras. Los P-valores estuvieron por debajo de 0.05, de los cuales hay uno, indicando una diferencia estadísticamente significativa entre las dos sigmas al 5% de nivel de significancia.

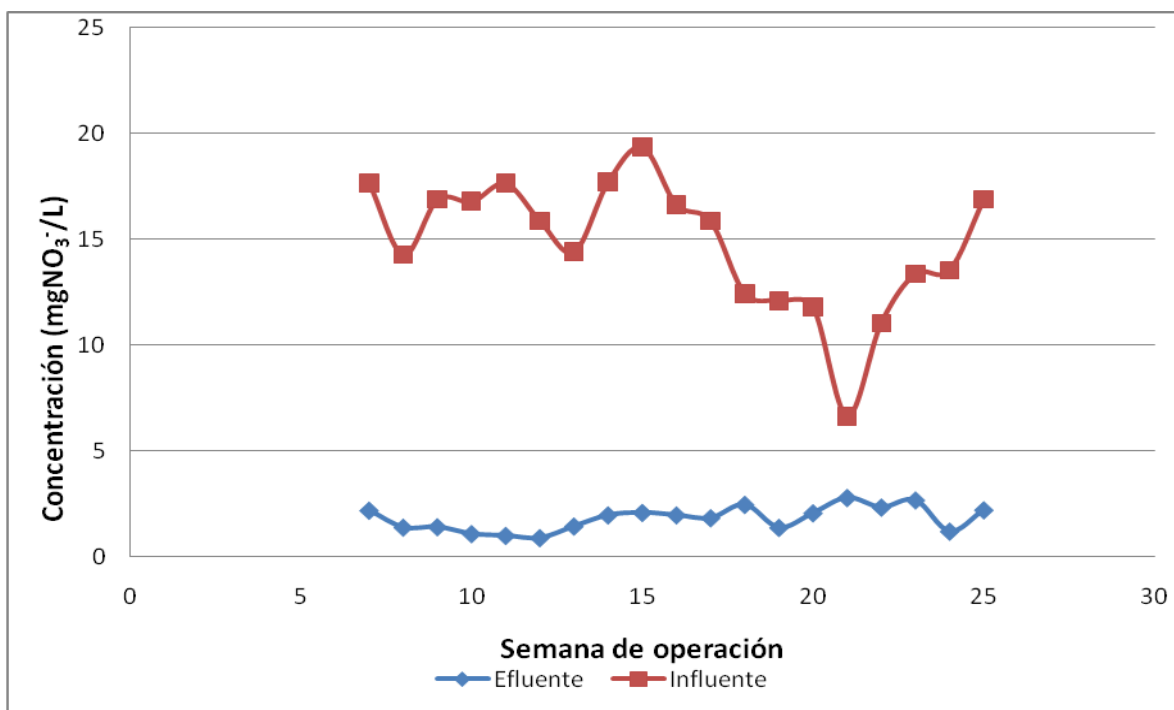


Fig. 14. Determinación de nitratos a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

Tabla 10. Resumen estadístico sobre datos de nitratos

	Recuento	Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo estandarizado	Curtosis estandarizada
Conc. influente	19	14.7852	3.07989	20.8309%	6.6324	19.36	12.73	-1.7187	1.04338
Conc. efluente	19	1.80697	0.573027	31.712%	0.8956	2.783	1.887	0.00432	-1.0014
Total	38	8.29608	6.92972	83.5301%	0.8956	19.36	18.46	0.59426	-2.2676

Tabla 11. Verificación de varianza sobre datos de nitratos				
	<i>Prueba</i>	<i>Valor-P</i>		
	Levene	15.141	0.000413698	
<i>Comparación</i>	<i>Sigma1</i>	<i>Sigma2</i>	<i>F-Ratio</i>	<i>P-Valor</i>
Conc. influente / Conc. efluente	3.07989	0.573027	28.8883	0.0000

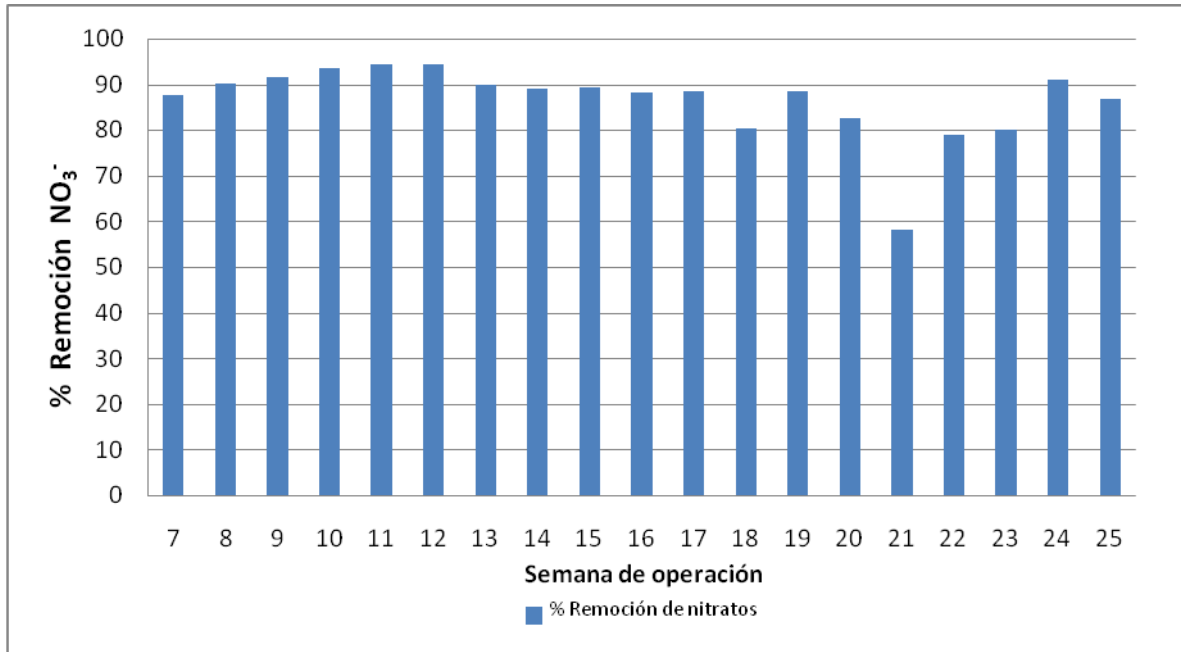


Fig. 15. Porcentaje (%) de remoción de nitratos a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

#### Medias y 95.0% de Fisher LSD

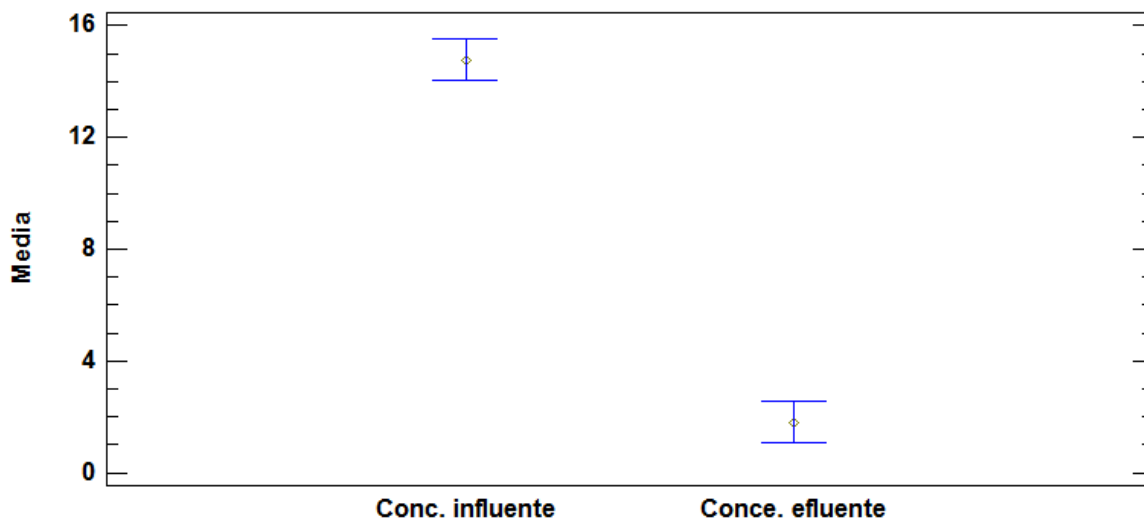


Fig. 16. Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de nitratos

### 4.3.5. Valores de fósforo

Con los datos obtenidos de los valores de fósforo, se construyó la Fig. 17, en la cual se observa el comportamiento del parámetro de seguimiento durante cada semana de experimentación. Probablemente, con la adición del medio sintético de Baars, el fósforo se acumuló en el sistema y luego se disolvió arrojando valores de concentración más altos en el efluente que en el influente compuesto únicamente con agua de proceso de la mina (Fig.18). La concentración promedio (Tabla 12), en el influente se mantiene casi constante teniendo de 249.55 mg/L, en cuanto el efluente existe una aparente concentración de fósforo, la cual llega hasta valores que arrojan un promedio de 855.22 mg/L (Fig. 19). La Tabla 13 muestra una comparación de las desviaciones típicas para cada par de muestras. Los P-valores están por debajo de 0.05, de los cuales hay uno, indicando una diferencia estadísticamente significativa entre las dos sigmas al 5% de nivel de significancia.

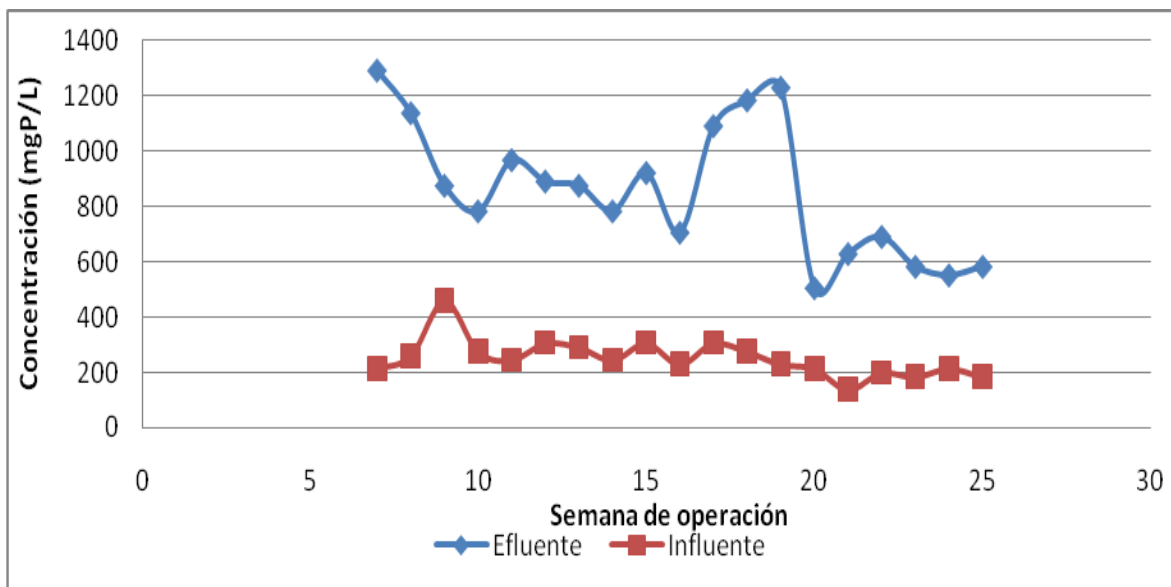


Fig. 17. Determinación de fósforo a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

Tabla 12. Resumen estadístico sobre datos de fósforo

	Recuento	Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo estandarizado	Curtosis estandarizada
Conc. influente	19	855.223	243.067	28.4215%	504.61	1289	784.6	0.55226	-0.91765
Conc. efluente	19	249.555	69.0531	27.6705%	135.385	458.4	323.0	2.43959	3.38697
Total	38	552.389	353.906	64.0682%	135.38	1289.	1153	1.56663	-1.1777

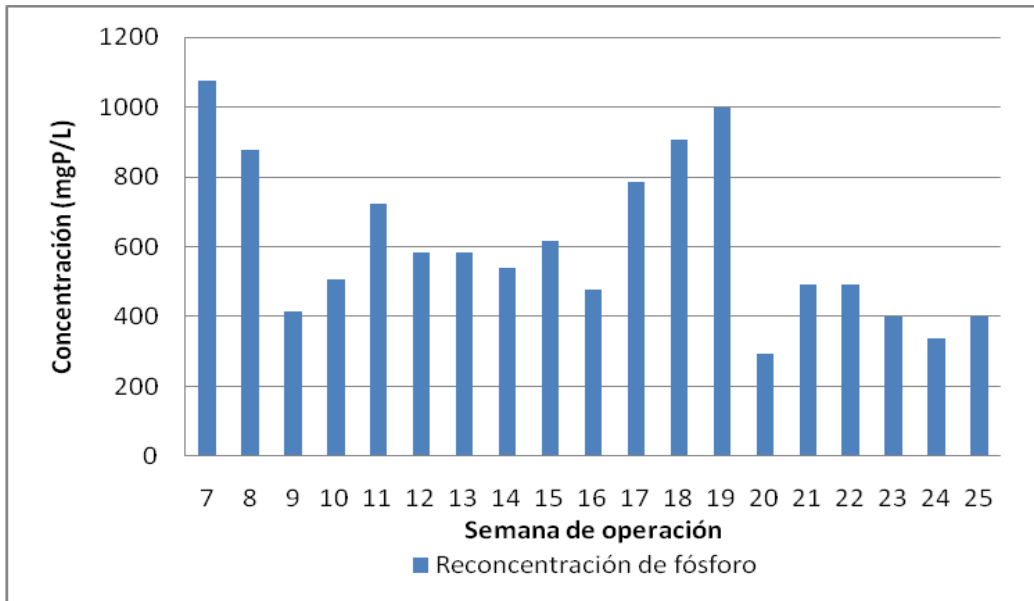


Fig. 18. Acumulación de fósforo a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

