



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO
FACULTAD DE CIENCIAS E INGENIERÍA
EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA



Tema: Evaluación del efecto de productos enzimáticos en la producción de biogás y las propiedades del lixiviado en vertederos biorreactores destinados a la degradación de materia orgánica residual.

Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, previo la obtención del Título de Ingeniero Biotecnólogo, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología

Este estudio está articulado al Proyecto de Investigación “Descontaminación de aguas residuales industriales en la provincia de Tungurahua con métodos electroquímicos combinados con fitorremediación”, aprobado mediante Resolución Nro. UTA-CONIN-2025-00117-R.

Autor: Renan Saúl Sarabia Tutin

Tutor: Dr. Rodney David Peñafiel Ayala

Ambato – Ecuador

Julio - 2025

APROBACIÓN DEL TUTOR

Dr. Rodny David Peñafiel Ayala

CERTIFICA:

El presente Informe Final del Trabajo de Titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autorizo la presentación de este Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el Reglamento de Títulos y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología

Ambato, 23 de junio de 2025



Dr. Rodny David Peñafiel Ayala

1712283520

TUTOR

AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Renan Saúl Sarabia Tutin, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniero Biotecnólogo, son absolutamente originales, auténticos y personales; a excepción de las citas bibliográficas.



Renan Saul Sarabia Tutin

0503883340

AUTOR

DERECHOS DE AUTOR

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga de este Informe Final del Trabajo de Titulación, o parte de él, un documento disponible para su lectura consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedo los Derechos en línea patrimoniales de nuestro Informe Final del Trabajo de Titulación, con fines de difusión pública, además aprobamos la reproducción de este, dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor.



Renan Saul Sarabia Tutin

0503883340

AUTOR

APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos Profesores Calificadores, aprueban el presente Informe Final del Trabajo de Titulación, Opción Proyecto de Investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:



Presidente de Tribunal



Dr. William Ricardo Calero Cáceres

1714348859



Mg. Cristian Fernando Galarza Galarza

1803160272

Ambato, 7 de julio del 2025

DEDICATORIA

A mis abuelos, quienes desde muy temprana edad me inculcaron el valor de dar siempre lo mejor de mí, no rendirme y saber concluir aquello que comienzo.

A mi familia, que siempre me apoyó a lo largo de mi carrera, me guió por el camino del bien y, sobre todo, me brindó aliento en los momentos más difíciles.

A mis amigos, con quienes a lo largo de este tiempo compartí momentos de alegría, risas, frustración y, en ocasiones, decepciones, pero que siempre estuvieron ahí para brindarnos apoyo mutuo.

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios por concederme la sabiduría, la fortaleza y la paciencia necesarias para afrontar y superar cada obstáculo que se presentó en esta etapa de mi vida. Su guía constante y sus bendiciones fueron mi sostén en los momentos más difíciles, brindándome serenidad y esperanza para continuar con firmeza hasta alcanzar esta meta.

Al Dr. Rodney Peñafiel, mi tutor, por su constante apoyo, orientación precisa y dedicación durante cada etapa del desarrollo de este proyecto. Su vasto conocimiento y sólida experiencia representaron un pilar esencial que me permitió avanzar con seguridad y culminar con éxito esta tesis.

A mis padres, María y Guilber, por su incondicional apoyo moral y económico; en los momentos más difíciles fueron mi refugio, alentándome siempre a seguir adelante con determinación. A mis hermanos, Cosme, Armando, Luisa y Mery, cuyo ánimo y actitud positiva, incluso cuando todo parecía no tener salida, fueron un impulso invaluable para mantenerme firme en la búsqueda de mis metas.

A Estefanía, quien desde el inicio de mi carrera ha estado y sigue a mi lado; le agradezco profundamente su apoyo en los momentos más difíciles, así como su capacidad de hacerme sonreír incluso en las circunstancias más complejas que hemos vivido los dos.

A mis amigos: Michelle, Raquel, Pablo, Luis, Jhon, Adriana, Viviana y Susana, quienes forman parte importante de mi vida por brindarme su valiosa y sincera amistad.

A mis jefes: Danilo, Israel y Paul, quienes a lo largo de mi carrera me brindaron un valioso respaldo económico al ofrecerme oportunidades laborales en sus empresas, así como un constante apoyo moral que se mantuvo presente semana tras semana.

Finalmente, expreso mi agradecimiento a la Universidad Técnica de Ambato y a la Facultad de Ciencias e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología, por brindarme la formación académica que ha forjado mi desarrollo profesional. A los docentes, por compartir generosamente sus conocimientos, su vocación y su compromiso a lo largo de estos años de formación.

ÍNDICE GENERAL DE CONTENIDO

APROBACIÓN DEL TUTOR	ii
AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	iii
DERECHOS DE AUTOR.....	iv
APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTO	vii
RESUMEN EJECUTIVO.....	xiv
ABSTRACT	xv
CAPÍTULO I.- MARCO TEÓRICO.....	1
1.1. Antecedentes justificativos.....	1
1.1.1. Justificación	1
1.1.2. Lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales	2
1.1.3. Residuos sólidos de los mercados.....	2
1.1.4. Vertederos en el Ecuador.....	2
1.1.5. Vertederos biorreactores.....	3
1.1.6. Uso de productos enzimáticos en vertederos biorreactores.....	4
1.1.7. Digestión anaerobia.....	5
1.1.8. Producción y aprovechamiento de biogás	5
1.2. Objetivos	7
1.2.1. Objetivo general	7
1.2.2. Objetivos específicos.....	7
CAPÍTULO II.- METODOLOGÍA.....	8
2.1. Materiales	8
2.1.1. Equipos de laboratorio	8
2.1.2. Instrumentos de laboratorio	8
2.1.3. Reactivos de laboratorio.....	10
2.1.4. Insumos de laboratorio.....	12
2.2. Metodología	13
2.2.1. Implementar vertederos biorreactores a escala de laboratorio para evaluar la producción de biogás y el efecto de los productos enzimáticos sobre la degradación anaeróbica de materia orgánica residual	13
2.2.2. Cuantificar la generación de biogás en los vertederos biorreactores mediante el método de desplazamiento, comparando los resultados obtenidos con y sin la adición de productos enzimáticos.....	16

2.2.3. Caracterizar la calidad del lixiviado generado en los vertederos biorreactores, analizando las variaciones en sus propiedades fisicoquímicas con y sin la aplicación de productos enzimáticos.....	19
CAPÍTULO III.- DISCUSIÓN.....	27
CAPÍTULO IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	63
4.1. Conclusiones.....	63
4.2. Recomendaciones	64
MATERIALES DE REFERENCIA	65
ANEXOS	76

ÍNDICE DE TABLA

Tabla 1	Equipos de laboratorio	8
Tabla 2	Instrumentos de laboratorio	9
Tabla 3	Reactivos de laboratorio	10
Tabla 4	Productos enzimáticos	11
Tabla 5	Insumos de laboratorio.....	12
Tabla 6	Distribución y cantidad de sustrato por cada vertedero biorreactor	16
Tabla 7	Caracterización de la materia prima para los biorreactores	27
Tabla 8	Determinación Actividad Metanogénica Específica	30
Tabla 9	Caracterización de DBO ₅ en el lixiviado	53
Tabla 10	Análisis de Varianza de producción de biogás en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento)	55
Tabla 11	Análisis de Varianza de DQO en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento)	57
Tabla 12	Análisis de Varianza de fosfatos en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento).....	58
Tabla 13	Análisis de Varianza de amonio en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento)	59
Tabla 14	Estadísticas descriptivas de hierro en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento).....	61
Tabla 15	Prueba de hipótesis para hierro	61

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Figura 1 Esquema de un vertedero biorreactor.....	4
Figura 2 Esquema del biorreactor a escala de laboratorio para la estabilización de materia orgánica residual.....	14
Figura 3 Esquema de los birreactores.....	15
Figura 4 Diagrama de sistemas para determinar AME de los PEC.....	17
Figura 5 Producción de biogás para determinar la Actividad Metanogénica Específica	29
Figura 6 Producción de biogás en promedio semanal	31
Figura 7 Resultados semanales de pH del lixiviado de los biorreactores.....	33
Figura 8 Resultados semanales de la conductividad en el lixiviado de los biorreactores	34
Figura 9 Resultados semanales del potencial de óxido-reducción en el lixiviado de los biorreactores	35
Figura 10 Resultados semanales de sólidos totales presentes en el lixiviado de los biorreactores	37
Figura 11 Resultados de sólidos suspendidos totales presentes en el lixiviado	38
Figura 12 Resultados semanales de sólidos volátiles presentes en lixiviado de los biorreactores	40
Figura 13 Resultados semanales de la Demanda Química de Oxígeno en el lixiviado de los biorreactores.....	42
Figura 14 Resultados semanales de sulfatos en el lixiviado de los biorreactores	43
Figura 15 Resultados semanales de fosfatos en el lixiviado de los biorreactores.....	44
Figura 16 Resultados semanales de fósforo en el lixiviado de los biorreactores	46
Figura 17 Resultados semanales de amonio en el lixiviado de los biorreactores.....	47
Figura 18 Resultados semanales de cromo VI en el lixiviado de los biorreactores	48
Figura 19 Resultados semanales de magnesio en el lixiviado de los biorreactores ...	49
Figura 20 Resultados semanales de hierro en el lixiviado de los biorreactores	50
Figura 21 Resultados semanales de sulfuro en el lixiviado de los biorreactores	52
Figura 22 Análisis de Shapiro-Wilk para la producción de biogás	54
Figura 23 Análisis de Shapiro-Wilk para DQO.....	56
Figura 24 Análisis de Shapiro-Wilk para fosfatos.....	57
Figura 25 Análisis de Shapiro-Wilk para amonio	59

Figura 26	Análisis de Shapiro-Wilk para Hierro.....	60
------------------	--	-----------

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1	Esquema de los vertederos biorreactores.....	76
Anexo 2	Datos semanales de los análisis del lixiviado de los vertederos biorreactores (Parte 1)	77
Anexo 3	Datos semanales de los análisis del lixiviado de los vertederos biorreactores (Parte 2)	80
Anexo 4	Regresión lineal de cada producto enzimático	82
Anexo 5	Bioensayo para determinar la actividad metanogénica específica	83
Anexo 6	Curva de calibración para sulfuros	84
Anexo 7	Análisis estadístico para pH.....	85
Anexo 8	Análisis estadístico Conductividad.....	86
Anexo 9	Análisis estadísticos Sólidos Totales	87
Anexo 10	Análisis estadísticos Sólidos Volátiles.....	88
Anexo 11	Análisis estadísticos Sólidos Suspendidos Totales.....	89
Anexo 12	Análisis estadísticos para sulfuros	90
Anexo 13	Análisis estadísticos sulfato.....	91
Anexo 14	Análisis estadísticos Fosfatos	92
Anexo 15	Análisis estadísticos Cromo VI	93
Anexo 16	Análisis estadísticos Magnesio	94
Anexo 17	Análisis estadísticos Nitratos.....	95

RESUMEN EJECUTIVO

La problemática ambiental vinculada a la acumulación inadecuada de desechos biodegradables, sumada a la creciente necesidad de fuentes energéticas sostenibles, fue la motivación primordial para el desarrollo de una alternativa tecnológica que conjugue el tratamiento de residuos con la generación de energía renovable. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de productos enzimáticos sobre la producción de biogás y las propiedades del lixiviado en vertederos biorreactores destinados a la degradación anaeróbica de materia orgánica residual. La metodología consiste en operar tres biorreactores: control, tratamiento uno y réplica del tratamiento. Cada uno contendrá grava, compost, residuos verdes y lodos centrifugados, distribuidos por capas. Los sistemas contaron con una fase de estabilización por dos semanas. A la tercera semana se añadió medio basal, mismo que permitió tener lixiviado y migración de nutrientes. El tratamiento con productos enzimáticos comerciales se inició a partir de la semana siete y finalizó en la semana doce. Previo a la adición del producto enzimático, se realizó la determinación de la actividad metanogénica específica de los tres productos enzimáticos: Biomog, Efibact y EM-1. La caracterización del lixiviado se llevó a cabo desde la semana cuatro, debido a la aparición de este después de haber añadido el medio basal. En conclusión, los sistemas de biorreactores muestran eficiencia en la producción de biogás y la degradación de materia orgánica, pero al añadir el tratamiento se observó un efecto positivo. Sin embargo, las propiedades del lixiviado no fueron las esperadas debido al corto tiempo de operación de los sistemas.

Palabras clave: digestión anaerobia, biogás, biodigestor, residuos orgánicos, energía renovable.

ABSTRACT

The environmental issue linked to the inadequate accumulation of biodegradable waste, combined with the growing need for sustainable energy sources, served as the primary motivation for developing a technological alternative that integrates waste treatment with renewable energy generation. The objective of this study was to evaluate the effect of enzymatic products on biogas production and the characteristics of leachate in bioreactor landfills intended for the anaerobic degradation of residual organic matter. The methodology involved operating three bioreactors: a control unit, a treatment unit, and a treatment replicate. Each was filled with layers of gravel, compost, green waste, and centrifuged sludge. The systems underwent a two-week stabilization phase. In the third week, basal medium was added, which facilitated the generation of leachate and nutrient migration. The treatment with commercial enzymatic products was initiated in the seventh week and continued until week twelve. Prior to the addition of the enzymatic products, the specific methanogenic activity of the three products Biomog, Efibact, and EM-1, was determined. Leachate characterization began in the fourth week, as its appearance was only observed after the addition of the basal medium. In conclusion, the bioreactor systems demonstrated efficiency in biogas production and organic matter degradation, and the enzymatic treatment had a positive effect. However, the leachate properties did not meet expectations due to the short operational period of the systems.

Keywords: anaerobic digestion, biogas, biodigester, organic waste, renewable energy.

CAPÍTULO I.- MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes justificativos

1.1.1. Justificación

La acumulación desordenada de desechos biodegradables es hoy una crisis ambiental aguda. Estos restos, que provienen sobre todo de la recogida de residuos sólidos urbanos, producen lixiviados tóxicos que migran por el suelo y contaminan aguas superficiales y subterráneas. **(Mor & Ravindra, 2023)**. En los mercados de Ambato, y sobre todo en el Mercado Mayorista, se producen cada día alrededor de quince toneladas de basura, 75 % orgánica y sin separación previa, la mayor parte de ese material va a parar directamente en los rellenos sanitarios a cielo abierto, lo que agrava el costo logístico y el daño al entorno, la ausencia de clasificación en origen y la carencia de rutas de valorización evitan que el residuo se convierta en recurso. Investigaciones locales sugieren instalar unidades de trituración y compostaje o, como opción complementaria, digestión anaerobia en el propio mercado. Con estas tecnologías, los desperdicios se transformarán en biofertilizantes o en biogás, aportando al balance ambiental favorable. Su adopción también reforzará la economía circular y disminuirá las emisiones nocivas generadas en la gestión tradicional **(La Hora, 2023)**. Los lodos centrifugados generados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Ambato presentan una composición rica en nutrientes como nitrógeno y fósforo, pero también exhiben un elevado contenido de humedad y presencia de metales pesados traza, lo cual restringe su aplicación directa como enmienda orgánica. Actualmente, su disposición se limita al confinamiento en el relleno sanitario, sin procesos previos de valorización **(Liew et al., 2020)**. Diversas investigaciones plantean su estabilización mediante técnicas de compostaje aeróbico controlado o digestión anaerobia, con miras a reducir su carga contaminante y mejorar su potencial de reutilización. La integración de estos lodos en vertederos biorreactores anaerobios constituye una alternativa tecnológica viable, al permitir la recuperación energética a través de la producción de biogás a partir de su fracción orgánica biodegradable **(EMGIRS, 2025)**. En respuesta a esta problemática, se han implementado iniciativas para mejorar la gestión de residuos, como la separación diferenciada, entre otros. A pesar de los esfuerzos que se realiza por algunos municipios, persisten desafíos significativos por controlar estos desechos **(Villa-Achupallas et al., 2024)**. Por ello, el uso de enzimas en biorreactores permite un control eficiente de la degradación de la

materia orgánica residual, integrando lodos de plantas de tratamiento y residuos sólidos urbanos en el proceso (Negash et al., 2021).

1.1.2. Lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales

La gestión de los lodos residuales generados por las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) representa una problemática compleja desde el punto de vista ambiental, técnico y operativo, debido a su elevada humedad y significativa carga de compuestos orgánicos e inorgánicos, pueden convertirse en focos de proliferación de patógenos, generación de olores ofensivos y liberación de lixiviados con carga tóxica. La presencia de metales pesados (Pb, Cd, As, Co, Ni), hidrocarburos y sustancias de baja biodegradabilidad condiciona negativamente su disposición final segura en suelos y restringe su viabilidad como insumo en aplicaciones agroindustriales (Geng et al., 2024). Sin embargo, a los lodos se les puede aplicar diversos tratamientos orientados a disminuir la carga microbiana y degradar la materia orgánica residual, con el fin de facilitar su disposición final o posible reutilización en actividades como la agricultura o el procesamiento industrial como la generación de productos artesanales y para la generación de energía (Guadamud Mejía, 2023).

1.1.3. Residuos sólidos de los mercados

La gestión de los residuos sólidos generados por los mercados de Ambato representa una problemática ambiental y operativa creciente, en especial el Mercado Mayorista. Donde se generan entre 12 y 15 toneladas de residuos sólidos por día, de los cuales más del 70 % corresponde a fracción orgánica altamente biodegradable, conformada por restos de frutas, hortalizas y productos en descomposición. Estos desechos, al no contar con un sistema de separación en origen ni tratamiento previo, son trasladados directamente al relleno sanitario del cantón, reduce la vida útil del vertedero y genera una sobrecarga en la operación del sitio (Coello, 2022). La fracción orgánica, rica en carbono, nitrógeno, fósforo, potasio y micronutrientes, al ser sometida a condiciones controladas de digestión anaerobia en capas alternas con compost, lodos y materiales estructurantes (como grava), permite la estabilización biológica de la materia, generando biogás como subproducto energético y lixiviados enriquecidos (Kurniawan et al., 2025).

1.1.4. Vertederos en el Ecuador

En Ecuador, el manejo de los residuos sólidos urbanos representa una problemática tanto ambiental como socioeconómica, debido a que la mayor parte de estos desechos es

dispuesta sin tratamiento previo, lo que ocasiona impactos negativos significativos en los ecosistemas. Según **Greci, (2022)**, únicamente el 14,8 % de los residuos sólidos urbanos son gestionados de forma separada, mientras que el 85,2 % se maneja de manera mixta. A pesar de que en 2022 los hogares ecuatorianos reportaron una mejora del 64,4 % en la separación de residuos, priorizando plásticos y desechos orgánicos, la recolección diferenciada sigue siendo insuficiente (**Burneo et al., 2020**).

En el caso de la ciudad de Ambato, la gestión de residuos sólidos constituye un desafío urgente vinculado directamente con la salud pública y el equilibrio ambiental. Se estima que diariamente se generan alrededor de 120 toneladas de residuos, de los cuales el 65 % corresponde a materia orgánica (**Alulema & Salome, 2024**). El manejo inadecuado de estos residuos facilita la proliferación de vectores como mosquitos y roedores, con riesgos sanitarios para la población (**Gómez & Bardales, 2020**). En el ámbito ambiental, la quema a cielo abierto genera contaminación atmosférica, mientras que los lixiviados no tratados afectan las fuentes de agua y la emisión de metano desde los vertederos contribuye al cambio climático (**Mejia Bustillos, 2018**).

En este contexto, los lodos generados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) constituyen un subproducto de alto interés técnico. Estos lodos son sometidos a procesos como espesamiento, digestión y deshidratación, con el objetivo de reducir su volumen y estabilizar su carga orgánica (**Cabrera, 2022**). Su incorporación en vertederos biorreactores se plantea como una estrategia sostenible, ya que, al mezclarse con residuos orgánicos, promueven una degradación más eficiente de la materia biodegradable, incrementan la producción de biogás y mejoran la calidad del lixiviado resultante. Además, su contenido de nutrientes permite complementar el proceso con beneficios agronómicos potenciales. Según **Jiménez, (2021)**, este tipo de aprovechar el potencial energético y el uso posterior como biofertilizante, reduciendo a la vez el impacto ambiental de ambos residuos.

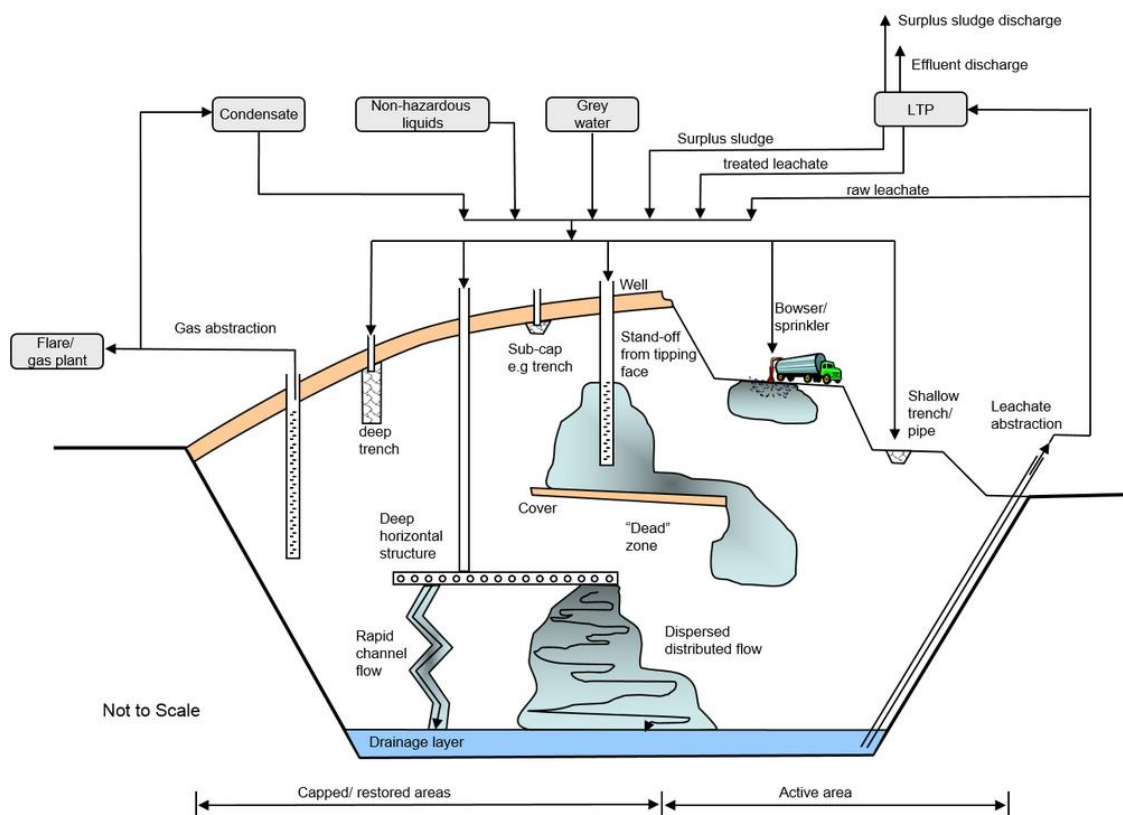
1.1.5. Vertederos biorreactores

Los desechos sólidos urbanos pueden ser gestionados mediante su disposición en vertederos biorreactores, sistemas que simulan el funcionamiento de un relleno sanitario convencional como se muestra en la Figura 1, pero con control técnico de las condiciones operativas. Estos dispositivos integran capas alternadas de residuos orgánicos, lodos

estabilizados y materiales estructurantes, junto con sistemas de drenaje, recirculación de lixiviados y captación de biogás, lo que permite una degradación eficiente de la materia orgánica. Están diseñados específicamente para favorecer la estabilización biológica de los residuos mediante la acción de comunidades microbianas anaerobias (**Abuabdou et al., 2020**). De acuerdo con **Peng et al., (2019)**, los vertederos biorreactores proporcionan un entorno anaerobio controlado que facilita la producción de biogás, la gestión técnica del lixiviado y la aceleración del proceso de descomposición orgánica mediante condiciones optimizadas.

Figura 1

Esquema de un vertedero biorreactor



(Geoengineer, 2021)

1.1.6. Uso de productos enzimáticos en vertederos biorreactores

El uso de productos enzimáticos en la gestión de residuos sólidos urbanos representa una alternativa tecnológica cada vez más considerada por su enfoque sostenible y su capacidad de optimizar procesos biológicos (**El Hachimi et al., 2025**). En particular, su aplicación en vertederos biorreactores permite mejorar la eficiencia en la degradación de la materia orgánica, al favorecer la transformación acelerada de los residuos bajo condiciones ambientales controladas. Estos sistemas permiten regular parámetros como

la temperatura, la humedad y el flujo de gases, creando un entorno propicio para la actividad enzimática y microbiana **(Kabakci et al., 2024)**. Las enzimas actúan como catalizadores que aceleran la descomposición de compuestos orgánicos complejos, facilitando la estabilización de los residuos y reduciendo su tiempo de descomposición, mediante este proceso promueve la generación de biogás, principalmente metano y dióxido de carbono, siendo el metano aprovechable como fuente de energía renovable y el impacto ambiental disminuye notablemente, al transformarse los residuos sólidos urbanos en productos útiles y más estables para el ecosistema **(Peng et al., 2019)**.

1.1.7. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso biológico complejo que permite la transformación de la materia orgánica en un ambiente completamente libre de oxígeno, mediante hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, cada una mediada por consorcios microbianos especializados, en el contexto de vertederos biorreactores, esta fenomenología se integra a una dinámica operativa que busca optimizar la descomposición de residuos mediante el control de humedad, temperatura, control de parámetros como el análisis de compuestos orgánicos y no orgánicos, la recirculación de lixiviados, la heterogeneidad del sustrato y la acumulación de sólidos pueden provocar obstrucciones, formación inadecuada de poros y fenómenos de bioclogging, lo que dificulta la difusión de gases y el drenaje de lixiviados **(Tan et al., 2022)**. A su vez, el material orgánico en descomposición, como el compost tiene la capacidad de adsorción de metales pesados y nutrientes, lo cual puede alterar la biodisponibilidad de estos compuestos e influir en la actividad microbiana **(Nalladiyil et al., 2025)**. Estas condiciones operativas, si no son adecuadamente gestionadas, limitan la eficiencia de generación de biogás y comprometen la estabilidad del sistema. Por tanto, el diseño técnico y el monitoreo constante son fundamentales para asegurar el rendimiento del proceso y su viabilidad como alternativa sostenible en la gestión de residuos sólidos urbanos **(Nayeri et al., 2024)**.

1.1.8. Producción y aprovechamiento de biogás

La producción de biogás es un proceso biológico que se lleva a cabo en condiciones anaerobias, es decir, en ausencia de oxígeno, mediante la acción de microorganismos anaerobios. Estos microorganismos utilizan como fuente de energía diversos compuestos

orgánicos presentes en residuos biodegradables, tales como excretas animales, restos de alimentos, lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales y residuos agrícolas (**Aworanti et al., 2023**). La digestión anaerobia puede realizarse en diversos tipos de sistemas, siendo uno de ellos los vertederos biorreactores. Todos estos dispositivos comparten como objetivo principal la producción de biogás, una mezcla gaseosa compuesta principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Aunque ambos gases son considerados de efecto invernadero, el metano generado puede ser capturado y aprovechado como combustible renovable, lo cual contribuye a la reducción de emisiones y promueve una alternativa energética sostenible (**Alengebawy et al., 2024**).

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

- Evaluar el efecto de la aplicación de productos enzimáticos sobre la producción de biogás y las propiedades del lixiviado en vertederos biorreactores destinados a la degradación anaeróbica de materia orgánica residual.

1.2.2. Objetivos específicos

- Implementar vertederos biorreactores a escala de laboratorio para evaluar la producción de biogás y el efecto de los productos enzimáticos sobre la degradación anaeróbica de materia orgánica residual.
- Cuantificar la generación de biogás en los vertederos biorreactores mediante el método de desplazamiento, comparando los resultados obtenidos con y sin la adición de productos enzimáticos.
- Caracterizar la calidad del lixiviado generado en los vertederos biorreactores, analizando las variaciones en sus propiedades fisicoquímicas con y sin la aplicación de productos enzimáticos.

CAPÍTULO II.- METODOLOGÍA

2.1. Materiales

2.1.1. Equipos de laboratorio

En la **Tabla 1** se presenta los equipos que se usaron para el desarrollo del proyecto

Tabla 1

Equipos de laboratorio

Detalle	Cantidad
Medidor de pH multiparamétrico Hanna	1
Balanza analítica RADWAG	1
Baño María	1
Equipo plancha Hanna	1
Equipo de absorción atómica con horno de grafito y lámparas para detección de metales	1
Fotómetro multiparamétrico Hanna 839899	1
Reactor Hanna HI 839800	1
Campana extractora	1
Mufla de cerámica BIOBASE	1
Estufa BINDER	1
Plato de calentamiento con agitador magnético CORNING	1
Medidor multiparamétrico Hanna	1
Purificador de agua- Thermo Fisher Scientific	1

2.1.2. Instrumentos de laboratorio

En la **Tabla 2** se muestran todos los materiales que se utilizaron para la toma de muestras y los análisis correspondientes.

Tabla 2*Instrumentos de laboratorio*

Detalle	Cantidad
Vaso de precipitado 50 mL	2
Vaso de precipitado 100 mL	1
Vaso de precipitado 200 mL	1
Probeta 500 mL	1
Probeta de 1000 ml	1
Balón de aforo 25 mL	5
Balón de aforo 100 mL	3
Tubo de ensayo 10 mL	10
Matraz Erlenmeyer 50 mL	3
Vial 20 mL	6
Cubeta 10 mL	6
Cápsulas de porcelana	6
Embudo	1
Varilla de agitación	1
Espátula	1
Papel filtro de membrana de 0,4 μm	1
Micropipeta 100 – 1000 μL	1
Puntas de pipeta 1000 μL	10
Desecador	1
Papel filtro	3 unidades

2.1.3. Reactivos de laboratorio

En la **Tabla 3** se muestra todos los reactivos que se usaron para la preparación de medio basal y los análisis fisicoquímicos de lixiviados.

