



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL EFLUENTE LÍQUIDO
PROVENIENTE DEL PROCESO DE FLOTACIÓN DE UNA PLANTA
MINERA SOMETIDO A UN TRATAMIENTO BIOLÓGICO
MEDIANTE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS
DE FLUJO ASCENDENTE (RALLFA)**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERA QUÍMICA

PRESENTA:

KAREN LIZBETH CALIXTO CANO

CIUDAD DE MÉXICO, 2018





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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:

PRESIDENTE: M. en A.I. Landy Irene Ramírez Burgos

VOCAL: M. en C. Rolando Salvador García Gómez

SECRETARIO: Dra. Marisela Bernal González

1ER. SUPLENTE: Dr. José Agustín García Reynoso

2DO. SUPLENTE: Profa. Dra.-Ing. María del Carmen Durán Domínguez de Bazúa

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

Laboratorios 301, 302, 303 de Ingeniería Química Ambiental y de Química Ambiental

Departamento de Ingeniería Química de la Facultad de Química, UNAM.

ASESOR DEL TEMA:

Dra. en Ing. Marisela Bernal González

SUPERVISOR TÉCNICO:

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

SUSTENTANTE:

Karen Lizbeth Calixto Cano

DECLARATORIA

Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmada en la Legislación Universitaria en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referencias a, la obra de otros autores aparece debida y adecuadamente señalados, así como acreditadas mediante los recursos editoriales convencionales.

Karen Lizbeth Calixto Cano
Sustentante

Reconocimientos institucionales

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) de la UNAM: Los reactivos, consumibles y materiales empleados en esta investigación fueron adquiridos con el apoyo financiero parcial del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT), “Tratamiento de un efluente proveniente del proceso de flotación de una planta minera mediante un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA)” Clave IN115118. Algunos de los pequeños equipos fueron adquiridos con los proyectos del Programa de Apoyo a Proyectos para la Innovación y Mejoramiento de la Enseñanza (PAPIME) “Apoyo a la enseñanza experimental de los laboratorios terminales de las carreras que se imparten en la Facultad de Química de la UNAM”, “Apoyo a la enseñanza experimental de las asignaturas terminales de las carreras que se imparten en la Facultad de Química de la UNAM” y “Desarrollo de material didáctico para las asignaturas ingeniería ambiental y estancia académica de la carrera de ingeniería química con base en estudios de caso” Claves EN103704, PE101709 y PE-100514, respectivamente

También contribuyó con recursos financieros parciales el Programa de Apoyo a la Investigación y el Posgrado de la Facultad de Química de la UNAM, PAIP, Claves 50009067 y 50009065

Finalmente, se agradece a la mina cooperante por el agua de su proceso de flotación, desde su recolección en sus instalaciones hasta su envío a los laboratorios de la UNAM, así como por la visita técnica realizada a inicios de este año 2018 que incluyó la transportación, el alojamiento y los alimentos

ÍNDICE

	Pág.
Resumen	1
CAPÍTULO I. Problemática	2
1.1. Introducción	2
1.2. Hipótesis	4
1.3. Justificación	4
1.4. Objetivos	5
1.4.1. Objetivo general	5
1.4.2. Objetivos particulares	5
CAPÍTULO II. Marco teórico	6
2.1. Planta minera cooperante	6
2.2. Proceso de flotación	8
2.3. Tipos de tratamiento para un efluente minero	9
2.4. Ventajas y desventajas de los tratamientos anaerobios	13
2.5. Funcionamiento del RALLFA	14
2.5.1. Degradación anaerobia	17
2.5.2. Microorganismos sulfato-reductores (MSR)	20
2.5.3. Parámetros fisicoquímicos de seguimiento de un RALLFA	22
CAPÍTULO III. Metodología	25
3.1. Muestras de agua de proceso	25
3.2. Reactor	25
3.3. Operación y estabilización del RALLFA	25
3.4. Parámetros de seguimiento	28
3.4.1. Valores de pH, temperatura y conductividad eléctrica	29
3.4.2. Relación de alcalinidad (α)	29
3.4.3. Ácidos grasos volátiles (AGV)	30
3.4.4. Demanda química de oxígeno (DQO)	30
3.4.5. Nitratos (NO_3^-)	31
3.4.6. Sulfuros (S^{2-})	31
3.4.7. Sulfatos (SO_4^{2-})	31
3.4.8. Sólidos	32
3.5. Análisis estadísticos de los datos experimentales	33
CAPÍTULO IV. Resultados y discusión	34
4.1. Caracterización del agua de proceso	34
4.2. Criterios y discusión de la alimentación del RALLFA	35
4.3. Seguimiento de pH	37

ÍNDICE

	Pág.
4.4. Seguimiento de la temperatura y conductividad eléctrica	41
4.4.1. Temperatura	41
4.4.2. Conductividad eléctrica	43
4.5. Seguimiento del factor de alcalinidad (α)	46
4.6. Seguimiento de ácidos grasos volátiles (AGV)	49
4.7. Seguimiento de la demanda química de oxígeno (DQO)	52
4.8. Seguimiento de nitratos (NO_3^-)	55
4.9. Seguimiento de sulfuros (S^{2-})	58
4.10. Seguimiento de sulfatos (SO_4^{2-})	61
4.11. Seguimiento de sólidos	64

CAPÍTULO V Conclusiones y recomendaciones

71

5.1. Conclusiones	71
5.2. Recomendaciones	72

Anexos

73

Anexo 1. Acervo fotográfico	74
Anexo 2. Determinación de pH, temperatura y conductividad	76
Anexo 3. Determinación del factor de alcalinidad (α)	79
Anexo 4. Determinación de ácidos grasos volátiles (AGV)	81
Anexo 5. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	85
Anexo 6. Determinación de nitratos (NO_3^-)	90
Anexo 7. Determinación de sulfuros (S^{2-})	93
Anexo 8. Determinación de sulfatos (SO_4^{2-})	99
Anexo 9. Determinación de sólidos	103
Anexo 10. Disposición de residuos generados en la investigación	108

Bibliografía

111

Índice de Figuras

	Pág.
Fig. 2.1. Localización geográfica de la minera Tizapa (Gatica-Jiménez, 2015)	6
Fig. 2.2. Proceso de obtención de concentrados ricos en metales en la mina cooperante (Pacheco-Gutiérrez, 2006)	7
Fig. 2.3. Reactor tipo RALLFA estructura básica (Arango-Bedoya y Sánchez-e-Sousa, 2009)	15
Fig. 2.4. Reactor tipo RALLFA estructura interna (Arango-Bedoya y Sánchez-e-Sousa, 2009)	15
Fig. 2.5. Degradación anaerobia en presencia de sulfatos [Adaptado de Lopes (2007) y Bijmans (2008) por Valenzuela (2011)]	18
Fig. 3.1. Reactor tipo RALLFA (Poblete-Mier, 2015)	26

Índice de Figuras

	Pág.
Fig. 3.2. Alimentación del RALLFA (Poblete-Mier, 2015)	26
Fig. 4.1. Seguimiento de la determinación de pH durante las 40 semanas de experimentación	38
Fig. 4.2. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de pH en el influente y el efluente	40
Fig. 4.3. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de pH por periodos	41
Fig. 4.4. Seguimiento de la determinación de temperatura durante las 40 semanas de experimentación	42
Fig. 4.5. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de temperatura en el influente y el efluente	43
Fig. 4.6. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de temperatura por periodos	44
Fig. 4.7. Seguimiento de la determinación de conductividad durante las 40 semanas de experimentación	44
Fig. 4.8. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de conductividad eléctrica en el influente y el efluente	46
Fig. 4.9. Análisis estadístico, gráfico de medias del factor de conductividad eléctrica por periodos	46
Fig. 4.10. Seguimiento de la determinación de la relación de alcalinidad durante las 40 semanas de experimentación	47
Fig. 4.11. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de alcalinidad por periodos	48
Fig. 4.12. Seguimiento de la determinación de AGV durante las 40 semanas de experimentación	49
Fig. 4.13. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de AGV por tipo	52
Fig. 4.14. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de AGV por periodos	52
Fig. 4.15. Seguimiento de la determinación de DQO total durante las 40 semanas de experimentación	53
Fig. 4.16. Seguimiento de la determinación de DQO soluble durante las 40 semanas de experimentación	54
Fig. 4.17. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de DQO por muestra	55
Fig. 4.18. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de DQO por periodos	55
Fig. 4.19. Seguimiento de la determinación de NO ³ -soluble durante las 40 semanas de experimentación	56
Fig. 4.20. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de nitratos en el influente y el efluente	57
Fig. 4.21. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de nitratos por periodos	58
Fig. 4.22. Seguimiento de la determinación de S ²⁻ durante las 40 semanas de experimentación	59

Índice de Figuras

	Pág.
Fig. 4.23. Porcentaje de conversión de S^{2-} durante las 40 semanas de experimentación	60
Fig. 4.24. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sulfuros en el influente y el efluente	61
Fig. 4.25. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sulfuros por periodos	61
Fig. 4.26. Seguimiento de la determinación de SO_4^{2-} durante las 40 semanas de experimentación	62
Fig. 4.27. Porcentaje de remoción de SO_4^{2-} durante las 40 semanas de experimentación	63
Fig. 4.28. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sulfatos en el influente y el efluente	64
Fig. 4.29. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sulfatos por periodos	64
Fig. 4.30. Seguimiento de la determinación de ST, SVT y SFT del efluente durante las 40 semanas de experimentación	65
Fig. 4.31. Seguimiento de la determinación de ST, SVT y SFT del influente durante las 40 semanas de experimentación	66
Fig. 4.32. Seguimiento de la determinación SDT y SST del efluente durante las 40 semanas de experimentación	67
Fig. 4.33. Seguimiento de la determinación SDT y SST del influente durante las 40 semanas de experimentación	67
Fig. 4.34. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sólidos por tipo de sólidos	69
Fig. 4.35. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sólidos por periodos	69
Fig. 4.36. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sólidos en el influente y el efluente	70
Fig. A1.1. Recolección de muestras para la determinación de AGV	74
Fig. A1.2. Prueba de DQO aplicada a muestras de interés	74
Fig. A1.3. Recolección de muestras para la determinación de sólidos	74
Fig. A1.4. Determinación de sulfuros por método de azul de metileno	74
Fig. A1.5. Equipo para determinar pH, conductividad, temperatura y alcalinidad	74
Fig. A1.6. Determinación de sulfuros por método iodo-métrico	74
Fig. A1.7. Fotografías tomadas de la bibliografía consultada (Aduvire, 2006)	75
Fig. A2.1. Diagrama de bloques para la determinación de pH	76
Fig. A2.2. Diagrama de bloques para la determinación de temperatura y conductividad	76
Fig. A3.1. Diagrama de bloques para la determinación del factor de alcalinidad	79
Fig. A4.1. Diagrama de bloques para la determinación de AGV	81
Fig. A4.2. Curva de calibración del ácido acético	82

Índice de Figuras

	Pág.	
Fig. A4.3.	Curva de calibración del ácido propiónico	82
Fig. A4.4.	Curva de calibración del ácido iso-butírico	82
Fig. A4.5.	Curva de calibración del ácido butírico	83
Fig. A4.6.	Curva de calibración del ácido valérico	83
Fig. A5.1.	Diagrama de bloques para la determinación de DQO	86
Fig. A5.2.	Curva de calibración de la DQO para el espectro 1	86
Fig. A5.3.	Curva de calibración de la DQO para el espectro 2	87
Fig. A6.1.	Diagrama de bloques para la determinación de NO ³⁻	90
Fig. A6.2.	Curva de calibración de NO ³⁻ para el espectro 1	90
Fig. A6.3.	Curva de calibración de NO ³⁻ para el espectro 2	91
Fig. A7.1.	Diagrama de bloques para la determinación de S ²⁻ por el método de azul de metileno	94
Fig. A7.2.	Diagrama de bloques para la determinación de S ²⁻ por el método iodo métrico	95
Fig. A7.3.	Curva de calibración de S ²⁻ para el espectro 1	95
Fig. A7.4.	Curva de calibración de S ²⁻ para el espectro 2	96
Fig. A8.1.	Diagrama de bloques para la determinación de SO ₄ ²⁻	99
Fig. A8.2.	Curva de calibración de SO ₄ ²⁻ para el espectro 1	100
Fig. A8.3.	Curva de calibración de SO ₄ ²⁻ para el espectro 2	100
Fig. A9.1.	Diagrama de bloques para la determinación de sólidos	103
Fig. A10.1.	Etiqueta oficial para la identificación de residuos	109
Fig. A10.2.	Solicitud para disposición de residuos	110

Índice de Tablas

	Pág.	
Tabla 2.1.	Técnicas de tratamiento aplicables para los efluentes mineros (Aduvire, 2006)	12
Tabla 2.2.	Importancia de los parámetros de seguimiento (Castro-González, 2004; CONAGUA, 2018; Dávalos-Navarro y Tuny-Rojas, 2011; Pérez y Torres, 2011)	23
Tabla 3.1.	Condiciones de alimentación del reactor RALLFA durante los 10 periodos de investigación	26
Tabla 3.2.	Preparación del medio de cultivo general (Vergara-Salgado, 2012)	27
Tabla 3.3.	Formulación para la preparación del ARS ₁ (Orduña-Bustamante, 2012)	27
Tabla 3.4.	Diferencias entre las distintas preparaciones de ARS	28
Tabla 3.5.	Parámetros de seguimiento (López-Lerliche, 2016)	28
Tabla 4.1.	Caracterización del agua del proceso de flotación en estudio	34
Tabla 4.2.	Estequiometría de la reacción de sulfato-reducción utilizando como compuestos orgánicos representativos acetato y lactato (Sánchez-Andrea,	37

Índice de Tablas

		Pág.
	2014)	
Tabla 4.3.	Análisis estadístico de los valores de pH	40
Tabla 4.3.a.	Análisis de varianza para el valor de pH	40
Tabla 4.3.b.	Valor de pH por muestra	40
Tabla 4.3.c.	Valor de pH por periodos	40
Tabla 4.4.	Análisis estadístico de los valores de temperatura	43
Tabla 4.4.a.	Análisis de varianza para el valor de temperatura	43
Tabla 4.4.b.	Valor de temperatura por muestra	43
Tabla 4.4.c.	Valor de temperatura por periodos	43
Tabla 4.5.	Análisis estadístico de los valores de conductividad eléctrica	45
Tabla 4.5.a.	Análisis de varianza para el valor de conductividad eléctrica	45
Tabla 4.5.b.	Valor de conductividad eléctrica por muestra	45
Tabla 4.5.c.	Valor de conductividad eléctrica por periodos	45
Tabla 4.6.	Análisis estadístico de los valores del factor de alcalinidad	48
Tabla 4.6.a.	Valor del factor de alcalinidad por periodos	48
Tabla 4.6.b.	Resumen estadístico para los valores del factor de alcalinidad	48
Tabla 4.7.	Análisis estadístico de los valores de la concentración de AGV	51
Tabla 4.7.a.	Análisis de varianza de la concentración de AGV	51
Tabla 4.7.b.	Concentración de AGV por tipo	51
Tabla 4.7.c.	Concentración de AGV por periodo	51
Tabla 4.8.	Análisis estadístico de los valores de la concentración de la DQO	54
Tabla 4.8.a.	Análisis de varianza de la concentración de la DQO	54
Tabla 4.8.b.	Concentración de la DQO por muestra	54
Tabla 4.8.c.	Concentración de la DQO por periodo	54
Tabla 4.9.	Análisis estadístico de los valores de la concentración de nitratos	57
Tabla 4.9.a.	Análisis de varianza de la concentración de nitratos	57
Tabla 4.9.b.	Concentración de nitratos por muestra	57
Tabla 4.9.c.	Concentración de nitratos por periodo	57
Tabla 4.10.	Análisis estadístico de los valores de la concentración de sulfuros	60
Tabla 4.10.a.	Análisis de varianza de la concentración de sulfuros	60
Tabla 4.10.b.	Concentración de sulfuros por muestra	60
Tabla 4.10.c.	Concentración de sulfuros por periodo	60
Tabla 4.11.	Análisis estadístico de los valores de la	63

Índice de Tablas

		Pág.
	concentración de sulfatos	
Tabla 4.11.a.	Análisis de varianza de la concentración de sulfatos	63
Tabla 4.11.b.	Concentración de sulfatos por muestra	63
Tabla 4.11.c.	Concentración de sulfatos por periodo	63
Tabla 4.12.	Análisis estadístico de los valores de la concentración de sólidos	68
Tabla 4.12.a.	Análisis de varianza de la concentración de sólidos	68
Tabla 4.12.b.	Concentración de sólidos por tipo	68
Tabla 4.12.c.	Concentración de sólidos por muestra	68
Tabla 4.12.d.	Concentración de sólidos por periodo	68
Tabla A2.1.	Seguimiento semanal de la determinación de pH, temperatura y conductividad del efluente y el influente	77
Tabla A3.1.	Seguimiento semanal de la determinación del factor de alcalinidad	79
Tabla A4.1.	Condiciones de operación del cromatógrafo de gases	81
Tabla A4.2.	Seguimiento semanal de la determinación de AGV	84
Tabla A5.1.	Seguimiento semanal de la determinación de DQO total y soluble	87
Tabla A6.1.	Seguimiento semanal de la determinación de NO_3^-	91
Tabla A7.1.	Seguimiento semanal de la determinación de S^{2-}	96
Tabla A8.1.	Seguimiento semanal de la determinación de SO_4^{2-}	101
Tabla A9.1.	Seguimiento semanal de la determinación de sólidos del efluente	104
Tabla A9.2.	Seguimiento semanal de la determinación de sólidos del influente	106

Símbolos

°	Grados
%	Porcentaje
A	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
+	Más
-	Menos
±	Más / Menos
=	Igual
>	Mayor que
<	Menor que

Símbolos

” Pulgadas (unidad inglesa basada en el tamaño de un pulgar)

Glosario

AGCL	Ácidos grasos de cadena larga (Figura 2.5)
AGV	Ácidos grasos volátiles
AME	Actividad metanogénica específica
AP	Alcalinidad parcial debida a los AGV
APF	Agua del proceso de flotación de la mina cooperante
ARS ₁	Agua residual sintética
AT	Alcalinidad total debida a los AGV
ARS	Agua residual sintética
As	Arsénico
BaSO ₄	Sulfato de bario
°C	Grados Celsius
Cd	Cadmio
CaCl ₂	Cloruro de calcio
CaCl ₂ .2H ₂ O	Cloruro de calcio dihidratado
CaCO ₃	Carbonato de calcio
Ca(OH) ₂	Hidróxido de calcio
CaSO ₄	Sulfato de calcio
C ₃ H ₅ C ₃	Ion lactato
C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁	Sacarosa
CH ₄	Metano
CH ₂ O	Formaldehído
Cm	Centímetro
CO ₂	Dióxido de carbono
Cr	Cromo
Cu	Cobre
D	Día
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DIF	Detector de ionización de flama
Digestión	Proceso en ausencia de oxígeno que descompone materia orgánica, especialmente en el aparato digestivo de mamíferos Por extensión, en los albores de la química a los procesos en ausencia de oxígeno se les denominó digestiones siendo, naturalmente, químicas aunque siempre sin oxígeno molecular Desafortunadamente, por ignorancia, se le agrega el adjetivo anaerobio que es totalmente innecesario ya que la digestión es inherentemente anaerobia

Hay algunos colegas, especialmente con poca formación química, que se atreven a usar los términos digestión aerobia por degradación aerobia, una aberración, ya que la digestión NO ES AEROBIA (nota de la supervisora técnica)

DQO	Demanda química de oxígeno
DQO _{CH4}	DQO convertida en metano (gramos DQO removido)
EPT	Elementos potencialmente tóxicos
Fe	Hierro

Glosario

FeSO ₄ .7H ₂ O	Sulfato de hierro heptahidratado
Fig.	Abreviatura de la palabra figura
G	Gramos
H ⁺	Protón
H ₂	Hidrógeno
H ₂ O	Agua
H ₂ S	Ácido sulfhídrico
HCO ₃ ⁻	Anión de bicarbonato
HS ⁻	Ion sulfuro
IA	Índices de alcalinidad
IA/AP	Índices de alcalinidad debida a los AGV
IA/AT	Índices de alcalinidad debida a los AGV
IVL	Índice volumétrico de lodos
K ₂ HPO ₄	Difosfato de potasio
KHPO ₄	Monofosfato de potasio
K	Kelvin (unidad de temperatura absoluta)
K	Kilo (prefijo)
Km	Kilómetro
L	Litros
μ	Micro (prefijo)
M	Metros
Masa	La masa es una propiedad característica de los cuerpos. Es su cantidad de materia, y no depende de la intensidad del campo gravitatorio, ni de su posición en el espacio (ver abajo peso)
Mg	Miligramos
mg/L	Miligramos por litro
MgSO ₄ .7H ₂ O	Sulfato de magnesio heptahidratado
mL	Mililitros
Mm	Milímetros
m.s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar
MSR	Microorganismos sulfato-reductores
NA	No aplica
NaCl	Cloruro de sodio
NaH ₂ PO ₄	Bifosfato de sodio
(NH ₄) ₂ SO ₄	Sulfato de amonio
NO ₃ ⁻	Nitratos

NaOH Hidróxido de sodio
 NaSO₄ Sulfato de sodio
 Peso El peso, en física, es la medida de la fuerza que ejerce la gravedad sobre la masa de un cuerpo. Normalmente, se considera respecto de la fuerza de gravedad terrestre. El peso depende de la intensidad del campo gravitatorio, de la posición relativa de los cuerpos y de la masa de estos.

Glosario

Como se dijo arriba, la masa es una propiedad característica de los cuerpos: la cantidad de materia y no depende de la intensidad del campo gravitatorio, ni de su posición en el espacio. Por ejemplo, una persona de 60 kg de masa, pesa 60 kg-fuerza en la superficie de la Tierra; pero, la misma persona, en la superficie de la Luna pesaría sólo unos 10 kg-fuerza; sin embargo, su masa seguirá siendo de 60 kg. Las unidades de peso y masa tienen una larga historia compartida, en parte porque su diferencia no fue bien entendida cuando dichas unidades comenzaron a utilizarse. Cotidianamente, el término "peso" se utiliza a menudo erróneamente como sinónimo de masa. La unidad de masa del SI es el kilogramo, kg mientras que la de peso es el Newton (fuerza)

Peso *versus* Diferencias entre masa y peso
 masa (<http://cienciasprimeroeso.blogspot.mx/2015/04/masa-versus-peso.html>):

Características de masa	Características de peso
1. Es la cantidad de materia que tiene un cuerpo.	1. Es la fuerza que ocasiona la caída de los cuerpos.
2. Es una magnitud escalar.	2. Es una magnitud vectorial.
3. Se mide con la balanza.	3. Se mide con el dinamómetro.
4. Su valor es constante, es decir, independiente de la altitud y latitud.	4. Varía según su posición, es decir, depende de la altitud y latitud.
5. Sus unidades de medida son el gramo (g) y el kilogramo (kg).	5. Sus unidades de medida en el Sistema Internacional son la dina y el Newton.
6. Sufre aceleraciones	6. Produce aceleraciones.

pH Potencial de hidrógeno
 Pb Plomo
 RALLFA Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente
 S²⁻ Sulfuros
 Se Selenio

s.f.	Sin fecha
SDT	Sólidos disueltos totales
SO ₄ ²⁻	Sulfatos
SST	Sólidos suspendidos totales
ST	Sólidos totales
SVT	Sólidos volátiles totales
T	Temperatura (θ)
Ton	Toneladas

Glosario

TRC	Tiempo de retención celular
TRH	Tiempo de residencia hidráulico (en la Convención Internacional de la Water Pollution Control Federation, en 1980, se decidió denominar tiempo de residencia al de los fluidos, líquidos o gases, dentro de un reactor y tiempo de retención al de los sólidos, como la biomasa)
<i>UASB reactor</i>	Siglas en inglés para <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor</i>
UV	Ultravioleta
VS	Velocidad de sedimentación
Zn	Zinc

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

RESUMEN

Este trabajo de investigación tuvo como objetivo caracterizar químicamente un efluente proveniente del proceso de flotación de una plata minera sometido a un tratamiento biológico en un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente, RALLFA, a escala de laboratorio. La investigación se realizó durante 40 semanas. Los efluentes mineros utilizados presentaron concentraciones elevadas de sulfatos de zinc, cobre y plomo, por lo cual se buscó aprovechar la capacidad de los microorganismos sulfato-reductores (MSR) contenidos en el reactor RALLFA para convertir los sulfatos a sulfuros. La alimentación del reactor se realizó diariamente en forma de lotes, suministrando 150 mL/d de agua proveniente de un proceso de flotación. Las condiciones de alimentación fueron cambiando a lo largo de 10 periodos y durante la experimentación se realizó un seguimiento del reactor con la medición de diversos parámetros. Los resultados obtenidos de los parámetros de seguimiento presentaron valores en el efluente de 5.95 ± 1.21 para el pH, de 9.12 ± 1.09 para la conductividad eléctrica y de $25.1 \pm 1.2^\circ\text{C}$ para la temperatura. En cuanto al influente presentó un pH de 3.57 ± 1.70 , una conductividad eléctrica de $10.45 \pm 1.55 \text{ mS cm}^{-1}$ y una temperatura de $24.7 \pm 3.6^\circ\text{C}$, estos valores sirvieron para lograr la estabilidad del reactor. Además, se obtuvo un factor de alcalinidad (α) de 0.32 ± 0.17 y se midieron los ácidos grasos volátiles, AGV, los cuales evidenciaron la acidificación del reactor por la presencia de ácido acético. También se determinó la DQO, los nitratos y los sólidos presentes en el influente y efluente. Se midió el porcentaje de remoción de sulfatos llegando a un máximo del $54.8 \pm 11.5\%$ y la conversión de sulfuros alcanzando un máximo de $46 \pm 4\%$. Como parámetro final se midieron los sólidos. Los resultados obtenidos indican el cumplimiento del objetivo de investigación planteado y se comprueba la efectividad de la utilización del reactor RALLFA como un tratamiento alterno para aguas provenientes del proceso de flotación.

Palabras clave: Minería, efluente del proceso de flotación, tratamiento de aguas, reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA).

Capítulo I

Problemática

1.1. Introducción

La minería es uno de los sectores más dinámicos de la economía mexicana. Es la cuarta fuente generadora de ingresos al país, por encima del turismo y por debajo de las exportaciones automotrices, la industria eléctrica, electrónica y el petróleo (SEMARNAT, 2014), aunque desafortunadamente estos ingresos se los llevan las empresas extranjeras y unas cuantas cuyos dueños son mexicanos sin que haya verdaderamente una distribución equitativa de esa riqueza (López-Bárcenas, 2017).

En varios estados del país, como Chihuahua, Michoacán, Zacatecas, Durango, Sonora, Coahuila, Guanajuato, San Luis Potosí, Hidalgo, Sinaloa, Colima y Jalisco, se ha desarrollado una gran actividad minera. Por lo tanto, se ha dado un incremento de los volúmenes de residuos de minas, conocidos como jales, del náhuatl *xalli*, partículas o arenas finas según Cabrera (2002), los cuales son almacenados en pilas o presas aledañas al lugar de extracción del metal de importancia. Los jales son generados durante los procesos de recuperación de metales. En el caso del proceso de flotación, tras moler finamente las rocas originales que los contienen y mezclar las partículas que se forman con agua y reactivos químicos que facilitan la liberación de los metales en forma de espumas. La mayoría de los jales se encuentran en forma de lodos o de una mezcla líquida de materiales finos (Salas-Megchún, 2014).

Los residuos mineros pueden llegar a contener elevadas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) como arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), hierro (Fe), plomo (Pb), selenio (Se), zinc (Zn), etc. Al no existir medidas adecuadas de control y mitigación sobre los residuos, éstos se pueden dispersar, tanto por la acción del viento como por el impacto de las aguas de lluvia, depositándose en suelos y ríos, generando la destrucción de flora y fauna, además del uso intensivo de agua y daños a comunidades por la contaminación

de aire y suelo (Durán-de-Bazúa y col., 2017; Enciso, 2011).

Con el fin de disminuir este impacto se han creado leyes que regulen las actividades mineras como “la ley minera” que tiene como fin procurar el cuidado del ambiente y la protección ecológica. Además de las disposiciones establecidas en leyes y reglamentos ambientales. La industria minera está obligada a cumplir con normas mexicanas como la NOM-120-SEMARNAT-2011 (DOF, 2011a), NOM-141-SEMARNAT-2013 (DOF, 2013a), NOM-155-SEMARNAT-2007 (DOF, 2007), NOM-157-SEMARNAT-2009 (DOF, 2009) y la NOM-159-SEMARNAT-2011 (DOF, 2011b), que pueden encontrarse sin problemas en las redes internacionales. Sin embargo, aun cuando existen formas diferentes para poder reciclar o reutilizar el material generado en los sitios mineros, la gran mayoría de éstos son simplemente almacenados generando un problema ambiental (SIAM, 2017). Se desconoce el número de sitios mineros donde se han depositado, pero se estima que hay de 10,000 a 50,000 sitios abandonados o inactivos (SEMARNAT, 2014).

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 (Pacheco-Gutiérrez y Durán-de-Bazúa, 2006; Pacheco-Gutiérrez y Durán-Domínguez-de-Bazúa, 2007).

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 las bacterias sulfato-reductoras presentes en un 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 (Espinosa-González, 2015).

Además, los procesos de remediación ambiental basados en la producción de sulfuro de hidrógeno por microorganismos sulfato-reductores (MSR), constituyen una alternativa para la remoción de sulfatos y la precipitación de metales pesados a pH bajo, lodos estables, bajos costos de operación y consumos de energía mínimo (Burns y col., 2012; Sheoran y col., 2010).

1.2. Hipótesis

Es posible utilizar un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) como un tratamiento alternativo para efluentes provenientes del proceso de flotación, que aprovecha la capacidad de los microorganismos sulfato-reductores (MSR) que se encuentran en el sistema para consumir el material carbonoso como fuente de energía, logrando convertir los sulfatos en sulfuros y así conseguir la precipitación de metales como sales para poder recircular el agua ya tratada al proceso de flotación nuevamente.

1.3. Justificación

En México de acuerdo con la información recopilada, se sabe que la minería es el megaproyecto con mayor generación de contaminación y consumo de agua. No hay mina que no contamine. La contaminación del agua, del aire, la erosión, la deforestación, la pérdida de arroyos y agua de los pozos, entre otros factores provocados por esta actividad han causado grandes problemas de salud pública y ambiental generando el desequilibrio y pérdida de la biodiversidad, así como el consumo excesivo de agua. Sin embargo, al ser la minería una de las principales fuentes generadora de ingresos en el país es de vital importancia para la economía mexicana, según los gobiernos y clases dominantes de los últimos 500 años (López-Bárceñas, 2017). Por ello, es sumamente complicado prescindir de ella. De ahí que se ha suscitado el interés en la búsqueda de alternativas

orientadas a reducir los niveles de consumo de agua de un solo uso en esta actividad.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Caracterizar químicamente el efluente proveniente del proceso de flotación de una planta minera sometido a un tratamiento biológico mediante un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) con la finalidad de medir la eficiencia de conversión de los sulfatos a sulfuros para que, eventualmente, sea aplicable a nivel industrial, logrando la reducción de la problemática que trae consigo el represamiento agua de proceso (minas) en jales, minimizando la demanda de agua fresca.

1.4.2. Objetivos particulares

- Realizar una investigación bibliográfica para el establecimiento de metodologías adecuadas para la medición y seguimiento de un reactor tipo RALLFA
- Operar el sistema RALLFA
- Medir la eficiencia de conversión de los sulfatos a sulfuros
- Evaluar la relación de AGV con la alcalinidad determinada del reactor tipo RALLFA
- Determinar el porcentaje de remoción de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO).

Capítulo II

Marco teórico

2.1. Planta minera cooperante

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 como se muestra en la Fig. 2.1 (Gatica-Jiménez, 2015), entre las coordenadas $100^{\circ} 10'$ a $100^{\circ} 15'$ de longitud oeste y $19^{\circ} 00'$ a $19^{\circ} 05'$ 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 área de Socavón Zacazonapan (González-Sandoval, 2010; Lizárraga-Mendiola, 2008).

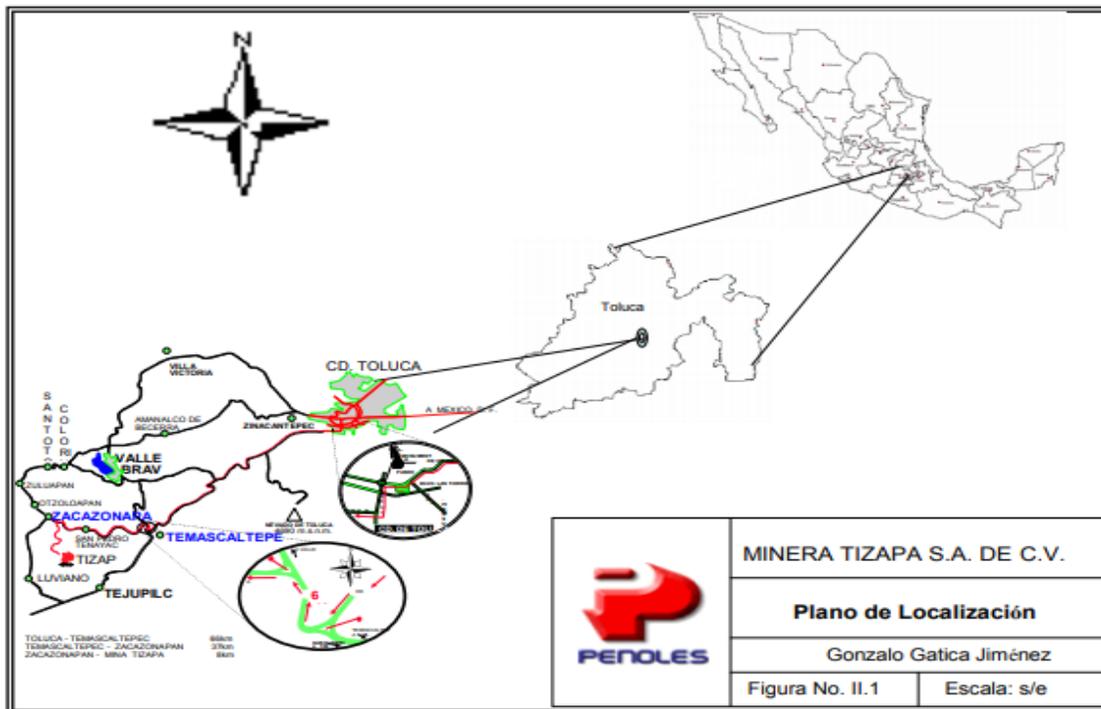


Fig. 2.1. Localización geográfica de la minera Tizapa (Gatica-Jiménez, 2015)

El proceso de concentración que se emplea en la mina en estudio es el de flotación, método que está acompañado de cinco etapas: Trituración, molienda, clasificación, espesamiento y filtración como se observa en la Fig. 2.2 (Pacheco-Gutiérrez, 2006).

