UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TESIS TITULADA:

"EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE BIOGÁS CON PRESENCIA DE RESIDUOS DE CLORTETRACICLINA EN ESTIÉRCOL PORCINO"

PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL

Tesis sustentada y aprobada el 25 de Setiembre del 2024, según Resolución de Facultad N° 169-2024-FACIA-UNAM, en presencia del jurado dictaminador y asesor:

PRESIDENTE:

Dr. EDGAR VIRGILIO BEDOYA JUSTO

PRIMER MIEMBRO:

Dr. HEBERT HERNÁN SOTO GONZALES

SEGUNDO MIEMBRO:

M.Sc. NILTON BELTRÁN ROJAS BRICEÑO

ASESOR:

Dr. SALOMON REY RAMOS RIVERA

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TÍTULO:

"EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE BIOGÁS CON PRESENCIA DE RESIDUOS DE CLORTETRACICLINA EN ESTIÉRCOL PORCINO"

PRESENTADO POR:

Bach. KENNY ANDERSON CASTRO HUAYCOCHEA

ASESOR:

DR. SALOMON REY RAMOS RIVERA

COASESOR:

DR. FRANZ ZIRENA VILCA

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE

INGENIERO AMBIENTAL

ILO – PERÚ

2024

UNAM
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Folio Nº 058

ACTA DE SUSTENTACIÓN

I. Modalidad:

Tesis	: [X]
Trabajo de Suficiencia Profesional	: [ ]
Otro:	: [ ]

II. Documento de aprobación para la sustentación:

Resolución de Facultad Nº 169-2024-FACIA-UNAM

Fecha: 10 de setiembre 2024

III. El jurado ha dictaminado la (el) tesis, TITULADO:

Evaluación de la cantidad y calidad de biogás con presencia de residuos de clortatraciclina en estiércol de porcino

Bachiller: Kenny Anderson Castro Huaycochaa

Asesor Principal: Dr. Salomon Ray Ramos Rivara

Co-Asesor: Dr. Franz Zirana Vilca

IV. Se dictamina:

Como: Aprobado por Unanimidad la sustentación de manera:

Presencial [X] Virtual [ ]

Con nota: Quince (15) por lo que; Sí [X] No [ ]

Opta el Título Profesional de INGENIERO AMBIENTAL.

Siendo las 13:17 horas, del 25 de setiembre del año 2024 se procede con la firma en conformidad de lo dictaminado por el Jurado.

Edgar Virgilio Bedoya Justo
Presidente

Primer Miembro
Hebert Hernán Soto Gonzales

Nilton Baltrán Rojas Briceño
Segundo Miembro

Bachiller
Kenny Anderson Castro Huaycochaa.

DEDICATORIA

A Dios, por permitirme concluir mi carrera profesional.

A mis padres, David, Araceli y Cynthia, por ser mi fuente de inspiración y por su apoyo incondicional a lo largo de mi formación profesional.

A mis hermanos, Alejandra, Nicolás, Santiago y Alexander, por ser parte esencial de mi vida y por motivarme a seguir siempre adelante.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Moquegua y a la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, por los conocimientos impartidos durante mi formación académica y por las valiosas experiencias vividas en mi casa de estudio.

Al Dr. Franz Zirena Vilca, por la confianza depositada en mí, por guiarme en el desarrollo de esta tesis, y por inculcarme el camino de la investigación, transformando así mi visión.

Al Dr. Salomón Rey Ramos Rivera, por la asesoría y enseñanza a lo largo de este proceso.

Al laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente del INDEP de la Universidad Nacional de Moquegua, por permitirme llevar a cabo mi investigación en sus instalaciones.

Al proyecto titulado "Presencia de residuos de antibiótico en el río Osmore, en agua potable de las ciudades de Ilo y Moquegua y su relación con la salud en la población" aprobado con RESOLUCIÓN DE COMISIÓN ORGANIZADORA N° 0310- 2020-UNAM, que permitió la adquisición de equipos para el laboratorio utilizados en esta investigación.

RESUMEN

La generación de biogás a partir de materia orgánica es una estrategia prometedora para producir energía renovable y sustituir los combustibles fósiles. Sin embargo, estudios han demostrado que la presencia de clortetraciclina en el estiércol porcino puede interferir en la producción de esta energía ecológica; por ello, el presente estudio evaluó la producción de biogás en presencia de clortetraciclina, analizando tanto la cantidad como la calidad del biogás generado. Para la investigación, se utilizó estiércol porcino y se aplicaron concentraciones de clortetraciclina de 50, 100 y 500 mg/kg, además de incluir un grupo de control. Los tratamientos se realizaron en frascos de vidrio de 1 litro, con un total de 16 biodigestores, y se utilizaron bolsas herméticas para capturar el biogás. La medición del volumen de biogás se basó en el principio de Arquímedes, obteniendo el volumen de gas a partir del líquido desplazado. Además, se evaluó la calidad del biogás determinando las concentraciones de CH_4, CO_2, O_2 y H_2S mediante un medidor múltiple de gases, capaz de detectar concentraciones en porcentaje y en partes por millón (ppm), y se realizaron cuatro mediciones a lo largo del periodo experimental, en los días 30, 43, 56 y 69. Como resultado, se demostró que la clortetraciclina, en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg, reduce la producción de metano (CH_4) en un 39.47%, 68.96% y 70.22%, respectivamente, durante los primeros 30 días; asimismo, en el día 43, la producción de metano disminuyó en un 58.64%, 73.97% y 74.61% en comparación con el grupo control. Sin embargo, al día 69, la producción de CH_4 mostró un aumento del 119.18% y 194.29% en las concentraciones de 100 y 500 mg/kg, respectivamente. Por otro lado, la cantidad total de biogás disminuyó un 94%, 16.31% y 9.12%, respectivamente, a lo largo de los 69 días del estudio.

Palabras claves: digestión anaeróbica; inhibición; cantidad; calidad; metano.

ABSTRACT

Biogas generation from organic matter is a promising strategy for generating renewable energy and replacing fossil fuels. However, studies have shown that the presence of chlortetracycline in swine manure can interfere with the production of this green energy. Therefore, the present study evaluated biogas production in the presence of the contaminant chlortetracycline, analyzing both the quantity and quality of the biogas produced. Pig manure was used for the investigation and chlortetracycline was applied at concentrations of 50, 100 and 500 mg/kg, in addition to a control group. The treatments were carried out in 1-liter glass jars, for a total of 16 biodigesters, and hermetic bags were used to capture the biogas. The measurement of biogas volume was based on Archimedes' principle, obtaining the volume of biogas through the displaced liquid. In addition, the quality of the biogas was evaluated by determining the concentrations of CH_4, CO_2, O_2 and H_2S with a multiple gas meter capable of detecting concentrations in percent and parts per million (ppm). Four measurements were performed throughout the period, on days 30, 43, 56 and 69. As a result, it was shown that chlortetracycline, at concentrations of 50, 100 and 500 mg/kg in swine manure, reduced methane production (CH_4) by 39.47%, 68.96% and 70.22%, respectively, during the first 30 days. Similarly, on day 43, methane production decreased by 58.64%, 73.97% and 74.61% compared to the control. However, CH_4 production increased by 119.18% and 194.29% at concentrations of 100 and 500 mg/kg at 69 days. In addition, the total amount of biogas decreased by 94%, 16.31% and 9.12% respectively during the 69 days of the study.

Keywords: anaerobic digestion; inhibition; quantity; quality; methane.