**Tabla 13. Verificación de varianza sobre datos de fósforo**

	Prueba	Valor-P
Levene	21.0774	0.0000520481

Comparación	Sigma1	Sigma2	F-Ratio	P-Valor
Conc.efluente / Conc.influyente	243.067	69.0531	12.3904	0.0000

Medias y 95.0% de Fisher LSD

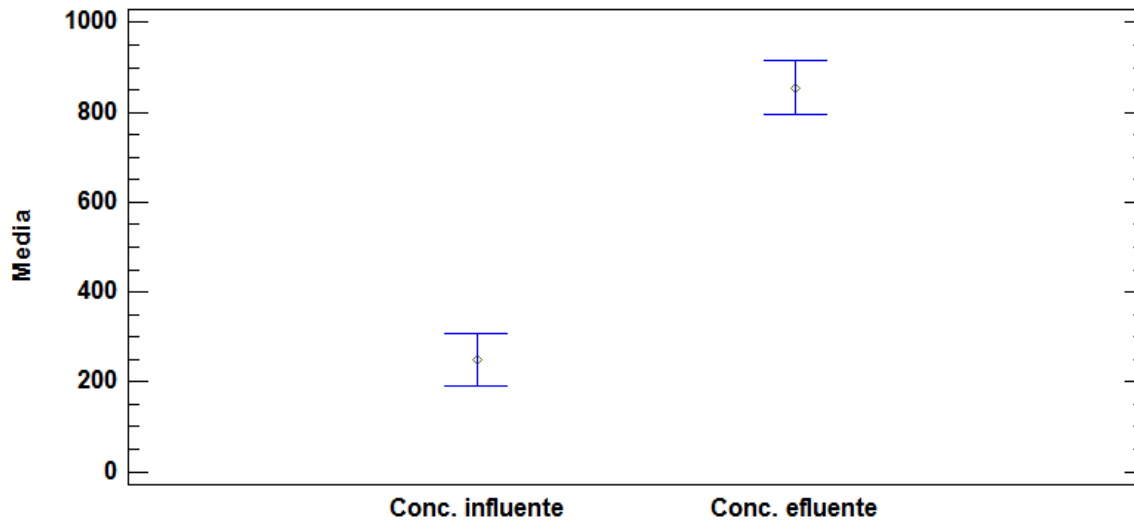


Fig. 19. Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de fósforo

#### 4.3.6. Valores de sulfatos

De acuerdo con los resultados obtenidos de las pruebas que se llevaron a cabo para la determinación de sulfatos se tiene una disminución en la concentración de sulfatos del efluente con respecto al influente (Fig. 20). El porcentaje de remoción (Fig. 21) varió desde el 3 hasta el 61%. Un análisis de varianza se presenta en la Tabla 14 y también un gráfico de medias de concentración (Fig. 22) que, al igual que en las otras pruebas, señala el intervalo de las concentraciones de 38.05 y 26.43 obtenidas para el influente y efluente, respectivamente. De particular interés es el valor-P (Tabla 15). Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0.05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95.0% de confianza.

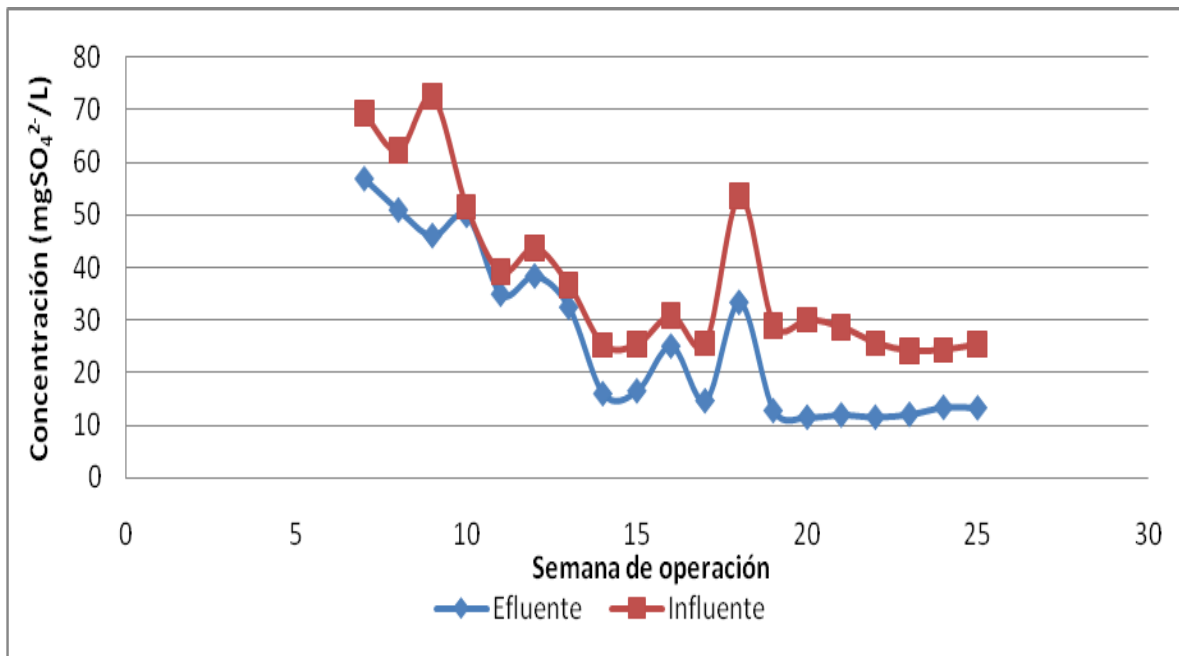


Fig. 20. Determinación de sulfatos a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

Tabla 14. Resumen estadístico sobre datos de sulfatos

	Recuento	Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo estandarizado	Curtosis estandarizada
Conc. efluente	19	26.4375	15.8364	59.9012%	11.541	56.95	45.41	1.21046	-0.9411
Conc. influente	19	38.0548	16.0987	42.3041%	24.145	72.47	48.33	1.96089	-0.0869
Total	38	32.2462	16.8149	52.1455%	11.541	72.47	60.93	1.8149	-0.2698

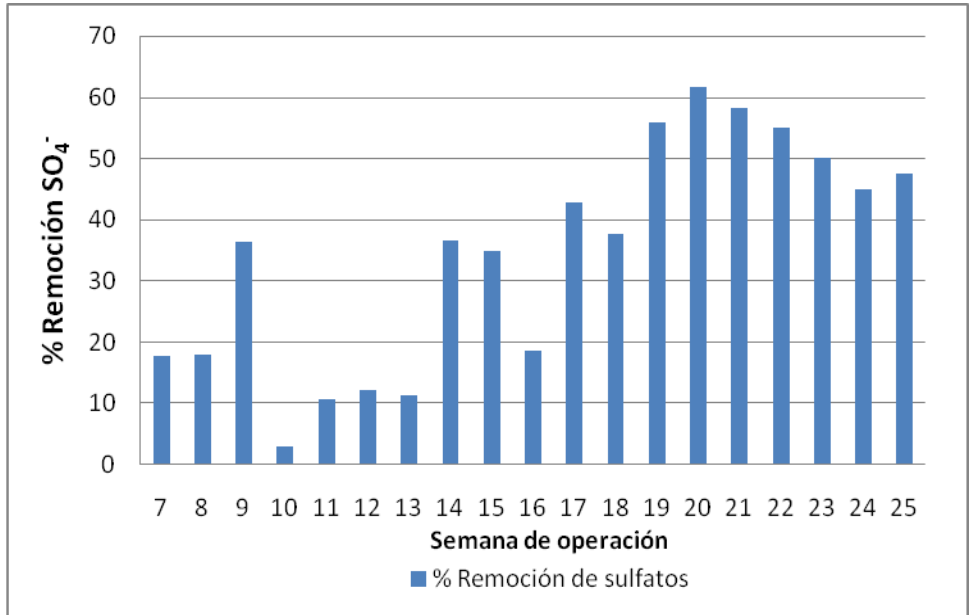


Fig. 21. Porcentaje (%) de remoción sulfatos a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

**Tabla. 15. Verificación de varianza sobre datos de sulfatos**

	Prueba	Valor-P
Levene	0.0957063	0.758828

Comparación	Sigma 1	Sigma 2	F-Ratio	P-Valor
Conc. efluente / Conc. influente	15.8364	16.0987	0.967672	0.9452

**Medias y 95.0% de Fisher LSD**

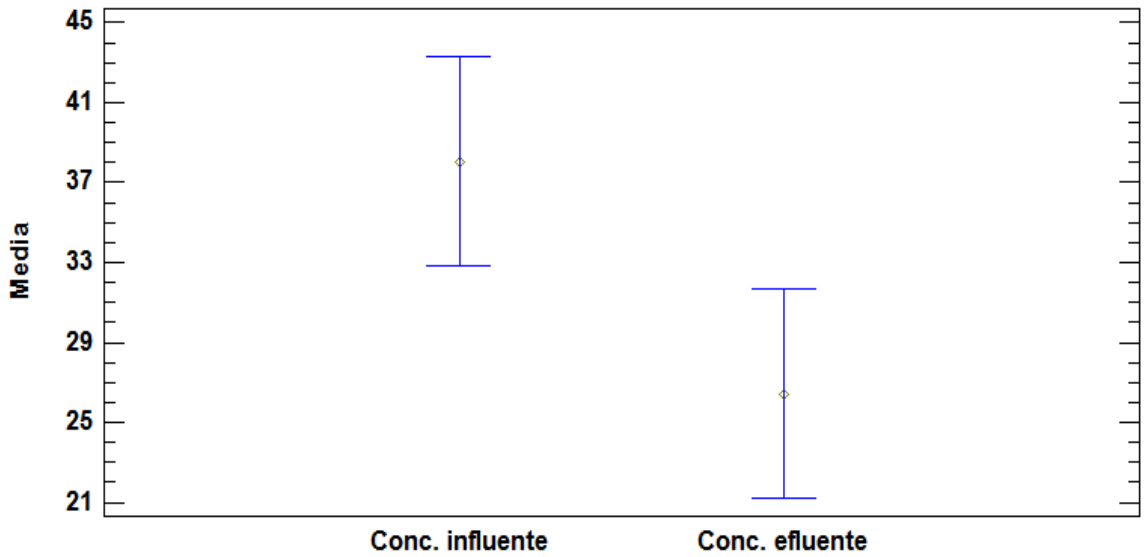


Fig. 22. Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de sulfatos

#### 4.3.7. Valores de sulfuros

La prueba de sulfuros se realizó una vez por semana, con los resultados obtenidos son mostrados en la Fig. 23. De acuerdo con esto se deduce que efectivamente como se ha mencionado antes, hay una generación de sulfuros en el efluente desde 3 hasta 30 veces la concentración inicial en el influente (Fig. 24), esto se correlaciona directamente con el consumo de sulfatos que fue desde un 3% hasta un 61%. El promedio en la concentración de sulfuros en el efluente es de 23.89 mg/L, mientras que en la alimentación tenía una concentración promedio de 6.35 mg/L (Fig. 25). En las Tablas 16 y 17 se presenta el análisis estadístico de los resultados obtenidos de esta prueba.

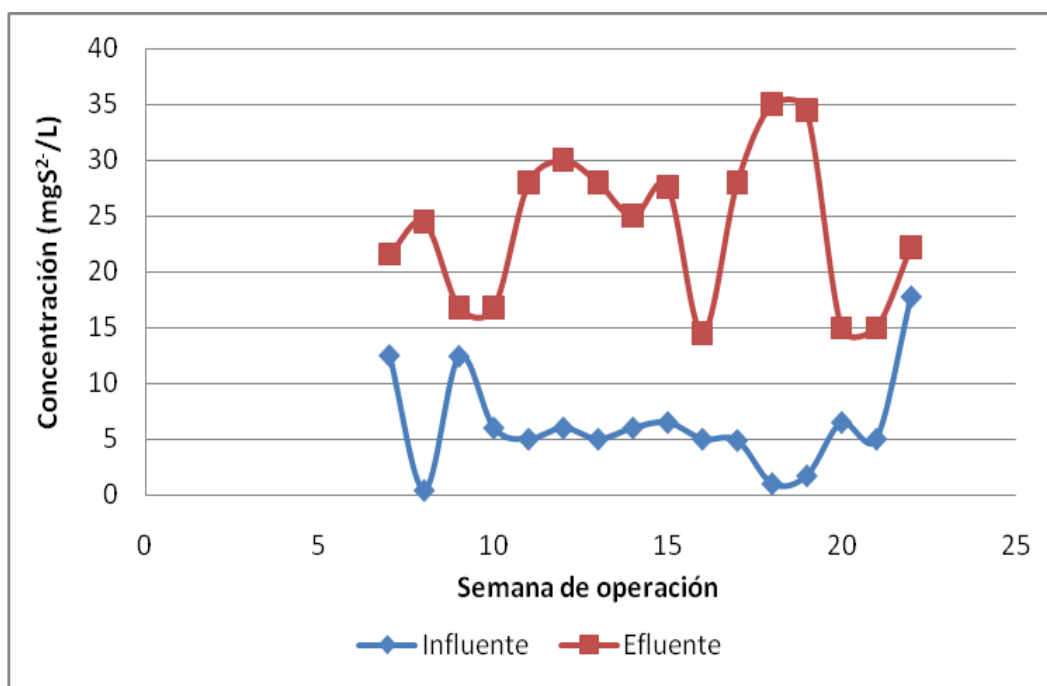


Fig. 23. Determinación de sulfuros a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