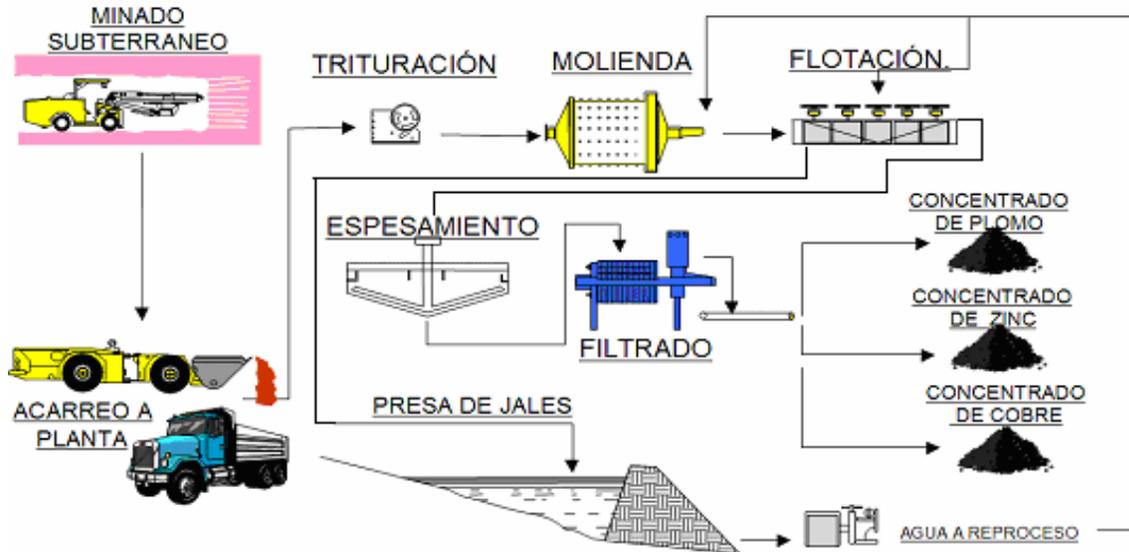


Fig. 2.2. Proceso de obtención de concentrados ricos en metales en la mina cooperante (Pacheco-Gutiérrez, 2006)

El material, al ser acarreado a la planta, pasa por una etapa de trituración para alcanzar un tamaño 9.5 mm. La siguiente etapa es la molienda, en donde se lleva a cabo la reducción de partícula de 9.5 mm (3/8") a 53 micrómetros. La molienda se realiza en base húmeda (80% sólidos) para que la pulpa tenga una densidad elevada y sea compatible con la facilidad de fluir a través del molino. A la salida de cada molino se cuenta con bombas centrífugas horizontales, las cuales envían la pulpa a 3 hidrociclones para separar los finos (75% a -270 mallas) de los gruesos. Para lograr dicha clasificación se utiliza agua de dilución hasta lograr una pulpa de 65% de sólidos. Los finos resultantes de la clasificación (20-35% sólidos) son enviados por gravedad al circuito de flotación y los gruesos (86% sólidos)

descargan sobre el cajón que alimenta al molino para formar el circuito cerrado de molienda (Ochoa, 2005).

En el proceso de flotación se recuperan los concentrados de la espuma formada obteniéndose en primer instancia el concentrado de plomo y las colas de esta operación pasan a ser la alimentación necesaria para la obtención del concentrado de cobre y finalmente las colas de plomo-cobre son la alimentación para la obtención del zinc. Cada uno de los productos de flotación se llevan a un espesador en donde se adiciona el agente floculante para ayudar a la sedimentación. De allí pasa, posteriormente, a un filtro para eliminar la humedad en el producto hasta aproximadamente un 8%. La producción mensual de cada uno de los productos es de 2,000 ton de concentrado de plomo, 4,500 ton de concentrado de zinc y 150 ton de concentrado de cobre (Ochoa, 2005). Los concentrados se depositan en un patio techado con capacidad para almacenar en forma separada y sin riesgo de contaminación, los concentrados producidos en una semana (Pacheco-Gutiérrez, 2006).

2.2. Proceso de flotación

El proceso de flotación es un método de separación en el cual las partículas sólidas son separadas mediante burbujas de gas, usualmente burbujas de aire, de un medio acuoso. Para que se lleve a cabo la flotación, es necesario que la superficie de las partículas que puedan flotar sea repelida por el agua. El aire se introduce en la “pulpa” (mezcla de agua y material sólido finamente molido) para que las partículas hidrofóbicas puedan adherirse a las burbujas de aire y ascender a través de la pulpa formando una capa mineralizada de espuma que pueda ser removida. Las partículas hidrofílicas no se adhieren a las burbujas de aire y se mantienen en suspensión (Kirjavainen y Heiskanen, 2007).

Normalmente el propósito de la flotación, es separar a uno o más minerales de otros sólidos y la selectividad de la absorción del colector en los minerales

capaces de flotar es un prerrequisito para una separación exitosa.

2.3. Tipos de tratamiento para un efluente minero

Actualmente existe una gran variedad de tratamientos a los que se pueden someter los efluentes mineros, los cuales con el pasar del tiempo van actualizándose, modernizándose y haciéndose cada vez más sofisticados y eficaces, la finalidad de estos tratamientos está enfocada en la recuperación del recurso, la desintoxicación y la reducción del volumen. Las tecnologías para el tratamiento de aguas residuales en minería se clasifican en dos grandes grupos: tecnologías de tratamiento activo y tecnologías de tratamiento pasivo. Otros autores las clasifican con base en el orden del tratamiento, como preliminares, primarios, secundarios y auxiliares o terciarios. También son clasificadas en tecnologías biológicas, químicas y físicas (SPENAGROUP, 2018).

El tratamiento activo es la forma más común de tratamiento de agua en las minas en funcionamiento. Se utiliza un software sofisticado para predecir la química del efluente antes de la construcción de la mina y, en consecuencia, se eligen las tecnologías adecuadas de tratamiento (QUIMTIA, 2018). Su ventaja principal radica en que puede ser aplicado para tratar grandes caudales y cualquier tipo de acidez, siendo además adaptable a cambios en la química del agua que pudiera darse durante el avance del minado. Entre los métodos de tratamiento activo más comunes están: Control de pH o neutralización/precipitación, intercambio iónico, métodos electroquímicos, procesos de membrana como la filtración, ósmosis inversa, etc. (Montesinos-León, 2017).

El tratamiento tiene un costo elevado sobre todo cuando se trata de grandes volúmenes. Además, requieren un control y mantenimiento de las instalaciones de aireación y mezclado, así como de un almacenamiento adecuado de los lodos con carga metálica por lo cual se están explorando nuevas formas de reciclar los

sedimentos o residuos (Aduvire, 2016).

En el Anexo 10 se presenta lo que producen como residuo las empresas mineras y lo que deben dejar después de tratar y estabilizar sus residuos (Aduvire, 2006).

En los tratamientos pasivos la intervención del hombre es mínima. El objetivo principal de los métodos de tratamiento de las aguas ácidas es la supresión de la acidez, la precipitación de los metales pesados y la eliminación de sustancias contaminantes como sólidos en suspensión, arseniatos, antimoniatos y otros (Aduvire, 2016).

Los métodos de tratamiento pasivo más utilizados para efluentes mineros son: para flujos superficiales, los humedales aerobios y anaerobios ó también llamados balsas orgánicas (zonas construidas por el hombre en las que de forma controlada, se reproducen mecanismos de eliminación de contaminantes presentes en aguas residuales, que se dan en los humedales naturales), los drenajes anóxicos ALD (zanja rellena con gravas de caliza u otro material calcáreo, sellada a techo por una capa de tierra arcillosa y una geomembrana impermeable para mantener unas condiciones anóxicas), los canales o drenajes óxicos (canales cuyo lecho están relleno de caliza y por el que fluye el agua a tratar) y, los sistemas de producción alcalina que buscan los objetivos de una balsa orgánica (reducción del sulfato y retención metálica) y un ALD (incrementar la alcalinidad); para flujos subterráneos las barreras reactivas permeables PRB (zanja transversal al flujo, la cual se rellena con diversos tipos de materiales reactivos) y, para lagos mineros (conocidos como presas de jales¹ en México), los bioprocesos anaerobios y la neutralización con álcalis, la cual se realiza por

¹ Jales es una palabra de origen náhuatl (*xalli* = arenas muy finas, Cabrera, 2002), por la molienda de los minerales para extraer de ellos los metales valiosos con métodos físicos o químicos, como el llamado "método de patio" que practicaban los antiguos mexicanos y que fue tomado por los españoles a su llegada a México. Como el sonido "sh" no existe en el castellano, los conquistadores usaron la letra "x" para transcribirlo, pero, desafortunadamente en solamente cien años se olvidó la razón de poner esta letra y, actualmente, incluso en la palabra México se pronuncia como "j" y no como "sh" (nota de la supervisora técnica)

adición de materiales alcalinos, que va desde una aplicación directa hasta el empleo de circuitos cerrados de bombeo (Aduvire, 2016).

La principal ventaja de los tratamientos pasivos radica en sus bajos costos de inversión y operación. Sin embargo, este tipo de tratamiento es usado sólo para tratar drenajes con poco caudal y poca acidez, siendo fundamental para el diseño y configuración de los dispositivos, la disponibilidad de grandes áreas de terreno que aseguren una buena circulación y distribución del efluente dentro del sistema maximizando el tiempo de contacto entre el flujo de agua contaminada con los elementos y materiales que componen cada dispositivo de tratamiento (Montesinos-León, 2017).

La principal ventaja de los tratamientos pasivos radica en sus bajos costos de inversión y operación. Aunque el tratamiento pasivo se ha utilizado con éxito para tratar las aguas residuales municipales y escorrentía urbana, su uso en la industria minera todavía está en desarrollo, en gran parte debido al desafío de tratar aguas muy ácidas. A pesar de estos desafíos, los bajos costos de operación y mantenimiento continúan generando interés en el tratamiento pasivo del agua, especialmente para el uso después del cierre de la mina (QUIMTIA, 2018).

Un resumen de algunas de las técnicas que se pueden emplear como tratamiento de los efluentes mineros es el que viene dado en la Tabla 2.1. La combinación de dos o más de estos procesos suele ser necesaria para conseguir la calidad deseada en los efluentes.

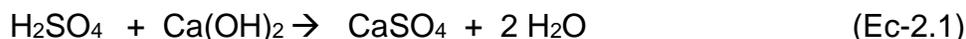
Generalmente las plantas de tratamiento de aguas ácidas realizan el tratamiento en tres etapas: (1) **Neutralización:** Según el agente neutralizante empleado, cal o roca caliza, reacciones 2.1 y 2.2, respectivamente; (2) **Oxidación:** El objeto de esta operación es pasar el hierro ferroso (soluble) 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 de sulfato

férrico con los agentes alcalinos propicia la formación y precipitación de hidróxido de hierro, que se recogen en decantadores (Romero, 2006-2007).

Tabla 2. 1. Técnicas de tratamiento aplicables para los efluentes mineros (Aduvire, 2006)

Técnica	Descripción	Aplicaciones	Comentarios
Electrodialisis	Movilización iónica producida gracias a fuerzas de transferencia eléctricas a través de membranas permeables. La intensidad de corriente necesaria depende de la concentración de la solución	Desalinización y tratamiento de aguas ácidas	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Problemas de mantenimiento de las celdas ➤ Límite de concentración de Fe en solución entrante = 1 mg/L ➤ Tratamiento necesario previo de la solución ➤ Problemas por la evacuación del concentrado
Ósmosis inversa	Flujo del disolvente a través de membranas semipermeables gracias a la presión osmótica	Desalinización y tratamiento de aguas ácidas	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Sedimentación de CaSO_4 en la membrana ➤ Elevada presión (de 4 a 10 MPa) ➤ Problemas de evacuación del concentrado
Intercambio iónico	Resinas aniónicas y catiónicas reemplazan los contaminantes por iones H^+ , OH^- y otros	Desalinización, ablandamiento del agua y tratamiento de aguas ácidas Extracción de uranio	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Selectividad y degradabilidad de las resinas
Evaporación por destilación	Se evapora el agua pura y se extrae una solución concentrada	Desalinización y tratamiento de aguas ácidas, así como provenientes de la industria del petróleo	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Procesos corrosivos. ➤ Inconvenientes por la evacuación del concentrado
Congelación	A medida que se forma el hielo, la solución se hace más concentrada y precipitan las impurezas	Desalinización y tratamiento de aguas ácidas	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Menores costos energéticos que la evaporación. ➤ La precipitación de metales puede producir problemas de corrosión
Flotación iónica con espumantes	El activante liga a los iones disueltos con burbujas de aire. Los residuos se retiran con la espuma	Concentración de elementos traza en el océano y tratamiento de soluciones muy diluidas	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Surfactante residual en el agua. ➤ Posible aplicación para concentración de mineral a partir de soluciones diluidas
Extracción con disolvente	El soluto pasa del agua al disolvente debido a que su solubilidad en éste es mayor que en el agua. El soluto se extrae del disolvente y el disolvente se recircula	Extracción de uranio y remoción de contaminantes orgánicos presentes en los efluentes. Además de tratamiento de aguas ácidas y separación del petróleo y el agua	<ul style="list-style-type: none"> ➤ El disolvente puede contaminar el efluente ➤ Hay que evitar las fugas de disolvente ➤ La concentración del soluto en el efluente puede ser todavía grande ➤ Su coste depende del grado de recuperación del disolvente ➤ La recuperación de los metales puede ser mayor del 95 %
Adsorción por carbón activo	Adsorción de metales pesados	Oxidación del hierro en aguas ácidas	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Método económico al utilizar el carbón como catalizador ➤ Factible su empleo repetido

Técnica	Descripción	Aplicaciones	Comentarios
			<ul style="list-style-type: none"> ➤ No es un método de tratamiento completo, sino intermedio
Neutrólisis	Combinación de neutralización y ósmosis inversa mediante la recirculación del concentrado del proceso de ósmosis a través de la etapa de neutralización	Tratamiento de aguas ácidas	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Elimina la capa de CaSO₄ que se formaba en la ósmosis inversa ➤ La acumulación de Mn puede causar problemas



En México los sistemas más empleados en el tratamiento del agua residual de las minas son: la neutralización química, la ósmosis inversa y el intercambio iónico (INE, 2005).

2.4. Ventajas y desventajas de los tratamientos anaerobios

Los procesos anaerobios han venido cobrando mucha fuerza en varios países, para el tratamiento de aguas residuales de los diferentes tipos de industrias (Durán-de-Bazúa, 1994; McCarty, 1964). Y al analizar sus ventajas y desventajas se obtiene lo siguiente:

Ventajas:

- Los tratamientos anaerobios generalmente consumen poca energía
- La degradación anaerobia es un sistema productor de energía debido a que sus componentes carbonosos son transformados en CH₄ y éste a su vez puede ser utilizado en la generación de vapor
- El proceso contribuye a la disminución en la generación de gases de efecto invernadero (Flotats y col., 2000)
- Facilidad de arranque de operaciones después de un período de suspensión de actividades (Von Sperling, 1996)
- Los costos de inversión son relativamente bajos (Mussati y col., 1999)
- Necesidad de espacio relativamente pequeño (Mussati y col., 1999).

Desventajas:

- No es un sistema satisfactorio para la remoción de nutrientes como el N y el P (Von Sperling, 1996)
- El arranque de estas instalaciones es lento debido justamente al bajo coeficiente de desarrollo o “crecimiento” de las bacterias (Von Sperling, 1996)
- Relativamente sensible a las variaciones de carga y de temperatura (Von Sperling, 1996)
- Durante el tratamiento se pueden presentar malos olores por la formación de H₂S que en parte va al biogás (Flotats y col., 2000)
- Puede requerir de un sistema de postratamiento dependiendo del origen del agua a tratar (Von Sperling, 1996).

A causa de los grandes beneficios presentados en los tratamientos anaerobios surge como una alternativa el uso de los reactores de lecho de lodos² de flujo ascendente, RALLFA, desarrollados por Lettinga y colaboradores (1980) en Wageningen, Países Bajos, con el nombre de *USB (upflow sludge blanket)* al que después se le adicionó la letra *A* por *anaerobic* en inglés, para el tratamiento del agua que provienen del proceso de flotación de la mina (Ojeda-Berra, 2008; Pacheco-Gutiérrez, 2006).

2.5. Funcionamiento del RALLFA

Los reactores del lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) o también llamados *Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors*, como se mencionó en la parte de arriba, fueron desarrollados por Gatzke Lettinga y colaboradores en Holanda en la década de los 70. Se caracterizan por la alta calidad del efluente

² Por traducción del inglés se les denomina lodos a los consorcios microbianos que proliferan en cualquier tipo de reactor y que son los que realizan la conversión bioquímica de los compuestos carbonosos, principalmente, junto con los nitrogenados y azufrados, para emplearlos en su subsistencia y reproducción, por lo que estos consorcios microbianos son reactores y productos, puesto que en ellos reaccionan los compuestos que se desean eliminar de la corriente acuosa y, además, se reproducen creando un nuevo producto que puede separarse físicamente del medio acuoso más fácilmente (nota de la supervisora)

producido, aunque se aplique a aguas residuales con elevada carga orgánica e incluso lixiviados o lodos. Además, no se requieren equipos de control de elevada sofisticación (Rodríguez-Caro, 2017).

La operación de los reactores *UASB* o RALLFA en español, se basa, en la actividad autorregulada de diferentes grupos de arqueas o arqueobacterias y bacterias que degradan la materia orgánica y se desarrollan en forma interactiva, formando un lodo biológicamente activo en el reactor. Dichos grupos bacterianos establecen entre sí relaciones simbióticas de alta eficiencia metabólica bajo la forma de gránulos cuya densidad les permite sedimentar en el digestor. La biomasa permanece en el reactor sin necesidad de soporte adicional (Márquez-Sánchez y Martínez-González, 2017). Las Figuras 2.3 y 2.4 presentan un esquema de ellos.

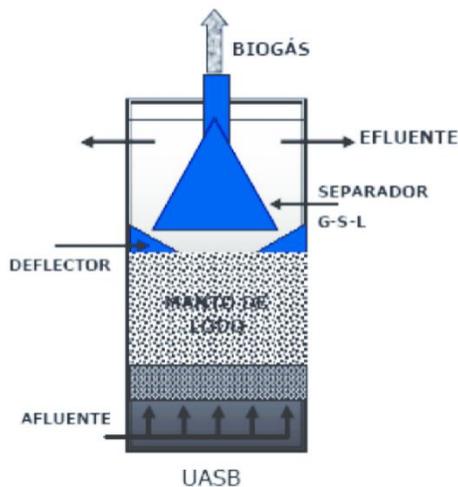


Fig. 2.3. Reactor tipo RALLFA estructura básica (Arango-Bedoya y Sanches-e-Sousa, 2009)

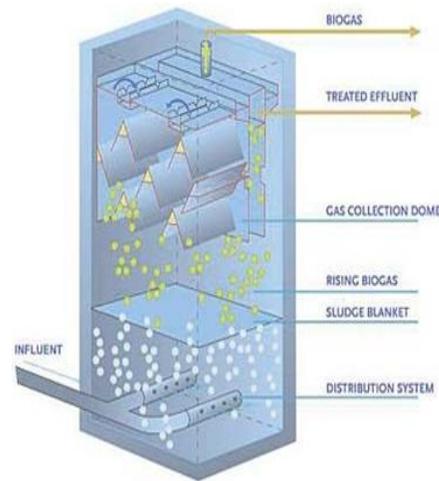


Fig. 2.4. Reactor tipo RALLFA estructura interna (Arango-Bedoya y Sanches-e-Sousa, 2009)

Cabe mencionar que se dejó a propósito el término “afluente” de la Figura 2.3 con respecto al inglés *influent* de la Figura 2.4, puesto que refleja un concepto equivocado, ya que afluente es, según el diccionario de la lengua española un término que viene del latín: *afluir* y *-nte*; lat. *affluens*, *-entis*. 1. adj. Que afluye. 2. adj. Abundante en palabras o expresiones. 3. m. Arroyo o río secundario que

desemboca o desagua en otro principal (RAE, 2018a), por lo que no traduce fielmente el término que aparece en la Figura 2.4 de influente, ya que en dicho diccionario solamente aparece efluente de manera correcta: Del ant. part. act. de *efluir*. 1. m. Líquido que procede de una planta industrial (RAE, 2018b). Influyente lo define dicho diccionario: Del ant. part. act. de *influir*; lat. *influens, -entis*. 1. adj. [influyente](#) (RAE, 2018c), cuando debieran estos tres términos venir de *fluere*, fluir con los prefijos in, a, e, para entrada, unión con otra corriente y salida, respectivamente: Del lat. *fluere*. Conjug. c. *construir*. 1. intr. Dicho de un líquido o de un gas: [correr](#). 2. intr. Dicho de una idea o de una palabra: Brotar con facilidad de la mente o de la boca (RAE, 2018d). Esto indica que los miembros de la Academia que se hacen cargo de incorporar nuevos términos especialmente de la lengua reinante en la tecnología y la ciencia, que es el inglés, especialmente considerando que los tecnólogos y científicos cuya lengua materna es el inglés, en general, cuidan el origen de las palabras tomándolas del latín o el griego, requieren de más asesores técnicos y científicos que cuiden en nuestra lengua, que es romance.³

Estos reactores constan de 3 partes principales:

- Sistema hidráulico
- Lecho de lodos y
- La cámara superior de acumulación de gas.

En este proceso, el fluido que se quiere tratar se introduce por la parte inferior del reactor. Este fluye en sentido ascendente a través de un manto o lecho de lodos. El tratamiento se produce al entrar en contacto el agua residual y el lodo microbiológico. Los gases producidos en condiciones anaerobias (principalmente metano y dióxido de carbono) provocan una circulación interior, que colabora en la formación y mantenimiento de los gránulos. Parte del gas generado dentro del manto de lodos se adhiere a las partículas biológicas. Tanto el gas libre como las partículas a las que se ha adherido el gas, ascienden hacia la parte superior del

³ Nota de la supervisora técnica

reactor. Allí se produce la liberación del gas adherido a las partículas, al entrar éstas en contacto con unos deflectores desgasificadores. Las partículas desgasificadas suelen volver a caer hasta la superficie del manto de lodo. El gas libre y el gas liberado de las partículas se capturan en la campaña de recolección instalada en la parte superior del reactor. El líquido, que contiene algunos sólidos residuales y algunos de los gránulos biológicos, se conduce a una cámara de sedimentación, donde se separan los sólidos residuales. Los sólidos separados se conducen a la superficie del manto de lodo a través del sistema de deflectores y finalmente el líquido tratado (efluente) sale por la parte superior (Lorenzo y Obaya, 2006).

2.5.1. Degradación anaerobia

La degradación anaerobia ha sido descrita como un proceso de múltiples fases o subprocesos donde se llevan a cabo un grupo de reacciones en serie y en paralelo. En la Fig. 2.5 Se muestra un diagrama esquemático muy simplificado derivado del que originalmente propusieron en 1978 Kaspar y Wuhrmann y que ha ido siendo modificado a lo largo de los años por muchos autores para entender de manera sencilla los complejos mecanismos de degradación de sustancias de alta masa molar a metano y CO₂ (Adekunle y Okolie, 2015; Al Seadi, 1991; Gujer y Zehnder, 1983; Kaspar y Wuhrmann, 1978; Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

En esa Figura 2.5 puede observarse algo adicional, que es la presencia de sulfatos. Cuando esto ocurre, los microorganismos sulfatorreductores, MSR, toman el acetato y el hidrógeno para producir ácido sulfhídrico y CO₂.

Por ello, cuando el propósito es producir metano, se busca tener organismos que formen sulfuros en forma sólida que queden dentro del reactor y que el biogás contenga la menor cantidad posible de ácido sulfhídrico ya que es muy corrosivo y tóxico (Castro-González, 2004; Espinosa-González, 2015; Rodríguez-Rivera, 1993). Por otro lado, cuando el propósito es transformar completamente los

sulfatos a sulfuros, es necesario también estudiar las condiciones de operación que privilegien esta biotransformación. En el siguiente inciso se verá esto con más detalle.

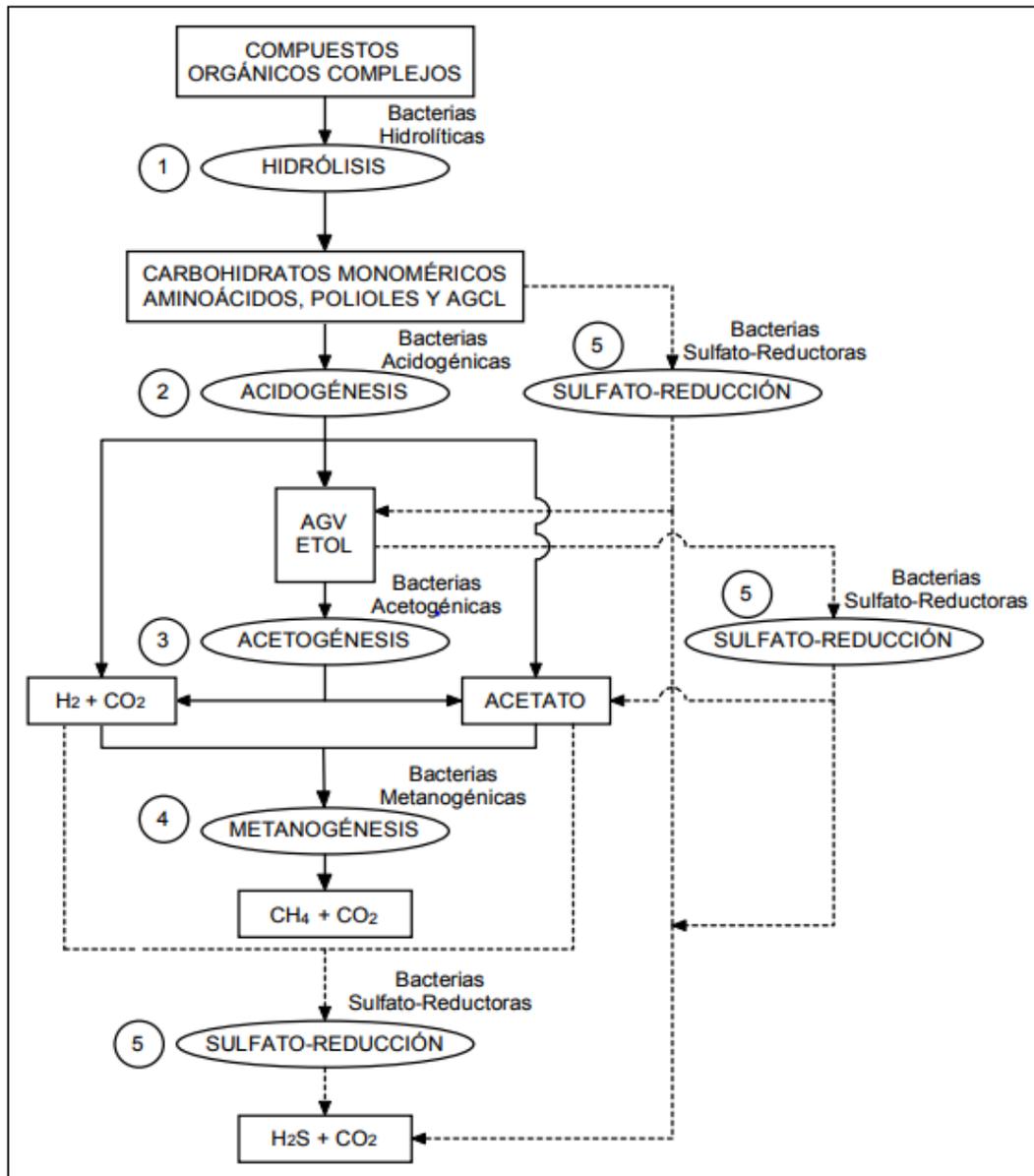


Fig. 2.5. Degradación anaerobia en presencia de sulfatos
 (AGCL = Ácidos grasos de cadena larga; AGV = Ácidos grasos volátiles; ETOL = Etanol)
 [Adaptada de Lopes (2007) y Bijmans (2008) por Valenzuela (2011)]

La hidrólisis es, el primer paso necesario para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos. Cualquier sustrato se compone de los tres tipos

básicos de macromoléculas: carbohidratos, lípidos y proteínas (Adekunle y Okolie, 2015; Al Seadi, 1991; Castro-González, 2004; Espinosa-González, 2015; Gujer y Zehnder, 1983; Kaspar y Wuhrmann, 1978; Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991; Rodríguez-Rivera, 1993).

La hidrólisis incluye dos procesos, la solubilización del material particulado insoluble y la descomposición biológica de polímeros orgánicos a monómeros o dímeros, los cuales pasan a través de la membrana celular. La etapa hidrolítica puede ser la etapa limitante de la velocidad del proceso global, si el sustrato cuenta con un alto contenido en sólidos. Incluso en casos donde la fase acidogénica o metanogénica son consideradas como pasos limitantes, la hidrólisis puede afectar el conjunto del proceso. Este paso es llevado a cabo por microorganismos anaerobios estrictos como bacteroides, clostridium y bacterias facultativas como *estreptococcus* (Rincón-Acelas, 2008).

En la acidogénesis los monómeros producidos en la fase hidrolítica se degradan en ácidos orgánicos de cadena corta como ácido butírico, propiónico, acético, hidrógeno y dióxido de carbono (Arango y Sánchez, 2009). En general, durante esta fase, glúcidos simples, ácidos grasos y aminoácidos son convertidos en ácidos orgánicos y alcoholes (Adekunle y Okolie, 2015, Al Seadi, 2001).

En la acetogénesis los productos obtenidos en la acidogénesis se consumen como sustratos para los demás microorganismos y son convertidos en ácido acético, hidrógeno y CO₂.

La última etapa es la metanogénesis, en la que intervienen un grupo de microorganismos conocidos como metanogénicos, los cuales a su vez se subdividen en dos grupos de bacterias metanogénicas, las denominadas acetoclásticas y las hidrogenófilas (CONAGUA, 2018). Las bacterias acetoclásticas convierten el ácido acético en dióxido de carbono y metano. Éstas se desarrollan muy lentamente e influyen apreciablemente en el pH del sistema por eliminación de ácido acético y formación de dióxido de carbono (Campos,

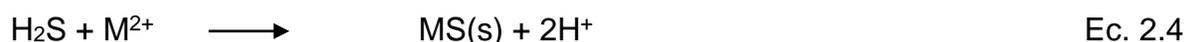
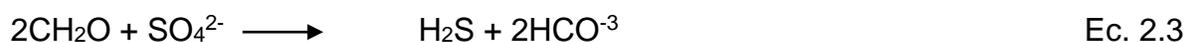
2001). Las bacterias metanogénicas que utilizan hidrógeno (hidrogenotróficas) actúan convirtiendo el hidrógeno y el dióxido de carbono a metano. Éstas controlan el potencial redox de los procesos de conversión, en la degradación anaerobia (Gujer y Zehnder, 1983).

Como se mencionó arriba, el grupo de microorganismos llamados sulfato-reductores (MSR) llevan a cabo la sulfato-reducción en la presencia de sulfatos usando como fuentes de energía los ácidos grasos volátiles y otras moléculas. En esta etapa ocurren las reacciones de oxidación de ácidos grasos volátiles con más de dos átomos de carbono, así como la oxidación de acetato por los microorganismos sulfato-reductores acetotróficos y de hidrógeno por bacterias sulfato-reductoras hidrogenotróficas (Visser, 1995). A continuación, se describen con más detalle.

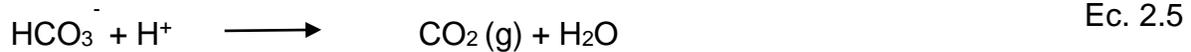
2.5.2. Microorganismos sulfato reductores (MSR)

Los microorganismos sulfato-reductores (MSR) son microorganismos anaerobios obligados, metabólicamente versátiles provenientes de varias familias y diferentes géneros. Utilizan sulfatos u otros compuestos oxidados de azufre como aceptores finales de electrones (agenteoxidante) para la producción de H₂S. Pueden proliferar de forma heterotrófica usando moléculas orgánicas de baja masa molar y de manera autotrófica usando hidrógeno y dióxido de carbono (Lens y Kuenen, 2001; Nagpal y *col.*, 2000).

Las reacciones químicas que se llevan a cabo en un sistema que contenga MSR, ha sido descrito según las siguientes reacciones presentadas en la Ec. 2.3 y 2.4 (Castro-González, 2004):



Por otra parte, la alcalinidad producida aumenta el pH de las aguas residuales, reacción que se explica en la Ec. 2.5. (Gallegos-García y col., 2009):



Como resultado de estas reacciones se puede ver mejorada la calidad del agua con:

- Producción de SH^- que reacciona con los metales disueltos para formar sulfuros metálicos insolubles haciendo que se separen del líquido
- Elevación del pH debido a la producción de bicarbonato como consecuencia de la oxidación de los nutrientes orgánicos
- Un efecto neutralizador del pH es apreciado porque los iones hidronios son consumidos por la reducción del sulfato (Ríos- Vázquez, 2009).

Los microorganismos sulfato-reductores son clasificados con base en su capacidad para degradar la materia orgánica en forma parcial o total. De acuerdo con esta propiedad pueden ser divididos en dos grupos principales:

a) Oxidantes incompletos del sustrato, que generan acetato como producto final. Estos microorganismos utilizan lactato, piruvato, etanol y ciertos ácidos grasos como fuente de carbono y energía para reducir el sulfato a sulfuro. Bajo condiciones ideales tienen una velocidad de reproducción mucho más rápida que los organismos oxidantes completos y pueden lograr tiempos de duplicación de 3 a 4 horas, si son alimentados con los sustratos que favorecen esta reacción, como hidrógeno y lactato. El grupo está constituido por géneros como *Desulfovibrio*, *Desulfomonas*, *Desulfotomaculum*, *Desulfobulbus* y *Thermodesulfobacterium* (Nagpal y col., 2000; Visser, 1995; Widdel, 1988)

b) Los microorganismos oxidantes completos del sustrato a dióxido de carbono y sulfuro. Estos géneros utilizan ácidos grasos, especialmente acetato. Tienen un crecimiento, más bien proliferación o reproducción, muy lento, frecuentemente con

tiempos de duplicación mayores a 20 horas. El grupo está compuesto por *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfonema* y *Desulfobacterium* (Nagpal y col., 2000; Visser, 1995; Widdel, 1988).

2.5.3. Parámetros fisicoquímicos de seguimiento de un RALLFA

Durante el arranque y operación de los reactores anaerobios se recomienda el seguimiento de algunos parámetros fisicoquímicos y el uso de herramientas que permitan evaluar su desempeño. Según Torres y Pérez (2010), el seguimiento de los sistemas anaerobios puede agruparse en tres tipos:

- Parámetros de medición de eficiencia: buscan establecer el comportamiento de la unidad y su desempeño frente a las especificaciones de diseño. Se realiza la medición de parámetros como sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (BDO), organismos patógenos y la conversión de sulfatos a sulfuros
- Parámetros de medición de estabilidad: tienen como objetivo evaluar la prevalencia de la acidogénesis sobre la metanogénesis que pudiera ocasionar la acidificación del sistema. Consiste en la medición de pH, ácidos grasos volátiles (AGV), alcalinidad total (AT) y parcial (AP), ambas debidas a los AGV, índices de alcalinidad (IA) debidos a los AGV también (IA/AP e IA/AT) y composición del biogás (incremento del CO₂)
- Parámetros de medición de cantidad y calidad del lodo anaerobio (biomasa anaerobia que conforma el lecho o manto de lodos): consisten en evaluar sólidos totales (ST) y sólidos volátiles totales (SVT) como características cuantitativas del lodo y evaluar los aspectos cualitativos con herramientas como la actividad metanogénica específica (AME), ensayos de índice volumétrico de lodos (IVL), velocidad de sedimentación (VS) y granulometría.

Estos parámetros están relacionados ya sea con el agua residual, con el lodo (biomasa activa y sólidos inorgánicos como los sulfuros metálicos que llegan a

precipitarse), con el reactor, con el contacto del influente sujeto a biotransformación por el lodo y por la forma como esté distribuido en el interior del reactor (Dávalos-Navarro y Tuny-Rojas, 2011).

En la Tabla 2.2 se muestra un resumen de la importancia individual de los parámetros a seguir durante este proyecto ya que con ellos se podrá caracterizar químicamente el efluente proveniente del proceso de flotación de una planta minera sometido a un tratamiento biológico mediante un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) a escala de laboratorio. En ella se muestran algunos de los parámetros que se emplearán para realizar el seguimiento del RALLFA.

Tabla 2.2. Importancia de los parámetros de seguimiento (Castro-González, 2004; CONAGUA, 2018; Dávalos-Navarro y Tuny-Rojas, 2011; Pérez y Torres, 2011).