ÍNDICE

Introducción **1**

I. Planteamiento del problema **2**

1.1. Descripción y formulación del problema **2**

1.2. Objetivos **4**

1.2.1. Objetivo general **4**

1.2.2. Objetivos específicos **4**

1.3. Justificación e importancia **4**

1.4. Hipótesis **5**

1.4.1. Hipótesis general **5**

1.4.2. Hipótesis específicas **6**

1.5. Variables **6**

II. Marco teórico **1**

2.1. Antecedentes **1**

2.2. Bases teóricas sobre el tema de investigación **3**

2.2.1. Biogás **3**

2.2.1.1. Metano. **3**

2.2.1.2. Sulfuro de hidrógeno. **4**

2.2.1.3. Dióxido de carbono. **4**

2.2.2. Calidad de biogás **4**

2.2.3. Clortetraciclina **5**

2.2.3.1. Mecanismo de acción de la clortetraciclina. 5

2.2.3.2. Metabolización de la clortetraciclina. 5

2.2.3.3. Aplicación de la clortetraciclina. 6

2.2.3.4. Impacto de la clortetraciclina en el ambiente. 6

2.2.3.5. Degradación de la clortetraciclina. 6

2.2.4. Antibióticos 6

2.2.4.1. Antibióticos utilizados en animales. 7

2.2.5. Comunidad microbiana 9

2.2.6. Fase de metanogénesis 10

2.2.7. Digestión anaeróbica 10

2.2.7.1. Interacción de los antibióticos en la digestión anaeróbico. ... 11

2.2.8. Inhibición de metano 12

2.2.9. Compuestos orgánicos sintéticos 12

2.2.10. Digestión anaeróbica de mesófila y termófila 12

2.2.11. Biorreactor 13

2.3. Definición de términos 13

2.3.1. Adsorción 13

2.3.2. Metabolización 13

2.3.3. Homeostasis 13

2.3.4. Biometabolismo 14

III. Metodología 15

3.1. Tipo y nivel de investigación 15

3.1.1. Tipo investigación 15

3.1.2. Nivel de la investigación 15

3.1.3. Temporal 15

3.1.4. Espacial 15

3.2. Población y muestra 38

3.3. Instrumentos 38

3.3.1. Materia prima e insumos 38

3.3.2. Equipos 38

3.3.3. Materiales 38

3.4. Procedimientos 39

3.4.1. Procedimientos del experimento 40

3.4.1.1. Extracción del estiércol porcino. 40

3.4.1.2. Instalación del experimento. 40

3.4.1.3. Análisis físico-químico del estiércol 42

3.4.1.4. Control y seguimientos del experimento. 43

3.4.1.5. Evaluación del experimento. 43

3.4.1.6. Medición del volumen del biogás 44

3.4.1.7. Medición de las concentraciones de gases. 44

3.4.2. Análisis de datos 48

IV. Resultados y discusión 49

4.1. Medición de volumen de biogás 49

A. Medición del volumen de biogás en los días 30 y 43 50

B. Medición del volumen de biogás en el día 56 55

C. Medición del volumen de biogás en el día 69 56

D. Mediciones del volumen total de biogás 59

4.2. Medición de metano (CH_4) 61

A. Medición de metano en el día 30 62

B. Medición de metano en el día 43 65

C. Medición de metano en el día 56 67

D. Medición de metano en el día 69 68

4.3. Medición de dióxido de carbono (CO_2) 71

A. Medición de dióxido de carbono en el día 30 72

B. Medición de dióxido de carbono en el día 43 74

C. Medición de dióxido de carbono en el día 56 75

D. Medición de dióxido de carbono en el día 69 77

4.4. Medición de sulfuro de hidrógeno (H_2S) 79

A. Medición de sulfuro de hidrógeno en el día 30 80

B. Medición de sulfuro de hidrógeno en el día 43 84

C. Medición de sulfuro de hidrógeno en el día 56 86

D. Medición de sulfuro de hidrógeno en el día 69 87

4.5. Medición de oxígeno (O_2) 89

A. Medición de oxígeno en el día 30 90

B. Medición de oxígeno en el día 43 92

C. Medición de oxígeno en el día 56 95

D. Medición de oxígeno en el día 69 97

V. Conclusiones 99

VI. Recomendaciones 100

VII. Referencias 101

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Matriz de variables 1

Tabla 2 Grupo de antimicrobianos utilizados en animales 7

Tabla 3 Información del medidor de gases 46

Tabla 4 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 30 50

Tabla 5 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 43 51

Tabla 6 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 56 55

Tabla 7 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 69 57

Tabla 8 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás 60

Tabla 9 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de metano en la medición del día 30 63

Tabla 10 Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de metano en la medición del día 43 66

Tabla 11 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de metano en el día 56 67

Tabla 12 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de metano en el día 69 69

Tabla 13 Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de dióxido de carbono en la medición del día 30 73

Tabla 14 Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de dióxido de carbono en la medición del día 43 74

Tabla 15 Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de dióxido de carbono en la medición del día 56 76

Tabla 16 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 69 77

Tabla 17 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen de sulfuro de hidrógeno en el día 30 81

Tabla 18 Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de sulfuro de hidrógeno en la medición del día 43 85

Tabla 19 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen de sulfuro de hidrógeno en el día 56 86

Tabla 20 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen de sulfuro de hidrógeno en el día 69 88

Tabla 21 Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la

presencia de oxígeno en la medición del día 30 91

Tabla 22 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre el volumen de oxígeno en el día 43 93

Tabla 23 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre el volumen de oxígeno en el día 56 96

Tabla 24 Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre el volumen de oxígeno en el día 69 97

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Estructura química de la clortetraciclina..... 5

Figura 2 Mapa de ubicación del experimento de evaluación de calidad y cantidad de biogás..... 37

Figura 3 Procedimiento del experimento de evaluación de cantidad y calidad de biogás..... 40

Figura 4 Pesado de estiércol porcino..... 41

Figura 5 Aplicación de agua osmotizada en la preparación de los lodos para los biodigestores..... 41

Figura 6 Biodigetores instalados..... 41

Figura 7 Medición del pH..... 43

Figura 8 Monitoreo de los biodigestores instalados en la incubadora 43

Figura 9 Medición de volumen..... 44

Figura 10 Medición de gases producidos 45

Figura 11 Proceso de medición de concentraciones de gases 46

Figura 12 Comparativa de producción biogás en las cuatro mediciones..... 49

Figura 13 Producción del volumen de biogás día 30..... 52

Figura 14 Producción del volumen de biogás dia 43..... 52

Figura 15 Producción del volumen de biogás día 56..... 55

Figura 16 Producción del volumen de biogás del día 69..... 57

Figura 17 Producción del volumen total de biogás 60

Figura 18 Comparativa de producción metano en las cuatro mediciones..... 61

Figura 19 Producción de metano en el día 30..... 63

Figura 20 Producción de metano en el día 43..... 66

Figura 21 Producción de metano en el día 56..... 68

Figura 22 Producción de metano en el día 69..... 69

Figura 23 Comparativa de producción CO_2 en las cuatro mediciones..... 72

Figura 24 Producción de dióxido de carbono en el día 30..... 73

Figura 25 Producción de dióxido de carbono en el día 43..... 75

Figura 26 Producción de dióxido de carbono en el día 56..... 76

Figura 27 Producción de dióxido de carbono en el día 69..... 77

Figura 28 Comparativa de producción H_2S en las cuatro mediciones..... 80

Figura 29 Producción de sulfuro de hidrógeno en el día 30..... 82

Figura 30 Producción de sulfuro de hidrógeno en el día 43..... 875

Figura 31 Producción de sulfuro de hidrógeno en el día 56..... 897

Figura 32 Producción de sulfuro de hidrógeno en el día 69..... 890

Figura 33 Comparativa de producción O_2 en las cuatro mediciones..... 920

Figura 34 Presencia de oxígeno en el día 30 932

Figura 35 Presencia de oxígeno en el día 43 963

Figura 36 Presencia de oxígeno en el día 56 98

Figura 37 Presencia de oxígeno en el día 69 98

Introducción

El aumento de la población mundial está generando una creciente demanda de energía. Dado que los combustibles fósiles son recursos limitados y tienen el potencial de causar daños ambientales significativos, el biogás surge como una solución limpia y económicamente viable para enfrentar los desafíos actuales relacionados con los combustibles (Koval et al., 2019). Así, el biogás se presenta como una alternativa sólida para reemplazar a los combustibles fósiles no renovables. Este recurso consiste en una mezcla de gases generados mediante la descomposición anaeróbica de residuos orgánicos, lo que lo convierte en una opción de combustible renovable con el potencial de ser neutra en carbono (Giurcan et al., 2021).

La gestión efectiva del biogás puede ofrecer una solución a la crisis energética global. El uso eficiente de este recurso contribuye a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y a disminuir la huella de carbono a nivel mundial. Asimismo, es imperativo que las políticas gubernamentales promuevan el uso responsable del biogás en la generación de electricidad (Archana et al., 2024). Este biogás está compuesto principalmente de un 50-75 % de metano, un 25-50 % de dióxido de carbono (CO_2) y otros gases, como sulfuro de hidrógeno (H_2S), amoníaco y oxígeno. Su componente principal es el metano. Además, la producción de biogás es una tecnología que genera cero residuos, ya que el metano producido se utiliza como combustible, y el material digerido o digestato se emplea como fertilizante para cultivos (Iglesias et al., 2021).

No obstante, investigaciones recientes han revelado que la presencia de clortetraciclina, un antibiótico veterinario, en el estiércol utilizado para la producción de metano puede tener un impacto adverso en el proceso de generación de biogás (Pawlik et al., 2023). Por ello, en el presente estudio evaluamos la cantidad y calidad del biogás en función de la presencia de residuos de clortetraciclina en concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino empleado para su producción.

I. Planteamiento del problema

1.1. Descripción y formulación del problema

En el Perú se han identificado tres tipos de crianza de porcinos: traspatio, familiar y tecnificada. Las crianzas de traspatio y familiar se concentran predominantemente en zonas rurales, donde la crianza de porcinos se realiza con parámetros mínimos de manejo y reproducción debido al reducido número de animales, lo que se considera una forma de ganadería tradicional (SENASA, 2020). Por otro lado, en la crianza tecnificada, los antibióticos se utilizan ampliamente en la cría de animales y en las prácticas veterinarias, desempeñando un papel esencial en la producción ganadera y agrícola (Ju et al., 2023). Específicamente, la clortetraciclina es un antibiótico de amplio espectro que se usa en la ganadería para promover el crecimiento y prevenir enfermedades (Lin et al., 2022). Debido a la limitada capacidad metabólica de los animales, la mayoría de los antibióticos son excretados y se concentran en niveles elevados como residuos en las heces y la orina (Qiu et al., 2022). Por lo tanto, el estiércol se posiciona como uno de los principales reservorios de antibióticos veterinarios, como es el caso de la clortetraciclina, con concentraciones notables en el estiércol de cerdo (Wu et al., 2024). Esta situación adquiere relevancia porque la presencia de clortetraciclina puede afectar el proceso de digestión anaeróbica y, por lo tanto, la producción de biogás (Lee et al., 2023). La importancia del biogás radica en su condición de fuente energética significativa debido a su alta densidad energética (Stávková y Maroušek, 2021). Además, esta fuente de energía renovable desempeña un papel clave en la reducción de la huella de carbono y en la promoción de la neutralidad del carbono (Xu et al., 2021). Asimismo, la tecnología del biogás es una herramienta eficaz para combatir el cambio climático, al tiempo que satisface las necesidades energéticas del país (Afotey & Sarpong, 2023).