Tabla 3

Reactivos de laboratorio

Detalle	Cantidad
Cloruro de amonio	280 mg
Fosfato mono potásico	250 mg
Cloruro de magnesio hexahidratado	82,5 mg
Cloruro de calcio	10 mg
Bicarbonato de sodio	3000 mg
Extracto de levadura	10 mg
Acetato de sodio anhidro	3204,5 mg
Ácido bórico	0,1 mg
Cloruro ferroso tetrahidratado	2 mg
Cloruro de zinc	0,1 mg
Dicloruro de manganeso	0,1 mg
Molibdato de amonio Tetrahidratado	0,1 mg
Sulfato de aluminio hidratado	0,1 mg
Hexahidrato de cloruro cobaltoso	2 mg
Nitrato de níquel hexahidratado	0,1 mg
Sulfato cúprico pentahidratado	0,1 mg
Selenito de sodio Pentahidratado	0,1 mg
EDTA	30 mg
Ácido clorhídrico	0,001 mL

Nitrato de plata	63 mL
Oxalato de N, N-dimetil-p-fenildiamina (DMP)	2,5 mL
Ácido sulfúrico	63 mL
Dicromato de potasio 0.25 N	27 mL
Cloruro de zinc (2%)	90 mL
Sulfato de amonio	6 unidades
Sulfato de hierro III	6 unidades
Reactivo sulfato HI93751-0	18 unidades
Reactivo fosfato A HI93717A-0	25 mL
Reactivo fosfato B HI93717B-0,	18 unidades
Reactivo hierro HI 93721-0	18 unidades
Reactivo A magnesio HI 93752A-Mg	18 unidades
Reactivo B magnesio HI 93752B-Mg	180 mL
Murexina	15 mg
Reactivo A de amoníaco HI 93715A-0	8 mL
Reactivo B de amoníaco HI 93715B-0	8mL
Reactivo nitrato HI 93728-0	18 unidades
Hidróxido de sodio	2400 mL
Reactivo fosfato rango bajo HI 93713-0	18 unidades

En la **Tabla 4** se muestran los productos enzimáticos comerciales con sus características.

Tabla 4
Productos enzimáticos

Producto		Características	Volumen
EM-1	Bacterias fototrópicas, ácido-lácticas	Agricultura, compostaje, tratamiento de	EMBIOECSA 110 mL

Efibact	y levaduras (~10 ⁴ UFC/ml) <i>Lactobacillus</i> , <i>Saccharomyces</i> y otras bacterias	agua y acuicultura Aguas residuales, olores, restauración ambiental	CR Remediación Ambiental	2 mL
Biomog	Consortios microbianos (dosis 3 cc/l)	Compostaje de gallinaza, aceleración de descomposición	Uso en investigaciones / proyectos locales	7 mL

2.1.4. Insumos de laboratorio

En la **Tabla 5** se describen todos los insumos que se usaron para el desarrollo del proyecto.

Tabla 5

Insumos de laboratorio

Detalle	Cantidad
Guantes de nitrilo	1 paquete
Alcohol antiséptico	1 frasco
Cinta adhesiva	1 unidad
Papel aluminio	1 rollo
Papel absorbente	1 rollo
Envases de polietileno de boca ancha	7 unidades
Cuaderno	1 unidad
Esferos y lápices	2 unidades
Rotuladores	1 unidades
Calculadora	1 unidades
Computadora portátil	1 unidades

2.2. Metodología

2.2.1. Implementar vertederos biorreactores a escala de laboratorio para evaluar la producción de biogás y el efecto de los productos enzimáticos sobre la degradación anaeróbica de materia orgánica residual

Preparación del medio basal

Se implementó 4 L de medio basal como inicio para la recirculación en cada columna como inóculo para el desarrollo de los microorganismos anaerobios, se preparó dentro del laboratorio 1.4 de la UODIDE. Para la preparación del medio basal se empleó componentes como: 280 mg/L de cloruro de amonio (NH_4Cl), 250 mg/L de fosfato mono potásico (KH_2PO_4), 82,49 mg/L de cloruro de magnesio hexahidratado ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), 10 mg/L de cloruro de calcio (CaCl_2), 3000 mg/L de bicarbonato de calcio (NaHCO_3), 10 mg/L de extracto de levadura y 3204,53 mg/L de acetato de sodio anhidro ($\text{C}_2\text{H}_3\text{NaO}_2$). Adicionalmente, se agregarán elementos traza: 0,05 mg/L de ácido bórico (H_3BO_3), 2 mg/L de cloruro ferroso tetrahidratado ($\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), 0,05 mg/L de cloruro de zinc (ZnCl_2), 0,032 mg/L dicloruro de manganeso (MnCl_2), 0,05 mg/L de molibdato de amonio tetrahidratado, 0,50 mg/L de sulfato de aluminio hidratado ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), 2 mg/L de hexahidrato de cloruro cobaltoso ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), 0,05 mg/L de nitrato de níquel hexahidratado ($\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), 0,04 mg/L de sulfato cúprico pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), 0,10 de selenito de sodio pentahidratado ($\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), 1 mg/L EDTA y se añadió ácido clorhídrico (HCl) hasta que el pH sea 7,1 a 7,3, esta información fue obtenida de un Proyecto de Investigación (**Guamán & Muñoz, 2023**) y (**Garzón, et al., 2015**).

Instalación de los vertederos biorreactores

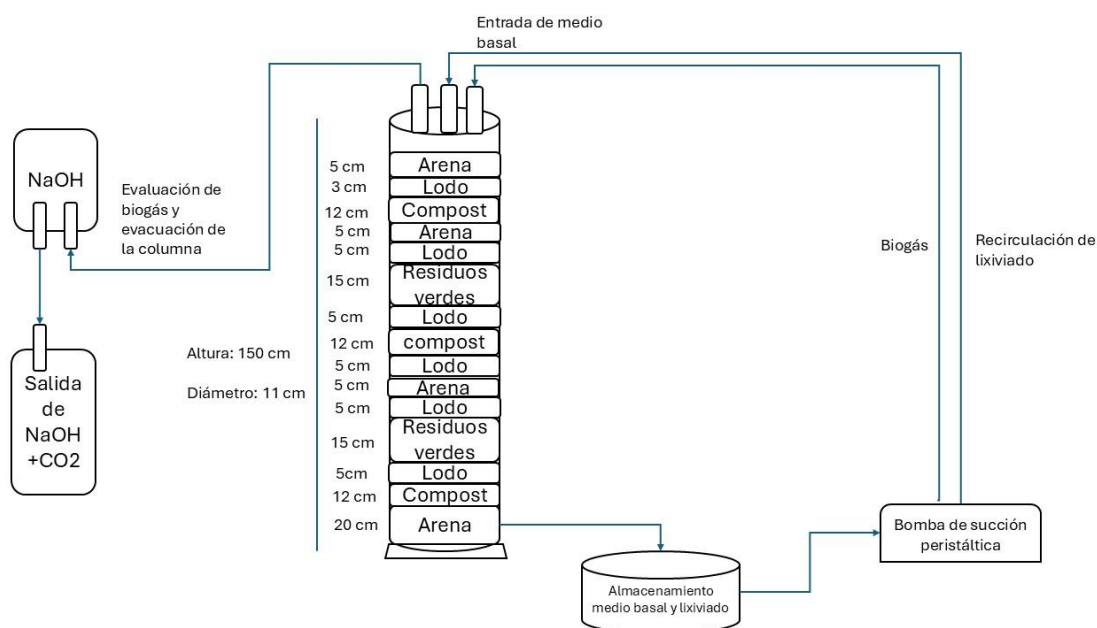
Se instaló los sistemas de vertederos biorreactores anaerobios que consisten en tres columnas de polivinilo acrílico con una altura de 1,5 m y de 0,11m de diámetro estos sistemas se encuentran en el laboratorio de la UODIDE. Dentro de cada biorreactor se colocará 15 capas de diferentes sustratos como se puede ver en la **Figura 2**.

Cada uno de los sistemas de vertederos biorreactores cuenta con una manguera para recircular el lixiviado ubicado en la parte inferior, así como mangueras en la parte superior de la columna, las cuales facilitarán la recolección del biogás y la introducción del medio basal. Para la recolección del biogás, en la parte trasera de las columnas se utilizaron

botellas ámbar de 1 litro con NaOH, que captura el metano, además de incluir una manguera de evacuación como se muestra en la **Figura 2**.

Figura 2

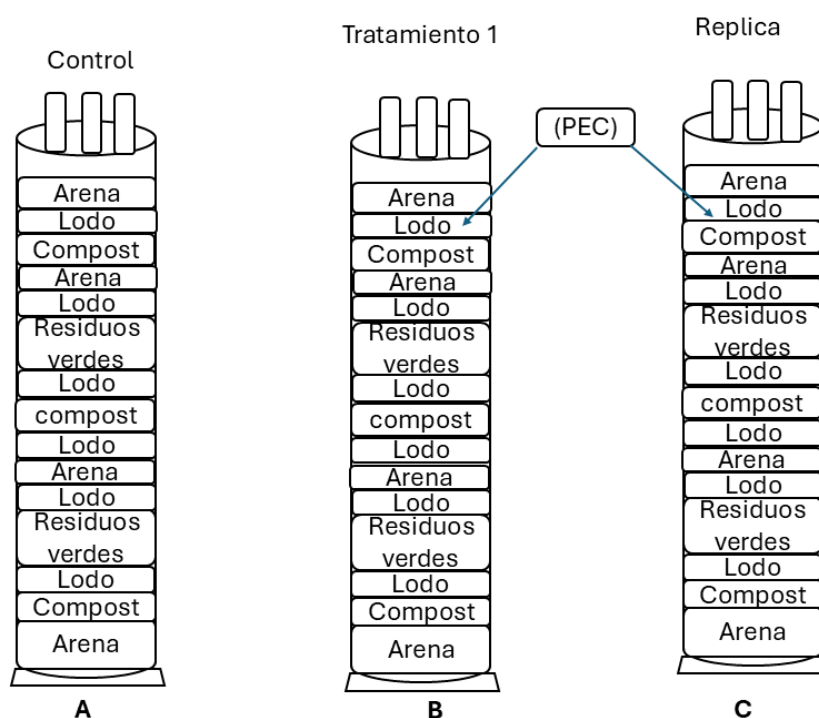
Esquema del biorreactor a escala de laboratorio para la estabilización de materia orgánica residual



Se empleó bombas de succión peristálticas para recircular el lixiviado con un caudal de 0.240 L/h, lo que garantizó un flujo constante y una distribución uniforme de la humedad. Según **Xu et al., (2020)**, la humedad dentro de la columna se mantuvo entre el 85 % y el 90 %. Además, el vertedero biorreactor se operó en condiciones de ausencia de luz, por lo que cada columna será aislada con lona publicitaria doble cara para bloquear la luz solar, asegurando un ambiente adecuado para el desarrollo de microorganismos anaerobios. Por último, se clasificará las tres columnas como se muestra en la **Figura 3**, columna (A) la que será el control, Columna (B) que se toma como tratamiento 1 y se agregará el producto enzimático comercial (PEC) seleccionado, columna (C) será una réplica de la columna B.

Figura 3

Esquema de los biorreactores



Recolección de lodos centrifugados para los vertederos biorreactores

Para facilitar el proceso de recolección de los lodos centrifugados, se utilizó recipientes de boca ancha. Los lodos recolectados se depositaron en fundas *ziploc* debidamente etiquetadas con información como el código, fecha, hora, lugar, tipo de muestra, responsable y laboratorio. Posteriormente, fueron transportados de inmediato en un envase hermético y almacenados en refrigeración a una temperatura aproximada de 4 °C, garantizando la prevención de cualquier posible contaminación o riesgo asociado. Finalmente, las muestras fueron almacenadas en refrigeración dentro de la UODIDE de la Universidad Técnica de Ambato.

Recolección de residuos verdes y compost

Los residuos verdes que se utilizó en los vertederos biorreactores provendrán de las plazas comerciales de la ciudad de Ambato, principalmente restos de lechuga, acelga y col. El compost se compró de tiendas agrícolas de la localidad. En la **Tabla 6** se presenta los pesos por cada capa que se añadió a las columnas que se utilizó en el proyecto.

Tabla 6*Distribución y cantidad de sustrato por cada vertedero biorreactor*

Capas del vertedero biorreactor	Columna A	Columna B	Columna C
Arena (g)	350	350	340
Lodo (g)	400	400	400
Compost (g)	375	325	350
Arena (g)	500	500	700
Lodo (g)	500	512	500
Residuos verdes (g)	650	300	300
Lodo (g)	650	600	650
Compost (g)	350	250	300
Lodo (g)	600	600	500
Arena (g)	600	400	500
Lodo (g)	800	1000	800
Residuos verdes (g)	500	300	500
Lodo (g)	700	925	700
Compost (g)	400	326	400
Arena (g)	2600	2009	2400

2.2.2. Cuantificar la generación de biogás en los vertederos biorreactores mediante el método de desplazamiento, comparando los resultados obtenidos con y sin la adición de productos enzimáticos.

Determinación de la AME (Actividad Metanogénica Específica)

Para determinar cuál de los (PEC) es el más eficiente, se llevó a cabo una prueba basada en la producción de biogás, medida como la AME. Durante 72 horas se monitoreará la generación de gas, registro mediciones diarias cada dos horas.

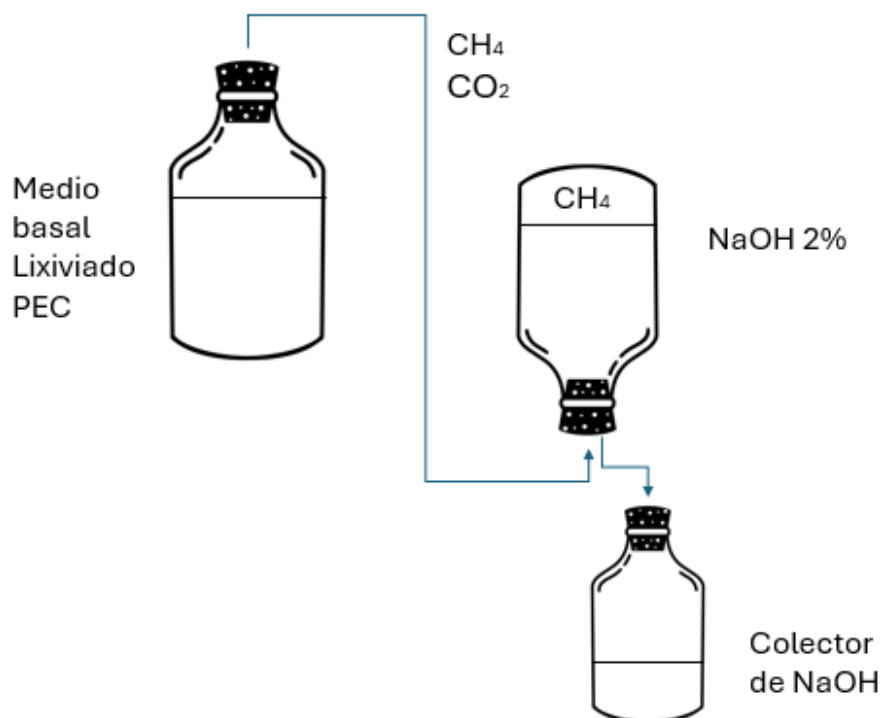
El experimento se realizó en botellas de ámbar, a las cuales se les añadirá 222,5 ml de un medio basal mineral con acetato, ajustado previamente a un pH entre 7,1 y 7,3. Luego se incorporó el inóculo 22,5g de lodo centrifugado y el Producto Enzimático Comercial, EM-1 con 11,25 mL, Biomog con 1,125mL y Efibact con 0,225 mL a evaluar por cada bioensayo. Este procedimiento se repetirá por triplicado para cada producto enzimático. Todos ellos compuestos por enzimas como lipasas, proteasas y amilasas, además de cepas bacterianas. Una vez preparados, los frascos se sellarán herméticamente y se llevó a la incubadora ajustada la temperatura a 30°C (Garzón, et al., 2015).

Para medir la producción de biogás, se conectará cada botella a otra que contendrá una solución de NaOH al 2 %. Esta botella estará invertida y sellada con un tapón de corcho, permitiendo que el biogás pase a través de la solución alcalina mediante una manguera

equipada con una aguja. Gracias al alto pH, el dióxido de carbono (CO_2) reaccionará con la solución de NaOH, convirtiéndose en ácido carbónico (H_2CO_3). De este modo, solo el metano (CH_4) continuará desplazándose hacia un recipiente colector, donde se medirá el volumen de solución desplazada, equivalente al volumen de metano generado véase la **Figura 4**.

Figura 4

Diagrama de sistemas para determinar AME de los PEC



Nota: este sistema se realizará por triplicado contando el control y cada uno de los PEC que en total serán 12 sistemas.

Los datos obtenidos permitieron calcular la tasa de producción de metano, expresada finalmente como unidades de actividad metanogénica específica, según los métodos descritos por **Corredor & Chaparro, (2022)** y **Garzón, et al., (2015)**. Para cálculos posteriores se tomará en cuenta la próxima ecuación:

$$PV = nRT \text{ (Ecuación 1)}$$

Donde:

P: presión (atmósferas o kPa)

V: volumen del gas (L o m³)

n: cantidad de sustancia (moles)

R: constante de los gases ideales (0,0821 L atm K⁻¹mol⁻¹)

T: temperatura absoluta (Kelvin).

(Girón Velásquez, 2023)

Adición del producto enzimático

Se preparó el producto enzimático conforme las indicaciones del productor, se almacenó en una botella ámbar para que no se exponga a la luz, se controló el pH del medio, se mantendrá almacenada en refrigeración (4°C), posteriormente se inoculó el biorreactor con una concentración porcentual (v/v) del producto enzimático activado con respecto al lixiviado obtenido de los biorreactores.

Cuantificación de biogás

El procedimiento para cuantificar gas metano se llevó a cabo en el laboratorio 1.4 - Análisis Ambiental de la UODIDE. Se utilizó un frasco de vidrio ámbar que contenía en su interior una solución de NaOH a una concentración de 2% (p/v) por litro. Este frasco se conectó mediante un tubo a otro recipiente vacío. El biogás captado ejercerá presión, desplazando la solución de NaOH de un frasco al otro. Durante este proceso, el NaOH atrapa el CO₂ presente en el biogás **(Pinpatthanapong et al., 2022)**.

La cantidad de metano se determinó registrando el peso de la solución de NaOH desplazada, observándose un mayor desplazamiento durante la etapa de metanogénesis, cuando la materia orgánica alcanza su mayor nivel de estabilidad **(Mariam Sabeeh, 2020)**.

Los datos de producción de metano se registrarán por triplicado en cada columna experimental. Posteriormente, se calculará la media de las tres réplicas correspondientes a cada muestra. Estos valores promedio se emplearán en los análisis estadísticos, los cuales se llevó a cabo utilizando el software Minitab, en su versión básica de libre acceso.

Para evaluar la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) a los datos correspondientes a la fase estable de producción de biogás, la cual se prevé a partir de la cuarta semana de operación. El análisis incluirá las tres columnas experimentales: A (control), B (tratamiento enzimático) y C (réplica del tratamiento). Previamente, se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk para verificar si los datos se ajustan a una distribución normal. En caso de cumplirse este supuesto, se procederá con el ANOVA para determinar la significancia estadística de las diferencias entre el control y los tratamientos.

2.2.3. Caracterizar la calidad del lixiviado generado en los vertederos biorreactores, analizando las variaciones en sus propiedades fisicoquímicas con y sin la aplicación de productos enzimáticos

Determinación de la conductividad y pH

El análisis se llevó a cabo en el laboratorio 1.4 de la UODIDE. El procedimiento comenzó con el ajuste de los electrodos del medidor multiparámetro para medir la conductividad y el pH. A continuación, la sonda se introdujo directamente en los frascos con las muestras, a una profundidad aproximada de 5 cm por debajo de la superficie de la muestra. Para concluir, el sensor se lavó con agua destilada y secado cuidadosamente con papel absorbente (Karasuta et al., 2020).

Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para determinar la cantidad de DQO en las muestras, se agregó 2,5 mL de muestra, 1,5 mL de solución de digestión y 3,5 mL de ácido sulfúrico en tubos de ensayo con tapa. A continuación, los estándares, muestras y blancos se colocaron en un horno a 150 °C durante 2 horas para realizar la digestión. Una vez finalizado este proceso, las mediciones se realizó fotométricamente a una longitud de onda de 610 nm (Baettker et al., 2020). Los datos previos se obtendrán a partir de una curva de calibración generada con una solución de 1000 mg O₂/L de KHP, utilizando diferentes rangos de concentración entre 0 y 1000 (Guamán & Muñoz, 2023). Además, al inicio y al final del estudio, la medición de la DQO se realizará empleando los reactivos de HANNA según las indicaciones del manual HI-83399 (HANNA instruments, 2020).

Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)

El equipo OxiTop® - IDS se utilizó para medir la actividad microbiana en un sistema cerrado. En este procedimiento, una muestra se colocará en una botella de vidrio, donde los microorganismos consumirán oxígeno y generarán dióxido de carbono. El proceso comenzó determinando el valor de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) siguiendo las instrucciones del equipo. Con el valor teórico de la DQO establecido, se añadirán dos bolitas de NaOH en una cápsula de goma junto con un imán agitador al fondo de cada botella. Finalmente, las botellas se cerró con la tapa del medidor y se incubó a 20 °C durante 5 días, específicamente al inicio, medio y final del estudio (Y. Chen et al., 2020).

Sólidos Totales (ST)

El análisis de sólidos totales (ST) se llevó a cabo en el laboratorio 1.4 de la UODIDE. Inicialmente, se eliminó de la muestra las partículas no homogéneas o extrañas, tanto flotantes como sumergidas, se utilizó una bomba de vacío. Luego, la cápsula se secó en un horno a 105 °C durante aproximadamente una hora y se dejó enfriar en un desecador. Posteriormente, se añadió 2 mL de la muestra a la cápsula, que será nuevamente secada en el horno a 105 °C durante 2 horas. Una vez enfriada en el desecador, se procedió a pesar la cápsula nuevamente.

$$ST \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{Pf - Po}{V(ml)} \text{ (Ecuación 2)}$$

Dónde:

ST: Sólidos Totales, en mg ST/L.

Po: Peso final de la cápsula con el residuo seco, en gramos.

Pf: Peso inicial de la cápsula tarada en gramos.

V: Volumen de muestra desecada

(Banadkooki et al., 2020)

Sólidos Suspendedos Totales (SST)

El análisis se llevó a cabo en el laboratorio 1.4 de la UODIDE. En primer lugar, se pesó la fibra de vidrio en una balanza analítica para registrar el peso inicial (*Po*). A continuación, se instaló el equipo de filtración al vacío, que incluye un matraz y un embudo, se colocó la fibra de vidrio en el embudo. Luego, se vertió 50 mL de muestra en el embudo antes de encender la bomba para iniciar el proceso de filtración. Una vez finalizada la filtración, la fibra de vidrio se retiró con cuidado y se colocó en una estufa a

105 °C durante 2 horas. Finalmente, se dejó enfriar en un desecador y se procedió a pesar nuevamente (*Pf*).

Para cálculos posteriores se utilizó la siguiente formula:

$$SST \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{Pf - Po}{V(ml)} \text{ (Ecuación 3)}$$

Donde:

SST: Sólidos suspendidos totales

Po: Peso inicial de la fibra de vidrio en mg

Pf: Peso inicial de la fibra de vidrio + residuo seco en mg

V: Volumen de muestra utilizada.

(Patel et al., 2020)

% Sólidos Volátiles (SV)

El análisis de sólidos volátiles (SV) se realizó en el laboratorio de vinculación. Las muestras obtenidas se colocaron en recipientes de porcelana y se secó en la estufa a una temperatura de 40 °C. Se tomo entre 10 y 20 g (P1) de la muestra, que se secó a 105 °C hasta alcanzar una masa constante (P2). Luego, las muestras se colocaron en el desecador para enfriarlas. Posteriormente, se introdujo en la mufla de cerámica BIOBASE, donde la temperatura se aumentó lentamente hasta alcanzar los 550°C y se mantuvo a esa temperatura durante 2 horas. Luego, se redujo gradualmente la temperatura hasta 200 °C. Las muestras se colocaron nuevamente en el desecador para enfriarse y finalmente se procedió a pesarlas. Para los cálculos se utilizó la siguiente formula.

$$\% \text{ Sólidos volátiles} = \frac{P2 - P3}{P1} \times 100 \text{ (Ecuación 4)}$$

Dónde:

P2: masa del residuo y recipiente antes de la calcinación en gramos.

P3: masa del residuo y recipiente después de la calcinación en gramos.

P1: masa del lodo seco en gramos

(Leal et al., 2020)

Determinación de sulfuro disuelto total con el método espectrofotométrico de azul de metileno

Este procedimiento se llevó a cabo en el laboratorio 1.4 de la UODIDE. En un balón volumétrico de 25 mL, se añadió 5 mL de solución de cloruro de zinc al 2 %, 2,5 mL de solución de DMP al 2 g/L con un 20 % de ácido sulfúrico concentrado, 0,125 mL de solución de sulfato de amonio y hierro (III) al 100 g/L, y la cantidad adecuada de muestra según el contenido esperado de sulfuro, asegurando que la concentración máxima de sulfuro en el balón no supere los 1 mg/L. Antes de realizar las mediciones de las muestras, se elaboró curvas de calibración que cubran un rango de 0 a 10 mg/L (P. Li et al., 2020).

Medición de Potencias Óxido Reducción (ORP)

Se empleó el medidor multiparamétrico *Hanna*, ubicado en el laboratorio 1.4 de la UODIDE. Este equipo cuenta con una sonda equipada con un electrodo de metal inerte y un electrodo de referencia, y se utilizó para medir la captura o liberación de electrones. Los datos obtenidos sirvieron para evaluar el estado de saneamiento de las muestras analizadas (HANNA Instruments, 2020).

Determinación de metales como: nitratos, amonio, fosfatos, sulfatos, hierro (Fe), magnesio (Mg) y Cromo VI (Cr^{6+}) en el fotómetro

El análisis químico fotométrico consiste en una reacción específica entre una muestra y un reactivo que genera un compuesto capaz de absorber luz. Para este proceso, se utilizó un medidor compacto y versátil con la función de absorbancia *CAL CHECK*, que incluye 78 métodos diferentes y un sistema óptico integrado para la determinación de compuestos físicoquímicos específicos (Ma et al., 2020). Es crucial señalar que, antes de analizar cada compuesto, las muestras fueron filtradas y ajustadas según el manual del equipo, logrando un pH adecuado para cada análisis: entre 1 y 3 para nitratos, de 4 a 13 para amoníaco, de 0 a 10 para fosfatos y de 2 a 10 para sulfatos. Se empleó hidróxido de sodio, ácido sulfúrico o ácido clorhídrico según sea necesario (HANNA Instruments, 2020). Todos estos procedimientos se realizaron en el laboratorio 1.4 de la UODIDE.

Fosfato

La medición se llevó cabo usando una adaptación del método de *Ascorbic Acid method*, lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango de 0,00 a 30,0 mg/L (como PO_4^{3-}), resolución de 0,01 mg/L, precisión de $\pm 0,04$ mg/L $\pm 4\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 525 nm. Se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin reaccionar y se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero “-0,0-”. Luego, se añadió el reactivo HI 93717B-0 y se aplicó 10 gotas del reactivo HI 93717A-0 rango alto y agitó suavemente hasta que disuelva. Inmediatamente se colocó nuevamente la cubeta en el equipo para iniciar con la medición, se colocó el temporizador de 5 min. Transcurrido este tiempo finalmente observó la lectura de los resultados en PO_4^{3-} mg/L de sulfato, de la misma manera el espectrofotómetro permitió obtener valores de fósforo (**Hanna Instruments, 2022**).

Hierro

Para su medición se utilizó el método adaptado de “*EPA Phenanthroline method 315B, for natural and treated Waters*” lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango de 0.00 a 5.00 mg/L (como Fe), resolución de 0.01 mg/L, precisión de ± 0.04 mg/L $\pm 2\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 525 nm. El reactivo que se ocupó es HI 93721-0 (reactivo hierro, rango alto). Se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin reaccionar se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero “-0,0-”. Después se añadió el reactivo HI 93721-0 y se agitó hasta que se disuelva por completo. Se colocó la cubeta en el equipo y se inició con el temporizador de 3 minutos. Transcurrido este tiempo finalmente observó la lectura de los resultados en mg/L de hierro (Fe) (**Hanna Instruments, 2022**).

Magnesio

Para su medición se utilizó una adaptación del método “*Calmagite method*” el cual mide la concentración de magnesio en mg/L, lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango 0 a 150 mg/L (como Mg^{2+}), resolución de 1 mg/L, precisión de ± 5 mg/L $\pm 3\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 466 nm. Los reactivos que se utilizaron fueron HI 93752A-Mg (reactivo magnesio A) y HI 93752B-Mg (reactivo magnesio B). Se añadió 1 mL del reactivo HI 93752A-Mg a la cubeta y 10 mL del reactivo HI 93752B-Mg y se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero “-0,0-”. Posteriormente se añadió 0,5

mL de muestra y se invirtió varias veces para mezclar, seguidamente se colocó el temporizador de 15 segundos. Transcurrido este tiempo finalmente se observó la lectura de los resultados en mg/L de magnesio (Mg^{2+}) (**Hanna Instruments, 2022**).