Tabla 16. Resumen estadístico sobre datos de sulfuros

	Recuento	Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo estandarizado	Curtosis estandarizada
Conc. influente	16	6.35562	4.47837	70.4631%	0.4	17.77	17.37	2.02978	1.48987
Conc. efluente	16	23.8975	6.79217	28.4221%	14.5	35.0	20.5	0.01710	-0.9170
Total	32	15.1266	10.5564	69.7873%	0.4	35.0	34.6	0.79714	-1.3677



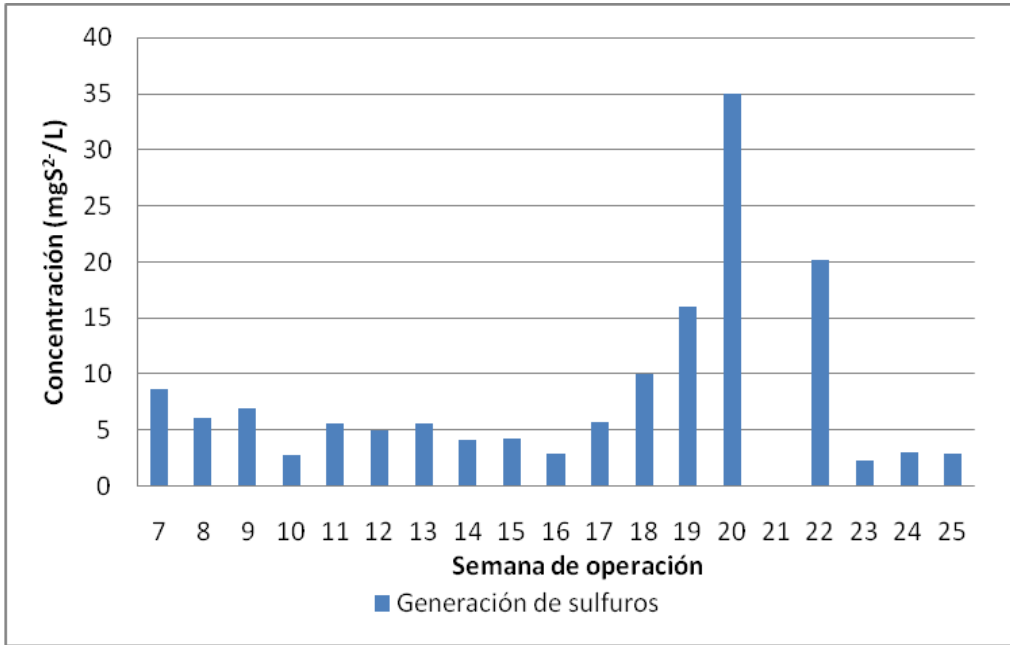


Fig. 24. Generación de sulfuros (mg/L) a partir de la séptima semana de operación del RALLFA

**Tabla. 17. Verificación de varianza sobre datos de sulfuros**

	Prueba	Valor-P
Levene	18.9002	0.000145835

Comparación	Sigma1	Sigma2	F-Ratio	P-Valor
influyente / efluente	1.9018	6.79217	0.0783989	0.0000

**Medias y 95.0% de Fisher LSD**

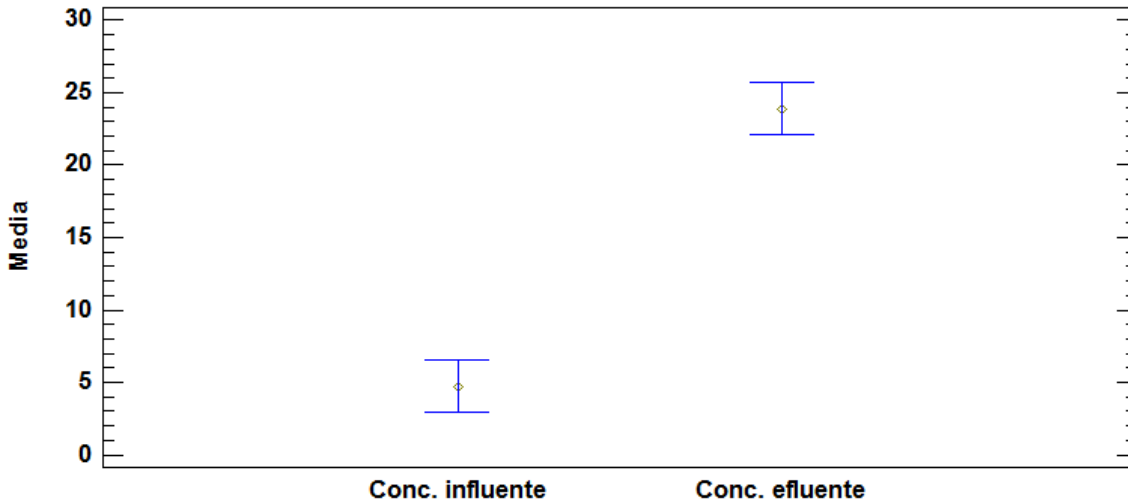


Fig. 25. Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de sulfuros

#### 4.3.8. Valores de sólidos

Durante el desarrollo de la presente investigación fueron determinados los sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos volátiles totales y sólidos disueltos totales, para el efluente y para el influente (Figs. 26, 27, 28 y 29). Los resultados de sólidos suspendidos totales, disueltos y volátiles son muy interesantes porque con ellos se puede observar la manifestación de los precipitados generados, así como la porción de microorganismos y materia orgánica que está siendo arrastrada o lavada por el efluente del reactor. Como se mencionó en el capítulo anterior, estas pruebas se realizaron una vez por semana. Estos sólidos del efluente se deben a la precipitación de los sulfuros como sales inorgánicas insolubles. Los sólidos suspendidos volátiles son el indicador de la generación de biomasa microbiana que logra escapar del reactor con el efluente.

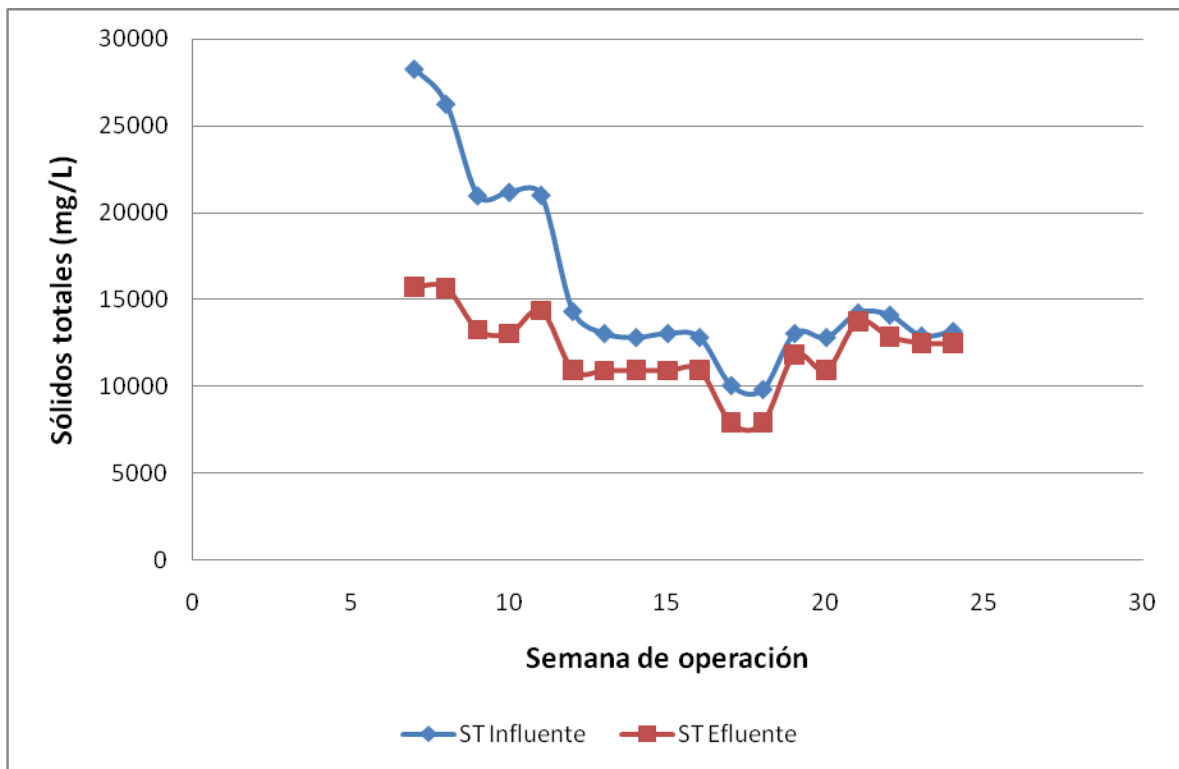
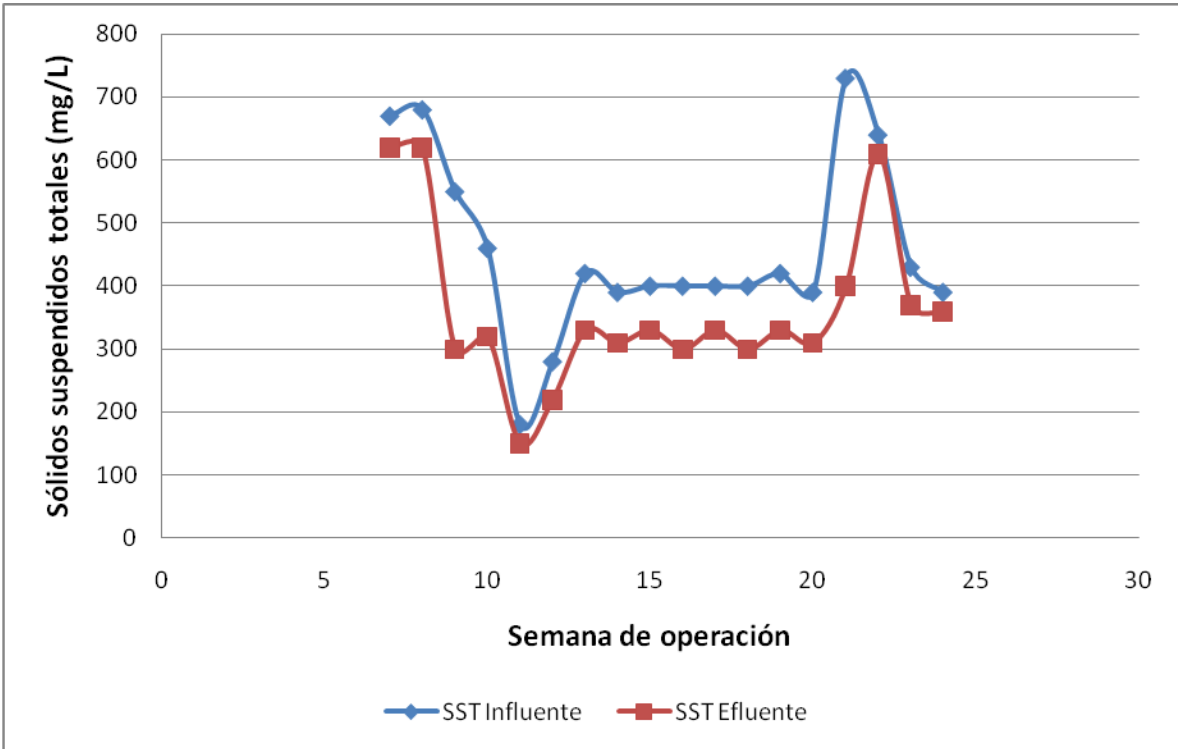
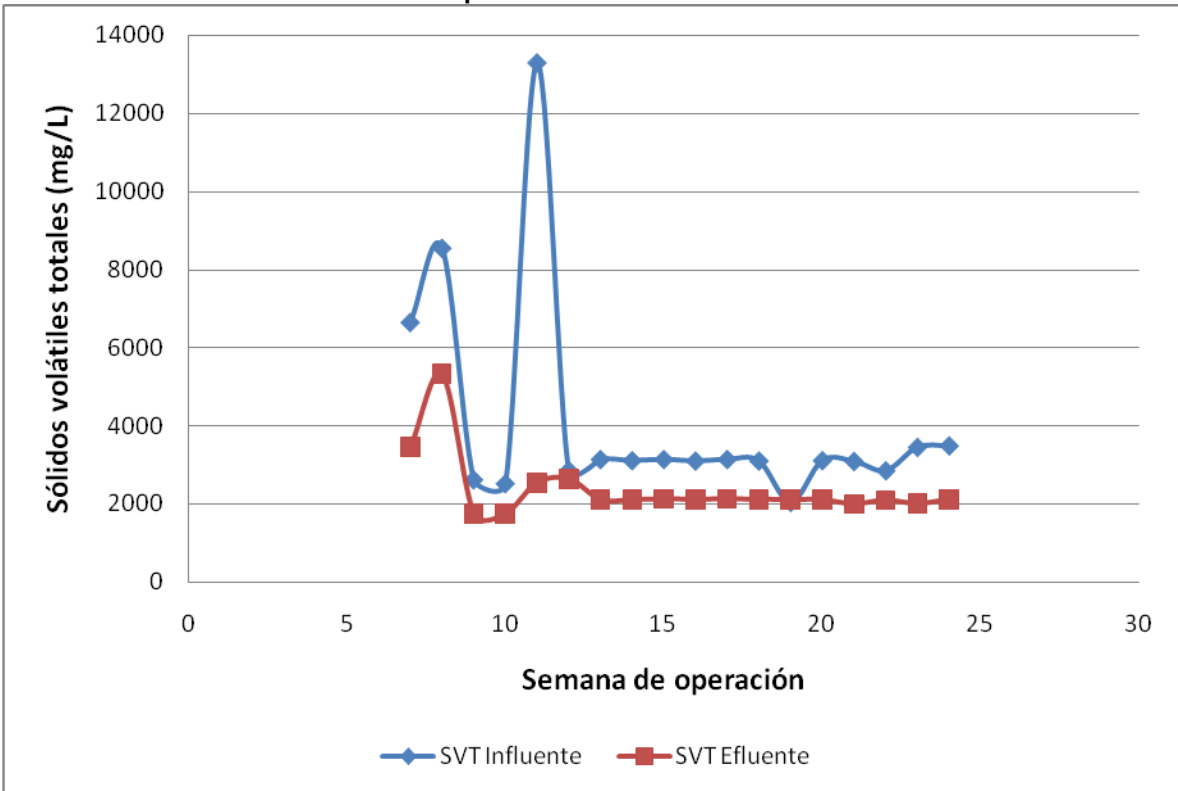