La clortetraciclina presenta una baja tasa de degradabilidad, lo que permite su persistencia en el entorno (Chenxi et al., 2008). Además, esta sustancia exhibe características de absorción, lo que puede dar lugar a niveles elevados de concentración tanto en el estiércol como en el suelo, permitiendo su presencia prolongada (Conde et al., 2018; Qi et al., 2023). Asimismo, algunos antibióticos,

incluida la clortetraciclina, son solubles en agua (Dzomba y Zaranyika, 2020). Sin embargo, una investigación mostró que es posible eliminar estos antibióticos mediante un biorreactor de membrana de secuenciación por lotes, logrando la eliminación de más del 90 % de compuestos como sulfonamidas y tetraciclinas, y menos del 70 % en el caso de fluoroquinolonas (Xu et al., 2019).

Investigaciones recientes señalan que la presencia de residuos de antibióticos en sedimentos puede afectar la emisión de metano (Zhang et al., 2023). En algunas situaciones, cuando se encuentran en concentraciones bajas, estos residuos pueden ser asimilados y contribuir al aumento de la producción de biogás (Zhi et al., 2019). No obstante, en concentraciones elevadas, disminuyen la cantidad de biogás generado e incluso pueden obstaculizar por completo la producción de metano (Wang et al., 2022). Este efecto se debe a que estos compuestos alteran la comunidad microbiana presente en los sedimentos, afectando especialmente la metanogénesis, una etapa crucial de la digestión anaeróbica en la que los microorganismos transforman la materia orgánica en metano (Nnorom et al., 2023; Yin et al., 2018). En consecuencia, se altera el bio-metabolismo de los microorganismos, generando desequilibrios en todo el sistema (Zhang et al., 2020). De manera similar, estos residuos obstaculizan la síntesis de proteínas y afectan el ADN de los microorganismos, como es el caso de las arqueas metanogénicas, comprometiendo su crecimiento y desarrollo (Cai et al., 2021).

Se ha informado que las concentraciones de clortetraciclina y oxitetraciclina en estiércol porcino, en un rango de 60 a 500 mg/kg, disminuyen significativamente el volumen total de biogás producido (Yin et al., 2016). En otro estudio, se evaluó el efecto de la clortetraciclina en concentraciones de 25 a 100 mg/L en estiércol mixto (vacuno y porcino), observándose un impacto negativo en la emisión de metano (Lee et al., 2020). Asimismo, una investigación adicional reveló que la presencia de clortetraciclina a 3 mg/L en estiércol porcino durante un período de 900 días redujo la producción de metano en un 53%, afectando también la descomposición de la materia orgánica (Lee et al., 2023). En otro análisis, se evidenció el impacto negativo de los antibióticos en el estiércol porcino, específicamente de la clortetraciclina a 0.55 mg/g, lo que resultó en una

disminución del 12% en la producción de metano (Huang et al., 2014). En consecuencia, se ha evaluado tanto la cantidad como la calidad del biogás generado en función de la presencia de residuos de clortetraciclina en el estiércol de porcino.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

- Evaluar si la presencia de residuos de clortetraciclina en las concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol de porcinos, altera la cantidad y calidad del biogás durante el proceso de metanogénesis.

1.2.2. Objetivos específicos

- Evidenciar si la presencia de residuos de clortetraciclina en las concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino, modifica la calidad del biogás, expresado en % de CH_4, CO_2, O_2 y ppm de H_2S, durante el proceso de metanogénesis.

- Demostrar si la presencia de residuos de clortetraciclina en las concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino, modifica la cantidad de biogás durante el proceso de metanogénesis.

1.3. Justificación e importancia

Actualmente, Perú cuenta con una población porcina de 3,455,036, de la cual 13,175 se encuentran en la región de Moquegua. Se ha determinado que el consumo per cápita de carne porcina en el país es de 5.8 kg, lo que convierte a la cría de porcinos en una de las principales actividades ganaderas del territorio nacional (Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego, 2022). Según la FAO, un porcino puede producir entre 2.3 kg de estiércol al día, dependiendo de su tamaño y dieta (FAO, 2011). Esto equivale a unas 7,946 toneladas de estiércol producidas diariamente en el país, lo que representa un recurso significativo tanto para el manejo de residuos como para su potencial aprovechamiento en prácticas agrícolas, como la producción de biogás.

Por otro lado, la normativa peruana NTS N°120-MINSA/DIGESA-V.01 establece límites específicos para el uso de clortetraciclina en la crianza de porcinos, con el fin de asegurar que los residuos en los alimentos derivados no superen los niveles permitidos. Esto garantiza la protección de la salud pública; por lo tanto, el uso de clortetraciclina en la ganadería porcina está permitido bajo condiciones reguladas.

Asimismo, el biogás es una tecnología relevante que se obtiene a través de la descomposición de materia orgánica y se considera una fuente de energía renovable y sostenible. Sin embargo, la presencia de antibióticos como la clortetraciclina en el estiércol porcino puede afectar su producción, reduciendo la eficiencia y sostenibilidad de esta energía limpia. Esto plantea preocupaciones sobre el uso inadecuado de antibióticos en la cría de cerdos y subraya la necesidad de adoptar prácticas más responsables en la medicina veterinaria.

La relevancia de este estudio radica en que el biogás desempeña un papel crucial en el reemplazo de las energías fósiles, lo cual es fundamental para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Al gestionar eficientemente los residuos orgánicos, no solo se produce una fuente de energía renovable y limpia, sino que también se evita la liberación de metano, un gas de efecto invernadero aún más potente que el dióxido de carbono. Esta adecuada gestión de residuos contribuye significativamente a la sostenibilidad ambiental al cerrar el ciclo de nutrientes y energía, transformando lo que de otro modo sería un problema en una solución beneficiosa para el ambiente y la economía local. En este sentido, el presente estudio aporta información valiosa sobre aspectos ambientales, agrícolas y de salud pública, y sienta las bases para futuras investigaciones y discusiones en torno a esta temática.

1.4. Hipótesis

1.4.1. Hipótesis general

- La existencia de resto de clortetraciclina en las concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol de porcinos, altera la cantidad y calidad del biogás durante el proceso de metanogénesis.

1.4.2. Hipótesis específicas

- La presencia de residuos de clortetraciclina en las concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino, modifica la calidad del biogás, expresado en % de CH_4, CO_2, O_2 y ppm de H_2S durante el proceso de metanogénesis.

- Los residuos de clortetraciclina en las concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino, modifica la cantidad de biogás durante el proceso de metanogénesis.

1.5. Variables

- **Variable independiente**

Clortetraciclina en concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en estiércol porcino.

- **Variables dependientes**

Cantidad de biogás producido en cm^3.

Calidad de biogás producido en % de CH_4, CO_2, O_2 y ppm de H_2S.

Tabla 1

Matriz de variables

	Variables	Indicador	Unidad de medida	Instrumento
Independiente	Clortetraciclina en concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en estiércol porcino.	0, 50, 100 y 500 mg/kg de clortetraciclina aplicado.	- mg/kg	- Balanza digital
Dependiente	- Cantidad de biogás producido en cm^3. - Calidad de biogás producido en % de CH_4, CO_2, O_2 y ppm de H_2S.	-Variación del volumen de biogás producido. - La reducción en el porcentaje de metano (CH_4) disminuye la calidad del biogás. Además, el aumento del porcentaje y ppm de CO_2 y H_2S, también reduce la calidad del biogás.	- cm^3 de biogás -% de CH_4, CO_2, O_2 y ppm de H_2S.	- Desplazamiento de líquido según el principio de Arquímedes. - Medidor múltiple de gases IRCD4.

II. Marco teórico

2.1. Antecedentes

Lee et al. (2023), en la Universidad Nacional de Seúl, Corea, investigaron la descomposición anaeróbica del estiércol porcino contaminado con clortetraciclina. Utilizaron técnicas de cromatografía para cuantificar los residuos de antibióticos y llevaron a cabo un seguimiento diario del biogás generado. Los resultados mostraron una disminución del 53% en la producción de metano en comparación con el grupo de control, lo que indica que la clortetraciclina tiene un impacto negativo en la generación de metano durante la digestión anaeróbica. Además, se detectó la presencia de clortetraciclina incluso después del proceso de digestión, lo que subraya los efectos ambientales de los antibióticos en la producción de biogás.

Xiang et al. (2023), en la Universidad de Hunan, China, investigaron los impactos a largo plazo de los antibióticos en la descomposición anaeróbica de lodos y en la actividad microbiana. Utilizando cromatografía de gases, analizaron la producción diaria de biogás y su composición. Los resultados mostraron que los antibióticos provocaron la acumulación de ácidos grasos volátiles y redujeron la generación de metano, afectando tanto la actividad de los microorganismos metanogénicos como la población involucrada en la acetogénesis. Se concluyó que la presencia de tetraciclina y sulfonamida perjudica la digestión anaeróbica, disminuyendo la producción de metano y alterando la comunidad microbiana, lo cual subraya los efectos desfavorables de los antibióticos en este proceso.

