

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**



**“EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DEL SULFURO DE  
HIDRÓGENO EN EL BIOGÁS MEDIANTE EL MÉTODO DE LA  
AIREACIÓN”**

Presentada por:

**JOANNA KENIT HUERTAS PARRALES**

Tesis para Optar por el Título Profesional de:

**INGENIERO AMBIENTAL**

**Lima – Perú**

**2019**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA  
LA MOLINA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**“EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DEL SULFURO DE  
HIDRÓGENO EN EL BIOGÁS MEDIANTE EL MÉTODO DE LA  
AIREACIÓN”**

Presentada por:

**JOANNA KENIT HUERTAS PARRALES**

Tesis para Optar el Título Profesional de:

**INGENIERO AMBIENTAL**

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

---

Mg. Sc. Víctor Raúl Miyashiro Kiyán  
PRESIDENTE

---

Dr. Elvito Fabián Villegas Silva  
MIEMBRO

---

Ph. D. Lizardo Visitación Figueroa  
MIEMBRO

---

Ing. Lawrence Enrique Quipuzco Ushñahua  
ASESOR

## **DEDICATORIA**

*Dedico este trabajo a mis padres, por el apoyo constante que me permitió lograr esta meta profesional.*

## **AGRADECIMIENTO**

Agradezco a Dios por estar presente en mi vida y darme la fortaleza necesaria para alcanzar mis metas.

A mis padres, por su amor y sacrificio todos estos años de formación académica.

A mi asesor, el Ing. Lawrence Quipuzco, por ser mi guía desde el primer momento, por concederme su tiempo, por su entusiasmo, motivación y conocimientos que fueron fundamentales para cumplir mis objetivos en la investigación. Gracias por su paciencia, dedicación y amistad.

Al Círculo de Investigación de Biogás y Biometano de la Universidad Nacional Agraria La Molina, grupo que dirige mi asesor, por su colaboración en la difusión de mi proyecto de tesis y por su apoyo en la parte experimental.

Al SNV (Servicio Holandés de Cooperación para el Desarrollo), por el financiamiento otorgado, contribución muy importante que me permitió llevar a cabo el presente trabajo de investigación.

Al INIA (Instituto Nacional de Innovación Agraria), por la oportunidad de acceder a una beca para realizar una pasantía de investigación en la Universidad de Hohenheim en Stuttgart, Alemania, lo cual me permitió ampliar mis conocimientos sobre el tema de mi tesis.

Al Dr. Andreas Lemmer, director del Instituto Estatal de Ingeniería Agrícola y Bioenergía de la Universidad de Hohenheim, por su total colaboración desde que inicié mi tesis y sus aportes durante mi pasantía de investigación que resultaron de vital importancia.

A la Universidad de Hohenheim, donde tuve una valiosa experiencia tanto en el laboratorio como en las aulas y donde pude conocer y compartir con profesionales especialistas en el tratamiento de biogás.

Al Sr. Luis, colaborador del Centro Modelo de Tratamiento de Residuos Sólidos de la UNALM, quien me brindó su tiempo y siempre estuvo dispuesto a asistirme con su conocimiento técnico en la parte experimental.

Al Sr. Edgar, colaborador del Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la UNALM, por facilitarme el uso de los equipos del laboratorio.

A mis amigos, que me apoyaron de diferentes maneras, y estuvieron presentes principalmente para darme su apoyo moral.

A Gustavo, por alentarme, motivarme y ayudarme en sus ratos libres en la parte experimental.

# ÍNDICE GENERAL

<b>RESUMEN</b> .....	<b>i</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>ii</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>iii</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>II. REVISIÓN DE LA LITERATURA</b> .....	<b>4</b>
2.1 Definiciones generales .....	4
2.1.1 Biogás .....	4
2.1.2 Biol .....	6
2.1.3 Residuos sólidos orgánicos.....	6
2.2 Composición del biogás.....	7
2.3 Factores que influyen en la producción de biogás .....	8
2.4 Utilización del biogás .....	10
2.4.1 En calentadores, cocinas y lámparas de gas .....	11
2.4.2 Motores de combustión interna .....	11
2.4.3 Combustible para vehículos .....	11
2.4.4 Generación de electricidad .....	12
2.5 Sulfuro de hidrógeno .....	12
2.5.1 Concentración de sulfuro de hidrógeno en el biogás.....	14
2.6 Métodos de eliminación del sulfuro de hidrógeno en el biogás .....	15
2.6.1 Reducción in situ de sulfuro del biogás mediante adición de sales de hierro al estiércol líquido .....	17
2.6.2 Utilización de filtros de óxido de hierro (III) .....	17
2.6.3 Adsorción .....	19
2.6.4 Absorción/ Scrubbing .....	20
2.6.5 Separación por membranas.....	20
2.6.6 Biofiltros y filtros percoladores .....	21
2.6.7 Reducción in situ del sulfuro mediante adición de aire.....	21
2.7 Factores que influyen la remoción del sulfuro de hidrógeno mediante aireación.....	24
2.7.1 Influencia del pH .....	25
2.7.2 Concentración del sulfuro.....	25

2.7.3	Dosis de aire y tiempo de residencia del biogás en el digestor .....	25
2.7.4	La ubicación de la oxidación del sulfuro, la acumulación del azufre y espacio para el biogás .....	26
2.8	Configuraciones del Reactor.....	28
2.8.1	Aireación directamente dentro de biodigestores anaeróbicos .....	29
2.8.2	Aireación en compartimentos separados .....	30
2.9	Ventajas y desventajas del método .....	30
2.10	Biodigestores .....	31
2.10.1	Definición .....	31
2.10.2	Clasificación .....	31
<b>III.</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>36</b>
3.1	Ubicación .....	36
3.2	Duración.....	36
3.3	Experimento.....	36
3.4	Cálculos para el cargado del biodigestor .....	37
3.4.1	Toma de muestra .....	37
3.4.2	Caracterización del estiércol de cerdo .....	37
3.4.3	Determinación del Volumen útil o Volumen líquido del biodigestor .....	38
3.4.4	Características del biodigestor .....	38
3.4.5	Establecimiento de la concentración de mezcla y carga diaria .....	39
3.5	Determinación de volumen de biogás generado .....	40
3.6	Determinación de la concentración de gases presentes en el biogás .....	41
3.7	Procedimiento y cálculos para el ensayo de desulfuración del biogás mediante el método de la aireación .....	41
3.7.1	Diseño del sistema de aireación.....	41
3.7.2	Tasa de aireación para la remoción biológica del sulfuro .....	43
3.7.3	Determinación de la concentración de azufre elemental y sulfato presentes en los compartimentos de biogás.....	44
3.8	Diseño de los filtros de hierro.....	44
3.8.1	Determinación del volumen de virutas de hierro.....	45
3.9	Eficiencia de remoción de sulfuro de hidrogeno .....	46
3.10	Temperatura y pH .....	47
3.11	Análisis Estadístico.....	47
3.11.1	Población y muestra .....	47
3.11.2	Eficiencia de los tratamientos aplicados.....	47

3.11.3	Interacción entre parámetros operacionales y parámetros indicadores de la eficiencia del sistema .....	47
<b>IV.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>48</b>
4.1	Diseño de sistema para la remoción de sulfuro de hidrógeno del biogás .....	48
	Flujo de biogás .....	49
4.2	.....	49
4.3	Características del biogás producido en CEMTRAR sin purificar.....	49
4.4	Proceso de desulfuración biológica del biogás mediante aireación.....	51
4.4.1	Pruebas de control de desulfuración mediante aireación sin biomasa.....	51
4.4.2	Puesta en marcha .....	52
4.4.3	Tratamiento para remover sulfuro de hidrógeno del biogás mediante aireación .....	53
b.	Evaluación de la eficiencia del sistema de aireación.....	54
4.5	Efecto de condiciones operacionales en el método de la aireación .....	54
4.5.1	Tiempo de retención .....	54
4.5.2	Influencia del pH .....	55
4.5.3	Influencia de la temperatura .....	56
4.5.4	Efecto de contenido de oxígeno residual en el contenido de metano, dióxido de carbono, monóxido de carbono y sulfuro de hidrógeno.....	57
4.6	Comparación de efectos operacionales en la aplicación del sistema de filtros de hierro y sistema de aireación .....	60
4.6.1	Efecto del contenido inicial de sulfuro de hidrógeno en eficiencia de remoción.....	60
4.6.2	Formación de productos de la oxidación del sulfuro.....	61
4.7	Caracterización y diversidad de la comunidad bacterial .....	62
4.8	Influencia del tiempo de residencia .....	66
4.9	Evaluación y comparación de costos .....	67
4.10	Elección del mejor tratamiento .....	69
4.11	Ventajas y desventajas competitivas.....	72
<b>V.</b>	<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>74</b>
<b>VI.</b>	<b>RECOMENDACIONES.....</b>	<b>76</b>
<b>VII.</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>77</b>
<b>VIII.</b>	<b>ANEXOS.....</b>	<b>84</b>
	.....	96

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Composición de biogás derivado de diversas fuentes .....	7
Tabla 2. Requisitos de remoción de componentes gaseosos según su aplicación.....	10
Tabla 3: Contenido de azufre en por ciento de materia fresca y en g/kg .....	14
Tabla 4: Tecnologías de utilización de biogás y su tolerancia al H <sub>2</sub> S.....	15
Tabla 5: Tecnologías de remoción de H <sub>2</sub> S .....	16
Tabla 6. Bacterias oxidantes del azufre (BOS) encontradas en reactores anaeróbicos sujetos a microaeración .....	27
Tabla 7. Etapas de la investigación .....	36
Tabla 8: Códigos de los tratamientos .....	37
Tabla 9. Composición la materia prima.....	38
Tabla 10. Características de medición de gases en el equipo Multitec 545 .....	41
Tabla 11. Composición química del biogás producido en CEMTRAR sin purificar.....	50
Tabla 12: Resultados de pruebas iniciales .....	52
Tabla 13. Composición del biogás luego de aplicarle aireación, durante puesta en marcha..	53
Tabla 14. Eficiencia de remoción de H <sub>2</sub> S (%) mediante aireación durante la puesta en marcha. ....	53
Tabla 15. Características culturales de las colonias. ....	63
Tabla 16. Características de las bacterias a 100x. ....	66
Tabla 17. Presupuesto empleado para la construcción de un sistema de aireación para la remoción del sulfuro de hidrógeno del biogás.....	68
Tabla 18. Presupuesto empleado para la construcción de filtros de hierro. ....	68
Tabla 19. Datos de concentración inicial y final de H <sub>2</sub> S, y eficiencias de remoción con el sistema de filtros de hierro y método de la aireación.....	71

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de la biodegradación anaerobia .....	6
Figura 3. Reactor modelo CSTR de la planta de biogás Linderhoff. Stuttgart, Alemania. .	33
Figura 4. Modelos de biodigestores más comunes. ....	35
Figura 5. Modelos de biodigestores más comunes. ....	45
Figura 6. Esquema de diseño de aplicación de tratamientos para la desulfuración del biogás .....	49
Figura 7. Variación temporal de la concentración de metano ( por ciento) y dióxido de carbono (%). ....	50
Figura 8. Variación temporal de la concentración de H <sub>2</sub> S inicial (ppmv) y pH. ....	55
Figura 9. Variación temporal de la temperatura. ....	56
Figura 10. Variación temporal de eficiencia de remoción del H <sub>2</sub> S mediante método de la aireación (por ciento) y temperatura interna del biodigestor (°C) .....	56
Figura 11. Relación entre producción de metano (por ciento) y oxígeno residual (%). ....	57
Figura 12. Variación temporal del dióxido de carbono antes y después de aplicar el método de la aireación (%) .....	58
Figura 13. Variación temporal del monóxido de carbono antes y después de aplicar el método de la aireación (%). ....	59
Figura 14. Relación entre concentración final de H <sub>2</sub> S (ppm <sub>v</sub> ) y oxígeno residual (%). ....	59
Figura 15. Relación entre H <sub>2</sub> S inicial (ppmv) y eficiencia de remoción de H <sub>2</sub> S (%) mediante el método de la aireación .....	60
Figura 16. Relación entre H <sub>2</sub> S inicial (ppmv) y eficiencia de remoción de H <sub>2</sub> S (%) mediante el método de los filtros de hierro .....	60
Figura 17. Colonia de bacteria sulfoxidantes del Biol 1. ....	63
Figura 18. Cepa aislada de la muestra de Biol 1 .....	63
Figura 19. Colonia de bacteria sulfoxidantes del Biol 2. ....	64
Figura 20. Cepa aislada de la muestra de Biol 2. ....	64
Figura 21. Observación microscópica Gram de colonia de bacterias del Biol 1. ....	65
Figura 22. Observación microscópica Gram de colonias de bacterias del Biol 2. ....	65
Figura 23. Variación temporal de eficiencias de remoción de H <sub>2</sub> S mediante el método de la aireación b2a1(0-2h de tiempo de residencia) y b2a2(3-5h de tiempo de residencia) ...	67

Figura 24. Variación temporal de las eficiencias promedio de remoción con ambos métodos de desulfuración .....	70
Figura 25. Esponjas de hierro oxidadas.....	116

## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Registro de datos de monitoreo de la composición del biogás .....	84
Anexo 2: Análisis físico - químico del estiércol de cerdo utilizado para la carga diaria ....	89
Anexo 3: Enumeración de bacterias sulfooxidantes presentes en las muestras biol (tratamiento control, bolsa 1, bolsa 2) .....	90
Anexo 4: Análisis microbiológico del biol (bolsa 1, bolsa 2) .....	93
Anexo 5: Análisis de contenido de azufre y sulfato en muestras de biol .....	97
Anexo 6: Pruebas estadísticas.....	99
Anexo 7: Registro fotográfico .....	115

## ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

Fotografía 1. Pruebas preliminares con biodigestores de balón. ....	115
Fotografía 2. Toma de muestra de estiércol de cerdo. ....	115
Fotografía 3. Cargado del biodigestor tubular. ....	116
Fotografía 4. Cargado del biodigestor en CEMTRAR. ....	116
Fotografía 5. Configuración del sistema de inyección de aire al biogás. ....	116
Fotografía 6. Equipo Multitec 545. ....	116
Fotografía 7. Bomba utilizada para inyectar aire. ....	116
Fotografía 8. Bomba para renovación de biogás en gasómetros. ....	116
Fotografía 9. Esponjas de hierro pesadas. ....	116
Fotografía 10. Preparación de filtros de hierro. ....	116
Fotografía 11. Sumergido de las esponjas de hierro en soluciones de HCl. ....	116
Fotografía 12. Secado de las virutas de hierro al sol. ....	116
Fotografía 13. Añadido de solución de HCl a las virutas y esponjas de hierro. ....	116
Fotografía 14. Esponjas de hierro oxidadas. ....	116
Fotografía 15. a) y b) Colocación de esponja verde como filtro de viruta de hierro a línea de biogás. ....	116
Fotografía 16. Filtros de sulfuro de hidrógeno instalado en biodigestor. ....	116
Fotografía 17. Bolsas para almacenamiento de biogás unidas al biodigestor. ....	116
Fotografía 18. Bolsas con biogás. ....	116
Fotografía 21. Registro de medición de sulfuro de hidrógeno del biogás purificado mediante el método de aireación. ....	116
Fotografía 19. Monitoreo de biogás. ....	116
Fotografía 20. Medición de flujo a la salida del biodigestor. ....	116
Fotografía 22. Mangueras para biogás antes y durante la ejecución del proyecto. ....	116

## RESUMEN

Las altas concentraciones de sulfuro de hidrógeno en el biogás son un problema asociado al uso posterior del biogás producido a través de la digestión anaeróbica. Este compuesto corroe las paredes de las tuberías, produce emisiones de olores desagradables, daña los motores y es tóxico para los seres humanos. Por ello hay que removerlo antes de usarlo. Existen varios métodos para eliminar el sulfuro de hidrógeno, divididos en métodos físico-químicos y biológicos. En este estudio se llevaron a cabo la desulfurización biológica con inyección de aire y la desulfurización química con filtro de hierro para comparar y analizar la reducción del sulfuro de hidrógeno, factibilidad y costos. Con el uso del filtro de hierro, la eficiencia de remoción (ER) alcanzó el 70 por ciento, mientras que con la inyección de aire se alcanzó una ER de casi el 100 por ciento. Con el tiempo, el rendimiento de desulfuración del filtro de hierro disminuyó hasta el 15,6 por ciento. Utilizando el método de aireación, se aplicaron tiempos de retención de aire y biogás, de 0 a 2 horas después de la inyección y de 3 a 5 horas. Se encontró una diferencia significativa de la ER, obteniendo en el rango de 0 a 2 horas el 91 por ciento de remoción, y 99 por ciento después de 3 horas de aireación. Siendo la mayor eficiencia de remoción proporcional a un mayor tiempo de retención.

Se encontró que tanto el método de aireación como los filtros de hierro fueron simples de instalar. En cuanto a los costes, sin embargo, se obtuvo un mayor ahorro en la instalación del sistema de aireación.

No se observaron cambios perceptibles en el pH del digester ni en la producción de biogás.

Los lodos del biorreactor obtenidos de los compartimentos de biogás, obtuvieron más contenido de azufre y sulfato que los lodos del reactor sin ningún tratamiento, lo que indica que la comunidad bacteriana estaba presente en la fase líquida y que los compuestos de azufre se mantuvieron allí.

**Palabras clave:** desulfuración de biogás, filtro de hierro, aireación, azufre, eficiencia de remoción.

## ABSTRACT

High hydrogen sulfide concentrations in biogas are a problem for further use of produced biogas through anaerobic digestion. It corrodes pipe walls, produces unpleasant odor emissions, damage engines, and is toxic to humans. There are several methods to remove hydrogen sulfide, divided in physico-chemical and biological methods. In this study, the biological desulphurization with air injection and the chemical desulphurization with iron filter were tested in order to compare and analyze hydrogen sulfide reduction, feasibility and costs. With the used of iron filter, the removal efficiency (RE) reached 70 percent, while with the injection of air RE of nearly 100 percent was reached. Over time, the desulphurization performance of the iron filter decreased to 15.6 percent. Using aeration method, air retention times of 0-2h after injection, and 3-5h were applied. A significant difference of the RE, between 0-2h with 91 percent, and 99 percent after 3h of aeration was found. Being the highest removal efficiency related to a larger retention time.

It was found that aeration method was simple to set up, as much as iron filter. Regarding the costs though, it was obtained more savings carrying out the aeration system.

No significant changes were observed in the biogas production or in pH of the digestate.

It was used sludge from the reactor in the bags corresponding to the aeration method. Bioreactor sludge sampled from these biogas compartments, got more sulphur and sulphate content than the sludge from the reactor without any treatment, indicating that the bacteria community was present in the liquid phase and the sulphur compounds were retained there.

**Key Words:** biogas desulfurization, iron filter, aeration, hydrogen sulfide, removal efficiency

## ZUSAMMENFASSUNG

Hohe Schwefelwasserstoffkonzentrationen im Biogas sind ein Problem für die weitere Nutzung des durch anaerobe Vergärung erzeugten Biogases. Schwefelwasserstoff ist für Korrosion an Rohrwänden verantwortlich, verursacht unangenehme Geruchsemissionen, beschädigt Motoren und ist für Menschen giftig. Aus diesen Gründen muss es vor der Verwendung entfernt werden. Es gibt mehrere Methoden zur Entfernung von Schwefelwasserstoff, unterteilt in physikalisch-chemische und biologische Methoden. In dieser Studie wurden die biologische Entschwefelung mit Umgebungsluft und die chemische Entschwefelung mit Eisenfilter getestet, um die Reduktion von Schwefelwasserstoff, die Machbarkeit und die Kosten zu vergleichen und zu analysieren. Mit dem Einsatz von Eisenfiltern erreichte die Entschwefelungsleistung (RE) 70 Prozent, während bei der Lufteinblasung fast 100 Prozent erreicht wurden. Im Laufe der Zeit sank die Entschwefelungsleistung des Eisenfilters auf 15,6 Prozent. Bei der biologischen Entschwefelung mit Umgebungsluft, wurden Luftrückhaltezeiten von 0-2h nach der Injektion und 3-5h angewendet. Es wurde ein signifikanter Unterschied der RE, zwischen 0-2h mit 91 Prozent und 99 Prozent nach 3h-5h der Belüftung, gefunden. Die höchste Entschwefelungsleistung wurde in Verbindung mit einer längeren Verweilzeit erreicht.

Es wurde festgestellt, dass die Belüftungsmethode einfach einzurichten ist, ebenso wie der Eisenfilter. Im Hinblick auf die Kosten, ist die Belüftungsmethode kostengünstiger.

Es wurden keine erkennbaren Veränderungen des pH-Wertes im Gärrests oder der Biogasproduktion beobachtet.

Bioreaktorschlamm, der aus den Biogasabteilen entnommen wurde, enthielt mehr Schwefel und Sulfat als der Schlamm aus dem Reaktor ohne Behandlung, was darauf hindeutet, die Schwefelverbindungen dort zurückgehalten wurden.

**Schlüsselwörter:** Biogasentschwefelung, Eisenfilter, Belüftung, Entschwefelungsleistung, Schwefelwasserstoff, biologische Entschwefelung.

## I. INTRODUCCIÓN

Los biodigestores de bajo costo son una alternativa de tecnología que permite la obtención de energía limpia evitando el uso de leña y gas licuado de petróleo (GLP) mediante el biogás, y de un efluente (biol) con propiedades fertilizantes para los cultivos, lo cual conduce a un mayor desarrollo económico, social y ambiental.

En la producción de biogás es necesario la construcción de un biodigestor para que se obtenga la fermentación anaeróbica (en ausencia de oxígeno). Residuos orgánicos, tales como basura de cocina, restos vegetales, restos animales, aguas servidas, aserrines, virutas, bosta y excrementos, son adecuados para ser fermentados anaeróbicamente. Las bacterias consumen el carbono y el nitrógeno y como resultado se produce el biogás o gas de los pantanos (Castillo y Tito, 2011).

El biogás, el cual puede ser empleado ya sea para obtener calor o electricidad, está compuesto por metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) principalmente, pero también se encuentra compuesto en menor proporción por hidrógeno, nitrógeno y gases como el sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ), los cuales son perjudiciales para la salud.

La composición del biogás varía de acuerdo al desecho utilizado y depende de varios parámetros, tales como: actividad bacteriana, temperatura, tiempo de retención, relación Carbono/Nitrógeno, porcentaje de sólidos, pH.

Las altas concentraciones de sulfuro de hidrógeno en el biogás son un gran problema asociado con el tratamiento anaeróbico de sustratos ricos en sulfatos. Por el contrario, el sulfato es un macronutriente altamente valioso en la planta y su pérdida mediante el  $\text{H}_2\text{S}$  en el biogás es de relevancia económica y ecológica en la agricultura (Nägele, 2017).

El sulfuro de hidrógeno puede terminar en el biol y en el biogás formados durante la digestión del material orgánico.

Este compuesto ocasiona la corrosión de los componentes del sistema (tuberías, compresores, tanques de almacenamiento de gas, motores, materiales de concreto y acero, etc.), y al quemarse el biogás, también se oxida el ácido sulfúrico, que es altamente corrosivo.

Por lo tanto compromete las funciones de unidades de cogeneración, produce emisiones de malos olores, siendo tóxico para los humanos y este malestar a largo plazo podría causar patologías crónicas. Además, el sulfuro de hidrógeno es el contaminante de biogás más perjudicial para equipos de conversión tales como las celdas de combustible (de Arespacochaga, 2014).

Debido a los potenciales problemas que el sulfuro de hidrógeno puede causar tanto al ambiente como a la salud, se requiere tratamientos para la eliminación del sulfuro de hidrógeno del biogás.

Actualmente en Perú la técnica más conocida para remover sulfuro de hidrógeno es la de filtros de virutas o esponjas de hierro, la cual es usada en centros ecológicos como Casa Blanca. Sin embargo, este método tradicional supone ciertas desventajas. Una de ellas es que, después de cada regeneración los filtros perderán aproximadamente el 30 por ciento de su efectividad debido a la obstrucción por azufre elemental, lo cual hace que esta técnica sea factible solo para purificar un pequeño volumen de biogás, siendo necesario cambiar de filtro si se tiene un mayor volumen. Además, implica la generación de residuos que difícilmente se pueden tratar o incorporar al ciclo cerrado de nutrientes (Elizondo y Herrera, 2012).

Últimamente se está prestando mayor atención a técnicas biológicas, como la aireación, la cual se utiliza ampliamente en Europa, y en más del 90 por ciento de estaciones de biogás en Alemania debido a su alta eficiencia y factibilidad, pero que no es muy conocida en Perú a pesar de sus beneficios (Lemmer, 2017).

La aireación, es decir, añadir pequeñas dosis de aire u oxígeno en un digestor anaerobio, es una técnica altamente eficiente, simple y económicamente factible para remover el sulfuro de hidrógeno del biogás.

El propósito de esta investigación es aplicar la técnica de aireación para eliminar el sulfuro de hidrógeno del biogás obtenido en un biodigestor dentro de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM). Se propone una técnica de bajo costo y fácil aplicación, la aireación.

Por lo expuesto, el objetivo principal de esta investigación es aplicar la aireación como alternativa de remoción de sulfuro de hidrógeno en el biogás.

Los objetivos específicos de la presente tesis son: comparar la eficacia para disminuir la concentración de sulfuro de hidrógeno en el biogás mediante la técnica de aireación y mediante la técnica de filtros con virutas de hierro según el tiempo de retención y, segundo, comparar costos entre la técnica de remoción de sulfuro mediante aireación y filtros con virutas de hierro.

## II. REVISIÓN DE LA LITERATURA

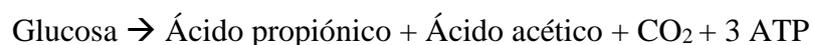
### 2.1 Definiciones generales

#### 2.1.1 Biogás

El biogás se produce cuando en un medio anaeróbico, la actividad bacteriana descompone la materia orgánica. El biogás está compuesto de metano, dióxido de carbono, vapor de agua, sulfuro de hidrógeno, monóxido de carbono e hidrógeno (Chynoweth y Issacson, 1987). El proceso de producción de biogás se puede dividir en tres fases, la primera es conocida como fase acidogénica o hidrólisis de la materia orgánica, la segunda es la llamada acetogénesis y por último la metanogénesis (Ver Figura 1).

##### a. Hidrólisis

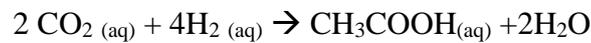
Esta fase es realizada principalmente por microorganismos anaerobios facultativos. Consiste en la descomposición biológica de polímeros orgánicos en monómeros y dímeros. Este proceso se lleva a cabo por medio de enzimas denominadas hidrolasas, que son capaces de solubilizar la materia orgánica y romper enlaces específicos con ayuda de agua (Rodríguez, citado por Constanza *et al*, 2015). Esta etapa se inicia con la hidrólisis de los componentes orgánicos como los carbohidratos, las proteínas y los lípidos, por medio de bacterias (Chynoweth y Issacson, 1987). Los componentes son degradados hasta el punto que el tamaño de las moléculas es el adecuado como ácidos orgánicos, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono (Hilbert, 2003). Posteriormente se da el proceso de acidificación, en el cual los microorganismos fraccionan los ácidos orgánicos formando ácido grasos volátiles, tal como el acético ( $\text{CH}_3\text{-COOH}$ ), en donde se libera de igual forma dióxido de carbono e hidrógeno. Para la producción de ácido acético, la glucosa se puede descomponer, siguiendo la siguiente ecuación:



## b. Acetogénesis

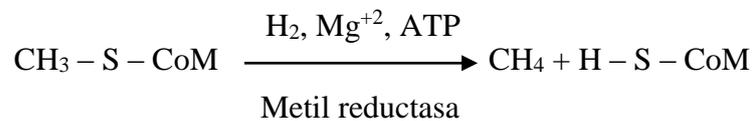
En esta fase del proceso, las bacterias especializadas utilizan el ácido acético como sustrato. Los productos que no pueden ser convertidos a metano directamente, son convertidos en sustratos metanogénicos por las arqueas metanogénicas. (Adekunle y Ookoile, citado por Fuilen 2018). Las bacterias homoacetogénicas son los microorganismos que catalizan la formación de acetato a partir de hidrogeno (H) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).

Dentro de los géneros destacados de las bacterias homoacetogénicas se encuentran *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum* y *Acetobacterium woodii*. La ecuación que representa la acetogénesis es la siguiente (Constanza *et al*, 2015):

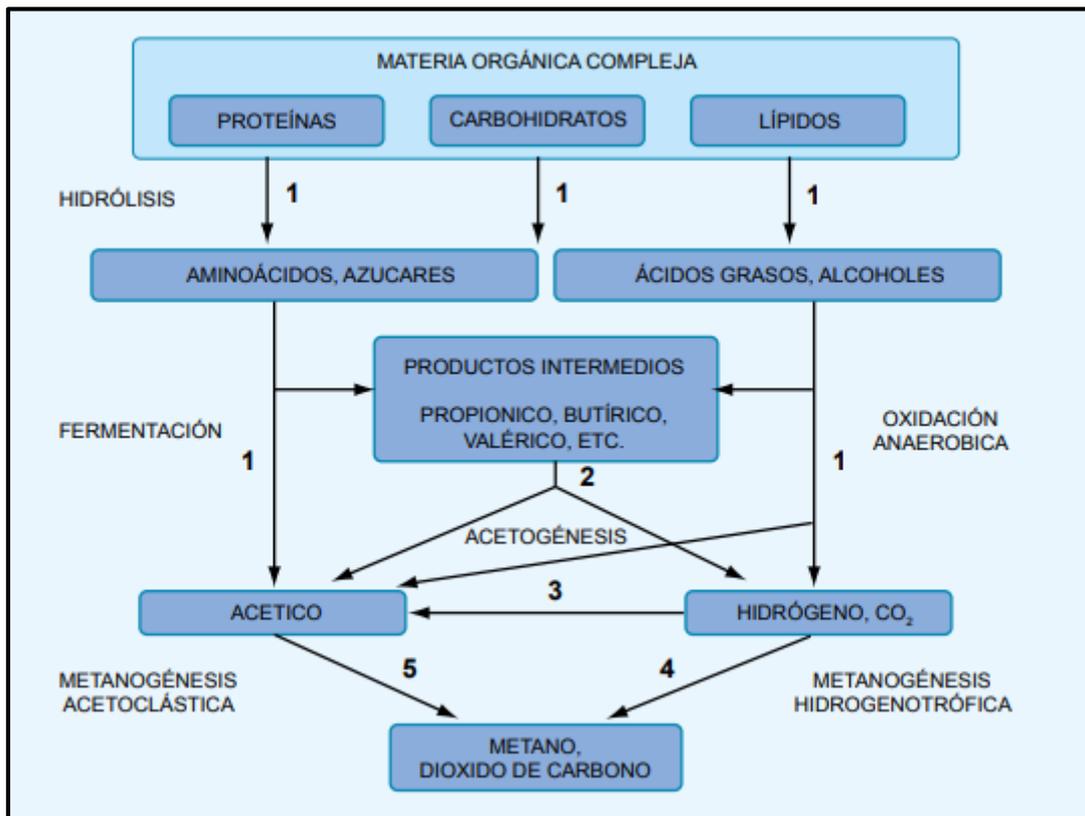


## c. Metanogénesis

En el proceso de metanogénesis, son liberados metano y dióxido de carbono, entre otros gases. Los organismos que producen metano son los llamados metanogénicos, y se pueden dividir en tres clases principales: los que usan un sustrato del tipo CO<sub>2</sub>, las que utilizan un sustrato de tipo metilo ó un sustrato de tipo acetato, a partir de los cuales obtienen energía (Constanza *et al*, 2015). En el primer paso de la metanogénesis, suponiendo que la bacteria usa como sustrato al CO<sub>2</sub>, interviene una coenzima llamado metanofurano que realiza la reducción del CO<sub>2</sub> a formilo. En el siguiente paso el formilo es convertido a metilo, por la coenzima F420. Finalmente, se ha demostrado que la consecuente formación del metilo a metano, implica a la coenzima M (CoM), y se da de acuerdo a la siguiente reacción (Gunsalus, citado por Villegas, 1989):



La reacción de metanogénesis es fuertemente exoenergética, y los microorganismos anaeróbicos la emplean como fuente de energía.



**Figura 1. Esquema de la biodegradación anaerobia**

FUENTE: FAO, 2011.

### 2.1.2 Biol

Según indica el Instituto Nacional de Innovación Agraria (INIA), el biol es un abono orgánico líquido que resulta de la descomposición de los residuos animales y vegetales en ausencia de oxígeno y contiene nutrientes que pueden ser asimilados fácilmente por las plantas haciéndolas más vigorosas y resistentes al ataque de plagas, enfermedades y a los efectos adversos del clima. Dependiendo del sustrato y las condiciones de fermentación, el biol está compuesto de minerales y nutrientes tales como: nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, sodio, azufre, carbono, aluminio, boro, zinc. Además, aproximadamente el 90% del material que ingresa al biodigestor, es convertido en biol (Aparcana, 2008).

### 2.1.3 Residuos sólidos orgánicos

Los residuos sólidos orgánicos se definen como restos de productos de origen orgánico y en su mayoría son biodegradables. Es decir, se degradan o desintegran rápidamente transformándose en otros compuestos o gases (MINAM, 2014).