Amonio

Para su medición se utilizó una adaptación del método “*ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D1426, Nessler method*” lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango de 0.00 a 100.0 mg/L (como NH_4^+), resolución de 0.1 mg/L, precisión de ± 0.5 mg/L $\pm 5\%$ de la lectura a una temperatura de 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 420 nm. Los reactivos que se utilizaron fueron HI 93733A-0 (reactivo amoniaco, rango alto A) y HI93733B-0 (reactivo amoniaco, rango alto B). Se añadió 1 mL de muestra en la cubeta y se llenó hasta los 10 mL con el reactivo HI93733B-0, luego se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero “-0,0-”. Después, se adicionaron 4 gotas del reactivo HI 93715A-0 y se mezcló suavemente. Se colocó la cubeta en el equipo y se inició con el temporizador de 3 minutos. Transcurrido este tiempo finalmente se obtuvo la lectura de la medición en mg/L de amoniaco (NH_3) y se realizó una conversión a mg/L de amonio (NH_4^+) (**Hanna Instruments, 2022**).

Cromo VI

Para su medición se utilizó una adaptación del método “*ASTM Manual of Water and Environmental Technology, D1687-92, Diphenylcarbohydrazide method*”, lo cual este método tiene las siguientes especificaciones: rango de 0 a 1000 $\mu g/L$ (como Cr^{6+}), resolución de 1 $\mu g/L$, precisión de $+5 \mu g/L \pm 4\%$ de la lectura a 25°C y usa una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 525 nm. El reactivo que se ocupó fue HI 93723-0 (reactivo cromo VI, rango alto). Se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin reaccionar y se colocó en el fotómetro para determinar el valor cero “-0,0-”. Después se agregó el reactivo HI 93723-0 y se agitó vigorosamente durante 10 segundos para mezclar, seguidamente se colocó el temporizador de 6 minutos. Transcurrido este tiempo finalmente se observó la lectura de los resultados en concentración de $\mu g/L$ de cromo (Cr^{6+}) (**Hanna Instruments, 2022**).

Fosforo total

Para este parámetro, se empleó el método adaptado de “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, 4500-P C, vanadomolybdophosphoric acid method*” con las siguientes condiciones, a un rango explícito de 0,00 a 32,6 mg/L, resolución de 0,1 mg/L, a una de precisión de $\pm 0,5$ mg/L o $5\pm$ % de lectura a 25 °C y una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 420 nm. Además, en este procedimiento se empleó una serie de pasos, se precalentó el reactor a 150 °C por 30 min, se mezcló 5 ml de agua desionizada en los dos viales, uno vial respectivamente con la muestra. Luego, se añadió persulfato y se añadió en el reactor.

Después, se seleccionó el método fósforo reactivo HR (16), se añadió NaOH 1,54N (HI 93758B-0) al vial de la muestra, para la medición, se calibró primero con vial blanco en el soporte, luego, se realizó la medición con el vial de la muestra. Transcurrido el tiempo de 7 minutos se observó la lectura de los resultados (mg/L) de fósforo (P), además, se visualiza otras funciones con la conversión de resultados de (μ g) de fosfato y pentóxido de fósforo (**Hanna Instruments, 2022**).

Nitrato

El análisis fue llevado a cabo empleando el kit Hanna con el método “*Adaptado del método de reducción de cadmio*” con las siguientes especificaciones; con un rango de 0,0 a 30 mg/L (como $\text{NO}_3\text{-N}$), una resolución de 0,1 mg/L, la precisión de $\pm 0,5$ mg/L o $10\pm$ % de lectura a 25 °C y una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha de 525 nm. Para ello, se usó el reactivo HI 93728-0 (Reactivo nitrato), primero se seleccionó el método nitrato según el manual. Se llenó la cubeta con 10 ml de muestra sin reaccionar, se colocó en el fotómetro para calibrarlo y determinar el valor cero (-0,0-). Posteriormente, se añadió el reactivo HI 93728-0 en la cubeta y se agitó hasta que se disuelva por completo. Se colocó la cubeta en el equipo y se inició con el tiempo 4 minutos y 30 segundos. Pasado este tiempo se visualizó el resultado en mg/L de nitrato-nitrógeno ($\text{NO}_3 - \text{N}$) (**Hanna Instruments, 2022**).

Sulfatos

Para la detección de sulfatos se utilizó el kit Hanna con el método “*El sulfato se precipita con cristales de cloruro de bario*” con las siguientes especificaciones; con un rango de 0,0 a 150 mg/L (como SO_4^{2-}), una resolución de 1 mg/L, la precisión de $\pm 0,5$ mg/L o $3\pm$ % de lectura a 25 °C y una fuente de luz LED con filtro de interferencia de banda estrecha

de 466 nm. El reactivo que se uso es HI 93751-0 (Reactivo de sulfato), se llenó la cubeta con 10 ml de muestra sin reaccionar, se ubicó en el fotómetro para calibrarlo y determinar el valor cero (-0,0-). Consecutivamente, se añadió el reactivo HI 93751-0 en la cubeta y se agito suavemente por un minuto hasta que se disuelva por completo. Luego, se colocó la cubeta en el equipo y se inició con el tiempo 5 minutos. Pasado este tiempo se presenció el resultado en mg/L de sulfato (SO_4^{2-}) (**Hanna Instruments, 2022**).

CAPÍTULO III.- DISCUSIÓN

Análisis inicial

En la **Tabla 7** se presenta los datos de la caracterización de los componentes empleados en la operación de los vertederos biorreactores, siendo estos, lodos centrifugados, compost y residuos verdes.

Tabla 7

Caracterización de la materia prima para los biorreactores

	pH	% Humedad	% Sólidos totales	% Sólidos volátiles	% Nitrógeno total Base seca	% Fosforo total Base seca
Lodo	6,57± 0,03	82,12 ±0,02	17,91, ±0,01	39,57±0,05	3,67 ± 0,1	1,63 ± 0,67
Compost	6,82±0,067	46,53±0,02	56,45± 0,01	35,58± 0,02	2,33± 1	1,57±0,551
Residuos verdes	6,52 ±0,24	94,29±0,06	4,91 ± 0,01	84,42 ± 0,02	0,12 ± 1,73	0,9 ± 0,1

Nota: Datos iniciales con su respectivo error estándar.

En la **Tabla 7** se observa que el pH del lodo centrifugado es de 6,57, valor que se encuentra dentro del rango óptimo para el desarrollo de bacterias metanogénicas, el cual oscila entre 6,5 y 8,5, según diversos estudios sobre digestión anaerobia (**Sunar et al., 2025**). Este parámetro es fundamental, ya que las condiciones de neutralidad favorecen la actividad microbiana involucrada en la producción de metano. En el caso del compost, se registra un pH de 6,82, que, si bien se mantiene dentro del intervalo aceptable, podría requerir ajustes a lo largo del proceso para evitar una posible acidez del medio. Además, el compost aporta la humedad inicial necesaria para la activación del sistema. En contraste, los residuos verdes presentan un pH de 6,52, lo que indica que también está dentro del rango. Sin embargo, esta acidez podría generar un ambiente desfavorable para la actividad metanogénica, inhibiendo o ralentizando las etapas posteriores de la digestión anaerobia. Por lo tanto, es recomendable considerar estrategias de neutralización o pretratamiento para equilibrar las condiciones del sustrato antes de su incorporación al biorreactor (**Imen et al., 2023**).

Los lodos centrifugados suelen presentar altos niveles de humedad, en este estudio, los lodos analizados muestran un contenido de humedad del 82,12 %, adicionalmente presenta una alta proporción de materia orgánica susceptible de ser degradada durante el proceso de biodigestión. Esta característica los convierte en un sustrato favorable para la producción de biogás, ya que una adecuada humedad facilita la actividad microbiológica. De manera similar, los residuos verdes analizados presentan un porcentaje de humedad del 94,97%, valor que puede contribuir positivamente al equilibrio hídrico del sistema. Sin embargo, esta elevada humedad debe ser considerada en la formulación del sustrato total, ya que podría diluir la concentración de sólidos volátiles y afectar la eficiencia del proceso si no se ajustan adecuadamente las proporciones de los componentes, por otra parte el compost presenta un porcentaje de humedad de 46,53% lo que es favorable para la producción de biogás y permite que el sistema permanezca en equilibrio hídrico ya que puede absorber la cantidad de humedad presente en los demás sustratos.

El análisis de los lodos centrifugados revela un contenido de sólidos volátiles del 39,57 %, valor que se encuentra dentro del promedio reportado en lodos comúnmente utilizados en procesos de digestión anaerobia (**Appels et al., 2008**). Este resultado indica una considerable presencia de materia orgánica biodegradable, lo cual representa un mayor potencial para la generación de biogás. No obstante, para optimizar la eficiencia del sistema y evitar desequilibrios en el proceso biológico, se requiere la mezcla de estos lodos con otros componentes como compost y residuos verdes, especialmente en sistemas de vertederos biorreactores. Esta combinación permite regular el contenido de nutrientes y mantener condiciones adecuadas para la actividad de las bacterias metanogénicas, evitando sobrecargas que puedan inhibir el proceso metabólico microbiano o generar ralentizaciones en la producción de metano (**Mendez-Ruiz et al., 2023**).

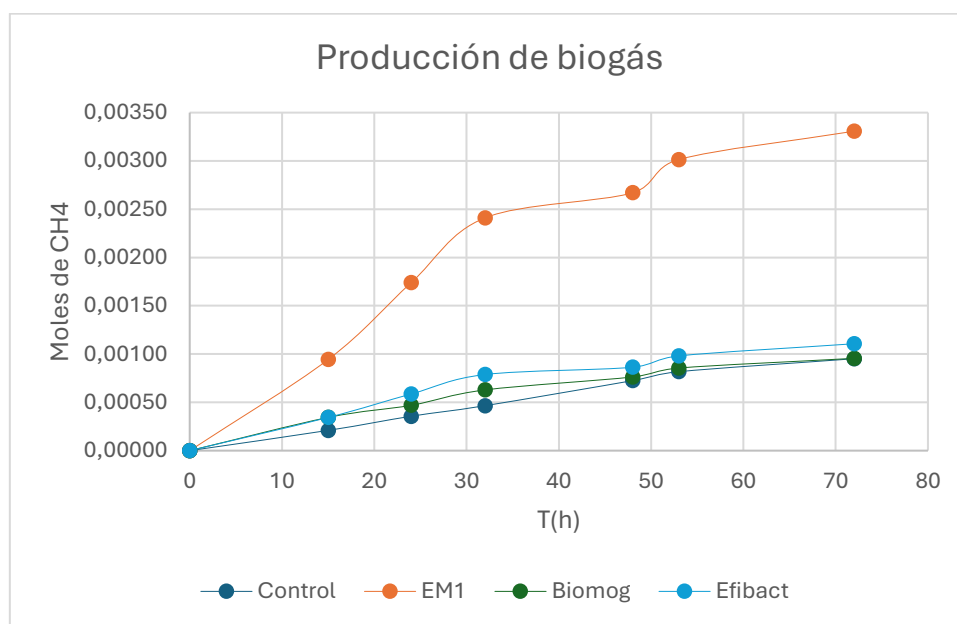
Los valores de nitrógeno y fósforo en los sustratos analizados pueden atribuirse a los tratamientos previos que han sufrido, como la centrifugación en los lodos y la descomposición aeróbica en el compost. Estos procesos transforman la materia orgánica y reducen la concentración de nutrientes en formas fácilmente disponibles. El nitrógeno puede haberse perdido por desnitrificación, mientras que el fósforo tiende a precipitarse formando fosfatos menos solubles. Sin embargo, estas formas pueden liberar nutrientes gradualmente, beneficiando el desarrollo de microorganismos dentro de los biorreactores ya que esto son los sustratos principales que generas biogás mediante su degradación (**Z. Li et al., 2024**).

Determinación de la Actividad Metanogénica Específica en los diferentes Productos Enzimáticos Comerciales.

En la **Figura 5** se presentan los resultados de la producción de biogás acumulado durante las 72 horas.

Figura 5

Producción de biogás para determinar la Actividad Metanogénica Específica



Nota: control, los productos enzimáticos comerciales: EM-1, Biomog y Efibact

Con respecto a los productos enzimáticos comerciales como Biomog, aunque los microorganismos originales han sido sometidos a tratamientos como secado y estabilización, aún puede existir una actividad microbiológica residual o reactivable en el suelo, capaz de producir enzimas como celulasas y proteasas (**Mendoza & Barrios, 2020**). En cuanto a Efibact incluye bacterias fijadoras y solubilizadoras, como *Azospirillum*, *Bacillus* o *Pseudomonas*, ampliamente reconocidas por su capacidad de sintetizar enzimas como fosfatasas, nitratasas y quitinasas, esenciales para la mineralización de nutrientes y el control de fitopatógenos (**Control Bío, 2025**). El producto EM-1, tiene una mezcla de bacterias ácido-lácticas (*Lactobacillus casei*) y levaduras (*Saccharomyces cerevisiae*) es conocida por su alta producción de enzimas extracelulares (amilasas, lipasas, celulasas, invertasas, Glucanasas y proteasas), que facilitan la degradación de residuos orgánicos y estimulan procesos metabólicos en el suelo (**Aramendis, 2023**). En base a este contexto se aplicó la prueba de la actividad

metanogénica específica que permitió identificar el mejor producto para el estudio en los vertederos biorreactores. En la Figura 1 muestra la evolución de la producción de metano (CH_4) en moles durante 72 horas de operación en un biorreactor con diferentes tratamientos: Control, EM-1, Biomog y Efibact cada uno por triplicado. Se observa que el tratamiento con EM-1 supera significativamente al resto de los grupos, alcanzando un valor cercano a 0,00331 moles de CH_4 , lo que indica una actividad metanogénica mucho más eficiente. Esta superioridad puede atribuirse a la acción sinérgica de microorganismos facultativos presentes en EM-1 que favorecen la hidrólisis y acidogénesis, etapas claves en la producción de biogás (Safwat & Matta, 2021). Por otra parte, los tratamientos con Biomog y Efibact presentan curvas similares con respecto al control, tienen un ascenso más lento y estable, al estar por debajo de 0,00150 mol de biogás, lo que sugiere una menor eficiencia en la degradación y transformación de la materia orgánica.

Actividad Metanogénica Específica

En la **Tabla 8** indica los valores de la AME de cada uno de los productos incluido el control.

Tabla 8

Determinación Actividad Metanogénica Específica

	AME (mmol CH_4 /gSV.d)
Control	0,001
EM-1	0,009
Biomog	0,002
Efibact	0,002

La medición de la Actividad Metanogénica Específica (AME) permitió determinar la cantidad de metano generado en milimoles de CH_4 producido por gramo de Sólidos Volátiles (SV) por día. Los resultados demostraron que el producto EM-1 (Microorganismos eficaces) tuvo un rendimiento mayor, con una producción de 0,009 mmol CH_4 /g SV·d, tomando los tres días de incubación como referencia experimental. Este valor destaca notablemente frente a los niveles de actividad metanogénica del control y de los tratamientos con los productos Biomog y Efibact que tuvieron rendimientos

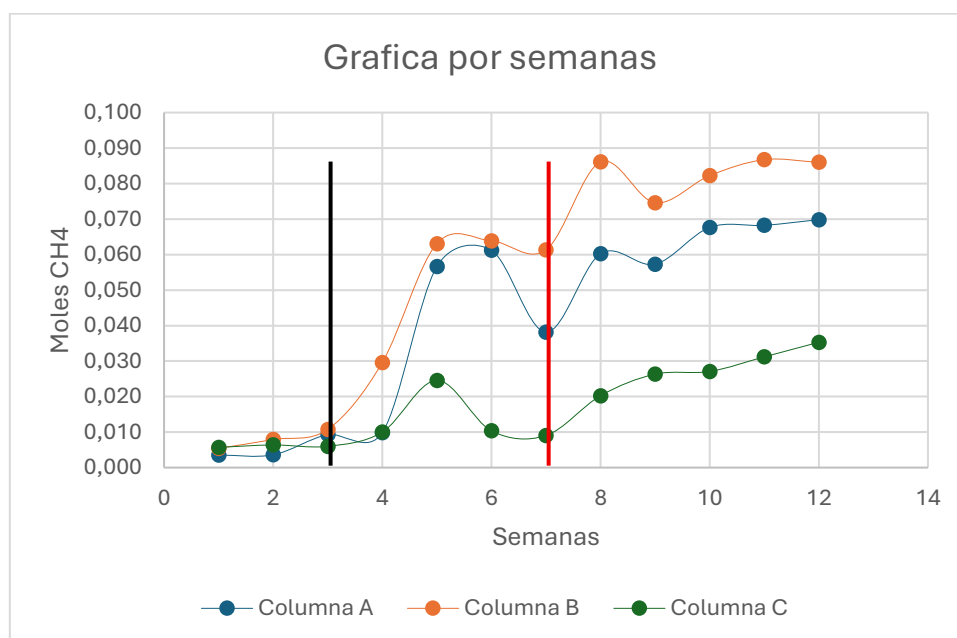
inferiores. Este hallazgo resulta relevante para el análisis comparativo del potencial de generación de biogás entre tratamientos, validando la AME como un indicador confiable para evaluar el desempeño de productos biotecnológicos en digestión anaerobia (Piercy et al., 2025).

Producción de biogás

En la **Figura 6** se puede observar la tendencia en promedio de la producción de biogás por cada columna durante las doce semanas.

Figura 6

Producción de biogás en promedio semanal



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

Se observa que, durante la fase de adaptación de los microorganismos, los tres sistemas de columnas presentan cantidades similares de biogás. La Columna A muestra una buena adaptabilidad, alcanzando un valor superior a 0,01 moles en la semana 3, momento en el que el proceso acidogénico comienza a estabilizarse. Por su parte, la Columna B evidencia una aceleración en la producción, aumentando hasta aproximadamente 0,02 moles en el mismo periodo, lo que sugiere un inicio más eficiente del consorcio microbiano metanogénico. En cuanto a la Columna C, esta mantiene un comportamiento por debajo

de 0,005 moles, lo que refleja la posible presencia de inhibidores, una escasa actividad microbiana o condiciones operativas no óptimas para la metanogénesis.

A partir de la semana 3 se añadió el medio basal, lo que permitió la migración e intercambio de nutrientes en todo el sistema. En consecuencia, la Columna B mostró un aumento notable, alcanzando un valor de 0,065 moles en la semana 5 y manteniéndose entre 0,065 y 0,063 moles desde la semana 5 hasta la semana 7, lo que indica una fase estable de metanogénesis y un adecuado aprovechamiento del sustrato. La Columna A también presentó un aumento significativo, aunque ligeramente más moderado, alcanzando su pico cercano a los 0,06 moles en la semana 5 y mostrando un descenso en la semana 7. Por su parte, la Columna C mostro un pequeño pico de producción, llegando a 0,02 moles en la semana 5. Sin embargo, en las semanas posteriores la producción disminuyó. Esta baja eficiencia se atribuye a una deficiente formación de microporos en el sistema durante la fase inicial, lo cual impidió la correcta circulación del medio basal y generó una especie de zona tampón, provocando así una limitada producción de biogás y acumulación de productos inhibidores.

Finalmente, a partir de la semana 7, una vez que se observó estabilidad en la producción de biogás, se añadió el Producto Enzimático Comercial (EM-1) en las columnas B y C. En la Columna A únicamente se añadió medio basal. Como resultado, la Columna B alcanzó un nuevo pico en la semana 8, con valores cercanos a 0,09 moles, y se mantuvo por encima de 0,08 moles hasta la semana 12. Se referiría que el ecosistema microbiano se encontraba completamente adaptado y activo. Esto evidencia que la incorporación del PEC contribuye positivamente a mejorar la producción de biogás. En la Columna A, tras la caída observada en la semana 7, se evidenció una leve recuperación y estabilización en torno a 0,06 moles, hasta llegar a una concentración den la semana 12 de 0,07 moles. En cuanto a la Columna C, aunque presenta una ligera mejora hasta alcanzar los 0,02 moles, mantiene una baja eficiencia, atribuida principalmente a una deficiente formación de poros y a la acumulación de productos que inhiben el proceso de metanogénesis dentro del consorcio microbiano.

Análisis del lixiviado

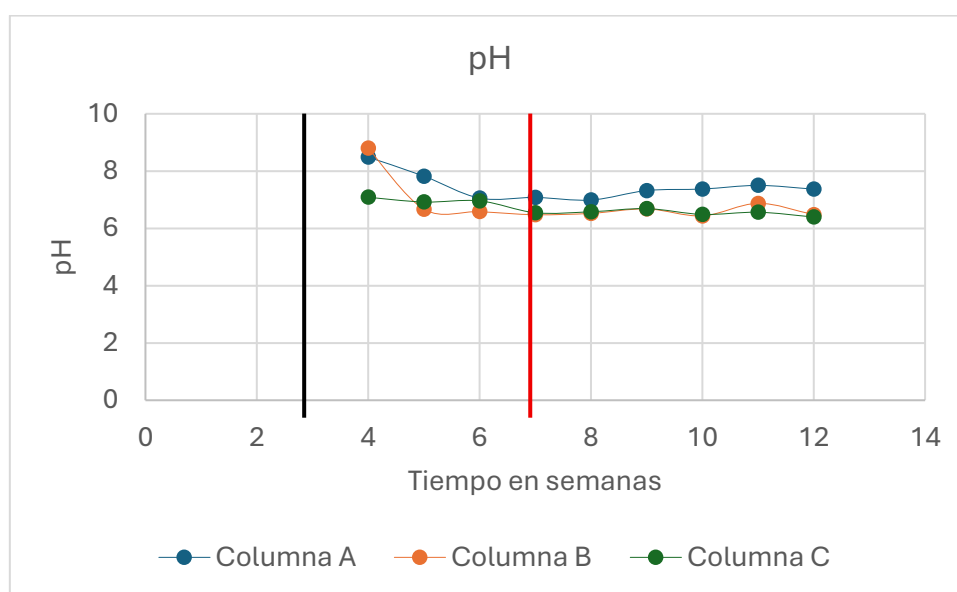
pH

El pH actúa como un indicador de las condiciones químicas del medio en las columnas donde predominan las bacterias metanogénicas. Sus variaciones reflejan cambios hacia

la acidez o alcalinidad, lo cual puede afectar la actividad microbiana y la eficiencia del proceso de digestión anaerobia. Según **Kaur et al. (2024)** indican que el rango óptimo de pH para operar un biorreactor destinado a la producción de biogás se sitúa entre 6.8 y 7.5, ya que este intervalo favorece la actividad de las bacterias responsables de generar metano.

Figura 7

Resultados semanales de pH del lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC

En la **Figura 7** en la semana 4, previa a la estabilización de las columnas, se observan valores levemente alcalinos, con la Columna B partiendo de un pH superior a 8.5 y experimentando un descenso brusco hasta estabilizarse alrededor de 6.4, lo que evidencia una rápida liberación de ácidos por la acción metabólica de los microorganismos, la Columna A inicia con un pH de aproximadamente 8.2 y muestra una caída más controlada, alcanzando un valor cercano a 6.8, lo que sugiere una mejor acción metabólica por parte de los microorganismos, en cuanto a la Columna C parte de un pH cercano a 7 y presenta una disminución suave, estabilizándose entre 6.4 y 6.6, lo cual indica un sistema ya cercano al equilibrio inicial, este comportamiento, representado gráficamente, revela una tendencia general de disminución del pH durante las primeras cuatro semanas, seguida por una fase de estabilidad a partir de la semana 6 hasta la semana 12, donde las fluctuaciones son mínimas. Este patrón es característico del proceso de digestión

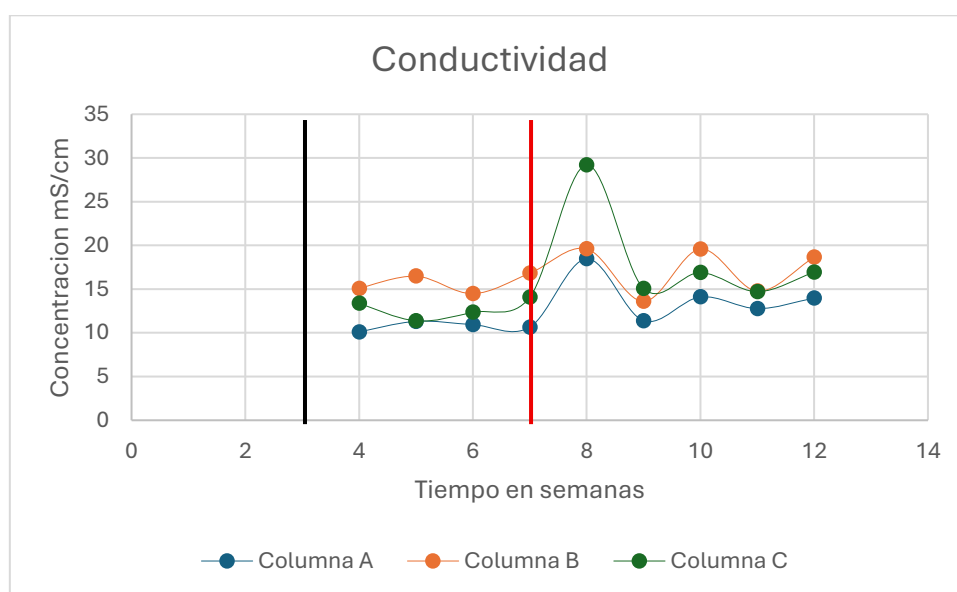
anaerobia, donde en las primeras fases se acumulan ácidos grasos volátiles producto de la hidrólisis y acidogénesis, generando una disminución en el pH. Posteriormente, al activarse la metanogénesis, dichos ácidos son transformados y el sistema tiende al equilibrio (Al-Zoubi et al., 2024).

Conductividad

La conductividad eléctrica refleja la concentración iónica del medio y es clave para la eficiencia de la digestión anaerobia. Una conductividad eléctrica adecuada estabiliza el entorno químico y apoya el desarrollo microbiano. Según Liu et al. (2021), su aumento con aditivos no tóxicos mejora el crecimiento de bacterias electrogénicas. Esto potencia procesos como hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis.

Figura 8

Resultados semanales de la conductividad en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Répica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

En la **Figura 8** con respecto a la conductividad expresada en mS/cm, se puede notar que la Columna A muestra una tendencia ligeramente ascendente entre la semana 4 y la semana 10, comenzando en aproximadamente 10 mS/cm y alcanzando un valor de alrededor de 18,47 mS/cm, lo que sugiere una liberación progresiva de iones vinculada a la solubilización de compuestos orgánicos. La Columna B, por otro lado, tiene valores iniciales más bajos, alrededor de 15 mS/cm, exhibiendo un comportamiento estable hasta

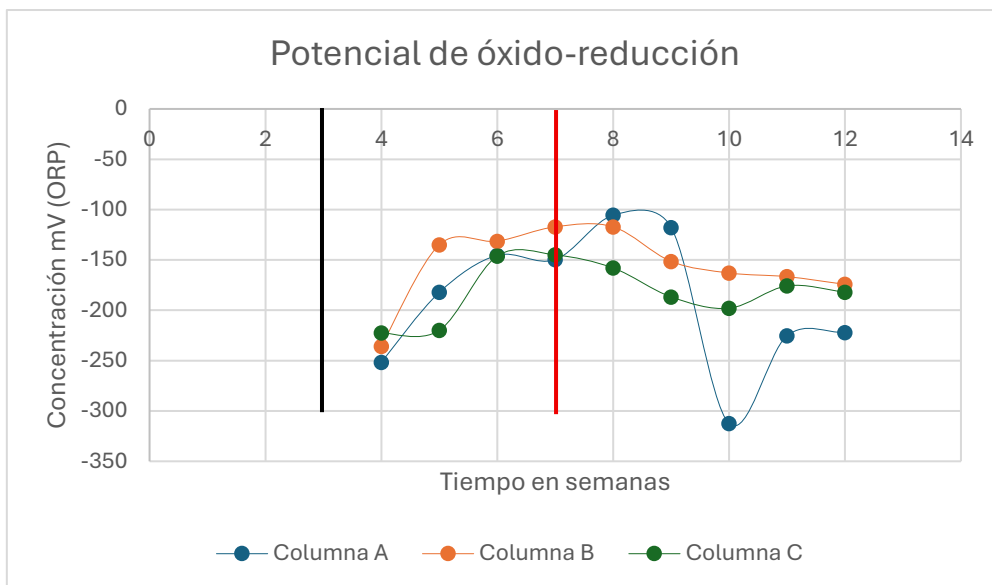
la semana 7, luego experimenta un crecimiento modesto alcanzando poco menos de 20 mS/cm para la semana 10 y se mantiene estable hasta la semana 12, lo que puede estar asociado con un aumento de iones presentes en el lixiviado. En cuanto a la Columna C, mantiene valores estables entre 10 y 12 mS/cm hasta la semana 7, sin embargo, después de la semana 7, sufre un aumento drástico, alcanzando un pico de aproximadamente 29,21 mS/cm en la semana 8. Este es el cambio más significativo de todos, duplicando los valores anteriores e indicando un proceso de biodegradación intensiva o una liberación masiva de sales. Después, esta columna sufre un declive brusco hasta estabilizarse justo por debajo de 15,07 mS/cm, sugiriendo potencialmente alguna redistribución iónica o un estado transitorio. En estudios como el de **Rocamora et al. (2020)** quienes identificaron que los picos de conductividad en biorreactores anaerobios están estrechamente asociados con la actividad microbiana intensiva y la liberación de compuestos como amonio, fosfatos y sales orgánicas, particularmente cuando se emplean materiales orgánicos estabilizados como compost.

Potencial de óxido-reducción

El potencial óxido-reducción (ORP) sirve para vigilar la digestión anaerobia en reactores. Si se tiene un ORP de -284 mV y un pH de 5,76, avanza la fase acidogénica y se generan AGVs. Durante la metanogénesis, un ORP de -336 mV y un pH de 7,49 maximizan los organismos que producen metano y el biogás llega a contener hasta el 68 % de ese gas. (**Liu et al., 2025**).