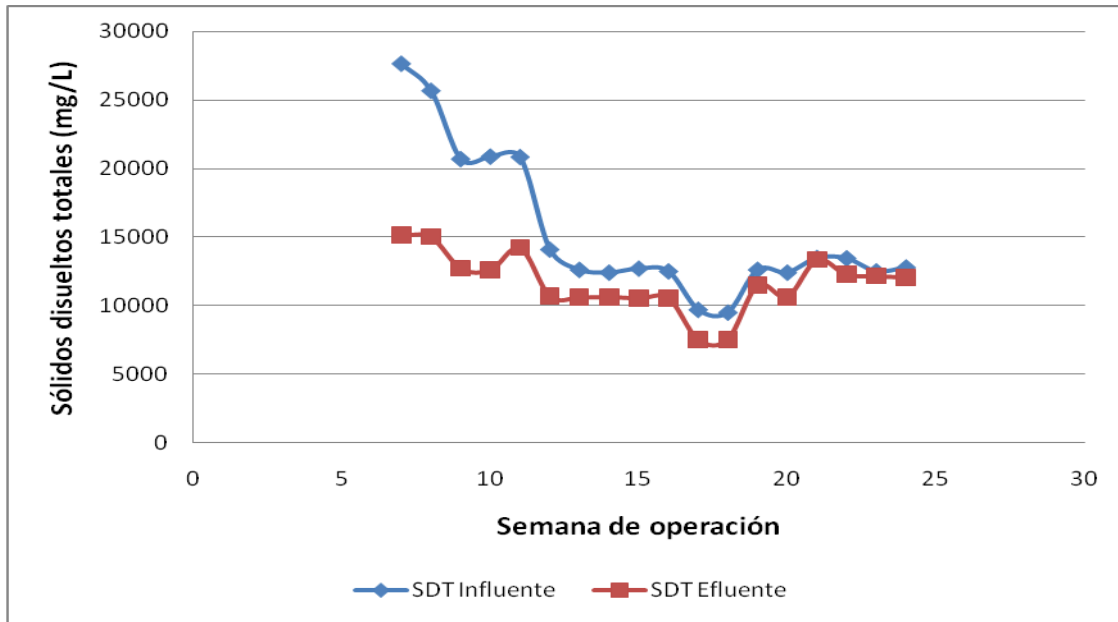
Fig. 26. Valores de sólidos totales, ST, a partir de la séptima semana de operación del RALLFA



**Fig. 27. Valores de sólidos suspendidos totales, SST, a partir de la séptima semana de operación del RALLFA**

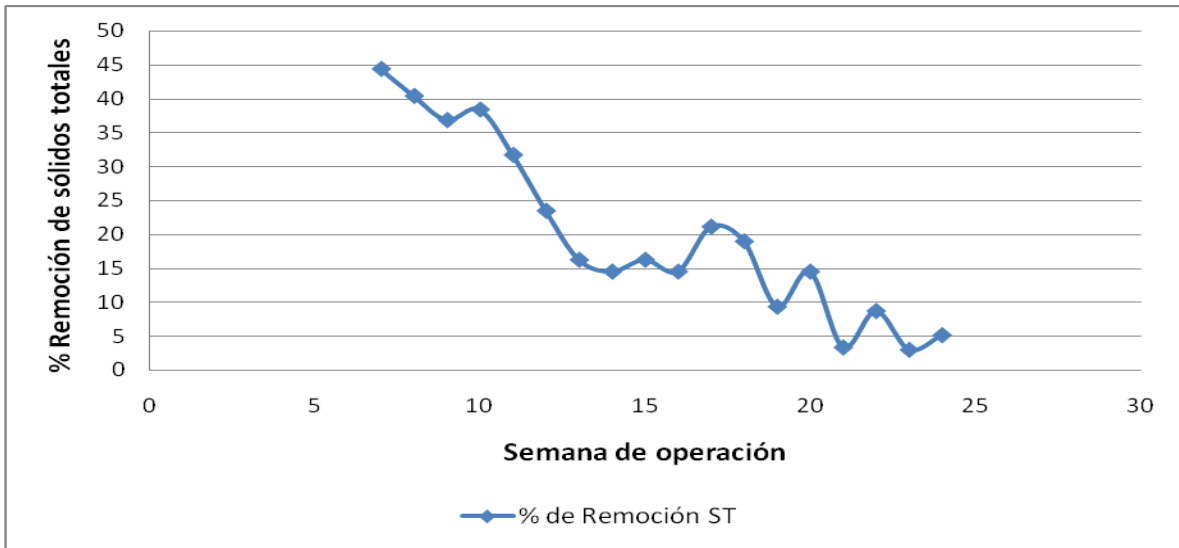


**Fig. 28. Valores de sólidos volátiles totales, SVT, a partir de la séptima semana de operación del RALLFA**



**Fig. 29. Valores de sólidos disueltos totales, SDT, a partir de la séptima semana de operación del RALLFA**

Durante las primeras etapas de experimentación, los valores de La remoción de sólidos fueron altos, 42%, como se puede ver en la Figura 30. Pero, a partir de la segunda etapa, el porcentaje de remoción tendió a bajar hasta presentar valores constantes de 9% durante la etapa estable. Cabe destacar que los sólidos aumentaban claramente cuando el agua de proceso de la mina utilizada para alimentar el sistema era homogeneizada, debido a que fue necesario llevar a cabo esta operación antes de alimentar. Se optó por preparar dicha alimentación 24 horas antes, dejarla sedimentar en un embudo de vidrio para retirar los sólidos que complicaban la alimentación del reactor, provocando que la manguera de la bomba peristáltica se tapara. Esta propuesta de modificación ayudó notablemente a la operación del RALLFA. El promedio de sólidos totales que se presentan en la Tabla 18 el influente tiene 15761.1 mg/L en tanto el efluente contenía 2167 mg/L (Fig. 31). Finalmente, en la Tabla 19 se descompone la varianza de los datos en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 7.39181, es el cociente entre el estimado entre-grupos y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la prueba-F es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de las 2 variables con un nivel del 95.0% de confianza.



**Fig. 30. Porcentaje (%) de remoción de sólidos totales a partir de la séptima semana de operación del RALLFA**

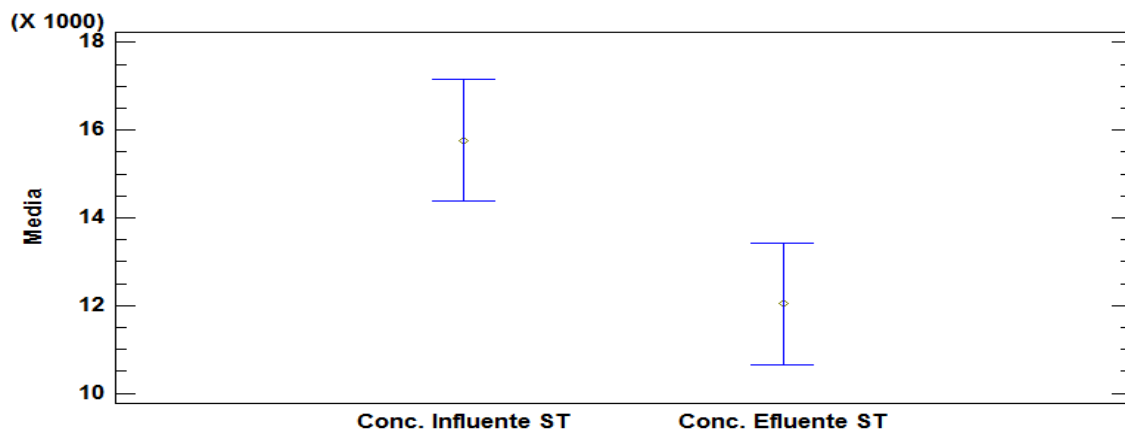
**Tabla 18. Resumen estadístico sobre datos de sólidos totales**

	Recuento	Promedio	Desviación estándar	Coefficiente de variación	Mínimo	Máximo	Rango	Sesgo estandarizado	Curtosis estandarizada
Conc. influente	18	15761.1	5374.17	34.0977%	9800	28290	18490	2.20147	0.53281
Conc. efluente	18	12047.8	2167.0	17.9867%	7910	15740	7830	-0.3451	0.10749
Total	36	13904.4	4455.88	32.0464%	7910	28290	20380	4.38953	4.17186

**Tabla 19. Tabla de análisis de varianza, andeva (ANOVA en inglés) sobre datos de sólidos totales**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1.241E8	1	1.241E8	7.39	0.0102
Intra grupos	5.70819E8	34	1.67888E7		
Total (Corr.)	6.94919E8	35			

**Medias y 95.0% de Fisher LSD**



**Fig. 31. Análisis estadístico, gráfico de medias de concentración de sólidos**

## CAPÍTULO V

### 5. Conclusiones y recomendaciones

#### 5.1 Conclusiones

Los resultados de los parámetros de operación demostraron que el arranque se llevó a cabo de una manera satisfactoria, dadas las condiciones que se tenían en el laboratorio.

También se confirmó la hipótesis sobre la adaptación de los microorganismos sulfato-reductores en un medio proveniente de la industria minera. Durante toda la experimentación se mantuvo la temperatura de 25°C, empleando el serpentín de intercambio de calor. Esto hizo que los microorganismos tuvieran un mejor desempeño en su metabolismo.

En cuanto a los alcances y metas especificados en este trabajo se realizaron de manera satisfactoria:

- Se disminuyó la carga orgánica carbonosa medida como DQO
- Se redujo considerablemente la presencia de sulfatos
- Las mediciones realizadas de pH y factor de alcalinidad permiten tener un seguimiento adecuado de la operación del reactor

Gracias a las pruebas preliminares se tuvo un mejor manejo de las técnicas analíticas y de la generación de microorganismos sulfato-reductores.

Para la realización de la tesis se mantuvo el estado estable del reactor para corroborar que puede lograrse un agua de mejor calidad para ser reciclada al proceso de flotación, ahorrando agua en el sistema.

## **5.2 Recomendaciones**

Se recomienda continuar con la investigación, ya que el tratamiento utilizado ha demostrado ser efectivo, en cada una de las pruebas realizadas.

Se sugiere realizar también una técnica analítica para determinar los iones inorgánicos los cuales pudiera contener el agua de alimentación y del efluente del reactor, con la finalidad de analizar las posibles afectaciones de algún ion para la ecología microbiana.

Se recomienda realizar también la caracterización del sedimento en el agua de proceso de la mina en refrigeración con la finalidad de conocer los tipos de metales que contiene este tipo de agua y su posible eliminación.

Es necesario realizar una investigación enfocada en los tipos de consorcios microbianos que están presentes en el sistema con la finalidad de comprender la ecología dentro del reactor y tener una mejor cuantificación de las transformaciones por las reacciones de óxido-reducción del sulfato y saber si hay posibles productos de inhibición para alguna especie microbiana que pudiera afectar la reacción de interés que es la sulfato- reducción de las especies químicas presentes en la alimentación del reactor.

# Anexos



## Anexo I. Seguimiento del pH

NMX-AA-008-SCFI-2011 ANÁLISIS DE AGUA - Determinación del pH (Fig. A1). La medición del pH del agua es muy importante para muchos tipos de muestra. Los valores altos y bajos de pH son tóxicos para organismos acuáticos, ya sea directa o indirectamente. Es el parámetro más importante utilizado en la evaluación de las propiedades corrosivas de un ambiente acuático. Asimismo, es importante para el funcionamiento efectivo de los procesos de tratamiento de aguas y su control (por ejemplo, floculación y desinfección de cloro), el control de “plumbosolencia” de aguas potables y tratamiento biológico de aguas residuales y los vertidos de aguas residuales. El método electrométrico se basa en la medición de la fuerza electromotriz de una celda electroquímica, que consta de la muestra, un electrodo de vidrio y un electrodo de referencia. En Tabla A1. Se presenta el seguimiento del pH de las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio.