En el Perú, según el Sexto Informe Nacional de Residuos Sólidos (2014) la composición de los residuos sólidos a nivel nacional fue de 50,9 por ciento para materia orgánica, 10,1 por

ciento para plásticos, el 8,5 por ciento para residuos peligrosos, 7,1 por ciento para materia inerte, 4,9 por ciento para residuos o definidos, 4,8 por ciento para papel, 3,4 por ciento para madera y restos de jardín, 3,3 por ciento para cartón, 3,25 por ciento para vidrio, 2,8 por ciento para metales, 1,85 por ciento para telas y textiles, 1,6 por ciento para cuero, caucho y jebe, 0,8 por ciento para huesos, 0,6 por ciento para tetrapack, 0,4 por ciento para aparatos electrónicos (MINAM, 2014).

Debido a la gran cantidad de toneladas que se genera de residuos sólidos orgánicos, esto ha conllevado a la búsqueda de alternativas para su tratamiento. Dentro de los usos encontramos: alimento para animales, compostaje, lombricultivo, bocashi, biofertilizante, biofermentos y biocombustibles. Los biocombustibles que se han producido a partir de residuos sólidos orgánicos son: bioetanol, biometanol y biodiesel (INIA, 2008).

## 2.2 Composición del biogás

El biogás producido en plantas de digestión anaerobia y biodigestores está compuesto principalmente de metano (CH<sub>4</sub>) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), con pequeñas cantidades de sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) y amoníaco (NH<sub>3</sub>), y trazas de elementos como hidrógeno (H<sub>2</sub>), nitrógeno (N<sub>2</sub>) y monóxido de carbono (CO). Además ocasionalmente tiene oxígeno (O<sub>2</sub>) y carbohidratos halogenados. Usualmente, el gas está saturado con vapor de agua y puede contener polvos de partículas y siloxanos. Según la fuente del biogás, este puede variar de composición (Ver Tabla 1).

**Tabla 1: Composición de biogás derivado de diversas fuentes**

Gases	Desechos Agrícolas	Lodos Cloacales	Desechos Industriales	Rellenos Sanitarios	Propiedades
Metano	50-80 %	50-80 %	50-70 %	45-65 %	Combustible
CO <sub>2</sub>	30-50 %	20-50 %	30-50 %	34-55 %	Ácido asfixiante
Vapor H <sub>2</sub> O	Saturación	Saturación	Saturación	Saturación	Oxidante, reductor
H <sub>2</sub>	0-2 %	0-5 %	0-2 %	0-1 %	Combustible
H <sub>2</sub> S	100-7000 ppm	0-1 %	0-8 %	0,5-100 ppm	Corrosivo, tóxico
NH <sub>3</sub>	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas	Corrosivo
CO	0-1 %	0-1 %	0-1 %	Trazas	Tóxico
N <sub>2</sub>	0-1 %	0-3 %	0-1 %	0-20 %	Inerte
O <sub>2</sub>	0-1 %	0-1 %	0-1 %	0-5 %	Corrosivo

FUENTE: Carrillo, 2003.

Para muchas aplicaciones, la calidad del biogás tiene que ser mejorada. Los principales gases a ser removidos son: H<sub>2</sub>S, agua, CO<sub>2</sub> y compuestos halogenados (Wellinger y Lindberg, 2000):

- La desulfuración, es para prevenir corrosión, y evitar concentraciones tóxicas (la cantidad máxima permitida en el trabajo es de 5ppm). Cuando el biogás es quemado, SO<sub>2</sub>/SO<sub>3</sub> es emitido, lo cual es inclusive más tóxico. El ácido sulfuroso formado, es altamente corrosivo. Adicionalmente, el sulfuro es tóxico para las bacterias metanogénicas (en concentraciones mayores a 50 mg/L) y puede causar la inhibición de procesos anaeróbicos (Krayzelova, 2015). Como se aprecia en la Tabla 1, la concentración del H<sub>2</sub>S es baja en comparación con otros componentes del biogás, sin embargo, debido a su bajo umbral de detección (0.0001 mg/m<sup>3</sup>) esta concentración puede generar intensos olores desagradables y tóxicos
- Eliminación de agua debido a la potencial acumulación de condensado en la línea de gas, la formación de una solución ácida corrosiva cuando se disuelve sulfuro de hidrógeno o para lograr bajos puntos de rocío cuando el biogás se almacena a presiones elevadas para evitar la condensación y la congelación.
- Se requerirá la eliminación de CO<sub>2</sub> si el biogás necesita ser actualizado a las normas de gas o uso de combustible del vehículo. Este gas diluye el contenido de energía del biogás, pero no tiene un impacto ambiental significativo ya que además puede ser absorbido por plantas del lugar.
- El gas de vertedero a menudo contiene cantidades significativas de compuestos halogenados que deben eliminarse antes de su uso. Ocasionalmente, el contenido de oxígeno es alto cuando se absorbe demasiado aire durante la recolección del gas de vertedero.

### **2.3 Factores que influyen en la producción de biogás**

Las bacterias metanogénicas son especialmente sensibles a cambios en el ambiente, por ello requieren condiciones estables de ciertos parámetros. Para obtener un biogás con un adecuado contenido de metano, es necesario un cuidadoso monitoreo de las condiciones ambientales, algunas de las cuales incluyen: tipo de materias primas, nutrientes y concentración de minerales traza, temperatura y pH (Valerio, 2010).

En principio, la elección del sustrato o el conjunto de materias primas que ingresarán al biodigestor es un factor importante en la producción del biogás ya que las bacterias requieren

un contenido de nutrientes en proporciones adecuadas. Entre estos nutrientes se incluyen: el carbono, nitrógeno y sales minerales. Las materias primas, tales como el estiércol de diversos animales, suelen tener el contenido nutricional adecuado. Sin embargo ciertos desechos usados como materia prima provienen de procesos industriales y tienen un alto contenido de lignina, por lo tanto deben ser sometidos a tratamientos previos (compostajes, cortado) (FAO, 2011).

El carbono y el nitrógeno son las principales fuentes de alimentación de las bacterias metanogénicas. El carbono constituye la fuente de energía y el nitrógeno es utilizado para la formación de nuevas células. Estas bacterias consumen 30 veces más carbono que nitrógeno, por lo que la relación óptima de estos dos elementos en la materia prima se considera en un rango de 30:1 hasta 20:1. En el caso de que se tenga una relación superior a 35:1, la descomposición ocurriría más lentamente, ya que la multiplicación y desarrollo de bacterias sería bajo, por la falta de nitrógeno, pero el período de producción de biogás sería más prolongado. Por otro lado, con una relación C/N menor de 8:1 se inhibe la actividad bacteriana debido a la formación de un excesivo contenido de amonio, el cual en grandes cantidades es tóxico e inhibe el proceso (FAO, 2011).

El porcentaje de sólidos totales contenidos en la mezcla con que se carga el digestor es otro de los factores importantes a considerar para asegurar que el proceso se efectúe satisfactoriamente. La movilidad de las bacterias metanogénicas dentro del sustrato se ve crecientemente limitada a medida que se aumenta el contenido de sólidos y por lo tanto puede verse afectada la eficiencia y producción de gas. Experimentalmente se ha demostrado que una carga en digestores semicontinuos no debe tener más de un 8 por ciento a 12 por ciento de sólidos totales para asegurar el buen funcionamiento del proceso, a diferencia de los digestores discontinuos, que tienen entre un 40 a 60 por ciento de sólidos totales (FAO, 2011).

Otro factor importante es la temperatura, ya que influye en la facilidad de digestión de productos orgánicos y por tanto, en el tiempo de fermentación. La temperatura óptima para el crecimiento de las bacterias mesofílicas es 35°C, las cuales pueden desarrollarse en un rango de 20 a 40°C (Villegas, 1989).

En cuanto al pH, se sabe que las bacterias metanogénicas son muy sensibles a pequeños cambios de pH fuera del rango óptimo. El óptimo varía entre 7.8 y 8.2 para metanogénicas. Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6.0 ni subir de

8.0. El valor del pH en el digestor no sólo determina la producción de biogás sino también su composición. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso del pH a valores inferiores a 6 es que el biogás generado es muy pobre en metano y, por tanto, tiene menores cualidades energéticas. Debido a que la metanogénesis se considera la etapa limitante del proceso, es necesario mantener el pH del sistema cercano a la neutralidad. Los acidogénicos son significativamente menos sensibles a valores más extremos de pH (FAO, 2011).

## 2.4 Utilización del biogás

El biogás producido se emplea normalmente como sustituto de la leña o gas de balón para cocina. El poder calorífico del biogás es menor al del butano o propano e implica que se tarde más tiempo en cocer los alimentos que cuando se hace con gas natural o de balón. El consumo de una cocina doméstica normal se puede estimar en 130 – 170 litros por hora (Martínez citado por Hummel, 2014).

El biogás también se puede emplear en la iluminación de lámparas de gas comerciales. El consumo de estas lámparas varía según el fabricante, pero se puede considerar un consumo de 90 a 130 litros por hora (Martí citado por Hummel, 2014). Cuando se produce una mayor cantidad de biogás este se puede emplear en la calefacción de pollos y cerdos bebés, e incluso conectarlo a un motor para su funcionamiento.

Por lo tanto, el biogás puede tener las mismas aplicaciones del gas natural. Sin embargo, no todas las aplicaciones del biogás requieren los mismos estándares. Hay una notable diferencia entre los requisitos de la aplicación de biogás estacionario, biogás como combustible o biogás para tuberías. Esto se puede apreciar en la Tabla 2.

**Tabla 2. Requisitos de remoción de componentes gaseosos según su aplicación**

Aplicación	H <sub>2</sub> S	CO <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O
Calentador a gas (hervidor)	<1000 ppm	No	No
Cocina	Sí	No	No
Motor estacionario	<1000 ppm	No	Evitar condensación
Combustible para vehículo	Sí	Sí (recomendado)	Sí
Gaseoducto	Sí	Sí	Sí

FUENTE: Wellinger y Lindberg, 2000

### **2.4.1 En calentadores, cocinas y lámparas de gas**

Es el uso más comúnmente aplicado. Los calentadores no requieren de una calidad tan alta de biogás, lo recomendable es reducir las concentraciones de  $H_2S$  a  $<1000$  ppm para permitir que el punto de rocío esté alrededor de  $150^\circ C$ . El ácido sulfuroso formado en el condensado conduce a una fuerte corrosión. Los calentadores modernos están hechos de latón delgado, el cual se corroe aún más rápido que las chimeneas de hierro (Wellinger y Lindberg, 2000).

### **2.4.2 Motores de combustión interna**

La utilización de biogás en motores de combustión interna es una tecnología muy confiable, como reemplazo de la gasolina y diésel. Aunque en motores de gasolina dicho reemplazo puede ser total, en motores diésel alcanza un máximo del 80 por ciento del reemplazo, usando una mezcla de biogás y el combustible normal, para lo cual es necesario modificar el sistema de inyección o el carburador. Tienen amplio espectro de aplicación siendo los utilizados aquellos destinados al bombeo de agua y el funcionamiento de ordeñadoras en el área rural. Además, en cuanto a calidad del biogás, los motores a gas presentan requerimientos similares a los que se establecieron para los quemadores, sin embargo la concentración de  $H_2S$  debe ser menor, con el fin de garantizar una vida útil del motor más prolongada (Sánchez, citado por Valerio, 2010).

### **2.4.3 Combustible para vehículos**

La utilización del biogás como combustible para vehículos, usa los mismos motores y configuraciones que el gas natural. Sin embargo, la calidad de este biogás es estricta. En la práctica, esto significa que el dióxido de carbono, el sulfuro de hidrógeno, el amoníaco, las partículas y el agua (y a veces otros componentes) deben ser removidos del gas para el uso de combustible, resultando un contenido de metano superior al 95 por ciento en volumen.

En cada país varían las especificaciones para el uso de combustible de biogás en el vehículo y gas natural (Wellinger y Lindberg, 2000).

Además, según de Arespachoga (2014), el contaminante más perjudicial del biogás es el sulfuro de hidrógeno, debido a su presencia de hasta 2000-5000 ppm, el cual puede causar corrosión de partes de metal, degradar petróleo del motor o catalizadores de celdas de combustible y formar el venenoso dióxido de azufre ( $SO_2$ ) durante la combustión para la producción de electricidad.

Según se establece, las especificaciones sobre la calidad del CH<sub>4</sub> utilizado como combustible son las más estrictas. Para poder cumplir con ellas, el contenido de H<sub>2</sub>S no debe exceder los 100 mg/Nm<sup>3</sup>, que corresponde a aproximadamente 66 ppm (Plombin, citado por Valerio, 2010). En la Figura 2 se puede apreciar a Winfried Vees, uno de los fundadores de “Green CNG *Biogastanstelle*”, planta de biogás que posee su propia estación de combustible a base de metano, situada en Stuttgart, Alemania.



**Figura 2. Winfried Vees usando el biometano la estación de combustible de su planta de biogás.**

FUENTE: <http://www.energiehof-weitenau.de/unser-betrieb/>

#### **2.4.4 Generación de electricidad**

Otra de las principales aplicaciones del biogás y cuyo desarrollo es de gran importancia es la obtención de electricidad. Esto se puede lograr por medio de métodos diferentes. La generación de electricidad con biogás se puede lograr utilizando motores de ignición o de combustible dual, en los cuales el gas que ha sido previamente comprimido pasa por el motor y se calienta y genera una chispa, que es lo que conlleva a la generación de la electricidad y de calor. Sin embargo, la producción de electricidad también se puede realizar utilizando un calentador que funcione con biogás seguido de una turbina a vapor. Como ventaja se establece que la generación de electricidad tampoco requiere de excesivos procesos de purificación, ya que el contenido de CH<sub>4</sub> puede ser de un 40 por ciento o más (Ford, citado por Valerio, 2010).

#### **2.5 Sulfuro de hidrógeno**

De acuerdo con la ATSDR (2016), el sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) es un gas incoloro inflamable, de sabor algo dulce y olor a huevos podridos que en altas concentraciones puede

ser venenoso. Otros nombres con los que se conoce incluyen ácido hidrosulfúrico, gas de alcantarilla y es denominado ácido sulfhídrico ( $H_2S_{aq}$ ) cuando se encuentra en solución acuosa. Generalmente se puede detectar el olor a bajas concentraciones en el aire, entre 0.0005 y 0.3 partes por millón (ppm) (0.0005 a 0.3 partes de ácido sulfhídrico en 1 millón de partes de aire). Sin embargo, en altas concentraciones, una persona puede perder la capacidad para olerlo. Esto puede hacer al ácido sulfhídrico muy peligroso.

El ácido sulfhídrico ocurre en forma natural y como producto de actividades humanas. Se encuentra entre los gases de volcanes, manantiales de azufre, emanaciones de grietas submarinas, pantanos y cuerpos de aguas estancadas y en el petróleo crudo y gas natural. El ácido sulfhídrico también está asociado con alcantarillas municipales, plantas para el tratamiento de desagües, operaciones de manejo de cerdos y abonos y operaciones relacionadas con pulpa de madera y papel. Las fuentes industriales de ácido sulfhídrico incluyen a las refinerías de petróleo, plantas de gas natural, plantas petroquímicas, plantas de hornos de coque, plantas que procesan alimentos y curtidurías. En la boca y en el tracto gastrointestinal hay bacterias que producen ácido sulfhídrico al degradar materiales que contienen proteínas de origen animal o vegetal. El ácido sulfhídrico es uno de los componentes principales en el ciclo natural del azufre (ATSDR, 2016).

El ácido sulfhídrico es liberado principalmente en forma de gas y se dispersa al aire. Sin embargo, en algunas ocasiones, puede ser liberado en el residuo líquido de una industria o como resultado de un evento natural. Cuando se libera en forma de gas, permanece en la atmósfera durante un promedio de 18 horas. En este período, el ácido sulfhídrico puede transformarse a anhídrido sulfuroso y a ácido sulfúrico. El ácido sulfhídrico es soluble en agua, formando un ácido débil (ATSDR, 2016).

Según la ATSDR (2016), la exposición a bajos niveles de ácido sulfhídrico puede producir irritación de los ojos, la nariz o la garganta. También puede causar dificultades respiratorias en personas asmáticas. Las exposiciones breves a concentraciones altas de ácido sulfhídrico (mayores de 500 ppm) pueden causar pérdida del conocimiento y posiblemente la muerte. En la mayoría de los casos, las personas que pierden el conocimiento parecen recuperarse sin sufrir otros efectos. Sin embargo, algunas personas parecen sufrir efectos permanentes o a largo plazo tales como dolor de cabeza, incapacidad para concentrarse y alteraciones de la memoria y la función motora.

El H<sub>2</sub>S en concentraciones de 1000-3000 ppm puede causar la muerte instantánea (Wang *et al.*, 2005). Esto debido a la reacción entre el H<sub>2</sub>S y las enzimas en el torrente sanguíneo, lo que inhibe la respiración celular y provoca parálisis pulmonar, colapso repentino y muerte (Syed *et al.*, 2006). Además, los combustibles que contienen H<sub>2</sub>S en altas concentraciones liberan dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), gas altamente perjudicial para el medio ambiente (Khoshnevisan *et al.*, 2017).

### 2.5.1 Concentración de sulfuro de hidrógeno en el biogás

El sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) está siempre presente en el biogás, según Naegele *et al.* (2013) el rango de H<sub>2</sub>S varía de 10 ppm hasta alrededor de 10000 ppm. Mientras que, según Trogisch (2004) sus concentraciones varían entre 80 – 4,000 ppmv dependiendo del sustrato.

El mecanismo primario para la producción de estos compuestos es la reducción de proteínas que contienen sulfuros bajo condiciones anaerobias por medio de microorganismos reductores del sulfato (Trogisch, 2004). El azufre inorgánico, particularmente los sulfatos, pueden ser también bioquímicamente transformados produciendo considerable H<sub>2</sub>S. Bajo condiciones anaerobias, las bacterias reductoras del sulfato, usan el sulfato como el último aceptor de electrones para la degradación de compuestos orgánicos, mientras producen sulfuro de hidrógeno (Krayzelova, 2015). La Tabla 3 ilustra el contenido de azufre (S) en típicos sustratos de biogás.

**Tabla 3: Contenido de azufre en por ciento de materia fresca y en g/kg para sustratos típicos de biogás**

<b>Sustrato</b>	<b>Contenido de azufre en por ciento de materia fresca</b>
Ensilaje de maíz	0.05-0.07
Pastizal	0.05-0.08
Semillas oleaginosas	0.061-1.14
<b>Sustrato</b>	<b>Contenido de azufre en g/kg</b>
Estiércol de ganado	0.7-0.8
Estiércol de aves de corral	2.8-3.2
Estiércol líquido de ganado	4.0-6.0
Estiércol líquido de cerdo	6.0-7.0

FUENTE: Adaptado de Naegele *et al.*, 2013

Según la tecnología en la que se haga uso del biogás, hay cierta tolerancia de concentración al sulfuro de hidrógeno (Véase Tabla 4).

**Tabla 4: Tecnologías de utilización de biogás y su tolerancia al H<sub>2</sub>S.**

<b>Tecnología</b>	<b>Tolerancia al H<sub>2</sub>S (ppm)</b>
Hervidores y motores Stirling	< 1,000
Estufas de cocina	< 10
Motores de combustión interna	< 500 ppm (depende del tipo de motor; puede ser < 50 ppm)
Turbinas	< 10,000
Micro - turbinas	< 70,000
Celdas de combustible:	
PEM	< 1
PAFC	<20
MCFC	<10 en combustible
SOFC	<1
Mejora del gas natural	< 4 (varía según el país)

FUENTE: Bailon y Hinge, 2014

Según el Código 260 de la DVGW (*German Association of the Gas and Water Trade*), la concentración de sulfuro de hidrógeno debe ser limitada a valores menores a 5 mg/ Nm<sup>3</sup> gas.

## 2.6 Métodos de eliminación del sulfuro de hidrógeno en el biogás

Existen diferentes métodos de eliminación del sulfuro de hidrógeno en el biogás, los cuales son aplicados según la conveniencia en sistemas de biogás.

Cada una de estas tecnologías, tiene sus ventajas y desventajas. Seleccionar la mejor técnica dependerá del propósito de uso del biogás, su composición, variabilidad y volumen de gas a ser tratado, la concentración actual de H<sub>2</sub>S, la cantidad esperada final de H<sub>2</sub>S removido. Además, es posible combinar tecnologías para aumentar los porcentajes de remoción de H<sub>2</sub>S. El H<sub>2</sub>S puede ser removido ya sea en el digestor, del biogás crudo o en el proceso de mejora.

En general los métodos de remoción del H<sub>2</sub>S pueden ser clasificados en dos grandes grupos de acuerdo al principio: los físico – químicos, los cuales son los tradicionales y más usados, y los biotecnológicos. Estos se pueden apreciar en la Tabla 5.

**Tabla 5: Tecnologías de remoción de H<sub>2</sub>S**

<b>Físico - químico</b>	Adición de sales/óxidos de hierro al digestor
	Adsorción:
	– Carbon activado
	– Tamiz molecular
	– Óxidos de hierro (esponja de fierro, SulfaTreat®, Sulphur-Rite®)
	– Óxidos de zinc
	– Sólidos alcalinos
	Absorción/Scrubbing:
	– Agua
	– Solventes físicos sin - agua (Selexol®)
	– Soluciones alcalinas
	– óxido de zinc slurries
	– Iron oxide slurries
	– Sales de hierro, queladas y no queladas(Lo-Cat®, SulFerox®, Sulfothane®)
	– Sales de vanadio (Stretford)
	– Oxidantes químicos: hipoclorito, H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , KMnO <sub>4</sub>
	– Aminas
Purificación de membrana	
Proceso Claus ( + SCOT / + Superclaus)	
Incineración	
<b>Biotechnológico</b>	Adición de Aire/Oxígeno al digestor
	Biofiltro/filtro percolador (BiogasCleaner®, Biopuric®, DMT filter®)
	Bioscrubber (Thiopaq™)
<b>Combinación de procesos físico-químicos/biotechnológicos</b>	Absorción química con sales de hierro y regeneración microbial de la solución.

FUENTE: Adaptado de Bailon y Hinge (2014)

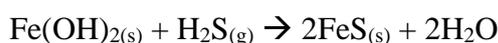
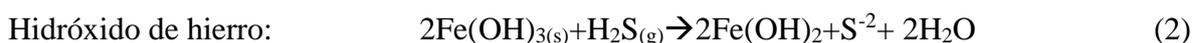
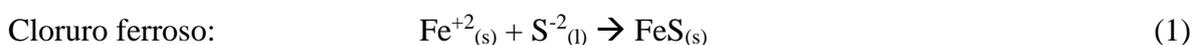
Según Appels *et al*, citado por Krayzelova (2015), la operación a alta temperatura y presión, así como la necesidad de equipos adicionales y químicos, hacen a los métodos físico – químicos energéticamente exigentes y costosos.

En las últimas dos décadas, se le ha prestado mayor atención a los métodos biotechnológicos y estos han experimentado un gran desarrollo hasta llegar a tener la misma o incluso mayor eficiencia que los métodos físico – químicos (> 99 por ciento). Las ventajas principales de estos métodos son que, sus costos de operación son menores, evitan usar catalizadores y generalmente no producen corrientes secundarias que tienen que ser especialmente tratadas. Sin embargo, aún se requiere investigación básica y aplicada en la optimización de sistemas

biológicos. Cabe resaltar, que también se han probado métodos que combinan tratamientos biológicos con tratamientos físico – químicos (Bailon y Hinge, 2014).

### **2.6.1 Reducción in situ de sulfuro del biogás mediante adición de sales de hierro al estiércol líquido**

Este método consiste en agregar directamente cloruros de hierro, fosfatos u óxidos al biol del digestor o en la alimentación del sustrato en el tanque de pre almacenamiento. La adición de cloruro de hierro II ( $\text{FeCl}_2$ ), el cual es un líquido, es lo más practicado. Hidróxido férrico e hidróxido ferroso también pueden ser agregados. Estos reaccionan con el sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ) y forman sales insolubles de hierro. Debido a esta precipitación se evita la formación de  $\text{H}_2\text{S}$  en el biogás. Las reacciones que ocurren son las siguientes (Bailon y Hinge, 2014):



Este método es principalmente usado en digestores con un alto contenido de sulfuro de hidrógeno en primera instancia, o cuando se permite tener un contenido alto de  $\text{H}_2\text{S}$  (más de 1000 ppm) (Pettersson y Wellinger, 2009).

### **2.6.2 Utilización de filtros de óxido de hierro (III)**

La utilización de óxido de hierro (III) es una de las formas más antiguas para la fijación del sulfuro de hidrógeno. Se crea un medio donde el hierro tiene contacto con el sulfuro de hidrógeno y de esta forma es fijado al metal. En este método, el biogás pasa por un filtro que contiene hidróxido ferroso u óxido férrico, material que absorberá el  $\text{H}_2\text{S}$  (Pettersson y Wellinger, 2009). Al existir una entrada de aire, el sulfuro de hidrógeno se convierte en azufre elemental y el sustrato puede ser utilizado por un tiempo más prolongado. El sustrato llegará al punto donde debe ser reemplazado porque se satura. Los óxidos  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  y  $\text{FeO}$  también contribuyen a las reacciones.

La ecuación se describe como:



Donde son fijados, por estequiometria, 0,64 kg de sulfuro de hidrógeno por cada kilogramo de óxido de hierro (Anerousis y Whitman, 1985).

La regeneración se puede realizar un número de veces limitado, es decir, hasta que el material dentro del filtro (por ejemplo, las virutas de hierro) se encuentre cubierto con azufre y necesite ser cambiado (Pettersson y Wellinger, 2009). Si la reacción se realiza al aire libre, lo cual se realiza con el propósito de regeneración, dará como resultado (Zicari, 2003):



Sin embargo, la práctica en el uso de este material ha llevado a la conclusión de que solo el 85 por ciento de este sulfuro de hidrógeno es fijado, en otras palabras, 0,56 kg de H<sub>2</sub>S/kg de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.

La esponja de hierro puede ser operada en modo batch con una unidad de regeneración separada, o con una pequeña dosis de corriente de aire. En el modo batch, la experiencia operacional indica que solo el 85 por ciento (0.56 kg H<sub>2</sub>S/ kg Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) de la eficiencia puede ser alcanzada. (Taylor 1956).

Un ejemplo de la utilización de este método se da en Nueva York (US), donde 1,84 kg de H<sub>2</sub>S/kg es fijado usando 140 kg de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/ m<sup>3</sup> con un flujo de aire del 2,29 por ciento. Se debe considerar que al ser desechado el material, se califica como dañino y debe ser descartado con las medidas necesarias de precaución. Esta reacción es de carácter exotérmico, por lo que puede llegar a encenderse con facilidad si la temperatura o el flujo de aire no son controlados (Zicari, 2003).

La esponja de hierro usado puede ser regenerada en su lugar por recirculación del gas en el recipiente, ajustada a una concentración de O<sub>2</sub> del 8 por ciento y una velocidad espacial de 0,3-0,6 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> de lecho/min (Taylor 1956).

Existen varios productos comerciales con base de óxido de hierro, entre los cuales se encuentra la esponja de hierro y otros productos comerciales, como SOXSIA (Sulphur Oxidation and Siloxanes Adsorption) que absorbe siloxanos y H<sub>2</sub>S (hasta 2000 ppm) (Pettersson y Wellinger, 2009).

#### **a. Esponja de hierro**

También llamada virutas de hierro o lana de hierro, la esponja de hierro es hierro fundido, el cual toma forma de fibras de lana, por lo cual se puede transportar con mayor facilidad que

si se fundiera en lingotes. En el mercado es empleada para hacer trabajos de limpieza, acabado y pulido.

La esponja de hierro es el adsorbente de óxido de hierro más conocido.

Las esponjas de hierro en la desulfuración se usan para capturar (adsorber) selectivamente el H<sub>2</sub>S y mercaptanos. Los ingredientes activos primarios son óxidos de hierro hidratados (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) de estructuras cristalinas alfa y gamma. El óxido mixto, Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.FeO), también contribuye a la actividad presente (Anerousis y Whitman, citado por Abatzoglou y Boivin, 2008). Las especificaciones típicas para la esponja de hierro fueron dadas en 1997 por Kohl y Neilsen (Kohl y Neilsen, citado por Abatzoglou y Boivin, 2008).

Este es un método más barato en relación a los otros que utilizan el óxido de hierro, con costos de capital aproximados de \$10,000-\$50,000 y de US \$ 0,35 a US \$ 3,00 por kilogramo de H<sub>2</sub>S removido.

Mientras que los beneficios de las esponjas de hierro incluyen simple y efectiva operación, hay tres desventajas críticas de esta tecnología que han conducido al decrecimiento de su uso en los últimos años. El proceso es intenso químicamente, los costos de operación pueden ser altos, y una continua corriente de material gastado es acumulada. Adicionalmente, el proceso de cambio es intensivo en mano de obra y puede ser problemático si no se disipa el calor durante la regeneración. Tal vez lo más importante es que la eliminación segura de la esponja de hierro usada se ha vuelto problemática y, en algunos casos, los medios usados pueden considerarse desechos peligrosos y requieren procedimientos especiales de eliminación. El vertido en el sitio todavía se practica, pero se ha vuelto más arriesgado debido al temor de la necesidad de remediarlo en el futuro (Abatzoglou y Boivin, 2008).

### **2.6.3 Adsorción**

Consiste en la captura de contaminantes en un sólido con una alta área superficial. Este sólido es el adsorbente que es comúnmente carbón activado o material cristalino con alta porosidad (sílica gel, zeolitas, aluminio activado, etc), los cuales retienen el contaminante mediante fuerzas intermoleculares. Hay dos tipos de adsorción: la física, donde las moléculas del contaminante son retenidas en los poros por fuerzas de atracción relativamente débiles, y la química, en la cual enlaces químicos más fuertes también están presentes.

Entre los adsorbentes, el carbón activado es el más usado para remover H<sub>2</sub>S si se requieren bajas concentraciones. Además de la adsorción física, el carbón activado provee una

superficie catalítica para la oxidación de azufre elemental a sulfato, el cual mejora significativamente la capacidad de remoción de H<sub>2</sub>S. En presencia de oxígeno la siguiente reacción se lleva a cabo: (Bailon y Hinge, 2014)



Algunos otros adsorbentes usados incluyen óxido de hierro granular, y óxido de metal combinado. Ambos métodos son efectivos con relación a su costo, y se usan en reactores de lecho fijo.

La adsorción empleando sílicagel como indicador, también ha permitido la eliminación de sulfuro de hidrógeno y anhídrido carbónico (Llaneza *et al.*, citado por Varnero *et al.*, 2012).

#### **2.6.4 Absorción/ Scrubbing**

En la absorción física, el H<sub>2</sub>S es removido por absorción en agua u otros solventes como el metanol y éters de glicol polietileno. En la absorción química la solubilidad del H<sub>2</sub>S en el agua es mejorada volviendo el agua alcalina o por su oxidación a compuestos más solubles al agua.

Si la regeneración es posible, usualmente las columnas de regeneración son operadas en conjunto con el absorbente para facilitar el proceso continuo. El gas separado de la regeneración contiene el H<sub>2</sub>S desplazado si este no ha sido convertido en azufre elemental.

La principal desventaja de la absorción es que usualmente elimina el problema con una corriente de gas contaminado solo para crear una corriente contaminada del líquido o una corriente de gas líquido más concentrado (si existe regeneración) que debe ser tratada después (Bailon y Hinge, 2014).

#### **2.6.5 Separación por membranas**

Consiste en el uso de membranas semipermeables para separar H<sub>2</sub>S de una corriente de gas contaminado estableciendo un gradiente de presión parcial alrededor de una superficie semipermeable vidriosa o gomosa que constituye la membrana. La membrana es diseñada para permitir ya sea las moléculas de gas o del contaminante pasen preferencialmente, resultando en una corriente de gas en un lado de la membrana. Existen dos tipos de sistema de membrana: alta presión con fase de gas en ambos lados y baja presión con un líquido absorbente en un lado. Una unidad de separación de una etapa no puede lograr la completa separación, así que se requiere una separación multietapa.

Debido a su alto costo, las membranas aun no son competitivas para la remoción de  $H_2S$  (Bailon y Hinge, 2014).

### **2.6.6 Biofiltros y filtros percoladores**

Según Bailon y Hinge (2014), en estos sistemas el biogás es forzado mediante un lecho húmedo con microorganismos. Los microbios crecen en la superficie y hendiduras del soporte, formando un biofilm. El  $H_2S$  en el biogás es transferido de la fase gas dentro del biofilm, donde es usado como fuente de energía por los microorganismos produciendo principalmente azufre si la oxidación es parcial o sulfato si es total. Los parámetros que influyen en el proceso incluyen lecho medio, humedad, temperatura, pH, tiempo de contacto, nutrientes y niveles de oxígeno. Las bacterias normalmente usadas para remover  $H_2S$  son aeróbicas, y por lo tanto requieren oxígeno. La manera convencional de suministrar oxígeno es inyectando aire directamente (4 – 10 por ciento) en la corriente del gas.

La principal diferencia entre biofiltros y filtros percoladores es la naturaleza del material de carga, orgánico en biofiltros e inerte en filtros percoladores. Por lo tanto, como los nutrientes no están disponibles en el material de carga de los filtros percoladores, ellos son suministrados con microorganismos por recirculación continua de una fase líquida a través del reactor. Este líquido provee también humedad y un medio para controlar el pH u otros parámetros de operación.