Figura 9

Resultados semanales del potencial de óxido-reducción en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

Durante la semana 4, tal como se observa en la **Figura 9**, todas las columnas inician con valores de potencial óxido-reducción bajos, situándose entre -222 y -252 mV, lo cual confirma que los sistemas se encontraban ya en un ambiente estrictamente anaerobio, resultado de una fase de estabilización previa de al menos tres semanas, condición ideal para la etapa de metanogénesis. A partir de la semana 5 se evidencia un ascenso progresivo del potencial óxido-reducción en todas las columnas, donde la Columna A muestra un incremento acelerado que alcanza un máximo de aproximadamente -117,13 mV hacia la semana 8, para luego descender bruscamente hasta -312 mV en la semana 10, indicando una posible perturbación del equilibrio redox, en las semanas 11 y 12 presenta un valor de potencial óxido-reducción de -225 a -221mV respectivamente. Según **Grandclément et al. (2017)**, este tipo de comportamiento refleja una transición hacia condiciones menos reductoras, posiblemente ocasionada por una reducción en la actividad de bacterias estrictamente anaerobias o por acumulación de metabolitos intermedios. En el caso de la Columna B, el incremento es más gradual, estabilizándose en torno a -140 mV desde la semana 6 hasta la 7, lo cual sugiere una transición más controlada del sistema, a partir de la semana 7 tiene un descenso gradual hasta la semana 12 que tiene -181,9 mV. La Columna C, en cambio, parte de un valor de -222,33 mV, con una evolución más lenta y menor, alcanzando -144,9 mV en la semana 7, en las siguientes semanas presenta una mayor estabilidad llegando a valores de 181,9 en la semana final. A pesar de estas variaciones, en todos los casos los valores del potencial de óxido-

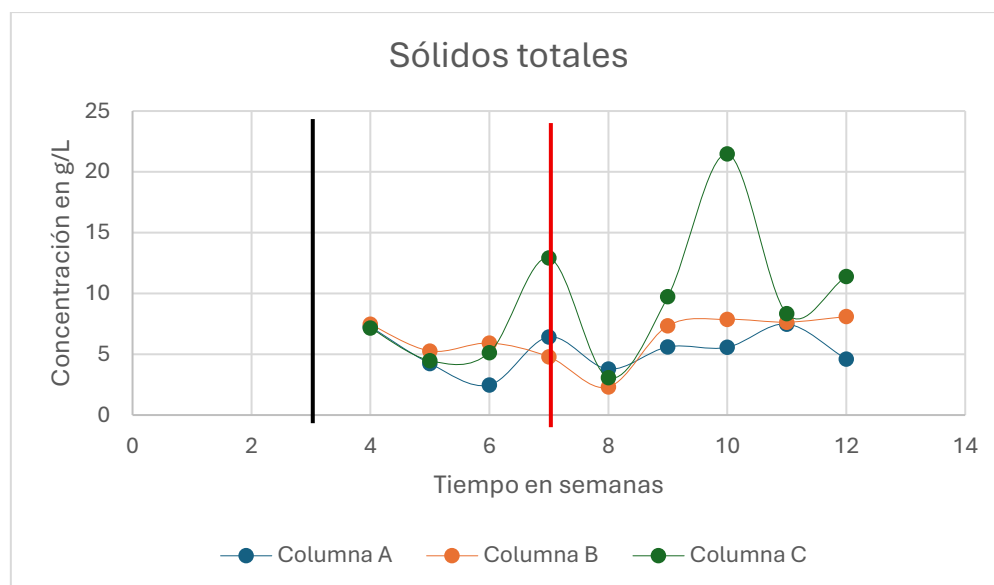
deducción se mantienen por debajo de -100 mV, lo que sigue siendo compatible con un entorno de producción metanogénica, aunque no en condiciones óptimas. De acuerdo con **Chen et al. (2020)**, un rango de ORP entre -200 y -300 mV favorece la eficiencia en la producción de biogás.

Sólidos Totales

Los sólidos totales, o ST, son ese puñado de materia que marca la diferencia en cuánto biogás se cosecha. Se ha visto que, cuando esa mezcla queda entre 40 y 67 g/L, el rendimiento de gas sube. Mantener ese nivel asegura que el sistema trabaje rápido, produzca más gas y no se vuelva inestable. (Yao et al., 2024).

Figura 10

Resultados semanales de sólidos totales presentes en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

La semana cuatro muestra que las tres columnas presentan un comportamiento más o menos similar en términos de concentración de sólidos totales, alrededor de 8 g/L, lo que sugiere que los sustratos fueron homogenizados correctamente desde el principio. A partir de ese momento, se observa una disminución en la concentración general, pero con matices distintos. En este caso, la Columna B parece tener un comportamiento con una disminución continua hasta alcanzar un valor aproximado de 5,9 g/L en la semana 6, para posteriormente estabilizarse en ese valor hasta la semana 8, lo que indica una adecuada

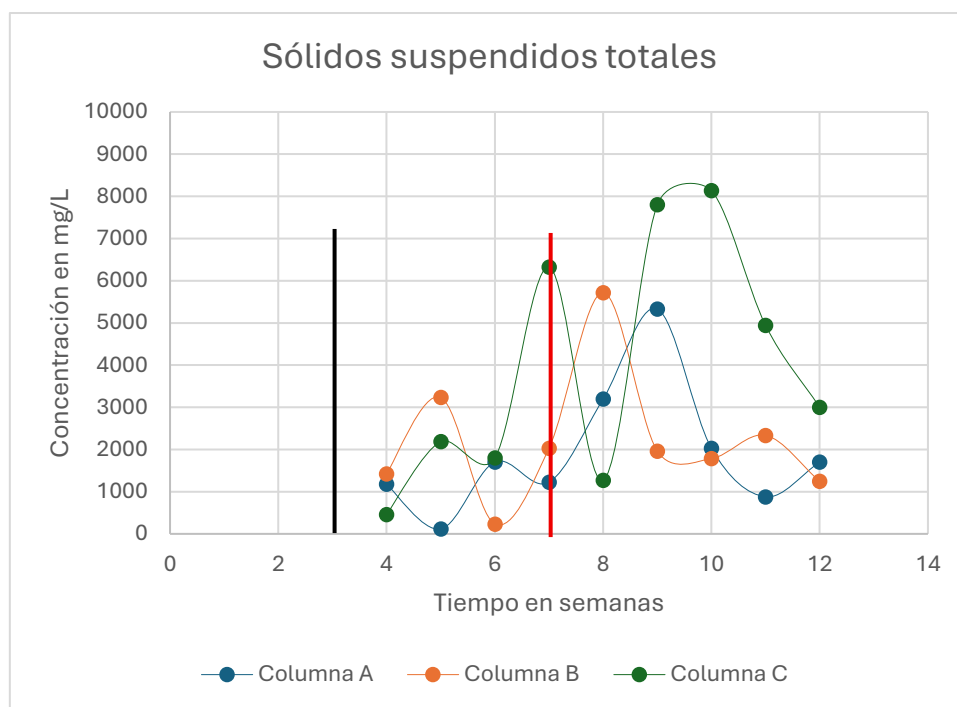
hidrólisis y consumo de sólidos por los microorganismos presentes. Por el contrario, la Columna A parece tener una caída más pronunciada, hasta cerca de 2,5 g/L en la semana 6, pero con un leve repunte en la semana 7 alcanzando los 7,6 g/L y luego presenta una estabilidad hasta la semana 12 donde tiene un valor de 4,6 g/L. Por otro lado, el comportamiento observado en la Columna C es aún más caótico. Después de una ligera disminución inicial, hay un pico abrupto durante la semana 7, que es el valor más alto de todo el conjunto, un poco por encima de 12,9 g/L, seguido de una caída drástica a 3,07 g/L en la semana 8, para la semana 9 y 10 presenta un acenso de 9,63 y 21,47 g/L respectivamente y en las dos últimas semanas se muestra un descenso y estabilización en un valor de 11 y 12 g/L. Este comportamiento sugiere un evento puntual, probablemente ligado a la naturaleza del lixiviado o la ubicación de la muestra, ya que podría haberse tomado de una región donde los sólidos se habían concentrado debido a un drenaje no uniforme, como el fondo de la columna, que aún no había mostrado el desbordamiento del lixiviado. Por lo que, la muestra fue extraída de la sección intermedia lo que explicaría la acumulación de partículas o una posible perturbación operativa que ocasionó una liberación súbita de sólidos. Según **Haq et al. (2020)**, indica que una reducción progresiva y estable de sólidos totales está estrechamente ligada con una digestión anaerobia eficiente, pues la presencia sostenida de altos niveles de sólidos puede inhibir la actividad microbiana y provocar problemas de sedimentación. También muestra que picos repentinos de sólidos están asociados con fallos en la mezcla o sobrecarga orgánica, lo que puede deteriorar la producción de biogás y generar lodos mal estabilizados (**Grgas et al., 2023**).

Sólidos Suspendidos Totales

Sólidos Suspendidos Totales influye en la eficiencia y el funcionamiento de todos los sistemas de tratamiento de aguas residuales, especialmente en procesos anaeróbicos. Investigaciones más recientes indican que altas concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales pueden afectar negativamente la eficiencia de descomposición y la calidad de los sistemas (**Z. Li et al., 2024**).

Figura 11

Resultados de sólidos suspendidos totales presentes en el lixiviado



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Répica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

En la semana 4, las concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales en las tres columnas se mantienen bajas y similares, en un rango aproximado de 460 a 1425 mg/L. Esto indica una condición inicial en estado estacionario y relativamente homogénea. A partir de la semana 5, se observan dinámicas contrastantes entre las columnas. La Columna A muestra un descenso en la semana 5, alcanzando un valor de 115 mg/L, seguido de un aumento progresivo hasta llegar a una concentración de 1225 mg/L en la semana 7. En las semanas posteriores, se registra el pico más alto en la semana 9 con 5330 mg/L, seguido de un descenso a 1700 mg/L en la semana 12. Este comportamiento evidencia una liberación no uniforme de partículas. La Columna B presenta una mayor variabilidad, con picos abruptos en las semanas 5 y 8, alcanzando concentraciones de 3235 y 5720 mg/L, respectivamente. Desde la semana 9 hasta la 12, se estabiliza en valores cercanos a 1785 mg/L. Este comportamiento, caracterizado por picos altos y descensos marcados, puede estar asociado a procesos intermitentes de desagregación de material o resuspensión de sedimentos. Según estudios realizados por **Zisopoulos et al. (2023)**, la presencia de SST en la matriz líquida puede generar perturbaciones en los procesos físicos, químicos y biológicos tanto en sistemas aerobios como anaerobios. En cuanto a la Columna C, se observa un aumento progresivo y sostenido en las concentraciones. Inicialmente presenta un valor de 460 mg/L, mientras que en las semanas 5 y 6 mantiene una ligera estabilidad

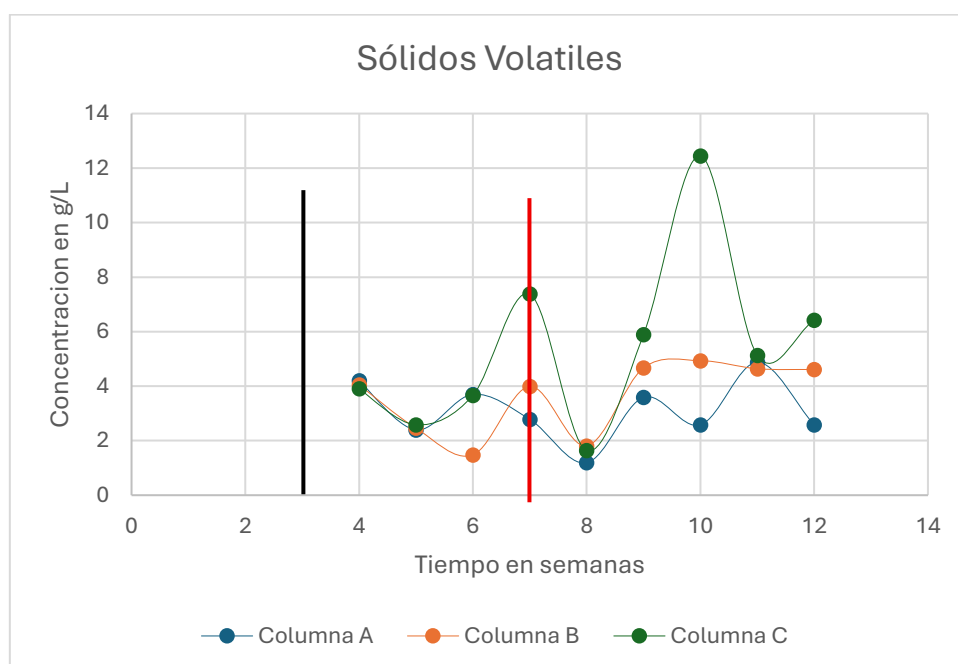
con concentraciones de 2190 y 1800 mg/L, respectivamente. En las semanas 7, 9 y 10 se registran concentraciones más elevadas, seguidas de un descenso progresivo hasta la semana 12, alcanzando un valor de 3000 mg/L. Este comportamiento se atribuye principalmente al taponamiento que suelen sufrir este tipo de sistemas, lo cual obliga a tomar el lixiviado no desde la parte inferior de la columna, sino desde la parte intermedia, donde pueden encontrarse restos de materia prima, alterando así los resultados. Además, este tipo de obstrucciones y acumulación de sólidos puede inhibir la actividad de las bacterias metanogénicas en digestores anaerobios, debido al aumento en la concentración de sólidos volátiles y de amoníaco libre, afectando negativamente la estabilidad del proceso de obtención de biogás (Deepika et al., 2021).

Sólidos Volátiles

Los sólidos volátiles en el lixiviado reflejan la actividad microbiana y la carga orgánica biodegradable del sistema. Estos compuestos, como lípidos, proteínas y carbohidratos, se transforman durante las fases de hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis. Una disminución indica conversión eficiente a metano y CO₂. Por el contrario, un aumento abrupto sugiere desequilibrios metabólicos o sobrecarga orgánica (Wang et al., 2024).

Figura 12

Resultados semanales de sólidos volátiles presentes en lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

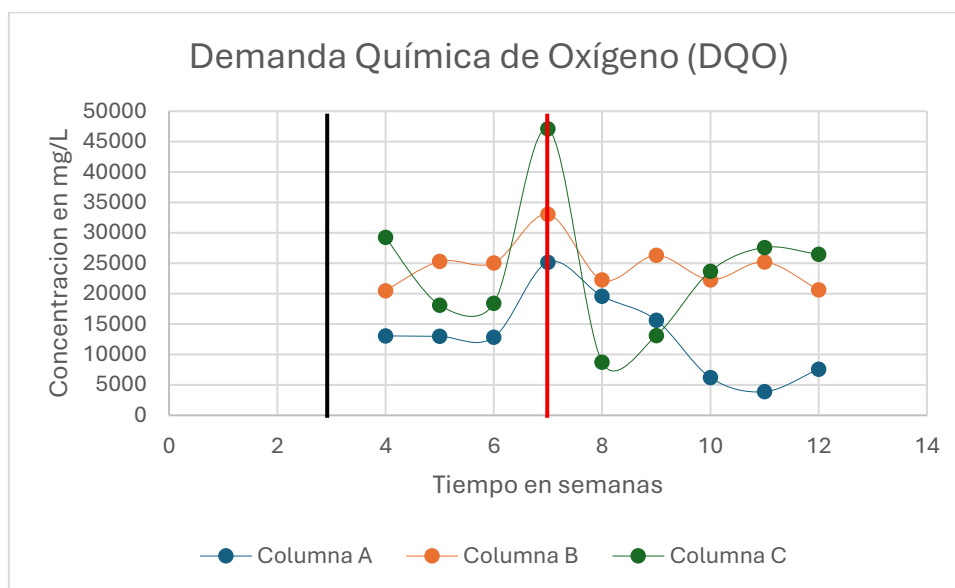
En la **Figura 12** se observa que las tres columnas presentan un valor inicial de Sólidos Volátiles entre 3,9 y 4,2 g/L. Durante las semanas 5 y 6 se registra una disminución, lo que indica una actividad asociada principalmente a las fases hidrolítica y acidogénica, en las que se metabolizan lentamente lípidos, carbohidratos y proteínas en compuestos más simples (Amerian et al., 2020). La columna A muestra una mayor estabilidad en los valores de SV, manteniéndose dentro de un rango definido. Su punto más elevado se alcanza en la semana 11, con una concentración de 5,13 g/L, y el más bajo en la semana 8, con 1,64 g/L. Por su parte, la columna B presenta fluctuaciones, con concentraciones que varían entre 1,48 g/L (semana 6) y 4,67 g/L (semana 9), seguido de una estabilidad durante las tres últimas semanas, alcanzando una concentración final de 4,61 g/L. En cambio, la columna C muestra una dinámica más inestable debido a la naturaleza del lixiviado. Su punto más bajo se registra en la semana 8 con 1,64 g/L, seguido de un ascenso hasta 12,45 g/L en la semana 10. Posteriormente, en la semana 11, desciende a 5,13 g/L y finalmente alcanza 6,41 g/L en la semana 12. Debido a una perturbación del sistema probablemente inducida por una carga orgánica excesiva que presento un taponamiento en su sistema por lo que no permite la recirculación del lixiviado y se tiene una presencia masiva de materia orgánica y microorganismos en la muestra tomada para el análisis. En estudios realizados por **Liu et al. (2021)** estos valores tienen consistencia con respecto a procesos anaerobios usados para la obtención de nuevas energías como es el caso de metano y tratamiento de materia orgánica.

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es uno de los parámetros más representativos en la evaluación de procesos anaerobios, en donde se considera la cantidad total de materia orgánica (biodegradable y no biodegradable) contenida en un residuo o un efluente con relación a la cantidad de oxígeno que se requiere para la oxidación completa. En los sistemas de digestión anaerobia, DQO es usada como indicador de carga orgánica y como estimador del posible biogás que se puede producir, debido a que una parte importante de DQO es de materia que puede ser altamente degradada por microorganismos anaerobios (**Georgin et al., 2021**).

Figura 13

Resultados semanales de la Demanda Química de Oxígeno en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

Se puede observar que la Columna A inicia de manera estable durante las primeras semanas que presenta valores alrededor de 13000mg/L, seguido de una acumulación progresiva de DQO hasta la semana 7, alcanzando un valor de 25000 mg/L. Posteriormente, se observa una disminución sostenida, llegando a 3886 mg/L hacia la semana 11. Este comportamiento sugiere una adaptación de consorcio microbiano y una conversión de los sustratos a compuestos gaseosos (metano y dióxido de carbono) de manera bastante eficiente. Columna B, se observa un patrón más estable, donde los valores se mantienen entre el rango de 25000 y 30000 mg/L durante todo el periodo de medición, siendo en la semana 7 su pico más alto con una concentración de 33050 mg/L. Esto podría sugerir mayor lentitud, tal vez por menor actividad metanogénica o mayor presencia de materia orgánica (**Bhatt & Tao, 2020**). Según **Situmorang et al. (2020)**, estas diferencias reflejan la influencia de múltiples factores como la composición del sustrato, la razón de carga orgánica, y la sinergia de fases dentro del sistema anaerobio. Por otra parte, la Columna C presenta una dinámica más inestable en cuanto al manejo de DQO inicia con un valor de 29250 mg/L, hasta que la semana 7 donde asciende hasta llega a los 47107 mg/L seguido de un descenso llegando a los 8728mg/L en la semana 8,

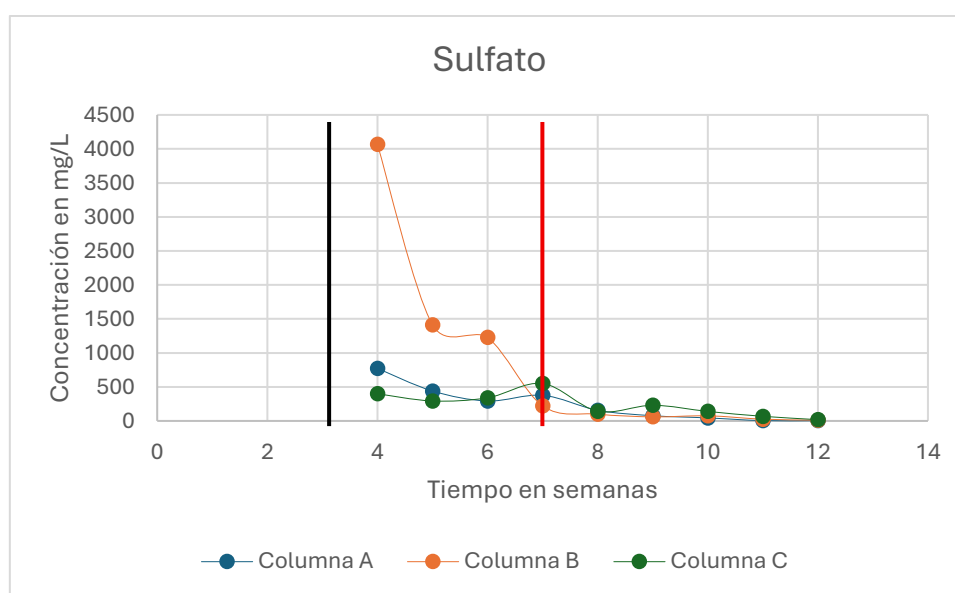
las semanas posteriores se muestra un incremento gradual de la DQO hasta la semana 12 que presenta un valor de 26465mg/L. La presencia de altas concentraciones de fosfatos y nitrógeno amoniacal en lixiviados de vertederos biorreactores suele asociarse con una elevada carga orgánica, ya que estos nutrientes provienen de la descomposición de compuestos nitrogenados y fosforados presentes en los residuos sólidos orgánicos (Appels et al., 2008).

Sulfato

En la digestión anaerobia, sulfatos (SO_4^{2-}) son competidores de electrones alternativos en lugar del CO_2 , lo que potencialmente permite el crecimiento de bacterias sulfatoreductoras, esta competencia con bacterias metanogénicas reduce la producción de metano, a pesar de ser un subproducto de interés, deteriora la actividad microbiana, la presencia de sulfatos condiciona tanto la eficiencia del sistema biológico como la composición final del biogás (Castro et al., 2000).

Figura 14

Resultados semanales de sulfatos en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Répica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

En cuanto al sulfato podemos ver en la **Figura 14**, La Columna B se caracteriza por una carga inicial extremadamente alta, que sobrepasa los 4066,67 mg/L, lo que indica un escenario muy propicio para el crecimiento de microorganismos sulfatoreductoras (BSR).

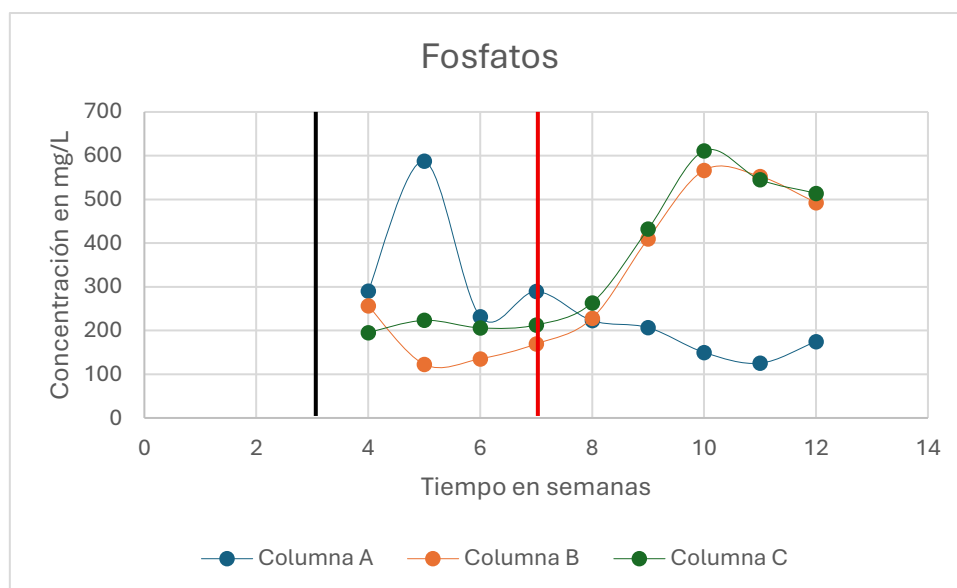
Esta comunidad microbiana compite en forma directa con arqueas metanogénicas por los electrones disponibles a partir de la materia orgánica, llevando a cabo la reacción en la que el sulfato es el aceptor de electrones y produciendo en la reacción H_2S tóxico que impide la metanogénesis (Aniza et al., 2022). También se observa que entre las semanas 4 y 6 la concentración desciende de manera gradual, por debajo de los 1000 mg/L, hasta alcanzar un valor de 221,66 mg/L en la semana 7. A partir de esta semana, se presenta un descenso más estable, llegando a una concentración de 10,67 mg/L en la semana 12. En las Columnas A y C muestran tener sulfato en concentraciones moderadas de 773,33 y 400 mg/L respectivamente al inicio, con una disminución sostenida hacia valores por debajo de 3,80 mg/L al final del periodo en la Columna A y en la Columna C tiene una concentración final de 18,88 mg/L en la semana 12. Este comportamiento sugiere un mayor control del consumo de sulfato, por ende, una menor presión competitiva sobre los microorganismos metanogénicas, permitiendo la coexistencia más equilibrada entre los diferentes grupos de microbianos que están dentro de los biorreactores. (Aniza et al., 2022).

Fosfatos

La presencia de fosfato en condiciones anaerobias indica actividad microbiana, especialmente de arqueas metanogénicas. Su liberación proviene de la degradación orgánica y lisis celular. Además, puede formar precipitados con metales como calcio o magnesio, generando incrustaciones difíciles de controlar (Capua et al., 2024).

Figura 15

Resultados semanales de fosfatos en el lixiviado de los biorreactores



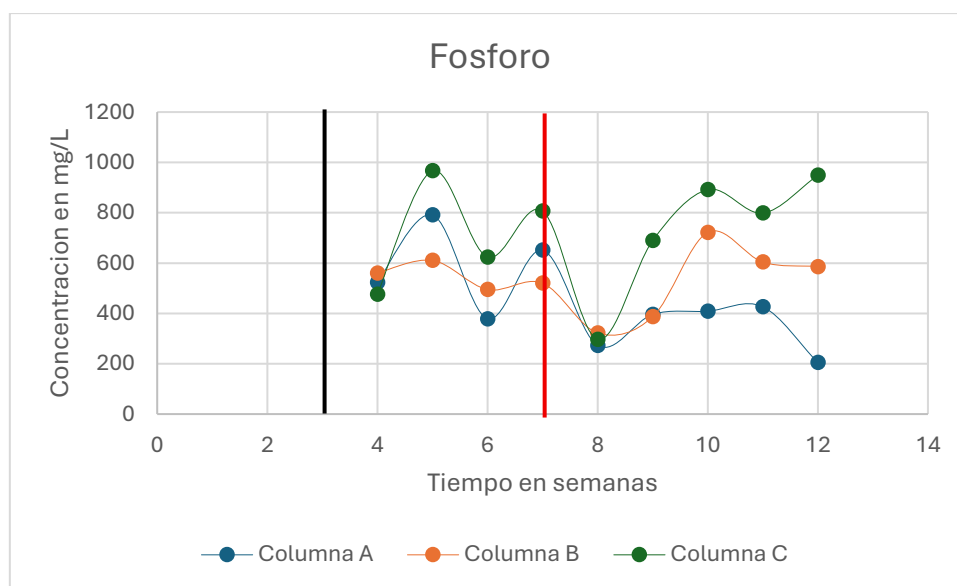
Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

Se observa que las tres columnas inician con concentraciones de fosfatos relativamente similares, situadas entre 200 y 300 mg/L. seguido de valores significativos como es el caso de la columna A se observa durante la semana 5, donde alcanzó su valor máximo de 587, 33 mg/L, seguido de un descenso a una concentración de 206 mg/L, el resto del estudio tiene a un descenso más sostenido hasta llegar en la última semana que tiene una concentración de 174,6 mg/L. Por otra parte, la Columna B presenta una disminución en la semana 5 con una concentración de 122,66 mg/L, seguido de una elevación gradual de su concentración hasta la semana 10 donde alcanza una concentración de 566,66 mg/L, seguido de un posterior descenso hasta que la semana 12 presenta una concentración de 492,67 mg/L. En cuanto a la Columna C presenta una acenso gradual hasta la semana 10 donde presenta una concentración de 661 mg/L y posterior descenso en las dos últimas semanas y culmina con un valor de 514 mg/L al final del estudio. Este comportamiento se podría asociar a la intensa degradación de la materia orgánica con la liberación de fósforo, reflejando una etapa avanzada del proceso anaerobio. Según Wang et al. (2024), en el reporte de procesos anaerobios con alta concentración de fosfatos mostró correlación positiva con el ritmo de descomposición de compuestos orgánicos. Esto indica equilibrio metabólico favorable para generación sostenida de biogás y convierte a los fosfatos en un indicador indirecto, además del rendimiento del sistema, del estado funcional de la comunidad microbiana responsable por digestión (Capua et al., 2024).