Delgadillo et al. (2022), en la Universidad Nacional Autónoma de México, investigaron el impacto de los antibióticos en la actividad metanogénica y la capacidad de análisis de aguas residuales porcinas. La metodología empleada incluyó el uso de cromatografía de gases para medir la producción de biogás y cromatografía líquida de alto rendimiento con espectrometría de masas para cuantificar los antibióticos. Además, aplicaron un modelo de Gompertz modificado para evaluar el crecimiento bacteriano y la producción metabólica. Llegaron a la conclusión de que tanto la oxitetraciclina como la mezcla de antibióticos inhibieron

de manera significativa la actividad metanogénica y la capacidad de análisis, aunque la producción de metano se vio afectada en menor medida.

Zhang et al. (2023), en la Universidad de Fudan en Shanghái, China, investigaron la generación de metano (CH_4) en sedimentos con distintas concentraciones de antibióticos (50, 100, 500, 1000 ng/g) durante un período de 35 días. Se evaluó la multicolinealidad de los indicadores bioquímicos y se utilizó un modelo estadístico para analizar la relación entre el potencial de liberación de CH_4 y la regresión del flujo de metano. Los antibióticos tuvieron un impacto positivo en la liberación de biogás, siendo más evidente a concentraciones elevadas (500, 1000 ng/g), con un retraso en ambos procesos. En resumen, estos hallazgos subrayan cómo los antibióticos afectan de manera adversa las emisiones de metano (CH_4) en los sedimentos de agua dulce.

Cheng et al. (2020), en la Universidad Normal de Qufu, China, investigaron el impacto de la clortetraciclina y la oxitetraciclina en el proceso de digestión anaeróbica de aguas residuales provenientes de granjas porcinas. La producción de metano se midió mediante el método de drenaje, y la diversidad bacteriana se analizó a través de PCR-DGGE, tras la extracción y purificación del ADN del lodo anaeróbico. Los resultados mostraron que el aumento de la concentración de antibióticos redujo tanto la eficiencia del tratamiento como la producción de metano, con una tasa de inhibición que varió del 18,34 % al 55,46 %. Además, se observó una disminución en la diversidad bacteriana y una mayor similitud entre los grupos. En resumen, la presencia de clortetraciclina y oxitetraciclina tiene un impacto negativo en la digestión anaeróbica y en la producción de metano.

Yin et al. (2016), en el Instituto de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible en Agricultura en China, investigaron el impacto de los antibióticos en la digestión anaeróbica y determinaron el grado de eliminación completa de estos compuestos. Se emplearon técnicas como la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) para medir las concentraciones de los antibióticos, y se evaluaron los sólidos totales y volátiles, así como el pH. Se observó que concentraciones de clortetraciclina y oxitetraciclina por debajo de 60 y 40 mg/kg·ST, respectivamente, incrementaron la producción de biogás y la metabolización en el estiércol. Sin embargo,

concentraciones superiores suprimieron la fermentación, y la eliminación de clortetraciclina disminuyó a medida que aumentaban las concentraciones. En resumen, los antibióticos perturban la digestión anaeróbica, influyendo en la producción de metano y en su presencia en el entorno.

2.2. Bases teóricas sobre el tema de investigación

2.2.1. Biogás

El biogás se forma a través de la descomposición anaeróbica de materia orgánica y contiene dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), nitrógeno (N_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S) y vapor de agua. Este recurso energético es ambientalmente amigable y rentable, lo que contribuye a reducir el riesgo asociado con las emisiones de gases de efecto invernadero. Durante el proceso de digestión anaeróbica, la producción de biogás pasa por cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Talan et al., 2021).

Las granjas de biogás agrícolas utilizan principalmente ensilaje de maíz, purines, estiércol, gallinaza o cultivos específicamente destinados a este fin. Entre las múltiples ventajas de la producción de biocombustibles, destaca que las plantas de biogás permiten la generación de energía de forma constante y ajustable, sin verse afectadas por las condiciones climáticas o la temporada del año. Esto las convierte en una excelente alternativa a las instalaciones que dependen de combustibles fósiles o fuentes de energía renovable inestables. (Czekała et al., 2023).

2.2.1.1. **Metano.** Se produce como resultado de la actividad de una comunidad diversa de microorganismos que descomponen la materia orgánica. Los metanógenos llevan a cabo la última etapa de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica al descomponer los compuestos orgánicos (McLain, 2005). De manera similar, las plantas de biogás funcionan a través de procesos bioquímicos que ocurren en el entorno natural. La descomposición anaeróbica en estas instalaciones conduce a la generación de biogás, siendo el metano su componente principal (Czekała et al., 2017).

2.2.1.2. **Sulfuro de hidrógeno.** Se obtiene del gas natural mediante un proceso de purificación con aminas, es un gas extremadamente maloliente y perjudicial para la salud. Además, tiene un punto de ebullición bajo, lo que dificulta su almacenamiento y transporte en grandes cantidades debido a estas propiedades (Hocking, 2006). El sulfuro de hidrógeno también se produce como subproducto en varios procesos industriales y en el tratamiento de materia orgánica (Dalefield & Cope, 2017).

2.2.1.3. **Dióxido de carbono.** Es un gas abundante en la naturaleza, no inflamable, y se transforma en un estado supercrítico a temperaturas y presiones ligeramente superiores a sus valores críticos (32°C y 7.4 MPa). Además, es una alternativa económica (Dolzhenko & Dolzhenko, 2015).

2.2.2. Calidad de biogás

El biogás está compuesto aproximadamente por un 50-70 % de metano, un 30-50 % de dióxido de carbono y alrededor de un 1 % de otros gases, como sulfuro de hidrógeno, vapor de agua y trazas de otros compuestos, por volumen (Ketuama et al., 2022; Matheri et al., 2018).

El metano (CH_4) es el gas que genera mayor calor de combustión en comparación con otros gases presentes en el biogás (Holmen, 2009). Por lo tanto, la calidad del biogás está determinada por la cantidad de CH_4 presente, lo cual influye en el equilibrio de la comunidad microbiana en el biorreactor (Ferguson et al., 2018). Así, una disminución del metano puede afectar la calidad del biogás.

Por otro lado, algunos componentes del biogás, como el sulfuro de hidrógeno (H_2S), generan grandes problemas en la generación de energía debido a su extrema corrosividad, lo que puede afectar el funcionamiento del equipo que utiliza el biogás (Schieder et al., 2003). Por lo tanto, el aumento de este gas afecta negativamente la calidad del biogás.

Además, las altas concentraciones de CO_2 reducen significativamente el poder calorífico del biogás y aumentan su densidad, lo que impide que cumpla con los estándares requeridos para su uso como combustible (Golmakani et al., 2022).

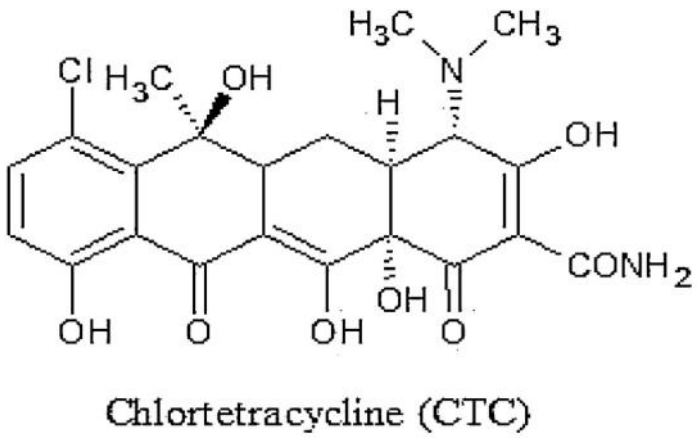
En consecuencia, un aumento en los niveles de CO_2 disminuye la calidad del biogás.

2.2.3. Clortetraciclina

La clortetraciclina, reconocida como la primera tetraciclina, fue identificada en 1948 por la empresa Cyanamid Company. Ha jugado un papel importante en la lucha contra agentes patógenos intracelulares, como micoplasmas, clamidias, rickettsias y protozoos parásitos (Martens & Demain, 2017). Asimismo, la clortetraciclina se utiliza en el tratamiento terapéutico de animales de granja (Samanta & Bandyopadhyay, 2019).

Figura 1

Estructura química de la clortetraciclina



Fuente: Lee et al. (2020).

2.2.3.1. **Mecanismo de acción de la clortetraciclina.** Este compuesto inhibe el crecimiento bacteriano al interferir con la producción de proteínas en las bacterias, bloqueando la unión del aminoacil-ARNt a los ribosomas bacterianos. La resistencia a las tetraciclinas se origina principalmente a través de tres mecanismos: expulsión de los compuestos, reducción de la afinidad hacia el objetivo y desactivación enzimática (Caballero, 2022).

2.2.3.2. **Metabolización de la clortetraciclina.** Debido a la limitada absorción y utilización de la clortetraciclina por parte del ganado y las aves de corral, aproximadamente entre el 70% y el 90% de esta sustancia se elimina al ambiente a

través de los excrementos (Pulicharla et al., 2018).

2.2.3.3. **Aplicación de la clortetraciclina.** Este antibiótico veterinario se administra a los animales a través de una dieta que contiene niveles reducidos de clortetraciclina, ya sea de forma individual o en combinación con sulfametazina. Existen numerosos estudios que respaldan su uso para reducir la incidencia de enfermedades y mejorar el aumento de peso durante el primer o segundo mes después del destete. Con frecuencia, estos antibióticos se incluyen en la alimentación de animales enfermos. Esta práctica consiste en administrar dosis bajas de antibióticos para ayudar en el control de enfermedades en el ganado (Anderson & Rings, 2009).