Además también se ha estudiado la aplicación de biofiltros adsorbentes de  $H_2S$ , tal es el caso del uso de compost para remover  $H_2S$ , por Yang y Allen (1994), obteniendo 99.99 por ciento de eficiencia y Elias, et al. (2002), quien operó un biofiltro de  $H_2S$  usando compost proveniente de estiércol de cerdo, obteniendo 90 por ciento de eficiencia de remoción.

La desventaja de este método es que el tiempo de retención es lento (Ortega et al, 2015), además de la baja adaptación a las fluctuaciones de flujo de gas (Etcharren, citado por Cerrón, 2016).

### **2.6.7 Reducción in situ del sulfuro mediante adición de aire**

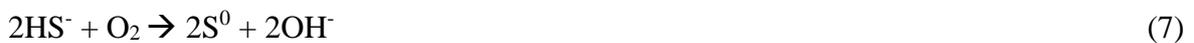
Para el biogás proveniente de la digestión anaeróbica, el método más simple de desulfuración es la adición de oxígeno o aire directamente en el digestor o en tanque de almacenamiento que sirve al mismo tiempo para retener el gas. Este método ha ido ganando atención recientemente.

### a. Terminología

Según Krayzelova (2015), la acción de añadir pequeñas cantidades de aire dentro del birreactor es referida por diferentes términos en la literatura, tales como “microaireación”, “aireación limitada”, “aireación”, “microoxigenación”, “oxigenación” o “aireación moderada”. Los términos “microaireación” y “microoxigenación”, reflejan en la mayoría de casos, el gas usado, el cual puede ser aire u oxígeno. Sin embargo, esta no tiene que ser una regla estricta y no todos los autores la siguen. Cuando se refieren al término “microaereación”, la cantidad de oxígeno es crucial. Algunos autores usan el término “aireación/oxigenación”, si la dosis de oxígeno es mayor a 102 – 218 L O<sub>2</sub> / L alimentado. En este documento se utilizará el término “aireación” para describir el método de añadir pequeñas cantidades de aire al digestor con el fin de oxidar el sulfuro y convertirlo en azufre.

### b. Principios de la aireación

Debido a la aireación el sulfuro es oxidado a azufre elemental por acción de las bacterias oxidantes del azufre (Krayzelova, 2015). Para entender el efecto de la dosificación del oxígeno, es necesario entender la naturaleza de la oxidación biológica y química del sulfuro. Las bioconversiones más importantes implicadas en la remoción aeróbica del sulfuro son (Buisman *et al.* 1990b; Chen y Morris 1972; Janssen *et al.*, Kuenen 1975):



$$\Delta G^\circ = -169.35 \text{ KJ mol}^{-1}$$



$$\Delta G^\circ = -732.58 \text{ KJ mol}^{-1}$$



$$\Delta G^\circ = -387.35 \text{ KJ mol}^{-1}$$

La remoción biológica del sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) se basa en la oxidación bioquímica del sulfuro al sulfuro elemental (S<sup>0</sup>) y/o al sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>).

De esta manera, toma lugar la oxidación biológica del H<sub>2</sub>S a azufre elemental y sulfatos por la bacteria *Thiobacillus*. Estas crecen en la superficie del digestor, el cual ofrece la superficie microaereofílica necesaria y al mismo tiempo los nutrientes necesarios. La pequeña cantidad de oxígeno (3 – 6 por ciento de aire al biogás) requerido en este método es introducida al

sistema de biogás, usando una bomba de aire por ejemplo. Dependiendo de la temperatura, el tiempo de reacción y de cantidad y lugar del aire, los digestores a gran escala han tenido de 80 a 99 por ciento de reducción de H<sub>2</sub>S, debajo de los 20 – 100 ppm de H<sub>2</sub>S. (McKinsey citado por Bailon y Hinge, 2014). El oxígeno contenido en el biogás después de la desulfuración será alrededor de 0.5 – 1.8 por ciento por volumen. La concentración de azufre monitoreada resulta ser menor, sin embargo, solo en un bajo número de digestores de lodo la mayoría de aplicaciones resultaron menos efectivas. Una investigación conducida en 1999 indicó que, a pesar de la alimentación de aire, en más de la mitad de las plantas de biogás la concentración de azufre del gas en los motores de gas excedió los 500 ppm y en el 15 por ciento de los casos, la concentración de azufre fueron más de 2000 ppm (Weiland citado por Bailon y Hinge, 2014).

#### **c. Bacterias Sulfato-Reductoras**

Las Bacterias Sulfato-Reductoras (BSR) son microorganismos anaerobios obligados, metabólicamente versátiles provenientes de varias familias y diferentes géneros. Utilizan sulfato u otros compuestos oxidados de azufre como aceptor final de electrones (agente oxidante) para la producción de H<sub>2</sub>S. Pueden crecer de forma heterotrófica usando moléculas orgánicas de bajo peso molecular y de manera autotrófica usando hidrógeno y dióxido de carbono (Nagpal *et al.*, 2000; Lens y Kuenen, 2001). Las BSR son notablemente adaptables y pueden ser encontradas en numerosos ambientes terrestres y acuáticos en los que se ha agotado el oxígeno debido a la descomposición aeróbica de la materia orgánica. Se encuentran principalmente en ambientes anóxicos ricos en sulfatos. Han sido descubiertas en suelos, lodos de estuarios, en aguas dulces, de alcantarillado, marinas, salobres, termales y áreas geotermales, depósitos de sulfuro, en pozos petroleros y de gas, y en el intestino de mamíferos e insectos (Postgate, 1984).

#### **d. Bacterias sulfato – oxidantes**

Las Bacterias Sulfato – Oxidantes (BOS) son el principal grupo involucrado en la oxidación del sulfuro bajo condiciones microaerobias. En general, las BOS son fotoautótrofas o quimiolitótrofas. Las fotótrofas usan dióxido de carbono como último aceptor de electrones mientras que las quimiolitótrofas usan oxígeno (en el caso de ser especies aeróbicas) o nitrato o nitrito (especies anaeróbicas). Como la aireación siempre se lleva a cabo en fermentadores anaeróbicos oscuros, las fotoautótrofas no pueden estar involucradas en este proceso.

Además, como se añade una cantidad limitada de aire al reactor anaeróbico, las quimilitótrofas que usan nitrato o nitrito no participan tampoco del proceso (Krayzelova, 2015).

En términos de energía y fuentes de carbono, las BOS pueden ser clasificadas en cuatro grupos: quimilitótrofas obligadas, quimilitótrofas facultativas, quimiolitoheterótrofas, y quimioorganoheterótrofas. Las primeras usan dióxido de carbono como fuente de carbono y una fuente inorgánica de energía. *Thiomicrospira* sp., muchas *Thiobacillus* sp., y al menos una *Sulfolobus* sp., pertenecen a esta categoría. Las quimiolitótrofas facultativas pueden crecer ya sea quimiolitotróficamente con una fuente de energía inorgánica y dióxido de carbono como fuente de carbono, o heterotróficamente con compuestos orgánicos como carbón y una fuente de energía. Algunos ejemplos típicos de este tipo de bacteria son: algunos *Thiobacilli* sp., ciertas *Beggiatoa* y *Paracoccus denitrificans*.

Quimiolitoheterótrofas como algunas *Thiobacillus* sp. y *Beggiatoa* generan energía de la oxidación de compuestos de azufre reducido. Quimioorganoheterótrofas tales como las *Thiobacterium* sp., pueden oxidar compuestos de azufre reducido sin derivar energía de ellos (Krayzelova, 2015).

En lo que respecta a pH y temperatura, los requerimientos de varias especies de BOS son diversos. Han sido reportados crecimientos de estas bacterias a pH en el rango de 1 – 9 y temperaturas de 4 a 90°C. La mayoría de BOS quimiolitotróficas son mesofílicas.

Las más citadas especies de BOS encontradas para la oxidación del sulfuro fueron las *Thiobacillus* sp., específicamente las *Thiobacillus denitrificans*, *Thiobacillus nivellus*, *Thiobacillus barengensis*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus thioparus* (Krayzelova, 2015).

Las BOS han sido encontradas exclusivamente en el biogás dentro de los reactores o en la interfase gas – líquido, sugiriendo que la oxidación se dio allí (Krayzelova, 2015).

## **2.7 Factores que influyen la remoción del sulfuro de hidrógeno mediante aireación**

### 2.7.1 Influencia del pH

Munz *et al.*, citado por Jeison *et al.* (2015) observaron un efecto fuerte del pH en la oxidación del sulfuro. La producción elemental máxima de azufre disminuyó con pH creciente (de 85 – 91 a 53 – 59 por ciento a pH 8 y 9, respectivamente).

A un pH alrededor de 7, en el cual la digestión anaerobia típicamente ocurre,  $\text{HS}^-_{(d)}$  y  $\text{H}_2\text{S}_{(d)}$  son las especies predominantes de sulfuro en la fase líquida. La concentración de  $\text{H}_2\text{S}_{(d)}$  incrementa mientras el pH disminuye. Simultáneamente, el  $\text{H}_2\text{S}$  se distribuye entre la fase líquida y gaseosa. Entonces, el valor del pH influencia la distribución de sulfuro entre las fases líquido y gas y esto es de particular importancia cuando solo el  $\text{H}_2\text{S}_{(g)}$  es removido por aireación (es decir, aireando el espacio de gas en el biodigestor). Asumiendo una cantidad constante de azufre reducido por sulfurogenesis dentro del bioreactor, menores valores de pH resultan en mayores proporciones de  $\text{H}_2\text{S}_{(d)}$ , una mayor cantidad de  $\text{H}_2\text{S}_{(g)}$  para mantener el equilibrio de Henry y consecuentemente, requiere una mayor tasa de oxígeno/aire para la eficiencia de remoción de  $\text{H}_2\text{S}$  (Krayzelova, 2015).

### 2.7.2 Concentración del sulfuro

Según Klok *et al.*, citado por Jeison *et al.* (2015) la oxidación biológica del sulfuro depende significativamente de la concentración de sulfuro. La actividad oxidante del sulfuro aumentó en las concentraciones del sulfuro a partir de la 0 a 0.15  $\text{mmol l}^{-1}$ . En concentraciones a partir 0.3 a 1.0  $\text{mmol l}^{-1}$ , la actividad biológica disminuyó gradualmente y aumentó otra vez en las concentraciones del sulfuro a partir del 1.0 a 5.0  $\text{mmol l}^{-1}$ . Esto fue probablemente el resultado de la adaptación de las bacterias a las altas concentraciones del sulfuro. Buisman *et al.*, citado por Jeison *et al.* (2015) observó que la contribución de la oxidación química del sulfuro fue mayor cuando aumentó la tasa de carga de azufre.

### 2.7.3 Dosis de aire y tiempo de residencia del biogás en el digestor

La dosis de aire es otro factor importante en la eficiencia de remoción de  $\text{H}_2\text{S}$ . Una menor dosis de aire induce a una menor contaminación del biogás por nitrógeno. Por otro lado, si se produce una sobredosis de aire con el propósito de asegurar la remoción completa de  $\text{H}_2\text{S}$ , el exceso de oxígeno contaminará el biogás (Krayzelova *et al.*, 2014).

En general, los bioreactores que tratan materiales con ratios DQO/S bajos, tales como aguas residuales de una cervecería, o industria del azúcar o de papel, producen grandes cantidades de sulfuro de hidrógeno. Como resultado de ratios DQO/S bajos, estas corrientes de agua residual han mostrado requerir mayores cantidades de oxígeno por volumen de gas, en comparación con lodos de aguas residuales, residuos de la agricultura o estiércol. Normalmente la dosis de oxígeno (o su equivalente en aire) entre 0.3 y 3 por ciento de biogás producido en el bioreactor es suficiente para lograr una eficiente desulfuración de biogás. Sin embargo, una dosis de oxígeno mayor al 12 por ciento puede ser necesaria si ambos, sulfuro gaseoso y disuelto deben ser removidos (Krayzelova, 2015).

Cuando el aire es añadido en el lodo, el intenso contacto entre el oxígeno y la fase líquida facilitará la oxidación no específica de compuestos biodegradables y se perderá oxígeno. Esto incrementará la necesidad de aire añadido, por lo tanto la contaminación de aire por nitrógeno. Potencialmente, cierta parte de la carga orgánica puede ser oxidada a lo largo con sulfuro, pero disminuyendo el rendimiento de metano debido a que la oxidación es normalmente despreciable (Krayzelova *et al*, 2014).

El tiempo de residencia de biogás en el biodigestor es un factor clave que afecta la eficiencia de remoción de sulfuro, cuando se inyecta aire/oxígeno en el digestor. Normalmente, eficiencias de remoción por encima de 99 por ciento, fueron obtenidas con tiempos de residencias de 4 a 5.5 horas (Ramos y Fdz-Polanco, 2014). Según Schneider *et al*, citado Krayzelova (2015), se encontró 88 por ciento de eficiencia de remoción con un tiempo de residencia de 2.5 horas, mientras que resultó menor que 40 por ciento si el tiempo era menor de 1.25 horas. Cuando el espacio para biogás dentro del biodigestor fue suprimido totalmente, la concentración de sulfuro de hidrógeno en el biogás producido bajo tratamiento microaeróbico, fue similar a la encontrada en digestores sin airear.

#### **2.7.4 La ubicación de la oxidación del sulfuro, la acumulación del azufre y espacio para el biogás**

Para un apropiado diseño de aireación es importante encontrar dónde ocurre la oxidación del sulfuro. Si esta ocurre en la biopelícula que cubre la pared del gas o en la fase líquida. Resultados de numerosos análisis microbiológicos (Ver Tabla 6) revelaron que la población de BOS crece mayormente en el espacio libre del biodigestor o en la fase gas – líquido.

Ramos *et al*, citado por Krayzelova (2015) sugiere que la oxidación biológica del sulfuro ocurre allí.

**Tabla 6. Bacterias oxidantes del azufre (BOS) encontradas en reactores anaeróbicos sujetos a microaeración**

Género	Phylum	Localización	Gas de aireación	Referencia
<i>Acidithiobacillus thiooxidans</i>	Proteobacteria	Fondo del filtro biopercolador	Aire	de Arespachoga <i>et al.</i> (2014)
<i>Arcobacter, Sulfuricurvum</i>	e-Proteobacteria	Espacio vacío del biogás, interfase líquida	O <sub>2</sub>	Ramos <i>et al.</i> (2014a)
<i>Acidithiobacillus</i>	γ-Proteobacteria			
<i>Acinetobacter</i>	γ-Proteobacteria	Espacio vacío del biogás	O <sub>2</sub>	Ramos <i>et al.</i> (2013)
<i>Rhodococcus</i>	Actinobacteria			
<i>Acinetobacter, Arcobacter, Sulfuricurvum</i>	Proteobacteria	Unidad de desulfuración microaeróbica	O <sub>2</sub>	Ramos <i>et al.</i> (2013)
<i>Halothiobacillus neapolitanus, Sulfurimonas denitrificans</i>	Proteobacteria	Espacio vacío del biogás	Aire	Kobayashi <i>et al.</i> (2012)
<i>Halothiobacillus, Thiofaba</i>	γ-Proteobacteria		O <sub>2</sub>	Rodriguez <i>et al.</i> (2012)
<i>Acidithiobacillus thiooxidans, Arcobacter mytili, Halothiobacillus neapolitanus, Thiomonas, Thiobacillus, Sulfuricurvum kujiense</i>	Proteobacteria	Espacio vacío del biogás (reactor con recirculación de lodos)	O <sub>2</sub>	Díaz <i>et al.</i> (2011b)
<i>Halothiobacillus kellyi</i>		Espacio vacío del biogás (reactor con recirculación de biogás)		
<i>Arcobacter mytili</i>				

FUENTE: Adaptado de Krayzelova, 2015.

La intensidad de procesos microaeróbicos depende fuertemente de la disponibilidad de área superficial en el espacio libre del biodigestor, donde se produce el biogás. Ramos *et al*, citado por Krayzelova (2015) operó un reactor piloto con variable tamaño de espacio libre para biogás para investigar donde ocurre predominantemente el proceso de desulfuración. En el estudio realizado el oxígeno fue inyectado en el espacio del biogás. El sulfuro de hidrógeno

fue completamente removido del biogás cuando el digester tuvo 25L de espacio libre y poca o ninguna remoción de H<sub>2</sub>S fue observada cuando el espacio libre fue reducido a casi 0L. Además la deposición de azufre elemental en el espacio libre del digester puede ser un claro indicio de que la oxidación ocurre allí. Kobayashi *et al.*, citado por Krayzelova (2015) observó la acumulación de microbios conteniendo azufre elemental por todas las paredes del espacio para biogás del digester. También Ramos *et al.* y Rodríguez *et al.*, citados por Krayzelova (2015), observaron la acumulación del azufre elemental en el mismo lugar. Esto indica que el espacio libre para biogás del reactor puede actuar como un “biofiltro”, donde las BOS pueden crecer en las superficies disponibles. Las esteras de azufre también sirven como material de soporte adicional donde nuevas esteras microbianas se desarrollan. En contraste, Díaz *et al.*, citado por Krayzelova (2015) observó solo la acumulación parcial de azufre elemental en la parte superior del espacio libre del reactor mientras Ramos *et al.*, citado por Krayzelova (2015), no observó alguna acumulación de azufre elemental en el espacio del biogás. Estos autores sugieren que el azufre elemental formado en sus reactores ha caído probablemente dentro del efluente líquido. Sin embargo, esta sugerencia no pudo ser probada y aun no queda claro por qué la deposición de azufre elemental no fue observada en estos casos.

Según Krayzelova (2014), solo el 10 por ciento de azufre elemental producido se quedó en el espacio de biogás de un reactor UASB, mientras que el 33 por ciento salió en el líquido efluente. En este caso, el pequeño espacio libre para biogás del tipo de reactores UASB fue probablemente responsable de las modestas deposiciones de azufre en el espacio libre. Una amplia gama de concentraciones de azufre elemental detectadas en las muestras de efluente fueron también observadas por van der Zee *et al.*, citado por Krayzelova, 2015.

## **2.8 Configuraciones del Reactor**

Según Krayzelova (2015), a través de los años, el método de la aireación ha sido probado en diferentes configuraciones del reactor. Las configuraciones reportadas pueden ser divididas en dos categorías; la primera donde el oxígeno/aire es directamente añadido dentro del reactor donde la digestión anaerobia completa ocurre, y la segunda donde la aireación ocurre en una cámara o unidad separada.

### 2.8.1 Aireación directamente dentro de biodigestores anaeróbicos

La remoción microaeróbica de sulfuro de hidrógeno ha sido tradicionalmente usada en digestores que tratan residuos de la agricultura en Alemania debido a la simplicidad de su aplicación y la conveniencia para explotación de biogás (Schneider *et al.* 2012, citado por Krayzelova, 2015). Sin embargo, la aplicación más reportada y exitosa, incluyendo operación a gran escala, es la digestión de lodo de PTAR (Planta de tratamiento de aguas residuales) bajo condiciones microaeróbicas. En digestores de lodo combinados (10L – 2100 m<sup>3</sup>), la aireación puede remover sulfuro de hidrógeno del biogás con eficiencia mayor del 97 por ciento (2500 – 34000 ppm<sub>v</sub>) (Díaz *et al.*, citado por Krayzelova, 2015). La baja eficiencia encontrada en el Reactor Continuamente Agitado (CSTR) tratando residuos de la agricultura, entre 68 y 88 por ciento, es probablemente consecuencia del bajo tiempo de residencia en el espacio del biogás en comparación con digestores de lodo (Krayzelova, 2015).

Investigaciones recientes han abarcado el uso del directo suministro de oxígeno al reactor UASB (Reactor de flujo ascendente) para el tratamiento de residuos de aguas industriales; particularmente de cervecerías, industrias de azúcar y papel que comúnmente presentan carga elevada de azufre. Las eficiencias de remoción de H<sub>2</sub>S con tratamiento aeróbico resultaron de 70 al 82 por ciento. Además, la aireación puede aumentar el rendimiento de la remoción de materia orgánica como resultado de la reducción de inhibición de metanógenas.

En Alemania generalmente se aplica la aireación mediante bombas que ingresan al reactor de tanque agitado continuo (CSTR). Ver Figura 3.



**Figura 3. Sistema de aireación usado en planta de biogás en Stuttgart, Alemania.**

### **2.8.2 Aireación en compartimentos separados**

En esta categoría, una unidad microaeróbica (o compartimento) es añadido al proceso, por lo tanto se mantiene la digestión anaerobia sin airear. Esto permite el uso de mayor oxígeno y evita la acumulación de azufre en el espacio del biogás. Por lo tanto, los reactores anaeróbicos pueden ser diseñados con un compartimiento final donde la aireación es llevada a cabo para remover el H<sub>2</sub>S producido en las cámaras iniciales bajo condiciones anaeróbicas (Krayzelova, 2015).

### **2.9 Ventajas y desventajas del método**

El método de la aireación es probablemente la forma menos costosa y de más fácil mantenimiento de depuración para un uso en granja donde no se requiere una mayor mejora del biogás; por ejemplo cuando el gas es limpiado solo para prevenir problemas de corrosión y olor. Por lo tanto, la desulfuración biológica interna dentro del digester es el método más aplicado para la desulfuración primaria en plantas de biogás de agricultura que usan unidades de motor CHP (Combined Heat and Power).

La crucial desventaja de la desulfuración en el digester es el acoplamiento del proceso de degradación anaeróbica así como también la necesidad de suministrar oxígeno al proceso de fermentación anaeróbica. Por lo tanto la fermentación es interrumpida y la formación de metano imparcial. Como consecuencia el rendimiento de biogás disminuye. Además, el azufre o sulfato remanente en el sistema puede conducir a la reformación de H<sub>2</sub>S y clústers amarillos de azufre son depositados en la superficie, incrementando las posibilidad de corrosión. También se tiene que tomar en cuenta las medidas de seguridad para evitar una sobredosis de aire por ejemplo en el caso de fallas en la bomba así como el biogás en el aire es explosivo en el rango de 6 a 12 por ciento dependiendo del contenido del metano. Puede que los picos de H<sub>2</sub>S no sean lo suficientemente reducidos. Otra desventaja es la acumulación de oxígeno y nitrógeno en la corriente del biogás. El nitrógeno es un gas inerte muy difícil de remover del biogás durante su mejora. Por lo tanto este método mayormente no puede ser aplicado como pre tratamiento para para sistemas de mejoramiento del biogás porque la mayoría de tecnologías de mejora no son capaces de remover oxígeno y nitrógeno fuera de la corriente del gas, y la limpieza posterior de estos componentes es un proceso caro. Esto solo es posible si el biometano será inyectado en una grilla de gas natural que contiene gas natural con calidad L-gas. Para disminuir o evitar la dilución de nitrógeno hay la posibilidad de inyectar oxígeno puro al digester. Ya que comprar botellas de oxígeno puro es

mayormente muy caro, una mejor opción es generar oxígeno puro directamente en la planta de biogás. Esta estrategia es esporádicamente aplicada en plantas de mejoramiento de biogás a gran escala (Bailon y Hinge, 2014).

## **2.10 Biodigestores**

### **2.10.1 Definición**

Un biodigestor o reactor anaeróbico es el dispositivo principal donde ocurre el proceso bioquímico de degradación de la materia orgánica. Estos pueden tener forma cilíndrica, cúbica, ovoide o rectangular, aunque la mayor parte de los tanques que se construyen en la actualidad son cilíndricos. Los biodigestores actuales tienen cubiertas, fijas o flotantes, cuya misión es impedir que escapen olores, conservar la temperatura, evitar la entrada de oxígeno y recoger el gas producido. Pueden estar contruidos de distintos materiales desde una piscina cubierta de HDPE, concreto hasta acero inoxidable (FAO, 2011).

### **2.10.2 Clasificación**

Los tipos de biodigestor, según el sistema de carga son:

#### **a. Sistema Batch o discontinuo**

Estos biodigestores se cargan una única vez, y una vez transcurrido el tiempo de retención, cuando ha dejado de producir gas, se descarga completamente. Normalmente consiste en tanques herméticos con una salida de gas conectada a un gasómetro flotante, donde se almacena el biogás. Este sistema es aplicable cuando la materia a procesar está disponible en forma intermitente. En este tipo de sistemas se usa una batería de digestores que se cargan a diferentes tiempos para que la producción de biogás sea constante (Rojas, 2014).

#### **b. Sistema semi-continuo**

Son pequeños o de mediana escala, de uso urbano o rural. La primera carga que se introduce, consta de gran cantidad de materiales; cuando va disminuyendo gradualmente el contenido de biogás se agregan nuevas materias primas y se descarga el efluente regularmente en la misma cantidad (Guevara, 1996).

Presenta buena eficiencia de producción de biogás diaria. Los modelos que destacan en este sistema son el tipo Hindú, el tipo Chino y otro de menor costo del tipo manga de polietileno (Lui *et al*, 2011).

### **c. Sistema continuo**

Es el más usado en el ámbito rural. Este biodigestor se alimenta con una carga inicial y luego del tiempo de retención se carga una determinada cantidad y se descarga la misma cantidad (biol). Este proceso se aplica en zonas que disponen de gran materia residual y digestores de gran tamaño (mayor de 15 m<sup>3</sup>) y de tamaño mediano (entre 6.3 y 15m<sup>3</sup>) Cuando la fermentación en el biodigestor es ininterrumpido, el efluente que descarga es igual a la materia que entra, la producción de gas es uniforme en el tiempo. (Guevara, 1996).

Periódicamente se debe hacer una limpieza para extraer el biosol y evitar que taponee la entrada y salida del reactor (Rojas, 2014).

Dentro de los reactores continuos se encuentran: reactores de lecho fijo, reactores de lecho fluidizado, y reactores de agitación continua (CSTR).

#### **c.1. Reactores de lecho fijo**

Un catalizador heterogéneo se utiliza con frecuencia en la industria en la que fluyen los gases a través de un catalizador sólido (que es a menudo con forma de pequeños gránulos para incrementar el área superficial). Se describe a menudo como un lecho fijo (*Fixed Bed*) de catalizador. Entre los ejemplos de su uso en reactores biológicos están la biodegradación de contaminantes presentes en aguas residuales mediante carbón activado que sirve como soporte para masa inmovilizada bacteriana; y de reactores químicos: la fabricación de ácido sulfúrico (el proceso de contacto con el óxido de vanadio como catalizador), la manufactura de ácido nítrico y la fabricación de amoníaco (Gómez, 2015).

#### **c.2. Reactores de lecho fluidizado (Fluid Bed)**

Los lechos fluidizados son reactores biopelícula con un amplio rango de aplicaciones en tratamiento biológico aerobio, anóxico y anaerobio. Estos sistemas emplean materiales particulados de pequeño tamaño como medio soporte para el crecimiento adherido de la biocenosis. El conjunto soporte-biofilm (biopartícula) se mantiene en suspensión en medio del flujo vertical ascendente cuya velocidad es lo suficientemente elevada para superar la fuerza de la gravedad. Las biopartículas están en continuo movimiento relativo pero no son transportadas por el flujo, es decir, no son lavadas del reactor. Entre las aplicaciones de esta tecnología se encuentra: digestión anaerobia, oxidación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación de aguas residuales industriales y urbanas. (Jácome *et al*, 2014)

### **c.3. Reactores de tanque agitado continuos (CSTR)**

Son reactores relativamente simples de mezcla completa y sin recirculación de lodos. Para mezclar el contenido de los digestores y para romper las costras se utilizan agitadores mecánicos y una recirculación de biogás.

El tiempo de residencia de los lodos es igual al tiempo de residencia hidráulico (de 10 a 30 días). Las concentraciones de biomasa activa que se pueden conseguir son limitadas y por consiguiente las cargas volumétricas y las producciones de gas son bajas.

Estos reactores fueron desarrollados para la estabilización de lodos de aguas residuales urbanas y sucesivamente adaptados para tratar suspensiones más o menos concentradas como estiércoles y otros vertidos agrícolas y agroalimentarios. (Elordi, 2017)

Actualmente son los más usados en países desarrollados como Alemania (Ver Figura 4).



**Figura 4. Reactor modelo CSTR de la planta de biogás Linderhoff. Stuttgart, Alemania.**

Además, según el material del que están hechos los biodigestores, estos se clasifican comúnmente en (Ver Figura 5):

#### **d. Modelo chino**

Los digestores de este tipo son tanques cilíndricos con el techo y el piso en forma de domo y se construyen totalmente enterrados (FAO, 2011). Al iniciar el proceso, el digestor se llena con residuos agrícolas compostados mezclados con lodos activos de otro digestor, a través de la cubierta superior, que es removible. Una vez cargado así, es alimentado diariamente con los residuos que se encuentren disponibles, provenientes de la letrina y de los animales

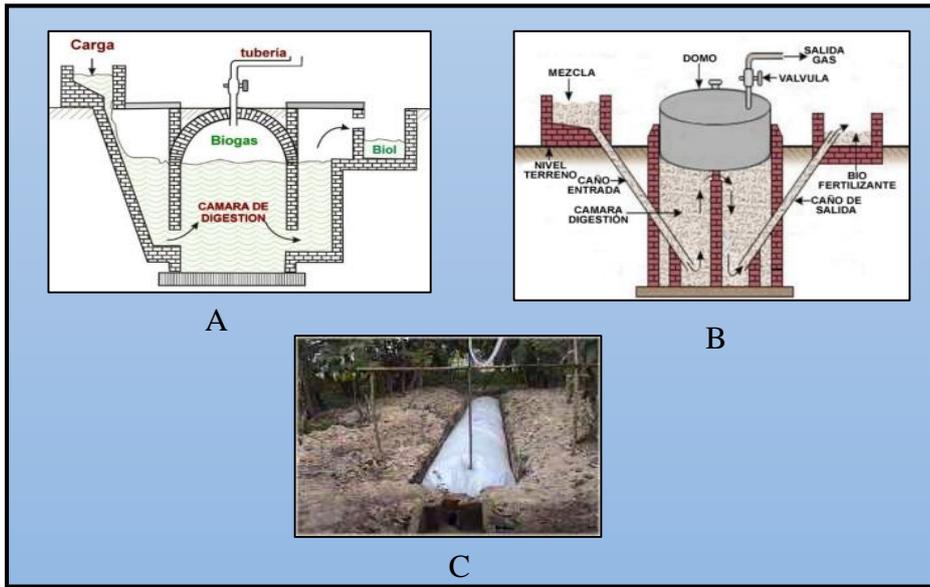
domésticos, a través del tubo de carga el cual llega a la parte media del digestor. En este tipo de digestores no existe gasómetro, almacenándose el biogás dentro del sistema.

#### **e. Modelo indiano**

Estos digestores en general son enterrados y verticales, semejando a un pozo. Se cargan por gravedad una vez al día, con un volumen de mezcla que depende del tiempo de fermentación o retención y producen una cantidad diaria más o menos constante de biogás si se mantienen las condiciones de operación (Hilbert y Eppel, citado por FAO 2011). El gasómetro está integrado al sistema, o sea que, en la parte superior del pozo flota una campana donde se almacena el gas. De esta forma, la presión del gas sobre la superficie de la mezcla es muy baja, de alrededor de 30 cm de columna de agua. Con esta campana se logra, además, una presión constante, lo que permite una operación eficiente de los equipos a los que alimenta.

#### **f. Modelo Taiwán**

Se caracteriza por ser un biodigestor que presenta una bolsa tubular de PVC o de polietileno, colocado en una fosa de tierra o concreto, y que presenta en cada extremo una entrada y una salida. Se diseñó con el objetivo de eliminar los inconvenientes que se generaban con el empleo de otros materiales, como el metal o concreto, en la construcción de otro tipos de biodigestores. Por un lado, este biodigestor se caracteriza por ser muy económico porque todos sus componentes pueden ser fabricados con materiales fáciles de obtener. Igualmente, su implementación y mantenimiento es relativamente fácil. Además la eficiencia de este diseño es mayor, debido a que es de flujo continuo y la producción de biogás es constante. Por ejemplo, un biodigestor casero modelo Taiwán, de aproximadamente 3 a 5 metros de largo, que se alimente diariamente con 20 kilos de excrementos frescos mezclados con 100 litros de agua, permite la cocción diaria de los alimentos para una familia de cinco personas y disminuye la factura eléctrica hasta en un 50 por ciento (FAO, citado por Valerio, 2010).



**Figura 5. Modelos de biodigestores más comunes.**

A) Biodigestor Chino B) Biodigestor Indiano C) Biodigestor modelo Taiwán

FUENTE: Adaptado de Sánchez, 2003.

### III. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1 Ubicación

La investigación se llevó a cabo en la Universidad Nacional Agraria La Molina, en el Centro Modelo de Tratamiento de Residuos (CEMTRAR).

#### 3.2 Duración

La parte experimental del presente trabajo de investigación se realizó durante 8 meses aproximadamente (desde enero del 2018 hasta agosto del 2018).

En la Tabla 7 se muestran las etapas del presente trabajo de investigación, así como el tiempo que tomó llevarlas a cabo.