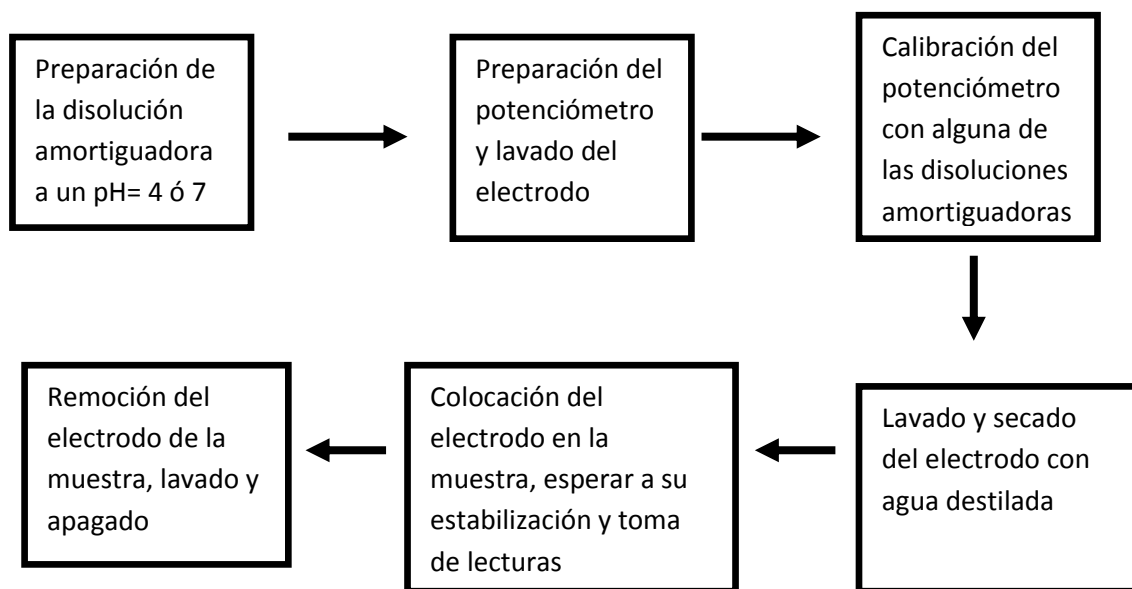


Fig. A1. Diagrama de bloques para la medición de pH

**Tabla A1. Seguimiento del pH de las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio**

<b>Etapa 1</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
		<b>pH</b>	<b>pH</b>
	7	7.09	4.46
	8	7.11	5.89
	Promedio	7.1	5.175
	Desv. est.	0.01414214	1.0111627
	Coef. var.	0.005	0.3575
<b>Etapa 2</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	9	7.19	7.09
	10	7.07	7.75
	11	7	7.99
	12	6.98	8.18
	13	7.1	8.17
	14	6.65	8.33
	15	6.9	8.22
	Promedio	6.98428571	7.96142857
	Desv. est.	0.17424668	0.4279575
	Coef. var.	-0.23	0.67571429
<b>Etapa 3</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	16	6.88	8.19
	17	6.79	8.24
	Promedio	6.835	8.215
	Desv. est.	0.06363961	0.03535534
	Coef. var.	-0.0225	0.0125
<b>Etapa 4</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	18	3.14	8.1
	19	3.11	8.07
	20	3.15	7.83
	21	3.12	7.67
	22	3.96	6.61
	23	7.63	6.46
	24	7.5	7.24
	25	7.44	7.38
	Promedio	4.88125	7.42
	Desv. est.	2.20641556	0.62417946
	Coef. var.	4.145625	-0.8975

## Anexo II. Seguimiento del factor de alcalinidad ( $\alpha$ )

Es la capacidad neutralizante de un ácido que posee una disolución o mezcla. Generalmente, la alcalinidad está dada por la presencia de iones hidroxilo, carbonato o bicarbonato, pero también influyen en el resultado la presencia de boratos, fosfatos, silicatos, nitratos, amoníaco disuelto, sulfuros y algunas otras bases conjugadas. La determinación de la alcalinidad se hace a partir de una curva de calibración, diseñada a partir de los datos obtenidos de una titulación sobre la muestra, en la cual se determinan como puntos de inflexión al mayor cambio de pH sobre la cantidad de volumen. En el caso de la presente investigación, se determinó la alcalinidad con un potenciómetro Orion Modelo 720 y los puntos de inflexión de la muestra fueron determinados como 5.75 y 4.3. La determinación inicial se hizo llenando una bureta con una disolución de ácido sulfúrico 0.025 N para titular a la muestra. Se titulan 10 mL de muestra del efluente de cada uno de los reactores en un vaso de precipitados hasta alcanzar los puntos de inflexión, la ecuación utilizada es la A1.

$$A = \frac{V_2 - V_1}{V_1} \quad (\text{A1})$$

donde la alcalinidad es (A), ( $V_2$ ) el volumen de ácido gastado para llegar a pH= 4.3 y  $V_1$  el volumen de ácido gastado para llegar al pH 5.75 según el procedimiento de la Fig. A2. En la Tabla A2. Se reporta el seguimiento del factor de alcalinidad ( $\alpha$ ) de las muestras tomadas en el efluente del RALLFA durante el periodo de estudio.

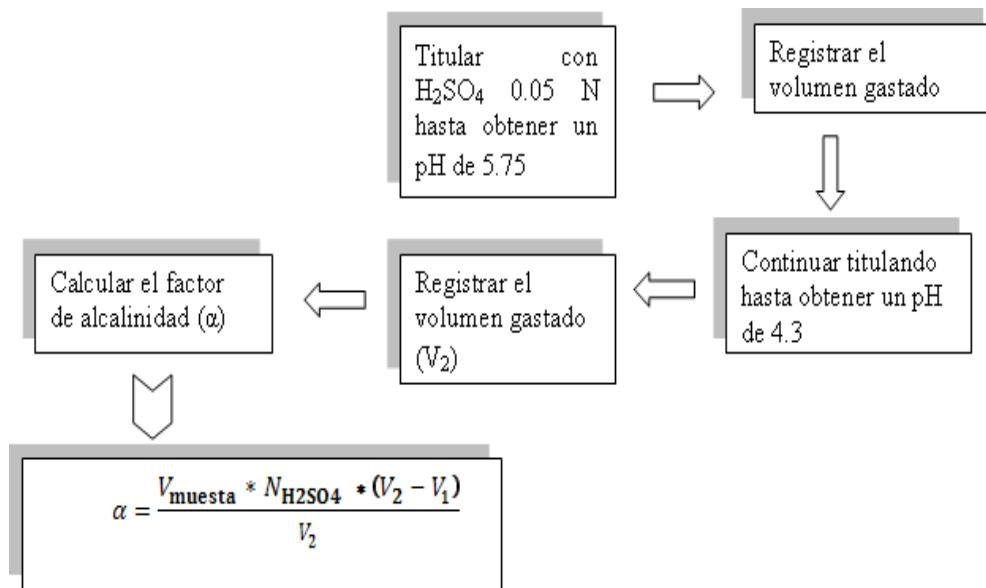


Fig. A2. Diagrama de bloques para la determinación de alcalinidad

**Tabla A2. Seguimiento del factor de alcalinidad ( $\alpha$ ) de las muestras tomadas en el efluente del RALLFA durante el periodo de estudio**

<b>Etapa 1</b>	<b>Semana</b>	<b>Efluente</b>
		$\alpha$
	7	N/D
	8	N/D
	Promedio	N/D
	Desv. est.	N/D
	Coef. var.	N/D
<b>Etapa 2</b>	<b>Semana</b>	<b>Efluente</b>
	9	N/D
	10	0.14
	11	0.21
	12	0.33
	13	0.27
	14	0.24
	15	0.19
	Promedio	0.23
	Desv. est.	0.10578505
	Coef. var.	0.02333333
<b>Etapa 3</b>	<b>Semana</b>	<b>Efluente</b>
	16	0.18
	17	0.16
	Promedio	0.17
	Desv. est.	0.01414214
	Coef. var.	-0.005
<b>Etapa 4</b>	<b>Semana</b>	<b>Efluente</b>
	18	0.15
	19	0.15
	20	0.16
	21	0.2
	22	0.22
	23	0.23
	24	0.23
	25	0.19
	Promedio	0.19125
	Desv. est.	0.03440826
	Coef. var.	0.056875

### Anexos III. Seguimiento de la demanda química de oxígeno (DQO)

Es un parámetro que mide de manera indirecta la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida (DOF, 2001b). Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en mg O<sub>2</sub>/L. Es un método aplicable en aguas continentales (ríos, lagos, acuíferos, etc.), aguas residuales o cualquier agua que pueda contener una cantidad apreciable de materia orgánica. No es aplicable para las aguas potables debido al valor tan bajo que se obtendría. El método mide la concentración de materia orgánica e inorgánica según la Fig. A3. Sin embargo, puede haber interferencias debido a que haya sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas (sulfuros, sulfitos, yoduros, etc.). El procedimiento se basa en la oxidación de esa materia utilizando dicromato de potasio como oxidante en presencia de ácido sulfúrico e iones de plata como catalizador y mercurio para eliminar la interferencia de los iones cloro. La curva de calibración para llevar a cabo la cuantificación de la DQO se presenta en la Fig. A4, mientras que los resultados durante el todo el periodo de estudio se presenta en la Tabla A3.

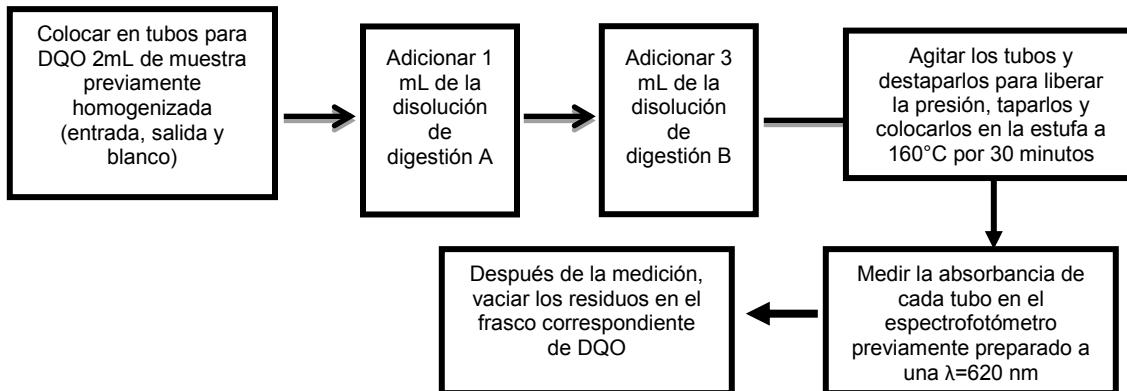


Fig. A3. Diagrama de bloques para la determinación de DQO

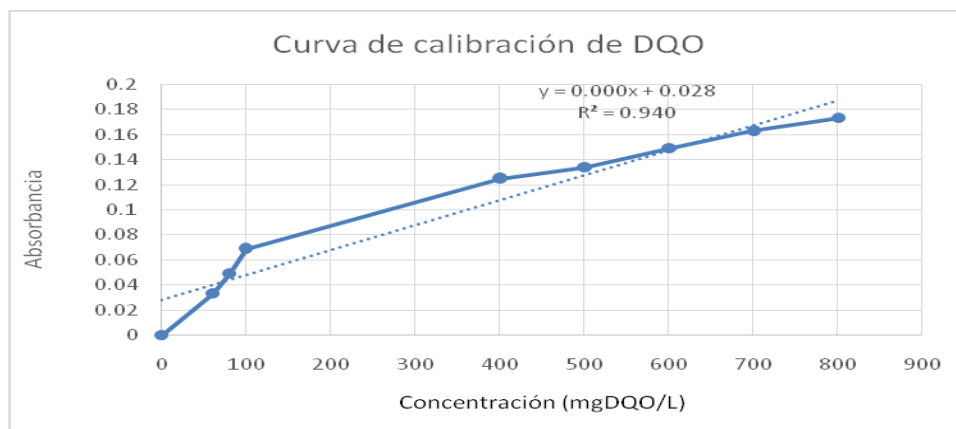


Fig. A4. Curva de calibración para la cuantificación de DQO

**Cálculos:**  $y = 0.0002x + 0.028$ ,  $x = y - 0.028 / 0.0002$ ,  $x = \text{mg O}_2/\text{L} * \text{Factor de dilución}$

**Tabla A3. Seguimiento de la demanda química de oxígeno (DQO) de las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio**

<b>Etapa 1</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	<b>%Remoción</b>
		<b>mg/L</b>	<b>mg /L</b>	
	7	747.5	527.5	29.43
	8	650	287.5	55.77
	<b>Promedio</b>	698.75	407.5	42.60
	<b>Desv. est.</b>	68.94	169.70	18.62
	<b>Coef. var.</b>	24.375	-60	-641.98
<b>Etapa 2</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	9	500	302.5	39.50
	10	740	110	85.14
	11	730	75	89.73
	12	677.5	35	94.83
	13	607.5	125	79.42
	14	810	110	86.42
	15	737.5	65	91.19
	<b>Promedio</b>	686.07	117.5	80.89
	<b>Desv. est.</b>	103.04	87.33	18.90
	<b>Coef. var.</b>	104.28	-94.64	1361.30
<b>Etapa 3</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	16	570	137.5	75.88
	17	740	110	85.14
	Promedio	655	123.75	80.51
	<b>Desv. est.</b>	120.20	19.44	6.55
	<b>Coef. var.</b>	42.5	-6.875	393.46
<b>Etapa 4</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	18	730	75	89.73
	19	677.5	35	94.83
	20	810	100	87.65
	21	752.5	180	76.08
	22	747.5	192.5	74.25
	23	632.5	72.5	88.54
	24	585	25	95.73
	25	690	52.5	92.39
	<b>Promedio</b>	703.125	91.56	87.40
	<b>Desv. est.</b>	72.033	63.10	8.08
	<b>Coef. var.</b>	-80	-17.34375	-296.60

## Anexo IV. Seguimiento de nitratos

La determinación del nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) es mediante el método espectrofotométrico ultravioleta selectivo NMX-AA-079-SCFI-2001 (DOF, 2001c) descrito en la (Fig. A5). Esta técnica solamente se utiliza para seleccionar muestras con bajo contenido en materia orgánica (aguas naturales poco o no contaminadas y suministros de agua potable). La concentración se calculó mediante la curva de calibración (Fig. A6). En la Tabla A4 se presenta el seguimiento de los nitratos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio

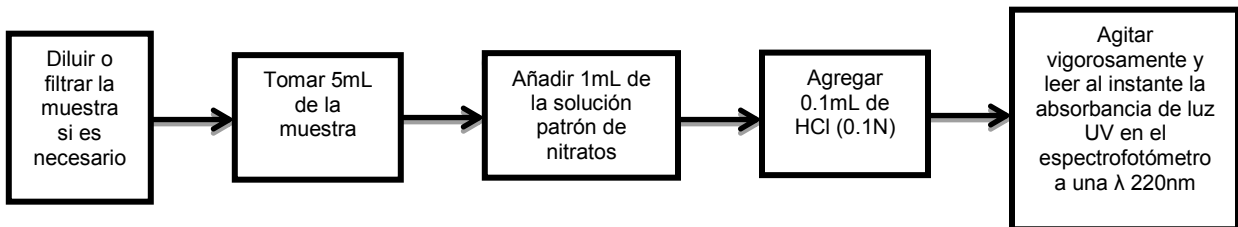


Fig. A5. Diagrama de bloques para la determinación de nitratos

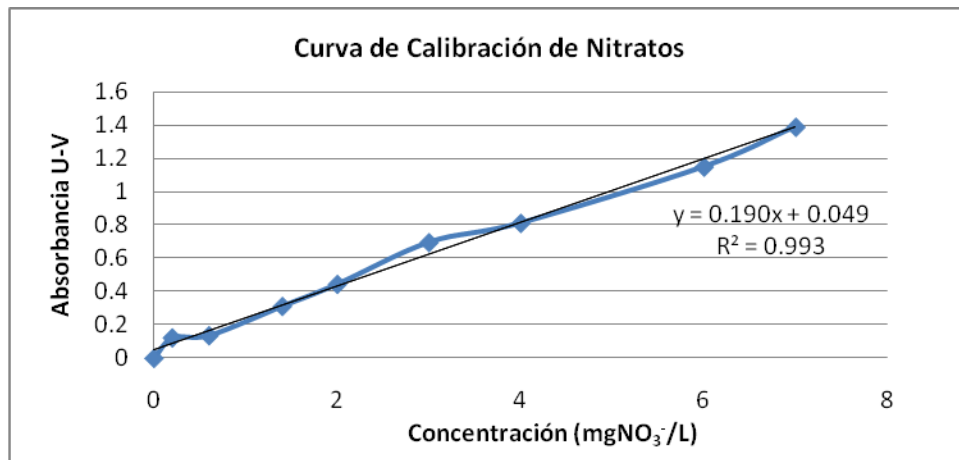


Fig. A6. Curva de calibración para la cuantificación de  $\text{NO}_3^-$

### Cálculos

$$Y = 0.1907x + 0.0498 \quad x = \frac{y - 0.0498}{0.1907}$$

Donde:  $x = \mu\text{g NO}_3^-/\text{L}$

La muestra que se tiene es de 5mL por lo tanto:  $\mu\text{g} \frac{\text{NO}_3^-}{\text{L}} = \frac{(\mu\text{g} \frac{\text{NO}_3^-}{\text{L}}) \times 1000}{5 \text{ mL de la muestra}}$

En caso de realizar alguna dilución:  $\mu\text{g} \frac{\text{NO}_3^-}{\text{L}} = \left( \frac{(\mu\text{g} \frac{\text{NO}_3^-}{\text{L}}) \times 1000}{5 \text{ mL de la muestra}} \right) \times (\text{factor de dilución})$

**Tabla A4. Seguimiento de los nitratos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio**

<b>Etapa 1</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	<b>%Remoción</b>
		mg NO <sup>3</sup> /L	mg NO <sup>3</sup> /L	
	7	17.66	2.18	87.66
	8	14.26	1.38	90.32
	<b>Promedio</b>	15.96	1.78	88.99
	<b>Desv. est.</b>	2.40	0.56	1.89
	<b>Coef. var.</b>	-0.85	-0.2	-2.27
<b>Etapa 2</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	9	16.88	1.4	91.71
	10	16.78	1.08	93.56
	11	17.64	1	94.33
	12	15.87	0.89	94.39
	13	14.4	1.44	90.00
	14	17.71	1.96	88.93
	15	19.36	2.08	89.26
	<b>Promedio</b>	16.94	1.407	91.74
	<b>Desv. est.</b>	1.55	0.465	2.39
	<b>Coef. var.</b>	0.865	0.605	-0.72
<b>Etapa 3</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	16	16.63	1.96	88.21
	17	15.87	1.82	88.53
	<b>Promedio</b>	16.25	1.89	88.37
	<b>Desv. est.</b>	0.537	0.098	0.22
	<b>Coef. var.</b>	-0.19	-0.035	-0.06
<b>Etapa 4</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	18	12.44	2.45	80.31
	19	12.1	1.37	88.68
	20	11.79	2.05	82.61
	21	6.63	2.78	58.07
	22	11.03	2.33	78.88
	23	13.37	2.66	80.10
	24	13.53	1.19	91.20
	25	16.87	2.2	86.96
	<b>Promedio</b>	12.22	2.128	80.85
	<b>Desv. est.</b>	2.86	0.575	10.23
	<b>Coef. var.</b>	2.95	-0.079	21.12



## Anexo V. Fósforo

Mediante la NMX-AA-029-SCFI-2001(DOF, 2001a) se determina la cantidad de fósforo en aguas naturales, residuales y residuales tratadas (Fig. A7). La cuantificación se realiza mediante la curva de calibración (Fig. A8) En la Tabla A5.Observamos el seguimiento del fósforo presente en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio

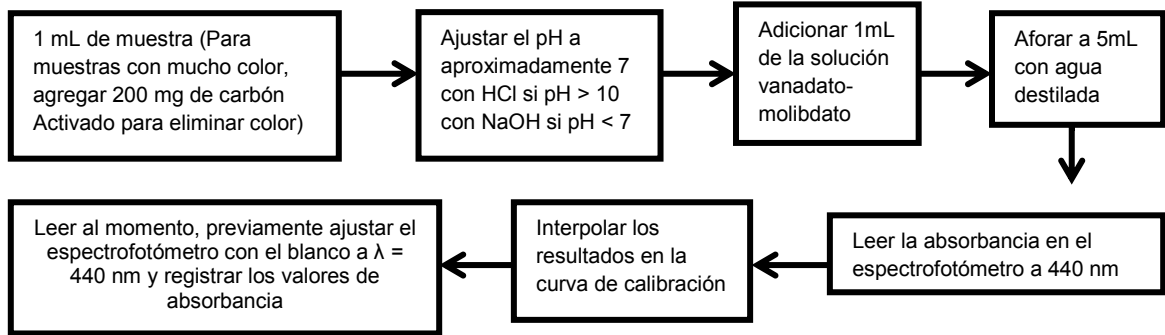


Fig. A7. Diagrama de bloques para la determinación de fósforo

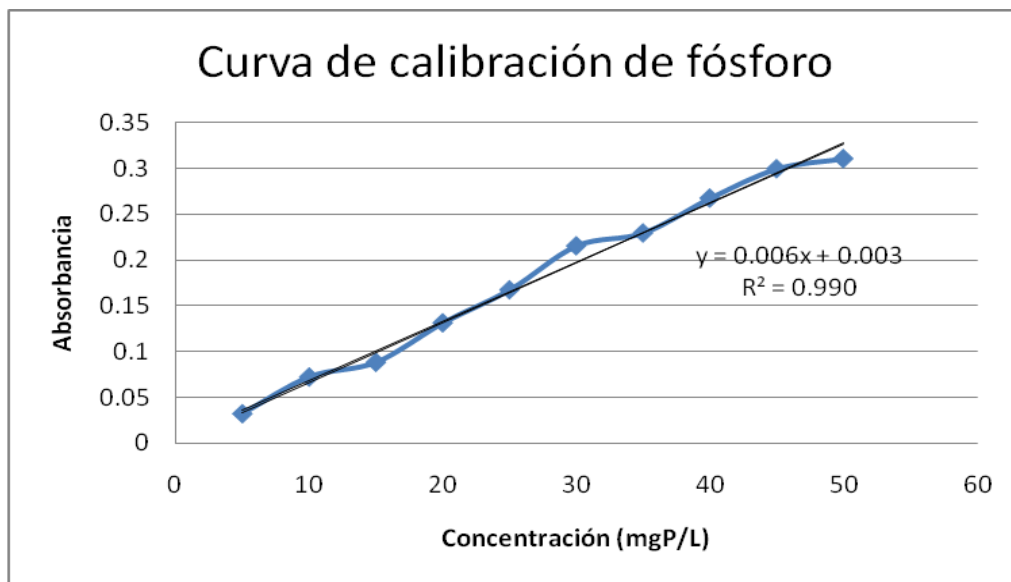


Fig. A8. Curva de calibración para la cuantificación del fósforo

### Cálculos

$$y = 0.0065x + 0.0034, \quad x = (y - 0.0034) / 0.0065, \quad x = \text{mg P/L}$$

$$\text{Como se tomó una muestra de 5 mL entonces: } \text{mg P/L} = \frac{(\text{mg P/L}) \times 1000}{5 \text{ mL de la muestra}}$$

$$\text{Cuando exista una dilución } \text{mg P/L} = \frac{(\text{mg P/L}) \times 1000}{5 \text{ mL de la muestra}} \times \text{Factor de dilución}$$

**Tabla A5. Seguimiento del fósforo presente en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio**

<b>Etapa 1</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
		mg P/L	mg P/L
	7	212.3	1289.23
	8	258.46	1135.38
	<b>Promedio</b>	235.38	1212.305
	<b>Desv. est.</b>	32.640	108.788
	<b>Coef. var.</b>	11.54	-38.462
<b>Etapa 2</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	9	458.46	873.84
	10	273.84	781.53
	11	243.07	966.15
	12	304.61	889.23
	13	289.23	873.84
	14	243.07	781.53
	15	304.61	920
	<b>Promedio</b>	302.41	869.44
	<b>Desv. est.</b>	73.47	68.063
	<b>Coef. var.</b>	- 68.1328571	6.597
<b>Etapa 3</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	16	227.69	704.61
	17	304.61	1089.23
	<b>Promedio</b>	266.15	896.92
	<b>Desv. est.</b>	54.390	271.96
	<b>Coef. var.</b>	19.23	96.155
<b>Etapa 4</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	18	273.84	1181.53
	19	227.69	1227.69
	20	212.3	504.61
	21	135.38	627.69
	22	196.92	689.23
	23	181.53	581.53
	24	212.3	550.76
	25	181.53	581.53
	<b>Promedio</b>	202.68	743.071
	<b>Desv. est.</b>	40.234	290.160
	<b>Coef. var.</b>	-47.118	-455.771

## Anexo VI. Seguimiento de sulfatos

La determinación del contenido de sulfatos NMX-AA-074-1981 (DOF, 1981) puede hacerse por diferentes métodos, uno de ellos es el utilizado en la investigación (Fig. A9). El método turbidimétrico no es recomendable para aguas con color, materias en suspensión o con elevado contenido en materias orgánicas. El ión sulfato  $\text{SO}_4^{2-}$  precipita, en un medio de ácido acético, con ión  $\text{Ba}^{2+}$  de modo que forma cristales de sulfato de bario  $\text{BaSO}_4$  de tamaño uniforme, los que deben mantenerse en suspensión homogénea durante un periodo de tiempo que resulte suficiente para medir la absorbancia que la misma produzca para ser evaluada mediante la (Fig. A10). En la Tabla A6. Se reporta los sulfatos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio.

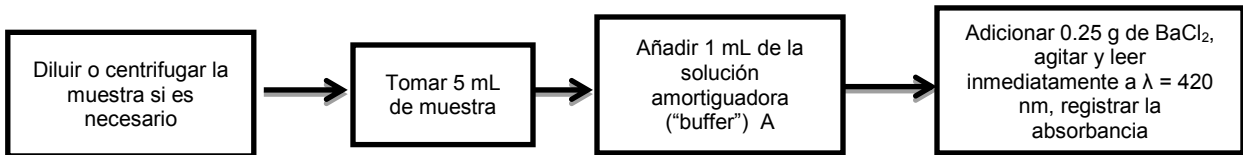


Fig. A9. Diagrama de bloques para la determinación de sulfatos

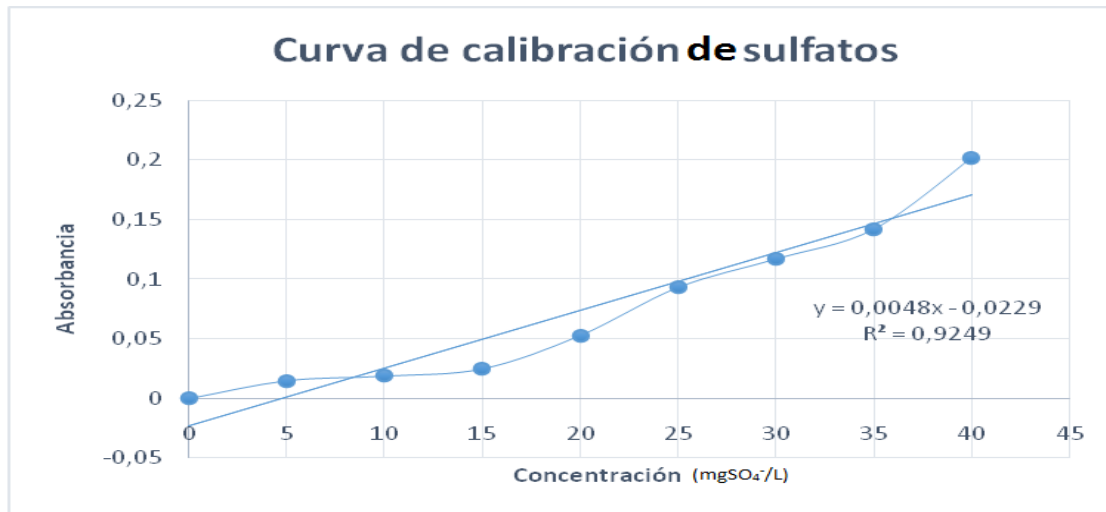


Fig. A10. Curva de calibración de  $\text{SO}_4^{2-}$

### Cálculos

$$y = 0.0048x - 0.0229$$

$$x = (y + 0.0229) / 0.0048$$

$$x = \text{mg SO}_4^{2-}/\text{L}$$

Como se tomó una muestra de 5 mL entonces:

$$\text{mg SO}_4^{2-}/\text{L} = \frac{(\text{mg SO}_4^{2-}/\text{L}) \times 1000}{5 \text{ mL de la muestra}}$$