2.2.3.4. **Impacto de la clortetraciclina en el ambiente.** La clortetraciclina es considerada el antibiótico veterinario más perjudicial para el ambiente entre todos los antibióticos de amplio espectro. Estos antibióticos son capaces de tratar una amplia gama de bacterias que causan enfermedades, tanto grampositivas como gramnegativas. Este compuesto ha sido ampliamente utilizado en todo el mundo debido a su facilidad de aplicación, su costo accesible, sus efectos preventivos y curativos, y su capacidad para promover el crecimiento (Daghrir & Drogui, 2013; Kim et al., 2011).

Además, estudios han confirmado que la toxicidad aguda de la clortetraciclina es considerablemente más elevada, alcanzando niveles varias veces superiores, e incluso hasta cientos de veces más altos, que la de otros antibióticos, como la ampicilina y la amoxicilina (Park & Choi, 2008).

2.2.3.5. **Degradación de la clortetraciclina.** La degradación natural de la clortetraciclina en el ambiente es muy lenta, lo que da lugar a la presencia de concentraciones relativamente altas de este compuesto en diversos entornos acuáticos, suelos y sedimentos (Wang et al., 2014; Xiong et al., 2015).

2.2.4. Antibióticos

Un antibiótico es un agente antimicrobiano que puede eliminar o detener el crecimiento de las bacterias dañinas en un organismo huésped, sin importar la

ubicación de la infección. Al mismo tiempo, este agente no debe afectar negativamente a los microorganismos beneficiosos presentes en el intestino (flora intestinal), ni causar toxicidad excesiva en el huésped (Singh et al., 2017).

2.2.4.1. **Antibióticos utilizados en animales.** Existen varias categorías de antibióticos que pueden ser clasificados de diversas maneras, generalmente según su estructura química o su modo de acción. La utilización de antimicrobianos en la cría de ganado bovino, porcino y aves de corral constituye la mayor parte del consumo de estos compuestos en animales destinados a la producción de alimentos. Dado que los animales de producción pueden enfrentar diversas enfermedades, se recurre a los antibióticos para tratar afecciones como la mastitis y la fiebre aftosa. Por ejemplo, en vacas lecheras se tratan enfermedades como la mastitis, infecciones uterinas (metritis), infecciones articulares, pododermatitis, dermatitis digital y salmonelosis. En terneros, los antibióticos se utilizan para tratar enteritis, septicemia, meningitis, infecciones umbilicales e infecciones en lechones destetados. En cerdas reproductoras, se emplean para tratar enfermedades como la erisipela, infecciones articulares, pododermatitis, mastitis e infecciones uterinas. En cerdos de engorde, los antibióticos se usan para tratar enteritis, infecciones respiratorias, septicemia e infecciones por mordedura de cola. Finalmente, en pollos, se recurre a los antibióticos para combatir enteritis, infecciones respiratorias, septicemia e infecciones del saco vitelino (Treichel & Fongaro, 2019).

Tabla 2

Grupo de antimicrobianos utilizados en animales

Antimicrobianoa	Mecanismo de Acción	Ejemplos
Clortetraciclina	Interrupción de la biosíntesis de proteínas al impedir el acoplamiento del aminoacil-ARNt	Demeclociclina, oxitetraciclina

Tetraciclinas	Inhibe la síntesis de proteínas	Tetraciclina, clortetraciclina, oxitetraciclina
Sulfonamidas	Inhibe la síntesis de ácidos nucleicos (metabolismo del ácido fólico)	Sulfadimetoxina, sulfametazina
Aminoglicósidos	Inhibe la síntesis de proteínas	Dihidroestreptomicina, gentamicina, Hygromycin B, Neomicina, espectinomicina
Macrólidos	Inhibe la síntesis de proteínas	Eritromicina, gamitromicina, tildipirosina, tilmicosina, tulatromicina, tilosina, Tylvalosina
b-lactámicos	b-lactámicos	b-lactámicos
Penicilina	Inhibe pasos en la síntesis de la pared celular bacteriana	Amoxicilina, benzilpenicilina (penicilina G), ampicilina, cloxacilina
Cefalosporinas		Ceftiofur, cefapirina

Fluoroquinolonas	Inhibe la replicación y transcripción del ADN (ADN girasa)	Danofloxacina, enrofloxacina
Lincosamidas	Inhibe la síntesis de proteínas	Lincomicina, pirlimicina
Polimixinas	Destruye la estructura o función de la membrana celular	Polimixina B
Estreptograminas	Inhibe la síntesis de proteínas	Virginamicina
Anfenicolas	Inhibe la síntesis de proteínas	Florfenicol
Diaminopirimidinas	Inhibe la síntesis de ácidos nucleicos (metabolismo del ácido fólico)	Ormetoprim, trimetoprim
Polipeptidos	Destruye la estructura o función de la membrana celular	Bacitracina
Ortosomicinas	Inhibe la síntesis de proteínas	Avilamicina

Fuente: Ota y Yokoyama (2010); Treichel y Fongaro, (2019).

2.2.5. Comunidad microbiana

Los microorganismos están ampliamente distribuidos en el entorno natural, desempeñando un papel crucial en la estabilidad de los ecosistemas, el mantenimiento de la salud humana y la mejora de la calidad de los alimentos

sometidos a fermentación (Bokulich et al., 2014; Turnbaugh et al., 2008).

En las comunidades microbianas, las interacciones entre los diferentes microorganismos son fundamentales para su formación y funcionamiento óptimo. A pesar de que las técnicas avanzadas de secuenciación han facilitado la identificación de la estructura y los cambios en estas comunidades, aún resulta desafiante comprender los mecanismos de interacción, la disposición de sus miembros y la eficacia funcional que subyace a su formación natural. Esto se debe a la vasta diversidad de especies, su capacidad limitada para ser cultivadas y la dificultad para reproducir fielmente su entorno natural (Jessup et al., 2004; Lewis et al., 2020).

2.2.6. Fase de metanogénesis

La producción de metano ocurre en la etapa final de la digestión anaeróbica, en la conocida como la cuarta etapa, y es facilitada por microorganismos denominados metanógenos. Estos microorganismos tienen la capacidad de utilizar sustratos derivados de compuestos simples de C1 y C2. Normalmente, la generación de metano se da a través de la interacción simbiótica entre bacterias acetogénicas, que producen hidrógeno, y metanógenos, que lo utilizan. Sin embargo, esta dinámica puede alterarse cuando las bacterias acetogénicas se asocian con otros microorganismos que compiten por el hidrógeno disponible. Por ejemplo, la presencia de bacterias reductoras de sulfato puede competir con los metanógenos por el hidrógeno, limitando así los sustratos disponibles para la producción de metano. Además, el sulfuro de hidrógeno (H_2S) liberado por las bacterias reductoras de sulfato puede resultar tóxico para los metanógenos, afectando su funcionamiento. Diferentes métodos de generación de metano pueden producir niveles de energía distintos. En comparación con la conversión de CO_2 para producir metano, la fermentación del ácido acético genera solo una cantidad modesta de energía (Lee et al., 2020).

2.2.7. Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es un proceso mediante el cual la materia orgánica se convierte en biogás, compuesto principalmente por metano (60-70%) y dióxido

de carbono (30-40%). Este proceso involucra la colaboración de varios grupos de microorganismos que coordinan su metabolismo a lo largo de cuatro fases distintas. La primera fase, conocida como hidrólisis, implica la descomposición de la materia orgánica mediante fermentación, lo que da lugar a la formación de compuestos simples o monómeros. En la segunda fase, llamada acidogénesis, se producen ácidos orgánicos. La tercera fase, la acetogénesis, se caracteriza por la producción de acetatos, propionatos y butiratos. Finalmente, la cuarta fase es la metanogénesis, en la que los microorganismos generan metano a través de rutas tanto acetotróficas como hidrogenotróficas (Demirel & Scherer, 2008; Parawira et al., 2005; Weiland, 2010).

Además, el biogás se origina en una variedad de entornos, incluidos los sedimentos en el fondo de cuerpos de agua dulce y salada, campos de arroz, suelos húmedos, pantanos y el rumen de ciertos animales. En el contexto humano, se emplean reactores artificiales para tratar residuos sólidos y aguas residuales con el fin de generar y utilizar biogás. La producción de biogás es un proceso bioquímico que involucra la colaboración de varios microorganismos, algunos de los cuales son anaerobios obligados o facultativos. La contribución de estos microorganismos es esencial para la eficacia del proceso de producción de biogás (Deng, Liu, & Wenguo, 2020).

2.2.7.1. **Interacción de los antibióticos en la digestión anaeróbico.** Se han realizado investigaciones sobre varios antibióticos utilizados en seres humanos y animales, examinando su interacción con el proceso de digestión anaeróbica. Este proceso ha sido estudiado para descomponer diversos sustratos, como aguas residuales, estiércol de ganado vacuno y porcino, así como sustancias puras como glucosa y ácidos orgánicos. Se han observado diversas interferencias en la digestión anaeróbica, tales como la acumulación excesiva en el reactor, la reducción de la producción de biogás, el aumento en la concentración de ácidos orgánicos y desequilibrios en la composición de la comunidad microbiológica (Treichel & Fongaro, 2019).