Parámetro	Importancia en el seguimiento el RALLFA
Temperatura	Es una de las variables que más influyen en el proceso, ya que su eficacia decrece por debajo de 15°C y la 'biotransformación' ocurre fundamentalmente por una separación física. Por encima de 15°C la biodegradación se incrementa. La temperatura afecta la actividad de los microorganismos, determina la cantidad de energía neta producida e influye en la relación pH-alcalinidad. Se han hecho estudios y las temperaturas por arriba de 35°C son excelentes para las arqueas y bacterias que proliferan en estos reactores
Potencial de hidrógeno, pH	La estabilidad del pH en el reactor anaerobio es muy importante, porque la actividad metanogénica y, en general, la de todos los microorganismos anaerobios de interés, es altamente vulnerable a los cambios de pH comparado con las demás poblaciones presentes. Si está por debajo de 6.3 o por encima de 7.8 su eficiencia disminuye considerablemente
Alcalinidad	Cuantifica la capacidad del agua residual de neutralizar ácidos. Se mide en mg de CaCO ₃ /L. Se ha demostrado que cuando la relación entre las mediciones de ácidos grasos volátiles (AGV) y la alcalinidad del medio supera el intervalo de 0.3-0.4 es un indicador de fallo inminente en el sistema de degradación anaerobia
Demanda química de oxígeno	Es una medida indirecta de la materia disuelta, coloidal y en suspensión en la muestra analizada del influente y el efluente. Se refiere a la cantidad de reactivo oxidante que puede oxidar químicamente en un medio ácido a esos

Parámetro	Importancia en el seguimiento el RALLFA
	materiales presentes en las muestras. Esta oxidación generalmente se realiza con un agente fuertemente oxidante en un medio ácido en caliente haciendo que todos los componentes se oxiden hasta convertirse en gases y se cuantifique cuánto compuesto oxidante se consumió en las reacciones con respecto a un blanco y se hace equivalente a la cantidad de estos materiales
Sulfuros	La presencia del aumento de sulfuros en el efluente indica estabilidad en el reactor y mayor conversión de sulfatos a sulfuros en el medio acuoso ya que no es deseable que se transformen en ácido sulfhídrico gaseoso
Nitrógeno amoniacal	El nitrógeno amoniacal en concentraciones mayores de 1500 mg/L inhibe el proceso anaerobio. Cuando la concentración de nitrógeno amoniacal se encuentra entre 1500 y 3000 mg/L, se considera moderadamente inhibitoria para el proceso anaerobio. Con concentraciones mayores a 3000 mg/L se presenta una inhibición muy alta
Sólidos	Los sólidos volátiles son el elemento más importante para el control del proceso. En el tratamiento de lodos por proceso anaerobio, la carga volumétrica es definida como la masa de sólidos volátiles adicionados al reactor. Se recomienda inocular en el reactor suficientes cantidades de lodo anaerobio (de 4 a 10 por ciento con una concentración de 40 a 100 g/L de ST) para que funcione adecuadamente
AGV	Los ácidos grasos volátiles (AGV) son producidos por la etapa de hidrólisis acetogénica de sustancias orgánicas complejas (Figura 2.5). Un incremento en la producción de estos puede ocasionar desequilibrio de los reactores anaerobios ya que el pH se reduce a valores muy ácidos. Lo anterior tiene efecto directo sobre la actividad metanogénicas y, en general, el buen desempeño del RALLFA, por lo que es necesario controlar su concentración durante la operación. Un intervalo aceptable de AGV es de 50 a 300 mg/L. Valores por debajo de 500 mg/L suelen indicar buena degradación

Capítulo III

Metodología

3.1. Muestra de agua de proceso

El agua proveniente del proceso de flotación que se estudiará es transportada por el personal de la mina cooperante, localizada en el municipio de Zacazonapan, Estado de México, a los Laboratorios 301, 302 y 303 del Conjunto E de la Facultad de Química, sin refrigeración. Una vez en los Laboratorios se mantiene en refrigeración a 4°C hasta su uso. Llega en contenedores de plástico de 19 litros de capacidad.

3.2. Reactor

El reactor empleado en el tratamiento está construido de vidrio, con un diámetro externo de 120mm y una altura de 300mm, posee un volumen de 2.2. L y un volumen útil de 1.9 L. En la parte central del reactor está ubicado un serpentín para mantener condiciones isotérmicas de trabajo (28°C). Además, tiene un separador de fases líquido-sólido-gas, conocido como campana, ubicado en la parte superior del mismo. El sistema cuenta 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 (Ojeda-Berra, 2008; Poblete-Mier, 2015; Ríos-Vázquez, 2009).

3.3. Operación y estabilización del RALLFA

Durante las 40 semanas de investigación se llevó a cabo una alimentación en forma de lotes. Diariamente eran introducidos mediante una bomba peristáltica 150 mL de solución como se aprecia en la Figura 3.2. Esta alimentación fue variando según el periodo en que se encontraba el sistema, con el fin de lograr la estabilización del reactor para obtener los mayores rendimientos de transformación de los sulfatos a sulfuros. La Tabla 3.1 presenta la alimentación correspondiente a cada uno de los periodos en los que se dividió la investigación.

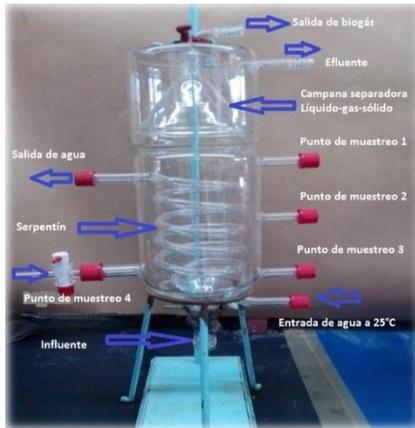


Fig. 3.1. Reactor tipo RALLFA (Poblete-Mier, 2015)



Fig. 3.2. Alimentación del RALLFA (Poblete-Mier, 2015)

Tabla 3.1 Condiciones de alimentación del reactor RALLFA durante los 10 periodos de investigación

Periodo	Semana	NaHCO ₃ (g)	Agua de proceso, AP (mL)	Medio de cultivo general (mL)	Vinaza (mL)	ARS (mL)	Ácido láctico (mL)	Alimentación (mL)
1	1 -11	0.125g	150					≅150
2	12	N/A	0	150				≅150
3	13-14	N/A	75	75				≅150
4	15-20	N/A	150					≅150
5	21	1g	140.5		9.5			≅150
6	22	0.25g	150					≅150
7	23-30	N/A	145.13			4.87		≅150
8	31-35	N/A	75			75		≅150
9	36-38	0.25g	112.5			37.5		≅150
10	39-40	1.5g	149				1	≅150

ARS=Agua Residual Sintética

Para la alimentación en los periodos 2 y 3 se preparó un medio de cultivo general (medio sintético), propuesto por Vergara-Salgado (2012) cuya composición se encuentra desglosada en la Tabla 3.2. Es un medio de cultivo específico para los microorganismos sulfato reductores (MSR). Cabe mencionar que no se pudo preparar el medio de cultivo por completo debido a la falta de ácido bromoetano

sulfónico, reactivo que sirve para inhibir a las arqueas metanogénicas. La fuente de carbono de este medio general es el ácido láctico. Durante el periodo 4 al 6 el sistema fue alimentado con agua proveniente del proceso de flotación de la mina cooperante. En el periodo 7 se preparó un litro de agua residual sintética (ARS₁), tomando como base valores intermedios de agua residual doméstica cruda (Tabla 3.3), cuyo contenido de nitrógeno total es de 40 mg-N L⁻¹, fósforo total de 8 mg-P L⁻¹, sulfatos de 30 mg-SO₄ L⁻¹, dando una DQO total de 637 mg-O₂ L⁻¹. Para obtener dichas concentraciones, al agua de la red de suministro de agua potable se le adicionaron sacarosa (C₁₂H₂₂O₁₁) como fuente de carbono, sulfato de amonio (NH₄)₂SO₄ como fuente de nitrógeno y sulfatos y fosfato monobásico de potasio (KH₂PO₄) como fuente de potasio y fósforo. Además, se utilizó sulfato de sodio (Na₂SO₄) para homogeneizar las cantidades de fósforo entre los distintos niveles de potasio.

Tabla 3.2. Preparación del medio de cultivo general (Vergara-Salgado 2012)

Componente	Modo de preparación	Volumen
Solución mineral 1	6 g K ₂ HPO ₄ , aforar a 1 L con H ₂ O	50 mL
Solución mineral 2	6 g K ₂ HPO ₄ , 6 g (NH ₄) ₂ SO ₄ , 12 g NaCl, 2.6 g MgSO ₄ .7H ₂ O, 0.16 g CaCl ₂ .2H ₂ O, aforado a 1 L con H ₂ O	50 mL
Resarzurina (0.1%)	0.1 g de resarzurina aforado a 100 mL	1 mL
Solución de FeSO ₄ .7H ₂ O (2%)	20 g de FeSO ₄ .7H ₂ O aforado a 1L con H ₂ O	0.5 mL
Cisteína		0.5 g
Ácido láctico	Neutralizado con NaOH 6 N	8.5 mL

Tabla 3.3. Formulación para la preparación del ARS₁ (Orduña-Bustamante, 2012)

Reactivo	Cantidad utilizada (g)
C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁	7.13
(NH ₄) ₂ SO ₄	4.72
Na ₂ SO ₄	15.25
KH ₂ PO ₄	1.74
NaH ₂ PO ₄	8.00

Durante el periodo 8, se decidió aumentar la carga orgánica del influente, para lo cual se tomaron 500 mL del ARS₁ y se le adicionaron 10.29 g de sacarosa. Esta

segunda formulación se denominó agua residual sintética ARS₂. En el noveno periodo se preparó una nueva formulación de agua residual sintética, la cual se designó como ARS₃, utilizando la misma formulación de la ARS₁, a excepción de la cantidad de sacarosa, eligiendo usar 63g de sacarosa. En la Tabla 3.4 se muestran las diferencias en la cantidad de sacarosa para las tres diferentes formulaciones de ARS usadas en el transcurso de 16 semanas de experimentación.

Tabla 3.4. Diferencias entre las distintas preparaciones de ARS

Denominación	Sacarosa (g/L)
ARS ₁	7.130
ARS ₂	20.571
ARS ₃	63

3.4. Parámetros de seguimiento

Los parámetros de seguimiento en el reactor (mediciones al influente y efluente) indican la efectividad de la reducción biológica dentro del mismo. Dichos parámetros de seguimiento fueron: pH, temperatura, relación de alcalinidad (α), AGV, DQO soluble y cuantificación de sulfatos, sulfuros y nitratos. Para el seguimiento del reactor se utilizaron las normas mexicanas correspondientes al parámetro que se deseaba cuantificar. En la Tabla 3.5 se presenta un resumen de las principales normas a utilizar que coinciden con los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Tabla 3.5. Parámetros de seguimiento (López-Leriché, 2016)

Norma mexicana	Parámetro	Método usado
NMX-AA-007-SFCI-2013 (DOF, 2013b)	Temperatura	Medición directa
NMX-AA-008-SCFI-2011 (DOF, 2011c)	Determinación de pH	Electrométrico
NMX-AA-030-SCFI-2001 (DOF, 2001a)	Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas	Digestión ácida y colorimetría
NMX-AA-034-SFCI-2001 (DOF, 2001b)	Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y tratadas	Diferencia de masas, evaporación y calcinación
NMX-AA-036-SCFI-2001 (DOF, 2001c)	Determinación de alcalinidad	Valoración de la muestra
NMX-AA-074-1981 (DOF, 1981)	Determinación del ion sulfato	Turbidimetría, precipitación de sulfato de bario (BaSO ₄)
NMX-AA-079-SCFI-2001 (DOF, 2001d)	Determinación de nitratos	Método espectrofotométrico UV

Norma mexicana	Parámetro	Método usado
NMX-AA-084-1982(DOF,1982)	Determinación de sulfuros	Titulación iodo-métrico
NMX-AA-093-SFCI-2000 (DOF, 2000)	Conductividad eléctrica	Medición directa

3.4.1. Valores de pH, temperatura y conductividad eléctrica

El pH, la temperatura y la conductividad eléctrica son parámetros de fácil medición que brindan información rápida y certera de la estabilidad de un sistema. El pH es una determinación que expresa el grado de acidez o alcalinidad de una disolución. El pH fue originalmente definido por Sørensen en 1909, en términos de la concentración de iones hidrógeno como se muestra en la Ec. 3.1:

$$pH = -\lg\left(\frac{C_H}{C^0}\right) \quad \text{Ec. 3.1}$$

donde C_H es la concentración de iones hidrógeno en mol·dm³ y $C = 1 \text{ mol·dm}^3$ es la concentración estándar.

La temperatura es el potencial o grado calorífico referido a un cierto cuerpo. Las temperaturas elevadas en el agua pueden ser indicadores de actividad biológica, química y física, lo anterior tiene influencia en los tratamientos. El valor de temperatura es un criterio de calidad del agua para la protección de la vida acuática (DOF, 2013b).

La conductividad eléctrica es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones, de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura. La determinación de conductividad eléctrica es de gran importancia pues da una idea del grado de mineralización del agua natural, potable, residual, residual tratada, de proceso o bien del agua para ser usada en el laboratorio en análisis de rutina o para trabajos de investigación.

3.4.2. Relación de alcalinidad (α)

La alcalinidad se define como la capacidad del agua para neutralizar ácidos o

aceptar protones. Esta representa la suma de las bases que pueden ser tituladas en una muestra de agua. Dado que la alcalinidad de aguas superficiales está determinada generalmente por el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, ésta se toma como un indicador de dichas especies iónicas.

3.4.3. Ácidos grasos volátiles (AGV)

Los AGV son productos intermediarios del proceso anaerobio y su concentración en el efluente puede ayudar a determinar la extensión de dicha degradación (Castro-González y Durán-de-Bazúa, 2001, 2002). Corresponden al producto de la etapa acidogénica y, a su vez, son sustrato de la etapa acetogénica (Figura 2.5 el capítulo anterior). Además, el 15% del metano producido durante la degradación metabólica de macromoléculas orgánicas proviene de los AGV. Si los AGV están presentes en altas concentraciones pueden causar estrés microbiano, por lo que la concentración de AGV es un factor importante en la operación de un reactor anaerobio.

3.4.4. Demanda química de oxígeno (DQO)

Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO), la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte (DOF, 2001a). Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en mg O₂/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. Sin embargo, puede haber interferencias debido a que haya sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas (sulfuros, sulfitos, yoduros, etc.) (Winkler,2000).

3.4.5. Nitratos (NO_3^-)

El nitrato es un compuesto inorgánico compuesto por un átomo de nitrógeno (N) y tres átomos de oxígeno (O); el símbolo químico del nitrato es NO_3^- . Es un parámetro de seguimiento para cualquier sistema anaerobio.

3.4.6. Sulfuros (S^{2-})

Los sulfuros son combinaciones de compuestos que se encuentran formados por azufre, con un estado de oxidación 2-, junto con otro elemento químico o también, junto con un radical. Hay compuestos de azufre, de tipo covalente, que también se consideran sulfuros como es el caso del sulfuro de hidrógeno, siendo éste, uno de los compuestos más importantes de este tipo (Méndez, 2010). Este compuesto es un gas con olor a huevos podridos y es altamente tóxico. Pertenece también a la categoría de los ácidos, por lo que, en disolución acuosa, se le denomina ácido sulfhídrico. En la naturaleza, se forma en las zonas pantanosas y en el tratamiento de lodos de aguas residuales, mediante transformaciones anaerobias del azufre contenido en las proteínas o bien por reducción bacteriana de los sulfatos, como se espera que ocurra en este caso (Ríos-Vázquez, 2009).

3.4.7. Sulfatos (SO_4^{2-})

El contenido de sulfatos de las aguas naturales es muy variable y puede ir desde muy pocos miligramos por litro hasta cientos de miligramos por litros. Los sulfatos son las sales o los ésteres del ácido sulfúrico. Contienen como unidad común un átomo de azufre en el centro de un tetraedro formado por cuatro átomos de oxígeno del sulfato. Los sulfatos pueden tener su origen en que las aguas atraviesen terrenos ricos en yesos o a la contaminación con aguas residuales industriales (Ríos-Vázquez, 2009).

3.4.8. Sólidos

Los sólidos de una muestra de fluido para estudiarse se clasifican dependiendo de cómo se encuentren en ella. A continuación, se señalan los que se usaron en esta investigación.

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 consecuente secado en estufa de 103 a 105°C. 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).

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 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. Una vez restado el incremento debido a 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, aun 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 volátiles totales (SVT): 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 en CO₂ y otros gases (NO₂, SO₂, etc.). La concentración de sólidos volátiles se suele considerar como una medida aproximada del contenido materia orgánica y, en ciertos casos, de las concentraciones de sólidos biológicos, tales como arqueas, bacterias o protozoos. Los sólidos volátiles pueden determinarse sobre la muestra original, sobre la fracción suspendida o sobre la fracción filtrada.

3.5. Análisis estadísticos de los datos experimentales

Los datos experimentales fueron obtenidos del análisis de las muestras del influente (por duplicado) y el efluente (por triplicado) de cada uno de los parámetros de seguimiento. Se estudiaron estadísticamente usando la paquetería de cómputo Statgraphics de acuerdo con el instructivo incluido en las redes internacionales y se determinó si existe diferencia significativa entre los 10 periodos al 5%, tanto entre influentes como entre efluentes.

Capítulo IV

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos a partir de la metodología planteada en el capítulo anterior se muestran a continuación. Las Tablas con todos los datos experimentales obtenidos se encuentran en la parte de Anexos (2 al 9). Con los resultados obtenidos del seguimiento puntual de pH, conductividad, temperatura, DQO, nitratos, AGV, sulfatos y sulfuros. Además, se analizó la operación y estabilidad del reactor, así como su capacidad para alcanzar los objetivos planteados con anterioridad. Para alcanzar la estabilización, el reactor fue alimentado con diversos sustratos y, además, en algunas ocasiones se le añadió bicarbonato de sodio (NaHCO_3) a los 150 mL del influente hasta alcanzar un pH neutro o cercano a 7.

4.1. Caracterización del agua de proceso

Como parte de la metodología dentro de paso de la muestra de agua de proceso se realizó la caracterización del agua proveniente del proceso de flotación, previamente almacenada a 4°C en los contenedores de 19 litros, dando como resultados los valores que se presentan a continuación en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1. Caracterización del agua del proceso de flotación en estudio

Caracterización del agua de proceso		
Parámetros	Valor promedio	Unidades
Valor de pH	2.2±0.1	
Conductividad eléctrica	13.36±0.87	μS/cm
Temperatura (T)	22.4±1	°C
Sólidos totales (ST)	8198± 390	mg/L
Sólidos totales volátiles (STV)	1637±153	mg/L
Sólidos totales fijos (STF)	7231 ±350	mg/L
Sólidos suspendidos totales (SST)	1052± 302	mg/L
Sólidos disueltos totales (SDT)	8111± 654	mg/L
Demanda química de oxígeno (DQO)	131.8±53	mg/L
Sulfatos (SO_4^{2-})	4871±234	mg/L
Sulfuros (S^{2-})	0.355±.105	mg/L
Nitratos (NO_3^-)	4.409±.497	mg/L

4.2. Criterios y discusión de la alimentación del RALLFA

A lo largo de toda la experimentación se realizaron algunas variaciones en las condiciones de alimentación debido al comportamiento que fue presentando el reactor durante la experimentación, se tomaron en cuenta criterios propuestos por las literaturas o buscando hacer más eficiente el proceso.

La primera alimentación se realizó bajo la premisa de que el agua proveniente del proceso de flotación de la mina era un sustrato capaz de proveer la materia orgánica necesaria, para que las bacterias sulfato reductoras realicen la conversión de sulfatos a sulfuros, considerando que la caracterización de la muestra arrojó que la DQO es de 131.8 ± 53 mg/L. Sin embargo, a lo largo de la experimentación se demostró que era necesario aumentar el material carbonoso para la obtención de mejores resultados. En la alimentación con agua de proceso del 4 periodo se presenta muy buenos resultados en los parámetros analizados, no obstante, esto se debió a que previamente había sido alimentado con un medio nutritivo para las BSR. Finalmente, durante el periodo 6 se utiliza nuevamente esta alimentación, pero como mecanismo de purificación del reactor por la alimentación que se realizó con un porcentaje de vinaza durante el periodo 5.

La alimentación del medio de cultivo general es una medida para estabilizar el reactor después de presentar una acidificación a causa del pH del agua de proceso alimentada en el primer periodo y de la falta de material carbonoso necesario para que las bacterias sulfato-reductoras proliferen y puedan autorregular el pH. Esta alimentación es suspendida debido a que es una opción que no es viable hablando económicamente, si bien muestra buenos resultados debido a que es un medio que favorece la proliferación de las bacterias sulfato-reductoras y mantiene el pH estable, genera un aumento considerable en los costos por la cantidad de reactivo necesarios para su preparación, por lo cual, este método de tratamiento perdería una de sus principales ventajas ante otros métodos.

Después de dilucidar la necesidad de una nueva fuente de carbono se implementa la alimentación de un residuo industrial, proveniente de los ingenios azucareros-alcoholeros “vinazas” las cuales son muy ricas en materia orgánica, lamentablemente esta alimentación no fue exitosa por la generación de color en el efluente del tratamiento, esto debido a la presencia de polifenoles los cuales además son muy difíciles de degradar. Aunque la precipitación de los sulfuros era evidente, la remoción de los sulfatos no se hacía presente debido a que la vinaza contenía grandes cantidades de sulfatos. Otro aspecto interesante del por qué el uso de la vinaza no fue exitoso, es debido a que provocaban dentro del reactor, una mayor competencia entre las bacterias sulfato-reductoras con las bacterias metano- génicas. Si este procedimiento proporcionara buenos resultados, habría permitido resolver dos problemas ambientales en un mismo proceso de tratamiento.

Tras la visita realizada en enero del 2018 a la planta minera cooperante, se pudo observar que existe una comunidad aledaña a la planta minera, y con base en el mismo principio, de usar un residuo para alimentar al reactor RALLFA, durante el periodo 7 se procedió a alimentar con un agua residual sintética, buscando con esto, aprovechar la carga orgánica presente en las aguas residuales de la comunidad aledaña y a su vez proporcionar un tratamiento biológico.

Sin embargo, a pesar de que este tipo de alimentación fue bastante efectivo con la remoción de la DQO los resultados de conversión de sulfuros llegaron a ser aceptables, pero no exactamente los deseados. En el periodo 8 y 9 se cambia la composición del agua residual aumentando la carga orgánica esperando que esta variación fuera significativa para alcanzar mejores resultados en la conversión.

Al no conseguir una variación significativa en el periodo 10 se opta por alimentar el reactor con ácido láctico, como presenta Sánchez-Andrea en 2014 basada en el criterio de espontaneidad de la reacción dado por la $\Delta G^{\circ}_{pH=7}$ el cual como se

puede ver en la Tabla 4.2 es más favorecedor para el lactato con un ΔG° de -89 kJ/mol.

Tabla 4.2. Estequiometría de la reacción de sulfato-reducción utilizando como compuestos orgánicos representativos acetato y lactato (Sánchez-Andrea, 2014)

Fuente de carbono	Reacción	ΔG°
Acetato	$C_2H_3O_2 + SO_4^{2-} \rightarrow 2HCO_3 + HS$	-48kJ/mol
Lactato	$2 C_3H_5O_3 + 2HCO_3 \rightarrow$	-89 kJ/mol

Esta última alimentación resultó ser la más efectiva ya que fue la que presentó los mayores niveles de conversión de sulfatos a sulfuros.

4.3. Seguimiento del pH

El pH se midió diariamente, empleando un potenciómetro HANNA modelo HI 4522. En la Figura 4.1, se observa el comportamiento del pH en el efluente en el RALLFA durante las 40 semanas de investigación, El pH óptimo de los microorganismos sulfato reductores (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. Por esta razón, fue necesario buscar que el valor de pH del reactor se mantuviera estable.

En la Figura 4.1, se observa que en la primera semana de experimentación el reactor presentó un pH de 7.360 ± 0.176 . Sin embargo, se notó que a causa de la alimentación basada únicamente en agua de proceso el pH del efluente fue disminuyendo gradualmente hasta la semana 8 donde presenta un valor de 5.972 ± 0.360 . Al alcanzar estas condiciones poco favorables para los MSR, el reactor se acidificó abruptamente y llegó a un mínimo de 2.988 ± 0.067 en la semana 10. En este periodo de alimentación que comprende de la semana 1 a la 11 el pH de influente se mantuvo constante con un valor de 2.279 ± 0.194 . En la semana 12 con la alimentación del medio de cultivo general el reactor comenzó a estabilizarse rápidamente haciéndose evidente en el incremento del valor del pH del efluente el cual alcanzó un valor de 5.320 ± 1.103 . En cuanto al valor del pH del

influyente también se notó un aumento debido a que el medio de cultivo general es una solución un poco menos ácida que el agua de proceso.

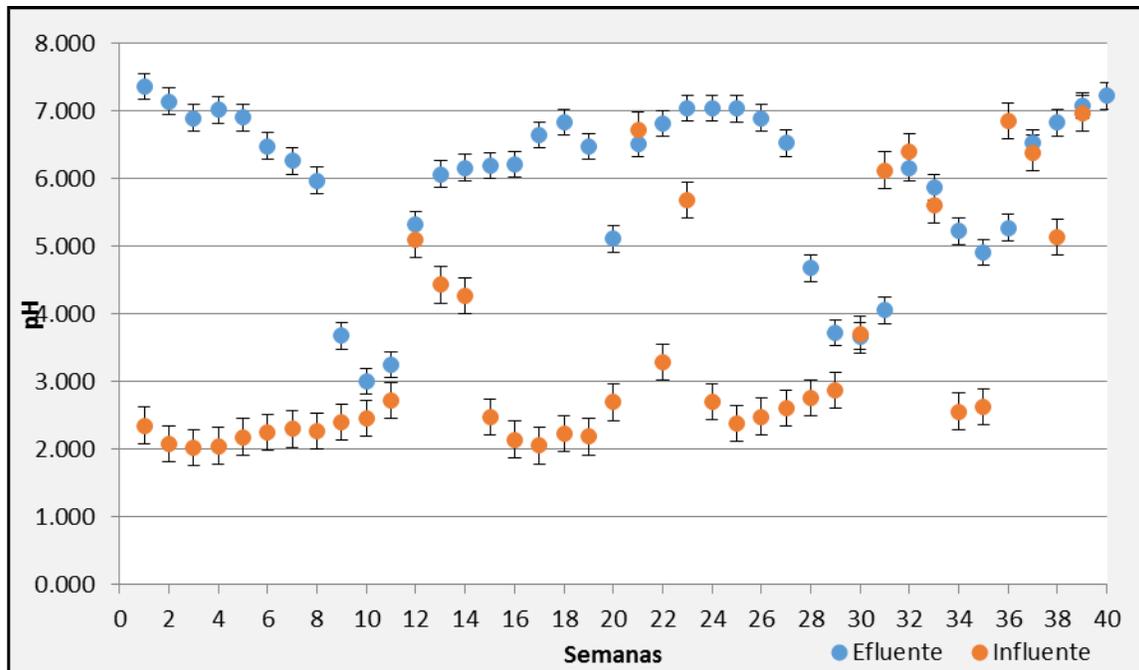


Fig. 4.1. Seguimiento de la determinación de pH durante las 40 semanas de experimentación

En el tercer periodo que comprende la semana 13 y 14, el pH del efluente alcanzó un valor de 6.112 ± 0.017 , suficiente para que los microorganismos pudieran desarrollarse y, además, se observó una tendencia de aumento.

Al entrar al cuarto periodo, el pH se mantuvo hasta la semana 18. Sin embargo, por la semana 19 comenzó a descender rápidamente por la falta de material carbonoso en el agua de proceso, como ya se había comentado. Por lo tanto, en la semana 20 cuando el valor del pH llegó a 5.108 ± 0.825 en el efluente, se cambió la alimentación para evitar otro fenómeno de acidificación como en el primer periodo.

Posteriormente, el RALLFA fue alimentado con vinaza y durante la semana 21 esto ayudó a incrementar el pH del efluente y, a su vez, provocó un pH de

6.520±0.072 para el influente. Este fue el valor más alto registrado durante la experimentación; sin embargo, aunque esta medida ayudó rápidamente a mantener el valor de pH, afectó negativamente a los demás parámetros estudiados. Por ello, en el periodo 6 se volvió a alimentar con agua de proceso para eliminar la vinaza que pudiera seguir en el interior del reactor.

En el periodo 7, el pH del efluente y del influente se volvió a desestabilizar, presentando un pH ácido de 3.144±1.028 para el influente, debido a que la alimentación era de 145.13 mL de agua de proceso y 4.87 de ARS₁, mientras que el efluente rondaba en un valor de 6.907±0.200. A finales de este periodo el pH del efluente descendió hasta 3.670±0.063. Para volver a estabilizar el pH se preparó el AR₂ con mayor cantidad de carga orgánica (sacarosa), alimentándose en una proporción de 1:1 logrando con esta medida subir el pH del efluente a 5.239±0.743. Aunque todavía el pH estaba por debajo del necesario para considerar estable al reactor y mantener controladas las concentraciones de AGV, se mantuvo la adición de fuente de carbono, aunque siempre tratando de contener con una sobrecarga en el sistema del sustrato orgánico.

Por ello, en el periodo 9 se preparó una nueva ARS₃ disminuyendo el porcentaje de alimentación. Con esta nueva alimentación el efluente alcanzó un pH de 6.208±0.671, más aceptable pero no el óptimo para las MSR.

Finalmente, en el último periodo, de las semanas 39 y 40, el valor de pH del efluente subió hasta 7.220±0.221, llegando al pH óptimo para la proliferación de las MSR y para la obtención de mejores resultados.

De la Tabla 4.3 (a, b, c) es posible observar que el valor de pH se descompone en 2 contribuciones (muestra y periodo), la contribución de cada factor se midió eliminando los efectos de los demás factores. Los valores-P probaron la significancia estadística de cada uno de los factores. Puesto que 2 valores-P fueron menores que 0.05, estos factores tienen un efecto estadísticamente

significativo sobre el valor de pH con un 95.0% de nivel de confianza. Además, en las Figuras 4.2 y 4.3, el análisis estadístico refleja que dentro de un mismo periodo no hubo diferencias significativas. Sin embargo, los valores siguieron una distribución normal.

Tabla 4.3. Análisis estadístico de los valores de pH					
Tabla 4. 3.a. Análisis de varianza para el valor de pH					
<i>Fuente</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
A: Periodos	247.662	9	27.518	16.51	0.0000
B: Muestra	531.178	1	531.178	318.75	0.0000

Tabla 4.3.b. Valor de pH por muestra					
<i>Fuente</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	532.65	1	532.65	232.75	0.0000
Intra grupos	855.906	374	2.28852		
Total (Corr.)	1388.56	375			

Tabla 4.3.c. Valor de pH por periodos					
<i>Fuente</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	249.133	9	27.6815	8.89	0.0000
Intra grupos	1139.42	366	3.11318		
Total (Corr.)	1388.56	375			

Gl= Grados de libertad

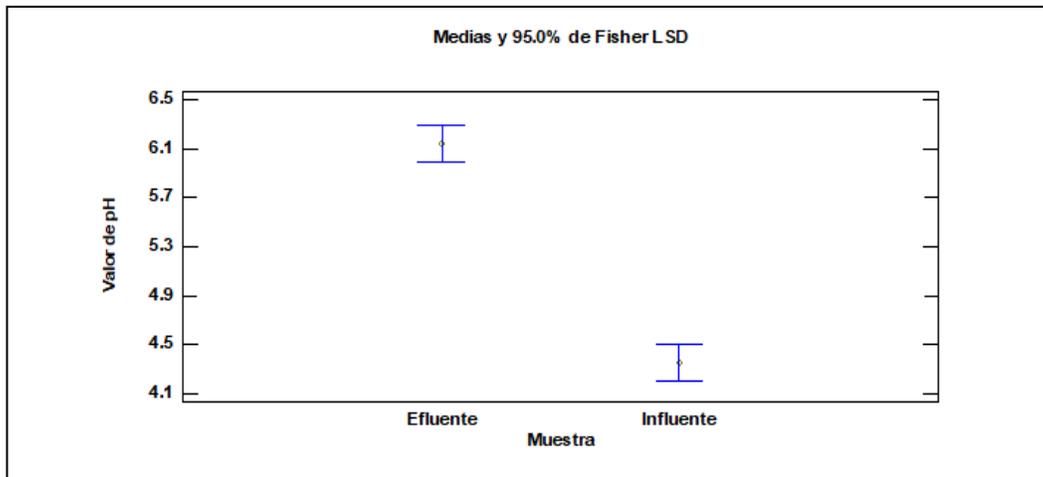


Fig. 4.2. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de pH en el Influyente y el efluente

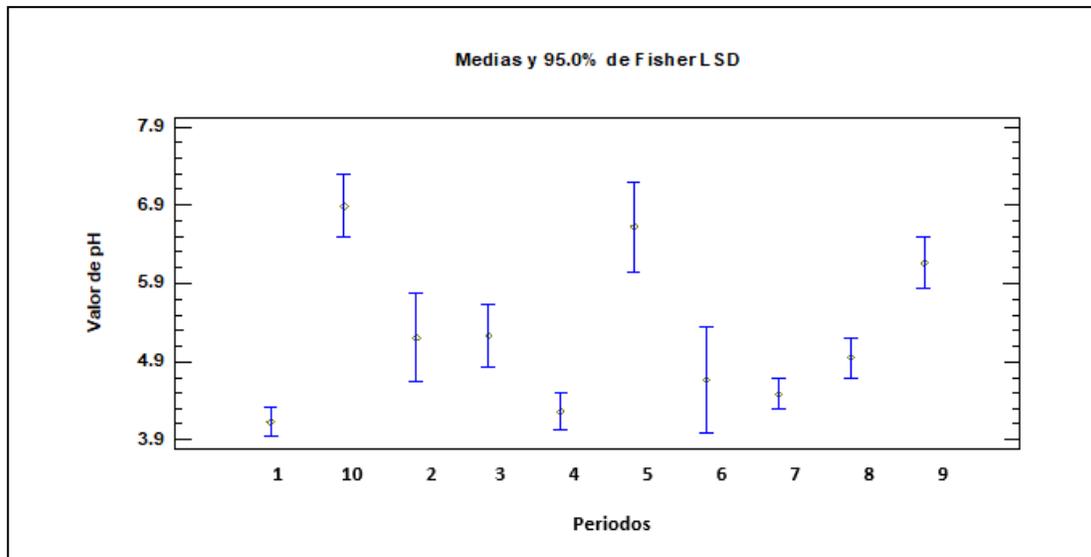


Fig. 4.3. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de pH por periodos

Sin embargo, entre periodos, el valor-P denota una significancia estadística. Esto mismo ocurre entre los influentes y los efluentes ya que se habla de muestras completamente diferentes después del tratamiento.

4.4. Seguimiento de temperatura y conductividad

4.4.1. Temperatura

La temperatura se convirtió en un factor importante de seguimiento debido a que las bacterias sulfato-reductoras utilizadas en el reactor son mesófilas y como menciona Sheoran y col en 2010 estas bacterias tienen temperaturas óptimas de proliferación que van de los 20 a los 40°C.

Como se observa en la Figura 4.4, durante toda la experimentación el efluente se mantuvo en este intervalo. Sin embargo, el influente en algunas ocasiones descendió por debajo de estos valores como se aprecia en las primeras semanas, esto a su vez ocasionó una ligera disminución en el efluente por lo cual en la semana 20 se tomó la iniciativa de aplicar calentamiento al influente, con el objetivo de que la alimentación tuviera una temperatura constante y evitarse fluctuaciones en el efluente como en las primeras semanas.

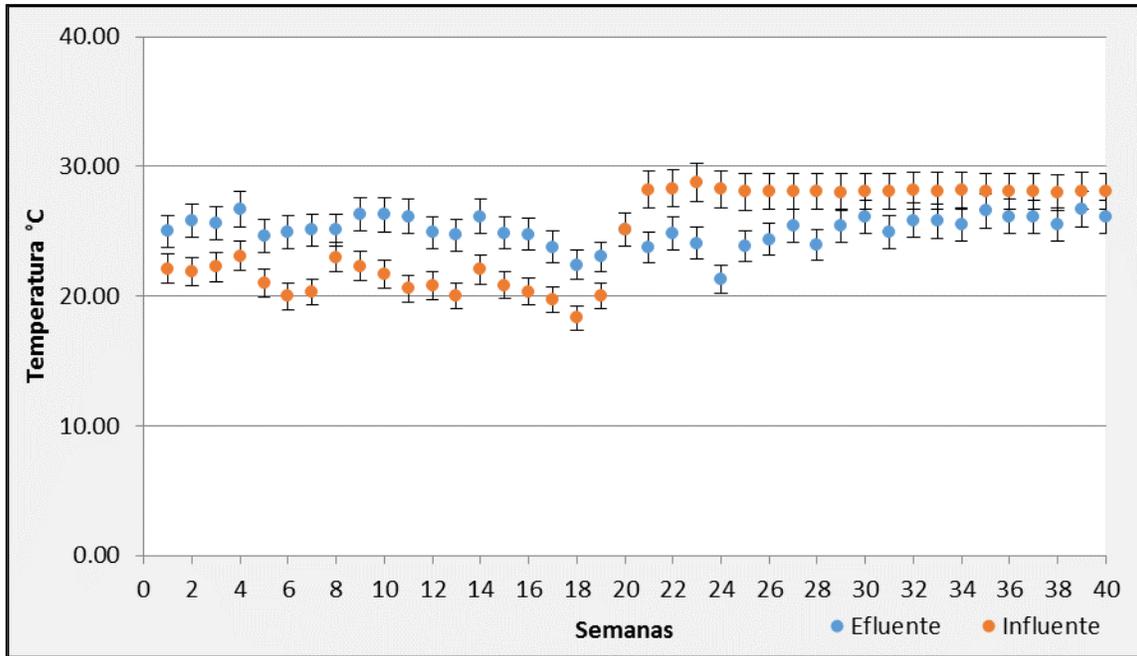


Fig. 4.4. Seguimiento de la determinación de temperatura durante las 40 semanas de experimentación

En general, se puede decir que la temperatura se mantuvo relativamente constante presentando un valor para el efluente 25.10 ± 1.16 y de 21.27 ± 1.48 para el influente antes del aplicar calentamiento y de 28.14 ± 0.17 después de aplicar calentamiento.