Fósforo

Figura 16

Resultados semanales de fósforo en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

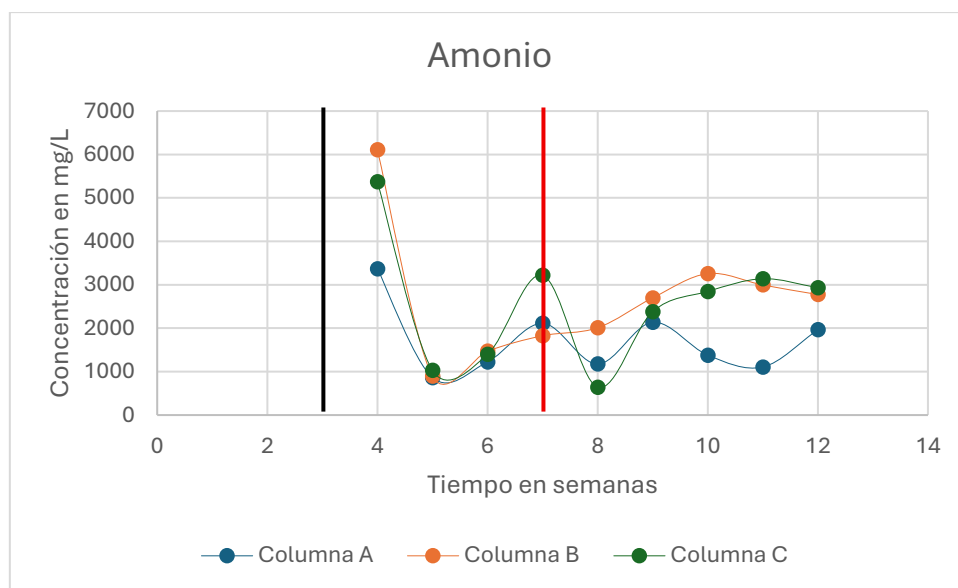
En el análisis de fósforo, la Columna A muestra un comportamiento descendente desde la semana 4, partiendo de una concentración de 522 mg/L hasta alcanzar los 272 mg/L en la semana 8. A partir de este punto, la concentración se mantiene relativamente estable hasta la semana 11, y para la semana 12 desciende a 204 mg/L. Por su parte, la Columna B presenta un descenso más uniforme, pasando de 560 mg/L en la semana 4 a 322 mg/L en la semana 8; sin embargo, posteriormente experimenta un incremento, alcanzando un pico de 722 mg/L en la semana 10. En las semanas siguientes, las concentraciones disminuyen nuevamente, finalizando en 586 mg/L en la semana 12. En cuanto a la Columna C, esta muestra un patrón similar al de la Columna B, aunque con concentraciones más elevadas a lo largo del periodo, culminando en una concentración de 948 mg/L en la semana 12. Estos cambios pueden indicar algún nivel de diferencia en las capacidades de retención o liberación de fósforo en las columnas, lo cual está probablemente relacionado con un aumento en la actividad de microorganismos acumuladores de polifosfatos o condiciones más favorables en el pH. Esto se observó junto con avances de otros trabajos que enfatizan la relevancia de los parámetros fisicoquímicos de los sistemas anaeróbicos en el balance de fósforo que destaca aún más la funcionalidad del fósforo en la representación del equilibrio biológico y químico del proceso de digestión (Farhangi et al., 2021).

Amonio

Este compuesto es un indicador clave del estado del sistema biológico, ya que refleja tanto la degradación de compuestos nitrogenados como la posible inhibición de la actividad metanogénica. Se considera que concentraciones superiores a 3000 mg/L de NH_4^+ pueden comprometer la estabilidad del proceso, y valores por encima de 4000–5000 mg/L pueden causar inhibición severa (J. Peng & Lu, 2023).

Figura 17

Resultados semanales de amonio en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

En los resultados del Amonio que se muestran en la **Figura 17** durante la semana 4 se observa que las concentraciones más altas se registran en las tres columnas sobre los límites registraos en procesos anaerobios, siendo la columna B la que alcanza el valor máximo, sobre los 6000 mg/L, seguido de un descenso en la semana 5 hasta una concentración de 895 mg/L, en las posteriores semanas tienen un ascenso hasta la semana 10 con una concentración de 3256 mg/L, en las dos últimas semanas se presenta una concentración de 2775 mg/L en la semana final. Mientras que la columna C con aproximadamente 5371 mg/L y posteriormente presenta un descenso hasta valor similar al de la Columna B, seguido de un ascenso gradual hasta la semana 7 dando una concentración de 3220 mg/L, en la semana 8, tiene una concentración de 642,33mg/L, en las próximas semanas presenta un ascenso gradual hasta la semana 12 con una

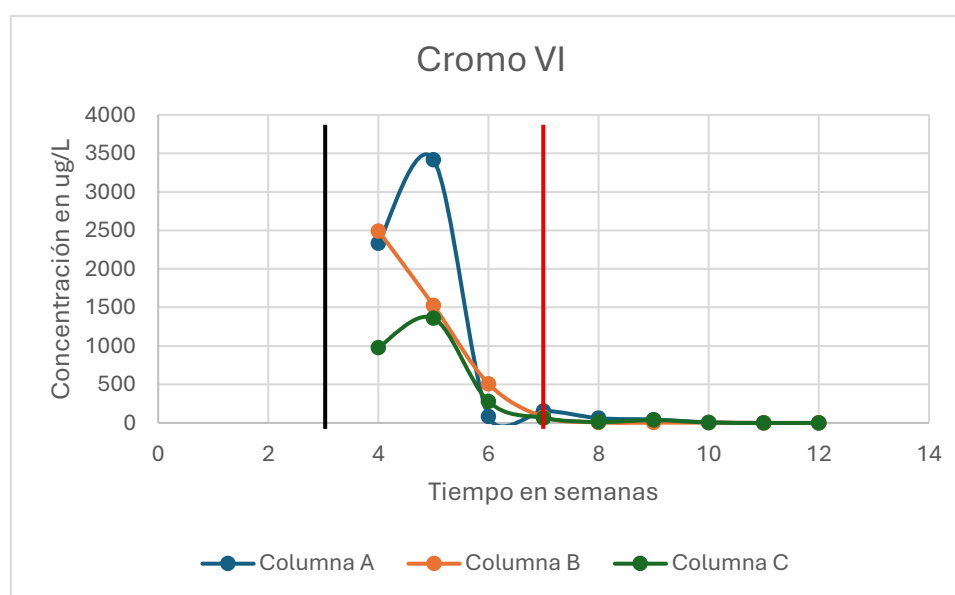
concentración de 2933,33 mg/L. Por otro lado, la Columna A con 3500 mg/L a continuación, se tiene una estabilización en valores que oscilan entre los 1000 y 2000 mg/L. La fluctuación de los datos puede indicar un sistema más eficiente en la regulación del nitrógeno amoniacal. Según **Chamas et al. (2021)**, este pico inicial puede ser explicado por la rápida mineralización de compuestos nitrogenados, principalmente en proteínas, siendo esta una característica de las etapas iniciales del proceso de digestión anaerobia, acompañada de gran actividad hidrolítica.

Cromo VI

En procesos anaerobios, la presencia de Cromo VI representa un riesgo por su toxicidad hacia microorganismos clave como los metanógenos. Puede reducirse a Cr III, menos tóxico, bajo condiciones reductoras (**Gajdács et al., 2020**). Esta transformación indica capacidad microbiana de remediación. No obstante, concentraciones elevadas pueden inhibir la producción de biogás (**Fei et al., 2021**).

Figura 18

Resultados semanales de cromo VI en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

Durante el tratamiento, la concentración de cromo VI obtenido en la **Figura 18** muestra una diferencia dinámica entre las columnas experimentales. En la Columna A se registró una concentración inicial de 2333,33 $\mu\text{g/L}$ que tuvo un incremento inesperado hacia 3420

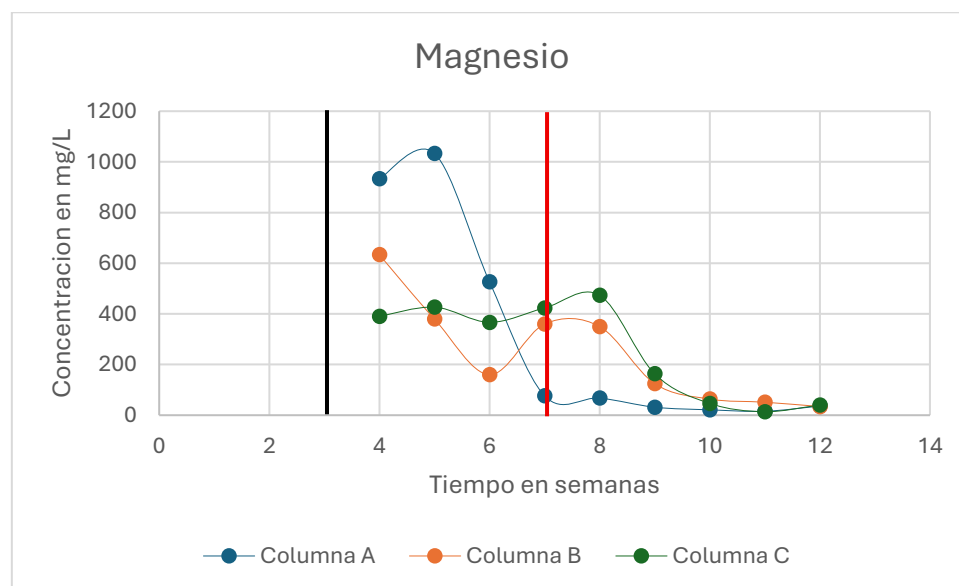
$\mu\text{g/L}$. Este incremento podría atribuirse a un sesgo en la muestra o a la mezcla del lixiviado en el punto de muestreo con el sustrato. No obstante, para la semana 6, la Columna A ya había disminuido por debajo de los valores de las Columnas B y C y luego se mantuvo estable hasta la semana 10 que se tiene valores cuantificables mientras que las próximas semanas tienen a cero. Con respecto a la columna B, esta mostró una tendencia descendente desde el inicio del monitoreo y para la semana 7 mostrar estar por debajo de los $10 \mu\text{g/L}$. Desde este punto, los 3 tratamientos estabilizan sus niveles de cromo VI entre 4 y $7 \mu\text{g/L}$, indicando así que la reducción fue a su forma trivalente, menos tóxica, hasta que a partir de la semana 10 ya no se tiene presencia de este compuesto. Según **Tan et al. (2022)**, este comportamiento se observa en procesos biológicos de reducción facilitados por condiciones anaerobias junto a la presencia de microorganismos específicos expertos en la transformación de cromo hexavalente.

Magnesio

El magnesio es esencial en procesos anaeróbicos porque ayuda en el metabolismo y la estabilización del sistema biológico. Además, junto con el amonio y el fosfato, el magnesio participa en la formación de estruvita, lo que permite la recuperación de nutrientes en forma de fertilizantes. Su presencia también es importante porque contribuye al equilibrio iónico y ayuda en la regulación del pH, lo que ayuda a mantener condiciones ideales en los biorreactores (**Palominos et al., 2021**).

Figura 19

Resultados semanales de magnesio en el lixiviado de los biorreactores



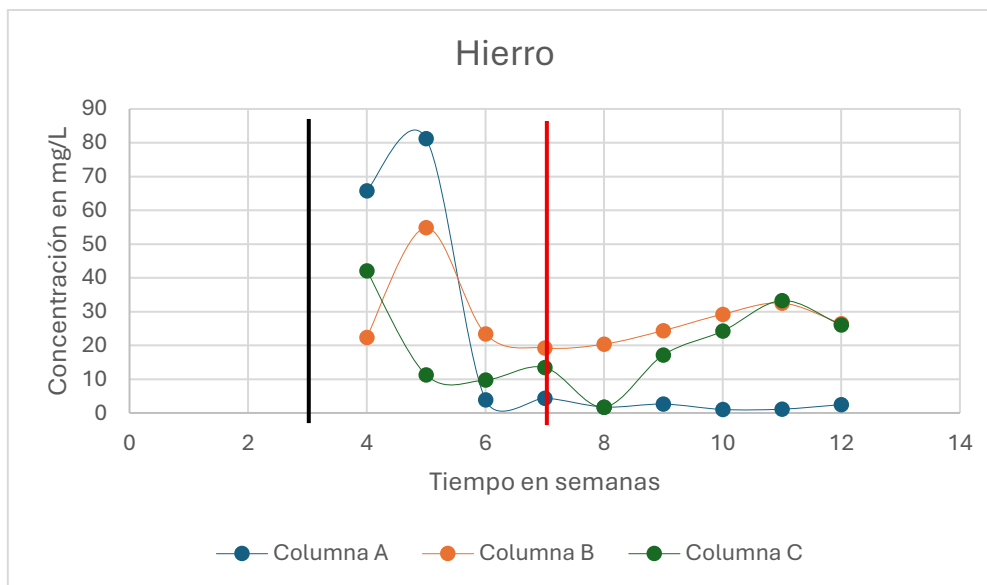
Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

En la **Figura 19** se puede observar que la Columna A inicia con una concentración alrededor de los 933,33 a 1033,33 mg/L que se mantiene hasta la semana 4 y 5 respectivamente, seguida por una disminución abrupta hasta la semana 7, estabilizándose en una concentración de 76,66 mg/L en las posteriores semanas presenta un descenso gradual hasta que en la semana 12 presenta una concentración de 36 mg/L. En la columna B se observa un patrón más moderado, con un valor inicial cercano a 633,33 mg/L, una reducción progresiva hasta la semana 6 y un leve ascenso hacia las semanas 7 y 8, con una concentración de 360 y 350 mg/L respectivamente, posiblemente asociado a una liberación secundaria de magnesio desde la matriz orgánica o desde procesos de disolución mineral. En cuanto a la columna C mantiene una mayor estabilidad, con concentraciones que oscilan entre 390 y 473,33 mg/L durante el periodo que va desde la semana 4 a 8, seguido de un descenso progresivo hasta llegar a una concentración final de 40 mg/L en la semana 12. El comportamiento de la concentración de magnesio corresponde a estudios realizados por **Lyu et al. (2023)**, donde muestra que al ser el magnesio requerido como cofactor enzimático, favoreciendo el metabolismo energético y la replicación celular, mientras menos sea el valor mayor consumo por parte del consorcio microbiano muestra dentro de los biorreactores.

Hierro

Figura 20

Resultados semanales de hierro en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

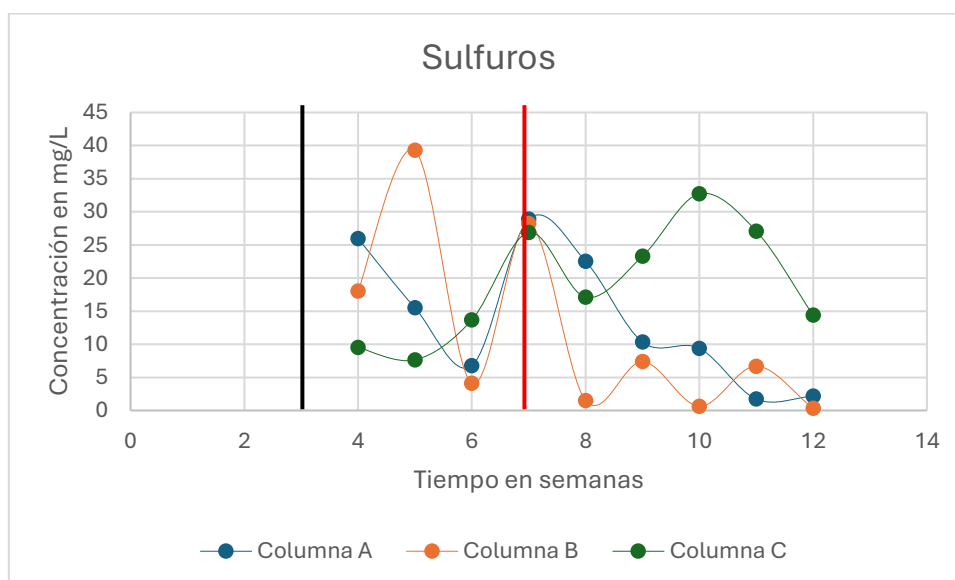
En la **Figura 20** se observa que la columna A inicia con una concentración de 65,80 mg/L, seguida de un incremento hasta alcanzar un valor máximo de 81,20 mg/L. Posteriormente, en la semana 6 esta columna presenta una disminución abrupta y se estabiliza en niveles inferiores a 5 mg/L durante el resto del periodo de análisis y presenta una concentración de 2,46 mg/L en la semana 12, la estabilidad presentada por la Columna A y su concentraciones son adecuados en la generación de biogás ya que en estudios realizados por **Ferousi et al. (2017)**, los valores de hierro considerados estables suelen encontrarse entre 1 y 5 mg/L, ya que en este rango puede actuar como cofactor enzimático sin afectar negativamente la actividad microbiana. En cuanto a la Columna B, se registra un valor inicial de 22,44 mg/L, seguido de un ascenso en la semana 5 llegando a una concentración de 54,86 mg/L, mientras que en la semana 6 y 7 presenta valores de 23,43 y 19,26 mg/L respectivamente, finalmente presenta aumenta relativamente constante hasta la semana 11 y se presenta con una concentración en la semana 12 de 26,03 mg/L, lo que indica una dinámica más controlada. Por su parte, la columna C muestra un comportamiento más inestable, con concentración en la semana 1 de 42,13 mg/L, posteriormente se evidencia una disminución en la semana 5 a 11,26 mg/L, mismo que mantiene una estabilidad hasta la semana 7 donde presenta un nuevo descenso llegando a presentar una concentración de 1,73 mg/L, seguido de una ascenso progresivo hasta la semana 11 donde se tiene una concentración de 33,26 mg/L y finalmente en la semana 12 se tiene un valor similar al de la Columna B en ese punto. Estos valores están fuera del rango registrados en procesos

anaerobios y de obtención de biogás, se conoce que valores superiores a los 10 mg/L puede generar precipitados o toxicidad, afectando el equilibrio del sistema, pero esta diferencia en las tendencias podría estar asociada a variaciones en la actividad microbiana, disponibilidad de nutrientes o interacción con otros iones presentes en el medio (Bryce et al., 2018). Además, (Aziz et al., 2004) indica que los límites permitidos en vertederos convencionales es de 0,5 a 10mg/L de hierro para descargar en cuerpos receptores.

Sulfuro

Figura 21

Resultados semanales de sulfuro en el lixiviado de los biorreactores



Nota: Columna A: Control, Columna B: Tratamiento 1, Columna C: Réplica del tratamiento, línea negra: aplicación de medio basal y línea roja: aplicación del PEC.

La cantidad de sulfuros de las tres columnas analizadas presentó cambios notables. Durante la primera semana, los valores fluctuaron entre 9,5 a 25,9 mg/L, en la Columna B, hubo un aumento abrupto que la llevó a casi 40 mg/L, siendo este el valor más alto registrado. Entre las semanas 6 y 7, las tres columnas presentaron concentraciones similares, lo cual sugiere que hubo una estabilización temporal en el sistema, este crecimiento inicial es provocado por las bacterias reductores de sulfato, lo que permite tener concentraciones proporcionales en el sistema (Zhang et al., 2022). En la semana 8, se observó una baja abrupta en la Columna B mostrando una concentración de 1,49 mg/L, y fluctúa a concentraciones de 7,38 mg/L en la semana 9 y se mantuvieron en ese rango

hasta la semana 12 donde presento una concentración de 0,32 mg/L. Por su parte, la Columna A mostró un descenso más controlado, reduciendo sus valores antes de acercarse a los de la Columna B en las últimas semanas con una concentración de 2,16 mg/L. Este comportamiento podría indicar que el sistema anaerobio la carga de materia orgánica y concentración de sulfatos que por la acción de las bacterias sulfatoredutores tienden a hacer más toxico al sistema y baja la producción de biogás (Onodera et al., 2024). Bajo este contexto se observa que la Columna C mostró un comportamiento diferente, con una tendencia ascendente sostenida desde la semana 6, superando los 30 mg/L entre las semanas 9 y 10, seguido de un descenso en la semana 11 y 12 con concentraciones de 27,08 y 14, 38 mg/L, respectivamente. Esto podría indicar un mayor número de sulfato reductor o una menor eficiencia en la eliminación de sulfuro. La presencia de sulfato en niveles moderados, en algunos casos y en ciertas condiciones, puede ser favorable porque participa en la degradación de compuestos orgánicos recalcitrantes, pero cuando el sulfato está por encima de 2000 mg/L, el H₂S que se genera se acumula en el sistema y puede cambiar la estructura de la comunidad microbiana, disminuir la tasa de producción de metano y deteriorar la calidad del biogás (Plugge et al., 2011). Además, la presencia de concentraciones muy bajas de sulfatos y sulfuros sugiere que el sulfuro se está precipitando principalmente en forma de compuestos metálicos insolubles, tales como FeS, ZnS o NiS. Este proceso ocurre cuando el H₂S producido por las bacterias que reducen sulfato entra en contacto con metales disueltos en el lixiviado (Thanh et al., 2016).

Demanda Bioquímica De Oxígeno

Tabla 9

Caracterización de DBO₅ en el lixiviado

Semana	Columna A mg O₂/L	Columna B mg O₂/L	Columna C mg O₂/L
4	6000	7661,3	13400
8	8800	9600	5600
12	4400	10600	9400

La concentración de DBO₅ en la Columna A inicia con un valor de 6000 mg O₂/L. En la Columna B, se registra una concentración de 7661,3 mg O₂/L, mientras que la Columna C presenta la concentración más alta, con 13400 mg O₂/L. A pesar de que los valores, especialmente en la Columna C, son elevados, pero se encuentran dentro de los rangos

habituales para procesos anaerobios. En la semana 8, la Columna A muestra un incremento, alcanzando los 8800 mg O₂/L, la Columna B también presenta una elevación, con un valor de 9600 mg O₂/L. En contraste, la Columna C evidencia una disminución significativa, alcanzando una concentración de 5600 mg O₂/L. Este comportamiento sugiere que en las Columnas A y B, el proceso anaerobio y la adaptación microbiana siguen una evolución normal, en la cual se espera una reducción progresiva de la DBO₅. No obstante, en la semana 12 se observa que la Columna A mantiene un equilibrio entre la degradación de materia orgánica y la disminución de la concentración. Por el contrario, las Columnas B y C muestran un aumento en sus concentraciones. Esta elevación podría atribuirse a la liberación de compuestos biodegradables resultante del tratamiento aplicado, junto con un consumo más lento por parte del consorcio microbiano, posiblemente en proceso de ajuste o con actividad limitada frente a la nueva carga orgánica (Syafudin et al., 2015).

Análisis estadístico

Todos los datos fueron previamente sometidos a la prueba de Shapiro-Wilk, la cual permite evaluar si una distribución se ajusta al modelo normal. Este procedimiento se fundamenta en el valor p: si dicho valor es superior a 0,05, se asume normalidad en los datos, en cambio, si es inferior a ese umbral, se interpreta que los datos no siguen una distribución normal. Los resultados que se presentan son los que demuestran diferencia significativa, los que no cumplen con este supuesto se muestra en la parte de anexos.

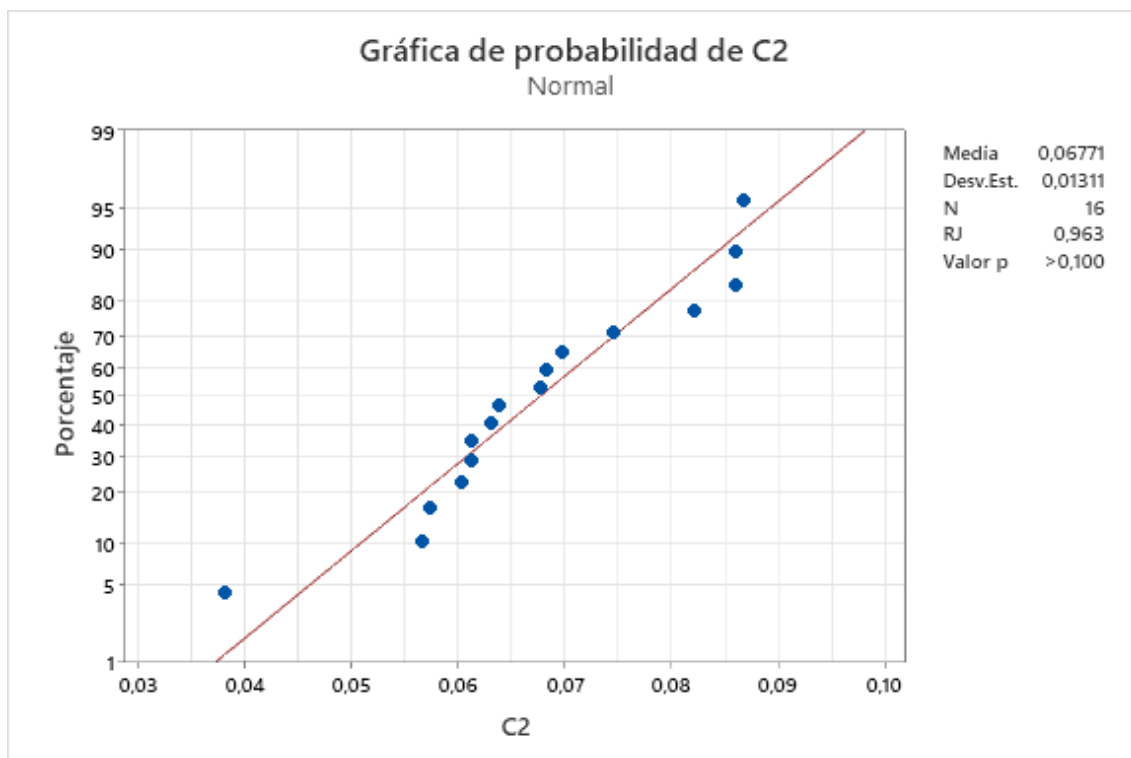
Producción de biogás

Los valores considerados para el análisis estadístico relacionado con la producción de biogás corresponden a aquellos obtenidos una vez alcanzada la estabilidad del sistema, lo cual ocurre a partir de la semana 5, tanto en la Columna A como en la Columna B.

A continuación, se presentan los parámetros que presentan diferencia estadísticamente significativa.

Figura 22

Análisis de Shapiro-Wilk para la producción de biogás



Se observa en la **Figura 22** valores de desviación estándar de 0,01311, correspondiente a un conjunto de datos compuesto ($N = 16$). El coeficiente de correlación R obtenido fue de 0,963, mientras que el valor p asociado superó el umbral de 0,100. Este resultado indica que los datos presentan un comportamiento compatible con la distribución normal, por lo que es procedente la aplicación de un análisis de varianza (ANOVA) bajo los supuestos estadísticos del modelo.

Tabla 10

Análisis de Varianza de producción de biogás en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos	1	0,000972	0,000972	8,47	0,011
Error	14	0,001607	0,000115		
Total	15	0,002579			

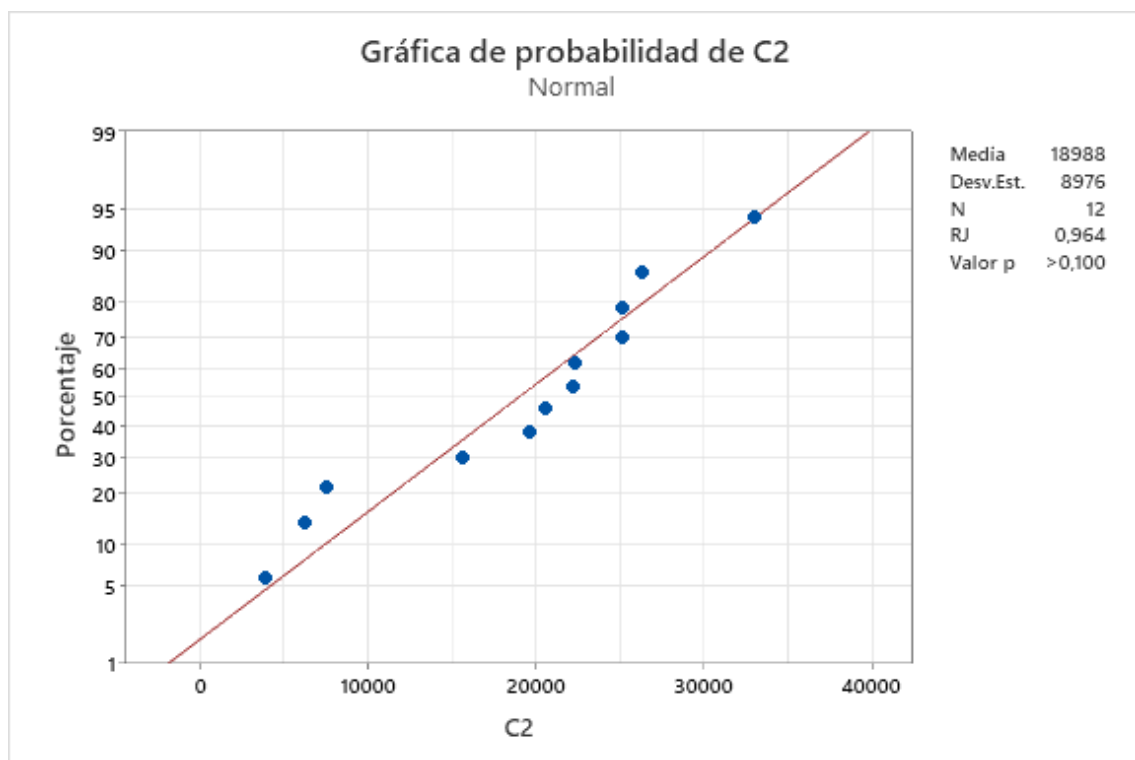
La **Tabla 10** presenta los resultados del análisis de varianza realizado sobre las concentraciones Molar de CH_4 bajo dos condiciones experimentales: columna A (control)

y columna B (tratamiento). El valor del estadístico F obtenido fue 8,47 y el correspondiente nivel de significancia alcanzó $p = 0,011$. Estos datos indican que las medias de los grupos comparados son estadísticamente distintas, sugiriendo que el tratamiento aplicado en la columna B con PEC generó un efecto observable sobre la concentración de Biogás, de acuerdo con los supuestos del modelo ANOVA. Esto demuestra que se ha producido una diferencia del 37,68% más con respecto a la Columna A.