**Tabla 7. Etapas de la investigación**

<b>Etapas</b>	<b>Fecha de inicio</b>	<b>Fecha de término</b>	<b>Duración (días)</b>
Adecuación de biodigestor, compra y adquisición de materiales	06/03/2018	26/03/2018	21
Análisis de la materia prima (estiércol porcino) en el laboratorio	12/03/2018	27/03/2018	16
Pruebas preliminares	28/03/2018	30/05/2018	64
Adquisición de materiales para segunda prueba	30/05/2018	18/06/2018	19
Cargado diario del biodigestor, pruebas iniciales, desulfuración.	19/06/2018	18/08/2018	60

#### 3.3 Experimento

Para llevar a cabo el experimento se utilizó un biodigestor de tipo tubular semicontinuo de 8,5 m<sup>3</sup> de capacidad, el cual está localizado en CEMTRAR. Inicialmente se realizaron pruebas preliminares usando biodigestores de balón, sin embargo al no alcanzar el contenido esperado de metano, se procedió a usar el biodigestor tubular de CEMTRAR para el desarrollo de todo el experimento. El diseño experimental consistió en un diseño completamente al azar con un grupo control, 2 tratamientos y 2 repeticiones de cada uno, además el monitoreo fue diario. En la Tabla 8 se aprecia la codificación de los tratamientos, teniendo en cuenta dos factores de estudio: Técnica de desulfuración y tiempo de retención/período del día; en el caso de la técnica de la aireación, se tomará en cuenta el tiempo de retención, mientras que en el caso de la técnica de filtros de hierro, se tomó en cuenta el período del día (mañana/ tarde).

**Tabla 8: Códigos de los tratamientos**

Factores		Tiempo de retención/ Periodo del día	
		a1= 0-2h/ mañana	a2= 3-5h / tarde
Técnica de desulfuración	b0= tratamiento control	a1b0	a2b0
	b1= filtros de hierro	a1b1	a2b1
	b2= aireación	a1b2	a2b2

Para el presente trabajo de investigación se utilizó estiércol de porcino (marrano) obtenido de la granja de la Universidad Nacional Agraria La Molina, teniendo en cuenta la disponibilidad de la materia prima.

### **3.4 Cálculos para el cargado del biodigestor**

#### **3.4.1 Toma de muestra**

Para establecer la concentración de estiércol de cerdo para alimentar el biodigestor, fue necesario caracterizar cada materia prima. Para esto, se tomó una muestra de 1 kg de estiércol de cerdo de la granja de la Universidad Nacional Agraria La Molina en bolsas, estas muestras fueron llevadas al laboratorio de Análisis de Agua, Suelos, Plantas y Fertilizantes de la UNALM para su análisis físico/químico.

#### **3.4.2 Caracterización del estiércol de cerdo**

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 9.

**Tabla 9. Composición la materia prima**

<b>Parámetro</b>	<b>Estiércol de porcino</b>
%C	40.2
%N	3.4
C/N	11.9
%ST	31.6
%M.O.	75.7
pH	6.14
S %	0.73

FUENTE: Laboratorio de Análisis de Suelo, Planta y Fertilizantes de la UNALM

### **3.4.3 Determinación del Volumen útil o Volumen líquido del biodigestor**

El volumen líquido del biodigestor es el volumen que contiene la mezcla de estiércol con agua. Teóricamente se estima que éste equivale al 75 – 80 por ciento del volumen total, dejando el volumen restante 20 – 25 por ciento para la acumulación de biogás. En este caso, se dejó el 25 por ciento del volumen total para la acumulación del biogás, siendo el volumen total 8.5 m<sup>3</sup>.

$$V_{\text{biogás}} = 0.25 \times V_t = 2.125 \text{ m}^3$$

$$V_l = V_t - V_{\text{biogás}} = 6.375 \text{ m}^3$$

Donde

V<sub>t</sub>= Volumen total del biodigestor

V<sub>l</sub>= Volumen líquido del biodigestor

### **3.4.4 Características del biodigestor**

El biodigestor empleado para la investigación, es de tipo Taiwán o tubular. Su primera carga se realizó en Abril del 2016, es por ello que se trata de un biodigestor maduro cuyas condiciones de producción de metano son estables. A continuación, se lista algunas de las características del mismo (Ver Figura 6):

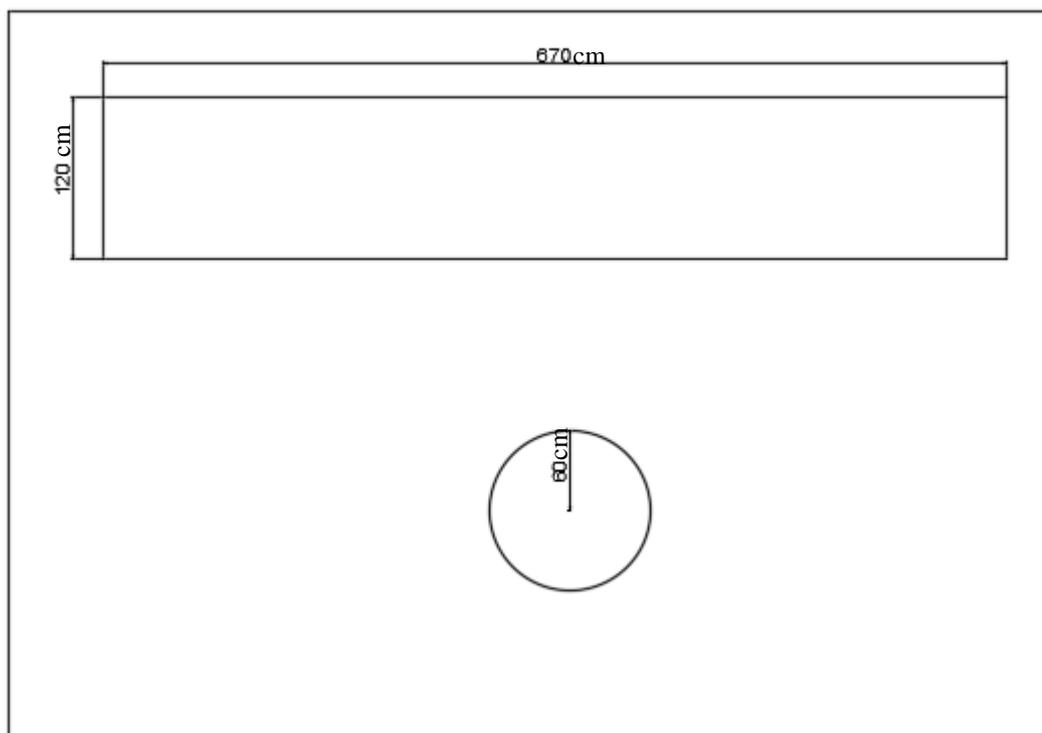
Longitud = 6.7 m

Área = 0.892 m<sup>2</sup>

Volumen total = 8.5 m<sup>3</sup>

Volumen de gas = 2.125 m<sup>3</sup>

Longitud Cúpula/Ancho trinchera = 1.2



**Figura 6. Vista longitudinal y vista transversal del biodigestor.**

### **3.4.5 Establecimiento de la concentración de mezcla y carga diaria**

Teniendo en cuenta el volumen del biodigestor ( $8.5\text{m}^3$ ), se sabe que:

*Carga diaria de mezcla de estiércol con agua \* Tiempo de retención = volumen del biodigestor*

Por lo tanto, si se establece un tiempo de retención de 52 días:

*Carga diaria de mezcla de estiércol con agua \* 52 = 8500 litros*

La carga diaria resulta 163.5 litros.

Según el manual del biogás (FAO, 2011), en biodigestores de carga semicontinua se recomienda que la relación de mezcla de estiércol de porcino sea con respecto al agua, sea de 1:3. Por lo tanto, dado que la densidad del estiércol de cerdo es (Parera, 2014):  $1\ 050$

$\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 1,05 \frac{\text{kg}}{\text{L}}$ ; y considerando la densidad del agua como:  $1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 1 \frac{\text{kg}}{\text{L}}$

Se estableció una carga diaria de 41 k de estiércol de porcino mezclado con 123 L de agua (Véase Anexo 6).

De la caracterización del afluente (Ver Tabla 9) se obtuvo la cantidad porcentual de sólidos totales (%ST) de la materia prima:

$$\%ST \text{ del estiércol de porcino} = 31.64 \%$$

Experimentalmente se ha demostrado que una carga en digestores semicontinuos no debe tener más de un 8 por ciento a 12 por ciento de sólidos totales para asegurar el buen funcionamiento del proceso, a diferencia de los digestores discontinuos, que tienen entre un 40 a 60 por ciento de sólidos totales (FAO, 2011).

Hallando el porcentaje de sólidos totales de la mezcla:

$$\%ST \text{ de la mezcla} = 8 = \frac{WestCerdo \times 31.64}{WestCerdo + W_{H2O}},$$

Donde:

W representa los pesos de cada sustrato (kg).

$$\text{Sabido que } WestCerdo = 41, \text{ y } WestCerdo + W_{H2O} = Vl = 163.5 L$$

Se obtiene un porcentaje de sólidos totales igual al 8 por ciento aproximadamente, lo cual está dentro del rango esperado.

El biodigestor de CEMTRAR fue cargado diariamente durante la investigación, para asegurar una producción constante de biogás.

Para el cargado se empleó los siguientes materiales:

- Estiércol de cerdo y estiércol de vaca de la granja de la UNALM.
- Balanza
- Lampa
- Agua
- Mandil
- Guantes
- Mascarilla

### **3.5 Determinación de volumen de biogás generado**

En teoría, se puede estimar el volumen de biogás producido por un biodigestor, conociendo el volumen de este. Los rangos de producción en sistemas mesófilos con recirculación y

agitación pueden estar en un rango entre 0,5 y 1m<sup>3</sup>N de biogás por m<sup>3</sup> de reactor y día. Sin embargo, cabe resaltar que en el caso de la presente investigación, no se usó un biodigestor con recirculación, por lo cual la cantidad de biogás producida resulta menor.

Previo a la etapa experimental, se determinó la producción total diaria de biogás, la cual es alrededor de 1 m<sup>3</sup> /día. Esta se obtuvo mediante el llenado de los gasómetros.

### 3.6 Determinación de la concentración de gases presentes en el biogás

Fue realizada mediante análisis instrumental con el equipo Multitec 545 (Ver Anexos), el cual mide los siguientes gases mediante la succión de los mismos:

- Metano (CH<sub>4</sub>)
- Oxígeno (O<sub>2</sub>)
- Monóxido de Carbono (CO)
- Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>)
- Sulfuro de Hidrógeno (H<sub>2</sub>S)

En la Tabla 10 se puede apreciar los sensores, resolución y rangos de medición.

**Tabla 10. Características de medición de gases en el equipo Multitec 545**

Gas	Sensor	Resolución	Rango de Medición
Metano (CH <sub>4</sub> )	Infrarrojo	0,1 %Vol.	0 a 100 %Vol.
Oxígeno (O <sub>2</sub> )	Electroquímico	0,1 %Vol.	0 a 25 %Vol.
Monóxido de Carbono (CO)	Electroquímico	1 ppm	0 a 500 ppm
Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> )	Infrarrojo	1 %Vol.	0 a 100 %Vol.
Sulfuro de Hidrógeno (H <sub>2</sub> S)	Electroquímico	1 ppm	0 a 5.000 ppm

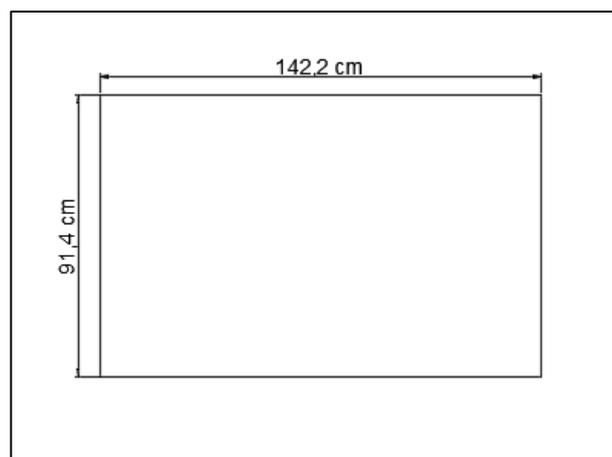
### 3.7 Procedimiento y cálculos para el ensayo de desulfuración del biogás mediante el método de la aireación

#### 3.7.1 Diseño del sistema de aireación

Se diseñó un sistema de aireación con compartimientos separados, para lo cual, se empleó los siguientes materiales:

- 20 metros de manguera transparente de 3/4"

- 2 conectores en forma de “T”
- 2 Niples corrido de PVC con rosca
- 2 Tuercas
- 2 Contratuercas
- 4 Empaques de jebe
- Formador de empaquetaduras
- Pequeña bomba de aire de pecera (caudal máximo de 3L/min)
- Flujómetro
- 2 bolsas plásticas negras de polietileno de 208L de capacidad, las cuales sirvieron como gasómetros /almacenadoras de biogás (Ver Figura 7)
- Equipo medidor de sulfuro de hidrógeno Multitec 545



**Figura 7. Dimensiones de la bolsa para biogás.**

Además, se siguió el siguiente procedimiento:

Para permitir la entrada de aire al biogás de los dos gasómetros a los que correspondía el tratamiento de aireación, se colocó un niple corrido de PVC, unido a tuercas, contratuercas y sus respectivas empaquetaduras. Para evitar fugas se cubrió con el formador de empaquetaduras. Además, en uno de los extremos de cada uno de los niples, se colocaron las reducciones de 1” a 3/4”. A estas reducciones se les añadió una manguera unida a otra (para la circulación de biogás) por medio de una “T”, a través de la cual se inyectó aire una vez al día al gasómetro, mediante una bomba de aire de pecera de flujo máximo de 3 L/min.

Ya que las bolsas tenían capacidad de 208L, el rango de 1 a 3 por ciento de aire inyectado fue equivalente a:

$$1 \% (208) = 2.08 \text{ L}$$

$$3 \% (208) = 6.24 \text{ L}$$

Es decir, el rango varió de 2.08 a 6.24 litros en la mayoría de casos. Por lo tanto, el tiempo de inyección diario varió de menos de un minuto a dos minutos aproximadamente.

Además, como medio para que ocurra la oxidación mediante las bacterias sulfo oxidantes del azufre, se inoculó 10 L de biol con lodo provenientes de la salida del biodigestor.

### **3.7.2 Tasa de aireación para la remoción biológica del sulfuro**

Según la literatura revisada, para aplicar la aireación el porcentaje de aire a añadir debe estar entre 1 por ciento al 5 por ciento en relación de la producción del biogás.

Según Krayzelova (2015), cuando el proceso de digestión es estable en cuanto a la producción de biogás y la concentración de H<sub>2</sub>S, el aire/oxígeno añadido puede ser constante durante cierto periodo de tiempo. Sin embargo cuando es necesario lidiar con cambios en la concentración de H<sub>2</sub>S del biogás, la inyección de aire debe ser controlada.

En el caso de la producción de biogás en el biodigestor utilizado en la presente investigación, esta se mantuvo constante durante el periodo de evaluación según la observación del llenado de las bolsas de biogás; sin embargo respecto a las concentraciones de H<sub>2</sub>S, estas fluctuaron en el tiempo, es por ello que la tasa de inyección de aire varió de 1 a 5 por ciento, añadiendo más aire a cada bolsa de biogás, mientras más concentración de H<sub>2</sub>S se tuviera, pero sin exceder el 5 por ciento, ya que según algunos autores tales como Persson *et al.* (2006) y Acosta (2009), a partir del 6 por ciento de concentración de aire, la mezcla de oxígeno con biogás puede resultar explosiva.

Además, para simular las condiciones de un uso constante de biogás, se renovó continuamente (diariamente) el flujo de biogás haciendo uso de una bomba que extraía todo el gas de los gasómetros para luego llenarlo por completo con biogás producido en el día.

### **3.7.3 Determinación de la concentración de azufre elemental y sulfato presentes en los compartimientos de biogás**

Al finalizar con la experimentación, se analizó la concentración de azufre elemental y sulfato presentes en el biol contenido en las bolsas de biogás purificado con aire. Esto se hizo con el fin de comprobar la conversión del  $H_2S$ .

### **3.8 Diseño de los filtros de hierro**

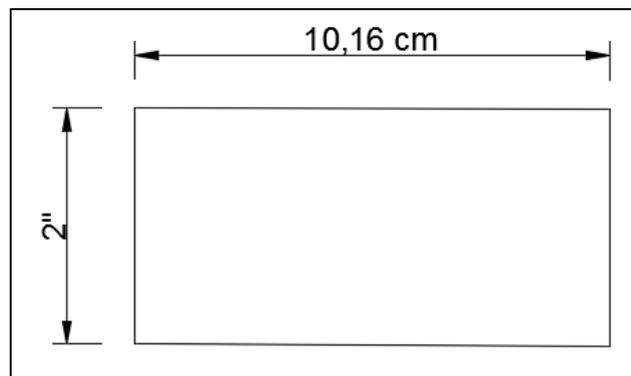
Para la construcción de los filtros de hierro, se empleó los siguientes materiales:

- Unión con rosca de PVC de 2" Ø
- 2 Reducciones de PVC de 2" a ½" Ø con rosca
- Reducción de bronce de ½" a ¼" Ø
- Esponjas metálicas de hierro
- Esponja verde
- Terokal
- Solución de HCl al 5 %
- Solución de NaOH al 5 %
  
- Teflón

La desulfuración mediante filtros de hierro corresponde al segundo tratamiento y se siguió el siguiente procedimiento para su construcción:

- Se sumergieron las esponjas y virutas de hierro limpias en una solución de HCl al 5 % durante 10 minutos, luego se extrajeron y se les dejó secar al aire.
- Se sumergieron las esponjas y virutas de hierro secas en una solución de NaOH al 5 % durante 10 minutos, luego se extrajeron y se les dejó secar al aire .
- Se pesaron las esponjas y virutas de hierro oxidadas y luego se colocaron dentro de la unión PVC de 2".
- Dentro de la parte no roscada de las dos reducciones de PVC de 2" a ½" Ø, se pegó un pedazo de esponja verde (hacerlo con la ayuda del terokal); la esponja verde sirvió de filtro ya que evita que pase la viruta metálica gastada hacia la línea de biogás.
- Se enroscó las dos reducciones de PVC de 2" a ½" Ø a una unión de PVC de 2", haciendo uso del teflón para evitar fugas de aire.

- En la parte no roscada exterior de las dos reducciones de PVC de 2" a 1/2" Ø se colocó una reducción de bronce de 1/2" a 1/4" Ø (esto permitió conectar el filtro a la línea de biogás).
- El filtro de viruta de hierro se colocó entre la tubería del digestor y la que entraba al gasómetro de 208L de capacidad a una distancia de 3 metros aproximadamente.
- Adicionalmente, mediante un flujómetro (Ver Anexo) se hizo mediciones periódicas del flujo de entrada del biogás hacia los filtros. Dicho dispositivo tiene una capacidad de registro de caudal de 0.1 L/min a 1.5 L/min.



**Figura 9. Dimensiones de filtro de hierro**

### 3.8.1 Determinación del volumen de virutas de hierro

Para determinar la cantidad necesaria de virutas o esponja de hierro que se necesitan para disminuir en la menor cantidad posible el sulfuro de hidrógeno, se necesita saber la producción diaria de biogás y concentración de sulfuro de hidrógeno. Dichos datos se midieron antes de llevar a cabo el experimento.

Siendo el tiempo de retención aproximado de 23 horas cada día (esto debido a que no se midió siempre exactamente a una misma hora).

Volumen diario de biogás que pasa por el filtro \* Tiempo de retención:

$$0.5 \frac{L}{min} * 23 \text{ h} * \frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}} * \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} = 0.69 \text{ m}^3 \text{ de biogás.}$$

Concentración de H<sub>2</sub>S promedio = 3000 ppm (0.3 %)

Densidad de H<sub>2</sub>S = 1.42 kg/m<sup>3</sup>

La cantidad de H<sub>2</sub>S en la corriente de gas en el día es de  $(0.3\%)*(0.69\text{ m}^3) = 2.07 \times 10^{-3}\text{ m}^3$  de H<sub>2</sub>S. Por lo tanto el peso del H<sub>2</sub>S en la corriente es de  $2.07 \times 10^{-3}\text{ m}^3 * 1.42 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 2.9394 \times 10^{-3}\text{ kg}$  de H<sub>2</sub>S

El límite de absorción del hierro es de 56 por ciento (Díaz, 2008). Por lo tanto:

$$\text{Kg de H}_2\text{S absorbidos} = 2.9394 \times 10^{-3} \times \frac{100}{56} = 7.45 \times 10^{-3}\text{ kg}$$

$7.45 \times 10^{-3}\text{ kg}$  es la cantidad de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> teórico que se necesita para absorber  $7.45 \times 10^{-3}\text{ kg}$  de H<sub>2</sub>S, en la práctica se incrementa en un 20 por ciento esta cantidad, quedando como:

$$7.45 \times 10^{-3}\text{ kg} \times 1.20 = 8.94 \times 10^{-3}\text{ kg de Fe}_2\text{O}_3$$

Esta sería la cantidad diaria, por lo que la cantidad de viruta tratada que se debe tener para una operación de 50 días es de:

$$8.94 \times 10^{-3} * 50 = 0.465\text{ kg} = 465\text{ g de viruta tratada.}$$

Para una operación de 10 días:

$$8.94 \times 10^{-3} * 10 = 89.4\text{ g de viruta tratada.}$$

Ya que esta cantidad de viruta no alcanzaba en un solo filtro, se aplicó aproximadamente 90 g de viruta tratada en cada filtro, y se cambió cada 10 días hasta terminar la parte experimental.

### 3.9 Eficiencia de remoción de sulfuro de hidrogeno

Luego de recopilar los datos de la concentración de sulfuro de hidrógeno: directamente a la salida del biodigestor (tratamiento control), después de los filtros, y con el tratamiento de aireación, se siguió la siguiente ecuación para el cálculo de la eficiencia de remoción del sulfuro de hidrógeno.

$$E = \left(100 - \frac{[\text{H}_2\text{S}]_c - [\text{H}_2\text{S}]_e}{[\text{H}_2\text{S}]_c} * 100\right)$$

Donde:

E = Eficiencia de remoción de sulfuro de hidrogeno (%).

$[\text{H}_2\text{S}]_c$  = Concentración de sulfuro de hidrogeno, tratamiento control (ppm)

$[H_2S]_e$  = Concentración de sulfuro de hidrogeno, en el efluente del filtro (ppm)/tratamiento de aireación.

### **3.10 Temperatura y pH**

Las mediciones de temperatura y pH del biol a la salida del biodigestor se determinaron diariamente durante todo el monitoreo, haciendo uso de un peachímetro.

### **3.11 Análisis Estadístico**

#### **3.11.1 Población y muestra**

La población fue definida como el gas generado durante el proceso de digestión anaerobia de estiércol de cerdo dentro del biodigestor de CEMTRAR en la UNALM. La muestra fue el gas antes y después de aplicar los tratamientos para remover sulfuro de hidrógeno.

#### **3.11.2 Eficiencia de los tratamientos aplicados**

Se realizó un análisis de estadística descriptiva usando Minitab 18, en el cual se obtuvo: media, mediana, cuartiles, desviación estándar y los coeficientes de variabilidad para conocer la variabilidad de los datos con respecto a la media.

Además aplicando la estadística inferencial, se realizó una prueba no paramétrica denominada Kruskal – Wallis. Esto debido a que el conjunto de datos cumplió con el supuesto de normalidad, pero no con el supuesto de homogeneidad de varianzas. La variable respuesta fue la eficiencia de remoción de sulfuro de hidrógeno del biogás expresada en porcentaje, en donde los niveles fueron los tratamientos aplicados definidos según la tecnología aplicada y tiempo de retención, o medición en la mañana o en la tarde, según el caso los cuales fueron denominados anteriormente: a1b1, a1b2, a2b1, a2b2.

#### **3.11.3 Interacción entre parámetros operacionales y parámetros indicadores de la eficiencia del sistema**

Se realizaron gráficas de dispersión y pruebas de correlación entre: pH y concentración de  $H_2S$  inicial, temperatura y concentración de  $H_2S$ , porcentaje de oxígeno residual y concentración de metano.

## **IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

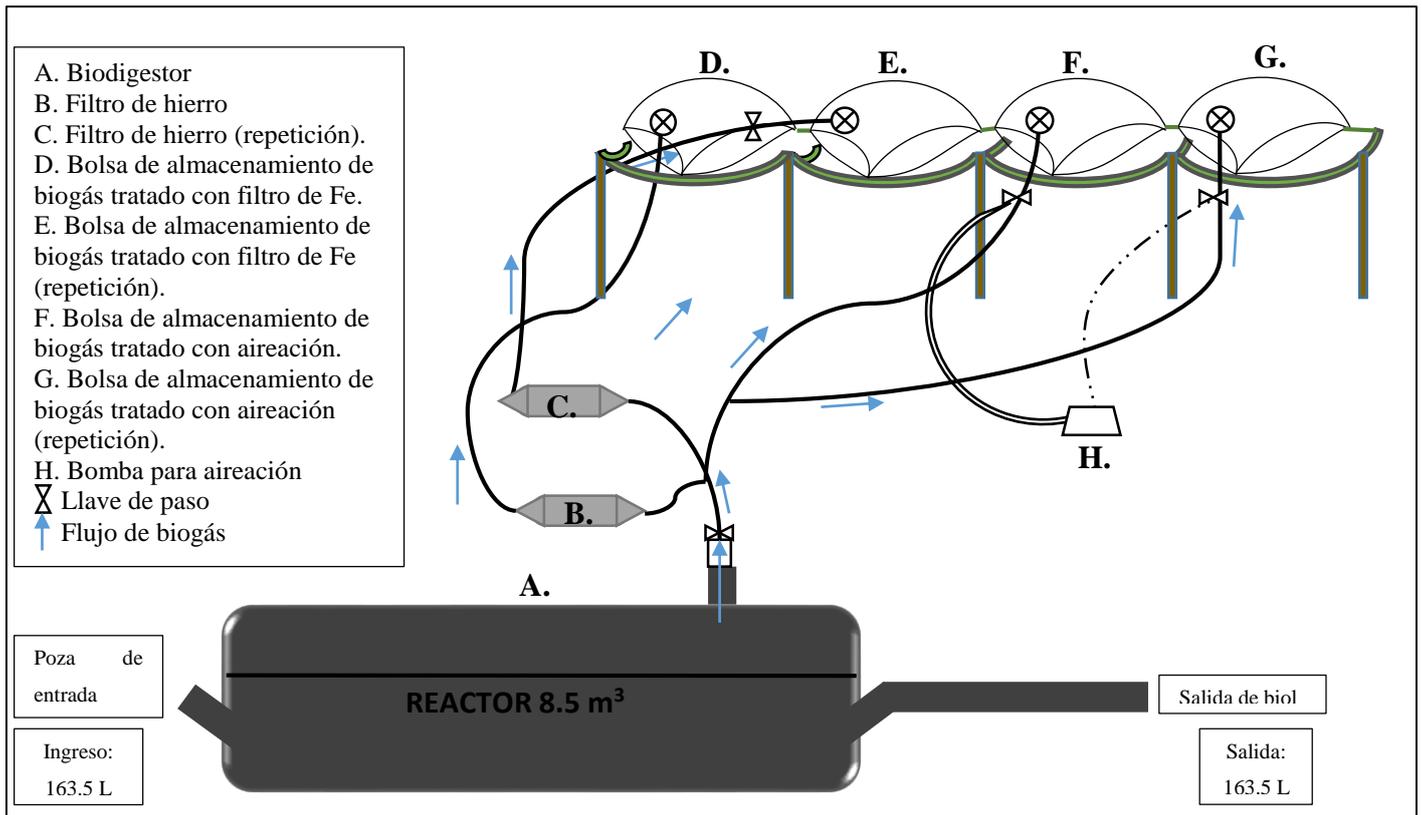
### **4.1 Diseño de sistema para la remoción de sulfuro de hidrógeno del biogás**

El sistema de aireación propuesto para la remoción del sulfuro de hidrógeno del biogás comprende, como se indicó anteriormente, un compartimiento separado (bolsa para biogás) con aproximadamente el 5 por ciento de volumen de biol mezclado con un poco de lodo provenientes del propio biodigestor, en el cual se almacena el biogás producido diariamente por el biodigestor, y al que se le añade una cantidad mínima de aire fresco (1 – 5 por ciento según contenido de sulfuro de hidrógeno). Se propone un sistema de aireación con un compartimiento separado ya que, al inyectar aire a la bolsa de almacenamiento de biogás, y no directamente al biodigestor, se evita el problema de formación de clústers de azufre elemental que podrían taponear el sistema dentro del biodigestor, y a su vez permite el cambio de bolsa de biogás si es que esta llegara a sufrir algún desperfecto.

Para el diseño del sistema, se tomó como base ciertas características del diseño de una unidad de desulfuración microbiológica (Krayzelova, 2013), en la cual se añadió 1 litro de inóculo tomado del digestor anaeróbico usado como fuente de biogás, con el propósito de proveer las condiciones necesarias de humedad para la proliferación de bacterias que oxidan el azufre. Además se emplearon recomendaciones adicionales de investigadores (Krayzelova, 2018 y Lemmer, 2018).

Respecto al sistema de filtros de hierro para la remoción de sulfuro de hidrógeno, este consistió en hacer pasar el biogás por un conducto que contenía en su interior esponjas y virutas de hierro oxidadas, para luego ser almacenado en bolsas independientes (dos repeticiones).

Ambos tratamientos fueron aplicados con su respectiva repetición, teniendo así cuatro bolsas con biogás tratado (Véase Figura 9).



**Figura 10. Esquema de diseño de aplicación de tratamientos para la desulfuración del biogás.**

(Elaboración Propia)

## 4.2 Flujo de biogás

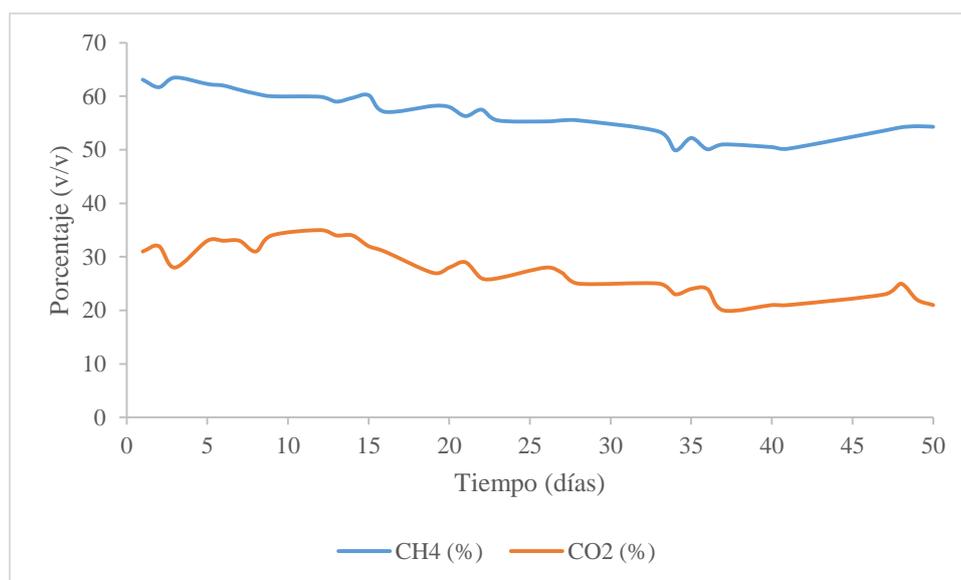
En las primeras semanas de cargado del biodigestor, se midió diariamente el flujo de entrada del biogás a los filtros, resultando ser muchas veces ser menor que 0.1 L/min (límite de detección del flujómetro utilizado) en el momento de las mediciones. Esto se debe posiblemente a que el filtro se instaló a una distancia de 6m de manguera aproximadamente, lo cual hace que la presión disminuya mientras más larga sea la manguera. Adicionalmente, se midió el flujo al momento del cargado del biodigestor, llegando a ser 1L/min como máximo y los cargados (Ver Anexo) duraban aproximadamente 15 minutos diarios.

## 4.3 Características del biogás producido en CEMTRAR sin purificar

En la presente investigación, el biogás se midió en la estación de invierno, lo cual afecta la composición del biogás debido a la disminución de la temperatura. Sin embargo, se presentó un contenido aceptable de metano, el cual siempre fue mayor o igual a 50 por ciento y llegando a 63.5 por ciento.

Respecto a su contenido de sulfuro de hidrógeno, siendo en promedio mayor a 3000 ppm, se puede aseverar que no es apto para su aplicación como biogás estacionario, biogás como combustible, en la cocina, o biogás para tuberías.

En la Figura 11 se muestra la variación de concentración porcentual de metano y dióxido de carbono del biogás producido en el biodigestor, a partir de estiércol porcino proveniente de la granja de cerdos de la UNALM. Estos datos fueron registrados por el equipo Multitec 545.



**Figura 11. Variación temporal de la concentración de metano (%) y dióxido de carbono (%).**

En la Tabla 11 se muestra la composición química promedio del biogás de CEMTRAR, obtenida durante los meses de Junio, Julio y Agosto del 2018. Dicha composición se encuentra dentro del rango típico según Huertas (2011), citado por Chen *et al* (2015), quienes mencionan que el biogás es una mezcla gaseosa de metano (55 a 80 por ciento), dióxido de carbono (30- 50 por ciento), monóxido de carbono (0-1 por ciento), oxígeno (0-1 por ciento).