En la Tabla 4.4 el análisis estadístico de la temperatura proyecta que se descompone en 2 contribuciones (muestra y periodo). Puesto que en los periodos el valor-P fue menor que 0.05, este factor tiene un efecto estadísticamente significativo sobre valor de la temperatura con un 95.0% de nivel de confianza, mientras que en la relación influente-efluente no se observó diferencia estadísticamente significativa.

En la Figura 4.6 se puede observar cómo las temperaturas a lo largo de los periodos presentaron diferencias estadísticamente significativas debido a que a partir del periodo 5 se comenzó a aplicar calentamiento, mientras que en la Figura 4.5, la comparación de efluente con influente no presentó un cambio significativo.

Tabla 4.4. Análisis estadístico de los valores de temperatura

Tabla 4.4.a. Análisis de varianza para el valor de temperatura

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-P
A: Muestra	4.93443	1	4.93443	0.93	0.3355
B: Periodos	1250.62	9	138.958	26.19	0.0000

Tabla 4.3.b. Valor de temperatura por muestra

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	4.51028	1	4.51028	0.53	0.4676
Intra grupos	3181.71	373	8.53005		
Total (Corr.)	3186.22	374			

Tabla 4.3.c. Valor de temperatura por periodos

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1250.2	9	138.911	26.19	0.0000
Intra grupos	1936.02	365	5.30417		
Total (Corr.)	3186.22	374			

Gl= Grados de libertad

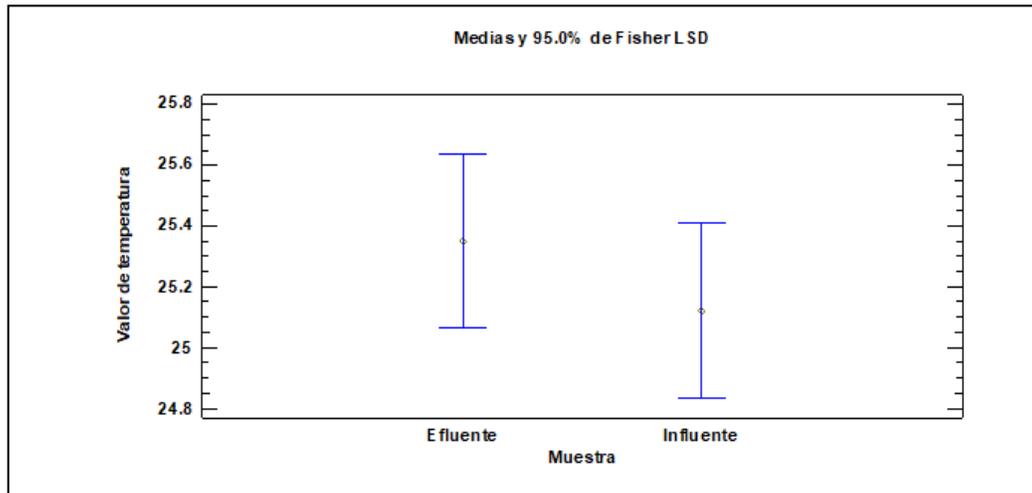


Fig. 4.5. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de temperatura en el influente y el efluente

4.4.2. Conductividad eléctrica

La conductividad es otra medida que se mantiene relativamente constante, esta ayuda a analizar la concentración de sales disueltas en el sustrato.

En la Figura 4.7. Se observa que la conductividad eléctrica del influente fue mayor que la del efluente debido a la presencia de sales y metales presentes en el agua proveniente del proceso de flotación de la planta minera. Además, en el influente se observó que fue drásticamente afectado con la adición de NaHCO_3 utilizado para alcanzar un valor cercano o igual a 7.

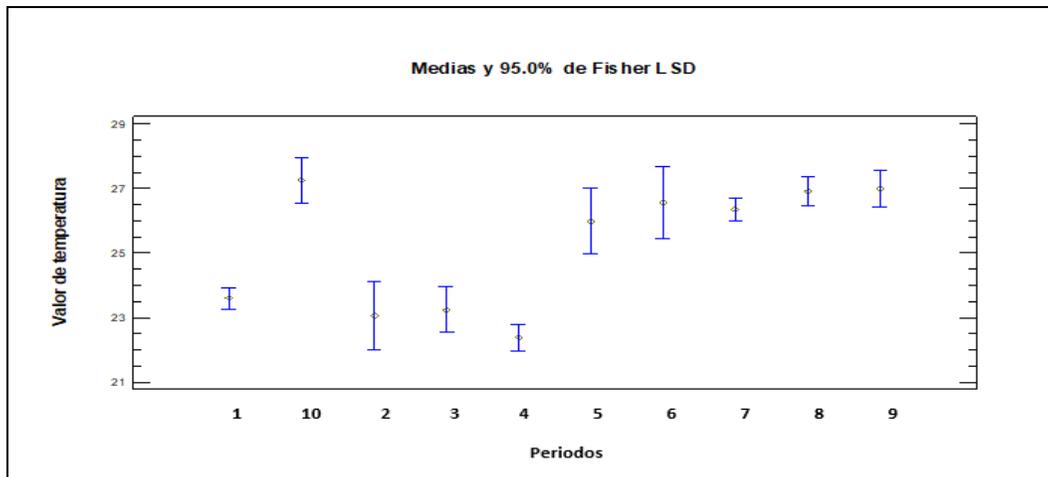


Fig. 4.6. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de temperatura por periodos

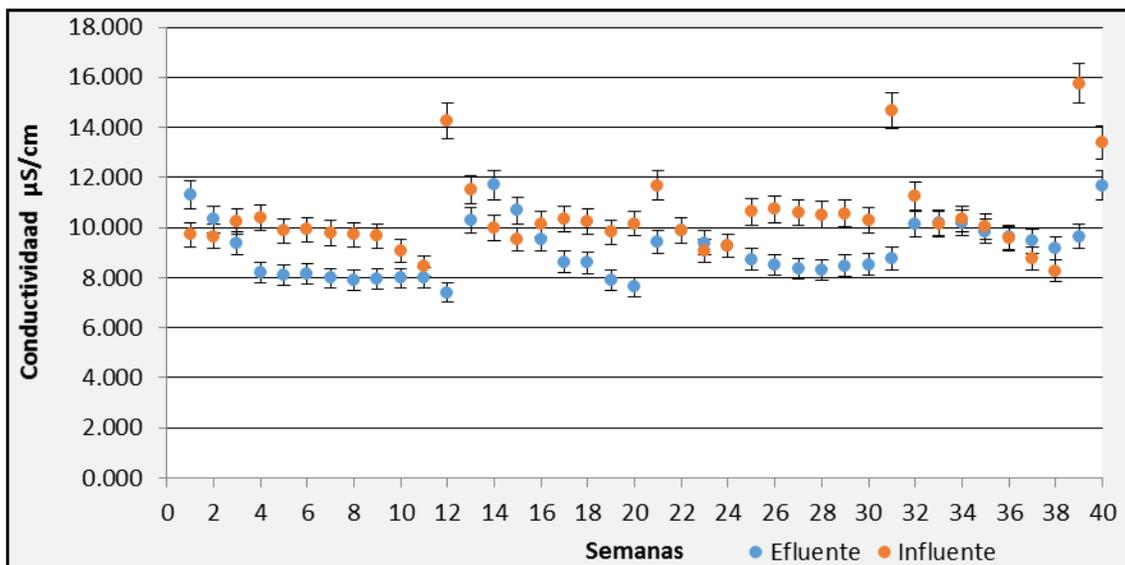


Fig. 4.7. Seguimiento de la determinación de conductividad durante las 40 semanas de experimentación

La Tabla 4.5 descompone la variabilidad de valor de conductividad eléctrica en

contribuciones debidas a 2 factores, los periodos y las muestras de análisis donde los valores-P prueban la significancia estadística de cada uno de los factores. Puesto que 2 valores-P fueron menores que 0.05, estos factores presentaron un efecto estadísticamente significativo sobre el valor de conductividad eléctrica con un 95.0% de nivel de confianza, esto se validó también con el análisis integral y entre grupos tanto de las muestras como de los periodos, mismo que se aprecia gráficamente en las Figuras 4.8 y 4.9.

Tabla 4.5. Análisis estadístico de los valores de conductividad eléctrica

Tabla 4. 5.a. Análisis de varianza para el valor de conductividad eléctrica

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
A: Muestra	155.62	1	155.62	115.96	0.0000
B: Periodos	280.357	9	31.1507	23.21	0.0000

Tabla 4.5.b. Valor de conductividad eléctrica por muestra

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	154.888	1	154.888	75.14	0.0000
Intra grupos	768.857	373	2.06128		
Total (Corr.)	923.745	374			

Tabla 4.5.c. Valor de conductividad eléctrica por periodos

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	279.625	9	31.0694	17.61	0.0000
Intra grupos	644.12	365	1.76471		
Total (Corr.)	923.745	374			

Gl= Grados de libertad

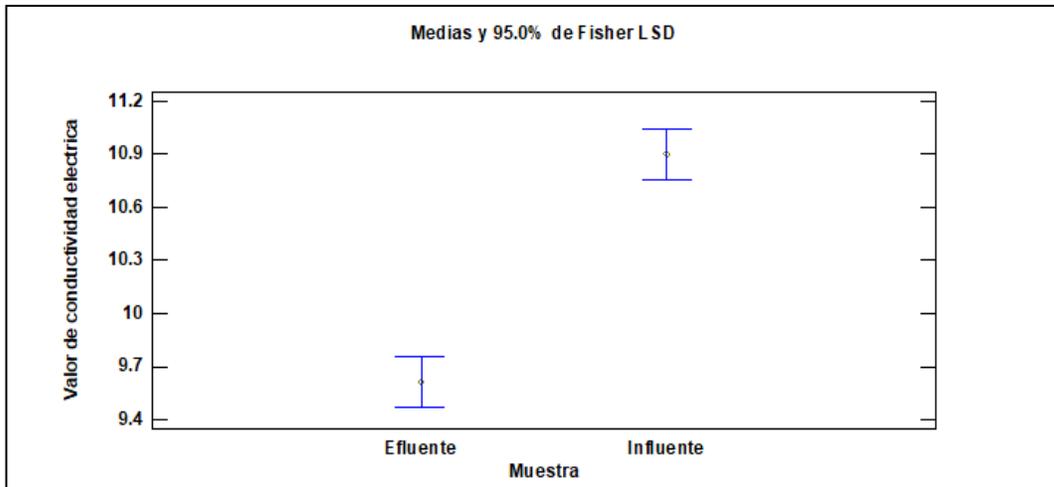


Fig. 4.8. Análisis estadístico, gráfico de med

ias del valor de conductividad eléctrica en el influente y el efluente

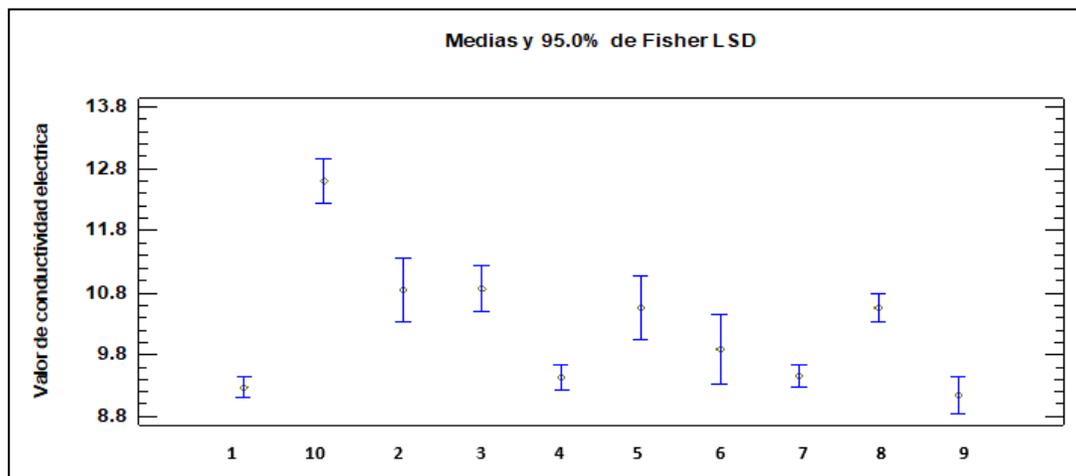


Fig. 4.9. Análisis estadístico, gráfico de medias del valor de conductividad eléctrica por periodos

4.5. Seguimiento del factor de alcalinidad (α)

El factor de alcalinidad para estos sistemas juega un rol muy interesante pues permite mantener un cierto control y a su vez permite conocer el comportamiento de los microorganismos dentro del reactor y su flexibilidad frente a los componentes carbonatados. Para evaluar el estado del reactor fue necesario el cálculo del factor de alcalinidad alfa (α). Pérez y Torres (2011) sugieren un factor de alcalinidad entre 0.2 y 0.4 para considerar como estable al reactor.

El factor de alcalinidad puso en evidencia los momentos de inestabilidad del reactor puesto que a causa de la acidificación es imposible determinar esta prueba. La Fig. 4.10 muestra la existencia de 4 etapas en las que el reactor se acidifica: La primera y la más larga abarca de la semana 8 a la 13. La segunda etapa de inestabilidad se presenta en la semana 20. Posteriormente, hay otra etapa larga de inestabilidad que va de la semana 28 a la 32. Finalmente, la etapa 4 es la que cubre de la semana 34 a la 35. De esta prueba también puede puntualizarse que los periodos de mayor estabilidad están dados por las semanas en donde el factor de alcalinidad está en un intervalo de (0.2-0.4) que es justamente el propuesto por la literatura.

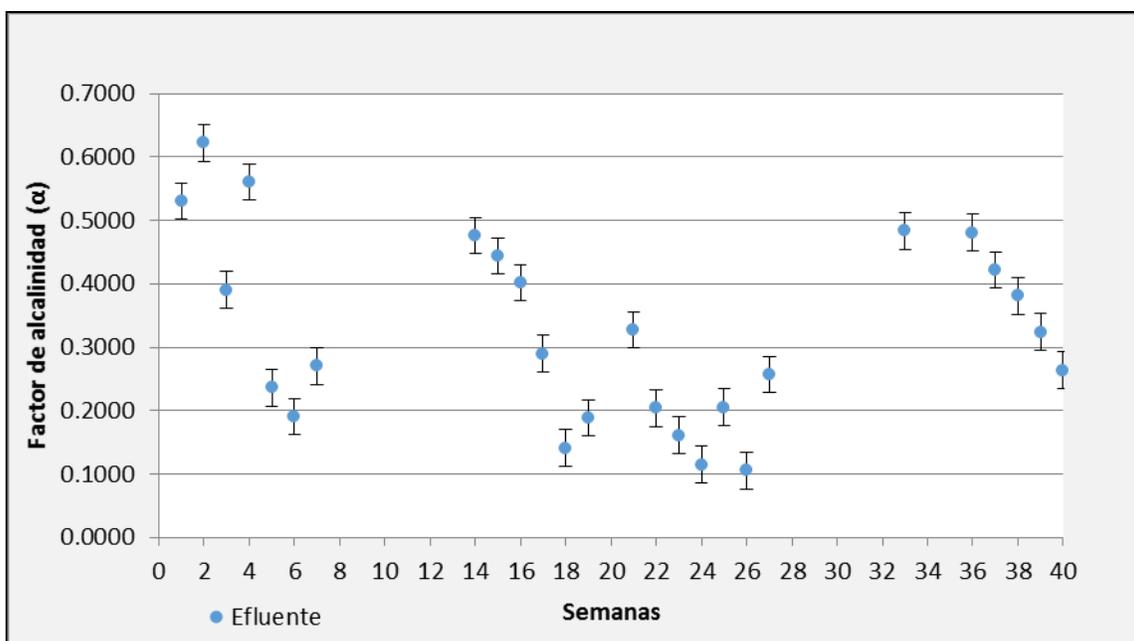


Fig. 4.10. Seguimiento de la determinación de la relación de alcalinidad durante las 40 semanas de experimentación

En la Tabla 4.6 se analiza la varianza de los valores de alcalinidad tanto entre grupos y dentro de grupos. La razón-F, que en este caso fue igual a 9.29472, fue el cociente entre el estimado entre grupos y el estimado dentro de grupos.

Puesto que el valor-P de la prueba-F fue menor que 0.05, hubo una diferencia estadísticamente significativa entre la media de valor de alcalinidad entre un nivel de periodos y otro, con un nivel del 95.0% de confianza. También se puede decir que los datos intra-periodos fueron provenientes de una distribución normal ya que el valor de curtosis estandarizada se encuentra dentro del intervalo esperado para valores normales.

Tabla 4.6. Análisis estadístico de los valores del factor de alcalinidad					
Tabla 4.6.a. Valor del factor de alcalinidad por periodos					
Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1.36337	8	0.170421	9.29	0.0000
Intra grupos	2.10855	115	0.0183352		
Total (Corr.)	3.47192	123			

Tabla 4.6.b. Resumen estadístico para los valores del factor de alcalinidad	
Recuento	124
Promedio	0.32067
Desviación estándar	0.163544
Mínimo	0.0772
Máximo	0.8571
Rango	0.7799
Curtosis estandarizada	0.490204

Gl= Grados de libertad

La Figura 4.11, muestra una variación estadísticamente significativa entre periodos del factor de alcalinidad, generada por las etapas de estabilidad e inestabilidad que presento el reactor durante la experimentación.

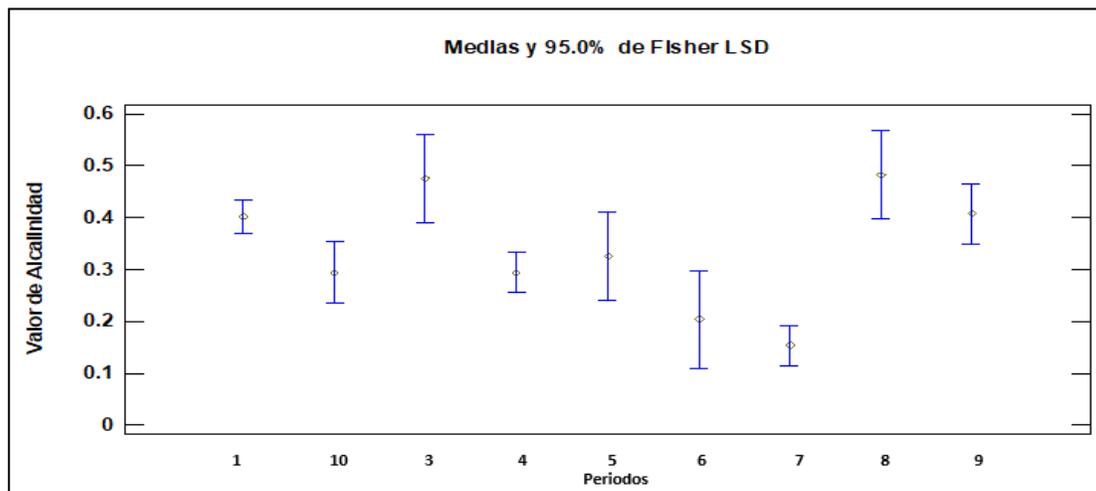


Fig. 4.11. Análisis estadístico, gráfico de medias del factor de alcalinidad por periodos

4.6. Seguimiento de ácidos grasos volátiles (AGV)

Los ácidos grasos volátiles comenzaron a medirse a partir de la semana 21. En la Figura 4.12. Se puede observar que a lo largo de la experimentación el ácido butírico, isobutírico y valérico permanecen constantes sin embargo el ácido acético y propiónico se vieron afectados por la estabilidad de los microorganismos presentes en el sistema, pues cuando las bacterias no fueron capaces de autorregularse acidificaron el reactor, por eso fue el aumento de la concentración de ácido acético.

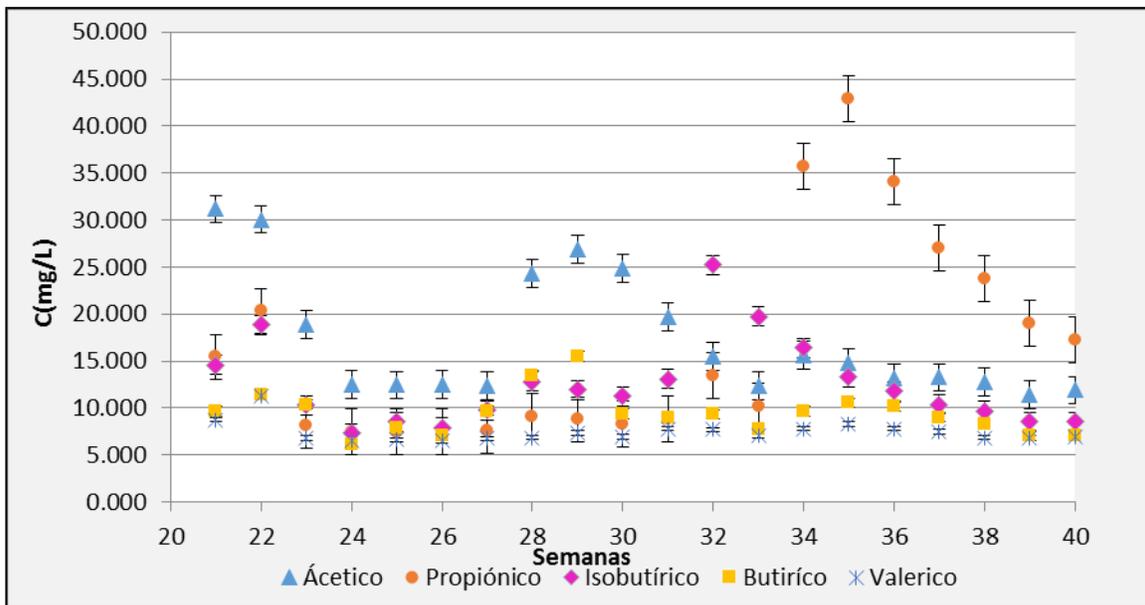


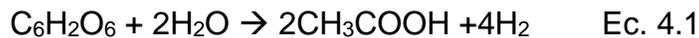
Fig. 4.12. Seguimiento de la determinación de AGV durante las 40 semanas de experimentación

Por lo tanto, el ácido acético, presentó grandes niveles de concentración de la semana 21 a la 22 y de la semana 28 a 30 que coincidió perfectamente con las semanas en que el pH del reactor mostró las condiciones acidas por efecto de este AGV.

De la semana 34 a la 36 se observó un aumento de ácido propiónico, el cual se explica por el exceso de materia orgánica alimentado, la disminución de este ácido fue muy lenta puesto que se habían acumulado grandes cantidades en el reactor.

Como explica Olga Rojas (1987), si ocurre una sobrecarga de un sustrato simple como la glucosa, dentro del sistema, la ruta metabólica puede ser cualquiera de las siguientes:

- a) Las bacterias acidogénicas, responden rápidamente a la sobrecarga, produciendo grandes cantidades de ácido acético, HAc, de acuerdo con la reacción



La producción de HAc baja el pH, inhibiendo la velocidad de reacción de las demás bacterias, liberando en consecuencia una gran cantidad de H₂ (g). El aumento de concentración de gas hidrógeno en el biogás produce una lenta disminución de la tasa de producción de ácido, lo cual da tiempo para que el reactor se recupere. En este caso el sistema solo sufre un desbalance en la etapa de degradación y se conoce como "sobrecarga de ácido acético". Además, las bacterias tardan poco tiempo en restablecer el equilibrio.

- b) En algunas ocasiones, sin embargo, la sobrecarga va más allá y un aumento en la concentración de hidrógeno, H₂(g) provoca la formación de grandes cantidades de ácido propiónico, HPr. La reacción que ocurre es la siguiente:



En esta ocasión en lugar de liberarse H₂, se consumió para formar HPr, en cuyo caso las bacterias acidogénicas recuperan el control del potencial redox de la fermentación a expensas de los bajos valores de pH producidos por la acumulación de ácidos como el propiónico en el medio. Paralelamente el metabolismo y crecimiento de las bacterias acetogénicas, las cuales podrían

invertir este proceso, convirtiendo el HPr en HAc; cesa por el hidrógeno acumulado en el sistema. Esta situación se conoce como sobrecarga de ác. propiónico y constituye un grave problema.

El reactor pudo haber presentado estas dos posibles reacciones con la formación excesiva de ácido acético y la acumulación de ácido propiónico logrando al final que se estabilizara disminuyendo la producción excesiva de AGV.

Para el análisis estadístico de los AGV se consideraron 2 factores, el primero si hubo alguna diferencia estadísticamente significativa entre los periodos de medición, es decir si se vieron afectadas las concentraciones de AGV por los diferentes tipos de alimentación y en segundo caso se verificó si había diferencias significativas entre los 5 AGV medidos.

Como se observa en la Tabla 4.7 se realizó un análisis de varianza, andeva (ANOVA en inglés) multifactorial, el cual dió valores-P menores que 0.05. Estos factores tuvieron un efecto estadísticamente significativo sobre las concentraciones de AGV con un 95.0% de nivel de confianza, lo cual indicó que tanto los AGV como los periodos fueron diferentes entre sí.

Tabla 4.7 Análisis estadístico de los valores de la concentración de AGV					
Tabla 4.7.a. Análisis de Varianza de la concentración de AGV					
<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
A: AGV	5382.07	4	1345.52	45.58	0.0000
B: PERIODOS	1636.75	5	327.351	11.09	0.0000
Tabla 4.7.b. Concentración de AGV por tipo					
<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	6773.26	4	1693.31	38.58	0.0000
Intra grupos	17600.3	401	43.891		
Total (Corr.)	24373.5	405			
Tabla 4.7.c. Concentración de AGV por periodos					
<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	1611.15	5	322.23	5.66	0.0000
Intra grupos	22762.4	400	56.9059		
Total (Corr.)	24373.5	405			

Gl= grados de libertad

Las Figuras 4.13 y 4.14 se observan gráficamente las diferencias estadísticamente significativas entre los tipos de AGV analizados y los periodos de estudio.

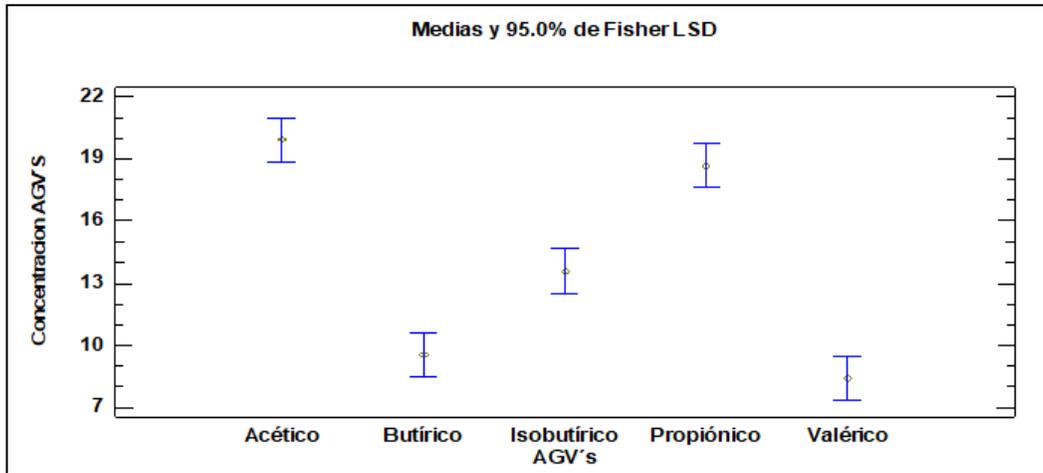


Fig. 4.13. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de AGV por tipo

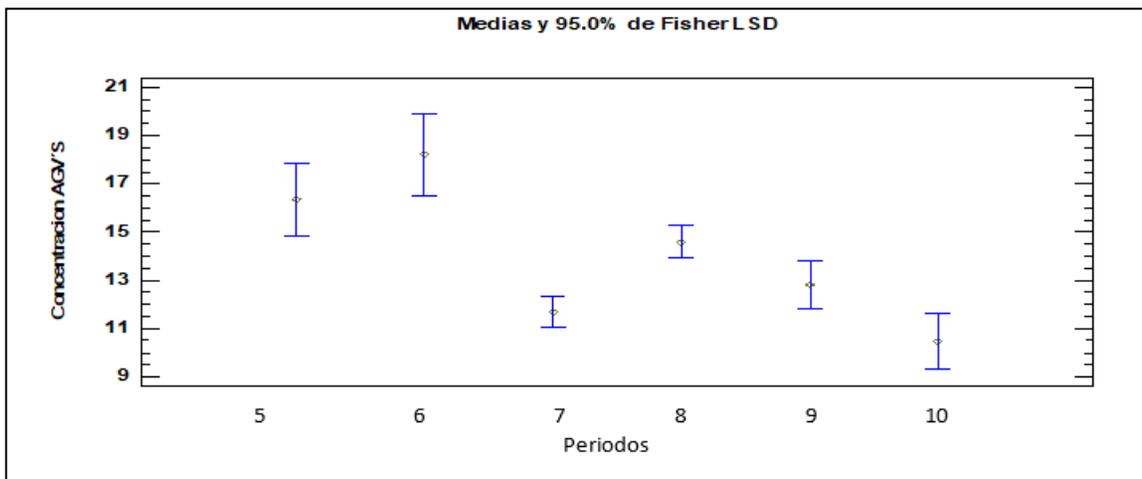


Fig. 4.14. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de AGV por periodos

4.7. Seguimiento de la demanda química de oxígeno (DQO)

La determinación de la DQO fue una prueba que presentó bastantes irregularidades debido a que la DQO del influente dió mayores concentraciones que la del efluente (Fig. 4.15). Por tanto, se procedió a hacer esta misma prueba,

pero con un tratamiento adicional a la muestra (para poder determinar la DQO soluble) evitando con ello las interferencias de sólidos coloidales de muy pequeño tamaño de partícula, como se observa en la Figura 4.16.

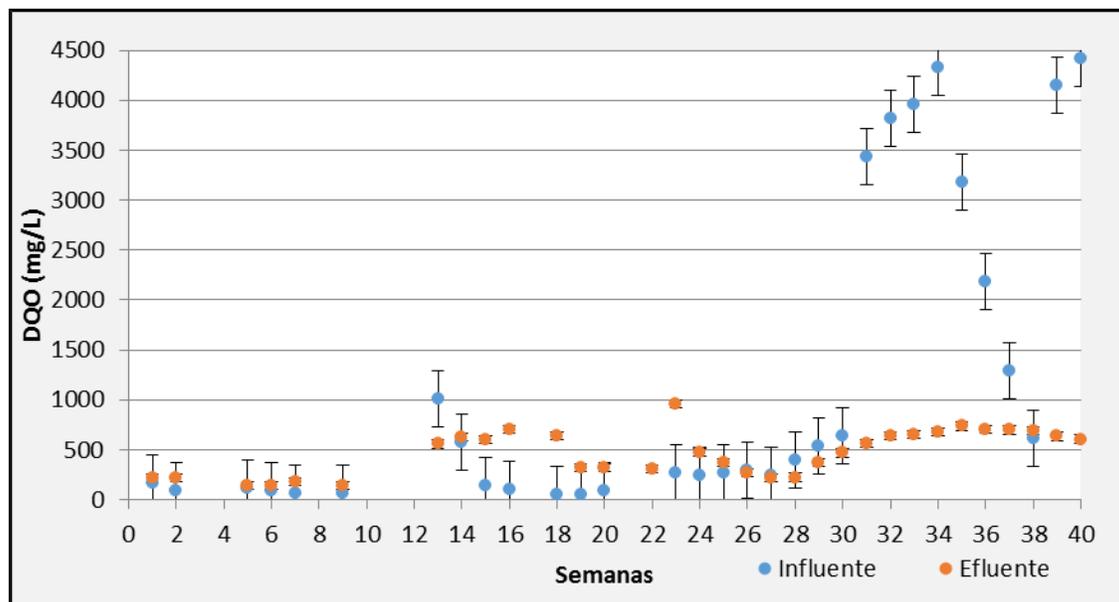


Fig. 4.15. Seguimiento de la determinación de la DQO total durante las 40 semanas de experimentación

Aunque esta medida mejoró un poco los valores mostrando la tendencia de remoción en algunos periodos, se piensa que no se lograron separar completamente dejando una fase soluble, porque esos sólidos contenidos en el efluente incrementaron la cantidad de reactivos para la oxidación y, por tanto, la medición del valor de DQO aumentó.

La Tabla 4.8 descompone la variabilidad de DQO en contribuciones de 2 factores, periodo y muestra, en donde los 2 valores-P fueron menores que 0.05, por lo cual estos factores tuvieron un efecto estadísticamente significativo sobre la DQO.

En la Figura 4.16 se observa que hubieron diferencias significativas de las muestras de los influentes comparadas con los efluentes con un 95.0% de nivel de confianza. También se hizo evidente la inexistencia de diferencias estadísticamente significativas entre los pares influente - influente soluble y

efluente - efluente soluble, esto apoya la premisa de que durante la experimentación no se logró separar correctamente las muestras en sus fases solubles generando interferencias en la medición.

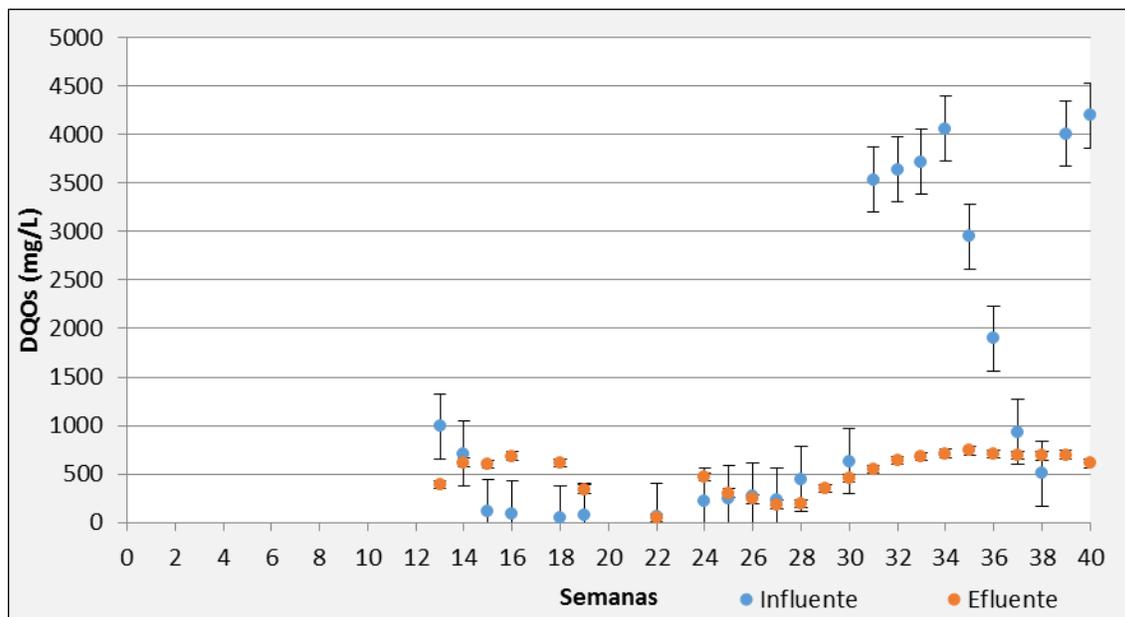


Fig. 4.16. Seguimiento de la determinación de la DQO soluble durante las 40 semanas de experimentación

Tabla 4.8. Análisis estadístico de los valores de la concentración de la DQO

Tabla 4.8.a. Análisis de varianza de la concentración de DQO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Periodo	7.23669E7	7	1.03381E7	17.14	0.0000
B: Muestra	1.79188E7	3	5.97294E6	9.91	0.0000

Tabla 4.8.b. Concentración de la DQO por muestra

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1.94311E7	3	6.47703E6	5.20	0.0022
Intra grupos	1.32062E8	106	1.24587E6		
Total (Corr.)	1.51493E8	109			

Tabla 4.8.c. Concentración de la DQO por periodo

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	7.38791E7	7	1.05542E7	13.87	0.0000
Intra grupos	7.76143E7	102	760924.		
Total (Corr.)	1.51493E8	109			

Gl=Grados de libertad

En las Figuras 4.17 y 4.18 se observan gráficamente las diferencias estadísticamente significativas entre los periodos, a causa de las variaciones en la alimentación.