Cuando exista una dilución

$$\text{mg SO}_4^{2-}/\text{L} = \frac{(\text{mg SO}_4^{2-}/\text{L}) \times 1000}{5 \text{ mL de la muestra}} \times \text{Factor de dilución}$$

**Tabla A6. Seguimiento de los sulfatos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio**

<b>Etapa 1</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	<b>%Reducción</b>
		mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /L	mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /L	
	7	69.25	56.95	17.76
	8	62.27	51.02	18.07
	<b>Promedio</b>	65.76	53.985	17.91
	<b>Desv. est.</b>	4.935	4.193	0.22
	<b>Coef. var.</b>	-1.745	-1.4825	-0.53
<b>Etapa 2</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	9	72.47	46.12	36.36
	10	51.54	49.97	3.05
	11	39.14	34.97	10.65
	12	43.72	38.41	12.15
	13	36.64	32.47	11.38
	14	25.29	16.02	36.65
	15	25.39	16.54	34.86
	<b>Promedio</b>	42.027	33.5	20.73
	<b>Desv. est.</b>	16.403	13.235	14.56
	<b>Coef. var.</b>	- 28.0342857	- 22.7342857	-18.43
<b>Etapa 3</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	16	30.81	25.08	18.60
	17	25.6	14.66	42.73
	<b>Promedio</b>	28.205	19.87	30.67
	<b>Desv. est.</b>	3.684	7.368	17.07
	<b>Coef. var.</b>	-1.3025	-2.605	-31.44
<b>Etapa 4</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>	
	18	53.62	33.41	37.69
	19	29.04	12.79	55.96
	20	30.08	11.54	61.64
	21	28.62	11.95	58.25
	22	25.6	11.54	54.92
	23	24.14	12.06	50.04
	24	24.35	13.41	44.93
	25	25.39	13.31	47.58
	<b>Promedio</b>	30.105	15.001	51.37
	<b>Desv. est.</b>	9.765	7.474	7.85
	<b>Coef. var.</b>	-15.118	-8.528	-36.27

## Anexo VII. Seguimiento de sulfuros

En química, un sulfuro es la combinación del azufre (número de oxidación (-2) con un elemento químico o con un radical. Hay unos pocos compuestos covalentes del azufre, como el disulfuro de carbono (CS<sub>2</sub>) y el sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) que son también considerados como sulfuros. Uno de los sulfuros más importantes es el de hidrógeno. Este compuesto es un gas con olor a huevos podridos y es altamente tóxico. Para la determinación se emplea la NMX-AA-084-1982 (DOF, 1982) (Fig.A11.). En la Tabla A7. Se registraron los resultados de sulfuros presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio.

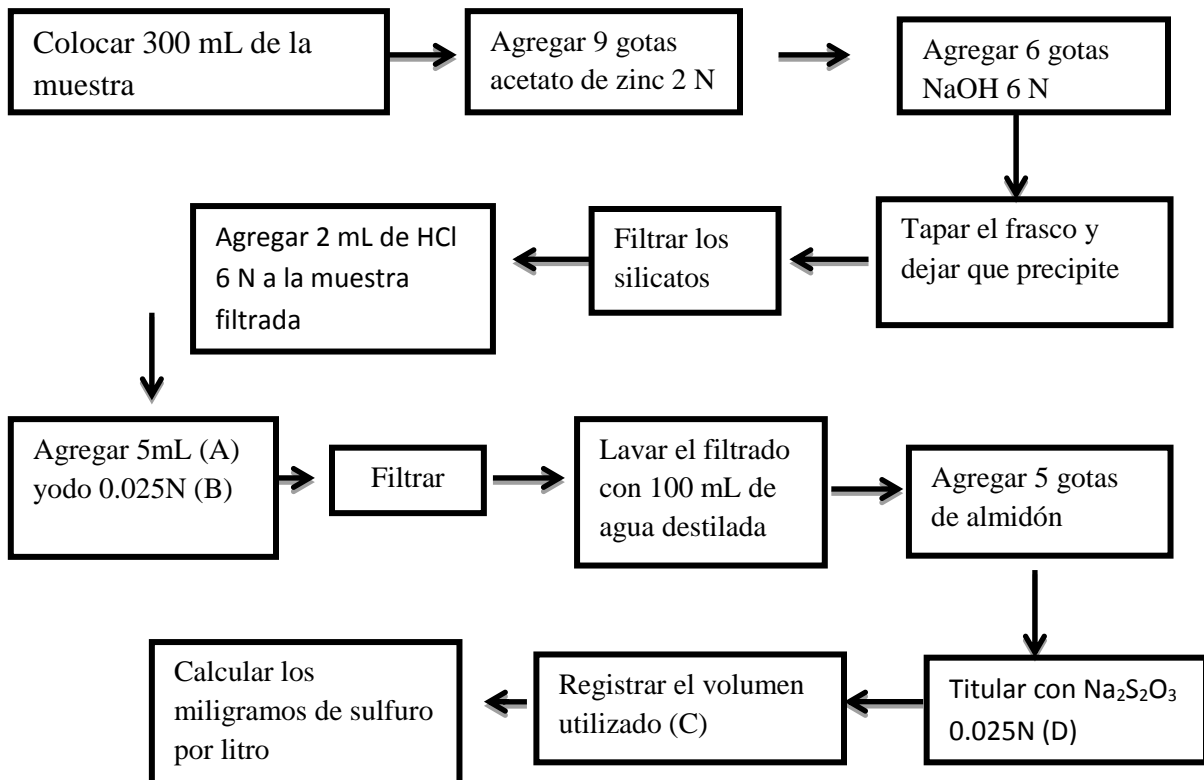


Fig. A11. Diagrama de flujo para la determinación de sulfuros

La cuantificación se realiza mediante la ecuación A2.

$$\frac{mgS^{2-}}{L} = \frac{(A - B) - (C * D) * 16000}{V_{muestra}(mL)}$$

(A2)

- A = Solución de yodo, en cm<sup>3</sup>
- B = Normalidad de la solución de yodo
- C = Tiosulfato de sodio, en cm<sup>3</sup>
- D = Normalidad del tiosulfato de sodio

**Tabla A7. Seguimiento de sulfuros presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio**

<b>Etapa 1</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	mg S <sup>2-</sup> /L	mg S <sup>2-</sup> /L	
	7	2.5	21.60
	8	4	24.44
	<b>Promedio</b>	3.25	23.02
	<b>Desv. est.</b>	1.060	2.01
	<b>Coef. var.</b>	0.375	0.71
<b>Etapa 2</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	9	2.4	16.80
	10	6	16.80
	11	5	28.00
	12	6	30.00
	13	5	28.00
	14	6	25.00
	15	6.5	27.60
	<b>Promedio</b>	5.271	24.60
	<b>Desv. est.</b>	1.384	5.52
	<b>Coef. var.</b>	1.757	6.97
<b>Etapa 3</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	16	5	14.50
	17	4.88	28.00
	<b>Promedio</b>	4.94	21.25
	<b>Desv. est.</b>	0.084	9.55
	<b>Coef. var.</b>	-0.03	3.38
<b>Etapa 4</b>	<b>Semana</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente</b>
	18		
	19		
	20	1	35.00
	21		
	22	1.7	34.40
	23	6.5	15.00
	24	5	15.00
	25	7.7	22.22
	<b>Promedio</b>	4.38	24.32
	<b>Desv. est.</b>	2.937	9.92
	<b>Coef. var.</b>	4.016	-11.13

## Anexo VIII. Seguimiento de sólidos suspendidos totales, volátiles y disueltos

Las aguas naturales o residuales con altos contenidos de sólidos suspendidos o sales disueltas no pueden ser utilizadas en forma directa por las industrias o por las plantas potabilizadoras. De ello se deriva el interés por determinar en forma cuantitativa estos parámetros mediante la NMX-AA-034-SCFI-2001 (DOF, 2001d) (Fig. A12). En la Tabla A8. Se encuentran los sólidos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio. Los sólidos totales se calculan mediante la ecuación (A3):

$$\text{mg de sólidos totales L}^{-1} = (A - B) \times 1000 / \text{volumen de muestra en mL} \quad (\text{A3})$$

A= masa de la cápsula con la muestra mg

B= masa de la cápsula en mg

### Sólidos volátiles

Se colocan las cápsulas anteriores en una mufla a 550°C durante 30 minutos y se pesan

Se calculan los mg de sólidos volátiles con la siguiente ecuación (A4):

$$\text{mg de sólidos volátiles/L} = (A - C) \times 1000 / \text{volumen de muestra en mL} \quad (\text{A4})$$

A= masa de la cápsula con la muestra mg

C= masa de la cápsula en mg

Como su nombre lo indica, son los que se volatilizan, por lo que se evalúan por diferencia entre la masa de sólidos totales menos los sólidos fijos o cenizas remanentes en la cápsula después de salir de la mufla:

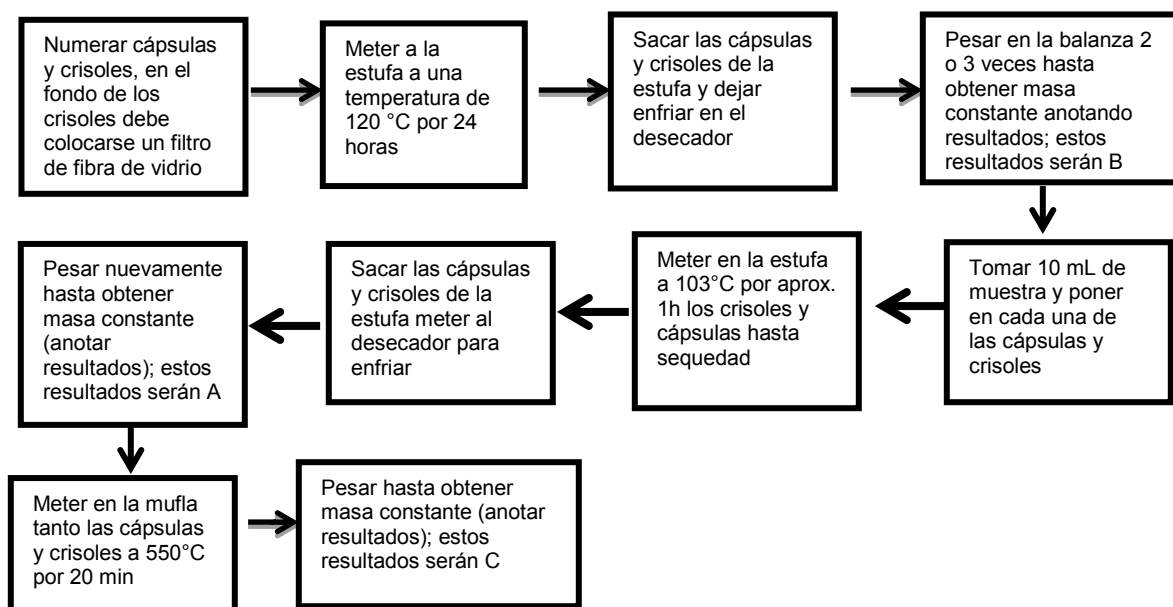


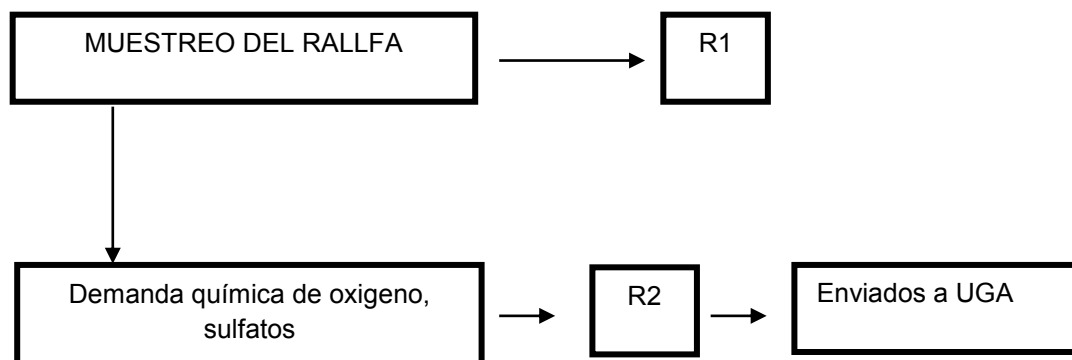
Fig. A12. Diagrama de flujo para la determinación de sólidos