**Tabla 11. Composición química del biogás producido en CEMTRAR sin purificar.**

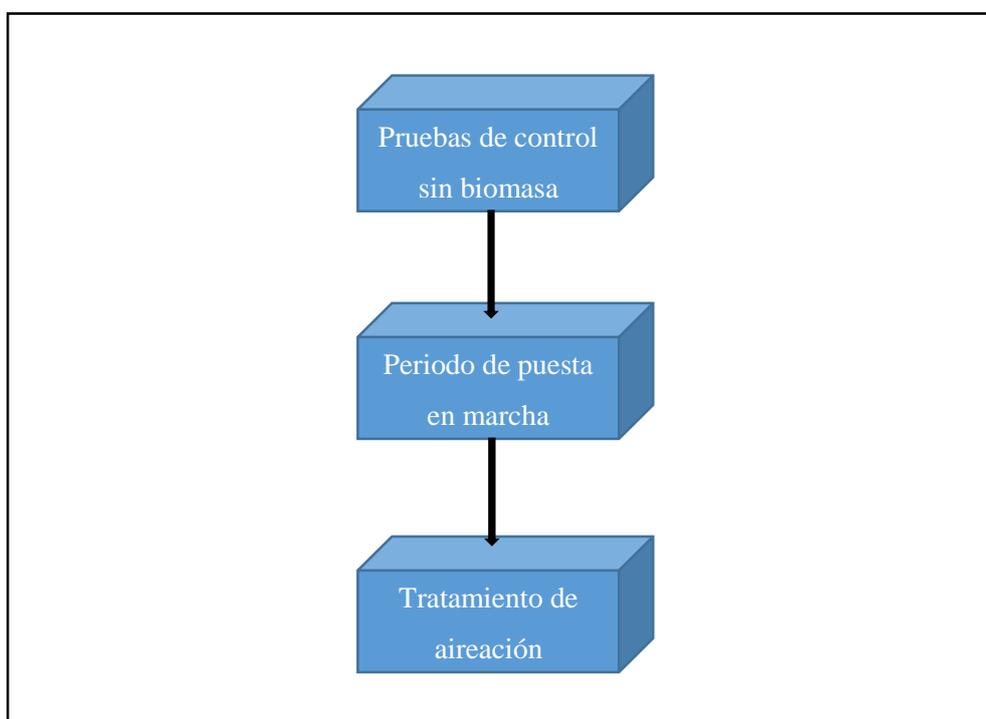
Gas	Composición Química	Concentración promedio
Metano	CH <sub>4</sub>	57 %
Dióxido de carbono	CO <sub>2</sub>	28 %
Oxígeno	O <sub>2</sub>	0.6 %
Sulfuro de Hidrógeno	H <sub>2</sub> S	2451ppm
Monóxido de carbono	CO	14 ppm

Destacan entre sus propiedades químicas más notorias, una llama constante color azul. Y entre sus propiedades físicas, su fuerte olor desagradable, ocasionado por su considerable contenido de sulfuro de hidrógeno.

#### **4.4 Proceso de desulfuración biológica del biogás mediante aireación**

Antes de llevar a cabo el tratamiento de aireación se realizaron pruebas previas.

En la Figura 12 se presenta el diagrama correspondiente a las pruebas de desulfuración biológica mediante aireación:



**Figura 12. Diagrama del proceso desulfuración biológica mediante aireación.**

##### **4.4.1 Pruebas de control de desulfuración mediante aireación sin biomasa**

Para llevar a cabo los ensayos de aireación en la remoción del sulfuro de hidrógeno del biogás, primero se llevaron a cabo pruebas control de desulfuración mediante aireación, en las cuales no se colocó biol ni biomasa de microorganismos dentro de las bolsas para biogás. Esto con el fin de comparar resultados antes y después de añadir biomasa.

Se realizó la aireación durante tres días, previos a añadir el lodo mezclado con biol en las bolsas de biogás para diferenciar la eficiencia de remoción antes y después del lodo. Como

resultado se obtuvo una eficiencia de remoción que varió de 23.53 por ciento a 64.53 por ciento, siendo el promedio de 55.19 por ciento (Ver Tabla 12).

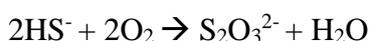
**Tabla 12: Resultados de pruebas iniciales**

Fecha	a1b2*	a2b2*
20/06/2018	29.41	38.24
21/06/2018	59.22	68.52
22/06/2018	63.63	72.11

a1b2: método de aireación con 0-2h de tiempo de retención.

a2b2: método de aireación con 3-5h de tiempo de retención.

La razón por la cual se obtuvo una eficiencia promedio mayor al 50 por ciento al airear las bolsas de biogás, las cuales no contenían ningún tipo de biomasa añadida en su interior, es que ocurrieron sólo reacciones químicas. Según Villaverde *et al* (2006), en series discontinuas, sin biomasa viable, el sulfuro sólo puede ser oxidado mediante reacciones químicas. Según Krayzelova (2015), la oxidación química del sulfuro resulta principalmente en tiosulfato, produciéndose la siguiente reacción:



$$\Delta G^\circ = -387.35 \text{ KJ mol}^{-1}$$

Además esto es importante cuando la actividad biológica de las bacterias oxidantes del sulfuro es limitada. Este es el caso especial de bioreactores altamente cargados con sulfuro. En esos casos cuando el oxígeno no es consumido lo suficientemente rápido por las bacterias oxidantes del sulfuro, la oxidación química de sulfuro a tiosulfato resulta significativa.

#### **4.4.2 Puesta en marcha**

Luego se procedió con el periodo de puesta en marcha habiendo añadido 10 litros de biol mezclado con lodo como inóculo, a partir del cual se midió la eficiencia de remoción de  $\text{H}_2\text{S}$ ; se esperó un tiempo que resultó de tres días hasta que se adapten las bacterias.

Para evaluar la eficiencia del tratamiento de aireación, se esperó un tiempo en el cual se produjo la proliferación de microorganismos sulfato oxidantes, al cual se le denominó “puesta en marcha”. Este tiempo resultó de 3 días para dicho tratamiento y su repetición. En la Tabla 13 se puede apreciar la composición del biogás en el tiempo mencionado. Además, en la Tabla 14, se aprecia la eficiencia de remoción del sulfuro de hidrógeno, dando un promedio de 66.30 por ciento de remoción.

Al cabo de este tiempo en el cual la biomasa se adecuó a las condiciones de aire y sulfuro de hidrógeno, se observó un incremento en la remoción del sulfuro de hidrógeno del biogás.

**Tabla 13. Composición del biogás luego de aplicarle aireación, durante puesta en marcha.**

Fecha	Compuesto (%)	TC: Sin desulfuración	Después de aireación 3 %	
			a1b2	a2b2
25/06/2018	%CH <sub>4</sub>	63.1	56.1	55.7
	%CO <sub>2</sub>	31	25	25
	%O <sub>2</sub>	2.3	5.6	5.9
	H <sub>2</sub> S (ppm)	2300	847	798
	CO(ppm)	5	3	2
26/06/2018	%CH <sub>4</sub>	61.7	47.1	42.3
	%CO <sub>2</sub>	32	20	20
	%O <sub>2</sub>	2.8	9.3	9.3
	% H <sub>2</sub> S	2400	1134	795
	CO(ppm)	6	2	3
27/06/2018	%CH <sub>4</sub>	63.5	43.3	45
	%CO <sub>2</sub>	28	20	18
	%O <sub>2</sub>	1.2	9.8	8.7
	H <sub>2</sub> S (ppm)	2700	770	587.5
	CO(ppm)	3	2	2

a1b2: método de aireación con 0-2h de tiempo de retención.

a2b2: método de aireación con 3-5h de tiempo de retención.

Los valores mostrados son el promedio de las dos repeticiones de aireación.

**Tabla 14. Eficiencia de remoción de H<sub>2</sub>S (%) mediante aireación durante la puesta en marcha.**

Fecha	H <sub>2</sub> S (ppm) sin desulfuración	H <sub>2</sub> S (ppm) después de aireación 3%		Eficiencia de remoción (%)	
		TC	a1b2	a2b2	a1b2
25/06/2018	2300	847	798	63.17	65.30
26/06/2018	2400	1134	795	52.75	66.88
27/06/2018	2700	770	587.5	71.48	78.24

a1b2: método de aireación con 0-2h de tiempo de retención.

a2b2: método de aireación con 3-5h de tiempo de retención.

#### 4.4.3 Tratamiento para remover sulfuro de hidrógeno del biogás mediante aireación

##### a. Factibilidad del sistema

El sistema consistió en airear biogás contenido en compartimientos separados del biodigestor con el fin de eliminar el sulfuro de hidrógeno. Se contempló un tiempo de adaptación de las

bacterias, el cual se denominó “puesta en marcha” y resultó ser de tres días. En esta etapa la eficiencia varió entre 52 por ciento y 72 por ciento. Luego de este tiempo la eficiencia fue superior y se alcanzaron eficiencias del 100 por ciento. Por lo tanto se logró la factibilidad tecnológica y operativa del sistema. Además se cumplió la factibilidad económica del sistema, ya que no se inoculó ninguna bacteria que no sea propia del biol, y se utilizó una pequeña bomba de pecera para inyectar aire durante 1 minuto al día en promedio.

## **b. Evaluación de la eficiencia del sistema de aireación**

Una vez alcanzada una mayor eficiencia, se empezaron con las pruebas de aireación, las bolsas de biogás correspondientes a dicho tratamiento fueron cargadas y descargadas diariamente con el fin de renovar el biogás, simulando de esta manera una utilización diaria del biogás. Luego de tener una bolsa casi completamente cargada de biogás se añadió durante uno a dos minutos aire fresco mediante una bomba, esto con la llave hacia los compartimientos cerrada para permitir el contacto del biogás almacenado con el aire y este a su vez con el soporte de microorganismos, que en este caso lo constituyó el biol. A este tiempo de contacto se le denomina tiempo de residencia. Se realizaron mediciones en la mañana y en la tarde, siendo en la tarde donde se dispuso de un mayor tiempo de residencia como se verá más adelante.

Luego de la puesta en marcha, se realizó un monitoreo diario a partir del 28 de junio hasta el 16 de agosto, el cual dio los resultados mostrados en el anexo, y a partir de los cuales se evaluó la eficiencia del sistema de aireación y el sistema de filtros.

A un nivel de significación de 0.05, las variables no se cumplieron la homogeneidad de varianzas, debido a ello, se aplicó ANOVA no paramétrico Kruskal – Wallis con el programa Minitab, para detectar diferencias significativas entre los tratamientos de remoción de sulfuro de hidrógeno ( $p < 0.05$ ).

## **4.5 Efecto de condiciones operacionales en el método de la aireación**

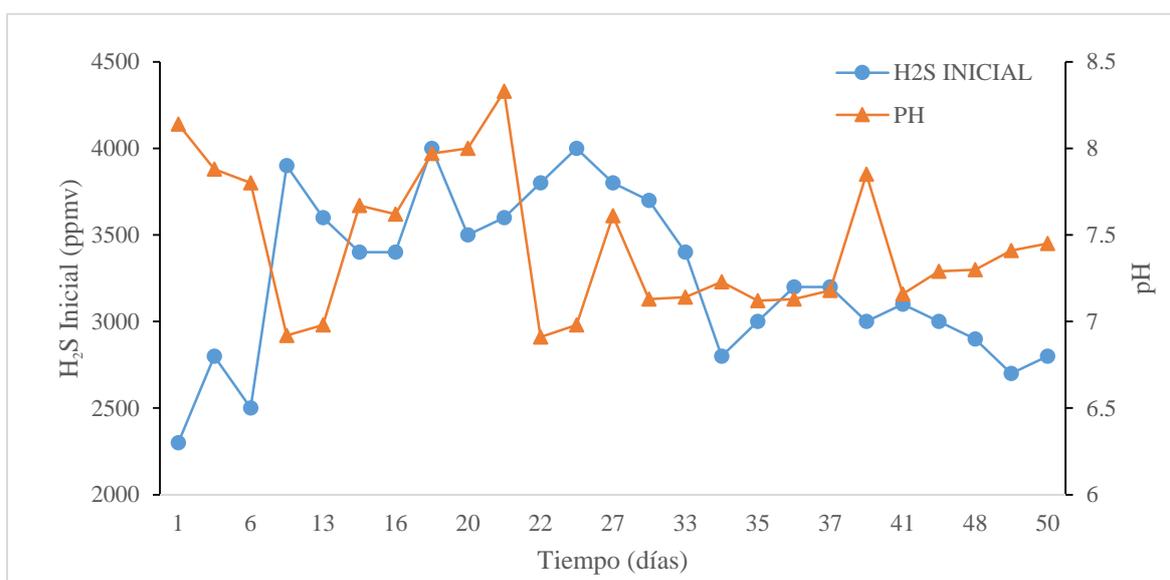
### **4.5.1 Tiempo de retención**

El promedio de eficiencia de remoción de sulfuro de hidrógeno con un tiempo de retención menor igual a 2 horas fue de 91.51 por ciento, mientras que con tiempo mayor a 3 horas pero menor a 5, fue de 99.84 por ciento. Por lo tanto, la variable tiempo de retención influye en la remoción de sulfuro de hidrógeno, siendo a mayor tiempo de retención, mayor remoción. Krayzelova (2015) señala que el tiempo de residencia es un factor clave en el método de la

aireación y, comúnmente se alcanzan eficiencias por encima de 97 por ciento con un tiempo de residencia mayor a 5 horas, lo cual va acorde con los resultados obtenidos. Sin embargo, cabe resaltar que en esta investigación se alcanzaron en algunos casos eficiencias de 100 por ciento en menos de 5 horas.

#### 4.5.2 Influencia del pH

En la Figura 13 se aprecia la variación del pH con la concentración de H<sub>2</sub>S inicial en el biodigestor. La línea de tendencia indicó que la relación es inversa. Sin embargo, el valor de R<sup>2</sup> de 7 por ciento, indicó que no fue muy significativo.



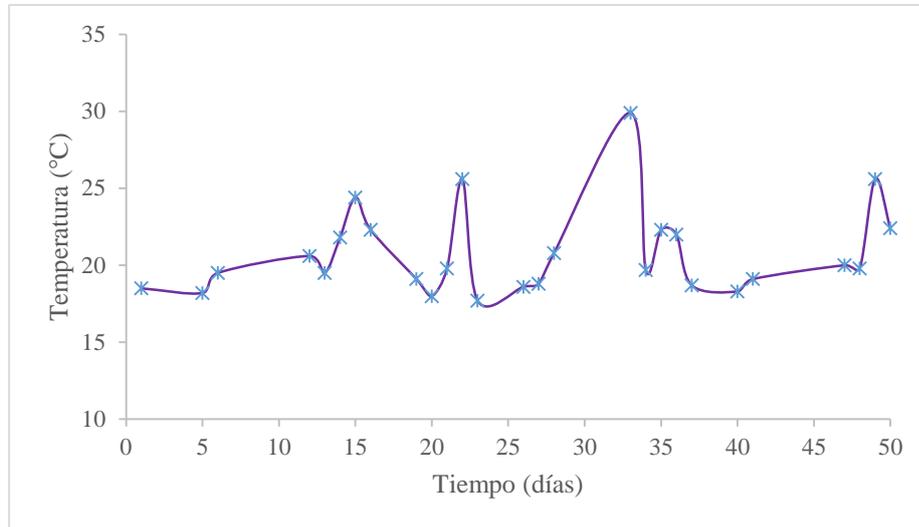
**Figura 13. Variación temporal de la concentración de H<sub>2</sub>S inicial (ppmv) y pH.**

Según Krayzelova (2015), la concentración de H<sub>2</sub>S aumenta cuando el pH disminuye. Entonces, el valor del pH influye sobre la distribución del sulfuro en las fases líquida y gaseosa y es de particular importancia cuando solo el H<sub>2</sub>S es removido del biogás. Esto es, asumiendo un valor constante de azufre reducido por sulfurogénesis dentro de un bioreactor, un menor valor de pH resulta en una mayor proporción de H<sub>2</sub>S.

En el caso del biodigestor en estudio, el estiércol cargado diariamente no era siempre homogéneo, variando en su composición y carga orgánica, por lo cual el valor de azufre y por tanto, la concentración de sulfuro de hidrógeno no era siempre constante y esto pudo ocasionar que la correlación no sea muy significativa.

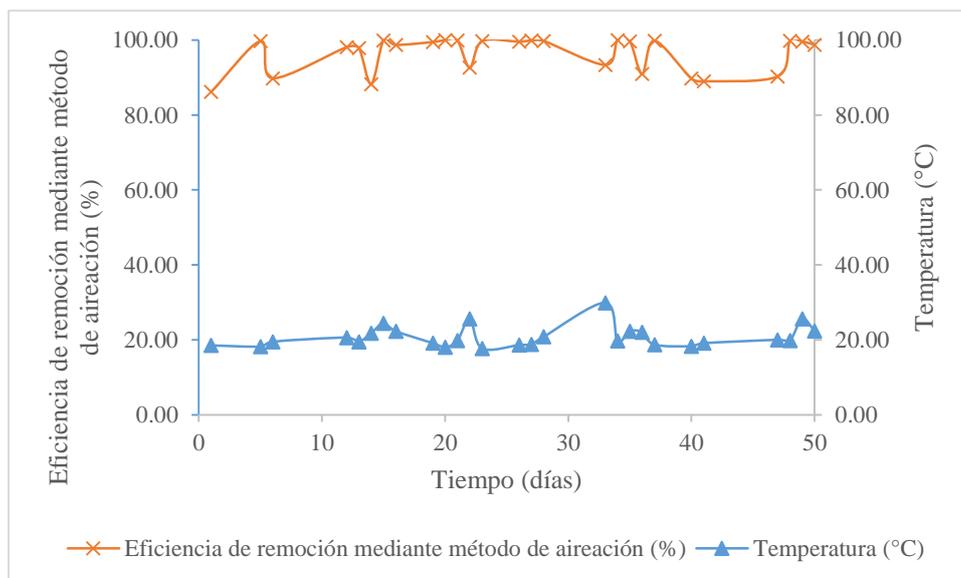
### 4.5.3 Influencia de la temperatura

La temperatura del biodigestor se mantuvo en el rango de temperatura mesofílico (15 - 35°C), siendo en promedio 20.78 °C (Ver Figura 14), lo cual permitió el normal desarrollo de bacterias anaeróbicas.



**Figura 14. Variación temporal de la temperatura.**

El rango de temperaturas en las que se desarrolló la producción de biogás, fue de 17.7°C a 29.9°C con eficiencias promedio (tomando en cuenta las repeticiones y ambos tiempos de retención como un conjunto) del método de aireación que variaron desde 86.16 por ciento hasta 99.99 por ciento (Ver Figura 15).



**Figura 15. Variación temporal de eficiencia de remoción del H<sub>2</sub>S mediante método de la aireación (%) y temperatura interna del biodigestor (°C).**

Se debe mencionar que, temperaturas mínimas como 17.7°C y 18°C, coinciden con altas eficiencias de remoción como 99.72 por ciento y 99.99 por ciento, la cual es la eficiencia más alta alcanzada en promedio. Estos resultados son diferentes a los de Ramos (2013), quien obtuvo las mayores eficiencias operando con las mayores temperaturas, concluyendo que la temperatura sí afecta al proceso. Según de Arespachoga *et al.* (2014), el aumento de temperatura de 10°C a 30°C, se traduce en un aumento de eficiencia de remoción de H<sub>2</sub>S, mostrando en 35°C, la mejor performance del consorcio bacteriano.

Sin embargo la diferencia entre los resultados de las referencias mencionadas, y este estudio, puede deberse a que en este último caso la temperatura fue mantenida estable durante cada etapa de la investigación, y en este estudio se midió la temperatura una vez al día directamente del biol, lo cual implica que deben haber habido fluctuaciones de temperatura en el biogás a lo largo del proceso de oxidación de sulfuro, lo cual hace que no haya una relación definida entre temperatura del biol y eficiencia de remoción.

#### 4.5.4 Efecto de contenido de oxígeno residual en el contenido de metano, dióxido de carbono, monóxido de carbono y sulfuro de hidrógeno.

Como se puede apreciar en las Figura 16, en general, las concentraciones de metano en los compartimientos aireados de biogás, se redujeron mientras mayor cantidad de oxígeno se inyectaba. Esto se produjo debido a la dilución con aire (nitrógeno principalmente) (Mulbry, 2017).

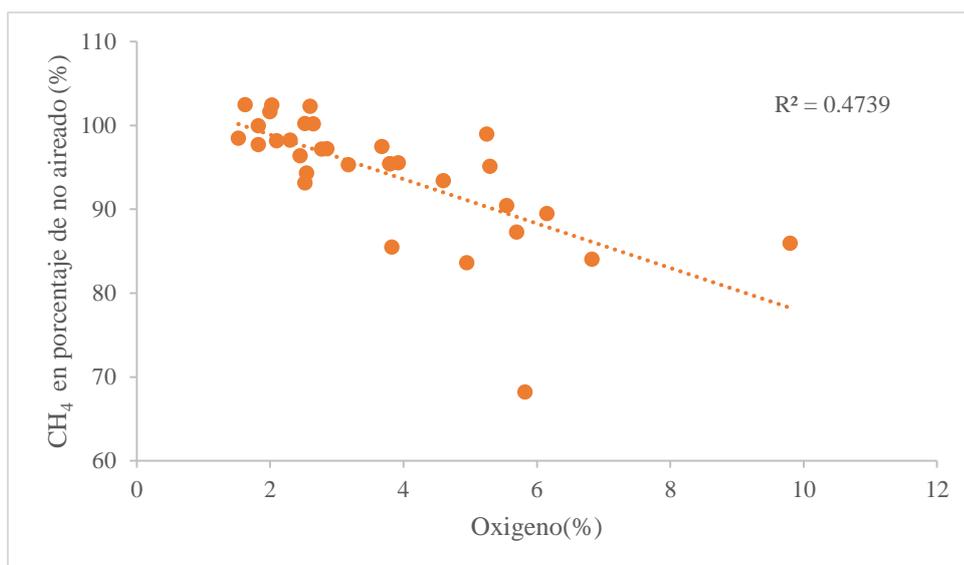
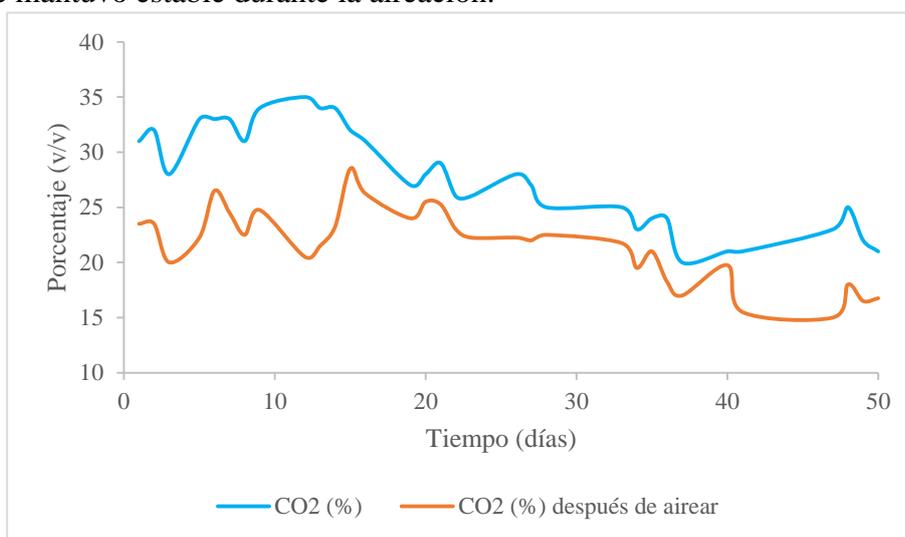


Figura 16. Relación entre producción de metano (%) y oxígeno residual (%).

Sin embargo, en los casos en los que se aplicó menos del 3 por ciento de oxígeno las medias de los valores de metano no fueron significativamente diferentes ( $p= 0.582$ ) que los valores de metano del digestor sin airear. Con respecto al efecto de la cantidad de oxígeno mayor al 3 por ciento en el metano, se produjo en mayor intensidad el efecto de dilución ya que el contenido de metano bajó en porcentajes mayores en la mayoría de casos, sin embargo los resultados no fueron tan claros debido a los relativamente variables resultados bajo estas condiciones.

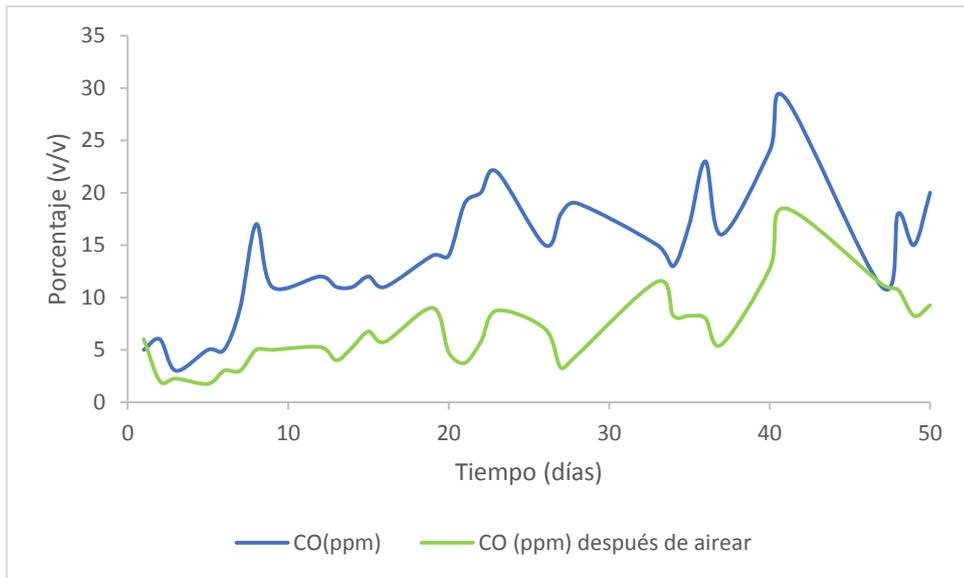
Estos resultados coinciden con otras investigaciones como la de Mulbry (2017), quien encontró la misma relación; Díaz *et al* (2011) y Fdz.-Polanco (2009), quienes señalan que las concentraciones de metano no se vieron afectadas por el suministro de oxígeno.

Con respecto a las concentraciones de dióxido de carbono, como se aprecia en la Figura 17, la concentración de dióxido de carbono disminuyó con la aireación durante el periodo de investigación. Esto, al igual que el metano, también pudo deberse a la dilución con el nitrógeno del aire inyectado según Mulbry (2017). Sin embargo, este resultado difiere de los resultados obtenidos por Díaz (2011), quien afirma que la concentración de dióxido de carbono se mantuvo estable durante la aireación.



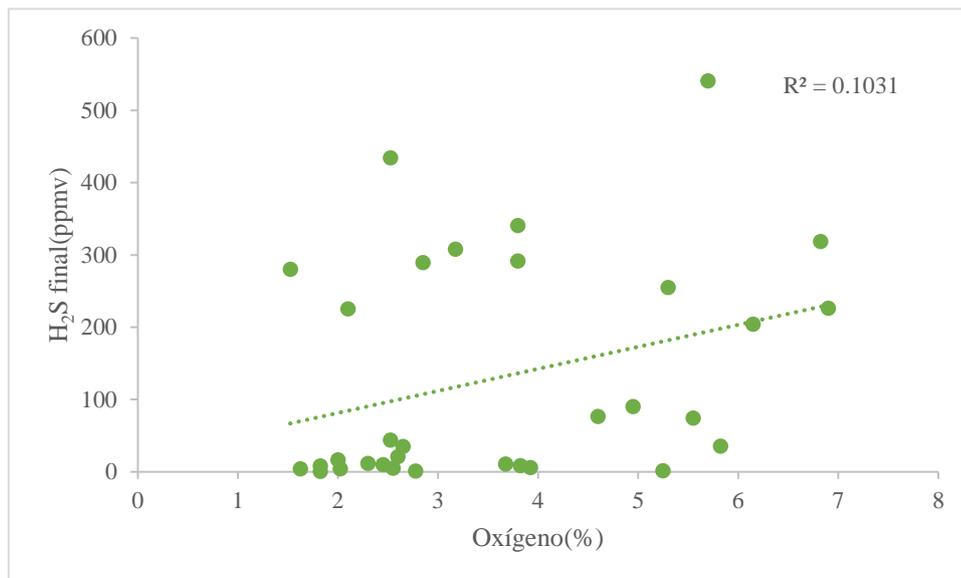
**Figura 17. Variación temporal del dióxido de carbono antes y después de aplicar el método de la aireación (%).**

Además respecto a las concentraciones de monóxido de carbono, también se dio una disminución de estas después de la aireación (Véase Figura 18).



**Figura 18. Variación temporal del monóxido de carbono antes y después de aplicar el método de la aireación (%).**

Investigaciones muestran que, a mayor contenido de oxígeno, menor contenido de sulfuro de hidrógeno. Como se observa en la figura, la línea de tendencia indica que a mayor contenido de oxígeno, mayor contenido de  $H_2S$ , sin embargo, por el valor de  $R^2$  no se evidencia tal relación, por lo que la relación no resulta clara y se puede concluir que no es necesario la inyección de más del 3 por ciento de oxígeno para eliminar más de 3000ppm de  $H_2S$  (Ver Figura 14).



**Figura 19. Relación entre concentración final de  $H_2S$  (ppmv) y oxígeno residual (%).**

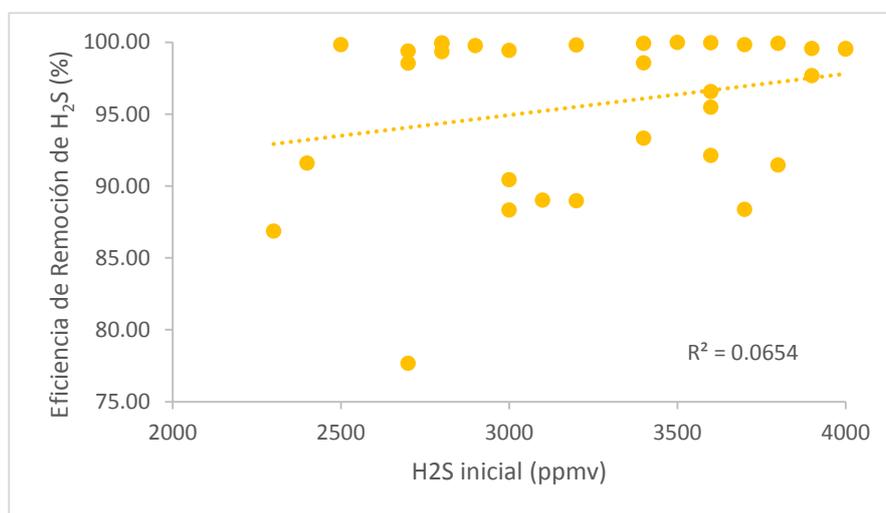
Además, una concentración más baja de oxígeno es esperada a mayores concentraciones de sulfuro de hidrógeno (Klok, 2013).

#### 4.6 Comparación de efectos operacionales en la aplicación del sistema de filtros de hierro y sistema de aireación

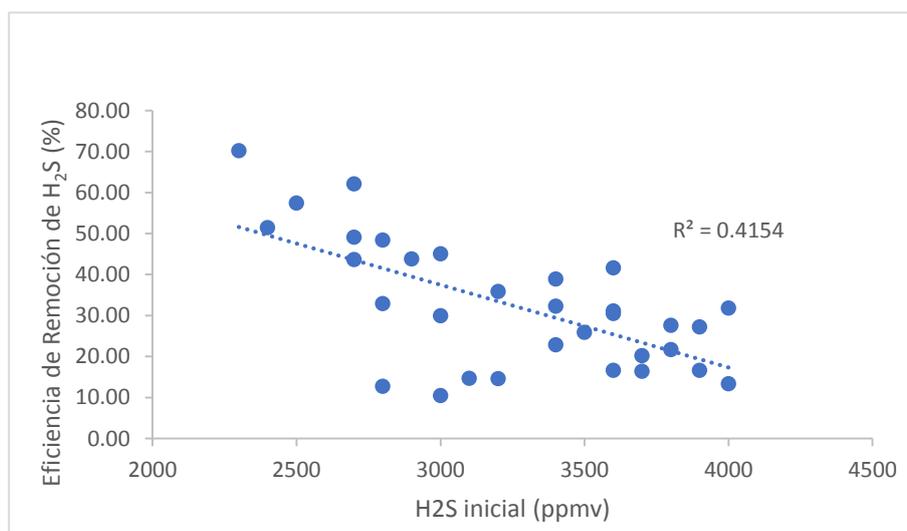
##### 4.6.1 Efecto del contenido inicial de sulfuro de hidrógeno en eficiencia de remoción

La eficiencia de remoción de sulfuro de hidrógeno del biogás mediante el método de la aireación no se vio significativamente afectada por el contenido inicial de sulfuro, siendo el valor estadístico  $R^2 = 0.06$  (Ver Figura 20).

Mientras que la eficiencia de remoción mediante filtros de hierro va en disminución con el aumento de la concentración inicial de sulfuro de hidrógeno en el biogás (Ver Figura 21).



**Figura 20. Relación entre H<sub>2</sub>S inicial (ppmv) y eficiencia de remoción de H<sub>2</sub>S (%) mediante el método de la aireación.**



**Figura 21. Relación entre H<sub>2</sub>S inicial (ppmv) y eficiencia de remoción de H<sub>2</sub>S(%) mediante el método de los filtros de hierro.**

Por lo tanto, se probó que el tratamiento de aireación (añadiendo hasta 3% de aire) funciona aun cuando el contenido de H<sub>2</sub>S es alto (alrededor de 4000ppm) en el biogás.

Resultados equivalentes obtuvo Ramos *et al.* (2013), al obtener eficiencias altas para un contenido máximo de 0.35 % v/v o 3500ppm de H<sub>2</sub>S en el biogás.