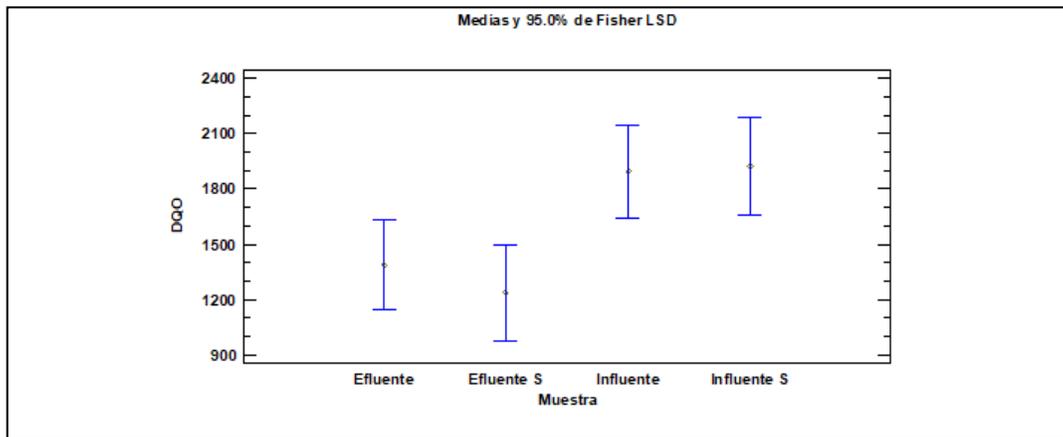


Fig. 4.17. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de DQO por muestras

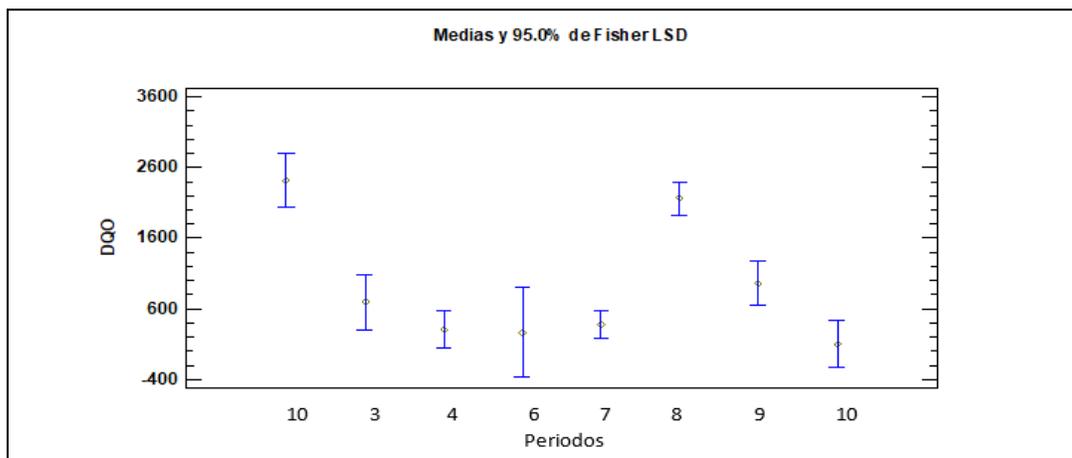


Fig. 4.18. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de DQO por periodos

4.8. Seguimiento de nitratos (NO_3^-)

El reactor resultó ser bastante efectivo en la eliminación de nitratos. Esta situación posiblemente puede deberse a que los microorganismos lo utilizan como un nutriente durante su reproducción. En la Figura 4.19 se observa que durante la semana 1 a la 18 la concentración de nitratos fue menor en el efluente que en el

influyente. Sin embargo, en la semana 23, cuando se retoma la medición de nitratos la cual fue suspendida por la coloración presentada en el efluente a causa de la alimentación con vinazas, este parámetro se disparó, llegando a una concentración de $56.4 \pm 8.260 \text{ mg/L}$, por lo cual, se atribuye este aumento a que las vinazas alimentadas eran muy ricas en nitratos lo cual generó la acumulación en el reactor. En las semanas subsiguientes se fue observando una ligera disminución en la concentración de nitratos. También se vio que en algunos periodos se elevaban repentinamente los valores rompiendo su tendencia. Esto tal vez pudiera explicarse debido a posibles interferencias en la prueba como lo es la adición de NaHCO_3 .

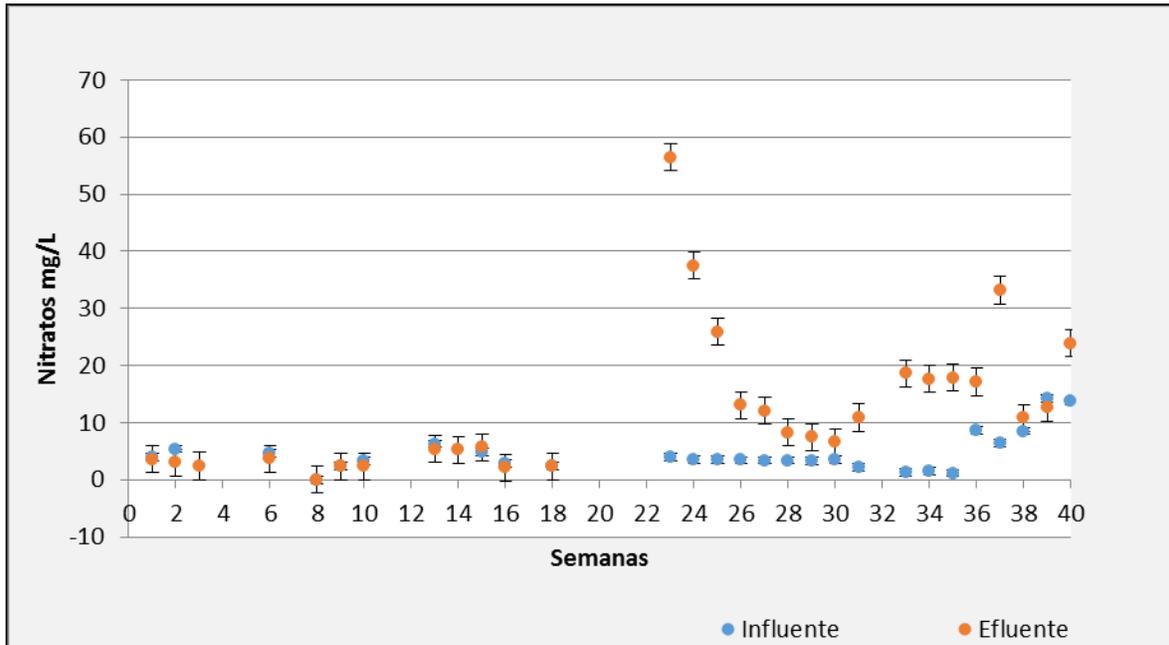


Fig. 4.19. Seguimiento de la determinación de NO_3^- durante las 40 semanas de experimentación

La Tabla 4.9 muestra un análisis estadístico de los valores de nitratos donde los P-valores estuvieron por debajo de 0.05, indicando una diferencia estadísticamente significativa entre las dos sigmas al 5% de nivel de significancia.

En las Figuras 4.20 y 4.21, se observa gráficamente esta diferencia entre el influente y el efluente, así como la diferencia entre periodos.

Tabla 4.9. Análisis estadístico de los valores de la concentración de nitratos

Tabla 4. 9.a. Análisis de varianza de la concentración de nitratos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Muestra	1080.52	1	1080.52	13.78	0.0006
B: Periodo	1166.15	6	194.358	2.48	0.0375

Tabla 4.9.b. Concentración de nitratos por muestra

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	989.225	1	989.225	10.72	0.0019
Intra grupos	4615.66	50	92.3133		
Total (Corr.)	5604.89	51			

Tabla 4.10.c. Concentración de nitratos por periodo

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1074.86	6	179.143	1.78	0.1249
Intra grupos	4530.03	45	100.667		
Total (Corr.)	5604.89	51			

Gl=Grados de libertad

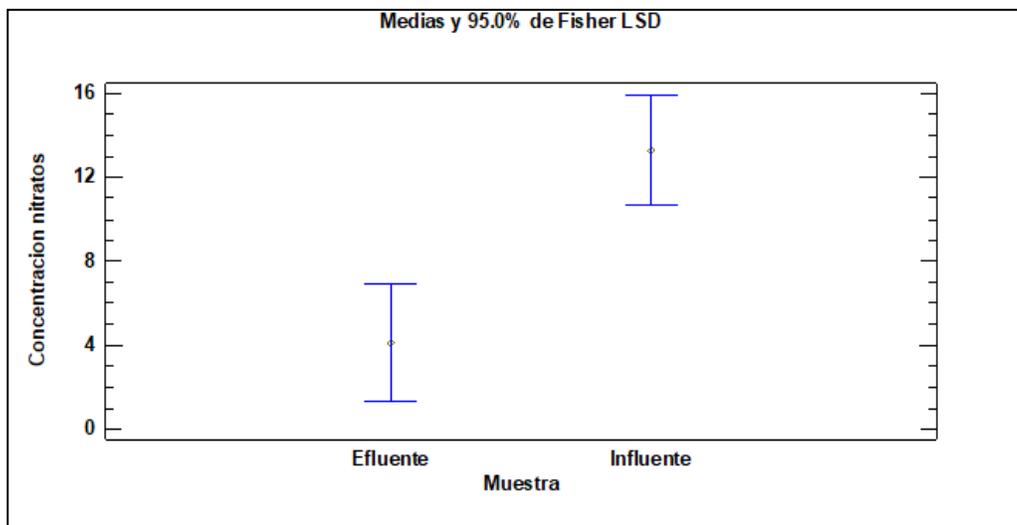


Fig. 4.20. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de nitratos en el influente y el efluente

4.9. Seguimiento de sulfuros (S²⁻)

La determinación de sulfuros sin duda fue la prueba de mayor relevancia durante la experimentación pues por medio de esta, se comprueba la presencia de sulfuros en el efluente. Lo que demuestra la conversión de sulfatos a sulfuros y la efectividad del tratamiento.

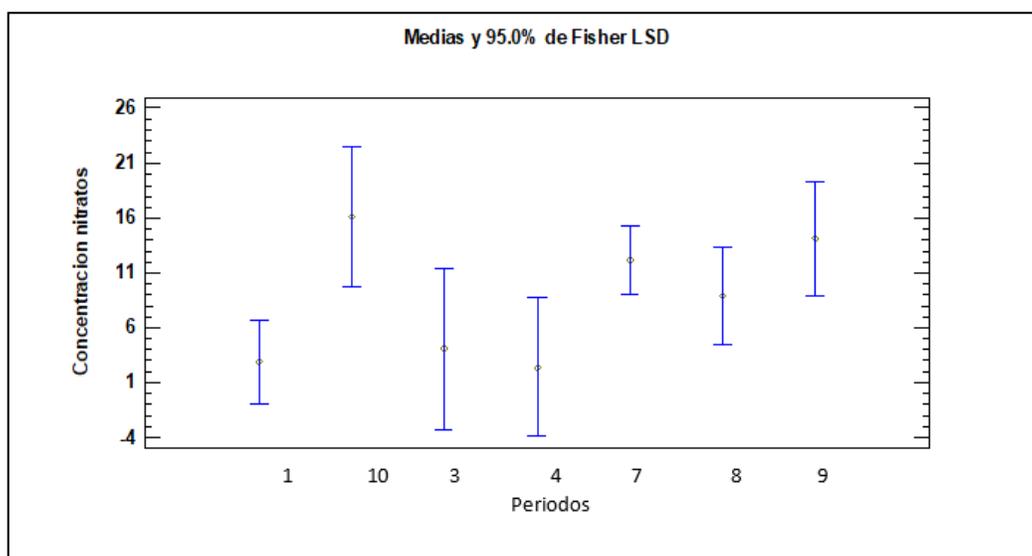


Fig. 4.21. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de nitratos por periodos

Lo primero que se hizo evidente al observar la Figura 4.22, fue que el efluente contaba con una nula presencia de sulfuros en contraste con el efluente el cual presentó diversas concentraciones de sulfuros durante la experimentación.

Al hacer la comparación con el gráfico de alcalinidad se pudo notar que cuando el factor de alcalinidad rondó por 0.2, es decir entre la semana 7 y 8, la semana 23 y las semanas 39 y 40 se observó una mayor cantidad de sulfuros en el efluente.

También se observó que en los periodos en los que el pH, desciende a valores inferiores a 5 hubo una nula o prescindible presencia de sulfuros en el efluente.

Este gráfico fue inversamente proporcional al gráfico generado por los sulfatos puesto que cuando no hubo remoción de sulfatos, tampoco hubo una conversión de sulfuros.

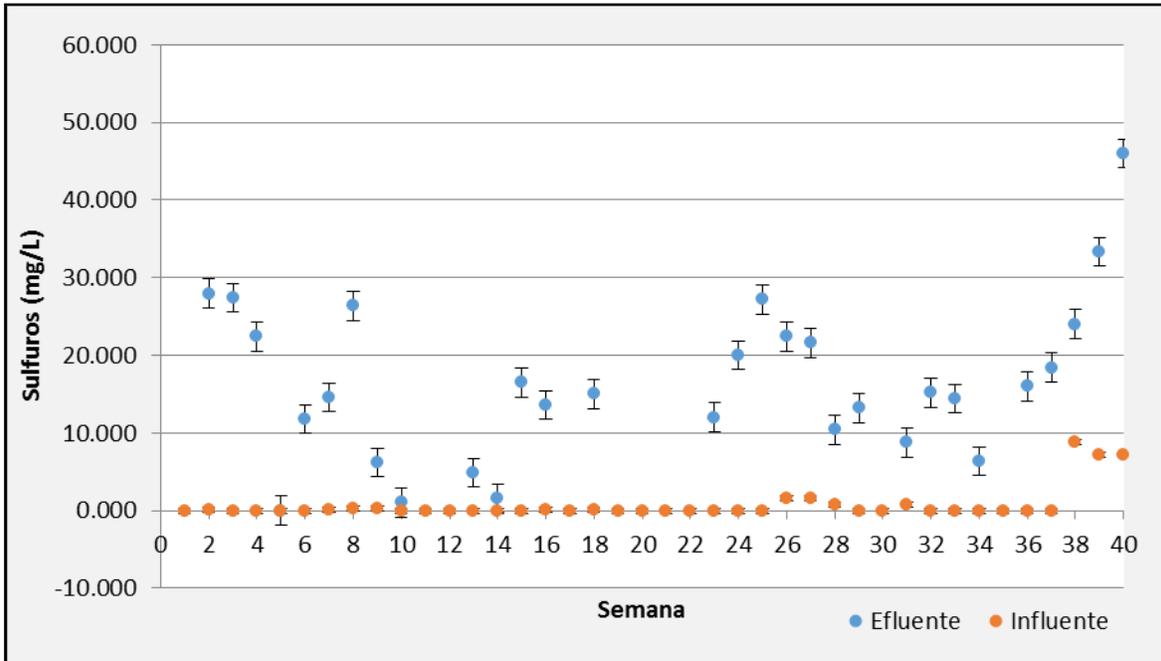


Fig. 4.22. Seguimiento de la determinación de S² durante las 40 semanas de experimentación

En la Figura 4.23, se observa que la mayor conversión de sulfuros se alcanzó en el último periodo con un valor $46 \pm 4\%$.

En la Tabla 4.10, el análisis estadístico de los sulfuros se descompone en 2 factores principales la muestra (comparación efluente- influente) y los periodos de estudio, donde se registran los valores-P menores que 0.05, por lo cual se puede afirmar que estos factores tuvieron un efecto estadísticamente significativo sobre valor de concentración de sulfuros.

En la Figura 4.24, donde se aprecia la comparación entre el efluente-influente podemos notar una diferencia estadísticamente significativa con un 95% de confianza, en las concentraciones de sulfuros, lo cual indicó una correcta

operación del reactor con la conversión de sulfuros en el efluente. Y en la Figura 4.25, se observa cómo entre los periodos no hubo una diferencia estadísticamente significativa a excepción del periodo 10, donde la concentración de sulfuros fue mayor generando un efecto significativo en el valor de la concentración de sulfuros con un 95% de confianza.

Tabla 4.10. Análisis estadístico de los valores de la concentración de sulfuros					
Tabla 4.10. a. Análisis de varianza de la concentración de sulfuros					
Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Muestra	3340.0	1	3340.0	147.17	0.0000
B: Periodo	1523.63	8	190.454	8.39	0.0000
Tabla 4.10. b. Concentración de sulfuros por muestra					
Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	4165.74	1	4165.74	90.09	0.0000
Intra grupos	2635.66	57	46.2397		
Total (Corr.)	6801.4	58			
Tabla 4.10.c. Concentración de sulfuros por periodo					
Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1215.12	6	202.521	1.89	0.1010
Intra grupos	5586.27	52	107.428		
Total (Corr.)	6801.4	58			

Gl= Grados de libertad

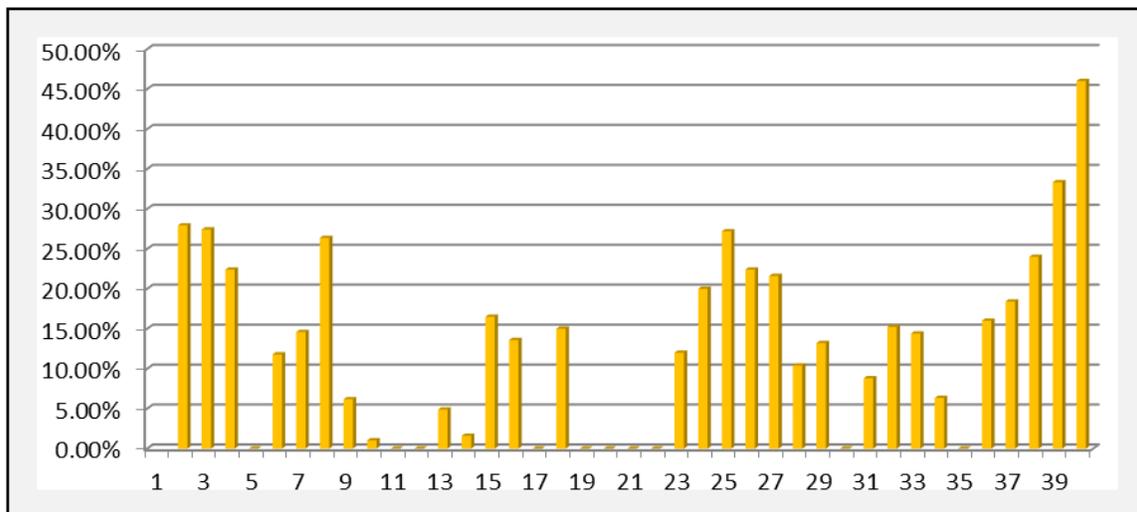


Fig. 4.23. Porcentaje de conversión de S₂⁻ durante las 40 semanas de experimentación

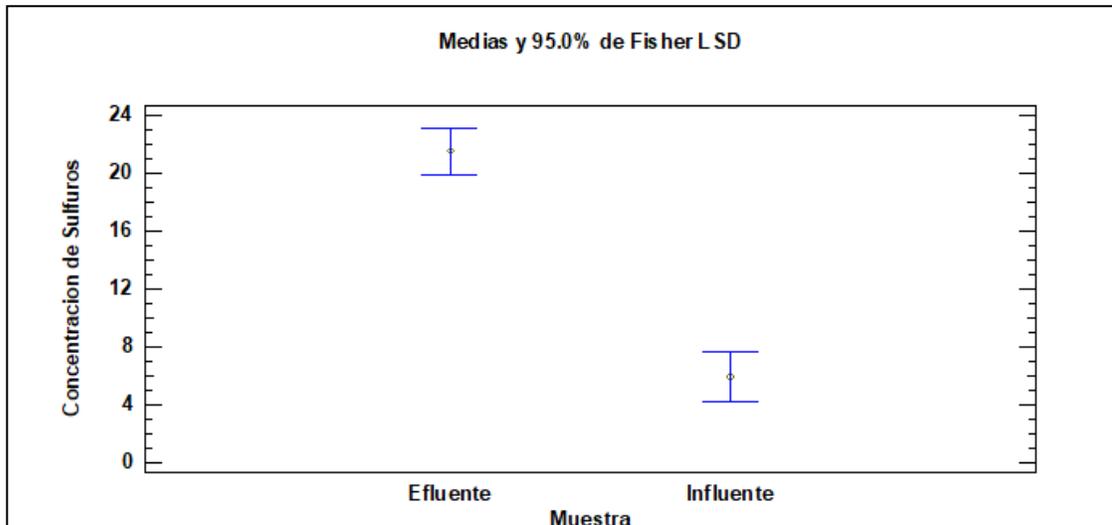


Fig. 4.24. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sulfuros en el influente y efluente

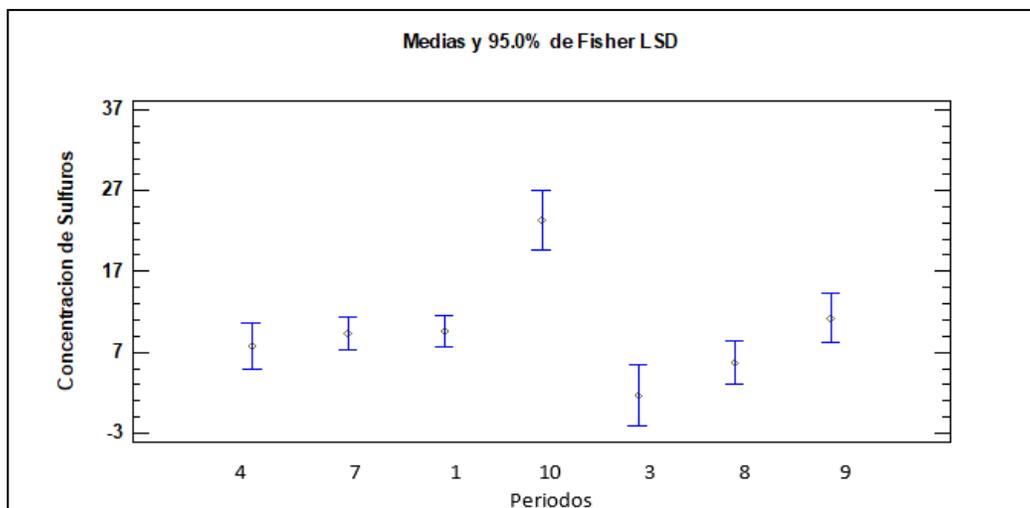


Fig. 4.25. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sulfuros por periodos

4.10. Seguimiento de sulfatos (SO_4^{2-})

Los sulfatos es otra de las pruebas más importantes durante la experimentación, ya que, manifiesta la disminución en la concentración de sulfatos del efluente con respecto al influente como se observa en la Figura 4.26.

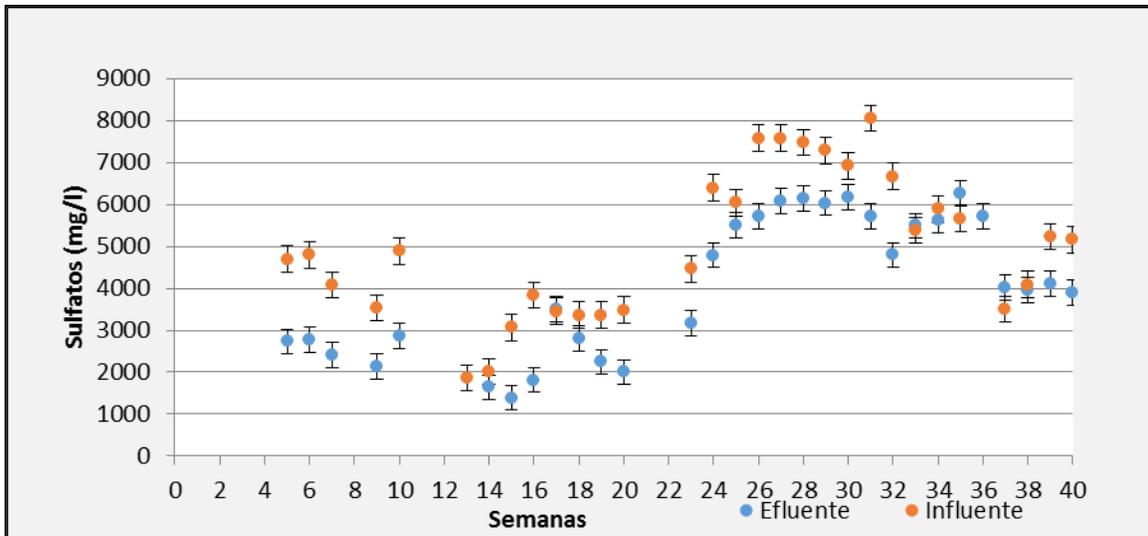


Fig. 4.26. Seguimiento de la determinación de SO_4^{2-} durante las 40 semanas de experimentación

Al igual que con los nitratos podría puntualizarse que esta prueba se vio afectada por la alimentación con vinazas generando un aumento en las concentraciones del efluente.

En la Figura 4.27, se puede observar que, cuando el reactor se encontraba estable, hubo mayor remoción ya que de la semana 5 hasta la 9 se tuvieron remociones de $41.21 \pm 1\%$. En las semanas 14 y 15 se alcanzaron los mayores niveles de remoción con un promedio del $53.80 \pm 1\%$. Otro periodo de estabilidad en el reactor abarca de la semana 23 a la semana 29, con un promedio de remoción de 23.82% a 4.65% y, finalmente, de la semana 38 a la 39, se llegó a un máximo del 43.76% . Estos resultados fueron congruentes con los observados en la producción de sulfuros, puesto que al reducirse los sulfatos se generan sulfuros metálicos.

Al igual que para los sulfuros, el análisis estadístico de la Tabla 4.11 descompone en 2 factores principales la muestra y los valores-P registrados fueron menores que 0.05, por lo cual se puede afirmar que estos factores tuvieron un efecto estadísticamente significativo sobre el valor de concentración de los sulfatos con

un 95% de confianza. En las Figuras 4.28 y 29 se observa gráficamente la diferencia entre el influente y el efluente y la diferencia entre periodos.

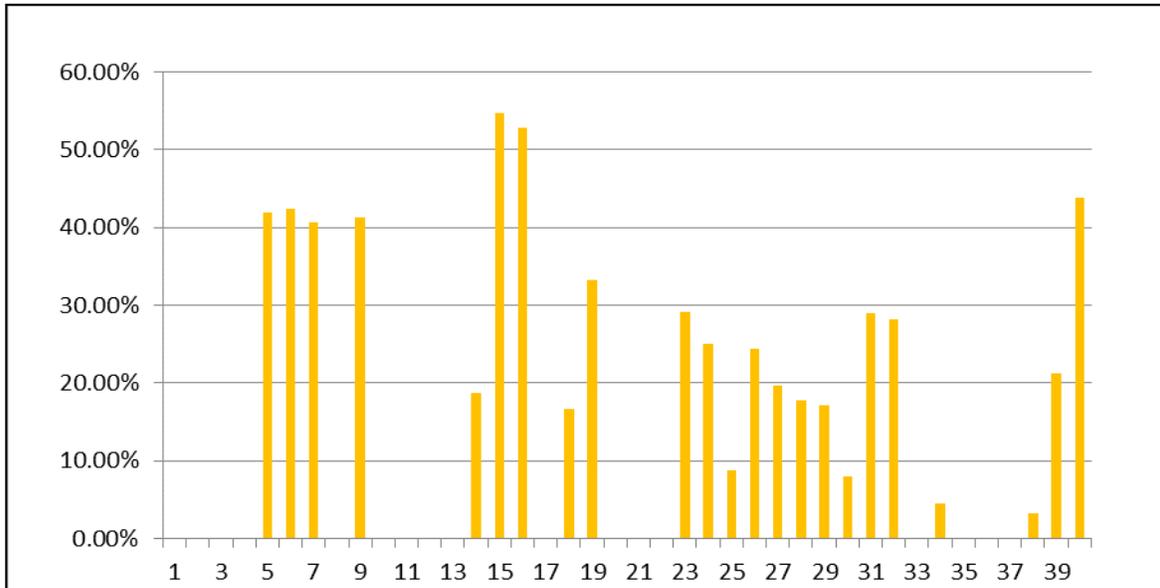


Fig. 4.27. Porcentaje de remoción de SO₄²⁻ durante las 40 semanas de experimentación

Tabla 4.11. Análisis Estadístico de los valores de la concentración de sulfatos

Tabla 4. 11.a. Análisis de Varianza de la concentración de sulfatos

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-P
A: Periodo	1.30758E8	7	1.86797E7	27.67	0.0000
B: Muestra	1.43771E7	1	1.43771E7	21.30	0.0000

Tabla 4.11.b. Concentración de sulfatos por muestra

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1.45645E7	1	1.45645E7	5.18	0.0265
Intra grupos	1.65859E8	59	2.81116E6		
Total (Corr.)	1.80423E8	60			

Tabla 4.11.c. Concentración de sulfatos por periodo

Fuente	Suma de cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1.30945E8	7	1.87065E7	20.04	0.0000
Intra grupos	4.9478E7	53	933547.		
Total (Corr.)	1.80423E8	60			

Gl= Grados de libertad

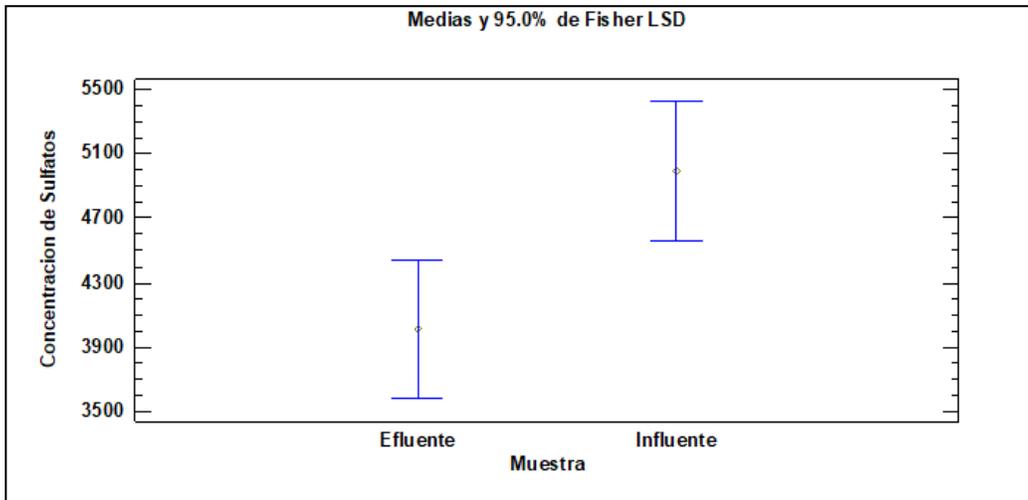


Fig. 4.28. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sulfatos en el influente y el efluente

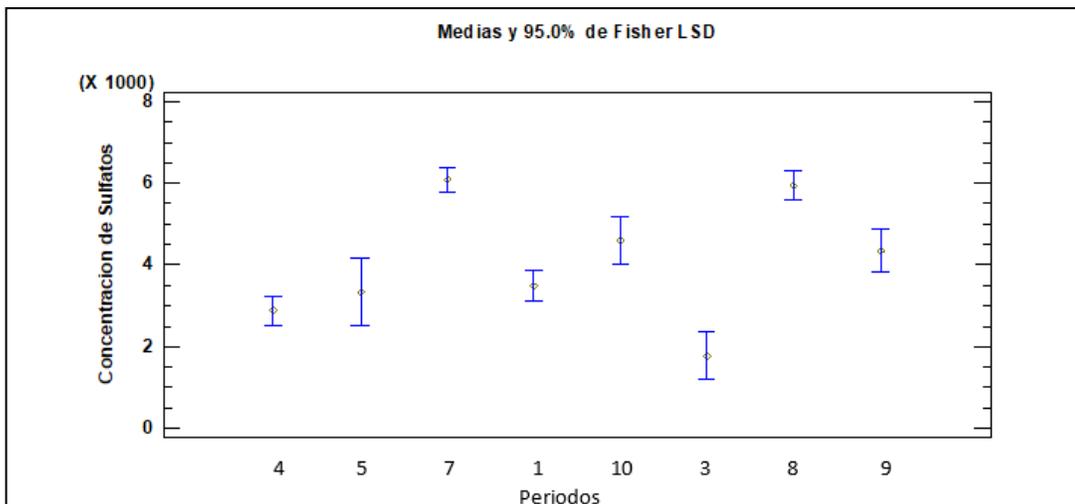


Fig. 4.29. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sulfatos por periodos

4.11. Seguimiento de sólidos

Los resultados de sólidos totales, fijos y volátiles fueron muy interesantes porque con ellos se pudo 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. Durante el desarrollo de la presente investigación los sólidos fueron determinados semanalmente.

Al hacer la comparación de las Figuras 4.30 y 4.31 se puede observar que hubo mayor cantidad de sólidos fijos en las muestras en comparación con los volátiles, lo cual indica que el efluente y el influente no fueron muy ricos en materia orgánica, pero si en sales de metales pesados.

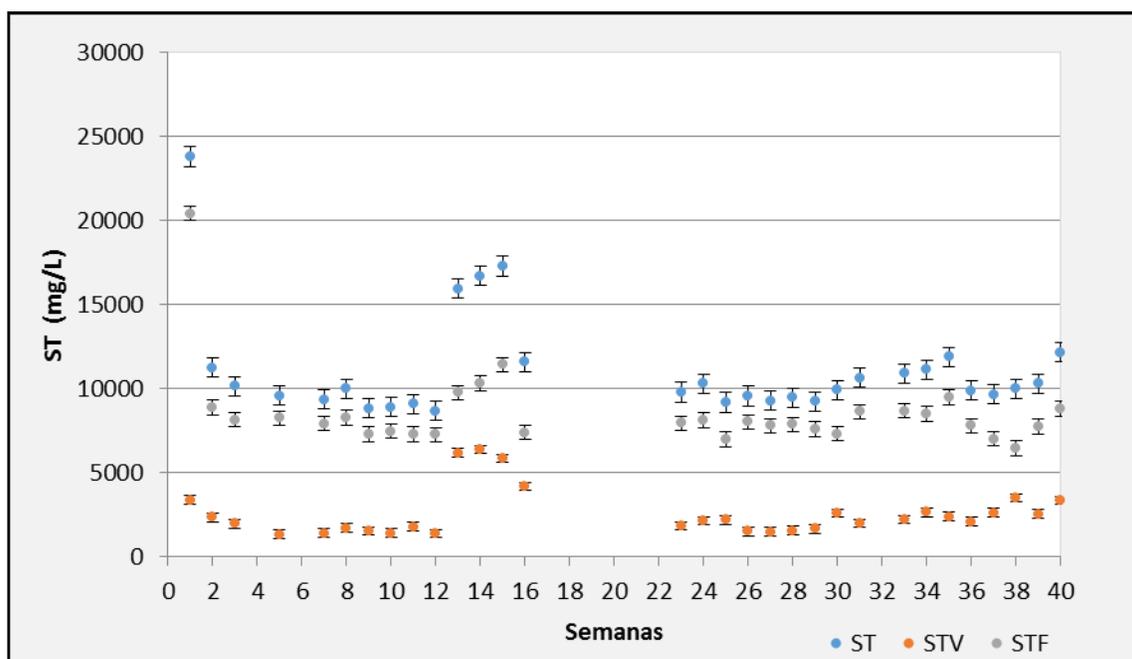


Fig. 4.30. Seguimiento de la determinación de ST, STV y STF del efluente durante las 40 semanas de experimentación

Además, en las semanas en que se aumentó la carga orgánica los valores de sólidos volátiles en el influente se dispararon llegando a igualar a los sólidos fijos como se observó en la semana del 12 al 14 con la alimentación del medio general y del 31 al 38 con el aumento de carga orgánica en el ARS.