Tabla A8. Seguimiento de sólidos presentes en las muestras tomadas en el influente y efluente del RALLFA durante el periodo de estudio											
Etapa	ST	mg/L	mg/L	SVT	mg/L	SST	mg/L	SSV	mg/L	SDT	mg/L
1	Semana	Influente	Efluente	Influente	Efluente	Influente	Efluente	Influente	Efluente	Influente	Efluente
	7	28290	15740	6650	3450	670	620	940	790	27620	15120
	8	26270	15660	8550	5320	680	620	950	830	25650	14980
	Promedio	27280	15700	7600	4385	675	620	945	810	26635	15050
	Desv. est.	1428.3	56.56	1343.5	1322.2	7.0	0	7.07	28.2	1393.0	98.9
	Coef. var.	-505		475	467.5	2.5	0	2.5	10	-492.5	-35
2	9	20980	13250	2620	1740	550	300	140	110	20680	12700
	10	21180	13050	2520	1740	460	320	110	120	20860	12590
	11	21010	14350	13300	2540	180	150	140	60	20830	14200
	12	14310	10950	2860	2640	280	220	130	110	14090	10670
	13	13030	10910	3140	2100	420	330	210	180	12610	10580
	14	12800	10940	3110	2100	390	310	190	150	12410	10630
	15	13030	10910	3140	2120	400	330	180	180	12700	10510
	Promedio	16620	12051.4	4384.2	2140	382.8	280	157.1	130	16311.4	11697.1
	Desv. est.	4178.9	1458.9	3939.5	349.6	120.6	68.7	36.3	43.2	4224.7	1467.3
	Coef. var.	-6941.4	-2097.1	-1060	202.8	-50	35.7	50	55.7	-7008.5	-2015.7
3	16	12800	10940	3100	2110	400	300	200	140	12500	10540
	17	10030	7910	3140	2120	400	330	180	180	9700	7510
	Promedio	11415	9425	3120	2115	400	315	190	160	11100	9025
	Desv. est.	1958.6	2142.5	28.2	7.07	0	21.2	14.1	28.2	1979.8	2142.5
	Coef. var.	-692.5	-757.5	10	2.5	0	7.5	-5	10	-700	-757.5
4	18	9800	7940	3100	2110	400	300	200	140	9500	7540
	19	13030	11810	2040	2100	420	330	210	180	12610	11480
	20	12800	10940	3110	2100	390	310	190	150	12410	10630
	21	14210	13730	3090	1990	730	400	110	80	13480	13330
	22	14090	12860	2850	2090	640	610	80	80	13450	12250
	23	12890	12500	3450	2000	430	370	190	170	12500	12140
	24	13150	12470	3490	2110	390	360	200	160	12780	12040
	Promedio	12852.8	11750	3018.5	2071.4	485.7	382.8	168.5	137.1	12390	11344.2
	Desv. est.	1461.5	1888.9	485.5	52.7	139.3	106.0	51.4	41.	1346.4	1865.5
	Coef. var.	1580	2412.8	532.8	-30	34.2	80	-21.4	-4.2	1522.8	2348.5



## Anexo IX. Disposición de los residuos producidos en esta investigación

Los residuos de la demanda química de oxígeno se entregaron a la Unidad de Gestión Ambiental, UGA, de la Facultad de Química, así como los de sulfatos y nitratos. Los residuos sólidos estables (sulfuros, principalmente) se disponían en el suelo enterrándolos como estaban originalmente. Los residuos de las mediciones de alcalinidad se neutralizaban con  $H_2SO_4$  concentrado y ya estables se disponían como líquidos no peligrosos.



**Fig. A13. Disposición de residuos**

R1 = Corresponde a los desechos de las mediciones en muestras de influente y efluente del reactor (pH, temperatura, alcalinidad y sólidos) que, se vertían a la tarja para que llegaran diluidos a la planta de tratamiento de aguas residuales de la C.U.

R2 = Corresponde a los productos de la digestión con dicromato de potasio y sulfatos de mercurio y plata en ácido sulfúrico, por lo que se consideran peligrosos y se envían a la Unidad de Gestión Ambiental de la Facultad de Química para su disposición controlada.

## Bibliografía

- APHA, AWWA, WPCF. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18a ed. Greenberg A. E. Ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, D.C. EE.UU.
- Barton, L.L., Tomei, F.A. 1995. Characteristics and activities of sulfate-reducing bacteria. In: Sulfate Reducing Bacteria (Ed: Barton L.L.), Plenum Press, pp. 1-32. New York, N.Y. EE.UU.
- Beyenal, H., Lewandowski, Z. 2004. Dynamics of lead immobilization in sulfate reducing biofilms. *Water Research*. 38(11):2726-2736.
- Campbell, L., Frank, H., Hall, E. 1957. Studies on thermophilic sulfate-reducing bacteria. I. Identification of *Sporovibrio desulfurcans* as *Clostridium nigrificans*. *Bacteriol. Rev.* 73:516-521.
- Castillo, E. F., Solano, J. K., y Rangel, M. P. (2006). Evaluación operacional de un sistema a escala laboratorio de biopelícula anaerobia soportada para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista ION*. Vol. 19. No. 1. 18-22.
- Castro-González A. 2004. Efecto de la temperatura en la actividad metanogénicas y sulfatorreductora de consorcios microbianos en condiciones anaerobias. Tesis de Doctorado en Ciencias Químicas (Ingeniería Química). UNAM. Facultad de Química. México D.F. México.
- Chamy, M. R. 2003. Archivos de ingeniería bioquímica. Vol. II “Avances en biotecnología ambiental: tratamiento de líquidos y sólidos”. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Chile.
- Díaz, B., Espitia, S., Molina, F. 2002. Digestión “anaerobia”, una aproximación a la tecnología. Instituto de Biotecnología, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- DOF. 2013. Análisis de agua- Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-007-SCFI-2013. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2011. Análisis de agua- Determinación del pH – Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2011. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.

- DOF. 2009. Modificación del inciso 0, en el encabezado de la Tabla 13, el último párrafo del Anexo B y el apartado Signo decimal de la Tabla 21 de la Norma Oficial Mexicana **NOM-008-SCFI-2002**, Sistema general de unidades de medida. Jueves 24 de septiembre de 2009 (Primera Sección). Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2001a. Análisis de aguas-Determinación de fósforo en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2001b. Análisis de aguas-Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2001c. Análisis de aguas-Determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-079-SCFI-2001. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2001d. Análisis de aguas-Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos
- DOF. 2001e. Sólidos disueltos totales. Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2000. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2001e. Análisis de agua- Determinación de acidez y alcalinidad e aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba NMX-AA-036-SCFI-2001 Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 1982. Análisis de aguas- Determinación de sulfuros – Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-084-1982. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 1981. Análisis de aguas- Determinación del ión sulfato – Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-074-1981. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- Espinosa-González, T. 2015. Reducción del contenido de sulfatos en aguas residuales usando un sistema de laboratorio que simula un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA). Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Experimental). Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. Defensa: Enero 9. México D.F. México.

- Gibson, G.R. 1990. Physiology and ecology of the sulphate-reducing bacteria. *Journal of Applied Bacteriology*. 69:769-797.
- González-Sandoval, M.R. 2010. Procesos de oxidación en una presa de jales. Tesis de Doctorado en Ingeniería (Campo del conocimiento: Ingeniería Química, Campo disciplinario: Procesos). Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, UNAM. Defensa: Agosto 4. México D.F. México.
- González-Sandoval, M.R. 2006. Generación de lixiviados ácidos de jales ricos en pirita. Tesis de Maestría en Ingeniería (Campo del conocimiento: Ingeniería Ambiental, Campo disciplinario: Sustancias y residuos peligrosos). Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, UNAM. Defensa: Septiembre 25. México D.F. México.
- Herrera, L., Hernández, J. 2008. Opciones tecnológicas asociadas a las bacterias sulfato reductoras del sulfato. Santiago, Chile (2007). Dirección (consulta 4 de septiembre 2008);  
<http://www.xpertingenieria.com/experiencia/reductoras/reductoras.shtm>
- Hilton, B., Oleszkiewicz, J. 1988. Sulphide-induced inhibition of anaerobic digestion, *J. Environ. Eng.* 114:1377-1391.
- INE. 2005. Capítulo 2. Instituto Nacional de Ecología (ahora INECC). Consulta a las redes internacionales (consultada el 2 abril, 2015);  
<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/459/cap2.html>
- Leitão, R. C., van Haandel, A. C., Zeeman, G., Lettinga, G. 2006. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. *BioresourceTechnology*. 97(9):1105-1118.
- Lizárraga-Mendiola, L.G. 2008. Afectación de una presa de jales de sulfuros masivos a la hidrogeoquímica de los escurrimientos superficiales aledaños. Tesis de Doctorado en Ciencias (Geología ambiental). Programa de Posgrado en Ciencias de la Tierra. UNAM. Defensa: Julio 2. México D.F. México.
- Marín-Ocampo, A., Osés-Pérez, M. 2013. Comisión Estatal del Agua de Jalisco, CEA Jalisco. Operación y Mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales con el Proceso de Lodos Activados, DOP – CEA Jalisco, Tomo I, 2013; Capítulo I Consulta (4 junio de 2015);  
[http://www.ceajalisco.gob.mx/publicaciones/pdf/plantas\\_tratam\\_tomo1.pdf](http://www.ceajalisco.gob.mx/publicaciones/pdf/plantas_tratam_tomo1.pdf)
- Monroy, O. 1997. Sistemas de reactores anaerobios. Memorias. VIII Curso Avanzado sobre Procesos Biotecnológicos. Junio 30 a Julio 11. Cuernavaca (México).

- Mudryk, Z. J., Podgórska, B., Ameryk, A., Bolałek, J. 2000. The occurrence and activity of sulphatereducing bacteria in the bottom sediments of the Gulf of Gdańsk. *Oceanologia*. 42:105-117.
- Ojeda-Berra, L. 2008. Modelo matemático de un reactor anaerobio con bacterias sulfatoreductoras para el tratamiento del efluente del proceso de flotación de una planta minera. Tesis de Maestría en Ingeniería (Campo del conocimiento: Ingeniería Química, Campo disciplinario: Procesos). Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería, Facultad de Química, UNAM. Defensa: Junio 24. México.
- Ojeda-Berra, L., Bazúa-Rueda, E.R., Durán-de-Bazúa, C. 2010. Simulación computacional de reactores anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales / *Computational simulation of anaerobic reactors for the treatment of industrial effluents*. **Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ)**. 25(2):69-85.
- Okabe, S., Characklis, W. G. 1992. Effects of temperature and phosphorous concentration on microbial sulfate reduction by *Desulfovibrio desulfuricans*. *Biotechnology and Bioengineering*. 39:1031-1042.
- Pacheco-Gutiérrez, L.A. 2006. Propuesta de reaprovechamiento integral del agua de proceso de una empresa minera empleando sistemas biológicos anaerobios. Tesis de Maestría en Ingeniería (Campo del conocimiento: Ingeniería Química, Campo disciplinario: Procesos). Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. UNAM. Defensa: Junio 30. México D.F. México.
- Pavlostathis, S., Giraldo, E. 1991. Kinetics of anaerobic treatment. *Wat. Sci. Technol.* 24:35-59.
- Pía-Mena, M. 2009. Tratamiento de los efluentes mineros. Gerente de estudios Aguas y Riles S.A. Dirección (consulta 24 enero 2009); <http://www.aguasyriles.cl/noticias/noticia5.htm>
- Postgate, J., Campbell, L. 1963. Identification of Coleman's sulfate-reducing bacterium as a mesophilic relative of *Clostridium nigrificans*. *J. Bacteriol.* 86:274-279.
- Postgate, J. R. 1954. Recent advances in the study of the sulfate-reducing bacteria. *Bacteriological Reviews*. 29:425-441.
- Ramírez, O., Koetz, P. 1998. Evaluación de un reactor UASB para el tratamiento de efluentes de la industria de aceite de arroz. V Taller y Seminario Latinoamericano de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Viña del Mar, Chile.
- Rao, S.R., Finch, J. A. 1988. A review of water re-use in flotation. *Minerals Engineering*. 2(1):65-85.

- Ríos-Vázquez, J.L. 2009. Diseño, construcción y arranque de un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente para el estudio de la precipitación de metales de efluentes de la industria minera. Tesis profesional de Ingeniería Química. Facultad de Química, UNAM. Defensa: Marzo 25. México D.F. México.
- SECOFI. 1995. Consulta a las redes internacionales (consultada 2 de febrero, 2005); <http://www.secofi.gob.mx/> Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, Poder Ejecutivo Federal. Mexico D.F. México
- Vergara-Salgado, S. 2010. Identificación de bacterias metanogénicas y sulfatorreductoras en tres reactores de lecho de lodo de flujo ascendente (RALLFA) operando a 45, 55 y 65°C, Tesis profesional (Biología), Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, FESZ, UNAM. 108 p., México DF, México.
- Visser, A., Beeksmá, I., van der Zee, F., Stams, A.J.M., Lettinga, G. 1993. Anaerobic degradation of volatile fatty acids at different sulfate concentrations. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 40:549-556.
- Widdel, F. 1998. Microbiology and ecology of sulphate and sulphur reducing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 17(4):261-271.
- Zeeman, G., Lettinga, G. 1999. The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. *Water Science and Technology.* 39(5):187-194.
- Zegers, F. 1987. Microbiología. In Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodo UASB. Manual del curso (pp. 1-16). UNIVALLE. Universidad del Valle, CVC y Universidad Agrícola de Wageningen. Cali, Colombia.
- Anónimo. 2006-07. Residuos mineros. Ingeniería ambiental 2006-07. (consulta 3 de junio de 2015); <http://www.uhu.es/emilio.romero/docencia/Residuos%20Mineros.pdf>
- Anónimo. 2008. Capítulo 5. Crecimiento microbiano. Dirección (consulta, 20 de agosto 2008); [http://www.science.oas.org/Simbio/mbio\\_ind/cap5\\_mi.pdf](http://www.science.oas.org/Simbio/mbio_ind/cap5_mi.pdf)