#### **4.6.2 Formación de productos de la oxidación del sulfuro**

Se analizó el contenido de azufre y sulfatos del biol fresco proveniente del biodigestor de CEMTRAR.

Luego de haber concluido con la parte experimental del presente estudio, se analizó el biol contenido en cada una de las bolsas correspondientes al tratamiento de aireación del biogás. Dichos análisis se realizaron en el Laboratorio de Análisis de Agua, Suelos, Plantas y Fertilizantes de la UNALM.

Los resultados para el biol fresco mostraron un contenido de azufre elemental de 259.16 ppm, y un contenido de sulfato de 770.50 ppm, mientras que los resultados para el biol utilizado como inóculo mostraron un contenido de azufre elemental de 1535.53 ppm, y un contenido de sulfato de 4606.25 ppm. Por lo tanto, tanto en el biol fresco como en el inóculo, se obtuvo un contenido mayor de azufre elemental que de sulfato. Además, se puede notar que en el inóculo hay un mayor contenido tanto de azufre elemental como de sulfato, con respecto al biol fresco.

El proceso de desulfuración mediante aireación ocurrió debido a reacciones químicas y biológicas. Algunas sustancias presentes en el inóculo pudieron haber catalizado los mecanismos químicos (Ramos, 2013). Se cree que las reacciones químicas y biológicas que conducen a la oxidación del sulfuro, comienzan con la formación de polisulfuros (S<sup>2-n</sup>), los cuales son protonados para formar azufre elemental (Brune, Steudel, citado por van der Zee *et al.*, 2006), para luego dar paso a la formación de más especies oxidadas del azufre, tales como tiosulfato, sulfato y sulfito. (Schlegel, Steudel, citado por van der Zee *et al.*, 2006)

Cabe mencionar que el sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y puede estar presente en aguas naturales en concentraciones que van desde unos pocos miligramos por litro hasta algunos gramos por litro (IDEAM, citado por Hurtado y Salamanca, 2017).

En la investigación realizada por van der Zee en el 2006, donde se llevó a cabo la microaeración dentro del reactor anaerobio, los experimentos batch mostraron que el sulfuro se oxidaba principalmente a especies con un estado de oxidación promedio de los átomos de azufre alrededor de cero, es decir, azufre elemental y, presumiblemente, polisulfuro. Además, se demostró que los lodos microaeróbicos (es decir, los lodos de reactor muestreados después de tres semanas de funcionamiento microaeróbico) tenían una mayor actividad oxidante de sulfuro que los lodos anaeróbicos del reactor original.

Las bacterias oxidantes del azufre crecieron en el biol, debido a la humedad y disponibilidad de nutrientes. Estas bacterias utilizan la energía derivada de las reacciones de oxidación del azufre (Kuenen, citado por van der Zee *et al.*, 2006). Al finalizar el experimento no se visualizó el sulfato ni azufre en forma de clústers, sin embargo, este pudo haberse mezclado con el biol, ya que los resultados muestran claramente que hubo un incremento de la cantidad de azufre elemental y sulfato, lo cual indica que el contenido de sulfuro de hidrógeno en el biogás, fue oxidado mediante las bacterias oxidantes del azufre presentes en mayor cantidad en el agua, y reacciones químicas, para luego ser depositado en el agua.

Ya que las paredes del compartimiento de biogás no eran transparentes ni lo suficientemente fuertes, puesto que se trataba de una bolsa de PVC, no se apreció la acumulación significativa de azufre en las paredes, como sí ocurrió en la investigación de Ramos (2013), donde se observó el sulfato en el lodo y los soportes cercanos a la superficie líquida.

#### **4.7 Caracterización y diversidad de la comunidad bacterial**

Según el análisis realizado en el Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”, se obtuvo  $> 11 \times 10^4$  NMP/g de bacterias Sulfooxidantes (NMP/g) para las muestras de los bioles de porcino correspondientes al: tratamiento control y técnica de aireación (repetición 1 y 2).

Con respecto a las características culturales de las bacterias sulfo oxidantes de los bioles usados como medio de crecimiento en las bolsas correspondientes al tratamiento mediante la técnica de aireación, en la Tabla 15 se muestran las características de dos de las colonias encontradas.

En la Figura 22 se observa una colonia de bacterias sulfooxidantes correspondiente al Biol 1 (repetición 1). Además en la Figura 23 se aprecia la observación macroscópica en estereoscopio a 4x de la cepa aislada de la muestra del biol en mención.

**Tabla 15. Características culturales de las colonias.**

<b>Cepa</b>	<b>Forma</b>	<b>Borde</b>	<b>Elevación</b>	<b>Superficie</b>	<b>Color</b>	<b>Tamaño</b>	<b>Procedencia</b>
18080403	irregular	ondulado	plana	cremosa	translucido	0.85 mm	Biol 1 (repetición 1)
18080404	Irregular	Entero	elevada	cremosa	blanco	2.73 mm	Biol 2 (repetición 2)

FUENTE: Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”



**Figura 22. Colonia de bacteria sulfoxidantes del Biol 1.**

FUENTE: Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”



**Figura 23. Cepa aislada de la muestra de Biol 1**

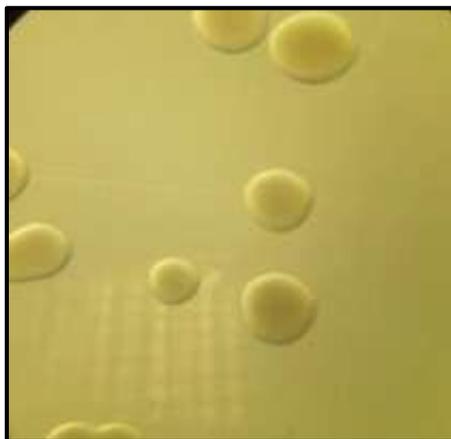
FUENTE: Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”

En la Figura 24 se observa una colonia de bacterias sulfoxidantes correspondiente al Biol 2 (repetición 2). Además en la Figura 25 se aprecia la observación macroscópica en estereoscopio a 4x de la cepa aislada de la muestra de Biol 2.



**Figura 24. Colonia de bacteria sulfoxidantes del Biol 2.**

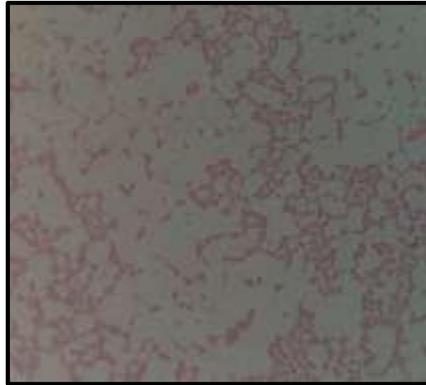
FUENTE: Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”



**Figura 25. Cepa aislada de la muestra de Biol 2.**

FUENTE: Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”

Respecto a la observación microscópica de las colonias de bacterias, se realizó la observación microscópica aplicando tinción Gram a las colonias correspondientes al Biol 1 (Figura 26) y al Biol 2 (Figura 27). En la Tabla 16 se muestra las características de las bacterias observadas a 100x de cada biol.



**Figura 26. Observación microscópica Gram de colonia de bacterias del Biol 1.**

FUENTE: Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”



**Figura 27. Observación microscópica Gram de colonias de bacterias del Biol 2.**

FUENTE: Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”

**Tabla 16. Características de las bacterias a 100x.**

<b>Cepa</b>	<b>Forma</b>	<b>Reacción gram</b>	<b>Procedencia</b>
18080403	Bacilos cortos, delgados	-	Biol 1
18080404	Cocobacilos cortos, gruesos.	-	Biol 2

FUENTE: Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso”

Las bacterias oxidantes del sulfuro crecieron debido a la humedad y a la disponibilidad de nutrientes. Las bacterias oxidantes del azufre usan compuestos azufrados reducidos como fuente de energía (Alcántara *et al*, 2004).

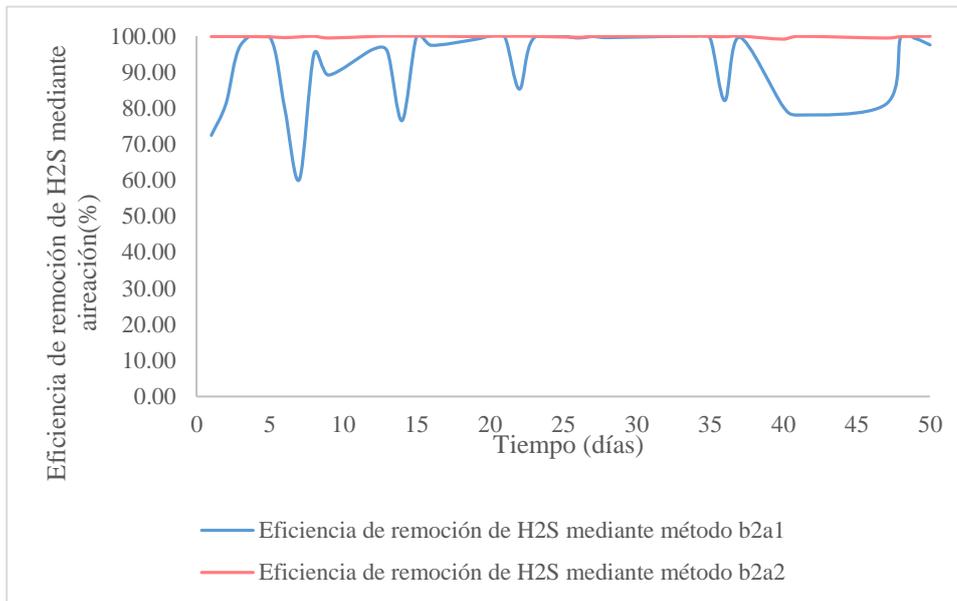
De acuerdo a las características culturales de la cepa aislada del Biol 1 (repetición 1), en relación a las características: Gram negativos, forma de bacilos cortos y delgados, incoloros, podría tratarse del género *Thiobacillus sulfooxidans*. Según Kuenen (1996), la oxidación biológica del azufre está típicamente asociada con la actividad de las bacterias incoloras del azufre. Además, según Hurtado y Salamanca (2017), quienes analizaron las características fenotípicas de cepas de bacterias oxidantes del azufre, mencionan características que incluyen diámetro de 5mm, bacilos largos y delgados y Gram negativos.

Respecto al Biol 2 (repetición 2), se tiene las características de Gram negativos, cocobacilos cortos y gruesos, y color blanco; aunque se necesitarían más datos para identificar a la cepa aislada, también se podría tratar de un *Thiobacillus* oxidante del azufre, al compararlo con la caracterización fenotípica de cepas realizadas por Hurtado y Salamanca (2017) en Bogotá.

#### **4.8 Influencia del tiempo de residencia**

Se midió la concentración de sulfuro de hidrógeno dos veces al día, en diferentes tiempos de residencia (en el intervalo de 0 a 2 horas y de 3 a 5 horas). En promedio, con el tiempo de residencia de 0 a 2 horas (código b2a1), la eficiencia de remoción de sulfuro fue 91.51 por ciento. Mientras que con un tiempo de residencia de 3 a 5 horas, se obtuvo en promedio una eficiencia de remoción de 99.84 por ciento. Por lo tanto, generalmente se obtienen mayores eficiencias con un mayor tiempo de residencia (Ver Figura 28).

El tiempo de residencia es un factor clave que afecta la eficiencia de remoción de sulfuro, cuando se inyecta oxígeno/aire al biogás. Típicamente eficiencias de remoción por encima de 97 por ciento se obtienen con un tiempo de residencia mayor a 5 h (Krayzelova, 2017).



**Figura 28. Variación temporal de eficiencias de remoción de H<sub>2</sub>S mediante el método de la aireación b2a1(0-2h de tiempo de residencia) y b2a2(3-5h de tiempo de residencia).**

Para el caso del filtro de hierro, cabe resaltar que no afecta la hora de medición en la eficiencia de remoción y no aplica el tiempo de retención, por lo que, no es un factor relevante a tener en cuenta.

#### **4.9 Evaluación y comparación de costos**

Para la evaluación de costos del sistema de aireación y de los filtros de hierro, se precisa conocer la concentración de sulfuro de hidrógeno, el flujo de biogás, la producción diaria de biogás y tiempo de retención.

En el caso expuesto en el presente trabajo de investigación, con una máxima concentración de sulfuro de hidrógeno de 3900 ppm, flujo promedio de 0.7 L/min, producción diaria promedio de 1 m<sup>3</sup>, y un tiempo de retención/operación de 50 días, se necesitan los materiales mostrados en las Tablas 17 y 18, para la construcción del sistema de aireación y filtros de hierro respectivamente.

**Tabla 17. Presupuesto empleado para la construcción de un sistema de aireación para la remoción del sulfuro de hidrógeno del biogás.**

<b>Aireación</b>			
<b>Equipo</b>	<b>Cantidad</b>	<b>P.unitario</b>	<b>P.total (S/.)</b>
Bolsa plástica negra para almacenar biogás	3	5	15
Manguera	1	20	20
2 Niples corrido de PVC con rosca	2	2	4
2 Tuercas	2	2	4
2 Contratuercas	2	2	4
4 Empaques de jebe	4	1	4
Formador de empaquetaduras	1	7	7
Pequeña bomba de aire de pecera (caudal máximo de 3L/min)	1	21	21
teflón	1	2	2
<b>Costo Total</b>			<b>81</b>

**Tabla 18. Presupuesto empleado para la construcción de filtros de hierro para la remoción del sulfuro de hidrógeno del biogás.**

<b>Filtros de hierro</b>			
<b>Equipo</b>	<b>Cantidad</b>	<b>P.unitario</b>	<b>P.total (S/.)</b>
Unión con rosca de PVC de 2" Ø	2	7	14
Reducciones de PVC de 2" a 1/2" Ø con rosca	2	5	10
Reducción de bronce de 1/2" a 1/4" Ø	2	5	10
Esponjas metálicas de hierro	24	1	24
Solución de HCl al 5 %	4	7	28
Solución de NaOH al 5 %	4	7	28
Manguera	1	20	20
Teflón	1	2	2
Esponja verde	1	2	2
Terokal	1	15	15
<b>Costo Total</b>			<b>153</b>

A partir de estos resultados, se concluye que el método de la aireación para remover el sulfuro de hidrógeno, resulta siendo el más económico con un precio de 81 soles, frente a los 153 soles que corresponde al método de los filtros de hierro. Esto además, tomando en

cuenta que no se aplicó la regeneración de los filtros, lo cual aumentaría un poco más el tiempo de vida de los filtros, pero que sin embargo disminuiría la eficacia de remoción del sulfuro de hidrógeno presente en el biogás; y que se cambió 4 veces el filtro debido a que perdía eficacia cada semana.

En la Tabla 19 se muestran los residuos obtenidos de cada tecnología para el caso del biodigestor (8.5 m<sup>3</sup>) usado en CEMTRAR, además de los costos de operación. En el caso de la aireación el cálculo de los costos no incluye los costos de electricidad, ya que se utiliza la bomba unos pocos minutos al día.

**Tabla 19. Costos de operación de las tecnologías de remoción de sulfuro de hidrógeno**

<b>Técnica</b>	<b>Residuo</b>	<b>Máxima remoción de H<sub>2</sub>S al día</b>	<b>Costos de operación anual</b>	<b>Costo total(S./)/Nm<sup>3</sup></b>
Filtros de hierro	Virutas de hierro impregnadas con sulfuro de hierro	70%	200	370
Aireación	-	100%	81*	190

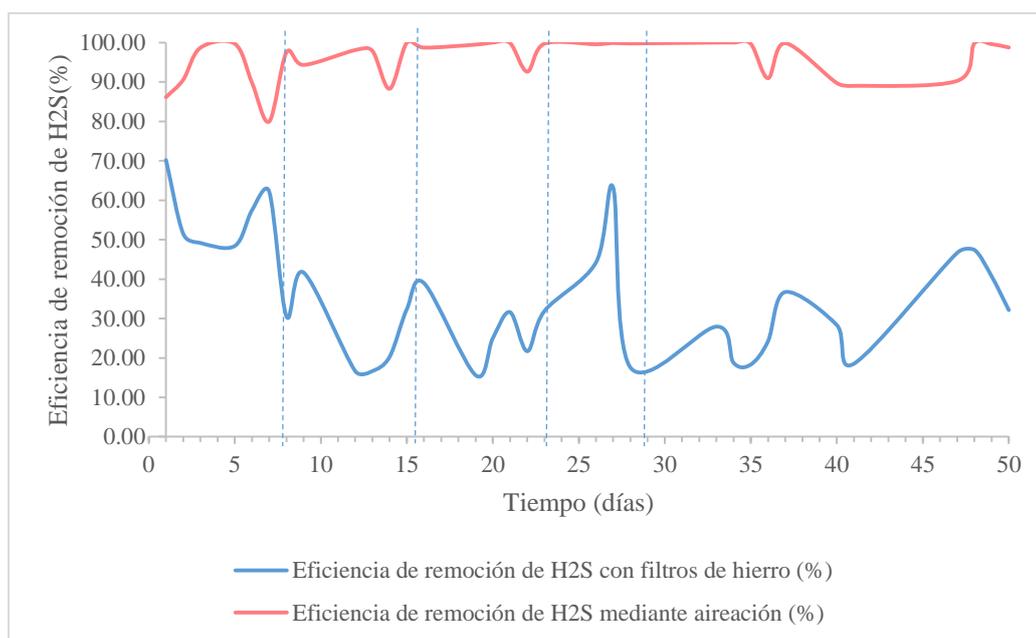
\*sin cambio de bomba de aire ni costos de electricidad.

#### **4.10 Elección del mejor tratamiento**

Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, ya que las muestras fueron independientes unas de otras.

Los resultados del análisis para las dos repeticiones durante las 7 semanas, resultaron tener diferencias significativas ( $p > 0.5$ ) con coeficientes de variabilidad, por lo que podemos concluir que las repeticiones fueron homogéneas. Mientras que para los dos tipos de tratamiento se encontraron medias significativamente diferentes.

En la Figura 29, se muestra la variación temporal de las eficiencias promedio de remoción con ambos métodos de desulfuración. Las líneas punteadas indican los periodos en los que se renovó los filtros de hierro con el fin de que ganaran eficacia.



**Figura 29. Variación temporal de las eficiencias promedio de remoción con ambos métodos de desulfuración.**

En promedio la eficiencia de remoción con filtros de hierro resultó ser de 32.91 por ciento, mientras que para el sulfuro de hidrógeno la eficiencia fue de 95.68 por ciento.

La máxima eficiencia alcanzada por el método de los filtros de hierro fue de 70.21 por ciento, en contraste con la eficiencia máxima alcanzada por el sistema de aireación, esta fue de 100 por ciento.

En la Tabla 20 se tienen los datos de eficiencia obtenidos con cada método de desulfuración aplicado.

**Tabla 20. Datos de concentración inicial y final de H<sub>2</sub>S, y eficiencias de remoción con el sistema de filtros de hierro y método de la aireación.**

Fecha	H <sub>2</sub> S (ppm) sin desulfuración	H <sub>2</sub> S (ppm) después de filtro de hierro /aireación 3 %				Eficiencia de remoción (%)			
	TC	b1		b2		b1		b2	
		a1	a2	a1	a2	a1	a2	a1	a2
28/06/2018	2300	727	643.5	633.5	3	68.39	72.02	72.46	99.87
29/06/2018	2400	1200	1127.5	450	2.5	50.00	53.02	81.25	99.90
30/06/2018	2700	1250	1495	67.5	3	53.70	44.63	97.50	99.89
02/07/2018	2800	1189	1700	10.5	6	57.54	39.29	99.63	99.79
03/07/2018	2500	1192	934	499	10.5	52.32	62.64	80.04	99.58
04/07/2018	2700	1050	992.5	1075	6	61.11	63.24	60.19	99.78
05/07/2018	3600	2550	2450	179.5	1	29.17	31.94	95.01	99.97
06/07/2018	3600	2500	1700	389	19	30.56	52.78	89.19	99.47
09/07/2018	3900	3200	3300	145	3.5	17.95	15.38	96.28	99.91
10/07/2018	3600	2950	3050	152.5	0	18.06	15.28	95.76	100.00
11/07/2018	3700	3050	2850	868	0	17.57	22.97	76.54	100.00
12/07/2018	3400	2600	2000	2.5	0.5	23.53	41.18	99.93	99.99
13/07/2018	3400	2500	1650	87	0	26.47	51.47	97.44	100.00
16/07/2018	4000	3350	3400	36	5.5	16.25	15.00	99.10	99.86
17/07/2018	3500	2850	2400	0	0.5	18.57	31.43	100.00	99.99
18/07/2018	3600	2900	2000	7	1	19.44	43.77	99.81	99.97
19/07/2018	3800	3250	2700	559.5	0.5	14.47	28.95	85.28	99.99
20/07/2018	4000	3200	2250	20	2.5	20.00	43.75	99.50	99.94
23/07/2018	3900	2600	3150	20	13	33.33	55.12	99.49	99.67
24/07/2018	3800	2800	2700	4.5	3	26.32	28.95	99.88	99.92
25/07/2018	3700	3050	3050	15.5	0.5	17.57	17.57	99.58	99.99
30/07/2018	3400	2600	2300	440	10	23.53	32.35	87.06	99.71
31/07/2018	2800	2350	2200	1	1	16.07	21.43	99.96	99.96
01/08/2018	3000	2600	2200	16.5	3	13.33	23.33	99.45	99.90
02/08/2018	3200	2500	2350	573	5.5	21.88	26.56	82.09	99.83
03/08/2018	3200	1850	2200	10	0	42.19	31.25	99.69	100.00
06/08/2018	3000	2550	1750	590	25.5	15.00	41.67	80.33	99.15
07/08/2018	3100	2500	2550	679	2	19.35	17.74	78.10	99.94
13/08/2018	3000	2050	1150	566	16.5	31.67	61.67	81.13	99.45
14/08/2018	2900	1500	1550	7.5	4	48.28	46.55	99.74	99.86
15/08/2018	2700	1500	1700	18.5	2.5	44.44	37.04	99.31	99.91
16/08/2018	2800	2300	1500	68.5	1	17.86	46.43	97.55	99.96

a1b1: método de filtros de hierro con 0-2h de tiempo de retención.

a2b1: método de filtros de hierro con 3-5h de tiempo de retención.

a1b2: método de aireación con 0-2h de tiempo de retención.

a2b2: método de aireación con 3-5h de tiempo de retención.

El olor del biogás al tratarse con los filtros de hierro, aún era perceptible y desagradable, aunque en menor proporción que el biogás sin tratar; mientras que luego de tratarlo con el método de la aireación, el olor era imperceptible. Según Deublein y Steinhauser (2008), citados por la FAO en el Manual del biogás, el olor del biogás desulfurado es imperceptible.

Por lo tanto, se puede concluir que el mejor tratamiento en base a la eficiencia obtenida, fue el tratamiento de la aireación.

#### **4.11 Ventajas y desventajas competitivas**

Se llevaron a cabo dos métodos de desulfuración: mediante filtros de hierro y mediante aireación. Siendo el primero un método físico químico, se puede afirmar que posee ciertas ventajas, como: ser un método simple de aplicar, ya que los materiales a usar son fáciles de conseguir, y su implementación es sencilla también, siendo un método relativamente barato. Garay (2003) señala que el sistema más sencillo y común, es reducir el sulfuro de hidrógeno pasando el biogás por una trampa de limadura de hierro o una esponjilla de brillo. En cuanto a la eficiencia del método, en esta investigación la eficiencia máxima de remoción de  $H_2S$ , alcanzó el 70 por ciento; mientras que investigaciones como las de Taylor (1956), donde se utiliza esponja de hierro como reactivo para remover  $H_2S$  dentro del biodigestor, señalan que se alcanzan eficiencias de hasta 85 por ciento, la cual no es una eficiencia tan alta comparado con otras técnicas.

Con respecto a las desventajas del método, se pueden incluir las siguientes: en este método para tener una eficiencia máxima estable, se debe renovar continuamente las virutas o esponjas de hierro para que no pierda su efectividad; otra opción es exponer las virutas a una mezcla de aire con biogás, sin embargo, se ha demostrado que la eficiencia disminuye cada vez que se hace esto, y llega un punto en el que el sustrato debe ser reemplazado porque se satura. Además, cada vez que se desecha y se reemplaza el sustrato, se generan residuos no amigables con el ambiente. Otra desventaja es el simple hecho de no alcanzar una eficiencia superior con respecto a otros métodos, como la aireación. Además, si se tiene una gran cantidad de gas se deberá invertir más presupuesto en este sistema, lo cual a su vez generará más residuo.

En contraste, la técnica de la aireación, posee ventajas tales como, ser un método simple y barato de llevar a cabo, y alcanzar una eficiencia de hasta 100 por ciento en muchos casos, tal como es el caso de la presente investigación. Además, no genera residuos no amigables con el ambiente ni se necesitan reactivos químicos para llevarlo a cabo. En general, si el

método se lleva a cabo dentro del reactor anaerobio, se produce azufre elemental el cual se encuentra en las paredes del espacio del biogás o en la interfase gaseosa líquida, y este puede ser removido para evitar la obstrucción de tuberías, pudiendo ser usado como fertilizante para las plantas.

En cuanto a las desventajas del método, se puede mencionar, la contaminación con nitrógeno y oxígeno (Pokorna-Krayzelova, 2017). Para ello se han desarrollado alternativas, como el uso de una membrana que no permite que se mezcle el oxígeno residual con el biogás tratado (Ramos *et al*, 2013). Se debe tomar en cuenta que este es un proceso de una etapa, lo que puede ser traducido como menos requerimientos de espacio y capital de inversión. Además otra desventaja es la ya mencionada obstrucción de tuberías si es que el método es llevado en el mismo reactor.

Los métodos realizados en esta investigación, en comparación con otros, no requieren un control estricto de condiciones operacionales, como pH, contenido de humedad o balance de nutrientes, lo cual por lo tanto implica la necesidad de instrumentación específica y tareas de monitoreo frecuentes. Por lo tanto, los efluentes líquidos se generan constantemente, al requerir reactivos químicos y soluciones de nutrientes (Ramos *et al*, 2013).

En base a los resultados de este estudio se puede afirmar que en el Perú es posible llevar a cabo el método de la aireación, usando una bomba de aire, cuya capacidad dependerá de la producción diaria de biogás y el biol proveniente del mismo biodigestor, en este caso funcionó el biol de porcino como medio de crecimiento de bacterias.

## V. CONCLUSIONES

- La introducción de pequeñas cantidades de aire (1-3 por ciento) dentro de almacenes de biogás permitió eliminar más de 3000 ppmv de sulfuro de hidrógeno, llegando frecuentemente a una concentración menor al nivel de detección (1ppm). Esta situación continuó estable durante los 52 días que duró la parte experimental de la investigación.
- Se alcanzaron eficiencias de 100 por ciento con el método de la aireación, frente a la máxima eficiencia de 70 por ciento obtenida con el sistema de filtros de hierro. Este último fue disminuyendo mientras pasaba el tiempo, hasta llegar al valor mínimo 15.63 por ciento de eficiencia de remoción.
- Además, respecto a la factibilidad económica de los métodos de remoción, los costos para el proceso de desulfuración mediante el sistema de filtros de hierro, resultan ser casi el doble que para el método de la aireación para el biogás contenido en un mismo biodigestor.
- En promedio, con el tiempo de residencia de 0 a 2 horas (código b2a1), la eficiencia de remoción de sulfuro fue de más de 90 por ciento (exactamente 91.51 por ciento). Mientras que, con un tiempo de residencia de 3 a 5 horas, se obtuvo en promedio una eficiencia de remoción de 99.84 por ciento. Generalmente se obtienen mayores eficiencias con un mayor tiempo de residencia, por lo tanto, el tiempo de residencia es un factor clave que afecta la eficiencia de remoción de sulfuro, cuando se inyecta oxígeno/aire al biogás.
- El sulfuro de hidrógeno que se desprende del biogás es el causante de malos olores cerca a los biodigestores durante la cocción de alimentos. Por otro lado, la presencia de sulfuro en la fase líquida causa corrosión de sistemas transportadores de agua y la acumulación de material inerte en el lodo (por ejemplo, sulfuros metálicos). Esto se evidenció al realizar el experimento, ya que las mangueras se volvieron amarillas por el sulfuro y tenían vapor de agua acumulado.
- La cantidad de 10 litros de biol en un compartimiento de biogás de 210 litros, resulta adecuado como soporte de bacterias oxidantes del azufre.

- La inyección de pequeñas dosis de aire al biogás, disminuye no solo la concentración de sulfuro de hidrógeno, sino que también las concentraciones de dióxido de carbono y monóxido de carbono, debido a la dilución de nitrógeno del aire.
- El oxígeno residual resultó de al menos 1.5 por ciento, lo cual no impediría que debido a la calidad del biogás respecto a la concentración de oxígeno, este pueda ser usado para redes de gas natural según la legislación de Europa, sin embargo se debe tener en cuenta toda la composición del biogás en cuestión para que cumpla la normativa.
- La calidad del gas alcanzada con el método de la aireación, respecto al CH<sub>4</sub> y H<sub>2</sub>S, no cumple con las especificaciones sobre la calidad del CH<sub>4</sub> utilizado como combustible. Para poder cumplir con ellas, se requiere un mínimo de 96 por ciento de CH<sub>4</sub> y el contenido de H<sub>2</sub>S no debe exceder los 100 mg/Nm<sup>3</sup>, que corresponde a aproximadamente 66 ppm.

## **VI. RECOMENDACIONES**

- Probar con otro tipo de estiércol la aplicación del sistema de aireación, en este caso se cargó el biodigestor con estiércol de porcino.
- Medir continuamente el sulfuro de hidrógeno después de haber inyectado aire al biogás, hasta alcanzar la eficiencia del 100 por ciento de remoción.
- Fijarse continuamente que los compartimentos de biogás no tengan ningún hueco por donde puedan haber fugas, ya que esto podría afectar el proceso de aireación.
- Probar con diferentes cantidades de virutas o esponjas de hierro con las que se obtenga la mayor eficiencia.
- Probar con compartimentos de biogás transparentes, con el propósito de ver la acumulación de sulfato y azufre en las paredes.
- Procurar que en líquido donde se alojen las bacterias que consumen azufre, tenga la mayor superficie posible dentro del compartimento, para que de esta manera proliferen más bacterias.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abatzoglou, N; Boivin, S. 2008. A review of biogas purification processes. Society of Chemical Industry and John Wiley & Sons, Ltd. Biofuels, Bioprod. Bioref. 3:42–71.
- Acarley, F. 2019. “Evaluación de la producción de metano a partir de las aguas mieles del beneficio húmedo del café mediante digestión anaerobia”. Tesis Ing. ambiental. Lima, PE, UNALM. 126p.
- Acosta, M; Revelo, D; Rui, O; Tax, O; Botero. R. 2009. Capacidad de filtración y retención del sulfuro de hidrógeno (HS) del biogás en dos diferentes sustratos orgánicos (EM-compost y lombricompost). Tierra Tropical 5(1): 109-113
- Adekunle F y Okoile J. 2015. A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion. Advances in Bioscience and Biotechnology, 6: 205-212
- Alcántara, S; Velasco, A; Muñoz, A; Cid, J; Revah, S; Razo-Flores, E. 2004. Hydrogen Sulfide Oxidation by a Microbial Consortium in a Recirculation Reactor System: Sulfur Formation under Oxygen Limitation and Removal of Phenols. Environmental Science & Technology, 38(3), 918–923. doi:10.1021/es034527y
- Aparcana, S; Jansen, A. 2008. Estudio sobre el Valor Fertilizante de los Productos del Proceso “Fermentación Anaerobia” para Producción de Biogás. Alemania, DE. Consultado 21 mar. 2019. Disponible en: <http://www.german-profec.com>
- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2001. (en línea). Consultado 10 jun. 2017. Disponible en: <http://www.atsdr.gov/es/>.
- Bailon, L; Hinge, J. 2014. Biogas upgrading Evaluation of methods for H<sub>2</sub>S removal. Danish Technological Institute: 1–31.
- Buisman, C; Uspeert, P; Janssen, A; Lettinga, G; 1990. Kinetics of chemical and biological sulphide oxidation in aqueous solutions. Water Res 24(5):667–671
- Brune, D.C., 1995. Isolation and characterization of sulfur globule proteins from *Chromatium vinosum* and *Thiocaspa roseopercina*. Arch. Microbiol. 163, 391–399.
- Carrillo, L. 2003. Microbiología Agrícola. Universidad Nacional del Salta. Pp 151.