También se percibió que los sólidos fijos a la salida fueron mayores a los determinados en el influente. Estos sólidos del efluente se deben a la precipitación de los sulfuros como sales inorgánicas insolubles mientras que los sólidos suspendidos volátiles son el indicador de la generación de biomasa microbiana que logra escapar del reactor con el efluente.

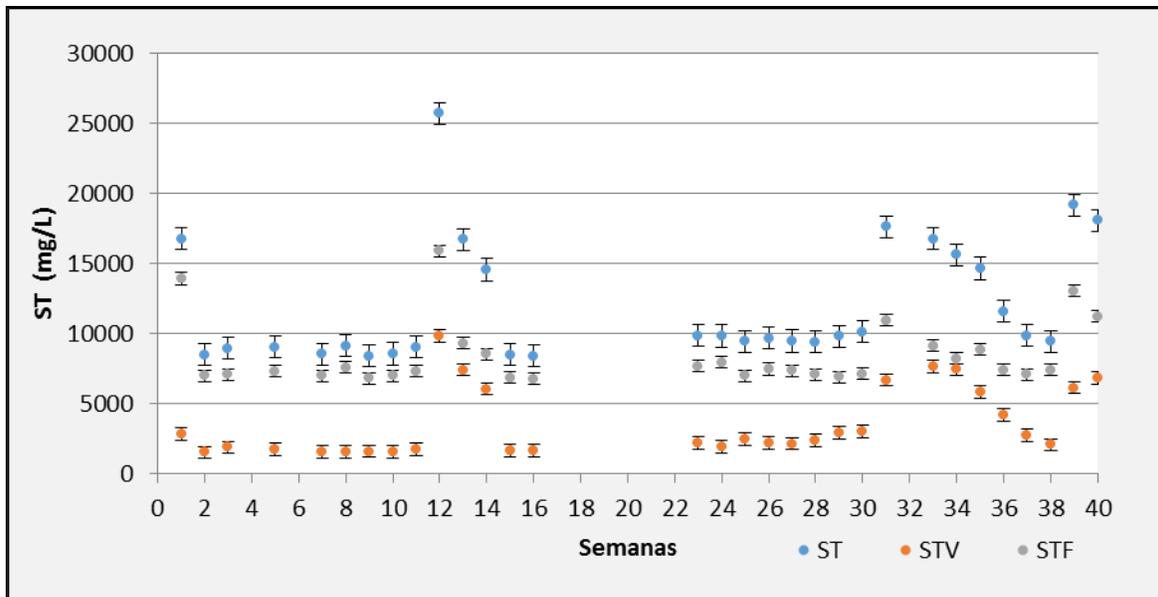


Fig. 4.31. Seguimiento de la determinación de ST, STV y STF del influente durante las 40 semanas de experimentación

Es importante a resaltar la producción de sólidos fijos, pues éstos determinan, la recuperación de los sulfuros metálicos, generados por la reducción de sulfatos a sulfuros. Esta reducción la llevan a cabo los microorganismos sulfato-reductores. La generación de sulfuros metálicos insolubles se genera por la unión del S^{-2} y Me^{-2} y se espera en este estudio que sean mayormente de zinc, cobre y plomo, pues son los minerales que se recuperan en el proceso de flotación, además del sulfuro de hierro que acompaña a los metales deseables de la planta minera. De hecho, en análisis previos a esta investigación se sabe que el agua residual tiene concentraciones elevadas de estos metales (González- Sandoval, 2006).

Otro aspecto relevante de los sólidos como se observa en las Figuras 4.32 y 4.33 es que hubo mayor cantidad de solidos disueltos totales en el influente que en el efluente, lo cual se atribuye a la presencia de los sulfatos solubles en agua, los cuales al ser removidos ya no aparecen en gran concentración en el efluente. Además, el efluente presentó una mayor concentración de sólidos suspendidos totales por la presencia de los sulfuros.

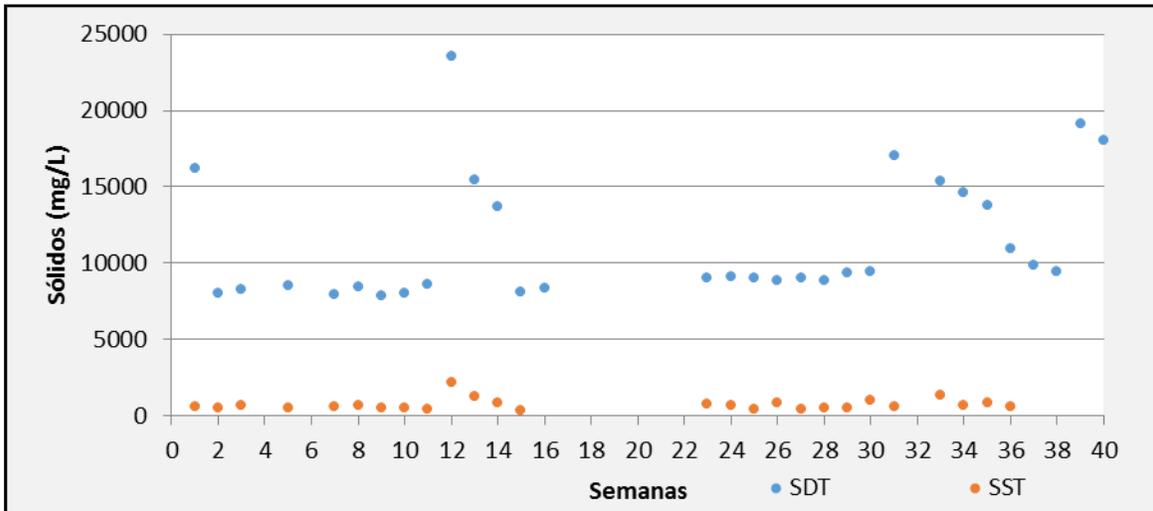


Fig. 4.32. Seguimiento de la determinación de SDT y SST del efluente durante las 40 semanas de experimentación

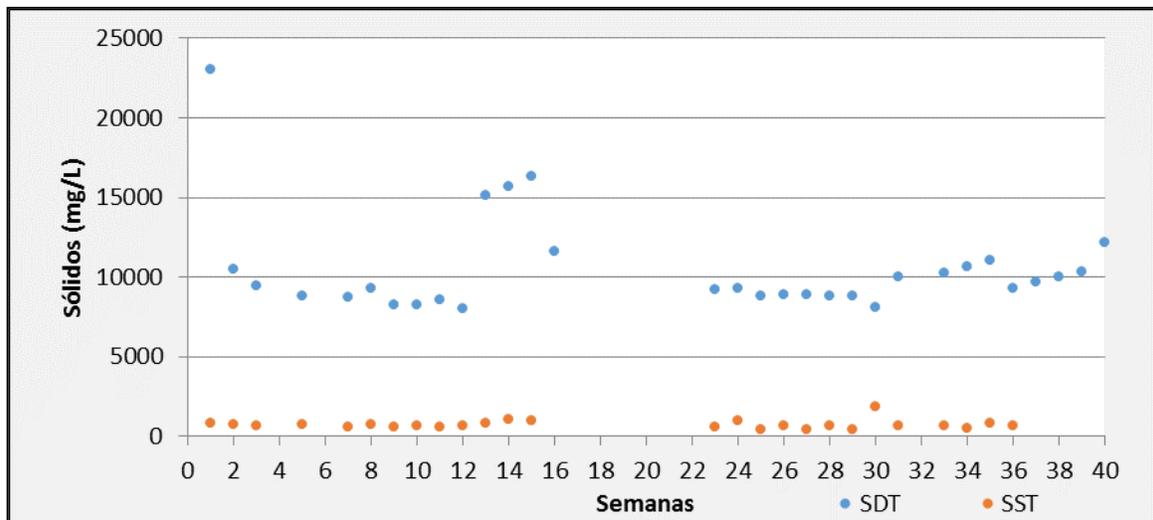


Fig. 4.33. Seguimiento de la determinación de SDT y SST del influente durante las 40 semanas de experimentación

El estudio estadístico de los sólidos abarcó 3 aspectos fundamentales: verificar si se presentaban diferencias significativas entre los sólidos determinados (ST, STV, STF, SST y SDT), verificar si había variación de los sólidos en cada uno los periodos y, finalmente, si había una diferencia significativa entre las muestras de influente y efluente. En la Tabla 4.12 los valores-P probaron la significancia estadística de cada uno de los factores. Puesto que 2 valores-P fueron menores

que 0.05, estos factores tuvieron un efecto estadísticamente significativo sobre la concentración sólidos con un 95.0% de nivel de confianza.

Tabla 4.12. Análisis estadístico de los valores de la concentración de sólidos

Tabla 4. 12.a. Análisis de varianza de la concentración de sólidos

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Sólidos	3.54824E9	4	8.87061E8	139.50	0.0000
B: Periodo	1.96096E8	7	2.80137E7	4.41	0.3890
C: Muestra	1.09873E7	1	1.45947E7	1.75	0.0002

Tabla 4.12.b. Concentración sólidos por tipo

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	3.56133E9	4	8.90332E8	124.11	0.0000
Intra grupos	1.33436E9	186	7.17396E6		
Total (Corr.)	4.89569E9	190			

Tabla 4.12.c. Concentración sólidos por periodo

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	2.09182E8	7	2.98832E7	1.17	0.3239
Intra grupos	4.6865E9	183	2.56093E7		
Total (Corr.)	4.89569E9	190			

Tabla 4.12.d. Concentración sólidos por muestra

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1.09873E7	1	1.09873E7	0.75	0.0000
Intra grupos	8.75683E8	60	1.45947E7		
Total (Corr.)	8.86671E8	61			

Gl= Grados de libertad

En la Figura 4.34 se pudo ver que no hubo diferencia significativa entre los periodos, lo que quiere decir que, a pesar de los cambios en la alimentación, los sólidos no se vieron afectados como las demás pruebas.

En las Figuras 4.35 y 4.36 se vio que sí hubo diferencias significativas entre los sólidos determinados y entre el efluente y el influente con un 95.0% de nivel de confianza.

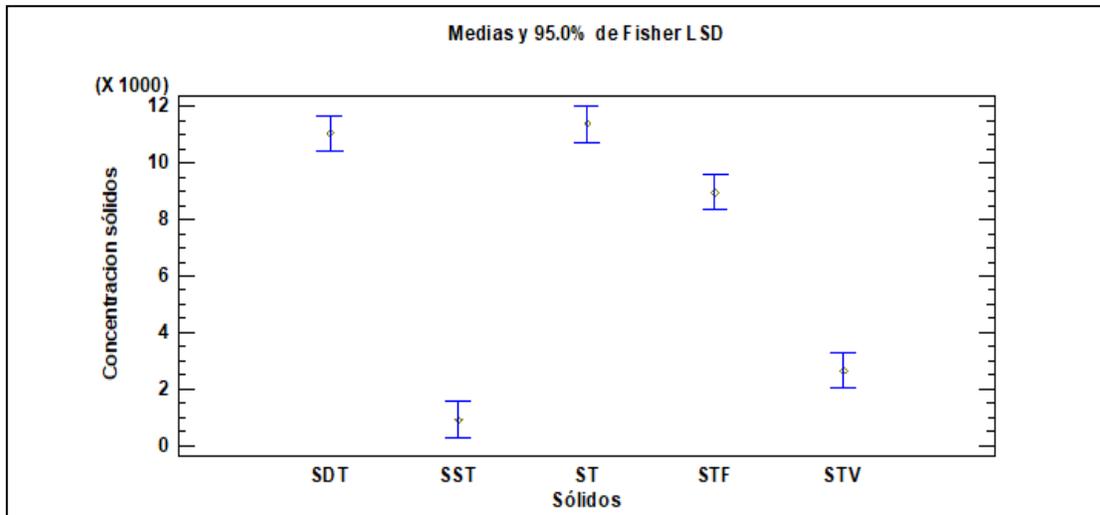


Fig. 4.34. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sólidos por tipo de sólidos

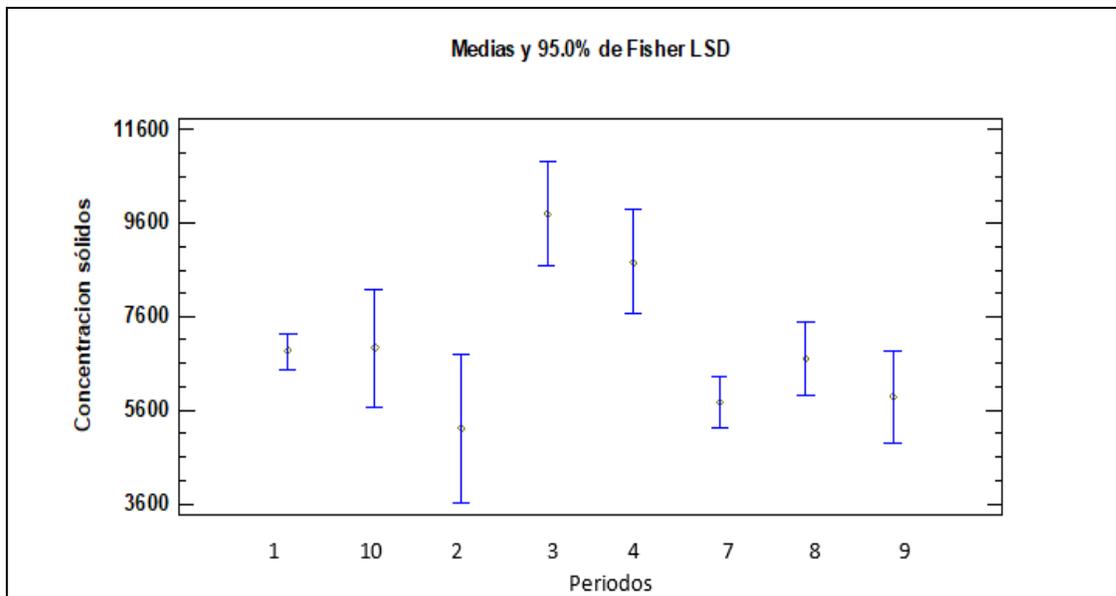


Fig. 4.35. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sólidos por periodos

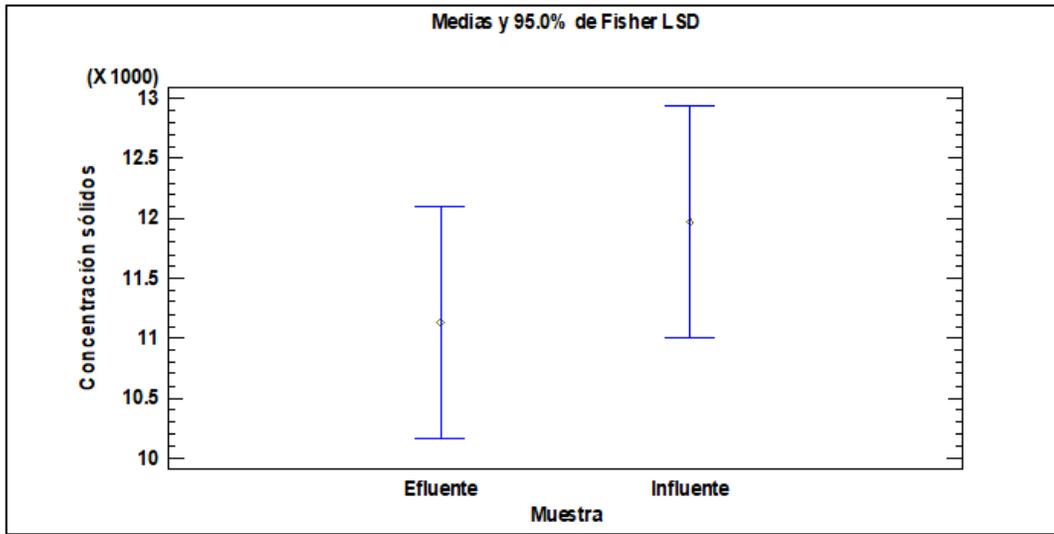


Fig.4.36. Análisis estadístico, gráfico de medias de la concentración de sólidos en el influente y el efluente

Capítulo V

Conclusiones y recomendaciones

5.1. Conclusiones

Considerando el objetivo de caracterizar químicamente el efluente proveniente del proceso de flotación de una planta minera sometido a un tratamiento biológico mediante un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) a continuación se presenta las conclusiones de esta investigación:

- Las mediciones de los parámetros de seguimiento pH, temperatura, conductividad eléctrica y alcalinidad permitieron evaluar que se realizó un seguimiento adecuado del reactor asegurando la supervivencia del sistema biológico presente en el reactor. Esto es fundamental para mantener la estabilidad del reactor y obtener altos niveles de conversión de sulfuros y remoción de DQO y sulfatos
- La caracterización del efluente mostró que hubo una menor cantidad de sulfatos y mayor cantidad de sulfuros después del tratamiento con el reactor tipo RALLFA debido a que los sulfatos se redujeron a sulfuros. Además, la prueba de sólidos ayudó a confirmar que hubo una mayor cantidad de sólidos totales en el efluente por la presencia de los precipitados metálicos de sulfuros
- Se presentaron problemas para realizar algunas determinaciones. Un ejemplo se tuvo con el caso de la demanda química de oxígeno. Se realizaron pruebas con muestras para la determinación de los parámetros de su fase soluble ya que la DQO aumentaba en el efluente probablemente porque el contenido de sólidos elutriados con el efluente incrementaba la cantidad de reactivos para la oxidación y, por tanto, la medición del valor de DQO

- Este proceso de tratamiento es bastante económico y amigable con el ambiente y, además, permite obtener rendimientos aceptables de conversión de sulfatos a sulfuros llegando hasta 46%.

5.2. Recomendaciones

- Trasladar la investigación a una escala mayor, “nivel planta piloto”, ya que el tratamiento utilizado ha demostrado ser bastante efectivo en cada una de las pruebas realizadas
- Realizar una investigación enfocada en los tipos de consorcios microbianos presentes en los lodos con la finalidad de mejorar las condiciones de operación y comprender la ecología dentro del reactor
- Se recomienda identificar la cantidad de materia orgánica exacta que requieren los microorganismos para realizar correctamente su degradación para evitar la sobrecarga en el reactor y que los microorganismos funcionen al máximo
- Cuantificar la producción de biogás y la de sulfuro que escapa en forma gaseosa (H_2S)
- Se sugiere realizar una técnica analítica para determinar los iones inorgánicos presentes en el efluente para el planteamiento de los balances de materia dentro del RALLFA.

ANEXOS

ANEXO 1. Acervo fotográfico



Fig. A1.1. Recolección de muestras para determinación de AGV



Fig. A1.2. Prueba de DQO aplicada a las muestras de interés

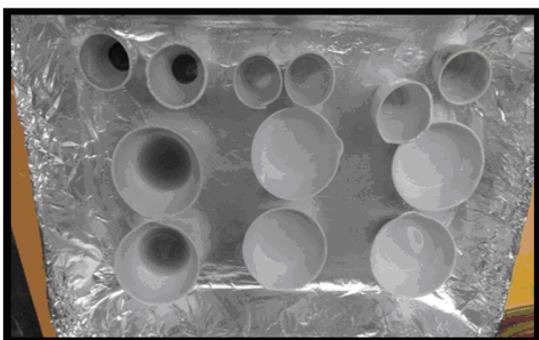


Fig. A1.3. Recolección de muestras para determinación de sólidos



Fig. A1.4. Determinación de sulfuros por método de azul de metileno



Fig. A1.5. Equipo para medición de pH, conductividad, temperatura y alcalinidad

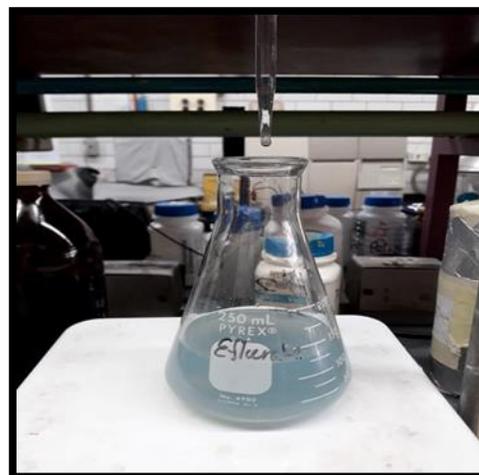


Fig. A1.6. Determinación de sulfuros por método iodo-métrico

Así lo recibimos...



... así lo dejaremos.



Fig. A1.7 Fotografías tomadas de la bibliografía consultada (Aduvire, 2006)

http://info.igme.es/SIDIMAGENES/113000/258/113258_0000001.PDF
Aduvire, Osvaldo. 2006. Tratamiento de Aguas Ácidas de Mina. Madrid, España

Anexo 2. Determinación de pH, temperatura y conductividad

Determinación de pH

Siguiendo la NMX-AA-008-SCFI-2011 (DOF, 2011), el equipo utilizado es un potenciómetro HANNA modelo HI4522 utilizando soluciones para su calibración de pH 4 y 7. En la Figura A2.1. Se presenta el diagrama de flujo para dicha determinación.



Fig. A2.1. Diagrama de bloques para la determinación de pH

Determinación de temperatura y conductividad

Para estas mediciones se utilizan las normas MX-AA-007-SFCI-2013 (DOF, 2013b) NMX-AA-093-SCFI-2000 (DOF, 2000) siguiendo el diagrama de flujo de la Figura A2.2.



Fig. A2.2. Diagrama de bloques para la determinación de temperatura y conductividad

Tabla A2.1. Seguimiento semanal de la determinación de pH, temperatura y conductividad del efluente y el influente

Periodo	Semana	EFLUENTE			INFLUENTE		
		pH	Conductividad eléctrica mS cm ⁻¹	Temperatura °C	pH	Conductividad eléctrica mS cm ⁻¹	Temperatura °C
1	1	7.36	11.296	25	2.349	9.712	22.1
	2	7.142	10.316	25.8	2.082	9.639	21.8
	3	6.896	9.362	25.6	2.027	10.236	22.2
	4	7.014	8.178	26.7	2.047	10.38	23.1
	5	6.901	8.106	24.6	2.178	9.86	20.9
	6	6.479	8.123	24.9	2.249	9.912	19.9
	7	6.257	7.974	25.1	2.295	9.78	20.3
	8	5.792	7.902	25.1	2.268	9.705	23
	9	3.675	7.935	26.3	2.398	9.66	22.3
	10	2.998	7.968	26.3	2.451	9.058	21.6
	11	3.243	7.978	26.1	2.723	8.442	20.6
Promedio del periodo		5.796	8.649	25.6	2.279	9.671	21.7
Desviación estándar		±1.587	±1.109	±0.7	±0.194	±0.506	±1.0
2	12	5.32	7.408	24.9	5.101	14.276	20.8
Promedio del periodo		5.32	7.408	24.9	5.101	14.276	20.8
Desviación estándar		±1.103	±0.820	±1.5	±0.859	±1.680	±0.4
3	13	6.064	10.286	24.7	4.427	11.498	20
	14	6.16	11.708	26.2	4.271	9.972	22
Promedio del periodo		6.112	10.997	25.4	4.349	10.735	21
Desviación estándar		±0.048	±0.711	±0.7	±0.078	±0.763	±1.0
4	15	6.193	10.673	24.8	2.475	9.529	20.8
	16	6.212	9.515	24.7	2.141	10.128	20.3
	17	6.646	8.63	23.8	2.049	10.328	19.7
	18	6.83	8.595	22.4	2.232	10.256	18.3
	19	6.475	7.903	23	2.18	9.812	20
	20	5.108	7.63	25.1	2.69	10.157	25.2
Promedio del periodo		6.244	8.824	24	2.295	10.035	20.7
Desviación estándar		±0.555	±1.021	±1.0	±0.219	±0.278	±2.13
5	21	6.52	9.425	23.7	6.72	11.679	28.2
Promedio del periodo		6.52	9.425	23.7	6.72	11.679	28.2
Desviación estándar		±0.072	±0.4	±0.9	±0.342	±1.549	±0.1
6	22	6.817	9.888	24.8	3.289	9.877	28
Promedio del periodo		6.817	9.888	24.8	3.289	9.877	28
Desviación estándar		±0.038	±0.38	±2.3	±0.204	±0.170	±0.5

Continuación Tabla A2.1. Seguimiento semanal de la determinación de pH, temperatura y conductividad del efluente y el influente

Periodo	Semana	EFLUENTE			INFLUENTE		
		pH	Conductividad eléctrica mS cm ⁻¹	Temperatura °C	pH	Conductividad eléctrica mS cm ⁻¹	Temperatura °C
7	23	7.043	9.389	24.1	5.677	9.047	28.8
	24	7.038	9.262	21.3	2.695	9.277	28.2
	25	7.034	8.725	23.9	2.379	10.626	28
	26	6.897	8.504	24.3	2.482	10.742	28.1
	27	6.521	8.341	25.4	2.601	10.592	28.1
	28	4.674	8.308	23.9	2.759	10.51	28.1
	29	3.715	8.471	25.4	2.87	10.552	28
	30	3.67	8.528	26.1	3.691	10.285	28
Promedio del periodo		5.824	8.691	24.3	3.144	10.203	28.2
Desviación estándar		±1.434	±0.386	±1.4	±1.028	±0.616	±0.2
8	31	4.049	8.755	24.9	6.124	14.664	28
	32	6.155	10.137	25.8	6.401	11.244	28.1
	33	5.865	10.186	25.7	5.601	10.138	28.1
	34	5.222	10.185	25.6	2.557	10.326	28.1
	35	4.906	9.851	26.5	2.617	10.019	28.1
Promedio del periodo		5.239	9.822	25.7	4.66	11.2782	28.1
Desviación estándar		±0.742	±0.548	±0.5	±1.712	±1.747	±0.03
9	36	5.275	9.61	26.2	6.857	9.561	28
	37	6.525	9.46	26.1	6.372	8.758	28
	38	6.824	9.157	25.5	5.129	8.273	27.7
Promedio del periodo		6.208	9.409	25.9	6.119	8.864	28
Desviación estándar		±0.671	±0.188	±0.3	±0.727	±0.531	±0.04
10	39	7.079	9.637	26.7	6.97	15.746	28.1
	40	7.22	11.678	26.1	6.298	13.38	28
Promedio del periodo		7.149	10.657	26.41	6.634	14.563	28.1
Desviación estándar		±0.070	±1.020	±0.3	±0.336	±1.183	±0.02

Anexo 3. Determinación del factor de alcalinidad (α)

Para su determinación se sigue la norma MNX-A-A-036-SCFI-2001 (DOF, 2001c) y el diagrama de bloques de la Figura A3.1 y para el cálculo de la relación de alcalinidad se utiliza la ecuación A3-1.

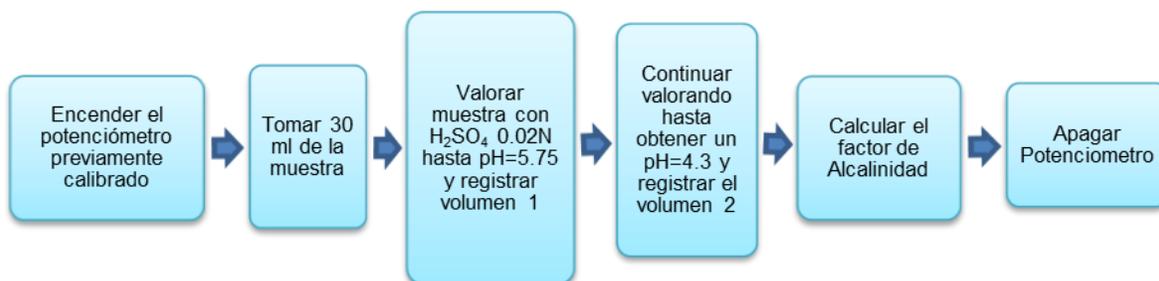


Fig. A3.1. Diagrama de bloques para la determinación del factor de alcalinidad

$\alpha = \frac{v_{muestra} * N_{H_2SO_4} * (v_2 - v_1)}{v_{total}}$	Ec. A3-1
--	----------

Tabla A3.1. Seguimiento semanal de la determinación del factor de alcalinidad

Efluente		
Periodo	Semana	Factor de alcalinidad (α)
1	1	0.53
	2	0.62
	3	0.39
	4	0.56
	5	0.23
	6	0.19
	7	0.27
	8	****
	9	****
	10	****
	11	****
Promedio del periodo		0.4
Desviación estándar		±0.16
2	12	****
Promedio del periodo		NA
Desviación estándar		NA
3	13	****
	14	0.47
Promedio del periodo		0.47
Desviación estándar		±0.01

Continuación Tabla A3.1. Seguimiento semanal de la determinación del factor de alcalinidad

Efluente		
Periodo	Semana	Factor de alcalinidad (α)
4	15	0.44
	16	0.4
	17	0.29
	18	0.14
	19	0.19
	20	****
Promedio del periodo		0.29
Desviación estándar		± 0.11
5	21	0.33
Promedio del periodo		0.33
Desviación estándar		± 0.02
6	22	0.2
Promedio del periodo		0.2
Desviación estándar		± 0.01
7	23	0.16
	24	0.11
	25	0.2
	26	0.11
	27	0.25
	28	****
	29	****
	30	****
Promedio del periodo		0.17
Desviación estándar		± 0.05
8	31	****
	32	****
	33	0.48
	34	****
	35	****
Promedio del periodo		0.48
Desviación estándar		± 0.02
9	36	0.48
	37	0.42
	38	0.38
Promedio del periodo		0.42
Desviación estándar		± 0.04
10	39	0.32
	40	0.26
Promedio del periodo		0.29
Desviación estándar		± 0.03

Anexo 4. Determinación de ácidos grasos volátiles (AGV)

La medición de ácidos grasos volátiles se realizó mediante cromatografía de gases con un cromatógrafo de detector de flama bajo las condiciones descritas en la Tabla A4.1 y siguiendo el diagrama de flujo presentado en la figura A4.1

Tabla A4.1 Condiciones de operación del cromatógrafo de gases

Parámetro	Condiciones
Columna	Zebro ZB-FFAP 15 m x 0.53 mm
Gas acarreador	Helio
Temperatura del horno	$T_1 = 70^\circ\text{C}$ por $t_1 = 1.5$ min con aumento de temperatura de $10^\circ\text{C}/\text{min}$ hasta $T_2 = 130^\circ\text{C}$ por $t_2 = 1$ min
Tipo de detector	Ionización de flama (FID)
Temperatura del detector	210°C
Temperatura del inyector	190°C
Volumen de inyección	$0.1 \mu\text{L}$
Presión del flujo	12.4 psi

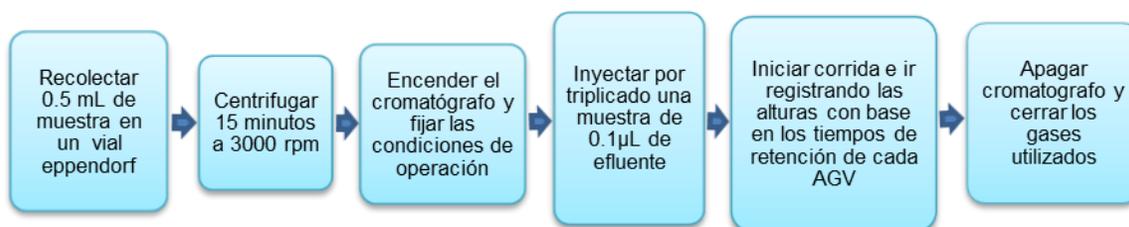


Fig. A4.1. Diagrama de bloques para la determinación de AGV

Para realizar los cálculos de las concentraciones se utilizaron las ecuaciones descritas por la calibración correspondiente de cada ácido como se muestra a continuación en las figuras A4.2, A2.3, A4.4, A4.5 y A4.6.

Con esa información se obtuvieron los valores tabulados en la Tabla A4.2. Se observa que los datos se inician a partir del periodo 5 debido a que se aumenta la carga orgánica alimentada al reactor, lo que podría traer consigo la acumulación de H_2 y consigo la acidificación del reactor, por lo cual se vuelve impredecible cuantificar los AGV presentes para garantizar una mayor estabilidad y realizar medidas correctivas en la alimentación a partir de los resultados obtenidos.

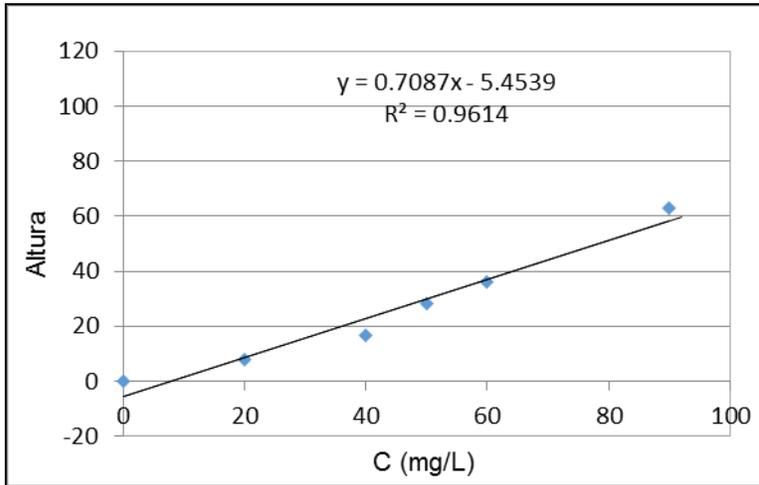


Fig. A4.2. Curva de calibración del ácido acético

Concentración (mg/L)	Altura
90	63.116
60	35.991
50	28.182
40	16.435
20	7.809
0	0

$$C. = \frac{\text{Altura} + 5.4539}{0.7087}$$

Ec. A4.1.

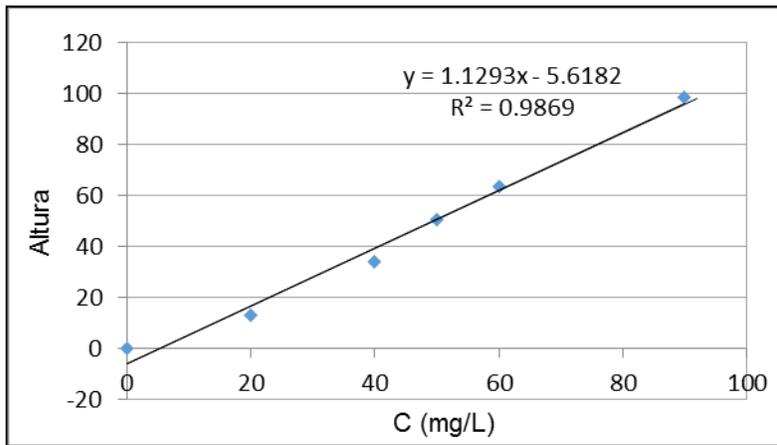
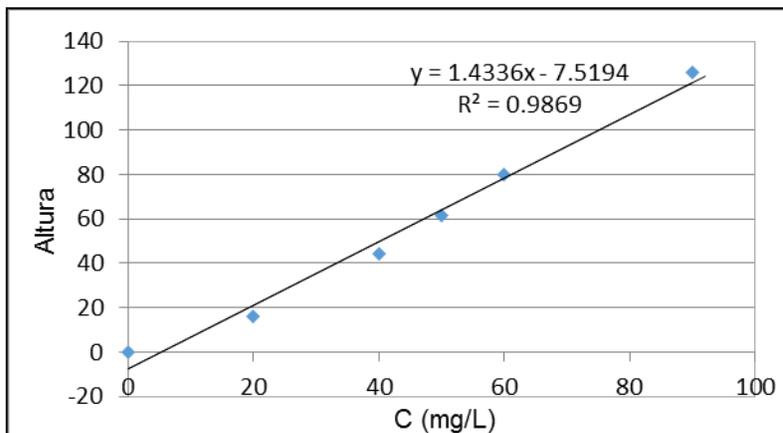


Fig. A4.3. Curva de calibración del ácido propiónico

Concentración (mg/L)	Altura
90	98.539
60	63.592
50	50.406
40	34.134
20	13.25
0	0

$$C. = \frac{\text{Altura} + 5.6182}{1.1293}$$

Ec. A4.2.