Demanda Química de Oxígeno

Figura 23

Análisis de Shapiro-Wilk para DQO



Se observa en la **Figura 23** valores de desviación estándar de 8976, correspondiente a un conjunto de datos compuesto ($N = 12$). El coeficiente de correlación R obtenido fue de 0,964, mientras que el valor p asociado superó el umbral de 0,100. Este resultado indica que los datos presentan un comportamiento compatible con la distribución normal, por lo que es procedente la aplicación de un análisis de varianza (ANOVA) bajo los supuestos estadísticos del modelo.

Tabla 11

Análisis de Varianza de DQO en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento)

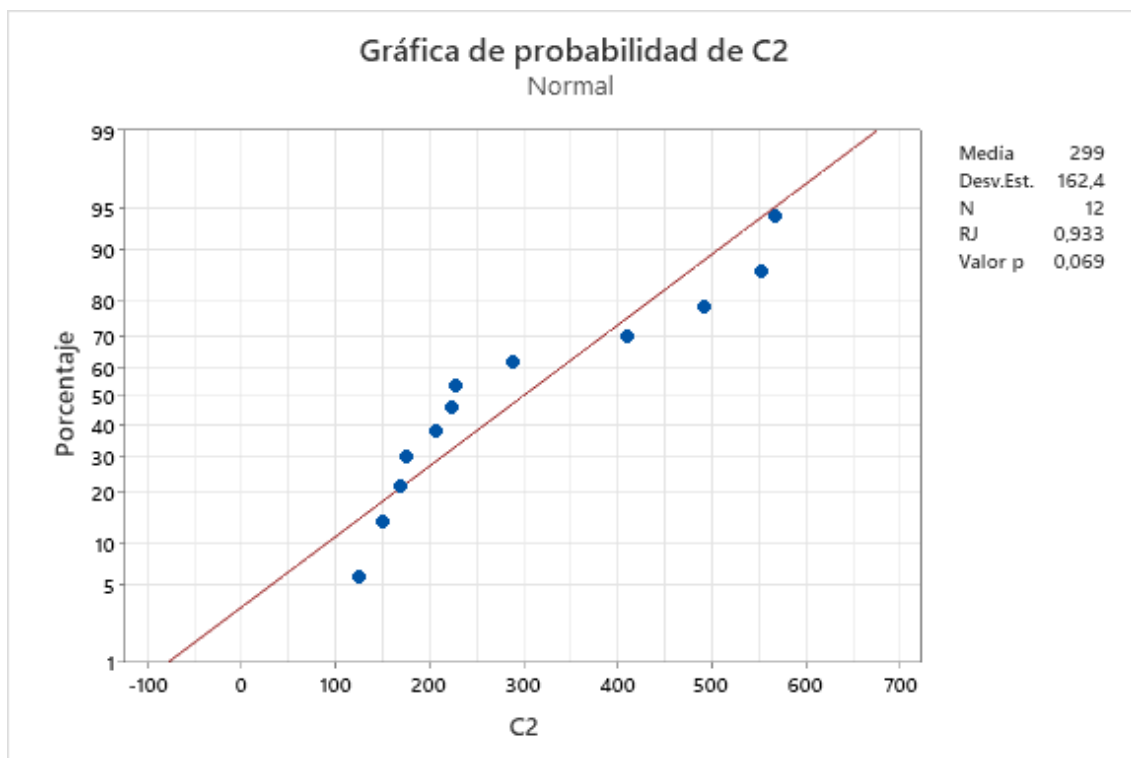
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos	1	428152605	428152605	9,35	0,012
Error	10	458071031	45807103		
Total	11	886223635			

La **Tabla 11** presenta los resultados del análisis de varianza realizado sobre las concentraciones de DQO bajo dos condiciones experimentales: columna A (control) y columna B (tratamiento). El valor del estadístico F obtenido fue 9,35 y el correspondiente nivel de significancia alcanzó $p = 0,012$. Estos datos indican que las medias de los grupos comparados presentan diferencias estadísticamente significativas, sugiriendo que el tratamiento aplicado en la columna B con PEC generó un efecto observable sobre DQO.

Fosfatos

Figura 24

Análisis de Shapiro-Wilk para fosfatos



Se observa en la **Figura 24** valores de desviación estándar de 162,4, correspondiente a un conjunto de datos compuesto por ($N = 12$). El coeficiente de correlación R obtenido fue de 0,933, mientras que el valor p asociado superó el umbral de 0,069. Este resultado indica que los datos presentan un comportamiento compatible con la distribución normal, por lo que es procedente la aplicación de un análisis de varianza (ANOVA) bajo los supuestos estadísticos del modelo.

Tabla 12

Análisis de Varianza de fosfatos en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos	1	130347	130347	8,17	0,017
Error	10	159593	15959		
Total	11	289940			

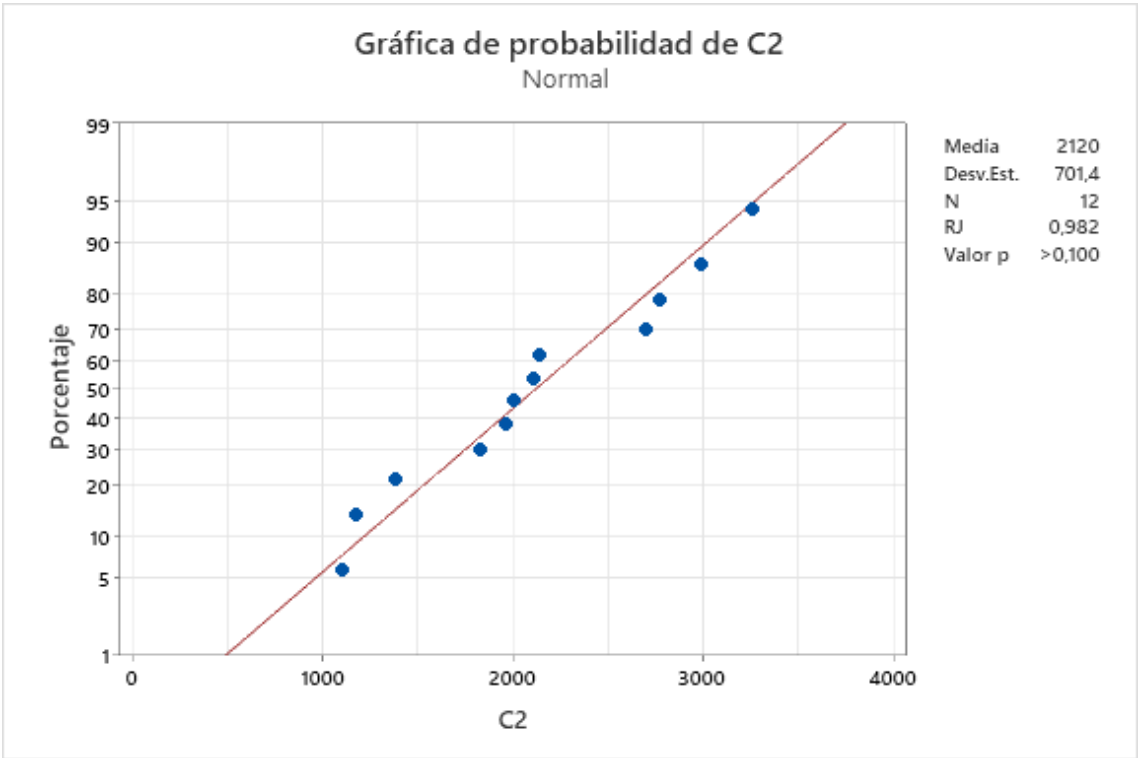
La **Tabla 12** presenta los resultados del análisis de varianza realizado sobre las concentraciones de Fosfatos bajo dos condiciones experimentales: Columna A (Control)

y Columna B (Tratamiento). El valor del estadístico F obtenido fue 8,17 y el correspondiente nivel de significancia alcanzó $p = 0,017$. Estos datos indican que las medias de los grupos comparados son estadísticamente distintas, sugiriendo que el tratamiento aplicado en la columna B con PEC generó un efecto observable sobre la concentración de fosfatos, de acuerdo con los supuestos del modelo ANOVA.

Amonio

Figura 25

Análisis de Shapiro-Wilk para amonio



Se observa en la **Figura 25** valores de desviación estándar de 701,4, correspondiente a un conjunto de datos compuesto ($N = 12$). El coeficiente de correlación R obtenido fue de 0,982, mientras que el valor p asociado superó el umbral de 0,100. Este resultado indica que los datos presentan un comportamiento compatible con la distribución normal, por lo que es procedente la aplicación de un análisis de varianza (ANOVA) bajo los supuestos estadísticos del modelo.

Tabla 13

Análisis de Varianza de amonio en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento)

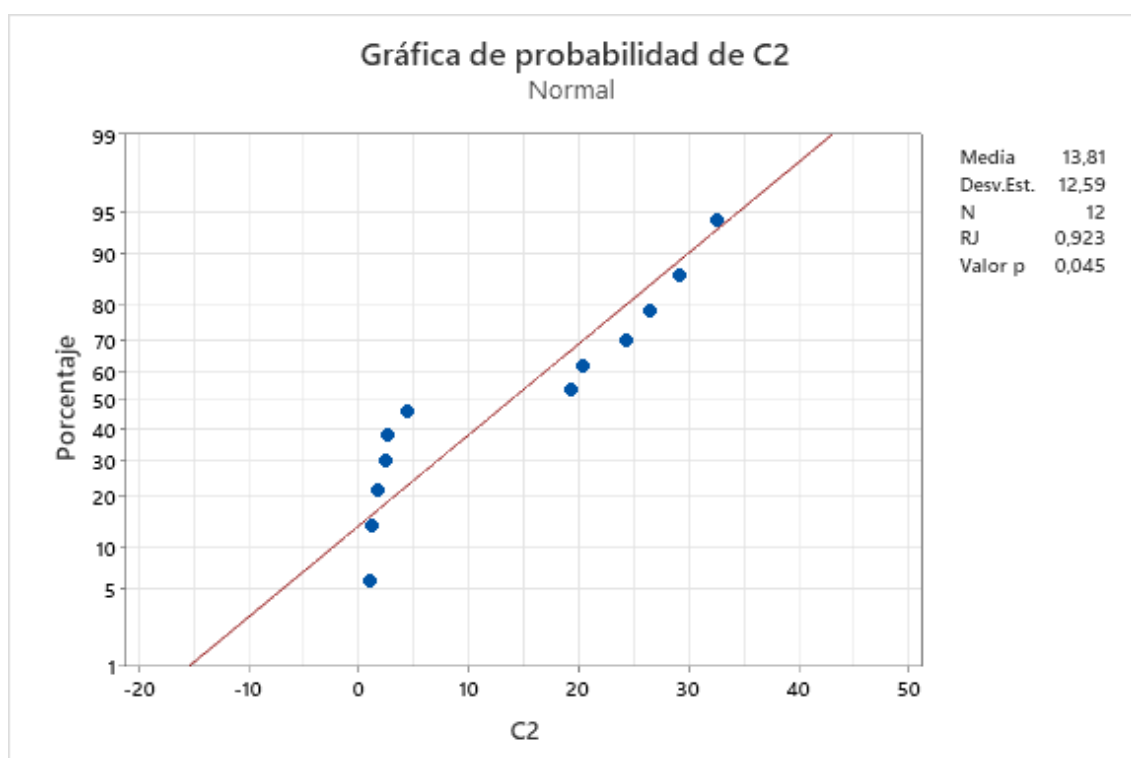
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamientos	1	2696428	2696428	9,93	0,010
Error	10	2715206	271521		
Total	11	5411634			

La **Tabla 1** presenta los resultados del análisis de varianza realizado sobre las concentraciones de Fosfatos bajo dos condiciones experimentales: columna A (control) y columna B (tratamiento). El valor del estadístico F obtenido fue 9,93 y el correspondiente nivel de significancia alcanzó $p = 0,010$. Estos datos indican que las medias de los grupos comparados son estadísticamente distintas, sugiriendo que el tratamiento aplicado en la columna B con PEC generó un efecto observable sobre la concentración de Amonio, de acuerdo con los supuestos del modelo ANOVA.

Hierro

Figura 26

Análisis de Shapiro-Wilk para Hierro



Se observa en la Figura 26 valores de desviación estándar de 12,59, correspondiente a un conjunto de datos compuesto ($N = 12$). El coeficiente de correlación R obtenido fue de 0,923, mientras que el valor p asociado superó el umbral de 0,045. Este resultado indica que los datos presentan un comportamiento no compatible con la distribución normal, por lo que es procedente la aplicación de un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis.

Tabla 14

Estadísticas descriptivas de hierro en función de Columna A (Control) vs Columna B (Tratamiento)

Tratamientos	N	Mediana	Clasificación de medias	Valor Z
CA	6	2,1167	3,5	-2,88
CB	6	25,4333	9,5	2,88
General	12		6,5	

Tabla 15

Prueba de hipótesis para hierro

Hipótesis nula	H ₀ : Todas las medianas son iguales	
Hipótesis alterna	H ₁ : Al menos una mediana es diferente	
GL	Valor H	Valor p
1	8,31	0,004

Al aplicar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis a la Columna A (control) y la Columna B (tratamiento) para el hierro (Fe), se obtuvo un estadístico H igual a 8,31 y un valor p de 0,004. Como el valor p es claramente menor al umbral habitual de significación estadística ($\alpha = 0,05$), se rechaza la hipótesis nula y se establece que al menos una mediana es distinta entre los dos grupos. Desde un análisis descriptivo, la mediana de hierro en la Columna B fue de 25,4333 mg/L, cifra que supera de manera notable los 2,1167 mg/L

observados en la Columna A. Estos hallazgos indican que el tratamiento aplicado en la Columna B, que incorporó PEC, produjo un incremento significativo en la concentración de hierro respecto al grupo control.

CAPÍTULO IV.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. Conclusiones

- El ambiente controlado del vertedero biorreactor evidenció que el uso del producto enzimático EM-1 incrementó la producción de biogás, alcanzando una actividad metanogénica específica de 0,009 mmol CH₄/g SV·día, frente a 0,001 mmol CH₄/g SV·día en el control. No obstante, este aumento estuvo asociado a una mayor carga orgánica en el lixiviado, con concentraciones de DQO superiores a 10.000 mg/L, en comparación con los 5.000 mg/L del control. Así, se concluye que EM-1 mejora la eficiencia metanogénica, pero también incrementa el impacto sobre la calidad del lixiviado.
- Se implementaron vertederos biorreactores utilizando lodo con alta humedad (82,12 %) y un 39,57 % de sólidos volátiles, lo que lo hace apto como sustrato en digestión anaerobia. El compost aportó estructura y nutrientes gracias a su elevado contenido de sólidos totales (56,45 %) y pH de 6,82. Por su parte, los residuos verdes se caracterizaron por su alta biodegradabilidad, con un 84,42 % de sólidos volátiles. La combinación de estos materiales permitió establecer condiciones favorables para la generación de biogás.
- La cuantificación de biogás en los vertederos biorreactores mostró que el tratamiento generó 0,080 moles de CH₄, frente a 0,060 moles en el control. Este aumento del 37 %, respaldado por análisis estadístico, refleja una mayor eficiencia en la conversión de materia orgánica. Así, el tratamiento enzimático demostró potenciar la actividad metanogénica, siendo una estrategia efectiva para optimizar la producción de biogás en condiciones controladas.
- La calidad del lixiviado está relacionada con la reducción de la carga orgánica. Los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas en DQO, fosfatos, hierro y nitrógeno amoniacal, con valores p de 0,012, 0,017, 0,004 y 0,010, respectivamente. Aunque el tratamiento con EM-1 mejoró la eficiencia en la degradación, por tal razón las concentraciones de estos parámetros fueron más altas en el tratamiento que en control. Esto sugiere que, a pesar de la mejora en la degradación, se requiere un tiempo para reducir completamente la carga orgánica residual del lixiviado.

4.2. Recomendaciones

- Se sugiere introducir consorcios microbianos anaerobios metanogénicos cuidadosamente seleccionados para corregir el desequilibrio en la acumulación de compuestos orgánicos en los lixiviados. Al sumar estos microorganismos especializados en la fase metanogénica, se facilita una conversión más rápida y completa de los compuestos intermedios en metano, disminuyendo la cantidad de sustratos que quedan sin tratar. Esa mejora, a su vez, ayuda a estabilizar el sistema biológico del biorreactor, optimiza la degradación de la carga orgánica y eleva la calidad del lixiviado que se genera al final del proceso. Igualmente, reduce el riesgo de inhibiciones metabólicas causadas por una sobrecarga de materia orgánica.
- Se aconseja medir la pureza del biogás con cromatografía de gases, esta técnica permite cuantificar con exactitud el metano y los demás componentes de la mezcla que sale de los biorreactores. Con estas curvas cromatográficas se puede conocer la fracción de dióxido de carbono, ácido sulfhídrico, oxígeno, nitrógeno y otros gases traza, dato clave para valorar el poder energético del biogás y afinar las condiciones de operación del sistema.
- Se recomienda extender el tiempo de estabilización de los vertederos biorreactores antes de aplicar los tratamientos, ya que una fase prolongada favorece una mejor formación de poros. Esta condición estructural mejora la dinámica de intercambio entre el biogás y los nutrientes presentes en el lixiviado, optimizando así el desempeño del sistema.

MATERIALES DE REFERENCIA

- Abuabdou, S. M. A., Ahmad, W., Aun, N. C., & Bashir, M. J. K. (2020). A review of anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) for the treatment of highly contaminated landfill leachate and biogas production: Effectiveness, limitations and future perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120215. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120215>
- Alengebawy, A., Ran, Y., Osman, A. I., Jin, K., Samer, M., & Ai, P. (2024). Anaerobic digestion of agricultural waste for biogas production and sustainable bioenergy recovery: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 22(6), 2641-2668. <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01789-1>
- Alulema, L., & Salome, A. (2024). *Manejo de los residuos sólidos urbanos en el cantón Ambato al año 2022. Desafíos hacia la gestión integral*. <http://repositorio.flacsoandes.edu.ec/handle/10469/21277>
- Al-Zoubi, A. I., Alkhamis, T. M., & Alzoubi, H. A. (2024). Optimized biogas production from poultry manure with respect to pH, C/N, and temperature. *Results in Engineering*, 22, 102040. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102040>
- Amerian, T., Farnood, R., Sarathy, S., & Santoro, D. (2020). Effects of total suspended solids, particle size, and effluent temperature on the kinetics of peracetic acid decomposition in municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 80(12), 2299-2309. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.047>
- Aniza, R., Chen, W.-H., Yang, F.-C., Pugazhendh, A., & Singh, Y. (2022). Integrating Taguchi method and artificial neural network for predicting and maximizing biofuel production via torrefaction and pyrolysis. *Bioresource Technology*, 343, 126140. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126140>
- Appels, L., Baeyens, J., Degreè, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755-781. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
- Aramendis, Rafael. (2023). *Bioinsumos de uso agrícola: Situación y perspectivas en América Latina y el Caribe | Comisión Económica para América Latina y el Caribe*. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/68714-bioinsumos-uso-agricola-situacion-perspectivas-america-latina-caribe>
- Aworanti, O. A., Ajani, A. O., Agbede, O. O., Agarry, S. E., Ogunkunle, O., Laseinde, O. T., Kalam, M. A., & Fattah, I. M. R. (2023). Enhancing and upgrading biogas and

- biomethane production in anaerobic digestion: A comprehensive review. *Frontiers in Energy Research*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2023.1170133>
- Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Adlan, M. N., Adnan, N. H., & Alias, S. (2004). Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter. *Waste Management*, 24(4), 353-358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.10.006>
- Baettker, E. C., Kozak, C., Knapik, H., & Aisse, M. M. (2020). Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere*, 251. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414>
- Banadkooki, F. B., Ehteram, M., Panahi, S., Sammen, S. S., Othman, F., & El-Shafie, A. (2020). Estimation of total dissolved solids (TDS) using new hybrid machine learning models. *Journal of Hydrology*, 587. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124989>
- Bhatt, A. H., & Tao, L. (2020). Economic Perspectives of Biogas Production via Anaerobic Digestion. *Bioengineering*, 7(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/bioengineering7030074>
- Bryce, C., Blackwell, N., Schmidt, C., Otte, J., Huang, Y.-M., Kleindienst, S., Tomaszewski, E., Schad, M., Warter, V., Peng, C., Byrne, J. M., & Kappler, A. (2018). Microbial anaerobic Fe(II) oxidation – Ecology, mechanisms and environmental implications. *Environmental Microbiology*, 20(10), 3462-3483. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.14328>
- Burneo, D., Cansino, J. M., & Yñiguez, R. (2020). Environmental and Socioeconomic Impacts of Urban Waste Recycling as Part of Circular Economy. The Case of Cuenca (Ecuador). *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su12083406>
- Cabrera, C. (2022). *La Emapa y la UTA adquieren conocimientos sobre la caracterización de fangos – EP-EMAPA-A*. <https://www.emapa.gob.ec/2023/03/22/la-emapa-y-la-uta-adquieren-conocimientos-sobre-la-caracterizacion-de-fangos/>
- Capua, F. D., Papirio, S., Matassa, S., Pirozzi, F., & Esposito, G. (2024). Phosphorus release from sewage sludge and digestate driven by biological sulfate reduction: Effect of feed sulfate concentration and thermal hydrolysis. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 10(11), 2897-2905. <https://doi.org/10.1039/D4EW00322E>

- Castro, H. F., Williams, N. H., & Ogram, A. (2000). Phylogeny of sulfate-reducing bacterial. *FEMS Microbiology Ecology*, 31(1), 1-9. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2000.tb00665.x>
- Chamas, Z., Abou Najm, M., Al-Hindi, M., Yassine, A., & Khattar, R. (2021). Sustainable resource optimization under water-energy-food-carbon nexus. *Journal of Cleaner Production*, 278, 123894. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123894>
- Chen, D., Cheng, Y., Zhou, N., Chen, P., Wang, Y., Li, K., Huo, S., Cheng, P., Peng, P., Zhang, R., Wang, L., Liu, H., Liu, Y., & Ruan, R. (2020). Photocatalytic degradation of organic pollutants using TiO₂-based photocatalysts: A review. *Journal of Cleaner Production*, 268, 121725. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121725>
- Chen, Y., Yutang, X., Wang, G., Shi, W.-Q., Sun, L., Chen, Y., & Miao, A. (2020). A pilot-scale test on the treatment of biological pretreated leachate by the synergy of ozonation-biological treatment-catalytic ozonation. *Environmental Engineering Research*, 26, 49-56. <https://doi.org/10.4491/eer.2020.349>
- Coello, M. M. L. (2022). *informe preliminar de rendición de cuentas*.
- Control Bío. (2025). *EM Microorganismos eficaces en agricultura. Grupos y beneficios que reportan a los cultivos*. https://controlbio.es/blog/c/130_microorganismos-eficaces-em-usos-y-beneficios-para-la-agricultura.html?utm_source=chatgpt.com
- Corredor, S. M., & Chaparro, A. T. R. (2022). Evaluación de la actividad metanogénica específica rápida en lodo granular de industria de bebidas no alcohólicas: Estudio preliminar. *Revista RedBioLAC*, 6(2), 24-31.
- Deepika, D., Sharma, R. P., Schuhmacher, M., & Kumar, V. (2021). Risk Assessment of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) using Dynamic Age Dependent Physiologically based Pharmacokinetic Model (PBPK) across Human Lifetime. *Environmental Research*, 199, 111287. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111287>
- El Hachimi, O., Tiwari, B. R., Drogui, P., Brar, S. K., & Blais, J.-F. (2025). Advances in membrane bioreactor for landfill leachate treatment: A review of characterization, challenges, and novel configurations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(3), 116653. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116653>

- EMGIRS. (2025, marzo 13). *Plan piloto de recolección diferenciada y puesta en marcha de la planta de separación de residuos sólidos urbanos*. https://emgirs.gob.ec/index.php/noticiasep/833?utm_source=chatgpt.com
- Farhangi, M. B., Ghasemzadeh, Z., Ghorbanzadeh, N., Khalilirad, M., & Unc, A. (2021). Phosphate removal from landfill leachate using ferric iron bioremediation under anaerobic condition. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23(4), 1576-1587. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01239-y>
- Fei, P., Luo, Y., Lai, N., & Wu, H. (2021). Biosynthesis of (R)-3-hydroxybutyric acid from syngas-derived acetate in engineered *Escherichia coli*. *Bioresource Technology*, 336, 125323. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125323>
- Ferousi, C., Lindhoud, S., Baymann, F., Kartal, B., Jetten, M. S., & Reimann, J. (2017). Iron assimilation and utilization in anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Current Opinion in Chemical Biology*, 37, 129-136. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2017.03.009>
- Gajdács, M., Németh, A., Knausz, M., Barrak, I., Stájer, A., Mestyán, G., Melegh, S., Nyul, A., Tóth, Á., Ágoston, Z., & Urbán, E. (2020). Streptococcus suis: An Underestimated Emerging Pathogen in Hungary? *Microorganisms*, 8(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8091292>
- Garzón, P., de Lourdes Ochoa-Herrera, V., & Peñafiel, R. (2015). Estudio de la generación de gas metano a partir del agua residual del proceso de extracción de aceite crudo de palma en biodigestores experimentales. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, 7(2). <https://revistas.usfq.edu.ec/index.php/avances/article/view/274>
- Garzón, P., Ochoa-Herrera, V. de L., & Peñafiel, R. (2015). Estudio de la generación de gas metano a partir del agua residual del proceso de extracción de aceite crudo de palma en biodigestores experimentales. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, 7(2), Article 2. <https://doi.org/10.18272/aci.v7i2.274>
- Geng, H., Xu, Y., Dai, X., & Yang, D. (2024). Abiotic and biotic roles of metals in the anaerobic digestion of sewage sludge: A review. *Science of The Total Environment*, 912, 169313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169313>
- Geoengineer. (2021). *Bioreactor Landfills in the United States: An Overview*. <https://www.geoengineer.org/education/web-class-projects/ce-176-environmental-geotechnics/assignments/bioreactor-landfills>
- Georgin, J., de O. Salomón, Y. L., Franco, D. S. P., Netto, M. S., Piccilli, D. G. A., Perondi, D., Silva, L. F. O., Foletto, E. L., & Dotto, G. L. (2021). Development of highly

- porous activated carbon from *Jacaranda mimosifolia* seed pods for remarkable removal of aqueous-phase ketoprofen. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105676. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105676>
- Giron Velasquez, J. (2023). *Efecto de los efluentes de extracción de aceite crudo de palma en la actividad metanogénica específica en la empresa servicios agrarios de Pucallpa SAC.-Perú, 2023*. <https://repositorio.unas.edu.pe/items/77eac484-4baf-4938-8d51-4611e774b8d3>
- Gómez, J. B., & Bardales, J. M. D. (2020). Gestión de residuos sólidos urbanos y su impacto medioambiental. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 4(2), 993-1008.
- Grandclément, C., Seyssiecq, I., Piram, A., Wong-Wah-Chung, P., Vanot, G., Tiliacos, N., Roche, N., & Doumenq, P. (2017). From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. *Water Research*, 111, 297-317. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.005>
- Greci, M.-P. (2022). Diagnóstico Sectorial De La Gestión Integral De Residuos Y Desechos Sólidos No Peligrosos En Municipios Del Ecuador. *ministerio del ambiente, agua y transición ecológica*, 1-31.
- Grgas, D., Rukavina, M., Bešlo, D., Štefanac, T., Crnek, V., Šikić, T., Habuda-Stanić, M., & Landeka Dragičević, T. (2023). The Bacterial Degradation of Lignin—A Review. *Water*, 15(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/w15071272>
- Guadamud Mejía, J. A. (2023). *Gestión de Lodos Generados en una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas del Distrito Metropolitano de Quito, Sector Quitumbe para su uso como Abono Orgánico*.
- HANNA instruments. (2020). *Fotómetro multiparamétrico y medidor de pH para agua y aguas residuales (con DQO) » HANNA® instruments Ecuador*. <https://hannainst.ec/productos/linea/analisis-de-agua/fotometro-multiparametrico-y-medidor-de-ph-para-agua-y-aguas-residuales-con-dqo/>
- Hanna Instruments. (2022). *Tabla De Contenido; Inspeccion Preliminar; Abreviaturas; Descripcion General—infoAgro HI 83200 Manual De Instrucciones [Página 2]*. ManualsLib. <https://www.manualslib.es/manual/26973/Infoagro-Hi-83200.html>
- Haq, I., Mazumder, P., & Kalamdhad, A. S. (2020). Recent advances in removal of lignin from paper industry wastewater and its industrial applications – A review.