- Castillo, D; Tito, C. 2011. Obtención de Biogás a Partir de Excremento de Cuy en Condiciones Ambientales en Tacna, Perú. 84–91.
- Castillo, G. 2012. “Evaluación de codornaza y gallinaza de granjas avícolas para la producción de biogás y bioabono mediante digestión anaeróbica” (Diapositivas). Lima, PE.
- Cerron S. 2016. Determinación de la eficiencia de un biofiltro para remover el sulfuro de hidrogeno (H<sub>2</sub>S) contenido en el biogás, generado por un reactor anaerobio tipo UASB – Lima .Tesis de pregrado. Universidad Peruana Unión, Lima.
- Chen K Morris J. 1972. Kinetics of oxidation of aqueous sulfide by oxygen. Environ Sci Technol 6(6):529–537
- Chen, X.Y., Vinh-Thang, H., Ramirez, A.A., Rodrigue, D., Kaliaguine, S. 2015. Membrane gas separation technologies for biogas upgrading. RSC Adv. 5, 24399–24448.
- Chynoweth, D; Issacson, R. 1987. Anaerobic digestion of biomass. New York (US): Elsevier Science Publishing, 279 p.
- Corrales, L. 2015. Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. NOVA, 13 (23): 55-81
- De Arespacochaga, N; Valderrama, C; Mesa, C; Bouchy, L; Cortina, J. 2014. Biogas biological desulphurisation under extremely acidic conditions for energetic valorisation in Solid Oxide Fuel Cells. Chemical Engineering Journal, 255, 677–685. doi:10.1016/j.cej.2014.06.073
- Deublein, D; Steinhauser, A. 2008. Biogas from waste and renewable resources: An Introduction. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim. 443 p.
- Díaz, I; Lopes, A. C; Pérez, S. I; Fdz-Polanco, M. 2010. Performance evaluation of oxygen, air and nitrate for the microaerobic removal of hydrogen sulphide in biogas from sludge digestion. Bioresource Technology, 101(20), 7724–7730. doi:10.1016/j.biortech.2010.04.062
- Díaz, I; Lopes, A. C; Pérez, S. I; Fdz-Polanco, M. 2011. Determination of the optimal rate for the microaerobic treatment of several H<sub>2</sub>S concentrations in biogas from sludge digesters. Water Science and Technology, 64(1), 233–238. doi:10.2166/wst.2011.648

- Elizondo, A; Herrera, E. 2012. Evaluación de medios filtrantes para la reducción del sulfuro de hidrógeno en el mejoramiento de la calidad del biogás. Tesis de grado. Tegucigalpa; Honduras: Universidad en Tegucigalpa Zamorano.
- Elordi, L. 2017. Diseño de un digestor para una planta de biogás agroindustrial. Tesis de grado. Santander; España: Universidad de Catabria.
- Etcharren, P. 2005. Diseño de un sistema de biofiltración para la eliminación de la fábrica “Lubascher y Krausse” Temuco. Tesis Licenciado en Ciencias de la Ingeniería. Universidad Católica de Temuco, Facultad de Ingeniería. Temuco, Chile. 162p.
- Fdz.-Polanco, M; Díaz, I; Pérez, S; Lopes, A; Fdz.-Polanco, F. 2009. Hydrogen sulphide removal in the anaerobic digestion of sludge by micro-aerobic processes: pilot plant experience. *Water Science and Technology*, 60(12), 3045–3050. doi:10.2166/wst.2009.738
- Ford, S. 2007. Spread it around. *Biogas in the grid. Renewable Energy World Magazine*. 10(6).
- Garay, 2003. Empleo y purificación del biogás producido en UNITRAR. Informe de suficiencia. Lima, PE. Consultado 1 ene. 2018. Disponible en : [http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/8857/1/garay\\_sj.pdf](http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/8857/1/garay_sj.pdf)
- Gómez, C. 2015. Introducción al diseño de reactores. España (ES): Universidad Industrial de Santander.
- Hernández, C. 2009. Evaluación de Sustratos para la Reducción de la Concentración de Sulfuro de Hidrógeno en Biogás. Costa Rica (CR)
- Hilbert, J. 2003. Manual para la producción de biogás. Buenos Aires (AR): Instituto para la Ingeniería Rural. 57 p.
- J. I. Huertas, N. Giraldo, S. Izquierdo, in *Mass transfer in chemical engineering processes*, ed. J. Markoš, Intech, 2011, pp. 133-135.
- Hurtado, A; Salamanca, J. 2017. Búsqueda de bacterias oxidadoras de ácido sulfhídrico para su potencial uso en la producción de biogás de alta pureza. Tesis Ing. Ambiental. Bogotá, CO, UNAD. 82p
- Hummel, A. 2014. “Implementación parcial de buenas prácticas pecuarias en la producción de cerdos e implementación de un sistema piloto de biodigestión en el parque porcino de ventanilla”. Tesis Ing. Zootecnista. Lima, PE, UNALM. 118p.

- INIA (Instituto Nacional de Investigación Agraria). 2008. Folleto Producción y uso del biol. Serie N° 2. 1era Edición.
- Jeníček, P; .Horejš, J; Bindzar, Pokorná-Krayzelová, L;Bartáček, J. 2015. Simple biogas desulfurization by microaeration – Full scale experience. Department of Water Technology and Environmental Engineering, University of Chemistry and Technology Prague, Technická. Praga, EZ.
- Jácome, A. Suárez, J. Ures, P. 2014. Reactores de lecho fluizado. Serie: Tratamientos secundarios. Universidade da Coruña. 16p.
- Krayzelova, L; Jeison, D; Bartacek, J; Jenicek, P; 2015. Microaeration for hydrogen sulfide removal during anaerobic treatment : a review, 703–725. (en línea). Consultado 20 jun. 2017. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9386-2>
- Pokorna-Krayzelova, L; Bartacek, J; Vejmelkova, D; Alvarez, A; Slukova, P; Prochazka J; Volcke, E; Jenicek, P. 2017. The use of a silicone-based biomembrane for microaerobic H<sub>2</sub>S removal from biogas, Separation and Purification Technology doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2017.07.077>
- Klok J, de Graaff M, van den Bosch P, Boelee N, Keesman K, Janssen A. 2013. A physiologically based kinetic model for bacterial sulfide oxidation. Water Res 47(2):483–492
- Kuenen, J.G. 1975. Colourless sulphur bacteria and their role in the sulphur cycle. Plant Soil 43, 49–76.
- Kuenen, J.G. 1996. The Biochemistry of Inorganic Compounds of Sulphur. Cambridge University Press. London.
- Lens, PN; Kuenen, J.G. 2001. The biological sulfur cycle: novel opportunities for environmental biotechnology. Water Sci Technol. 2001;44(8):57-66.
- Lui, J; Cuaila, S; Coaquira, C; Jose, J; Perez, L. 2012. Producción de biogás y biol a partir de excretas de ganado : Experiencias en la ciudad de Tacna. 14–17.
- Martínez, C. Volumen Biodigestores. Artículo 4. (39). Revista virtual cuba solar. Consultado 20 jun. 2017. Disponible en: <http://www.cubasolar.cu/biblioteca/energia/Energia39/HTML/articulo04.htm>.
- Martí, J. 2008. Biodigestores familiares: Guía de diseño y manual de instalación. Bolivia, GTZ-Energía.

- McKinsey, S. 2003. Removal of Hydrogen Sulfide from Biogas using cow-manure compost. A Thesis Faculty of the Graduate School of Cornell University.
- MINAM (Ministerio del Ambiente, PE). 2014. Sexto informe nacional de residuos sólidos de la gestión del ámbito municipal y no municipal.
- Mulbry, W; Selmer, K; Lansing, S. Effect of liquid surface area on hydrogen sulfide oxidation during micro-aeration in dairy manure digesters
- Munz G; Gori R; Mori G; Lubello C. 2009. Monitoring biological sulphide oxidation processes using combined respirometric and titrimetric techniques. *Chemosphere* 76(5):644–650.
- Nagpal S., Chichulcherm S., Livingston A. & Peeva L. 2000. Ethanol utilization by sulphate reducing bacteria: An experimental and modeling study. *Biotechnol. Bioeng.* (70), pp. 534- 543.
- Naegele, H; Lindner, J; Merkle, W; Lemmer, A; Jungbluth, T; Bogenrieder, C. 2013. Effects of temperature , pH and O<sub>2</sub> on the removal of hydrogen sulfide from biogas by external biological desulfurization in a full scale fixed-bed trickling bioreactor ( FBTB ). *Int J Agric & Biol Eng.* 6(1), 69–81.
- Nägele, H; Steinbrenner J; Hermanns G; Holstein V; Haag, N; Oechsner, H. 2017. Innovative additives for chemical desulphurisation in biogas processes: A comparative study on iron compound products. *Biochemical Engineering Journal.* (121), pp. 181 – 187.
- Ortega, L; Rodriguez, S; Fernández, E; Bárcenas, L. 2015. Ingeniería hidráulica y ambiental. 36 (1). Ene-Abr 2015, p. 45-56
- Parra, R. 2015. Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. *Producción + Limpia* 10 (2).
- Persson, M.; Jönsson, O.; Welinger, A. (2006). Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection. IEA Bioenergy. Task 37: Energy from biogas and landfill gas. Consultado 18 nov. 2018. Disponible en: [http://task37.ieabioenergy.com/files/daten-redaktion/download/publi-task37/upgrading\\_report\\_final.pdf](http://task37.ieabioenergy.com/files/daten-redaktion/download/publi-task37/upgrading_report_final.pdf)
- Plombin, C. 2003. Biogas as a vehicle fuel: A European Review. *Trendsetter Report.* 3, 51p.

- Postgate, J. 1984. The sulphate-reducing bacteria. London: Cambridge University Press.
- Ramos, I; Pérez, R; Fdz-Polanco, M. 2013. Microaerobic desulphurisation unit: A new biological system for the removal of H<sub>2</sub>S from biogas. Department of Chemical Engineering and Environmental Technology, Escuela de Ingenierías Industriales, Sede Dr. Mergelina, University of Valladolid, Valladolid, España.
- Ramos, I; Fdz-Polanco, M. 2014. Microaerobic control of biogas sulphide content during sewage sludge digestion by using biogas production and hydrogen sulphide concentration. Chemical Engineering Journal, 250, 303–311. doi:10.1016/j.cej.2014.04.027
- Rojas, H. 2014. “Estudio del efecto de la aplicación de microorganismos efectivos en la calidad del biol en un proceso de biodigestión anaeróbica.” Tesis Ing. Ambiental. Lima, PE, UNALM. 86p.
- Sánchez, S. 2003. Energías Renovables: Conceptos y Aplicaciones. Quito. Capítulo 9 pp. 103-110
- Schlegel, H.G., 1993. General Microbiology. University Press, Cambridge, UK.
- Steudel, R. 1996. Mechanism for the formation of elemental sulfur from aqueous sulfide in chemical and microbiological desulfurization processes. Ind. Eng. Chem. Res. 35, 1417–1423.
- Trogisch, S; Baaske, W. *et al.* 2004. Biogas Powered Fuel Cells. Trauner Verlag, Linz.
- Valerio, M. 2010. Diseño y evaluación de un sistema para la purificación del metano producido mediante biodigestión en el ITCR. Cartago: Instituto tecnológico de Costa Rica. 89p.
- Van der Zee, F; Villaverde, S; García, P; Fdz.-Polanco, P. 2006. Sulfide removal by moderate oxygenation of anaerobic sludge environments Bioresource technology. 98 (3), 518–524.
- Verneró, M. 2011. Manual del biogás. Santiago de Chile (CL): MINENERGIA / PNUD / FAO / GEF. 119 p.

- Villegas, E. 1989. Diseño de un biodigestor de flujo arbitrario para la producción de biogas a partir de desechos orgánicos. Anales científicos UNALM XXIX (1-4): 323-337
- Weiland, P. 2003. Notwendigkeit der Biogasaufbereitung, Ansprüche einzelner Nutzungsrouten und Stand der Technik. Presentation at Gölzower Fachgespräch Workshop “Aufbereitung von Biogas” (En inglés). FAL Braunschweig, pp. 7–23.
- Wellinger, A; Lindberg, A. 2000. Biogas upgrading and utilisation. IEA Bioenergy. Task 24: Energy from biological conversion of organic waste. Consultado 20 may. 2018. Disponible en: <http://www.iea-biogas.net/files/daten-redaktion/download/publi-task37/Biogas%20upgrading.pdf>
- Zicari, S. 2003. Removal of hydrogen sulfide from biogas using cow-manure compost. TesisMSc. Nueva York (US): Cornell University. 132p.

## VIII. ANEXOS

### Anexo 1: Registro de datos de monitoreo de la composición del biogás

Fecha	% Compuesto	TC: Sin desulfuración	b1: Filtro de Hierro				b2: Aireación 3 %			
			a1	a2	a1	a2	a1	a2	a1	a2
28/06/2018	%CH <sub>4</sub>	63.1	63.9	63.1	62.8	63	56.1	55.7	50.9	49.4
	%CO <sub>2</sub>	31	26	25	23	23	25	25	22	22
	%O <sub>2</sub>	2.3	3.7	2	2	1	5.6	5.9	7.7	8.1
	%H <sub>2</sub> S	2300	754	667	700	620	600	4	667	2
	CO(ppm)	5	7	7	6	6	5	7	6	6
29/06/2018	%CH <sub>4</sub>	61.7	63.6	61	61	61.1	56.1	55.7	50.9	49.4
	%CO <sub>2</sub>	32	29	29	30	31	25	25	22	22
	%O <sub>2</sub>	2.8	2.4	1.9	2	2	5.6	5.9	7.7	8.1
	%H <sub>2</sub> S	2400	1300	1200	1100	1055	400	3	500	2
	CO(ppm)	6	7	7	6	5	2	2	2	2
30/06/2018	%CH <sub>4</sub>	63.5	63.3	61.8	62.1	62	43.3	43.3	43.3	43.3
	%CO <sub>2</sub>	28	27	23	25	23	20	20	20	20
	%O <sub>2</sub>	1.2	3	2.6	1.8	1.8	9.8	9.8	9.8	9.8
	%H <sub>2</sub> S	2700	1000	1500	1500	1490	75	3	60	3
	CO(ppm)	3	6	7	6	6	2	2	3	2
02/07/2018	%CH <sub>4</sub>	62.3	62.2	62.3	61.9	61	51.6	50.6	54.3	56.5
	%CO <sub>2</sub>	33	24	29	31	29	22	23	20	24
	%O <sub>2</sub>	0.3	4.1	0.9	1.6	1.6	5.4	6.2	6.7	5
	%H <sub>2</sub> S	2800	878	1800	1500	1600	2	1	19	11
	CO(ppm)	5	6	4	5	5	1	2	2	2
03/07/2018	%CH <sub>4</sub>	62	63.5	63	63	62	58.5	59.5	62.6	55.3
	%CO <sub>2</sub>	33	26	25	26	26	24	28	29	25
	%O <sub>2</sub>	0.3	2.9	2.5	1.5	1.5	4.1	4	3	4.2
	%H <sub>2</sub> S	2500	984	983	1400	885	6	2	992	19
	CO(ppm)	5	5	5	6	6	3	3	4	2

Continuación...

04/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	61.2	62.4	63	62	61	52.3	52.3	52.3	56.7
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	33	26	26	30	31	25	25	25	23
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	2.6	2	1.1	1.2	5.4	5.4	5.4	5
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	2700	1100	995	1000	990	1200	6	950	6
	<b>CO(ppm)</b>	9	7	8	8	9	4	3	3	2
05/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	60.5	62.2	60.3	60.8	59.8	51.1	49.3	51.7	50.3
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	31	26	26	31	32	24	24	21	21
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	2.6	2.6	0.6	0.8	5.1	5.7	5.5	6.5
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3600	2000	1900	3100	3000	324	1	35	1
	<b>CO(ppm)</b>	17	9	10	26	20	7	6	4	3
06/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	60	60	60.9	61.3	62.1	54.9	52.8	53.6	53.5
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	34	34	32	31	29	26	26	23	24
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.8	0.8	1	1.6	2.4	3.9	5	5.3	5.6
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3600	3200	1900	1800	1500	538	29	240	9
	<b>CO(ppm)</b>	11	11	15	10	10	4	8	2	6
09/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	59.9	59.8	59.8	61.2	60.1	51.6	56.8	53.2	55.1
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	35	34	36	31	35	19	23	19	21
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.2	0.9	1.1	1.4	0.9	7.1	4.9	6.8	5.8
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3900	3500	3200	2900	3400	178	2	112	5
	<b>CO(ppm)</b>	12	18	9	14	10	5	7	3	6
10/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	59	59.4	59	61	61	57.9	53.9	55.3	53.3
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	34	34	35	31	33	25	20	22	19
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	0.7	1.1	1.6	1.2	3.9	6	5.3	7
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3600	3300	3200	2600	2900	246	0	59	0
	<b>CO(ppm)</b>	11	12	16	11	16	6	4	3	3
11/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	59.7	59.9	58.8	61.4	61.8	57.7	54.4	56	54.3
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	34	34	31	31	30	26	21	26	20
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.6	0.7	1.2	1.4	1.5	2.9	5.7	3.8	6
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3700	3300	3000	2800	2700	860	0	876	0
	<b>CO(ppm)</b>	11	16	28	13	15	4	7	3	7
12/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	60.2	58.7	58.4	61.1	59.9	60.1	59.8	58.8	59.6
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	32	32	30	30	32	30	28	28	28
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	1.6	1.7	1.9	1.1	2.1	2.5	2.7	2.8
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3400	2700	1100	2500	2900	4	1	1	0
	<b>CO(ppm)</b>	12	15	14	13	12	7	7	7	6
13/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	57.1	55.6	57.4	58.1	58.6	57.9	55.8	56.4	58.8
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	31	31	29	29	28	27	25	26	27
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.6	1.2	1.6	1.2	1.9	1.7	3.9	2.7	2.1
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3400	2900	1800	2100	1500	97	0	77	0

Continuación...

	<b>CO(ppm)</b>	11	12	16	13	15	7	5	4	7
16/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	58.2	58.5	57.5	59.5	58.4	60.4	59.5	60.2	58
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	27	27	31	25	30	22	26	22	26
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	0.6	0.5	1.2	0.8	1.9	1.7	1.8	1.9
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	4000	3800	3600	2900	3200	31	6	41	5
	<b>CO(ppm)</b>	14	16	19	25	21	12	8	10	6
17/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	58	56.8	56	59.5	57.3	59.7	56.8	59.3	56.1
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	28	30	28	27	25	26	25	26	25
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	1.7	1	1.7	2.1	1.2	1.9	1.2	2.2
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3500	3200	2500	2500	2300	0	1	0	0
	<b>CO(ppm)</b>	14	10	28	20	20	6	6	4	3
18/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	56.3	56	56.5	57.5	58.3	57.7	57.9	57.6	57.6
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	29	28	28	27	26	25	25	25	26
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.8	0.9	0.8	1.1	1.5	1.5	1.8	1.2	1.6
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3600	3300	2300	2500	1700	1	1	13	1
	<b>CO(ppm)</b>	19	29	19	28	36	6	3	4	2
19/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	57.5	54.5	54.5	59.6	55.7	58.4	54.7	58.5	54.9
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	26	24	24	27	24	23	22	24	23
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.3	1.5	1.5	0.7	1.8	2.2	2.4	2.4	2.2
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3800	3300	3100	3000	2300	647	1	472	0
	<b>CO(ppm)</b>	20	21	21	21	21	3	10	2	8
20/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	55.5	55.7	54	56.5	54.9	55.3	53.8	55.4	53.6
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	26	26	25	25	24	23	21	24	21
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.3	0.5	0.8	1.1	1.1	1.8	1.9	2.1	2.2
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	4000	3800	2400	2600	2100	29	5	11	0
	<b>CO(ppm)</b>	22	19	1900	21	21	10	9	9	7
23/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	55.3	53.2	53.2	56.8	56	56.9	55.7	56.5	55.7
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	28	25	26	24	25	22	22	23	22
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	1.8	1.1	1.6	1.1	2.2	2	1.9	2
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3900	3000	3500	2200	0.28	21	13	19	13
	<b>CO(ppm)</b>	15	16	21	25	26	8	7	6	7
24/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	55.5	54.6	54.6	56.6	56.6	57.3	57	56.9	56.2
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	27	26	26	25	25	21	21	23	23
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.3	1.1	1.1	1.1	1.1	2	2	1.5	1.8
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3800	3000	2700	2600	2500	4	2	5	4
	<b>CO(ppm)</b>	18	14	14	20	20	3	2	2	6
25/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	55.5	55.1	54.3	57.2	55.6	55.7	53.1	55	53.1
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	25	25	25	25	24	23	22	23	22
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.3	1	0.8	1	1.2	1.9	2.2	1.9	2.4

Continuación...

	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3700	3300	3400	2800	2700	11	1	20	0
	<b>CO(ppm)</b>	19	14	21	19	22	4	6	4	4
30/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	53.4	53.9	46.7	57.2	49.4	58.6	46.9	57.4	46.8
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	25	26	21	36	21	21	22	22	22
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.2	0.9	3	0.8	2.6	1.9	2.9	1.9	2.9
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3400	2800	2300	2400	2300	440	12	440	8
	<b>CO(ppm)</b>	15	14	32	23	28	4	19	4	19
31/07/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	49.9	50.4	48.2	51.4	51	48.8	48.5	48.1	48.6
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	23	24	22	24	22	20	19	20	19
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.8	1.8	1.9	1.1	1.4	2.6	2.9	2.7	2.9
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	2800	2500	2300	2200	2100	2	1	0	1
	<b>CO(ppm)</b>	13	12	22	17	21	8	7	9	9
01/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	52.2	52.3	51.1	52.7	51.1	51.3	50.1	50.9	48.9
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	24	26	24	25	24	21	21	21	21
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.3	1.2	1.2	0.9	1.2	2.2	2.4	2.4	2.8
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3000	2700	2200	2500	2200	30	3	3	3
	<b>CO(ppm)</b>	17	16	20	20	20	8	7	9	9
02/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	50.1	50.4	51	51.1	51.1	49.4	48	49.5	47.9
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	24	21	24	21	24	15	21	16	21
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.3	1.4	0.8	0.8	1.2	2.5	3.2	2.5	3.2
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3200	2500	2500	2500	2200	692	11	454	0
	<b>CO(ppm)</b>	23	17	21	19	20	10	4	12	6
03/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	51	50.6	50.5	50.9	50.5	48.5	47.8	48.4	47.7
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	20	19	22	19	21	16	18	16	18
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	1	1	0.9	0.8	2.2	2.6	2.6	2.8
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3200	1900	2200	1800	2200	12	0	8	0
	<b>CO(ppm)</b>	16	21	23	27	28	6	3	10	3
06/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	50.5	51.3	50.1	51	50.4	48	48	48.5	48
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	21	21	22	21	23	19	20	20	20
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.9	1.2	1.7	1.1	1.5	3.1	3.3	3	3.3
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3000	2500	1700	2600	1800	660	40	520	11
	<b>CO(ppm)</b>	24	26	29	32	31	15	9	15	12
07/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	50.2	51.8	52.2	52.3	52.4	48	48.5	47.7	47.4
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	21	21	21	21	21	15	16	15	16
	<b>%O<sub>2</sub></b>	1.1	0.7	0.7	0.8	0.8	3.7	3.8	3.8	3.9
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3100	2600	2600	2400	2500	678	2	680	2
	<b>CO(ppm)</b>	29	53	41	47	34	7	57	7	3
13/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	53.6	51	51.1	53.2	53.3	50.9	51.4	51.1	51.2
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	23	21	19	22	19	15	15	15	15

Continuación...

	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.3	2.9	2.4	1.6	1.9	3.7	3.9	3.9	3.7
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	3000	1900	1300	2200	1000	542	29	590	4
	<b>CO(ppm)</b>	11	31	37	35	38	13	10	14	8
14/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	54.2	53.8	53.8	54.5	53.7	52.6	51.6	51.4	51.5
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	25	23	23	23	23	17	17	19	19
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.2	1.7	1.7	1.4	1.5	3.9	4.3	3.9	3.6
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	2900	1600	1600	1400	1500	9	4	6	4
	<b>CO(ppm)</b>	18	44	35	49	42	11	10	11	11
15/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	54.4	53.9	52.6	53.8	53.8	53.4	52.3	53.4	53
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	22	21	22	21	23	14	19	16	17
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.5	1.4	2.1	1	1.2	3.9	3.6	3.2	4
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	2700	1400	1700	1600	1700	31	2	6	3
	<b>CO(ppm)</b>	15	36	36	36	39	7	8	9	9
16/08/2018	<b>%CH<sub>4</sub></b>	54.3	54.7	54.8	54.5	54.7	53.6	54.2	54.5	55.3
	<b>%CO<sub>2</sub></b>	21	21	19	21	20	15	15	19	18
	<b>%O<sub>2</sub></b>	0.3	0.7	1.7	0.8	1.1	3.3	3.2	2	2.1
	<b>%H<sub>2</sub>S</b>	2800	2200	1500	2400	1500	35	1	102	1
	<b>CO(ppm)</b>	20	36	41	33	37	9	8	10	10

## Anexo 4: Análisis microbiológico del biol (bolsa 1, bolsa 2)



**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA**

Av. La Molina s/n La Molina - Lima - Perú  
Teléfono: 7995788 - 6147800 anexo 274



### INFORME DE ENSAYO N° 1808403 -1808404 - LMT

**SOLICITANTE** : JOANNA HUERTAS PARRALES

DESCRIPCIÓN DEL OBJETO ENSAYADO

**MUESTRA** : BACTERIA AISLADA DE MUESTRA DE BIOL  
18080403)

PROCEDENCIA	: CEMTRAR - UNALM
TIPO DE ENVASE	: Bolsa de plástico
CANTIDAD DE MUESTRA	: 01 muestra x 01 und. x 1 000 g. aprox.
ESTADO Y CONDICIÓN	: En buen estado y cerrado
FECHA DE MUESTREO	: 2018 - 08 - 16
FECHA DE RECEPCIÓN	: 2018 - 08 - 16
FECHA DE INICIO DE ENSAYO	: 2018 - 08 - 16
FECHA DE TÉRMINO DE ENSAYO	: 2018 - 08 - 29

### **RESULTADOS DE ANALISIS DE LABORATORIO DE MICROBIOLOGIA**

#### **OBSERVACIÓN MACROSCOPICA:**

COLONIA DE BACTERIA SULFOXIDANTES FIG. 1 SE REALIZÓ LA OBSERVACIÓN MACROSCOPICA EN ESTEREOSCOPIO A 4X DE LA CEPA AISLADA DE LA MUESTRA DE BIOL 378 FIG.2. Y RESPECTIVAMENTE SE REALIZÓ LAS CARACTERISTICAS CULTURALES DE UNA COLONIA. TABLA 1.

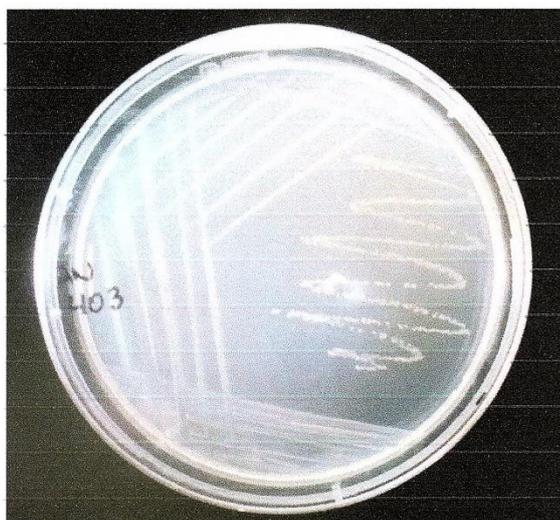


FIG. 1

LABORATORIO DE ECOLOGIA MICROBIANA Y BIOTECNOLOGIA "MARINO TABUSSO"

☐ (511)7995788 ó 614-7800 anexo 274 - Fax (511) 349-2805 - E-mail: [lmt@lamolina.edu.pe](mailto:lmt@lamolina.edu.pe)  
Apartado Postal 456 - Lima 12 - PERU



## UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

Av. La Molina s/n La Molina - Lima - Perú  
Teléfono: 7995788 - 6147800 anexo 274



### INFORME DE ENSAYO N° 1808403 -1808404 - LMT

**SOLICITANTE** : JOANNA HUERTAS PARRALES

DESCRIPCIÓN DEL OBJETO ENSAYADO

**MUESTRA** : BACTERIA AISLADA DE MUESTRA DE BIOL  
18080404)

PROCEDENCIA : CEMTRAR - UNALM  
TIPO DE ENVASE : Bolsa de plástico  
CANTIDAD DE MUESTRA : 01 muestra x 01 und. x 1 000 g. aprox.  
ESTADO Y CONDICIÓN : En buen estado y cerrado  
FECHA DE MUESTREO : 2018 - 08 - 16  
FECHA DE RECEPCIÓN : 2018 - 08 - 16  
FECHA DE INICIO DE ENSAYO : 2018 - 08 - 16  
FECHA DE TÉRMINO DE ENSAYO : 2018 - 08 - 29

### RESULTADOS DE ANALISIS DE LABORATORIO DE MICROBIOLOGIA

#### OBSERVACIÓN MACROSCOPICA:

COLONIA DE BACTERIA SULFOXIDANTES FIG. 4 SE REALIZÓ LA OBSERVACIÓN MACROSCOPICA EN ESTEREOSCOPIO A 4X DE LA CEPA AISLADA DE LA MUESTRA DE BIOL 380 FIG.5. Y RESPECTIVAMENTE SE REALIZÓ LAS CARACTERISTICAS CULTURALES DE UNA COLONIA. TABLA 3.



FIG. 4

LABORATORIO DE ECOLOGIA MICROBIANA Y BIOTECNOLOGIA "MARINO TABUSSO"

□ (511)7995788 ó 614-7800 anexo 274 - Fax (511) 349-2805 - E-mail: [lmr@lamolina.edu.pe](mailto:lmr@lamolina.edu.pe)  
Apartado Postal 456 - Lima 12 - PERU

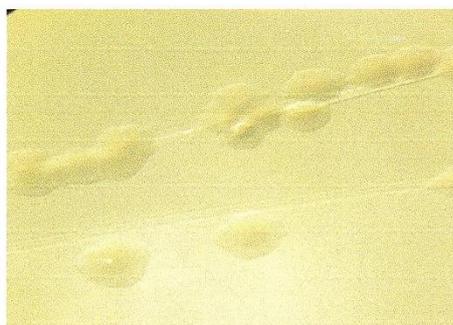


FIG.2

CEPA	forma	borde	elevación	Superficie	Color	Tamaño	Procedencia
18080403	irregular	ondulado	plana	cremosa	translucido	0.85 mm	Biol 378

TABLA 1

**OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA:**

SE REALIZÓ LA OBSERVACIÓN MICROSCÓPICA REALIZANDO GRAM A LA COLINA FIG.3 Y OBSERVACIÓN DE LAS BACTERIAS A 100X. TABLA 2.



FIG.3

CEPA	FORMA	REACCIÓN GRAM
18080403	Bacilos cortos, delgados	-

TABLA 2.