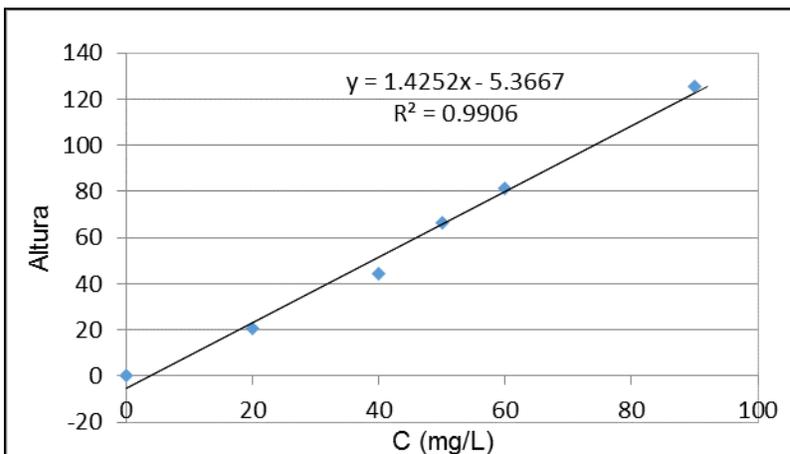


Concentración (mg/L)	Altura
90	125.695
60	79.735
50	61.298
40	44.508
20	16.39
0	0

$$C. = \frac{\text{Altura} + 7.5194}{1.4336}$$

Fig. A4.4. Curva de calibración del ácido iso-butírico

Ec. A4.3.

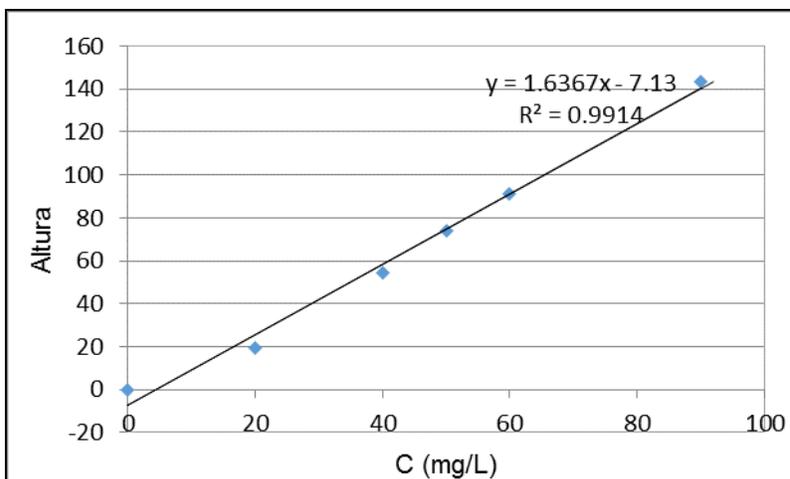


Concentración (mg/L)	Altura
90	125.679
60	81.226
50	66.313
40	44.519
20	20.626
0	0

$$C. = \frac{\text{Altura} + 5.3667}{1.4252}$$

Fig. A4.5. Curva de calibración del ácido butírico

Ec. A4.4.



Concentración (mg/L)	Altura
90	143.571
60	91.232
50	73.864
40	54.491
20	19.592
0	0

$$C. = \frac{\text{Altura} + 7.13}{1.6367}$$

Fig. A4.6. Curva de calibración del ácido valérico

Ec. A4.5.

Tabla A4.2. Seguimiento semanal de la determinación de AGV

Periodo	Semana	Acético	Propiónico	Isobutírico	Butírico	Valérico
5	21	31.198	15.423	14.542	9.631	8.765
Promedio del periodo		31.198	15.423	14.542	9.631	8.765
Desviación estándar		±14.309	±4.317	±4.427	±1.907	±1.991
6	22	30.049	20.320	18.814	11.437	11.287
Promedio del periodo		30.049	20.320	18.814	11.437	11.287
Desviación estándar		±5.231	±3.388	±8.982	±3.909	±4.351
7	23	17.988	8.023	9.930	9.888	6.777
	24	12.525	7.440	7.317	6.175	6.472
	25	12.448	7.499	8.532	7.936	6.605
	26	12.486	7.469	7.925	7.056	6.539
	27	12.371	7.558	9.746	9.697	6.739
	28	24.307	9.107	12.801	13.480	6.855
	29	26.900	8.777	11.934	15.495	7.308
30	24.879	8.310	11.253	9.381	6.919	
Promedio del periodo		17.988	8.023	9.930	9.888	6.777
Desviación estándar		±6.012	±0.609	±1.832	±2.963	±0.247
8	31	19.703	8.825	13.086	8.971	7.801
	32	15.461	13.460	25.244	9.348	7.697
	33	12.391	10.187	19.750	7.758	7.043
	34	15.651	35.706	16.426	9.632	7.795
	35	14.794	42.898	13.291	10.549	8.322
Promedio del periodo		15.600	22.215	17.559	9.251	7.731
Desviación estándar		±2.358	±14.215	±4.547	±0.911	±0.408
9	36	13.158	34.057	11.775	10.151	7.796
	37	13.266	26.973	10.353	9.017	7.491
	38	12.737	23.730	9.678	8.334	6.855
Promedio del periodo		13.054	28.253	10.602	9.167	7.381
Desviación estándar		±0.228	±4.312	±0.874	±0.749	±0.392
10	39	11.408	19.042	8.538	7.076	6.783
	40	11.921	17.264	8.555	7.135	6.885
Promedio del periodo		11.664	18.153	8.546	7.106	6.834
Desviación estándar		±0.256	±0.889	±0.009	±0.030	±0.051

Anexo 5. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

El método de análisis consiste en colocar la muestra a reflujos en una disolución de ácido fuerte (H_2SO_4 concentrado) con un exceso de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Después de la digestión, el dicromato no reducido se mide espectrofotométricamente por UV-Vis para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente siguiendo la norma NMX-AA-030-SCFI-2011(DOF, 2001a). Para ello fue necesario preparar las siguientes soluciones:

- Solución A: Pesar 10.216 g de dicromato de potasio, previamente secado a 103°C por 2h, añadirlo a 500 mL de agua y adicionar 167 mL de ácido sulfúrico concentrado con 33.3 g de sulfato mercúrico, aforar a 1 L con agua. Disolver y enfriar a temperatura ambiente
- Solución B: Pesar 15 g de sulfato de plata y disolver en 1 L de ácido sulfúrico concentrado. El sulfato de plata requiere un tiempo aproximado de dos días para su completa disolución
- Solución patrón de biftalato de potasio: Pesar 0.851 g de biftalato de potasio, disolver en agua y aforar a 1 L. A partir de esta solución se preparan 10 puntos para realizar la curva de calibración.

El manejo de la muestra se presenta en el diagrama de la Fig. A5.1. Las muestras procesadas son el agua proveniente del proceso de flotación, el influente (agua del proceso de flotación previamente sedimentada) y el efluente (agua tratada por el RALLFA).

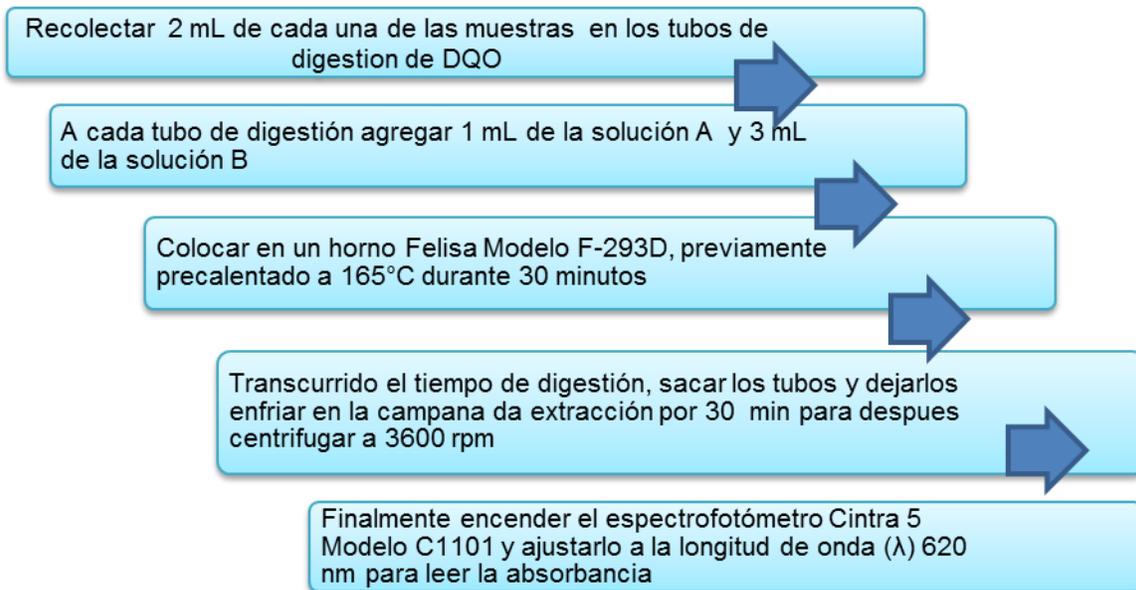
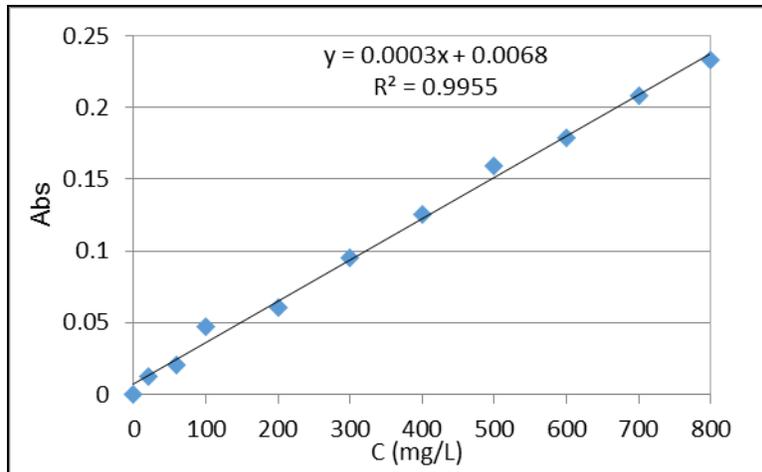


Fig. A5.1. Diagrama de bloques para la determinación de la DQO

Para el cálculo de las concentraciones de DQO se utilizan las Figuras A5.2 y A5.3 con las ecuaciones correspondientes A5-1 y A5-2 de cada curva de calibración



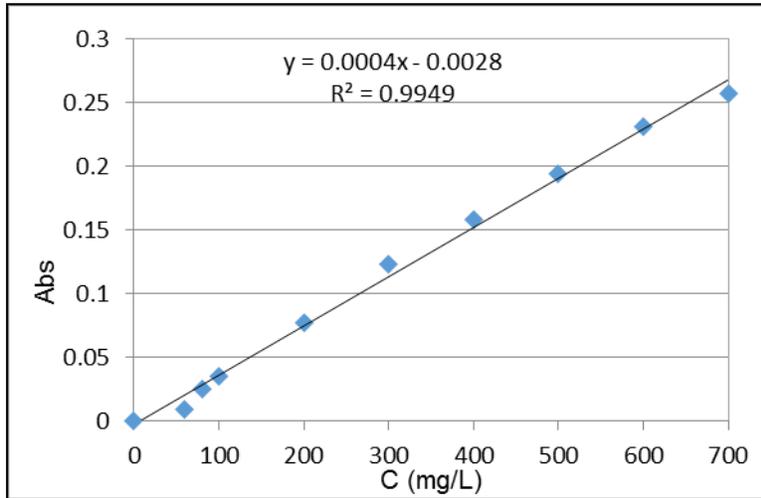
Concentración (mg/L)	Abs. (λ=620nm)
0	0
20	0.012
60	0.02
100	0.047
200	0.06
300	0.095
400	0.125
500	0.159
600	0.179
700	0.208
800	0.233

$$C. = \frac{Abs - 0.0068}{0.0003}$$

* *Factor de dilucion*

Fig. A5.2. Curva de calibración de DQO para el espectro 1

Ec. A5.1.



Concentración (mg/L)	Abs. ($\lambda=620\text{nm}$)
0	0
60	0.009
80	0.025
100	0.035
200	0.077
300	0.123
400	0.158
500	0.194
600	0.231
700	0.257

$$C. = \frac{Abs + 0.0028}{0.0004}$$

* Factor de dilucion

Fig. A5.3. Curva de calibración de DQO para el espectro 2

Ec. A5.2.

Tabla A5.1 Seguimiento semanal de la determinación de DQO total y soluble

Periodo	Semana	Demanda química de oxígeno			
		Influente T	Efluente T	Influente S	Efluente S
1	1.00	160.92	212.31	****	****
	2.00	90.67	222.89	****	****
	3.00	****	****	****	****
	4.00	****	****	****	****
	5.00	114.50	138.89	****	****
	6.00	85.75	140.50	****	****
	7.00	63.75	182.88	****	****
	8.00	****	****	****	****
	9.00	69.42	143.89	****	****
	10.00	****	****	****	****
	11.00	****	****	****	****
Promedio del periodo		97.50	173.56	NA	NA
Desviación estándar		±32.71	±34.63	NA	NA
2	12.00	****	****	****	****
Promedio del periodo		NA	NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA	NA

Continuación Tabla A5.1 Seguimiento semanal de la determinación de DQO total y soluble

Periodo	Semana	Demanda química de oxígeno			
		Influyente T	Efluyente T	Influyente S	Efluyente S
3	13.00	1015.60	557.22	990.00	388.33
	14.00	677.50	628.33	711.25	620.00
Promedio del periodo		846.56	592.77	850.62	504.16
Desviación estándar		±169.06	±35.55	±139.37	±115.83
4	15.00	146.25	600.83	116.25	601.25
	16.00	97.50	700.83	91.25	686.67
	17.00	*****	****	****	****
	18.00	57.50	636.67	47.50	615.83
	19.00	48.75	325.00	72.50	345.00
	20.00	88.75	323.33	****	****
Promedio del periodo		87.75	517.33	81.88	562.19
Desviación estándar		±34.50	±160.94	±25.19	±129.48
5	21.00	*****	****	****	****
Promedio del periodo		NA	NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA	NA
6	22.00	****	310.00	66.25	48.33
Promedio del periodo		NA	310.00	66.26	48.33
Desviación estándar		NA	±19.99	±11.43	±7.51
7	23.00	266.70	960.10	****	****
	24.00	248.10	476.00	223.20	474.20
	25.00	267.80	371.50	251.10	304.80
	26.00	293.70	269.50	275.50	242.00
	27.00	250.00	223.20	234.00	187.30
	28.00	398.50	224.50	446.50	191.30
	29.00	536.20	368.50	****	350.50
	30.00	641.50	467.80	631.90	453.50
Promedio del periodo		362.79	420.13	343.69	314.80
Desviación estándar		±99.40	±98.95	±82.13	±94.14
8	31.00	3433.33	563.00	3534.67	547.67
	32.00	3816.67	642.00	3638.89	643.33
	33.00	3963.33	648.58	3716.67	683.83
	34.00	4333.33	678.33	4058.33	712.29
	35.00	3183.33	735.67	2950.00	740.50
Promedio del periodo		3746.00	653.52	3579.71	665.52
Desviación estándar		±402.88	±56.06	±360.53	±67.12

Continuación Tabla A5.1 Seguimiento semanal de la determinación de DQO total y soluble

Periodo	Semana	Demanda química de oxígeno			
		Influente T	Efluente T	Influente S	Efluente S
9	36.00	2190.00	705.17	1895.83	706.50
	37.00	1294.44	697.33	933.33	691.25
	38.00	614.58	689.83	508.33	688.33
Promedio del periodo		1366.34	697.44	1112.50	695.36
Desviación estándar		±645.17	±6.26	±580.44	±7.97
10	39.00	4152.78	633.50	4002.78	698.83
	40.00	4420.00	607.50	4193.33	610.17
	Promedio del periodo		4286.39	620.50	4098.06
Desviación estándar		±133.61	±13.00	±95.28	±44.33

T=total; S=soluble

ANEXO 6. Determinación de nitratos (NO³⁻)

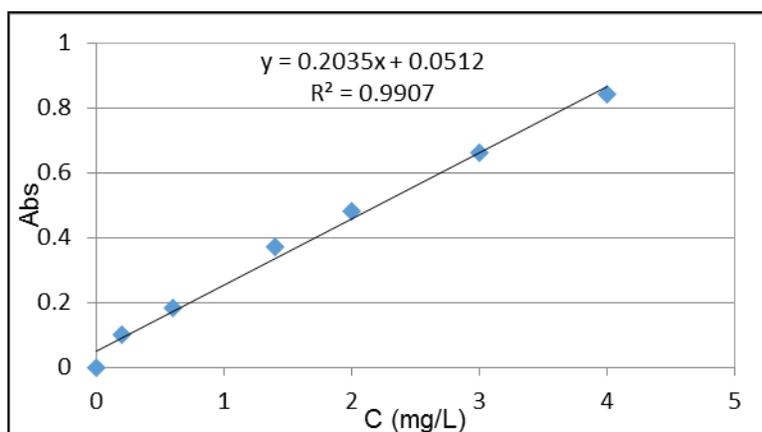
Para su determinación se sigue la norma MNX-A-A-079-SCFI-2001 (DOF, 2001d).

Sustancias:

- Solución de ácido clorhídrico 1N: Diluir 83 mL de ácido clorhídrico concentrado a 1000 mL con agua destilada
- Solución madre de nitratos: Secar nitrato de potasio en una estufa a 105°C por 24 horas, enfriando en un desecador. Pesar 0.7218 g de nitrato de potasio anhidro y diluir a 1000 mL con agua destilada
- Solución patrón de nitrato: Diluir 50 mL de solución madre de nitratos a 500 mL con agua destilada. A partir de esta solución se preparan 10 puntos para realizar la curva de calibración. La muestra es procesada según el diagrama de bloques presentado en la Figura A6.1 y para los cálculos se utilizan las ecuaciones A6.1 y A6.2.



Fig. A6.1. Diagrama de bloques para la determinación de NO³⁻

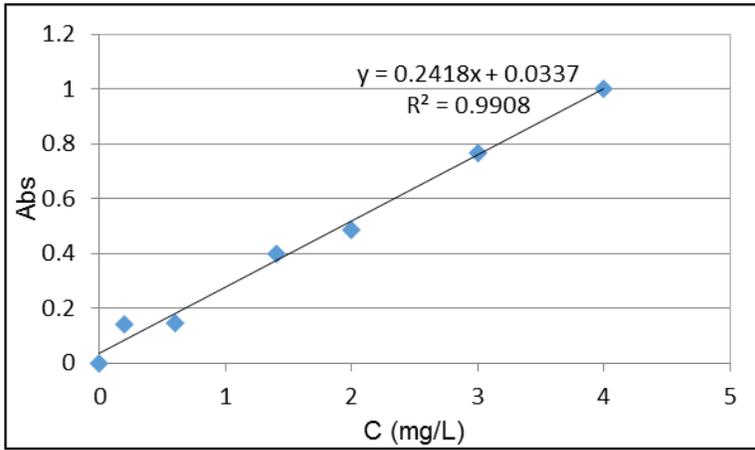


Concentración (mg/L)	Abs. (λ 220nm)
0	0
0.2	0.1018
0.6	0.1818
1.4	0.3728
2	0.4798
3	0.6618
4	0.8398

$$C. = \frac{Abs - 0.0512}{0.2035}$$

Fig. A6.2. Curva de calibración de NO³⁻ para el espectro 1

Ec. A6.1



Concentración (mg/L)	Abs. (λ 220nm)
0	0
0.2	0.141
0.6	0.147
1.4	0.399
2	0.488
3	0.767
4	1.002

$$C. = \frac{Abs + 0.0337}{0.2418}$$

Fig. A6.3. Curva de calibración de NO³⁻ para el espectro 2

Ec. A6.1

Tabla A6.1 Seguimiento semanal de la determinación de NO³⁻

Periodo	Semana	Influente T	Efluente T
1	1	4.01	3.55
	2	5.39	2.99
	3	****	2.37
	4	****	****
	5	****	****
	6	4.71	3.68
	7	****	****
	8	****	****
	9	2.47	2.35
	10	3.27	2.33
	11	****	****
Promedio del periodo		3.97	2.88
Desviación estándar		±1.03	±0.57
2	12	****	****
Promedio del periodo		NA	NA
Desviación estándar		NA	NA
3	13	6.28	5.37
	14	****	5.20
Promedio del periodo		6.28	5.28
Desviación estándar		±0.98	±0.08
Periodo	Semana	Influente T	Efluente T
4	15	****	****
	16	2.85	2.14

Continuación Tabla A6.1 Seguimiento semanal de la determinación de NO³⁻

Periodo	Semana	Influyente T	Efluente T
4	17	****	****
	18	2.47	2.35
	19	****	****
	20	****	****
Promedio del periodo		3.38	3.40
Desviación estándar		±1.03	±1.63
5	21	****	****
Promedio del periodo		NA	NA
Desviación estándar		NA	NA
6	22	****	****
Promedio del periodo		NA	NA
Desviación estándar		NA	NA
7	23	3.93	56.44
	24	3.43	37.48
	25	3.44	25.84
	26	3.41	13.05
	27	3.39	12.09
	28	3.39	8.28
	29	3.33	7.44
	30	3.55	6.53
Promedio del periodo		3.48	20.89
Desviación estándar		±0.17	±16.77
8	31	2.18	10.87
	32	****	*****
	33	1.26	18.56
	34	1.48	17.63
	35	1.15	17.89
Promedio del periodo		1.30	18.03
Desviación estándar		±0.12	±0.34
9	36	8.56	17.13
	37	6.48	33.16
	38	8.52	10.84
Promedio del periodo		7.85	20.38
Desviación estándar		±0.97	±9.40
10	39	14.27	12.61
	40	13.77	23.88
Promedio del periodo		14.02	18.24
Desviación estándar		±0.25	±5.63

ANEXO 7. Determinación de sulfuros (S²⁻)

Para la determinación de sulfuros se utilizaron las 2 técnicas establecidas en la norma NMX.A-A-084-1982 (DOF, 1982). Las primeras semanas de medición se usó el método de azul de metileno y de la semana 25 a la 40 se utilizó el método iodométrico. Por esta razón se prepararon las siguientes sustancias.

Método azul de metileno

- Solución madre de ácido amino sulfúrico: Disolver 2.7g (2.45 mL) de N, N-dimetil-p-fenilendiamina oxalato en una mezcla fría de 5 mL de H₂SO₄ concentrado y 20 mL de agua. Enfriar y diluir a 10 mL con agua
- Solución A: De la solución madre se toman 0.25 mL y se diluyen con 9.75 mL de solución de H₂SO₄ (50/50)
- Solución B: En 40 mL de agua destilada se disuelven 100g de FeCl₃.6H₂O
- Solución C: Disolver 40 g de (NH₄)₂HPO₄ en 80 mL de agua
- Solución patrón de sulfuro de sodio nonahidratado: Disolver 7.5 g de Na₂S.9H₂O en 100mL de H₂O (1000 mg L⁻¹). A partir de esta diluir a 10 mg/L. A partir de esta solución preparar 10 puntos para realizar la curva de calibración.

Método iodo métrico

- Solución de HCl 6N
- Solución estándar de iodo 0.0250 N. disolver de 20 a 25 g de KI en agua
- Posteriormente añadir 3.2 g de iodo, después de que éste se haya disuelto, diluir a un litro y valorar con disolución de tiosulfato de sodio 0.0250 N usando almidón como indicador
- Solución estándar de tiosulfato de sodio 0.0250 N. Disolver 6.205 g de Na₂S₂O₃. 5H₂O en agua, adicionar 1.5 mL de disolución de NaOH 6N ó 0.4 g de NaOH sólido y diluir a un litro. Titular con disolución de bi-iodato de potasio

- Solución estándar de bi-iodato de potasio 0.0250 N. Disolver 812.4 mg de $\text{KH}(\text{IO}_3)_2$ en agua y diluir a un litro
- Solución de almidón. Disolver 2.0 g de almidón soluble y como preservador 0.2 g de ácido salicílico, en 100 mL de agua.

El tratamiento de la muestra se realiza siguiendo el diagrama de bloques presentado en la Figura A7.1 para el método de azul de metileno y la Figura A7.2 para el método iodo-métrico.

Para el cálculo se utilizan las ecuaciones A7.1 y A7.2 para el método de azul de metileno y la A7.3 para el iodo-métrico.

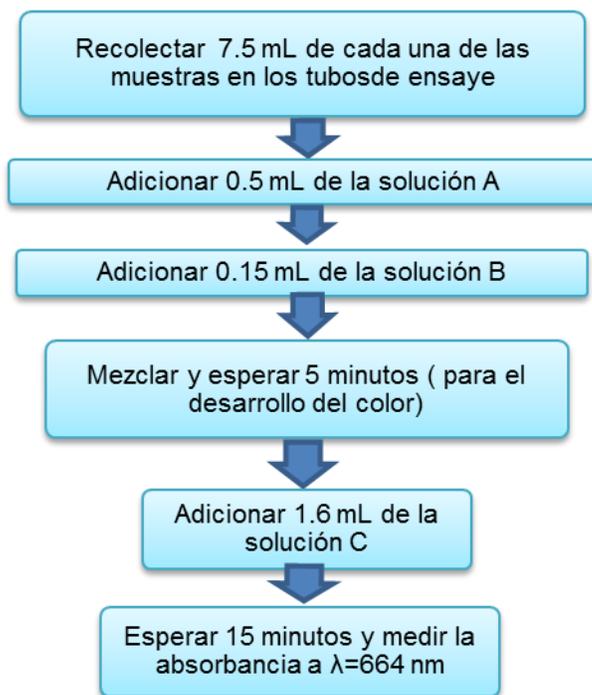


Fig. A7.1. Diagrama de bloques para la determinación de S^{2-} por el método de azul de metileno

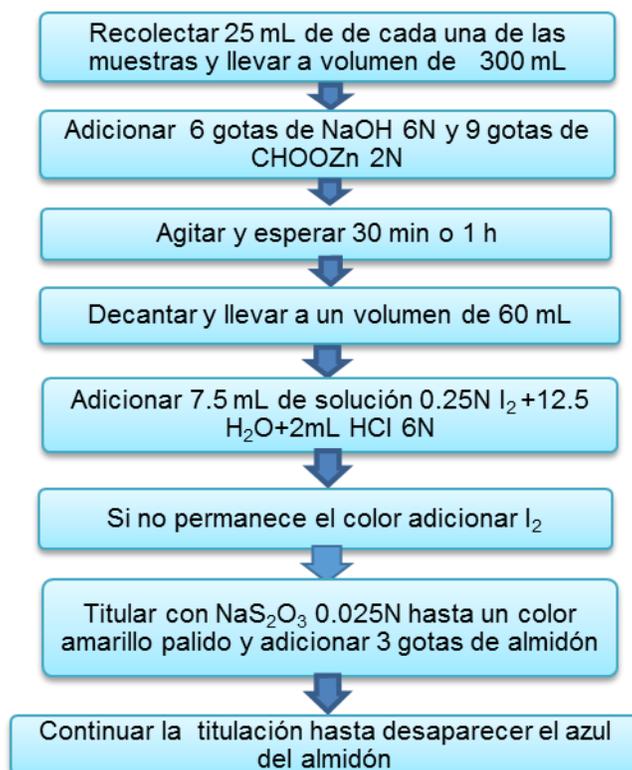
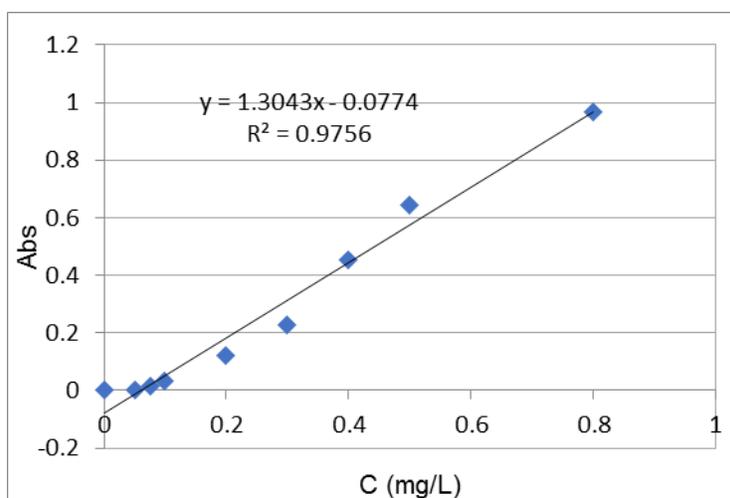


Fig. A7.2. Diagrama de bloques para la determinación de S^{2-} por el método iodo-métrico

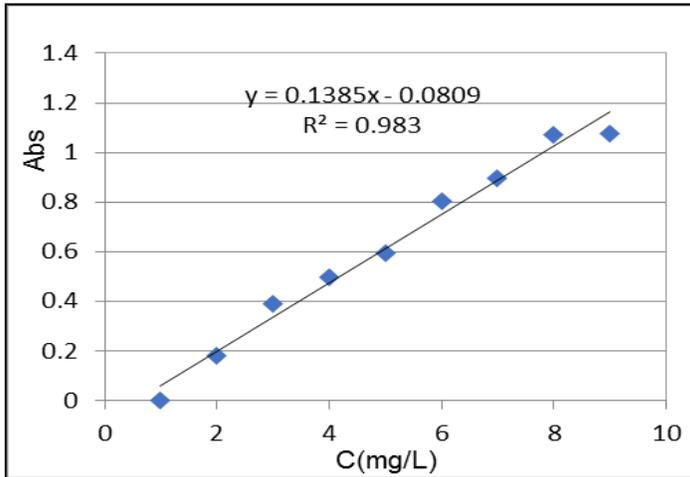


Concentración (mg/L)	Abs. ($\lambda 664\text{nm}$)
0	0
0.05	0.003
0.075	0.016
0.1	0.035
0.2	0.12
0.3	0.227
0.4	0.452
0.5	0.645
0.8	0.9685

$$C. = \frac{Abs - 0.0774}{1.3043}$$

Fig. A7.3. Curva de calibración de S^{2-} para el espectro 1

Ec. A7.1.



Concentración (mg/L)	Abs. (λ664nm)
0,000	0
1.5	0.179
3	0.388
5	0.495
6	0.595
7.5	0.801
8.5	0.898
9.5	1.072
10	1.076

$$C. = \frac{Abs - 0.0774}{1.3043}$$

Fig. A7.4. Curva de calibración de S²⁻ para el espectro 2

Ec. A7.2.

$mg/L S^2 = \frac{(A \times B) - (C \times D) \times 6,000}{midelamuestra}$	<p>Ec. A7.3</p>
<p>dónde: A mL de solución I₂ B normalidad I₂=0.025N C concentración de NaS₂O₃ D normalidad del NaS₂O₃=0.025</p>	

Tabla A7.1 Seguimiento semanal de la determinación de S²⁻

Periodo	Semana	Influente	Efluente	% de Conversión
1	1	****	*****	NA
	2	0.18	27.93	28%
	3	0.00	27.42	27%
	4	0.00	22.40	22%
	5	0.00	0.01	NA
	6	0.00	11.80	12%
	7	0.19	14.59	14%
	8	0.24	26.36	26%
	9	0.21	6.17	6%
	10	0.00	1.03	1%
	11	****	****	NA
Promedio del periodo		0.10	19.52	19%
Desviación estándar		±0.01	±8.02	±9%
2	12	****	****	NA

Continuación Tabla A7.1 Seguimiento semanal de la determinación de S²

Promedio del periodo		NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA
3	13	0.08	4.89	5%
	14	0.00	1.59	2%
Promedio del periodo		0.04	3.24	3%
Desviación estándar		0.04	1.65	2%
4	15	0.03	16.50	16%
	16	0.12	13.58	13%
	17	0.00	****	NA
	18	0.08	15.00	15%
	19	****	****	NA
20	****	****	NA	
Promedio del periodo		0.06	15.03	15%
Desviación estándar		±0.05	±1.19	±1%
5	21	****	****	NA
Promedio del periodo		NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA
6	22	****	****	NA
Promedio del periodo		NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA
7	23	0.00	12.00	12%
	24	0.03	20.00	20%
	25	0.00	27.20	27%
	26	1.60	22.40	21%
	27	1.60	21.60	20%
	28	0.80	10.40	10%
	29	0.00	13.20	13%
30	****	****	NA	
Promedio del periodo		0.58	18.11	18%
Desviación estándar		±0.70	±5.83	±6%
8	31	0.80	8.80	8%
	32	0.00	15.20	15%
	33	0.00	14.40	14%
	34	0.00	6.34	6%
	35	****	****	NA
Promedio del periodo		0.20	11.18	11%
Desviación estándar		±0.35	±3.73	±4%

Continuación Tabla A7.1 Seguimiento semanal de la determinación de S²⁻

Periodo	Semana	Influyente	Efluente	% de Conversión
9	36	0.00	16.00	16%
	37	0.00	18.40	18%
	38	8.80	24.00	24%
Promedio del periodo		2.93	19.47	19%
Desviación estándar		±4.15	±3.35	±3%
10	39	7.20	33.33	33%
	40	7.20	46.00	46%
Promedio del periodo		7.20	39.67	40%
Desviación estándar		±0.00	±6.33	±6%

ANEXO 8. Determinación de sulfatos (SO_4^{2-})

En el método utilizado, el ion sulfato SO_4^{2-} precipita en un medio de ácido acético con ion Ba^{2+} de modo que se forman cristales de sulfato de bario, BaSO_4 , de acuerdo con la norma NMX-A-A-074-SCF-1981 (DOF, 1981).

Sustancias:

- Solución A: Solución amortiguadora (*buffer*, en inglés) para concentraciones de sulfatos superiores a 10 mg/L. Disolver 30 g de cloruro de magnesio ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), 5g de acetato de sodio ($\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), 1.0g de nitrato de potasio (KNO_3) y 20 mL de ácido acético (99%) (CH_3COOH), en 500 mL de agua destilada y llevar al aforo a 1000 mL
- Solución patrón de sulfato de sodio: Secar 2 g de sulfato de sodio por dos horas a 110°C . Pesar y disolver en agua 147.9 mg de sulfato de sodio previamente secado y llevar al aforo a 1000 mL. Posteriormente tomar 10.4 mL y aforar a 100 mL. A partir de esta solución preparar 10 puntos para calibración
- BaCl_2 (reactivo).

Para la determinación de los sulfatos es necesario seguir el diagrama de flujo presentado en la Figura A8.1. y las ecuaciones A8.1 y A8.2 para el cálculo de concentraciones.

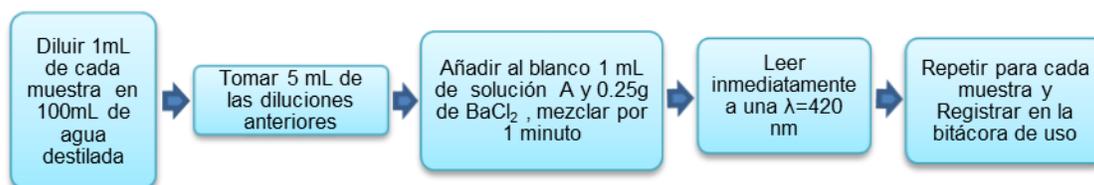
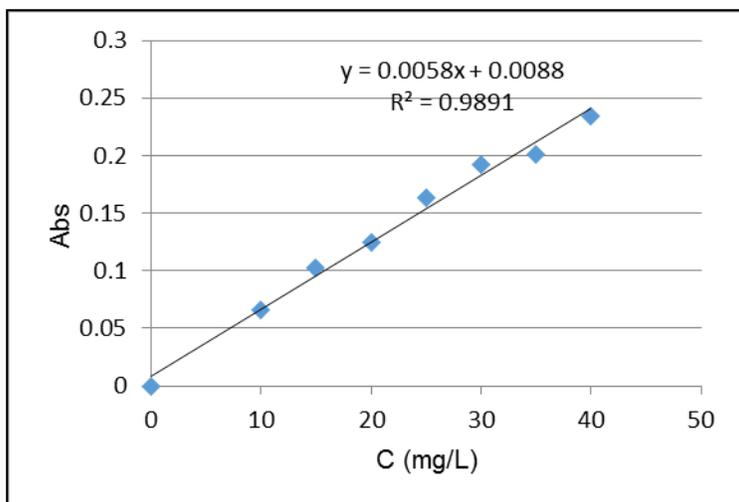


Fig. A8.1. Diagrama de bloques para la determinación de SO_4^{2-}

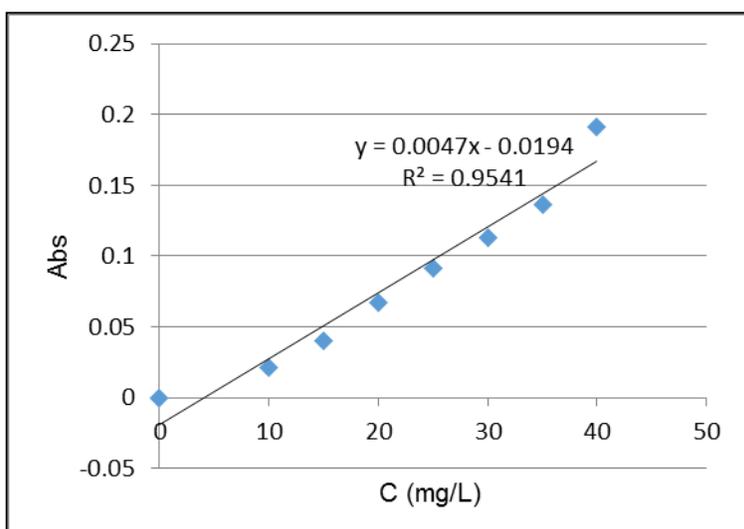


Concentración (mg/L)	Abs. (λ 420nm)
0	0
10	0.066
15	0.103
20	0.125
25	0.163
30	0.192
35	0.201
40	0.234

$$C. = \frac{Abs - 0.088}{0.0058}$$

Fig. A8.2. Curva de calibración de SO_4^{2-} para el espectro 1

Ec. A8.1.