- Bioresource Technology*, 312, 123636.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123636>
- Imen, S., Croll, H. C., McLellan, N. L., Bartlett, M., Lehman, G., & Jacangelo, J. G. (2023). Application of machine learning at wastewater treatment facilities: A review of the science, challenges and barriers by level of implementation. *Environmental Technology Reviews*.
<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/21622515.2023.2242015>
- Jiménez, D. F. R. (2021). Sistema de medición y control de temperatura para un prototipo de planta de tratamiento de aguas residuales. *Investigación e Innovación en Ingenierías*, 9(1), 100-113.
- Kabakci, Y., Kosar, S., Dogan, O., Uctug, F. G., & Arikan, O. A. (2024). Effect of direct enzyme addition on the anaerobic digestion of OFMSW. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 37, 101415. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2023.101415>
- Karasuta, C., Wang, X., Zheng, X., Chen, Y., & Chen, Z. (2020). Effect of hydraulic retention time on effluent pH in anammox bioreactors: Characteristics of effluent pH and pH as an indicator of reactor performance. *Journal of environmental management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111716>
- Kaur, G., Basak, N., & Kumar, S. (2024). State-of-the-art techniques to enhance biomethane/biogas production in thermophilic anaerobic digestion. *Process Safety and Environmental Protection*, 186, 104-117.
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2024.03.123>
- Kurniawan, T. A., Yap, P.-S., & Chen, Z. (2025). Techniques for pollutant removal, nutrient recovery, and energy production from landfill leachates: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 23(2), 517-577.
<https://doi.org/10.1007/s10311-024-01805-4>
- La Hora. (2023). *Mercado Mayorista de Ambato busca reutilizar los desperdicios que genera*. LA HORA. <https://www.lahora.com.ec/tungurahua/Mercado-Mayorista-de-Ambato-busca-reutilizar-los-desperdicios-que-genera-20230430-0021.html>
- Leal, C. S., Río, Á. D., Mesquita, D., Amaral, A. L., Castro, P., & Ferreira, E. (2020). Sludge volume index and suspended solids estimation of mature aerobic granular sludge by quantitative image analysis and chemometric tools. *Separation and Purification Technology*, 234. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116049>
- Li, P., Yuan, D., & Lin, K. (2020). Determination of nanomolar dissolved sulfides in water by coupling the classical methylene blue method with surface-enhanced Raman

- scattering detection. *Spectrochimica acta. Part A, Molecular and biomolecular spectroscopy*. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2020.119162>
- Li, Z., You, Z., Zhang, L., & Chen, H. (2024). Effect of total solids content on anaerobic digestion of waste activated sludge enhanced by high-temperature thermal hydrolysis. *Journal of Environmental Management*, 359, 120980. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120980>
- Liew, Y. X., Chan, Y. J., Manickam, S., Chong, M. F., Chong, S., Tiong, T. J., Lim, J. W., & Pan, G.-T. (2020). Enzymatic pretreatment to enhance anaerobic bioconversion of high strength wastewater to biogas: A review. *Science of The Total Environment*, 713, 136373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136373>
- Liu, Y., Jin, C., Zhang, C., Wu, J., & Li, P. (2025). Mitigating VFAs accumulation and enhancing anaerobic stability in continuous-flow leachate from waste transfer stations using zero-valent iron. *Journal of Water Process Engineering*, 73, 107442. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.107442>
- Liu, Y., Li, X., Wu, S., Tan, Z., & Yang, C. (2021). Enhancing anaerobic digestion process with addition of conductive materials. *Chemosphere*, 278, 130449. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130449>
- Lyu, M., Zhang, D., Gu, X., Chen, Y., Chu, Y., Lei, S., Ma, J., & Zhang, J. (2023). Letter to the Editor “Three cases infected with omicron subvariant XBB.1.5 in Ningbo: Case series study”. *Science of The Total Environment*, 893, 164524. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164524>
- Ma, S., Tang, Y., Ma, Y., Dong, D., Guo, L., Zhu, H., Liu, J., & Lu, Y. (2020). The pH effect on the detection of heavy metals in wastewater by laser-induced breakdown spectroscopy coupled with a phase transformation method. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 35, 198-203. <https://doi.org/10.1039/c9ja00349e>
- Mariam Sabeeh, Z. (2020). Effect of alkaline and alkaline-photocatalytic pretreatment on characteristics and biogas production of rice straw. *Bioresource technology*, 309. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123449>
- Mejia Bustillos, P. J. (2018). *Implementación de un programa de capacitación para el manejo adecuado de los residuos sólidos urbanos en paucarbamba distrito de amarilis huánuco, noviembre 2017–abril 2018*. <https://repositorio.udh.edu.pe/handle/123456789/963>
- Mendez-Ruiz, J. I., Barcia-Carreño, M. B., Mejía-Bustamante, L. J., Cornejo-Pozo, Á. K., Salas-Vázquez, C. A., & Valverde-Armas, P. E. (2023). Assessment of the

- Performance of a Water Treatment Plant in Ecuador: Hydraulic Resizing of the Treatment Units. *Sustainability*, 15(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/su15021235>
- Mendoza, A. L. C., & Barrios, R. (2020). *remoción de contaminantes orgánicos a través de microorganismos eficientes y filtración con zeolitas en la microcuenca del río carrizal, manabi, ecuador removal of organic pollutants through efficient microorganisms and filtration with zeolites in the micro-basin of the carrizal river, manabi, ecuador*. researchgate. https://www.researchgate.net/publication/352996906_remocion_de_contaminantes_organicos_a_traves_de_microorganismos_eficientes_y_filtracion_con_zeolitas_en_la_microcuenca_del_rio_carrizal_manabi_ecuador_removal_of_organic_pollutants_through_efficient_mi
- Mor, S., & Ravindra, K. (2023). Municipal solid waste landfills in lower- and middle-income countries: Environmental impacts, challenges and sustainable management practices. *Process Safety and Environmental Protection*, 174, 510-530. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.04.014>
- Nalladiyil, A., P, S., & Babu, G. L. S. (2025). Evaluation of energy recovery, pollutant removal, and microbial dynamics in aged refuse bioreactor for landfill leachate treatment. *Journal of Environmental Management*, 373, 123563. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123563>
- Nayeri, D., Mohammadi, P., Bashardoust, P., & Eshtiaghi, N. (2024). A comprehensive review on the recent development of anaerobic sludge digestions: Performance, mechanism, operational factors, and future challenges. *Results in Engineering*, 22, 102292. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102292>
- Negash, Y. T., Sarmiento, L. S. C., Tseng, M.-L., Lim, M. K., & Ali, M. H. (2021). Engagement factors for household waste sorting in Ecuador: Improving perceived convenience and environmental attitudes enhances waste sorting capacity. *Resources, Conservation and Recycling*, 175, 105893. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105893>
- Onodera, T., Takemura, Y., Aoki, M., & Syutsubo, K. (2024). Application of an anaerobic reactor for the treatment of sulfide-rich wastewater using biogas for H₂S removal. *Water Science and Technology*, 90(11), 3029-3040. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.383>

- Palominos, N., Castillo, A., Guerrero, L., Borja, R., & Huiliñir, C. (2021). Coupling of Anaerobic Digestion and Struvite Precipitation in the Same Reactor: Effect of Zeolite and Bischofite as Mg^{2+} Source. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.706730>
- Patel, N. N., Ruparelia, J., & Barve, J. (2020). Prediction of total suspended solids present in effluent of primary clarifier of industrial common effluent treatment plant: Mechanistic and fuzzy approach. *Journal of water process engineering*, 34. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101146>
- Peng, J., & Lu, L. (2023). Investigation on the development potential of rooftop PV system in Hong Kong and its environmental benefits. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 27, 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.06.030>
- Peng, W., Pivato, A., Garbo, F., & Wang, T. (2019). Stabilization of solid digestate and nitrogen removal from mature leachate in landfill simulation bioreactors packed with aged refuse. *Journal of Environmental Management*, 232, 957-963. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.007>
- Piercy, E., Sun, X., Ellis, P. R., Taylor, M., & Guo, M. (2025, enero 12). *Temporal Dynamics of Microbial Communities in Anaerobic Digestion: Influence of Temperature and Feedstock Composition on Reactor Performance and Stability*. arXiv.Org. <https://arxiv.org/abs/2501.06800v1>
- Pinpatthanapong, K., Boonnorat, J., Glanpracha, N., & Rangseesuriyachai, T. (2022). Biogas production by co-digestion of sodium hydroxide pretreated Napier grass and food waste for community sustainability. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 44, 1678-1692. <https://doi.org/10.1080/15567036.2022.2055232>
- Plugge, C. M., Zhang, W., Scholten, J. C. M., & Stams, A. J. M. (2011). Metabolic Flexibility of Sulfate-Reducing Bacteria. *Frontiers in Microbiology*, 2. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2011.00081>
- Rocamora, I., Wagland, S. T., Villa, R., Simpson, E. W., Fernández, O., & Bajón-Fernández, Y. (2020). Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. *Bioresource Technology*, 299, 122681. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122681>
- Safwat, S. M., & Matta, M. E. (2021). Environmental applications of Effective Microorganisms: A review of current knowledge and recommendations for future

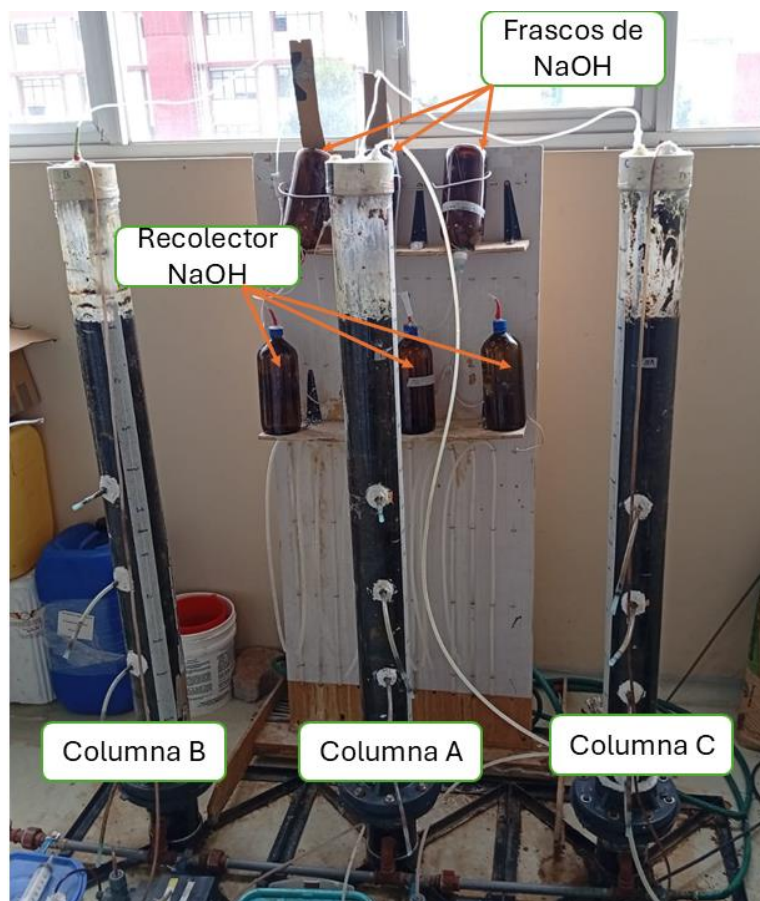
- directions. *Journal of Engineering and Applied Science*, 68(1), 48.
<https://doi.org/10.1186/s44147-021-00049-1>
- Situmorang, Y. A., Zhao, Z., Yoshida, A., Abudula, A., & Guan, G. (2020). Small-scale biomass gasification systems for power generation (<200 kW class): A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 117, 109486.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109486>
- Sunar, S. L., Kumara, M. K., Oruganti, R. K., Khadka, K. K., Panda, T. K., & Bhattacharyya, D. (2025). Pretreatment and anaerobic co-digestion of lignocellulosic biomass: Recent developments. *Bioresource Technology Reports*, 30, 102133. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2025.102133>
- Syafrudin, Sudarno, Rizqianti Hariz, A., & Arief Budiardjo, M. (2015). Factors Affecting BOD5 and TSS Removal from Wastewater Using UASB Reactor. *Journal of Environmental Science and Technology*, 8(6), 310-319.
<https://doi.org/10.3923/jest.2015.310.319>
- Tan, Y., Wan, X., Zhou, T., Wang, L., Yin, X., Ma, A., & Wang, N. (2022). Novel Zn-Fe engineered kiwi branch biochar for the removal of Pb(II) from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127349.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127349>
- Thanh, P. M., Ketheesan, B., Yan, Z., & Stuckey, D. (2016). Trace metal speciation and bioavailability in anaerobic digestion: A review. *Biotechnology Advances*, 34(2), 122-136. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.12.006>
- Villa-Achupallas, M., López, A., Díez-Montero, R., Lorena Esteban-García, A., & Lobo, A. (2024). Analysis of household waste production in Ecuador: Limitations for sustainable management in local communities. *Waste Management*, 190, 531-537.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.10.016>
- Wang, L., Ma, L., Wang, J., Zhao, X., Jing, Y., Liu, C., Xiao, Y., Li, C., Jiao, C., & Xu, M. (2024). Research Progress on the Removal of Contaminants from Wastewater by Constructed Wetland Substrate: A Review. *Water*, 16(13), Article 13.
<https://doi.org/10.3390/w16131848>
- Xu, R., Zhang, K., Liu, P., Khan, A., Xiong, J., Tian, F., & Li, X. (2020). A critical review on the interaction of substrate nutrient balance and microbial community structure and function in anaerobic co-digestion. *Bioresource technology*, 247, 1119-1127.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.095>

- Yao, L., Wang, Y., Li, R., Fu, L., Liu, Z., & Gao, X. (2024). Effects of Total Solid Content on Anaerobic Fermentation Performance and Biogas Productivity of Tail Vegetables. *Fermentation*, 10(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/fermentation10080437>
- Zhang, Z., Zhang, C., Yang, Y., Zhang, Z., Tang, Y., Su, P., & Lin, Z. (2022). A review of sulfate-reducing bacteria: Metabolism, influencing factors and application in wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 376, 134109. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134109>
- Zisopoulos, F. K., Steuer, B., Abussafy, R., Toboso-Chavero, S., Liu, Z., Tong, X., & Schraven, D. (2023). Informal recyclers as stakeholders in a circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 415, 137894. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137894>

ANEXOS

Anexo 1

Esquema de los vertederos biorreactores.



Anexo 2

Datos semanales de los análisis del lixiviado de los vertederos biorreactores (Parte 1)

Semana	Columna	pH	Conductividad (mS/cm)	ORP (mV)	Sólidos Totales (g/L)	Sólidos Volátiles (g/L)	Sólido Suspendidos totales (mg/L)	Amonio (mg/L)	Cromo VI (µg/L)	Sulfuro (mg/L)
-1	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	A	8,49	10,1±0,09	- 251,67±4,17	7,5±0,045	4,2±0,09	1180±0,24	3370±6,3	2333,33±3,09	25,974±0,05
	B	8,8	15,08±0,13	-235,7±5,1	7,3±0,67	4±0,38	1425±0,42	6106,67±7,6	2493,33±1,55	18,217±0,36
	C	7,09	13,38±0,35	- 222,33±1,85	7,2±0,32	3,9±0,62	460±0,38	5371,67±2,2	980±0,3	9,541±0,05
5	A	7,82	11,32±0,34	-182,17±1,6	5,3±0,012	2,4±0,14	115±0,24	863,33±10,4	3420±0,4	15,493±0,09
	B	6,67	16,48±0,13	-134,9±3,64	4,2±0,2	2,5±0,4	3235±0,38	895±10	1526,67±0,55	39,274±1,29
	C	6,92	11,37±0,46	-219,9±3,75	4,5±0,37	2,6±0,32	2190±0,15	1028,33±7,6	1360±0	7,641±0,05

6	A	7,06	10,94±0,07	- 145,37±1,7 2	5,9±0,21	3,7±0,35	1705±0,21	1225±8,7	83,33±2,58	6,786±0,29
	B	6,58	14,48±1,79	- 131,33±2,7 2	2,5±0,12	1,5±0,45	235±0,23	1471,67±7,6	508,67±0,07	4,094±0,09
	C	6,96	12,35±0,27	- 146,07±1,8 6	5,1±0,83	3,7±0,75	1800±0,02	1396,67±5,8	278,33±2,87	13,689±0,0 9
7	A	7,08	10,65±0,73	-149,7±0,53	4,8±0,02	2,8±0,12	1225±0,03	2111,67±7,6	156,67±1,56	28,888±0,1 9
	B	6,48	16,81±1,72	- 117,07±2,3 6	6,4±0,03	4±0,02	2030±0,21	1826,67±18, 9	78±5,29	28,223±0,5
	C	6,55	14,07±0,51	- 144,97±0,6 4	12,9±0,04	7,4±0,05	6325±0,03	3220±5	63,33±2,89	26,893±0,0 9
8	A	6,99	18,47±0,25	- 105,53±1,0 5	2,3±0,01	1,2±0,02	3195±0,29	11751±5	61,67±1,07	22,523±0,0 9
	B	6,52	19,6±0,1	- 117,13±3,2 7	3,8±0,03	1,8±0,06	5720±0,03	2010±5	6,67±2,89	1,498±0,31
	C	6,58	29,22±0,01	-158±0,26	3,1±0,33	1,6±0,15	1270±0,07	641,33±19,6	11,67±2,89	17,108±0,0 9
9	A	7,32	11,39±0,17	- 117,67±0,6 1	5,6±0,53	3,6±0,26	1270±0,14	2136,67±2,9	44±1,72	10,332±0,2

	B	6,68	13,59±0,1	- 151,43±1,1 7	7,3±0,32	4,7±0,24	1270±0,09	2698,33±2,9	3,33±2,89	7,387±0,2
	C	6,69	15,08±0,22	-186,7±0,85	9,7±0,02	5,9±0,01	1270±0,01	2381,67±7,6	36,67±1,77	23,283±0,0 9
10	A	7,37	14,11±0,09	-312,5±0,79	5,6±0,25	2,6±0,14	1270±0,04	1380±5	7,33±1,15	9,382±0,11
	B	6,44	19,58±0,01	- 162,93±1,9 2	7,9±0,32	4,9±0,43	1270±0,03	3256,67±2,9	4±2	0,643±0,05
	C	6,49	16,89±0,18	- 197,93±1,3 1	21,5±0,29	12,4±0,3 5	1270±0,12	2846,67±2,9	5,33±1,15	32,719±0,3 1
11	A	7,5	12,77±0,01	-225,3±2,16	7,5±0,36	4,9±0,18	1270±0,16	1106,67±2,9	0	1,719±0,41
	B	6,87	14,77±0,03	-166,6±0,75	7,6±0,02	4,6±0,12	1270±0,21	2995±5	0	6,691±0,15
	C	6,56	14,71±0,04	- 175,77±0,1 5	8,3±0,05	5,1±0,21	1270±0,1	3138,33±2,9	0	27,083±0,0 9
12	A	7,37	13,97±0,01	-221,97±1,7	4,6±1,20	2,6±0,98	1270±0,32	1963,33±2,9	0	2,163±0,77
	B	6,48	18,65±0,15	- 174,23±3,7 3	8,1±0,43	4,6±0,29	1270±0,23	27751±7,3	0	0,326±0,29
	C	6,4	16,93±0,57	- 181,93±3,8 6	11,4±0,19	6,4±0,38	1270±0,27	2933,33±12, 6	0	14,385±0,3 8

Anexo 3

Datos semanales de los análisis del lixiviado de los vertederos biorreactores (Parte 2)

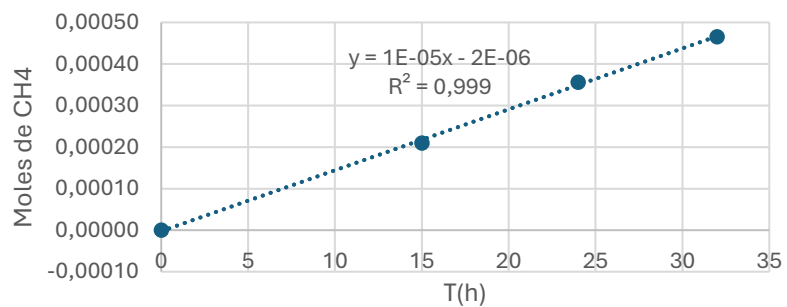
Semana	Columna	Sulfato (mg/L)	Fosfato (mg/L)	Fosforo (mg/L)	DQO (mg/L)	Hierro (mg/L)	Magnesio (mg/L)	Nitrato (mg/L)
1	A	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	-	-	-
	C	-	-	-	-	-	-	-
2	A	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	-	-	-
	C	-	-	-	-	-	-	-
3	A	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	-	-	-
	C	-	-	-	-	-	-	-
4	A	773,33±23,1	290±0,6	26,13±0,1	13053,33	65,8±0,2	933,333±3,3	2617,3339±1,3
	B	4066,671±15,5	256,67±0,23	28±0,2	20502	22,40±0,00	633,336±6,7	3658,66±5,8
	C	400±20	195,33±3,1	23,8±0,2	29250	42,13±0,07	3901±0,0	1812±2,3
5	A	440±20	587,331±0,42	39,57±0,2	12980	81,2±0,12	1033,332±1,9	4601±7,4
	B	1413,33±41,6	122,67±0,23	30,53±0,3	25324,67	54,87±0,07	379,67±0,3	1266,66±5,4
	C	293,331±1,5	223,33±0,31	48,33±0,1	18124,67	11,27±0,07	426,67±8,8	2113,33±8,1
6	A	293,33±5,8	232±0,2	18,93±0,5	12840	3,9±0,15	526,67±3,3	429,333±2,4
	B	1226,67±20,8	135,33±0,12	24,73±0,1	25072,67	23,43±0,07	1601±1,5	25,333±3,5
	C	340±10	206±0,6	31,2±0,7	18417,33	9,77±0,12	366,672±0,3	224,66±1,2
7	A	376,67±5,8	289,33±0,12	325,67±8,7	25186,67	4,4±0,12	76,67±3,3	256,333±1,2
	B	221,67±5,8	169,33±0,31	260±1,5	33050	19,27±0,03	360±5,8	128±1,7
	C	5503±6,1	212,67±0,12	403,33±1,8	47106,67	13,47±0,09	423,33±8,8	22±0,6
8	A	156,67±2,9	222,67±1,2	136,33±1,8	19592,67	1,77±0,03	67,67±0,9	537±1,7

	B	100±0	228±0,2	161±1,2	22276,67	20,37±0,09	3501±1,5	65±2
	C	143,33±2,9	263,33±0,23	148,33±1,7	8728,67	1,73±0,03	473,33±3,3	95,33±1,8
9	A	76,67±11,5	206,67±0,12	198±1,7	15648,67	2,63±0,03	31,67±0,9	18±0,6
	B	60±0	410±0,87	193,33±1,3	26304,67	24,4±0,06	124,67±0,3	87±2,6
	C	230±10	432±0,35	344,67±2,3	13132,67	17,17±0,03	163,33±3,3	97,66±2,4
10	A	44,4±1,9	150±0,5	204,33±0,9	6202,67	1,03±0,03	21,33±0,3	23,67±0,3
	B	75±0	566,67±0,34	361±1,7	22294,67	29,23±0,03	63,67±1,5	50±1,5
	C	139,67±4	611±0,75	446±1,7	23710,67	24,23±0,03	46,67±0,3	93±0,6
11	A	4,44±1,9	125,33±1,2	213,17±0,2	3886,67	1,13±0,03	15,67±0,3	12±0,6
	B	25,83±1,4	552,67±0,12	302±0,6	25213,33	32,53±0,03	51,33±0,3	22,33±0,3
	C	67,71±1,9	545±0,17	399,33±1,8	27603,33	33,27±0,12	14±0,6	24±0,6
12	A	3,8±0	174,67±0,31	102,33±0,3	7573,33	2,47±0,03	36±1,5	4±0,6
	B	10,67±0,3	492,67±1,2	293±0,6	20630	26,47±0,18	34,33±1,5	12,33±0,3
	C	18,8±0,5	514±0,53	474,33±0,9	26465	26,03±0,09	40±0,6	17,33±0,9

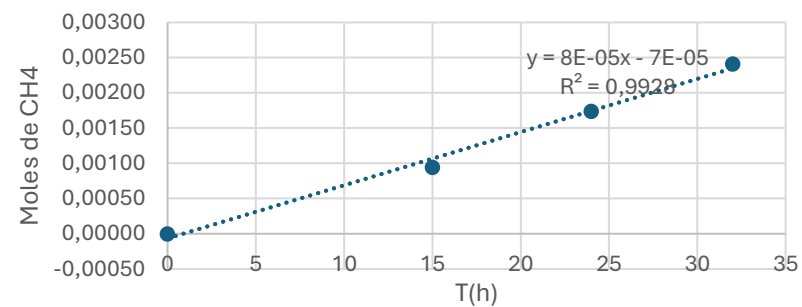
Anexo 4

Regresión lineal de cada producto enzimático

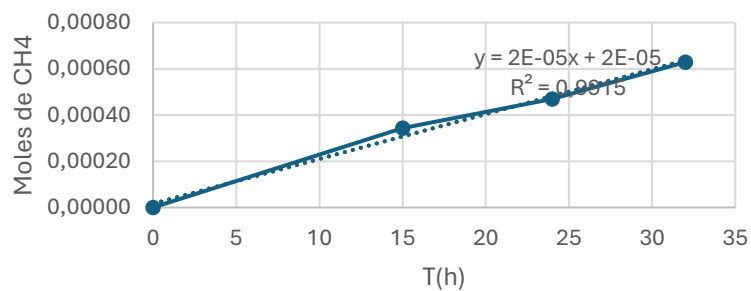
Regracion lineal control



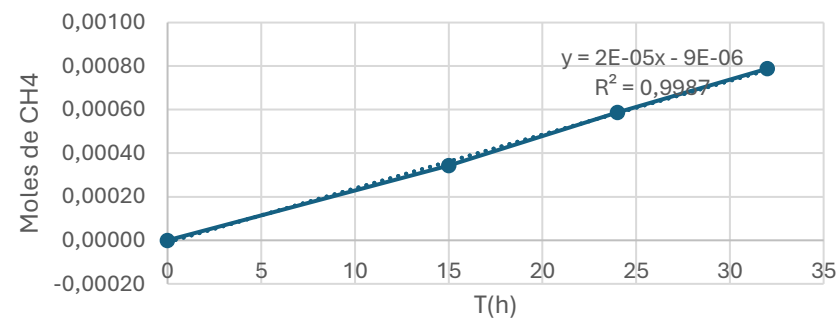
Regreción lineal EM-1



Regracion Lineal Biomog



Regreción lineal Efibact



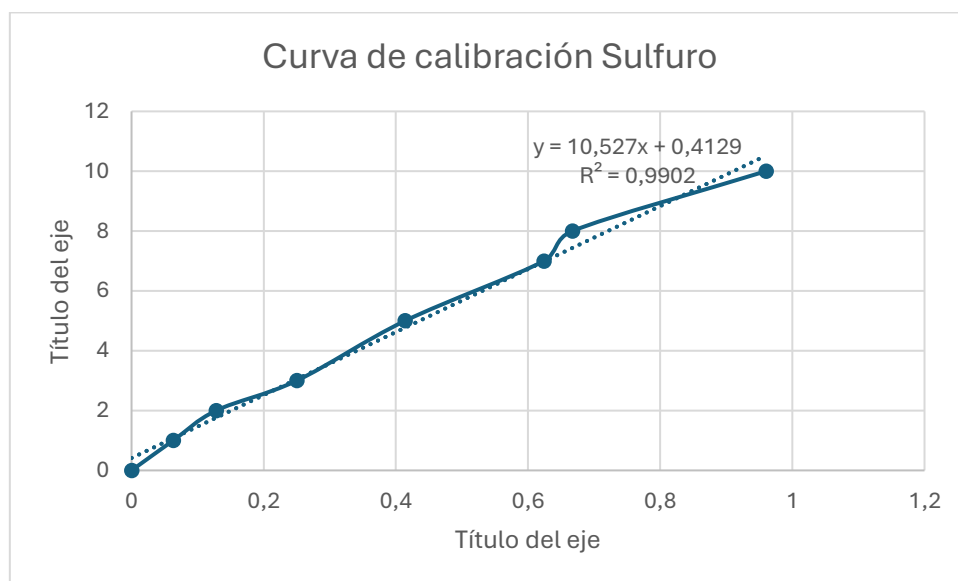
Anexo 5

Bioensayo para determinar la actividad metanogénica específica



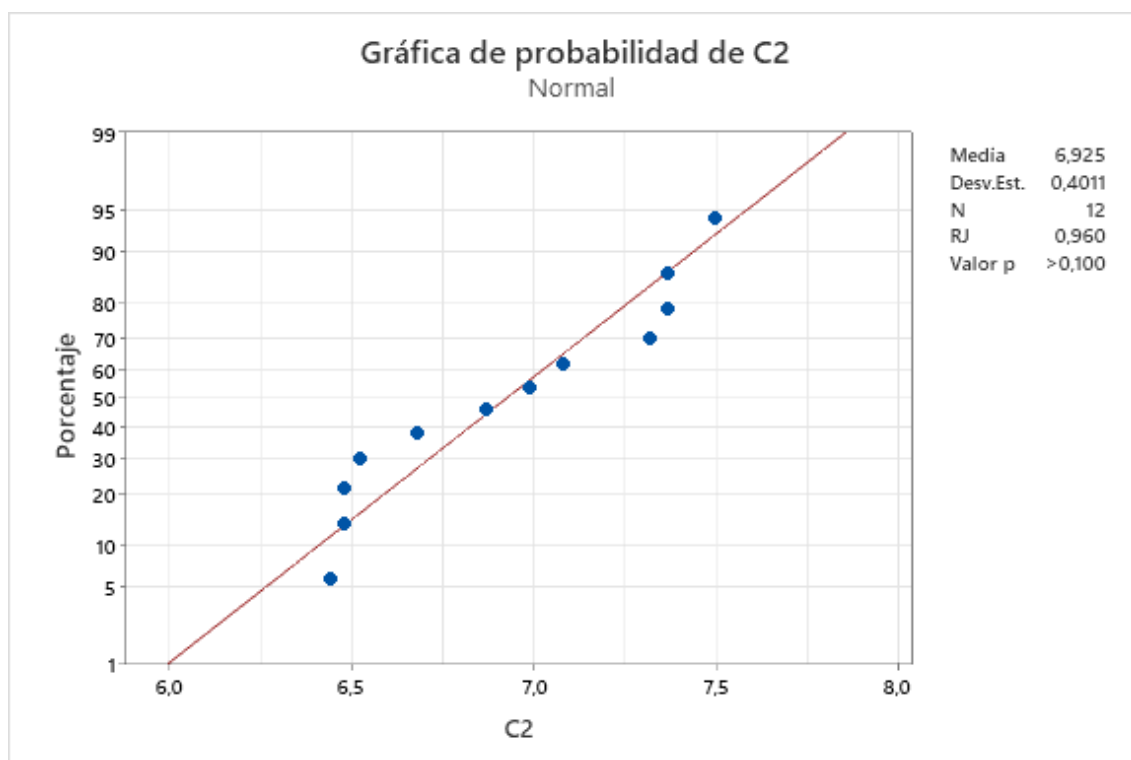
Anexo 6

Curva de calibración para sulfuros



Anexo 7

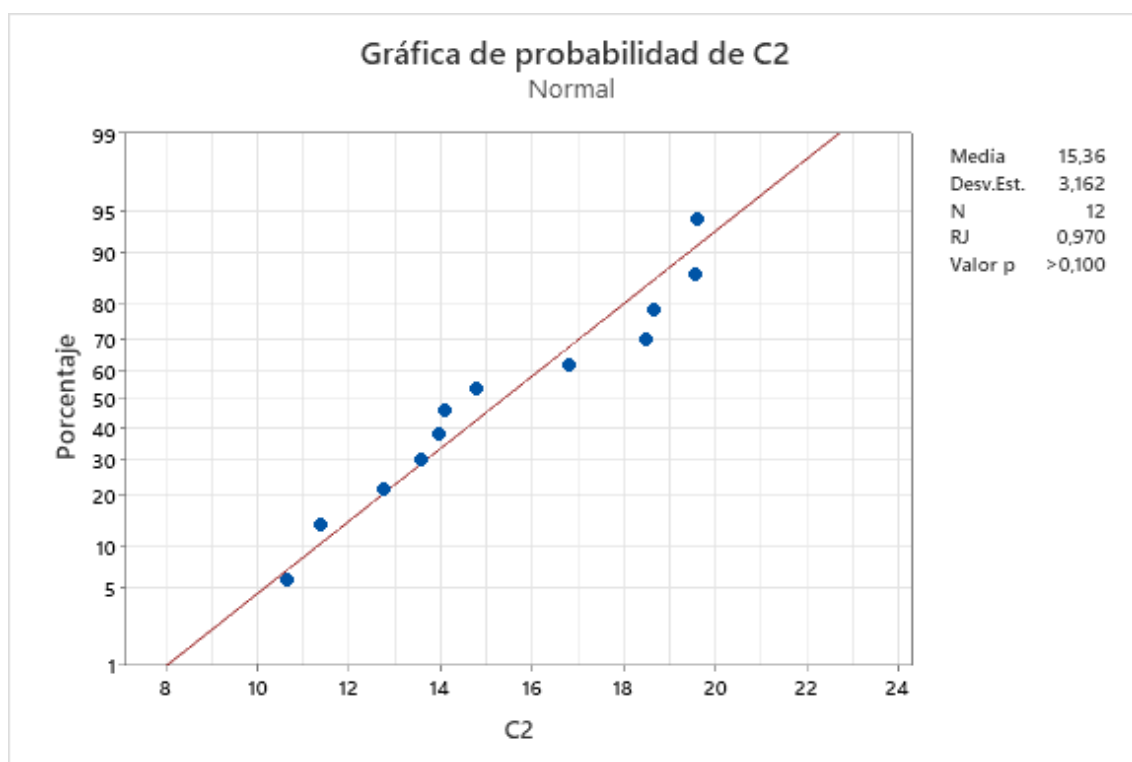
Análisis estadístico para pH



Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento 1		1,4421	1,44213	44,08	0,000
Error	10	0,3272	0,03272		
Total	11	1,7693			