LABORATORIO DE ECOLOGIA MICROBIANA Y BIOTECNOLOGIA "MARINO TABUSSO"

□ (511)7995788 ó 614-7800 anexo 274 - Fax (511) 349-2805 - E-mail: [imt@lamolina.edu.pe](mailto:imt@lamolina.edu.pe)  
Apartado Postal 456 - Lima 12 - PERU

## Anexo 6: Pruebas estadísticas

### Prueba T e IC de dos muestras: Contenido de metano, Tratamiento

Nivel de confianza: 95 %

Método

$\mu_1$ : media de Contenido de metano cuando Tratamiento = Aireado

$\mu_2$ : media de Contenido de metano cuando Tratamiento = Sin airear

Diferencia:  $\mu_1 - \mu_2$

*No se presupuso igualdad de varianzas para este análisis.*

Estadísticos descriptivos: Contenido de metano

Tratamiento	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
Aireado	17	55.28	3.13	0.76
Sin airear	17	54.61	3.77	0.91

Estimación de la diferencia

	IC de 95 por ciento
	para la
Diferencia	diferencia
0.66	(-1.77, 3.09)

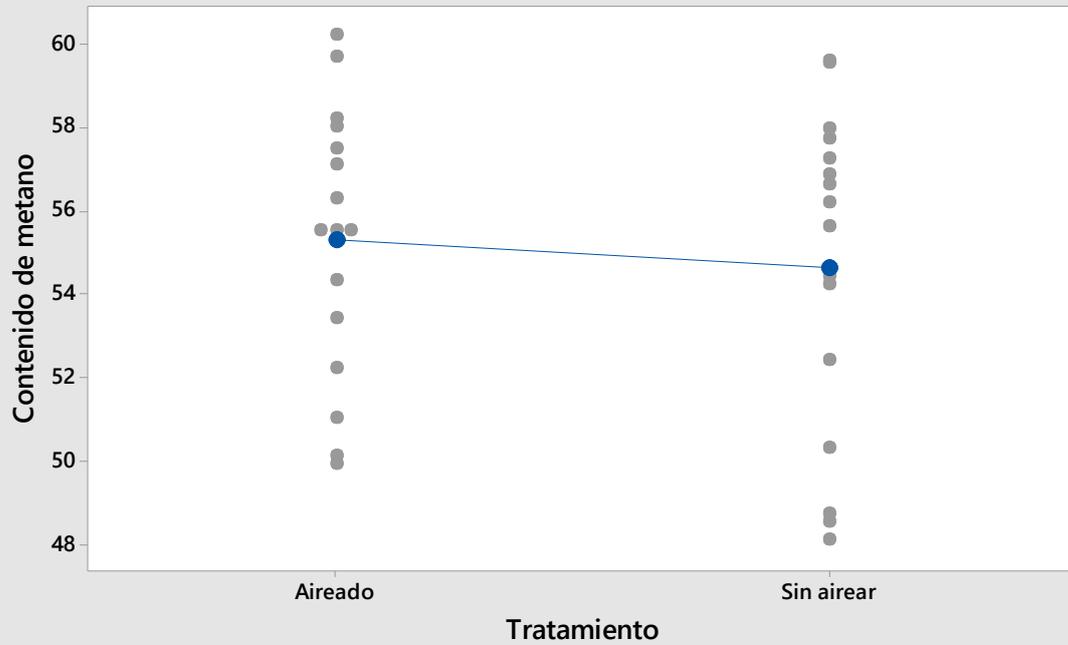
Prueba

Hipótesis nula  $H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$

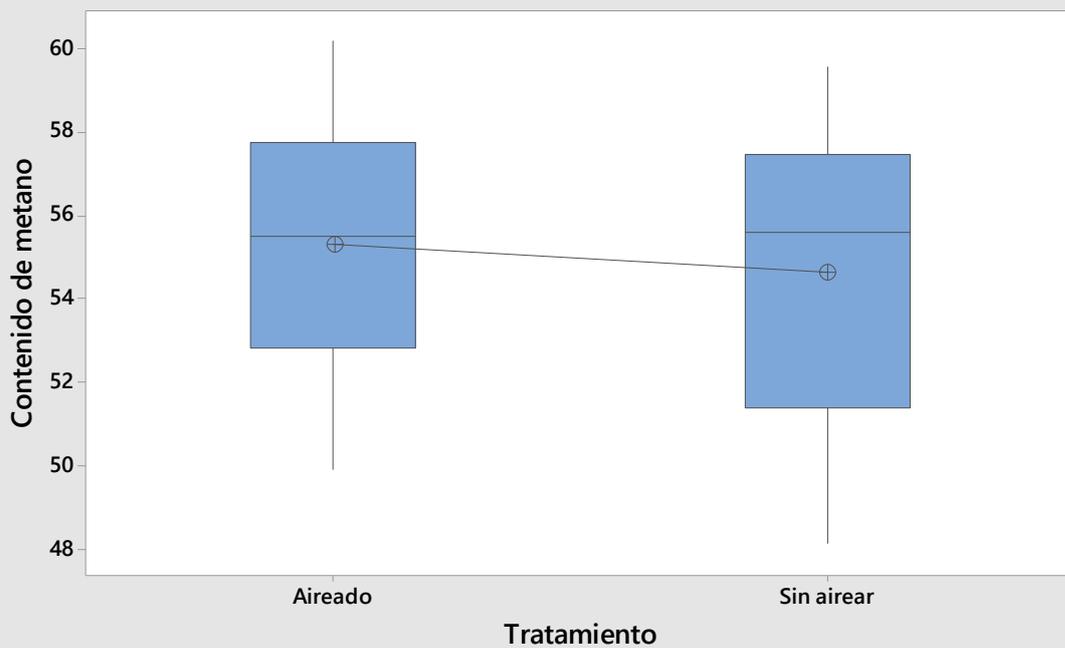
Hipótesis alterna  $H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$

Valor T	GL	Valor p
0.56	30	0.582

Gráfica de valores individuales de Contenido de metano vs. Tratamiento



Gráfica de caja de Contenido de metano



## Prueba T e IC de dos muestras: b1a1 Rep 1, b1a1 Rep 2

### Método

$\mu_1$ : media de b1a1 Rep 1

$\mu_2$ : media de b1a1 Rep 2

Diferencia:  $\mu_1 - \mu_2$

*No se presupuso igualdad de varianzas para este análisis.*

### Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
b1a1 Rep 1	32	26.9	20.6	3.6
b1a1 Rep 2	32	33.5	14.3	2.5

### Estimación de la diferencia

Diferencia	IC de 95 por ciento para la diferencia
-6.66	(-15.54, 2.21)

### Prueba

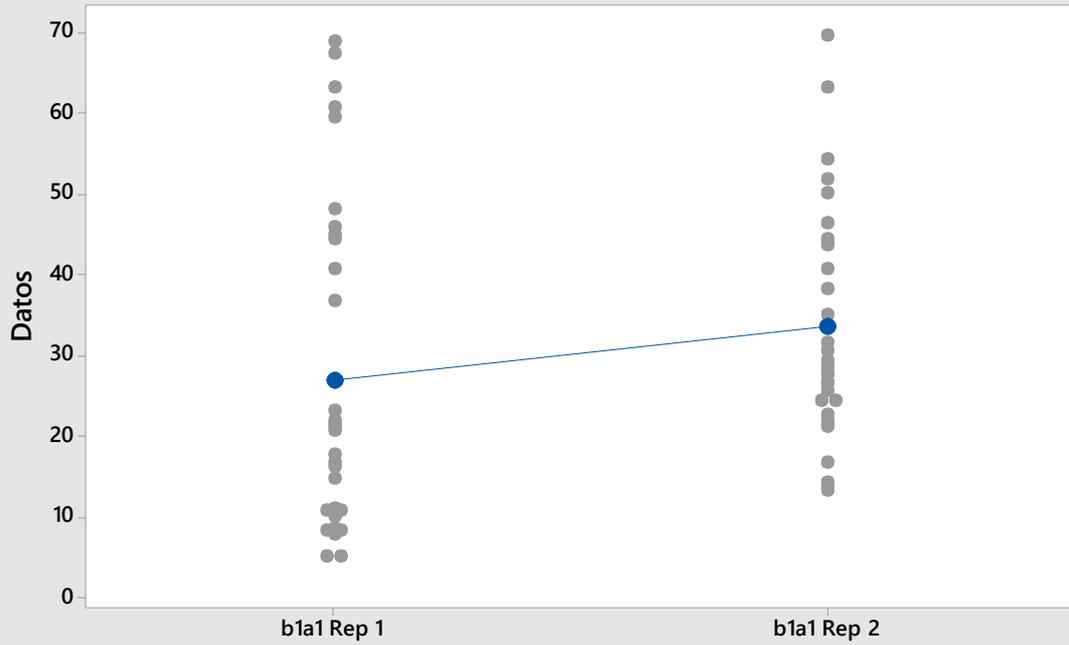
Hipótesis nula  $H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$

Hipótesis alterna  $H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$

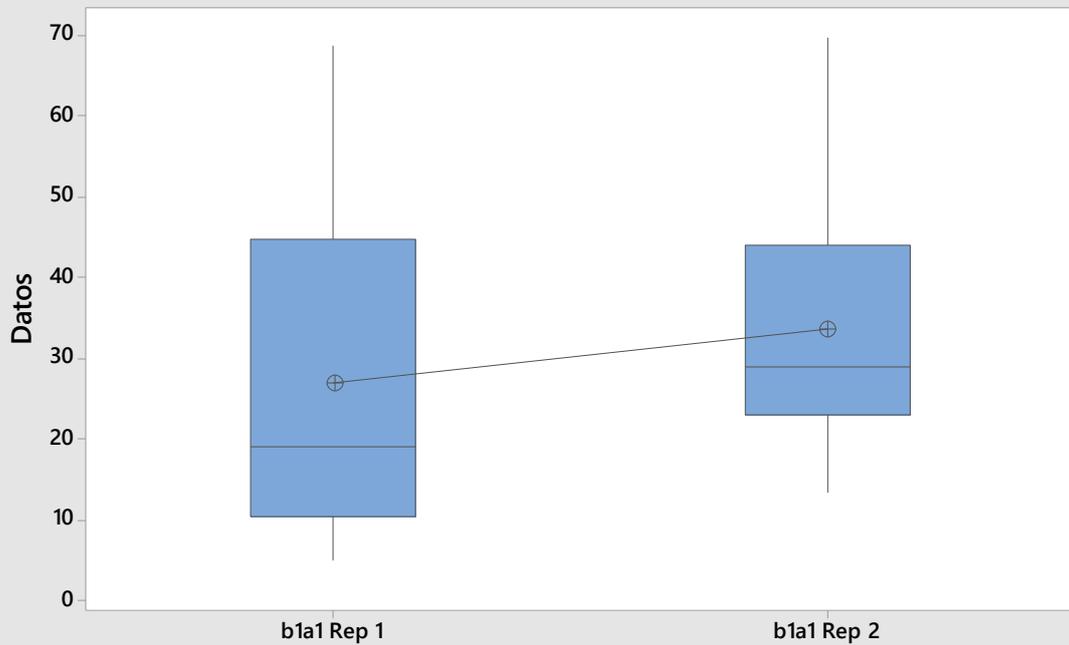
Valor T GL Valor p

-1.51 55 0.138

Gráfica de valores individuales de b1a1 Rep 1, b1a1 Rep 2



Gráfica de caja de b1a1 Rep 1, b1a1 Rep 2



Prueba T e IC de dos muestras: b1a2 Rep 1, b1a2 Rep 2

Método

$\mu_1$ : media de b1a2 Rep 1

$\mu_2$ : media de b1a2 Rep 2

Diferencia:  $\mu_1 - \mu_2$

*No se presupuso igualdad de varianzas para este análisis.*

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
b1a2 Rep 1	32	33.8	19.0	3.4
b1a2 Rep 2	32	37.5	17.3	3.0

Estimación de la diferencia

Diferencia	IC de 95 por ciento para la diferencia
-3.65	(-12.73, 5.42)

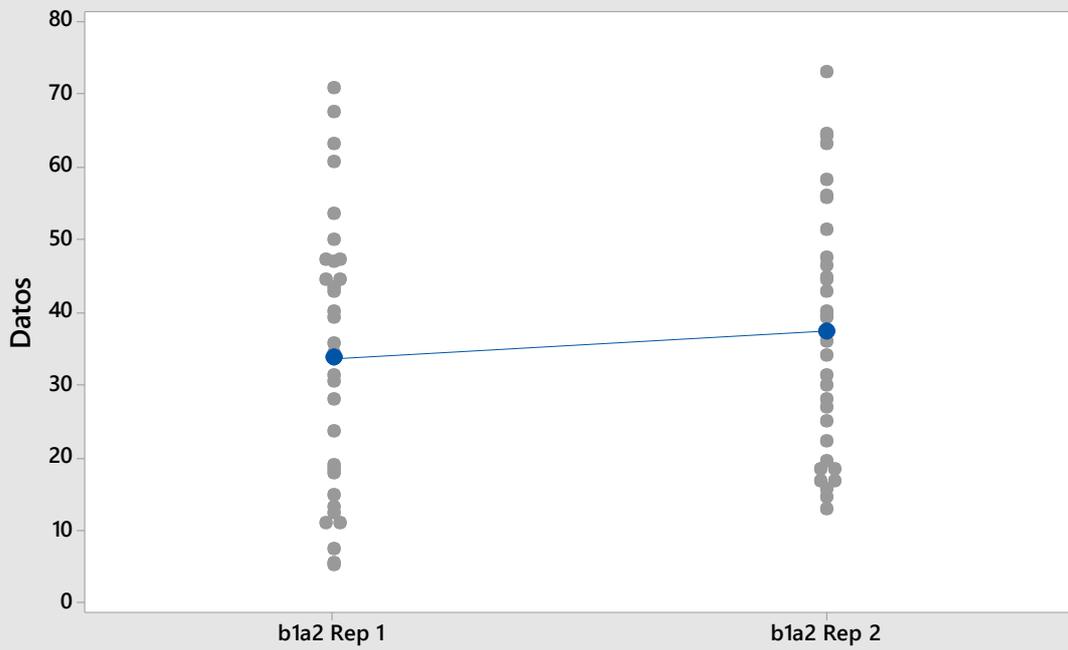
Prueba

Hipótesis nula  $H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$

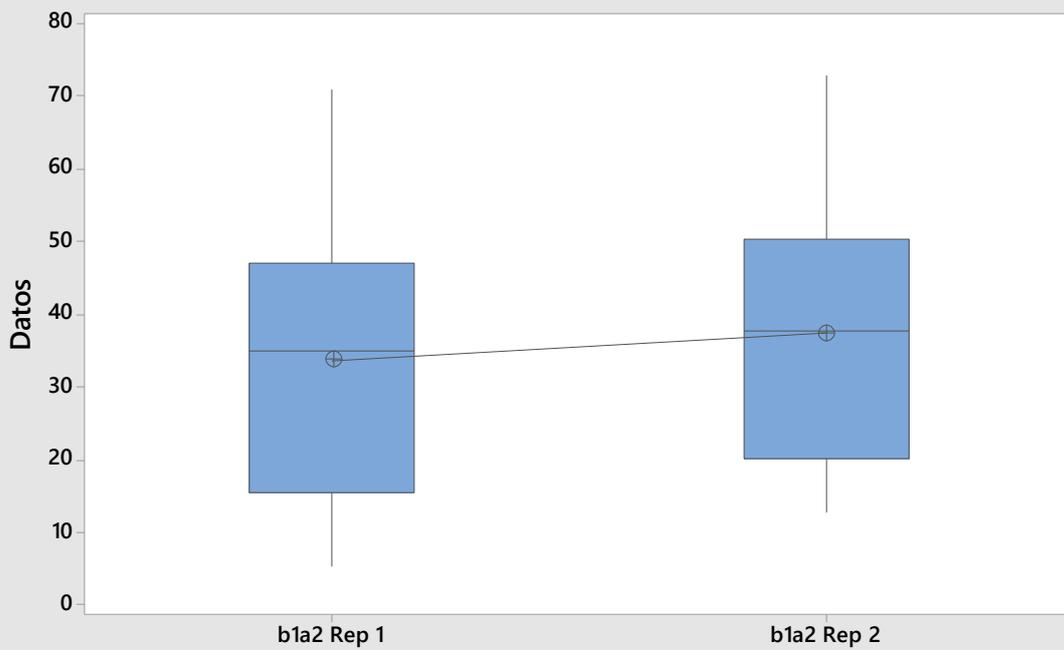
Hipótesis alterna  $H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$

Valor T	GL	Valor p
-0.81	61	0.424

Gráfica de valores individuales de b1a2 Rep 1, b1a2 Rep 2



Gráfica de caja de b1a2 Rep 1, b1a2 Rep 2



Prueba T e IC de dos muestras: b2a1 Rep 1, b2a1 Rep 2

Método

$\mu_1$ : media de b2a1 Rep 1

$\mu_2$ : media de b2a1 Rep 2

Diferencia:  $\mu_1 - \mu_2$

*No se presupuso igualdad de varianzas para este análisis.*

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
b2a1 Rep 1	32	91.5	11.0	1.9
b2a1 Rep 2	32	91.5	11.5	2.0

Estimación de la diferencia

Diferencia	IC de 95 por ciento para la diferencia
-0.02	(-5.66, 5.62)

Prueba

Hipótesis nula  $H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$

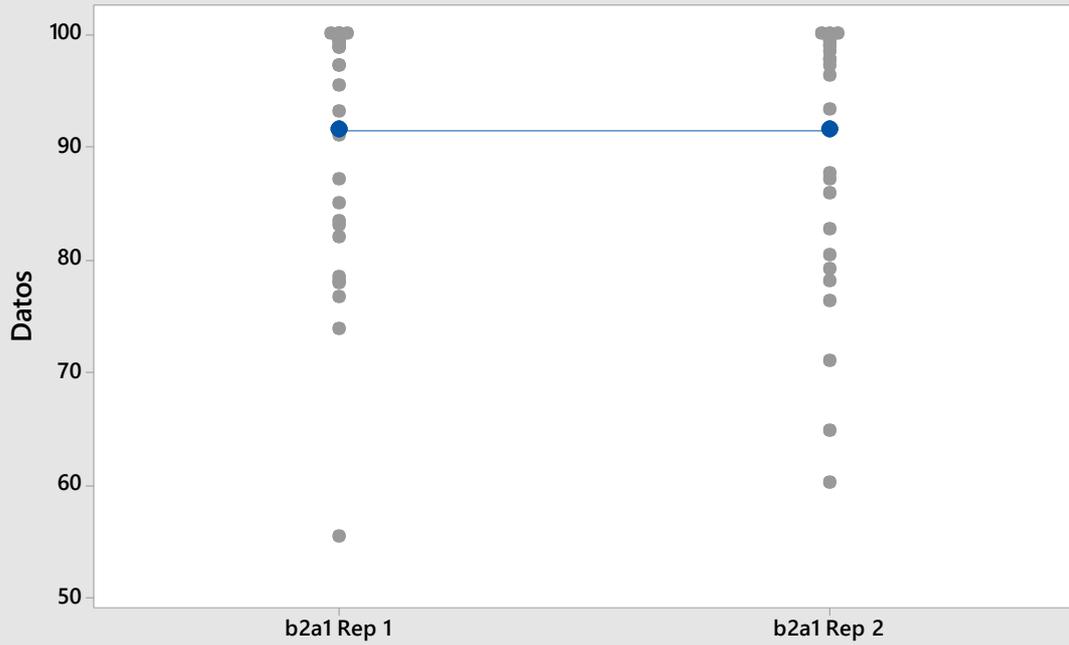
Hipótesis alterna  $H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$

Valor T	GL	Valor p
-0.01	61	0.995

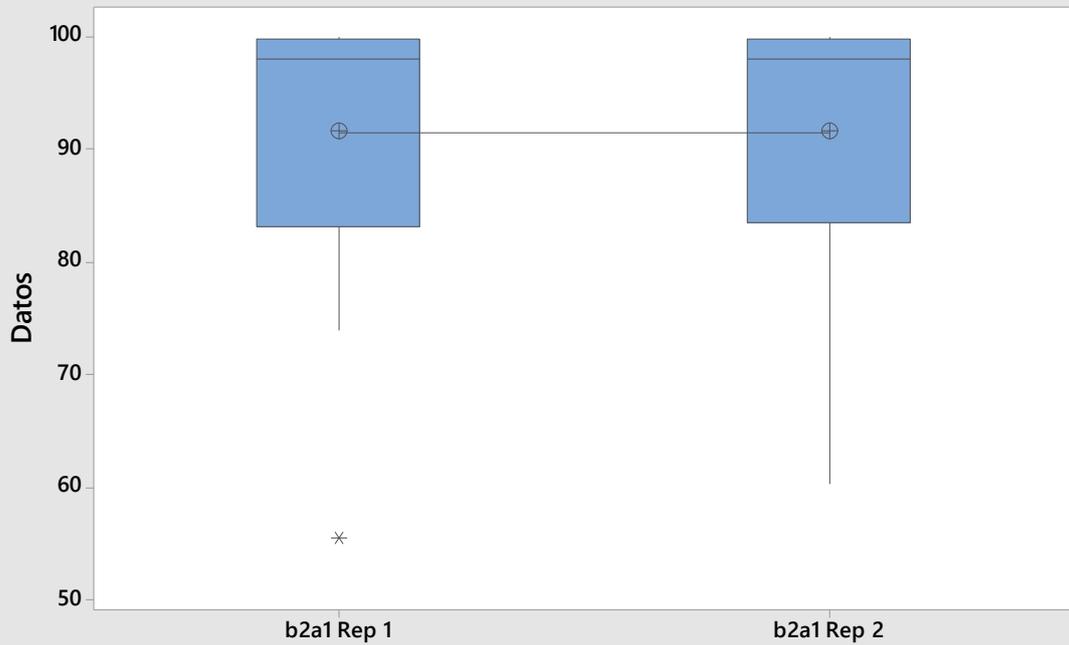
Gráfica de valores individuales de b2a1 Rep 1, b2a1 Rep 2

Gráfica de caja de b2a1 Rep 1, b2a1 Rep 2

Gráfica de valores individuales de b2a1 Rep 1, b2a1 Rep 2



Gráfica de caja de b2a1 Rep 1, b2a1 Rep 2



Prueba T e IC de dos muestras: b2a2 Rep 1, b2a2 Rep 2

Método

$\mu_1$ : media de b2a2 Rep 1

$\mu_2$ : media de b2a2 Rep 2

Diferencia:  $\mu_1 - \mu_2$

*No se presupuso igualdad de varianzas para este análisis.*

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Media	Desv.Est.	Error estándar de la media
b2a2 Rep 1	32	99.811	0.310	0.055
b2a2 Rep 2	32	99.878	0.162	0.029

Estimación de la diferencia

Diferencia	IC de 95 por ciento para la diferencia
-0.0668	(-0.1912, 0.0577)

Prueba

Hipótesis nula  $H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$

Hipótesis alterna  $H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$

Valor T GL Valor p

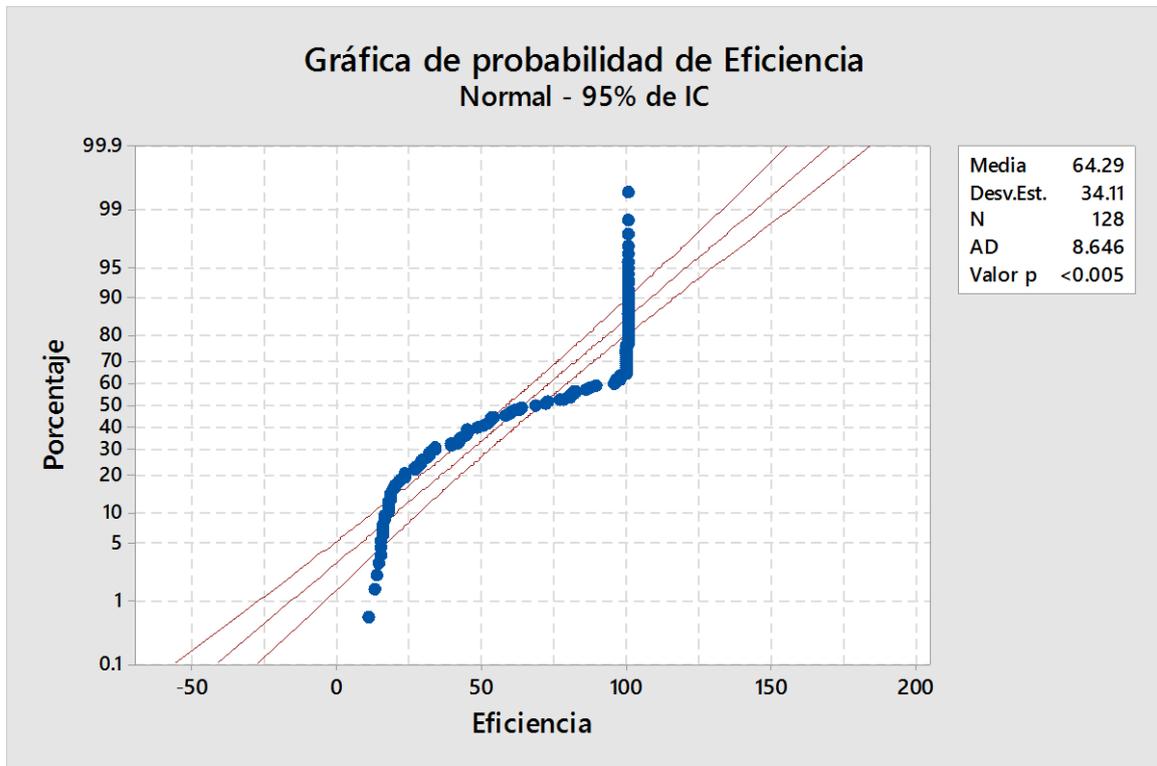
-1.08 46 0.286

Gráfica de valores individuales de b2a2 Rep 1, b2a2 Rep 2

Gráfica de caja de b2a2 Rep 1, b2a2 Rep 2



### Prueba de Normalidad:



El valor p 0.005 es menor a 0.05, por lo tanto el conjunto de datos no tiene distribución normal.

## Prueba de Kruskal-Wallis: Eficiencia vs. Técnica

### Estadísticas descriptivas

Técnica	N	Mediana	Clasificación de medias	Valor Z
b1a1	32	23.5294	29.9	-6.09
b1a2	32	36.3095	35.2	-5.15
b2a1	32	97.4706	84.1	3.45
b2a2	32	99.9105	108.8	7.79
General	128		64.5	

### Prueba

Hipótesis nula  $H_0$ : Todas las medianas son iguales

Hipótesis alterna  $H_1$ : Al menos una mediana es diferente

Método	GL	Valor H	Valor p
No ajustado para empates	3	102.21	0.000
Ajustado para empates	3	102.22	0.000

Kruskal-Wallis: All Pairwise Comparisons

-----  
Comparisons: 6  
Ties: 13  
Family Alpha: 0.2  
Bonferroni Individual Alpha: 0.033  
Bonferroni Z-value (2-sided): 2.128  
-----

Standardized Absolute Mean Rank Differences

$$|\bar{R}(i) - \bar{R}(j)| / \text{Stdev}$$

Rows: Group  $i = 1, \dots, n$

Columns: Group  $j = 1, \dots, n$

1. Table of Z-values

Datos

b1a1	0.00000	*	*	*
b1a2	0.57286	0.00000	*	*
b2a1	5.83982	5.26696	0.00000	*
b2a2	8.50194	7.92908	2.66212	0

-----

Adjusted for Ties in the Data

1. Table of Z-values

Datos

b1a1	0.00000	*	*	*
b1a2	0.57289	0.00000	*	*
b2a1	5.84006	5.26718	0.00000	*
b2a2	8.50229	7.92941	2.66223	0

## 2. Table of P-values

Datos

b1a1	1.00000	*	*	*
b1a2	0.56672	1.00000	*	*
b2a1	0.00000	0.00000	1.00000	*
b2a2	0.00000	0.00000	0.00776	1

-----

Datos

Sign Confidence Intervals controlled at a family error rate of 0.2

Desired Confidence: 86.761

Método

$\eta$ : mediana de Eficiencia\_b, Eficiencia\_b, Eficiencia\_b, Eficiencia\_b

Estadísticas descriptivas

Muestra	N	Mediana
Eficiencia_b1a1	32	23.5294
Eficiencia_b1a2	32	36.3095
Eficiencia_b2a1	32	97.4706

Eficiencia\_b2a2 32 99.9105

Intervalo de confianza de 86.7613 por ciento para  $\eta$

Muestra	IC para $\eta$	Confianza lograda	Posición
Eficiencia_b1a1	(19.4444, 29.1667)	78.47 por ciento	(13, 20)
	(19.3825, 30.1271)	86.76 por ciento	Interpolación
	(19.3548, 30.5556)	88.98 por ciento	(12, 21)
Eficiencia_b1a2	(28.9474, 41.6667)	78.47 por ciento	(13, 20)
	(28.9474, 42.4899)	86.76 por ciento	Interpolación
	(28.9474, 42.8571)	88.98 por ciento	(12, 21)
Eficiencia_b2a1	(95.0139, 99.3148)	78.47 por ciento	(13, 20)
	(90.9898, 99.4083)	86.76 por ciento	Interpolación
	(89.1944, 99.45)	88.98 por ciento	(12, 21)
Eficiencia_b2a2	(99.8889, 99.9375)	78.47 por ciento	(13, 20)
	(99.8755, 99.9551)	86.76 por ciento	Interpolación
	(99.8696, 99.9630)	88.98 por ciento	(12, 21)

Ya que el valor absoluto del valor Z es mayor que el valor crítico, se rechaza la hipótesis nula, concluyendo que si hay diferencias entre las medias.

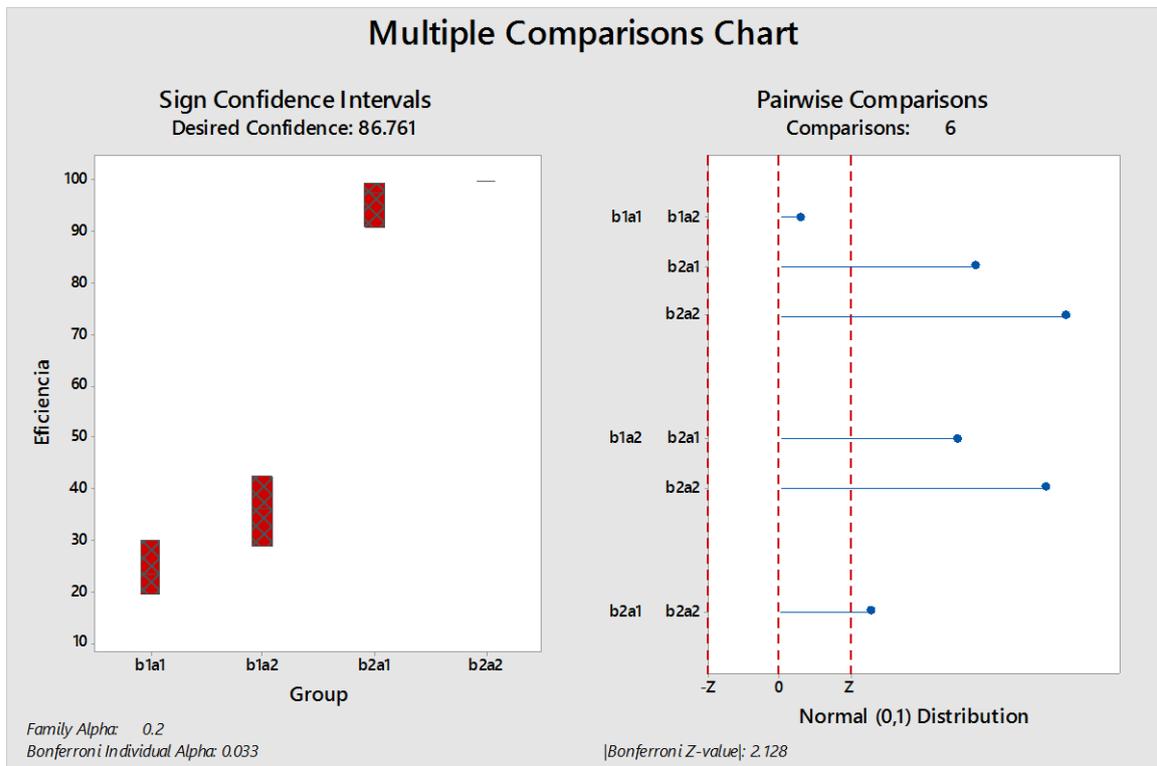
Kruskal-Wallis: Conclusions

The following groups showed significant differences (adjusted for ties):

Datos

Groups	Z vs. Critical value	P-value
b1a1 vs. b2a2	8.50229 $\geq$ 2.128	0.0000

b1a2 vs. b2a2	7.92941 >= 2.128	0.0000
b1a1 vs. b2a1	5.84006 >= 2.128	0.0000
b1a2 vs. b2a1	5.26718 >= 2.128	0.0000
b2a1 vs. b2a2	2.66223 >= 2.128	0.0078



## Anexo 7: Registro fotográfico



**Fotografía 1. Pruebas preliminares con biodigestores de balón.**



a)



b)

**Fotografía 2. Toma de muestra de estiércol de cerdo.**

a) Toma de muestra in situ

b) Toma de un kilogramo muestra para llevarla al laboratorio.



**Fotografía 3. Cargado del biodigestor tubular.**



**Fotografía 4. Cargado del biodigestor en CEMTRAR**



a)



b)

**Fotografía 5. Configuración del sistema de inyección de aire al biogás.**

- a) Entrada del sistema de aireación a bolsa de biogás.
- b) Bomba utilizada para la aireación.



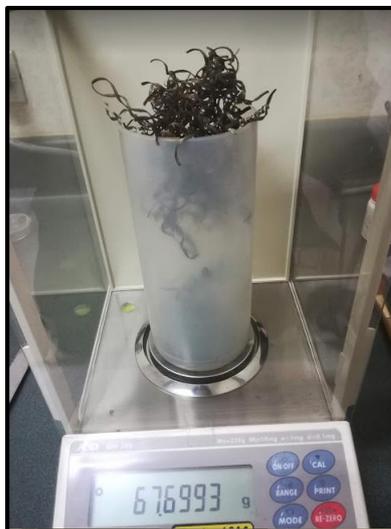
**Fotografía 6. Equipo Multitec 545**



**Fotografía 7. Bomba utilizada para inyectar aire.**



**Fotografía 8. Bomba para renovación de biogás en gasómetros.**



**Fotografía 9. Esponjas de hierro pesadas.**



**Fotografía 10. Preparación de filtros de hierro: Adición de HCL.**



**Fotografía 11. Sumergido de las esponjas de hierro en soluciones de HCl.**



**Fotografía 12. Secado de las virutas de hierro al sol.**



**Fotografía 13. Añadido de solución de HCl a las virutas y esponjas de hierro.**



**Fotografía 14. Esponjas de hierro oxidadas.**



a)

b)

**Fotografía 15. a) y b) Colocación de esponja verde como filtro de viruta de hierro a línea de biogás.**



**Fotografía 16. Filtros de sulfuro de hidrógeno instalado en biodigestor.**



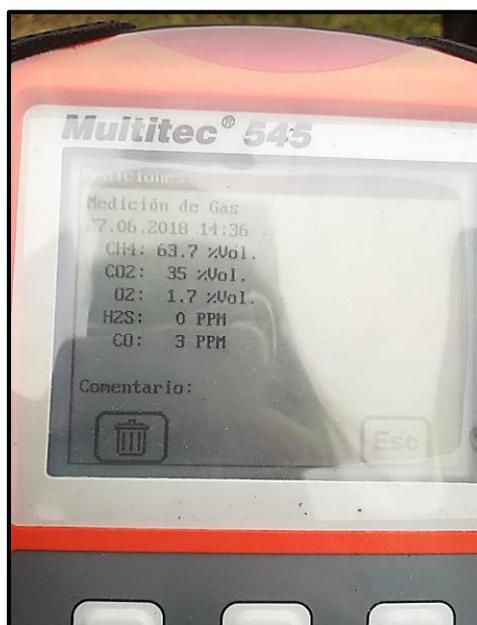
**Fotografía 17. Bolsas para almacenamiento de biogás unidas al biodigestor.**



**Fotografía 18. Bolsas con biogás.**



**Fotografía 20. Monitoreo de biogás**



**Fotografía 19. Registro de medición de sulfuro de hidrógeno del biogás purificado mediante el método de aireación.**



**Fotografía 21. Medición de flujo a la salida del biodigestor**



**Fotografía 23. Mangueras para biogás antes y durante la ejecución del proyecto.**



**Fotografía 22. Visita a planta de biogás MT-Energie en Stuttgart, Alemania.**