Concentración (mg/L)	Abs. (λ 420nm)
0	0
10	0.021
15	0.040
20	0.067
25	0.091
30	0.113
35	0.136
40	0.191

$$C. = \frac{Abs + 0.0194}{0.0047}$$

Fig. A8.3. Curva de calibración de SO_4^{2-} para el espectro 2

Ec.
A8.2.

Tabla A8.1. Seguimiento semanal de la determinación de SO₄²⁻

Periodo	Semana	Influente T	Efluente T	% de Remoción
1	1	****	****	NA
	2	****	****	NA
	3	****	****	NA
	4	****	****	NA
	5	4698	2729	41.9%
	6	4800	2768	42.3%
	7	4074	2418	40.7%
	8	3533	2128	39.8%
	9	4885	2865	41.3%
	10	****	****	NA
	11	****	****	NA
Promedio del periodo		4398	2581	41.2%
Desviación estándar		±518	±272	±0.9%
2	12	****	****	NA
Promedio del periodo		NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA
3	13	1862	1567	15.8%
	14	2014	1637	18.7%
Promedio del periodo		1938	1602	17.3%
Desviación estándar		±76	±35	±1.5%
4	15	3068	1387	54.8%
	16	3840	1812	52.8%
	17	3449	3508	NA
	18	3362	2803	16.6%
	19	3362	2242	33.3%
	20	****	****	NA
Promedio del periodo		3416	2351	39.4%
Desviación estándar		±248	±745	±15.6%
5	21	3480	3204	7.9%
Promedio del periodo		3480	3204	7.9%
Desviación estándar		±162	±119	±0.7%
6	22	****	****	NA
Promedio del periodo		NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA

Continuación Tabla A8.1. Seguimiento semanal de la determinación de SO₄²⁻

Periodo	Semana	Influyente T	Efluente T	% de Remoción
7	23	4463	3165	29.1%
	24	6391	4786	25.1%
	25	6035	5505	8.8%
	26	7573	5721	24.5%
	27	7573	6078	19.7%
	28	7473	6141	17.8%
	29	7281	6033	17.1%
	30	6919	6368	8.0%
Promedio del periodo		6714	5475	18.8%
Desviación estándar		±1003	±987	±7.1%
8	31	8048	5711	29.0%
	32	6670	4792	28.2%
	33	5387	5494	NA
	34	5884	5622	4.4%
	35	5664	6261	NA
Promedio del periodo		6330	5576	15.4%
Desviación estándar		±959	±471	±11.4%
9	36	****	5725	NA
	37	3506	4017	NA
	38	4088	3957	3.2%
Promedio del periodo		3797	4566	3.2%
Desviación estándar		±291	±819	±0.4%
10	39	5226	4116	21.2%
	40	5163	3904	24.4%
Promedio del periodo		5194	4010	22.8%
Desviación estándar		±31	±106	±2.2%

ANEXO 9. Determinación de sólidos

El procedimiento completo para la determinación de los sólidos se observa en la Figura A9.1, el cual fue planteado con base en la NMX-AA-034-SFCI-2001 (DOF, 2001b).

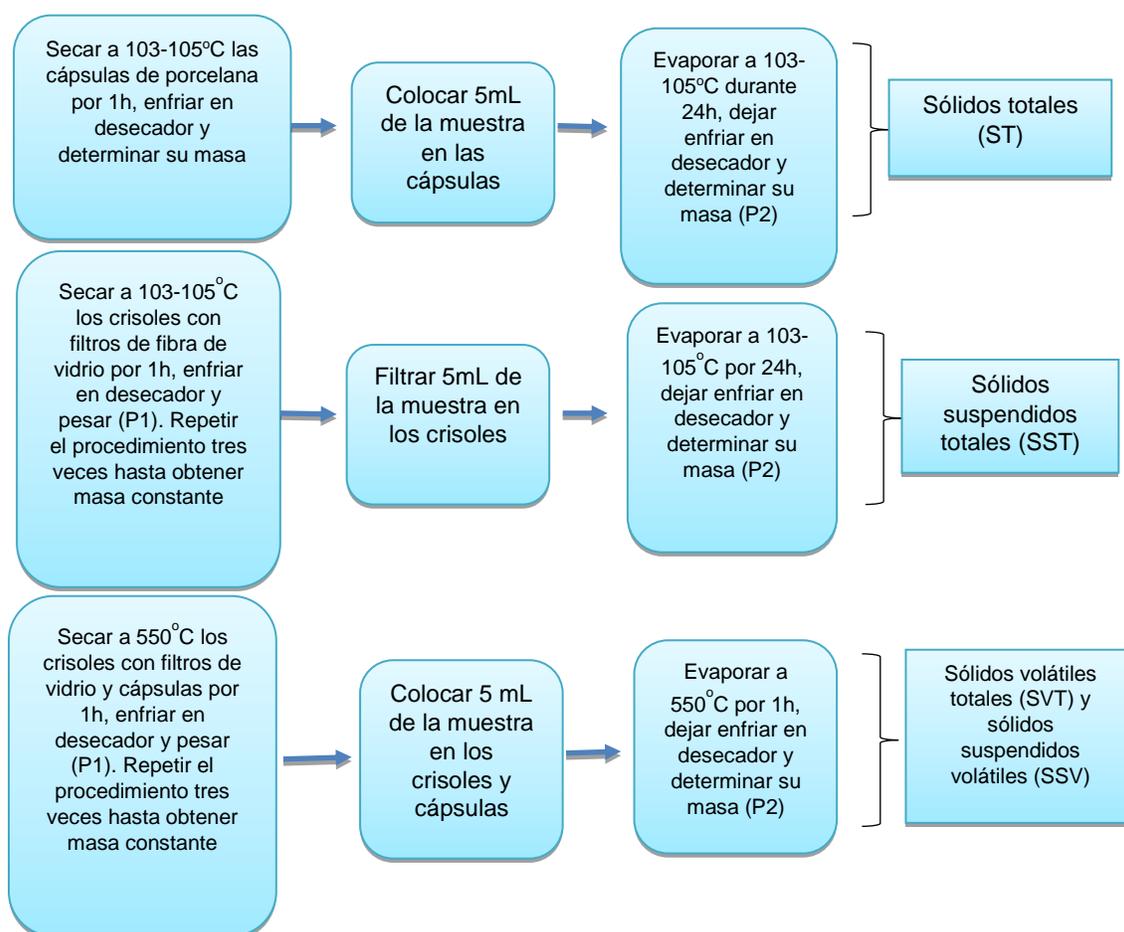


Fig. A9.1. Diagrama de bloques para la determinación de sólidos

El contenido de sólidos totales, suspendidos, disueltos y suspendidos volátiles se pueden evaluar mediante las Ecs. A9.1 a A9.5, respectivamente.

$$\frac{mg}{L} ST = \frac{(P_2 - P_1) * 1000}{V_m}$$

Ec. A9.1

$$\frac{mg}{L} STD = \frac{(P_2 - P_1) * 1000}{V_m}$$

Ec. A9.2

$$\frac{mg}{L} SST = ST - STD$$

Ec. A9.3

$$\frac{mg}{L} SSV = \frac{(P_2 - P_1) * 1000}{V_m}$$

Ec. A9.4

Tabla A9.1. Seguimiento semanal de la determinación de sólidos del efluente

Periodo	Semana	ST	STV	STF	SST	SDT
1	1	23820	3390	20430	820	23000
	2	11260	2350	8910	780	10480
	3	10150	1980	8170	670	9480
	4	****	****	****	****	****
	5	9610	1350	8260	780	8830
	6	****	****	****	****	****
	7	9360	1420	7940	610	8750
	8	10000	1730	8270	720	9280
	9	8840	1540	7300	560	8280
	10	8920	1430	7490	640	8280
	11	9110	1800	7310	570	8540
Promedio del periodo		11230	1888	9342	683	10547
Desviación estándar		±2753	±2318	±2526	±282	±2693
2	12	8680	1410	7270	630	8050
Promedio del periodo		8680	1410	7270	630	8050
Desviación estándar		NA	NA	NA	NA	NA
3	13	15970	6190	9780	860	15110
	14	16730	6410	10320	1030	15700
Promedio del periodo		16350	6300	10050	945	15405
Desviación estándar		±2380	±2110	±2270	±285	±2295
4	15	17310	5860	11450	960	16350
	16	11600	4190	7410		11600
	17	****	****	****	****	****
	18	****	****	****	****	****
	19	****	****	****	****	****
	20	****	****	****	****	****

ST= Sólidos totales; STV= Sólidos totales volátiles; STF= Sólidos totales fijos; SST= Sólidos suspendidos totales; SDT= Sólidos disueltos totales

Continuación Tabla A9.1. Seguimiento semanal de la determinación de sólidos del efluente

Período	Semana	ST	STV	STF	SST	SDT
Promedio del periodo		14455	5025	9430	960	13975
Desviación estándar		±22855	±2835	±22020	NA	±22375
5	21	****	****	****	****	****
Promedio del periodo		NA	NA	NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA	NA	NA
6	22	****	****	****	****	****
Promedio del periodo		NA	NA	NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA	NA	NA
7	23	9800	1840	7960	600	9200
	24	10310	2170	8140	1000	9310
	25	9190	2200	6990	410	8780
	26	9570	1530	8040	650	8920
	27	9310	1500	7810	420	8890
	28	9470	1580	7890	690	8780
	29	9260	1670	7590	420	8840
30	9940	2610	7330	1860	8080	
Promedio del periodo		9606	1888	7719	756	8850
Desviación estándar		361	374	367	197	343
8	31	10650	2010	8640	650	10000
	32	****	****	****	****	****
	33	10920	2230	8690	650	10270
	34	11150	2650	8500	520	10630
	35	11900	2400	9500	850	11050
Promedio del periodo		11323	2427	8897	673	10650
Desviación estándar		418	172	434	136	319
9	36	9910	2100	7810	650	9260
	37	9670	2640	7030	****	9670
	38	10000	3510	6490	****	10000
Promedio del periodo		9860	2750	7110	650	9643
Desviación estándar		139	581	390	NA	303
10	39	10320	2570	7750	****	10320
	40	12180	3370	8810	****	12180
Promedio del periodo		11250	2970	8280	NA	11250
Desviación estándar		930	400	530	NA	930

ST= Sólidos totales; STV= Sólidos totales volátiles; STF= Sólidos totales fijos; SST= Sólidos suspendidos totales; SDT= Sólidos disueltos totales

Tabla A9.2. Seguimiento semanal de la determinación de sólidos del influente

Periodo	Semana	ST	STV	STF	SST	SDT
1	1	16750	2830	13920	560	16190
	2	8500	1500	7000	500	8000
	3	8950	1880	7070	670	8280
	4	****	****	****	****	****
	5	9040	1730	7310	500	8540
	6	****	****	****	****	****
	7	8520	1530	6990	550	7970
	8	9120	1530	7590	710	8410
	9	8390	1580	6810	500	7890
	10	8550	1560	6990	530	8020
	11	9040	1750	7290	440	8600
Promedio del periodo		9651	1766	7886	551	9100
Desviación estándar		±280	±128	±2145	±82	±261
2	12	25710	9800	15910	2180	23530
Promedio del periodo		25710	9800	15910	2180	23530
Desviación estándar		NA	NA	NA	NA	NA
3	13	16730	7410	9320	1260	15470
	14	14560	6030	8530	840	13720
Promedio del periodo		15645	6720	8925	1050	14595
Desviación estándar		±1085	±690	±395	±210	±875
4	15	8490	1650	6840	350	8140
	16	8400	1630	6770	****	8400
	17	****	****	****	****	****
	18	****	****	****	****	****
	19	****	****	****	****	****
	20	****	****	****	****	****
Promedio del periodo		8445	1640	6805	350	8270
Desviación estándar		±45	±10	±35	NA	±130
5	21	****	****	****	****	****
Promedio del periodo		NA	NA	NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA	NA	NA
6	22	****	****	****	****	****
Promedio del periodo		NA	NA	NA	NA	NA
Desviación estándar		NA	NA	NA	NA	NA

ST= Sólidos totales; STV= Sólidos totales volátiles; STF= Sólidos totales fijos; SST= Sólidos suspendidos totales; SDT= Sólidos disueltos totales

Continuación Tabla A9.2. Seguimiento semanal de la determinación de sólidos del influente

Período	Semana	ST	STV	STF	SST	SDT
7	23	9840	2180	7660	790	9050
	24	9820	1900	7920	670	9150
	25	9420	2430	6990	390	9030
	26	9660	2200	7460	810	8850
	27	9460	2120	7340	430	9030
	28	9400	2340	7060	520	8880
	29	9800	2890	6910	470	9330
	30	16750	3020	7120	1020	9430
Promedio del periodo		10519	2385	7308	638	9094
Desviación estándar		±184	±361	±331	±208	±189
8	31	17640	6680	10960	600	17040
	32	****	****	****	****	****
	33	10140	7620	9130	1340	15410
	34	15630	7420	8210	710	14610
	35	14650	5800	8850	840	13810
Promedio del periodo		13473	6947	8730	963	14610
Desviación estándar		±490	±815	±385	±272	±653
9	36	11560	4190	7370	****	10940
	37	9840	2750	7090	****	9840
	38	9420	2050	7370	****	9420
Promedio del periodo		10273	2997	7277	NA	10067
Desviación estándar		±926	±891	±132	NA	±641
10	39	19170	6120	13050	****	19170
	40	18060	6840	11220	****	18060
Promedio del periodo		18615	6480	12135	NA	18615
Desviación estándar		±555	±360	±915	NA	±555

ST= Sólidos totales; STV= Sólidos totales volátiles; STF= Sólidos totales fijos; SST= Sólidos suspendidos totales; SDT= Sólidos disueltos totales.

Anexo 10. Disposición de los residuos generados en la investigación

Con el fin de proteger la integridad física y la salud del personal, así como prevenir la contaminación del ambiente fue fundamental seguir el Reglamento para el manejo, tratamiento y minimización de residuos generados en la Facultad de Química de la UNAM (UNAM, 2007). Como investigadores responsables dentro de los laboratorios, todos los usuarios deben entregar los residuos generados al personal encargado de su manejo y disposición, designado dentro de los propios laboratorios, para que estas personal a su vez soliciten al área de Protección Civil la recolección de los mismos mediante un oficio para su control y disposición final.

Para la entrega de los residuos producidos durante la fase experimental desarrollada, fue necesario verificar que el residuo generado del análisis no pudiera tratarse o disponerse dentro de los laboratorios. Posteriormente se clasificaron de acuerdo con su naturaleza y grado de peligrosidad (CRETIB) según la Norma Oficial vigente correspondiente, que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. Para finalmente ser indicado e identificarlo con la etiqueta oficial (Fig. A10.1). Una vez hecho esto se llenó la solicitud correspondiente (Fig. A10.2) para su registro, recolección y disposición. En ella debe declararse el número y tipo de envase, el volumen y/o la masa y los tipos de residuos que contienen los envases que se deben registrar, recolectar y disponer.

 Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Química CONTROL DE RESIDUOS		
Estado físico	Propiedades	Radiactividad
<input type="checkbox"/> Líquido <input type="checkbox"/> Sólido <input type="checkbox"/> Otro	<input type="checkbox"/> Corrosivo <input type="checkbox"/> Reactivo <input type="checkbox"/> Explosivo <input type="checkbox"/> Tóxico <input type="checkbox"/> Inflamable <input type="checkbox"/> Biológico-Infecioso	Isótopo _____ Actividad (Bq)
Departamento: _____ Responsable: _____ Laboratorio: _____ Generador: _____ Firma del Generador: _____ Fecha: _____		Nombre y origen del residuo 

Fig. A10.1. Etiqueta oficial para la identificación de residuos

Bibliografía

- APHA-AWWA-WPCF. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, and Water Environment Federation. Vol. 2. Washington, DC, EE.UU.
- Adekunle, K.F., Okolie, J.A. 2015. A review of biochemical process of 'anaerobic' digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, 6(03):205-212. <https://pdfs.semanticscholar.org/998b/c5f0f7675dbe86843787b7d835150a658302.pdf>
- Adivire, O. 2006. Drenaje ácido de mina generación y tratamiento. Informe Final. Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente, CNR-IGME. Madrid, España (consultada 13 de julio del 2018): http://info.igme.es/SIDIMAGENES/113000/258/113258_0000001.PDF
- Al Seadi, T. 2001. Good Practice in Quality Management of AD residues from biogas production. Task 24 Energy from Biological Conversion of Organic Waste. IEA Bioenergy (consultada 13 de julio del 2018): [http://213.229.136.11/bases/ainia_probiogas.nsf/0/70996A6A88900B70C125753F005B70AD/\\$FILE/IEA%20BUENAS%20PR%C3%81CTICAS%20DA.pdf](http://213.229.136.11/bases/ainia_probiogas.nsf/0/70996A6A88900B70C125753F005B70AD/$FILE/IEA%20BUENAS%20PR%C3%81CTICAS%20DA.pdf)
- Arango-Bedoya, O., Sanches-e-Sousa, L. 2009. Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB / Treatment of dairy industry wastewater using UASB anaerobic systems. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 7(2):24-31. <http://www.scielo.org.co/pdf/bsaa/v7n2/v7n2a04.pdf>
- Bijmans, M. F.M. 2008. Sulfate reduction under acidic conditions for selective model recovery. Tesis Doctoral. Wageningen Universiteit.
- Burns, A.S., Pugh, C.W., Segid, Y.T., Behum, P.T., Lefticariu, L., Bender, K.S. 2012. Performance and microbial community dynamics of a sulfate-reducing bioreactor treating coal generated acid mine drainage. *Biodegradation*, 23(3):415-429.
- Cabrera, L. 2002. Diccionario de aztequismos. Revisión y puesta en orden: J. Ignacio Dávila-Garibi. Términos nahuas: Luis Reyes-García. Términos latinos (clasificaciones botánicas y zoológicas): Esteban Inciarte. Ed. Colofón S.A. 5ª edición. ISBN 968-867-038-3. México D.F. México.
- Campos, P.A. 2001. Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Tesis Doctoral. Facultad de Agronomía. Universidad de Lleida, España.
- Castro-González, A. 2004. Efecto de la temperatura en la actividad metanogénica y sulfato-reductora de consorcios microbianos en condiciones anaerobias. Tesis de Doctorado en Ciencias Químicas (Ingeniería Química), Facultad de Química, UNAM. Defensa: Enero 28. México D.F. México (consultado el 26 de junio del 2018): <http://132.248.9.195/ppt2004/0327304/Index.html>
- Castro-González, A., Durán-de-Bazúa, C. 2002. Procesos de separación: Aplicaciones para la cuantificación de biogases producidos en reactores anaerobios. *Tecnología Ciencia y Educación (IMIQ, México)*, 17(2):84-94.

- Castro-González, A., Durán-de-Bazúa, C. 2001. Adaptación de biomasa anaerobia a un nuevo substrato en un reactor anaerobio de lecho de lodos. *Tecnología Ciencia y Educación (IMIQ, México)*,16(1):49-55.
- CONAGUA. 2018. Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (consultada 13 de julio del 2018): www.mapasconagua.net/libros/SGAPDS-1-15-Libro49.pdf.
- Dávalos-Navarro, R.A., Tuny-Rojas, F.C. 2011. Determinación de la eficiencia para diferentes tiempos de 'retención' hidráulica en un reactor UASB y su post-tratamiento con plantas acuáticas (Jacinto de agua) tratando agua residual doméstica a escala de laboratorio. Tesis profesional de Ingeniería Sanitaria. Facultad de Ingeniería Ambiental. UNI. Defensa: enero 12. Lima, Perú.
- DOF. 2013a. NOM-141-SEMARNAT-2013. NORMA Oficial Mexicana, Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y post operación de presas de jales. *Diario Oficial de la Federación*. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2013b. Análisis de agua- Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas– Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-007-SFCI-2013. *Diario Oficial de la Federación*. Poder Ejecutivo Federal Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2011a. NOM-120-SEMARNAT-2011, NORMA Oficial Mexicana, Que establece las especificaciones de protección ambiental para las actividades de exploración minera directa, en zonas agrícolas, ganaderas o eriales y en zonas con climas secos y templados en donde se desarrolle vegetación de matorral xerófilo, bosque tropical caducifolio, bosques de coníferas o encinos. *Diario Oficial de la Federación*. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2011b. NOM-159-SEMARNAT-2011. NORMA Oficial Mexicana, Que establece los requisitos de protección ambiental de los sistemas de lixiviación de cobre. *Diario Oficial de la Federación*. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2011c. Análisis de agua- Determinación del pH- Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-008-SFCI-2011. *Diario Oficial de la Federación*. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2009. NOM-157-SEMARNAT-2009. NORMA Oficial Mexicana, Que establece los elementos y procedimientos para instrumentar planes de manejo de residuos mineros. *Diario Oficial de la Federación*. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2007. NOM-155-SEMARNAT-2007. NORMA Oficial Mexicana, Que establece los requisitos de protección ambiental para los sistemas de lixiviación de minerales de oro y plata. *Diario Oficial de la Federación*. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2001a. 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-SFCI-2001. *Diario Oficial de la Federación*. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.

- DOF. 2001b. Análisis de aguas-Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-034-SFCI-2001. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2001c. Análisis de aguas-Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-036-SFCI-2001. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2001d. Análisis de aguas-Determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-079-SFCI-2001. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- DOF. 2000. Análisis de agua- Determinación de la conductividad eléctrica. Método de Prueba. Norma Mexicana NMX-AA-093-SFCI-2000. 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-084-2001. 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-SFCI-2001. Diario Oficial de la Federación. Poder Ejecutivo Federal. Estados Unidos Mexicanos.
- Durán-de-Bazúa, C. responsable, Delfín-Alcalá, I., corresponsable, Cano-Rodríguez, I., Carrillo-Chávez, A., García-Meza, J.V., Ramírez-Burgos, L.I., académicos. González-Sandoval, M.R., Lizárraga-Mendiola, L., Pacheco-Gutiérrez, L.A., Panizza-de-León, A., estudiantes. 2017. Aprovechamiento integral del agua y los residuos sólidos en sitios de explotación de minerales. Estudios de caso: Guanajuato y Estado de México / *Holistic use of water and solid residues in mining exploitation sites. Case studies: Guanajuato and State of Mexico*. Proys. IN103403, IN105407 PAPIIT, DGAPA, UNAM, 2004-2005, 2007-2008. Vol.3, *Química Ambiental del Suelo / Environmental Chemistry of Soil*. Pub. Prog. Ing. Quim. Amb. y Quim. Amb. ISBN 970-32-3832-7. Facultad de Química, UNAM. México D.F. México. 156 pags., 50 ejemplares, 1ª Ed. (2005). Disco compacto, 193 pags. 2ª. Ed. mejorada (2007). Disco compacto, 197 pags. 3ª. Ed. mejorada (2017).
- Durán-de-Bazúa, C. 1994. Tratamiento biológico de aguas residuales de la industria química y de proceso. Pub. UNAM-FQ-PIQAYQA. 5ª edición. México D.F. México.
- Enciso, A. L. 2011. Actividad minera, veta de desastre ambiental. Periódico digital La Jornada. Consulta a las redes internacionales (consultada 25 de junio del 2017) <http://www.jornada.unam.mx/2011/12/30/sociedad/036n1soc>.
- 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. México D.F. México (consultado el 26 de junio del 2018): <http://132.248.9.195/ptd2014/noviembre/0722188/Index.html>

- Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E., Teira, M.R. 2000. El proceso de secado de purines en el marco de gestión integral de residuos ganaderos. *Residuos*. 10(53):40-46. <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/22612>
- Gallegos-García, M., Celis, L.B., Rangel-Méndez, R., Razo-Flores, E. 2009. Precipitation and recovery of metal sulfides from metal containing acidic wastewater in a sulfidogenic down-flow fluidized bed reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 102(1):91-99.
- Gatica-Jiménez, G. 2015. Implementación de un sistema de fortificación en obras de desarrollo y rebajes, en la minera Tizapa. Informe Escrito de Ingeniería de Minas y Metalurgista. Facultad de Ingeniería, UNAM. Defensa: Enero. Ciudad de México, México. <http://132.248.52.100:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/5731/Informe.pdf?sequence=1>
- 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 (consultado el 26 de junio del 2018): <http://132.248.9.195/ptb2010/junio/0659293/Index.html>
- Gujer, W., Zehnder, A.J. 1983. Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, 15(8-9):127-167.
- INE. 2005. Capítulo 2. Instituto Nacional de Ecología (ahora INECC) (consultado el 26 de junio del 2018): <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/459/cap2.html>.
- Kaspar, H.F., Wuhrmann, K. 1978. Kinetic parameters and relative turnovers of some important catabolic reactions in digesting sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 36(1):1-7 (consultado el 26 de junio del 2018): <https://aem.asm.org/content/aem/36/1/1.full.pdf>
- Kirjavainen, V., Heiskanen, K. 2007. Some factors that affect beneficiation of sulphide nickel-copper ores. *Minerals Engineering*, 20(7):629-633.
- Lens, P.N.L., Kuenen, J.G. 2001. The biological sulfur cycle: Novel opportunities for environmental biotechnology. *Water Science and Technology*, 44(8):57-66.
- Lettinga, G., van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., de Zeeuw, W., Klapwijk, A. 1980. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 22(4):699-734. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/bit.260220402>
- Lizárraga-Mendiola, L. 2008. Afectación de una presa de jales de sulfuros masivos a la hidrogeoquímica de los escurrimientos superficiales aledaños. Tesis de Doctorado. Programa de Posgrado en Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. México (consultado el 26 de junio del 2018): <http://132.248.9.195/ptd2008/septiembre/0632423/Index.html>
- Lopes, S.I.C. 2007. Sulfate reduction at low pH in organic wastewaters. Tesis doctoral, Wageningen Agricultural University. Wageningen, Países Bajos.
- López-Bárceñas, F. 2017. *La vida o el mineral. Los cuatro ciclos del despojo minero en México*. Akal/Interpares. ISBN 978-607-97537-1-9. 352 p. Ciudad de México, México. https://www.akal.com/libro/la-vida-o-el-mineral_35249/

- López-Lerliche, J. 2016. Arrancar un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) operando a 35°C por lotes y en continuo a escala de laboratorio para el tratamiento de un efluente proveniente del proceso de flotación de una planta minera. Informe de la asignatura Estancia Académica. Facultad de Química, UNAM. Ciudad de México, México.
- Lorenzo, Y., Obaya, M. C. 2006. La 'digestión anaerobia' y los reactores UASB. Generalidades. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar, 40(1):13-21.
- Márquez-Sánchez, M., Martínez-González, S.A. 2017. Reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA's o UASB). Antología. Consulta a las redes internacionales (consultada 31 de enero del 2018): http://aula.aguapedia.org/pluginfile.php/11619/mod_resource/content/0/RAFA.pdf.
- McCarty, P.L. 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals. Public Works, 95(9):107-112.
- Méndez, Á. 2010. Sulfuros. La guía química. Recuperado de <https://quimica.laguia2000.com/compuestos-quimicos/sulfuros>.
- Montesinos-León, M.I. 2017. Caracterización de efluentes de mina para elección de la alternativa óptima de tratamiento. Tesis profesional de Ingeniería en Minas. Facultad de Ciencias en Ingeniería. PUCP. Defensa: enero 12. Lima, Perú (consultado el 26 de junio del 2018): <http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/123456789/7885>
- Mussati, M., Aguirre, P., Scenna, N. 1999. Modelado, simulación y optimización de procesos químicos. En Capítulo XVIII: Modelado del proceso de digestión 'anaerobia' en reactores simples. Nicolás J. Scenna, editor. Universidad Tecnológica Nacional, CONICET. Pp. 697-739. Santa Fé, Argentina.
- Nagpal, S., Chuichulcherm, S., Livingston, A., Peeva, L. 2000. Ethanol utilization by sulfate-reducing bacteria. An experimental and modeling study. Biotechnology and Bioengineering, 70(5):533-543.
- Ochoa, M. 2005. Comunicación personal. Estado de México, México. (tomado de Pacheco-Gutiérrez, 2006).
- Ojeda-Berra, L. 2008. Modelo matemático de un reactor anaerobio con bacterias sulfatorreductoras 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, UNAM. Defensa: junio 24. México D.F. México (consultado el 26 de junio del 2018): <http://132.248.9.195/ptd2008/septiembre/0632235/Index.html>
- Orduña-Bustamante, M.A. 2012. Efecto de la relación nitrógeno: potasio en la eficiencia de remoción de contaminantes carbonosos y nitrogenados en agua en sistemas de laboratorio que simulan humedales artificiales. Tesis de Doctorado en Ingeniería. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería (Ingeniería Ambiental, Agua). UNAM. Defensa: marzo 5. Ciudad de México, México (consultado el 26 de junio del 2018): <http://132.248.9.195/ptd2012/mayo/0679685/Index.html>

- 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 (consultado el 26 de junio del 2018):
<http://132.248.9.195/pd2006/0606818/Index.html>
- Pacheco-Gutiérrez, L.A., Durán-Domínguez-de-Bazúa, C. 2007. Uso del agua en la industria minera. Parte 2: Estudio de opciones para reciclar el agua de proceso / *Water reuse in the mining industry. Part 2: Options to recycle process water*. Tecnología Ciencia y Educación (IMIQ, México),22(1):15-29.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48222103>
- Pacheco-Gutiérrez, L.A., Durán-de-Bazúa, M.C. 2006. El agua en la industria minera mexicana. Parte 1. Balances de materia en una empresa cooperante / *Water use in the Mexican mining industry. Part 1. Mass balances in a cooperating industry*. Tecnología Ciencia y Educación (IMIQ, México),21(2):96-102.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48221203>
- Pavlostathis, S. G., Giraldo-Gómez, E. 1991. Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, 24(8):35-59.
- Pérez, A., Torres, P. 2011. Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*, 10(2):41-52.
- Poblete-Mier, C.A. 2015. 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. Tesis profesional de Ingeniería Química. Facultad de Química, UNAM. Defensa: noviembre 30. Ciudad de México, México (consultada 31 de enero del 2018):
<http://132.248.9.195/ptd2015/noviembre/0738039/Index.html>
- QUIMTIA. 2018. Tratamiento activo y pasivo de aguas en el sector minero 2018. Edición 2018 (consultada 28 de junio del 2017):
- Rincón-Acelas, I.R. 2008. Cinética de la degradación anaerobica termofílica de vinazas de caña. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, Facultad de Química, UNAM, México. D.F. México (consultada 31 de enero del 2018):
<http://132.248.9.195/ptd2008/septiembre/0632214/Index.html>
- 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 (consultada 31 de enero del 2018):
<http://132.248.9.195/ptd2009/marzo/0641028/Index.html>
- Rodríguez-Caro, R. 2017. Reactores UABS en plantas de tratamiento de aguas residuales. Consulta a las redes internacionales (consultada 31 de enero del 2018):
http://aula.aguapedia.org/pluginfile.php/16135/mod_folder/content/0/REACTORES%20UASB%20PTAR.docx?forcedownload=1.

- Rodríguez-Rivera, F.d.J. 1993. Tratamiento de vinazas empleando reactores anaerobios avanzados (UASB y FA) con eliminación de H₂S. Tesis profesional de Ingeniería Química. Facultad de Química, UNAM (asesor Adalberto Noyola Robles). México D.F. México (consultada 31 de enero del 2018): <http://132.248.9.195/pmig2016/0189594/Index.html>
- Rojas Chacón, O. (1987). Relación alcalinidad-ácidos grasos volátiles. In Curso Arranque y Operación de Sistemas de Flujo Ascendente con Manto de Lodo UASB (pp. 1-32). UNIVALLE.
- Romero, E. 2006-2007. Residuos mineros. Ingeniería ambiental 2006-2007, dirección electrónica (consultada 25 de octubre del 2016): <http://www.uhu.es/emilio.romero/docencia/Residuos%20Mineros.pdf>.
- Salas-Megchún, E.F. 2014. Geoquímica y mineralogía de jales en Mina Aurora, Xichú, Guanajuato. Tesis de Maestría en Ciencias de la Tierra, Centro de Geociencias, UNAM. Marzo, México D. F., México. <http://132.248.9.195/ptd2014/febrero/0709203/Index.html>
- Sánchez-Andrea, I., Sanz, J.L., Bijmans, M.F.M., Stams, A.J.M. 2014. Sulfatereduction at low pH to remediate acid mine drainage. *Journal Hazardous Materials*, 269:98-109.
- SEMARNAT. 2014. Consejo Consultivo Nacional para el Desarrollo Sustentable – CCNDS GENERACION 2011-2014 PNUD-SEMARNAT. Consulta a las redes internacionales (consultada 25 de junio del 2017): <http://apps3.semarnat.gob.mx/consejos/wp-content/uploads/2015/11/Seguim.-Recom.-Miner%C3%ADa-y-MA-12.05.14.pdf>.
- Sheoran, A.S., Sheoran, V., Choudhary, R.P. 2010. Bioremediation of acid-rock drainage by sulphate-reducing prokaryotes: A review. *Minerals Engineering*, 23(14), 1073-1100.
- SIAM. 2017. Sistema de Administración Minera 2017. Edición 2017. Consulta a las redes internacionales (consultada 26 de junio del 2017): <http://www.siam.economia.gob.mx/es/siam/home>.
- SPENAGROUP. 2018. Tratamiento de aguas residuales en la minería. Consulta a las redes internacionales (consultada 28 de mayo del 2018): <http://spenagroup.com/tratamiento-aguas-residuales-mineria/#1480302949453-83a99091-d5c6>.
- Sørensen, S.P.L. 1909. Enzymstudien II: Über die Messung und die Bedeutung der Wasserstoffionenkonzentration bei enzymatischen Prozessen. Pp. 131-200. Goethe Universität. Frankfurt am Main, Alemania. Consulta a las redes internacionales (consultada 31 enero 2018): <http://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/frontdoor/index/index/docId/17417>
- Torres, L. P., Pérez, A. 2010. Actividad Metanogénica Específica: Una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 9:5-14.
- UNAM. 2007. Reglamento para el manejo, tratamiento y minimización de residuos generados en la Facultad de Química de la UNAM. Consulta en redes internacionales (consultada 2 febrero 2018) <https://quimica.unam.mx/wp-content/uploads/2016/02/residuos.pdf>

- Valenzuela, R. 2011. Bioprecipitación de cobre por sulfato-reducción en un reactor anaerobio de lodos granulares expandidos. Tesis de Maestría en Ciencias de Ingeniería. Programa de Posgrado Maestría en Ciencias de Ingeniería UNISON. Sonora. México (consultado el 18 de julio del 2018): <http://www.bidi.uson.mx/TesisIndice.aspx?tesis=22284>.
- Visser, A. 1995. The anaerobic treatment of sulfate containing wastewater. Doctoral thesis. Wageningen Agricultural University. Wageningen, Países Bajos. Consulta a las redes internacionales (consultada 31 de enero del 2018): <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/200073>
- Von Sperling, M. 1996. Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, 33(3) 59-72.
- Widdel, E. 1988. Microbiology and ecology of sulfate-and sulfur-reducing bacteria. In *Biology of Anaerobic Microorganisms*. A. J. B. Zehnder (ed.), pp. 469-585. John Wiley and Sons, Nueva York, EE.UU.
- Winkler, M.A. 2000. Tratamiento biológico de aguas de desecho. Limusa Noriega Editores. México D.F. México (consultada 31 de enero del 2018): <http://www.teorema.com.mx/tendencias/tratamiento-biologico-de-aguas-de-desecho/>