2.2.8. Inhibición de metano

Durante el proceso de digestión anaeróbica, algunos materiales contienen componentes nocivos y peligrosos que pueden reducir la eficiencia del proceso e incluso causar fallos, especialmente al tratar con residuos orgánicos industriales. Es crucial prevenir la intoxicación de los microorganismos por estas sustancias perjudiciales. Entre las sustancias inhibitorias más comunes se encuentran el amoníaco (NH_3 y NH_4^+), los sulfuros, las sales, los metales pesados y ciertas sustancias sintéticas (Deng, Liu, & Wenguo, 2020).

2.2.9. Compuestos orgánicos sintéticos

Los compuestos orgánicos sintéticos, creados artificialmente, presentan dificultades para su degradación durante el proceso de descomposición anaeróbica, lo que está estrechamente relacionado con su capacidad para intoxicar o inhibir dicho proceso. Entre los compuestos orgánicos sintéticos tóxicos comunes se encuentran los halógenos, aldehídos y compuestos aromáticos. Sin embargo, una vez que los microorganismos se adaptan a estas sustancias, su tolerancia puede mejorar hasta 50 veces, lo que permite la degradación de dichos compuestos. Además, la introducción de desinfectantes, herbicidas, insecticidas, surfactantes y antibióticos en los reactores de digestión anaeróbica puede causar una inhibición no específica (Deng, Liu, & Wenguo, 2020).

2.2.10. Digestión anaeróbica de mesófila y termófila

La temperatura es un factor clave en la eficacia del proceso de fermentación para la producción de biogás. La fermentación termofílica, que ocurre en un rango de 55 a 66 °C, resulta en una alta producción de gas y una rápida descomposición de la materia orgánica; hasta el momento, este tipo de fermentación se ha implementado principalmente en procesos continuos. En contraste, los procesos de fermentación mesofílica, que se desarrollan entre 33 y 37 °C, son más estables y aplicables a una mayor variedad de sustratos. Una ventaja importante de la fermentación termofílica es la eliminación de patógenos, que se logra durante el mismo proceso. En cambio, la fermentación mesofílica generalmente requiere una etapa adicional de tratamiento del digestato para su reutilización (Basshuysen,

2016; Yan et al., 2023).

2.2.11. Biorreactor

Un biorreactor es un dispositivo o recipiente diseñado para realizar reacciones enzimáticas o celulares en las que los sustratos se transforman en productos, subproductos y residuos. Este sistema puede convertir compuestos orgánicos solubles presentes en aguas residuales en dióxido de carbono (CO_2) y agua (H_2O) en condiciones aerobias, es decir, en presencia de oxígeno, o en metano (CH_4) y nitrógeno (N_2) en condiciones anaerobias, donde el oxígeno está ausente (Chang, 2011).

2.3. Definición de términos

2.3.1. Adsorción

La adsorción es uno de los métodos más comúnmente empleados en la separación y purificación de sustancias. Este proceso implica la acumulación de un soluto, en estado gaseoso o líquido, en la superficie de un sólido o líquido específico, conocido como adsorbente. Como resultado, se forma una capa de moléculas o átomos en la superficie del adsorbente, a la que se le denomina adsorbato (Owens, 2011).

2.3.2. Metabolización

El proceso metabólico intermedio abarca todas las transformaciones de sustancias biológicas necesarias para que la célula genere energía y sintetice componentes esenciales. Este sistema es altamente complejo, compuesto por múltiples compuestos químicos y rutas interconectadas. En este contexto, los procesos metabólicos representan una suma de actividades individuales que, en conjunto, sostienen la función y eficiencia celular (Werner et al., 2016).

2.3.3. Homeostasis

La homeostasis es la capacidad de un organismo para preservar su entorno interno en condiciones óptimas para la supervivencia. Este proceso implica

mecanismos de autorregulación que aseguran que los sistemas vitales del cuerpo permanezcan dentro de rangos estables y operen de manera eficiente. En resumen, la homeostasis representa un equilibrio dinámico, alcanzado mediante procesos de autorregulación, que es esencial para la supervivencia del organismo (Dhabhar & Mcewen, 1999; Yudt & Cidlowski, 2002).

2.3.4. Biometabolismo

Una vía metabólica es una secuencia de procesos o interacciones que ocurren entre los genes y los productos que estos generan. Estos procesos llevan a la creación o modificación de componentes que son fundamentales para el funcionamiento adecuado de un sistema biológico. En conjunto, las vías metabólicas permiten el desarrollo y mantenimiento de los organismos al coordinar diversas funciones bioquímicas y fisiológicas (Folador et al., 2018).

III. Metodología

3.1. Tipo y nivel de investigación

3.1.1. *Tipo investigación*

Según el propósito o la naturaleza del estudio, el tipo de investigación es básica, pura o fundamental. De acuerdo con el enfoque de la investigación, esta se clasifica como cuantitativa, ya que se analizarán datos con el objetivo de generalizar los resultados; como experimental, debido a la manipulación de variables en un entorno controlado para observar efectos causales; y como longitudinal, porque se llevará a cabo durante un periodo prolongado para observar cambios en las variables a lo largo del tiempo (Esteban, 2018).

3.1.2. *Nivel de la investigación*

De acuerdo con el propósito del estudio, el tipo de investigación es básica, pura o fundamental, enfocada en generar conocimientos teóricos sin una aplicación inmediata. Según el enfoque, la investigación es cuantitativa, dado que se analizarán datos para generalizar los resultados obtenidos. En cuanto al diseño, se clasifica como experimental, ya que implica la manipulación de variables en un entorno controlado para observar efectos causales. Además, es una investigación longitudinal, ya que se llevará a cabo durante un periodo prolongado con el fin de observar cambios en las variables a lo largo del tiempo (Esteban, 2018).

3.1.3. *Temporal*

Este proyecto se desarrolló durante un periodo de 69 días, desde la instalación hasta la última medición. Se realizaron un total de cuatro mediciones: la primera el día 30, seguida de mediciones en los días 43, 56 y 69, con un intervalo de 13 días entre cada una de ellas, siguiendo la metodología de Andriamanohiarisoamanana et al. (2020).

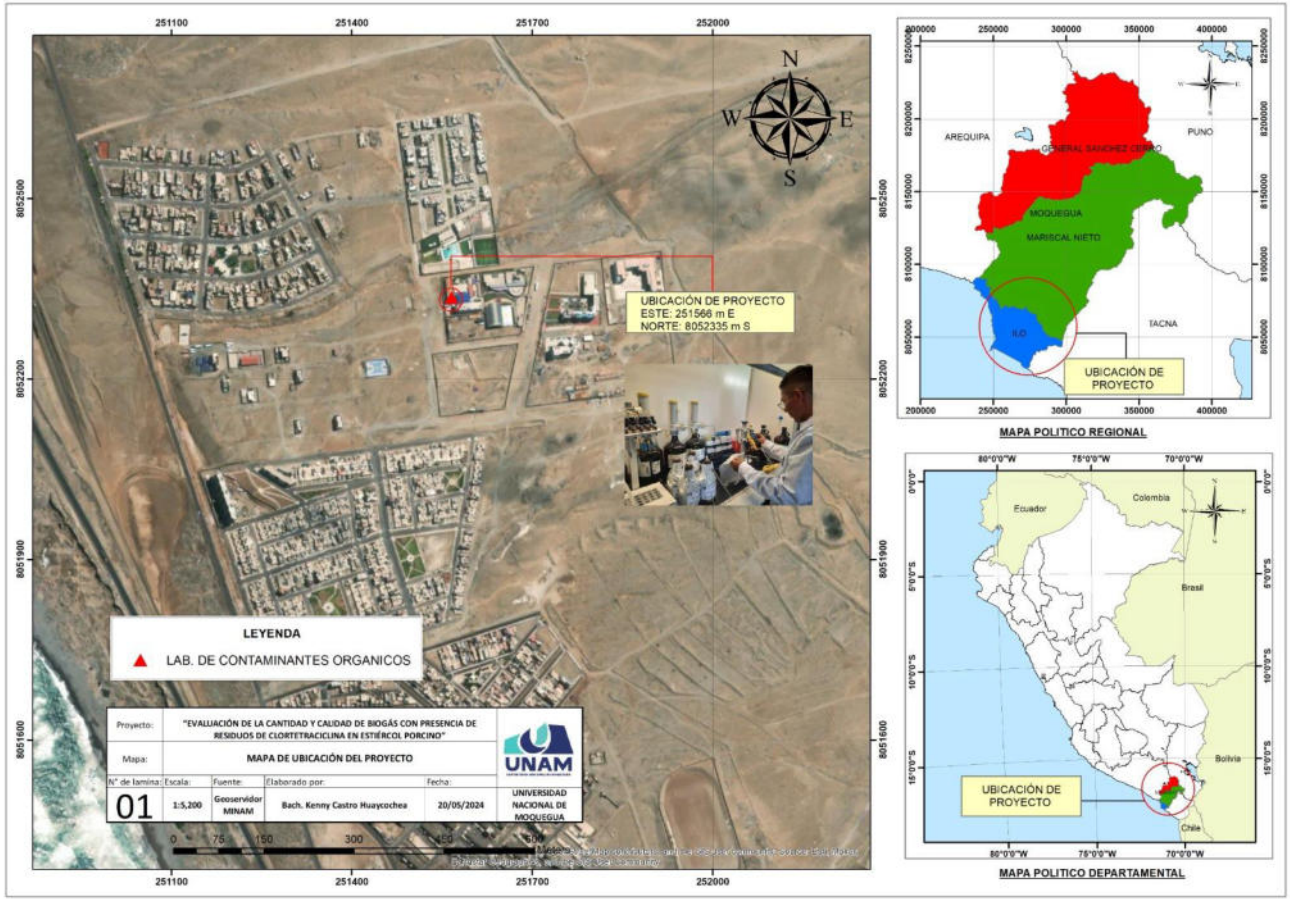
3.1.4. *Espacial*

La instalación y ejecución del experimento se realizó en el laboratorio de

contaminantes orgánicos y ambiente; y en el laboratorio de biología de la Universidad Nacional de Moquegua sede Ilo.