Anexo 8

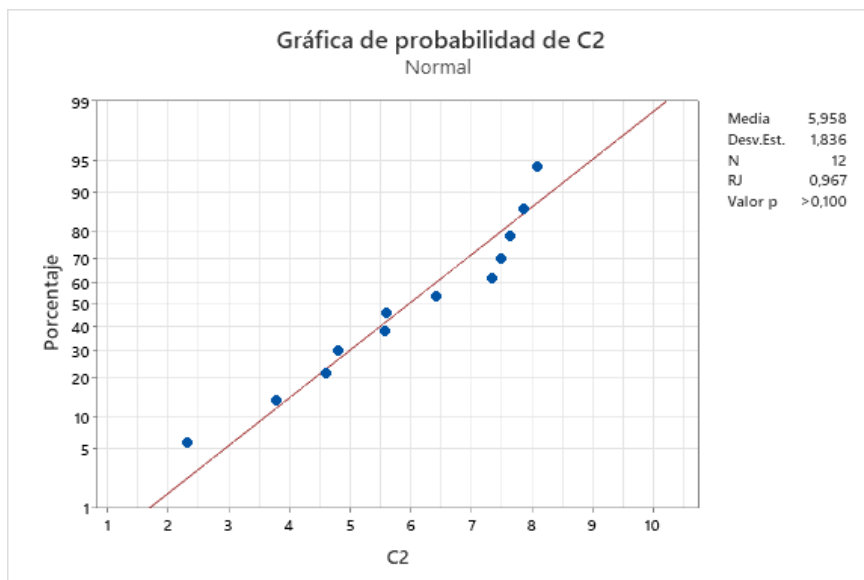
Análisis estadístico Conductividad



Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento	1	39,02	39,024	5,50	0,041
Error	10	70,99	7,099		
Total	11	110,01			

Anexo 9

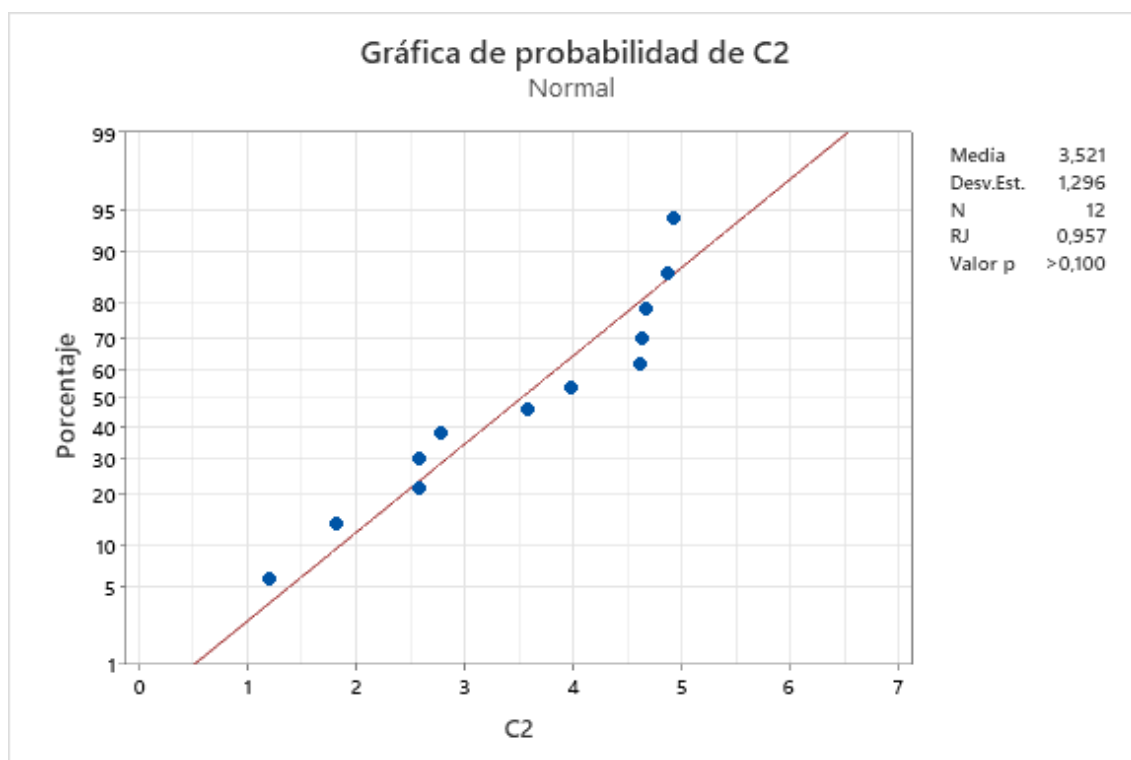
Análisis estadísticos Sólidos Totales



Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento 1		1,748	1,748	0,49	0,498
Error	10	35,330	3,533		
Total	11	37,078			

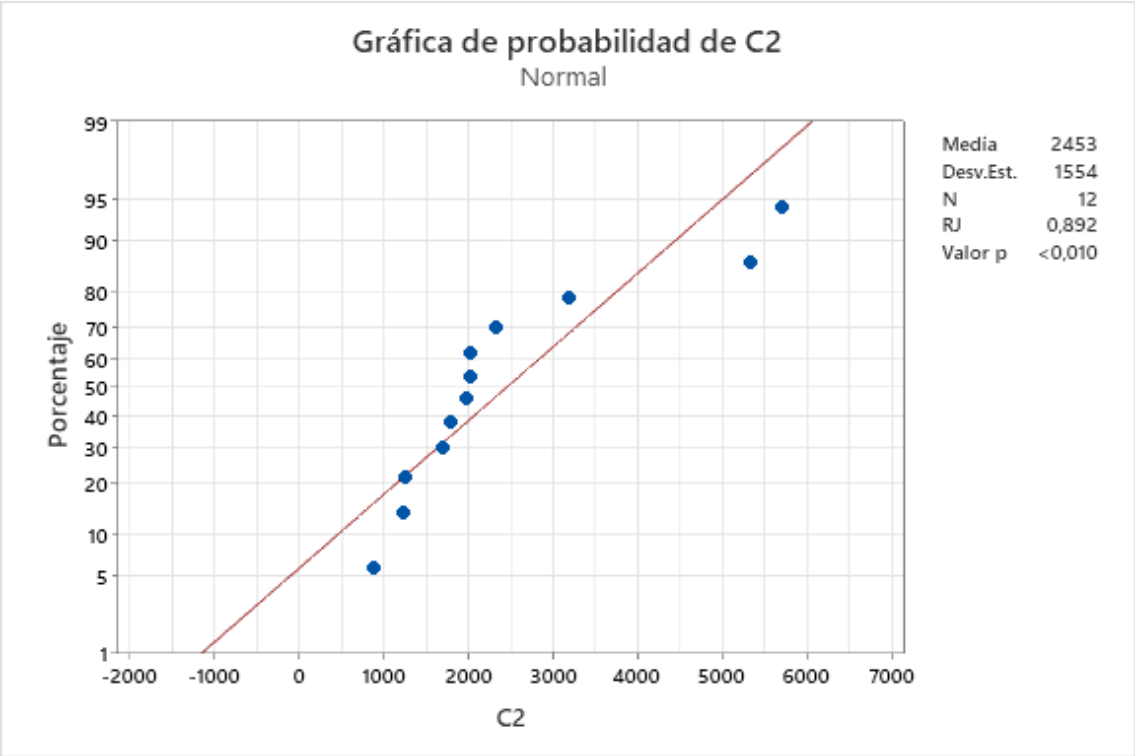
Anexo 10

Análisis estadísticos Sólidos Volátiles



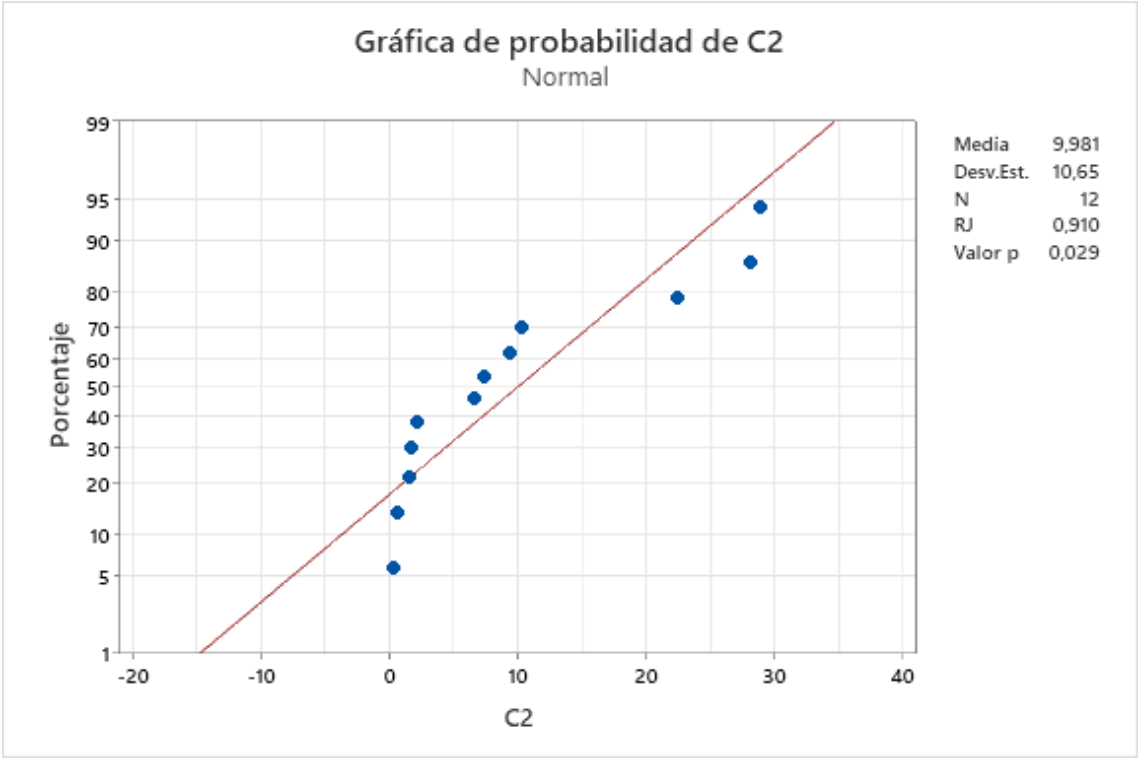
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento 1		4,148	4,148	2,89	0,120
Error	10	14,342	1,434		
Total	11	18,489			

Anexo 11
Análisis estadísticos Sólidos Suspendidos Totales



Tratamiento	N	Mediana	Clasificación de medias	Valor Z
CA	6	1865,0	5,8	-0,64
CB	6	1997,5	7,2	0,64
General	12		6,5	
Hipótesis nula		Ho: Todas las medianas son iguales		
Hipótesis alterna		H1: Al menos una mediana es diferente		
GL	Valor H	Valor p		
1	0,41	0,522		

Anexo 12
Análisis estadísticos para sulfuros

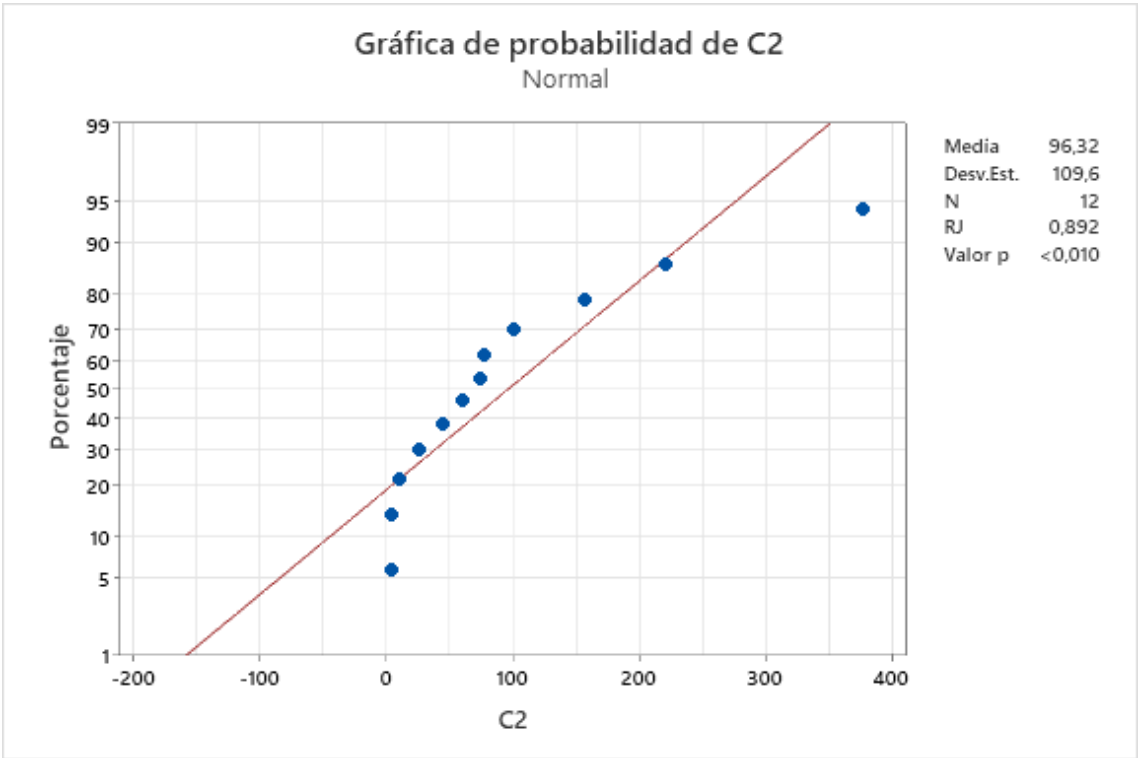


Tratamiento	N	Mediana	Clasificación de medias	Valor Z
CA	6	9,85719	8,0	1,44
CB	6	4,09423	5,0	-1,44
General	12		6,5	

Hipótesis nula	H ₀ : Todas las medianas son iguales
Hipótesis alterna	H ₁ : Al menos una mediana es diferente

GL	Valor H	Valor p
1	2,08	0,150

Anexo 13
Análisis estadísticos sulfato



Tratamiento	N	Mediana	Clasificación de medias	Valor Z
CA	6	60,5333	6,3	-0,16
CB	6	67,5000	6,7	0,16
General	12		6,5	

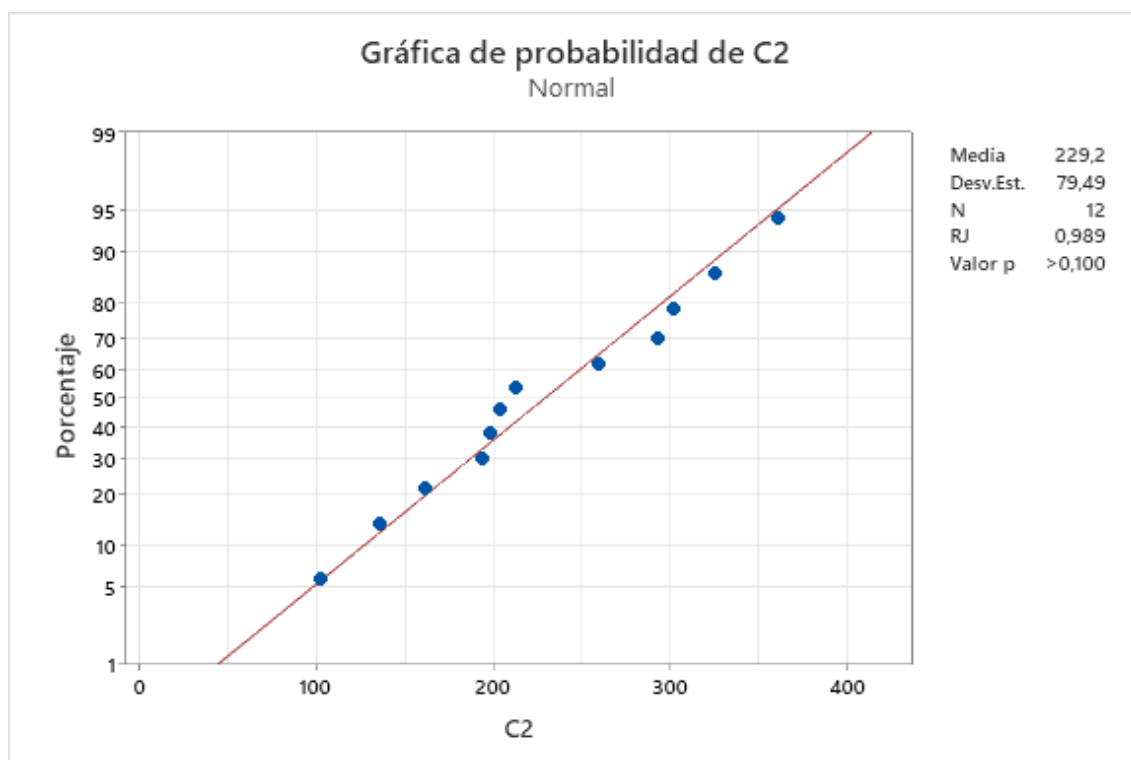
Hipótesis nula Ho: Todas las medianas son iguales

Hipótesis alterna H1: Al menos una mediana es diferente

GL	Valor H	Valor p
1	0,03	0,873

Anexo 14

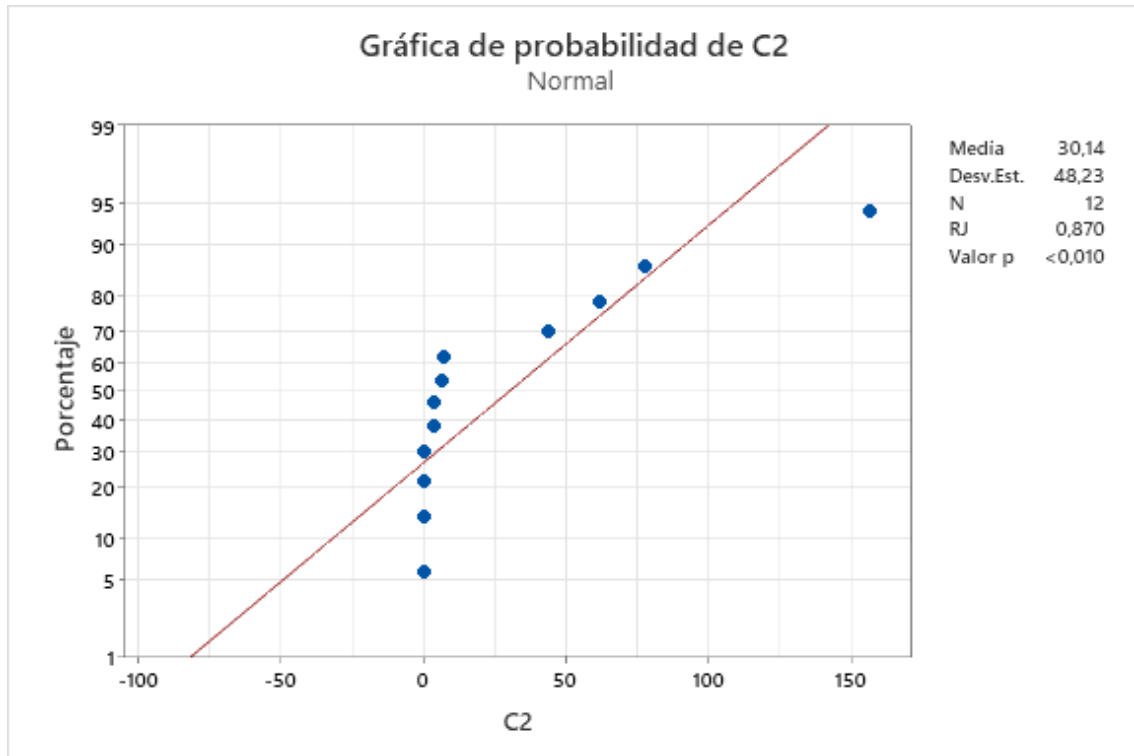
Análisis estadísticos Fosfatos



Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Tratamiento	1	12708	12708	2,24	0,166
Error	10	56794	5679		
Total	11	69502			

Anexo 15

Análisis estadísticos Cromo VI



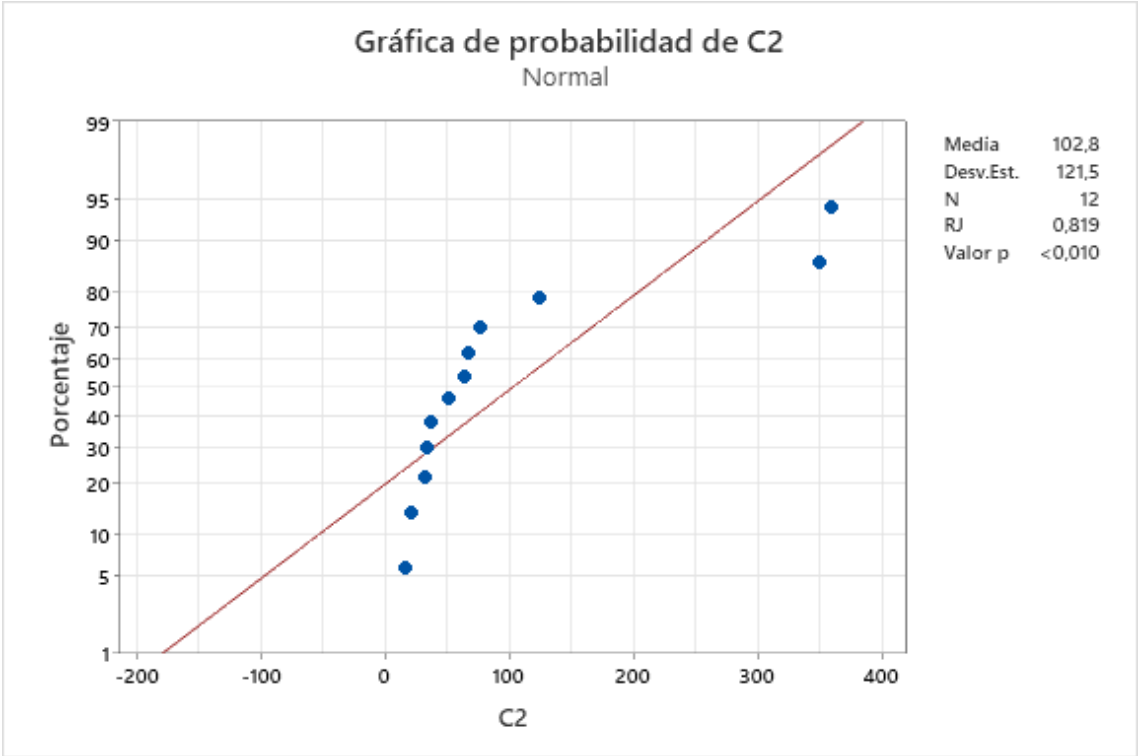
Tratamiento	N	Mediana	Clasificación de medias	Valor Z
CA	6	25,6667	7,3	0,80
CB	6	3,6667	5,7	-0,80
General	12		6,5	

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	1	0,64	0,423
Ajustado para empates	1	0,66	0,415

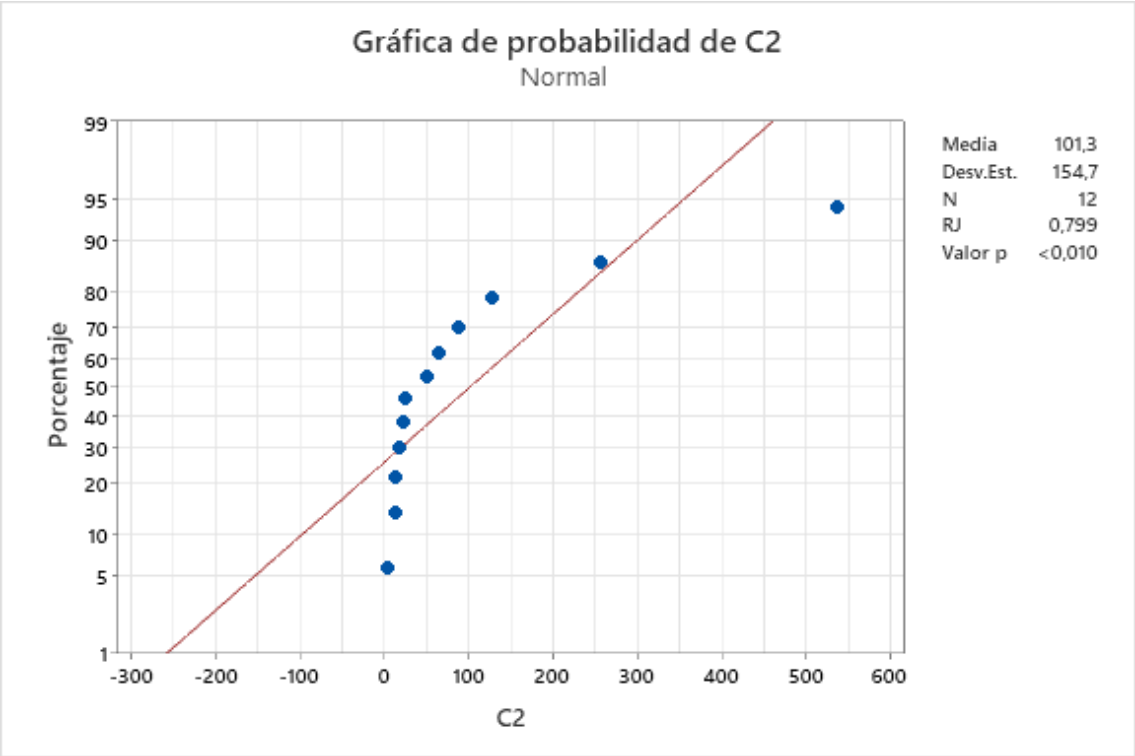
Anexo 16
Análisis estadísticos Magnesio



Tratamiento	N	Mediana	Clasificación de medias	Valor Z
CA	6	33,8333	4,7	-1,76
CB	6	94,1667	8,3	1,76
General	12		6,5	

Hipótesis nula	H ₀ : Todas las medianas son iguales	
Hipótesis alterna	H ₁ : Al menos una mediana es diferente	
GL	Valor H	Valor p
1	3,10	0,078

Anexo 17
Análisis estadísticos Nitratos



Tratamiento	N	Mediana	Clasificación de medias	Valor Z
CA	6	20,8333	6,0	-0,48
CB	6	57,5000	7,0	0,48
General	12		6,5	

Hipótesis nula H₀: Todas las medianas son iguales

Hipótesis alterna H₁: Al menos una mediana es diferente

GL	Valor H	Valor p
1	0,23	0,631