Figura 2

Mapa de ubicación del experimento de evaluación de calidad y cantidad de biogás.



3.2. Población y muestra

Población: el estiércol porcino del sistema de producción de la sra. Bety localizado en la ciudad de Ilo.

Muestra: 4.8 kg. de estiércol de porcino obtenido sistema de producción señora Bety localizado en la ciudad de Ilo.

El sistema de producción de la señora Bety perteneciente a la asociación de porcicultores, está ubicado en la pampa inalámbrica con dirección asociación nuevo amanecer lt. 12 en la provincia de Ilo, departamento Moquegua.

3.3. Instrumentos

3.3.1. *Materia prima e insumos*

- Estiércol porcino 4.8 kg.
- Agua osmotizada 4.8 l.
- Clortetraciclina en polvo soluble, marca Aurac-Sol.
- Estiércol biodigestato 480 g.

3.3.2. *Equipos*

- Incubadora, marca Memmert.
- Medidor múltiple de gases: CH_4, CO_2, O_2 (%) y H_2S (ppm); marca Beijing Shian Technology Instrument Ltd, modelo IRCD4.
- pHmetro, marca Orion Star, modelo a211.
- Balanza digital, marca Vevor balanza, modelo 3000g.
- Campana extractora Hood, marca Labconco, modelo 1208W80EA.

3.3.3. *Materiales*

- Micropipeta

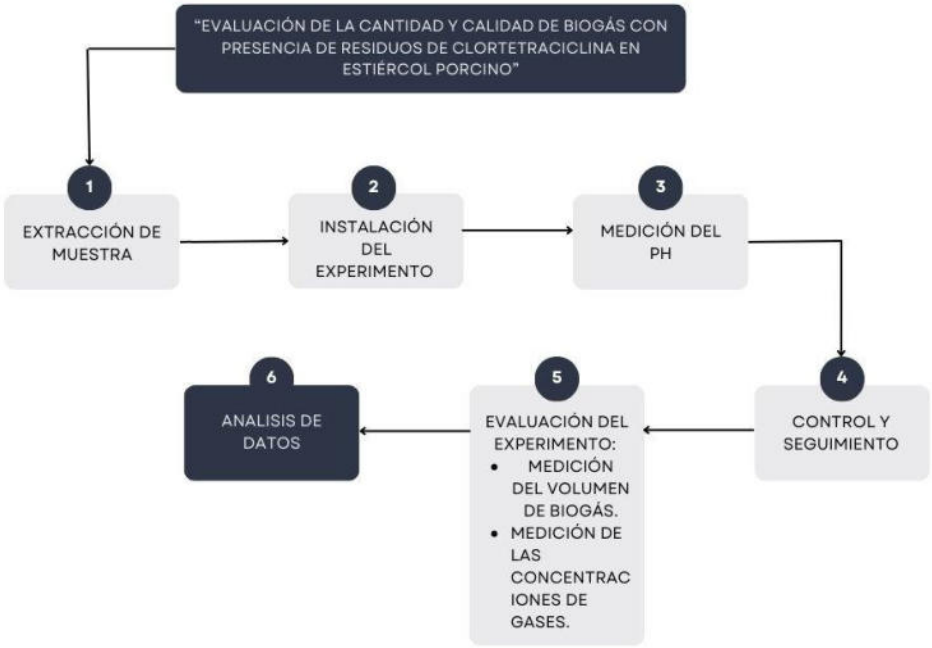
- Probeta 500 ml.
- Vaso precipitado 500 ml.
- Guantes
- Alicate
- Alambre
- Mandil blanco
- Balde
- Papel aluminio
- Mascarilla quirúrgica
- Botellas de vidrio 1l.
- Tapones de jebe perforados
- Bolsas colectoras de alta resistencia
- Silicona para vidrio

3.4. Procedimientos

Durante la fase experimental de este proyecto, se llevaron a cabo diversas actividades para evaluar el efecto de la clortetraciclina presente en el estiércol porcino en la producción de biogás. El experimento tuvo una duración de 69 días, durante los cuales se realizaron cuatro mediciones tanto del volumen de biogás como de los gases involucrados. Además, se controlaron variables como la temperatura y el pH, realizando mediciones al inicio y al final del proceso de producción. El esquema que se presenta a continuación resume las actividades realizadas.

Figura 3

Procedimiento del experimento de evaluación de cantidad y calidad de biogás



3.4.1. *Procedimientos del experimento*

3.4.1.1. Extracción del estiércol porcino. Para el experimento, se extrajo estiércol del criadero de la señora Betty Apaza, quien pertenece a la Asociación de Porcinocultores, ubicado en la pampa Inalámbrica, con dirección en la Asociación Nuevo Amanecer, lote 12, en la provincia de Ilo, departamento de Moquegua. Antes de tomar la muestra, se verificó si los animales recibían antibióticos durante su crianza. La respuesta fue negativa, debido a que el número de porcinos no era lo suficientemente grande para justificar su uso. Una vez confirmada esta información, se procedió a la recolección de la muestra.

3.4.1.2. Instalación del experimento. El experimento se llevó a cabo en el Laboratorio de Contaminantes Orgánicos y, posteriormente, se trasladó al Laboratorio de Biología de la Universidad Nacional de Moquegua. Para cada tratamiento, junto con sus cuatro repeticiones correspondientes, se prepararon 1.2 kg de estiércol porcino en un balde, que fue mezclado con 1.2 litros de agua osmotizada. Además, se utilizaron 120 gramos de biodigestato extraído de un bioreactor en plena producción de biogás, lo cual garantizó la presencia de bacterias

metanogénicas. De igual manera, se aplicó clortetraciclina en concentraciones de 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg, mientras que uno de los tratamientos se utilizó como control.

Figura 4

Pesado de estiércol porcino



Figura 5

Aplicación de agua osmotizada en la preparación de los lodos para los biodigestores.



Posteriormente, se extrajeron 400 ml de muestra en un vaso medidor para medir el pH, utilizando un pHmetro de marca Orion Star, modelo A211, en cada tratamiento. Tras la medición, se procedió a mezclar y transferir los lodos preparados a frascos de vidrio. Para la medición de los volúmenes, se utilizó una

probeta de 500 ml. Cada frasco fue llenado con 550 ml de la preparación. Luego, se colocaron tapones de jebe perforados y se conectaron a bolsas de alta resistencia para capturar el biogás. Para evitar fugas, los tapones se aseguraron con alambre y las bocas de las botellas fueron selladas con silicona para vidrio. Además, se etiquetaron las muestras y se cubrieron con papel aluminio para prevenir la degradación de la clortetraciclina. Para controlar la temperatura, los frascos se colocaron en una incubadora de marca Memmert, ajustada a 35°C.

Figura 6

Biodigetores instalados



3.4.1.3. ***Análisis físico-químico del estiércol.*** Para la medición de pH*, s*e utilizó un pHmetro de sobremesa Orion Star, modelo A211, para realizar las mediciones necesarias. Antes de cada medición, se ajustó el equipo utilizando soluciones buffer con pH de 4.01, 7.01 y 10.01. Posteriormente, se limpió el sensor de pH para garantizar lecturas precisas y libres de interferencias. Se vertieron 400 ml de la muestra en un vaso de precipitados. Además, se realizaron mediciones tanto al inicio como al final del experimento para evaluar posibles variaciones.

El pH del estiércol porcino al inicio del experimento fue de 7.39 para T0, 7.45 para T1, 7.42 para T2 y 7.39 para T3. Al final del experimento, los valores de pH fueron de 7.79 a 7.98 para T0, de 7.87 a 8.09 para T1, de 7.98 a 8.05 para T2 y de 7.98 a 8.22 para T3.

Figura 7

Medición del pH



3.4.1.4. Control y seguimientos del experimento. Se controló la temperatura colocando las muestras en una incubadora de marca Memmert a 35°C. De manera similar, se realizó un seguimiento del pH, tomando mediciones tanto al inicio de la instalación como al final del experimento. Además, se monitoreó que el volumen de biogás producido no superara la capacidad de las bolsas recolectoras.

Figura 8

Monitoreo de los biodigestores instalados en la incubadora



3.4.1.5. Evaluación del experimento. La evaluación del experimento se realizó en el Laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente de la Universidad Nacional de Moquegua, donde se llevaron a cabo las siguientes

actividades:

3.4.1.6. ***Medición del volumen del biogás.*** La medición del volumen de biogás se llevó a cabo utilizando el principio de Arquímedes, que establece que un objeto completamente sumergido desplaza un volumen de líquido igual a su propio volumen. Para esta metodología, se utilizó una bandeja con un recipiente lleno de agua. Posteriormente, se introdujo la bolsa de biogás en el recipiente, de modo que el agua desplazada hacia la bandeja representaba el volumen del biogás. Este volumen se midió con una probeta de 500 ml. Cabe mencionar que, para obtener el volumen exacto, se restó el volumen de la bolsa captadora de biogás. Este proceso se repitió con las 16 muestras de biogás. Además, se realizaron cuatro mediciones en los días 30, 43, 56 y 69.

Figura 9

Medición de volumen



3.4.1.7. ***Medición de las concentraciones de gases.***Para la medición de gases, se utilizó el medidor múltiple de gases portátil de la marca Beijing Shian Technology Instrument Ltd., modelo IRCD4. Este dispositivo permite la medición en porcentaje (%) de CH4, CO2, O2, así como los niveles de H2S en partes por millón (ppm). El equipo consta de un medidor de gases, una bomba de muestreo para la absorción de gases, una manguera que los conecta, un filtro para vapor de agua y un conducto metálico que une la bomba con las muestras. Además, cuenta

con una pantalla LCD retroiluminada y una alarma que se activa al detectar la presencia de gases.

Para comenzar la medición, se instaló el medidor y se encendió el equipo junto con la bomba. Luego, se conectó la bolsa recolectora, que dispone de un mecanismo de seguridad que facilita la liberación del gas. Una vez que la lectura del equipo se estabiliza, se registra la medición de los gases. Este proceso se repitió con las 16 muestras de biogás. Asimismo, se realizaron cuatro mediciones en los días 30, 43, 56 y 69.

Figura 10

Medición de gases producidos



Figura 11

Proceso de medición de concentraciones de gases.



Tabla 3

Información del medidor de gases

Características del Medidor de gases	
Marca	Beijing Shian Technology Instrument Ltd
Modelo	IRCD4.
Gases detectados	CH_4, CO_2, H_2S, O_2
Rango de medición	CH_4: (0-100) % vol. CO_2: (0-100) % vol.

	H_2S: (0~1000) ppm O_2: (0~30,0) % vol.
Relación de resolución	CH_4: 1 % vol, CO_2: 1 % vol, H_2S: 1 ppm, O_2: 0,1 % vol.
Sensor	Sensor infrarrojo y sensor electroquímico
Vida útil del sensor	≥5 años (CH_4, CO_2) ≥2 años (H_2S, O_2)
Tiempo de respuesta	CH_4: ≤ 45 S (T90) CO_2: ≤ 45 s (T90) H_2S: ≤45 s (T90) O_2: ≤45s (T90)
Alarma	Audible--zumbador con ≥ 80 dB audible Visible: LED rojo parpadeante, ≥20 m visible
Punto de alarma	totalmente ajustable
Registro de datos	Registro de datos continuo (1900 eventos en intervalos configurables de 0,1 a 10 minutos)

Tiempo de carga	4-5 horas
Resistencia al polvo y al agua	IP 65
Tamaño y peso	130*66*30mm / 250g
ex-signo	exibidoI
Imagen del medidor múltiple de gases	

3.4.2. *Análisis de datos*

El análisis estadístico se realizó utilizando el software R Studio versión 4.3.3. Los datos fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) de un solo factor, previa verificación de los supuestos de normalidad con la prueba de Shapiro-Wilk y de homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene. Se utilizó la prueba de Duncan para la comparación de medias entre los diferentes tratamientos. Además, se realizó la prueba de Dunnett para comparar cada tratamiento con el grupo control.

En caso de no cumplirse la homogeneidad de varianzas, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. Posteriormente, se aplicó una prueba de comparación múltiple (Test de Tukey), con un nivel de significancia (alfa) de 0.05, para identificar la existencia de diferencias significativas en los datos.

IV. Resultados y discusión

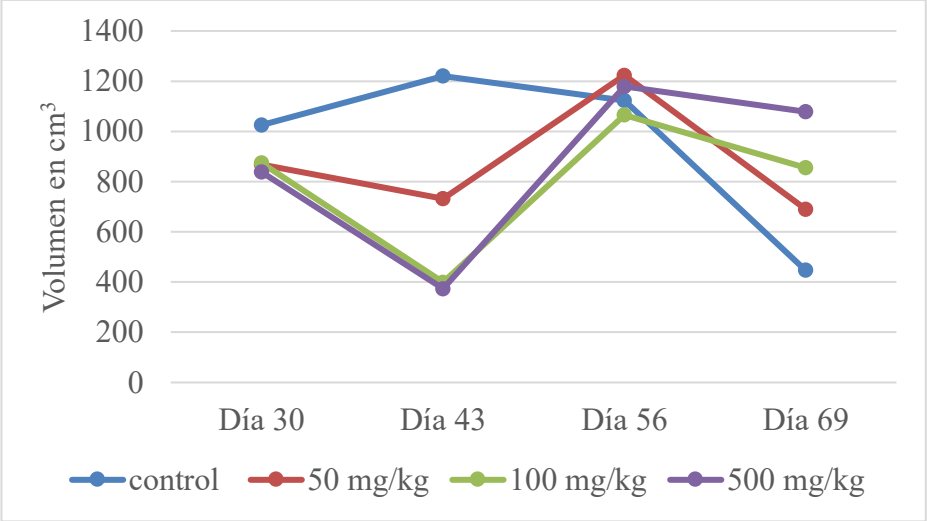
4.1. Medición de volumen de biogás

La **Figura 12** presenta la evolución del volumen de biogás durante las mediciones realizadas en los días 30, 43, 56 y 69 para los cuatro tratamientos: control, 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg.

Durante los días 30 y 43, se observó una disminución notable en la cantidad de biogás producido en los tratamientos con 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg de clortetraciclina, en comparación con el tratamiento control. Sin embargo, en el día 56, no se evidenció diferencia significativa en la producción de biogás entre los tres tratamientos con clortetraciclina y el tratamiento control, lo que sugiere una posible adaptación del proceso de digestión anaeróbica a la presencia del antibiótico. Finalmente, en la medición del día 69, se registró un incremento en la producción de biogás en los tratamientos de 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg, en comparación con el tratamiento control. Este aumento indica que el sistema podría haber superado los efectos inhibitorios iniciales, regresando a niveles normales de producción. En general, los resultados demuestran que la presencia de clortetraciclina tiene un impacto significativo en la producción de biogás a lo largo del experimento.

Figura 12

Comparativa de producción biogás en las cuatro mediciones



Aceptación o rechazo de hipótesis

La segunda hipótesis plantea lo siguiente: "Los residuos de clortetraciclina en concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino modifican la cantidad de biogás durante el proceso de metanogénesis." Los resultados obtenidos respaldan esta hipótesis, ya que evidencian que las diferentes concentraciones de clortetraciclina afectan significativamente la cantidad de biogás producido. La variabilidad observada en la producción de biogás en función de estas concentraciones confirma que la clortetraciclina tiene un impacto negativo determinante en el proceso de metanogénesis. Por lo tanto, se acepta la hipótesis.

A. Medición del volumen de biogás en los días 30 y 43

En general, se observó una reducción en la producción de biogás en los días 30 y 43, con diferencias significativas en el volumen generado entre los diferentes tratamientos en ambas mediciones.

La producción de biogás a los 30 y 43 días se presenta en la **Tabla 4**, la **Tabla 5**, la **Figura 13** y la **Figura 14**.

Tabla 4

Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 30.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	85 343	28 448	48.81	5.35e-7	**	T0 2.47%
Error	12	6 993	583				T1 0.62%
Total	15	92 336	29 031				T2 3.32%

							T3 3.42%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Tabla 5

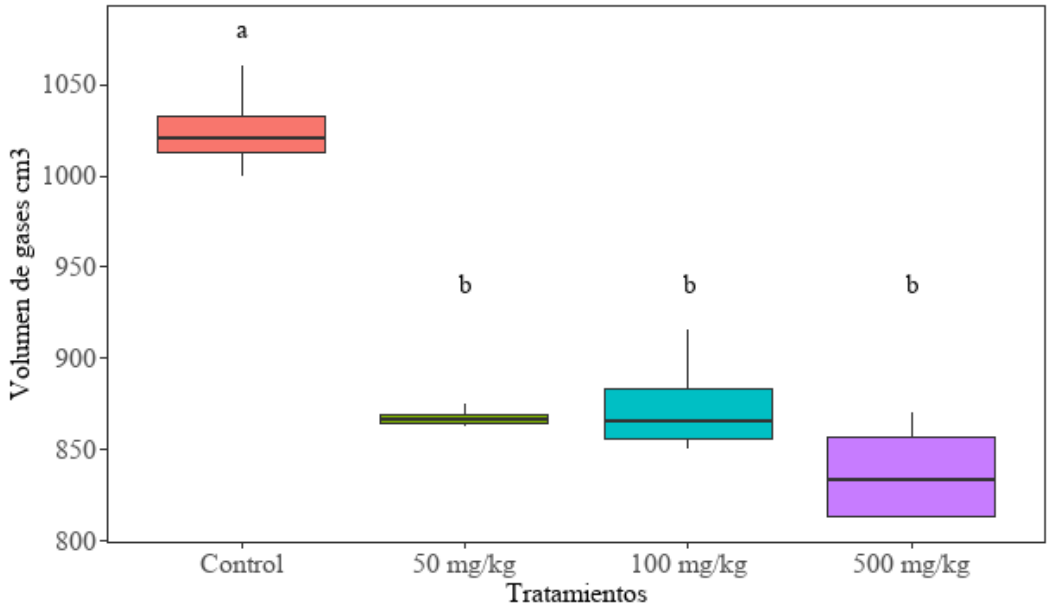
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 43.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	1 868 819	62 2940	26.86	1.31e-5	**	T0 20.58%
Error	12	278 329	23 194				T1 20.12%
Total	15	2 147 148	646 134				T2 3.38%
							T3 23.82%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 13

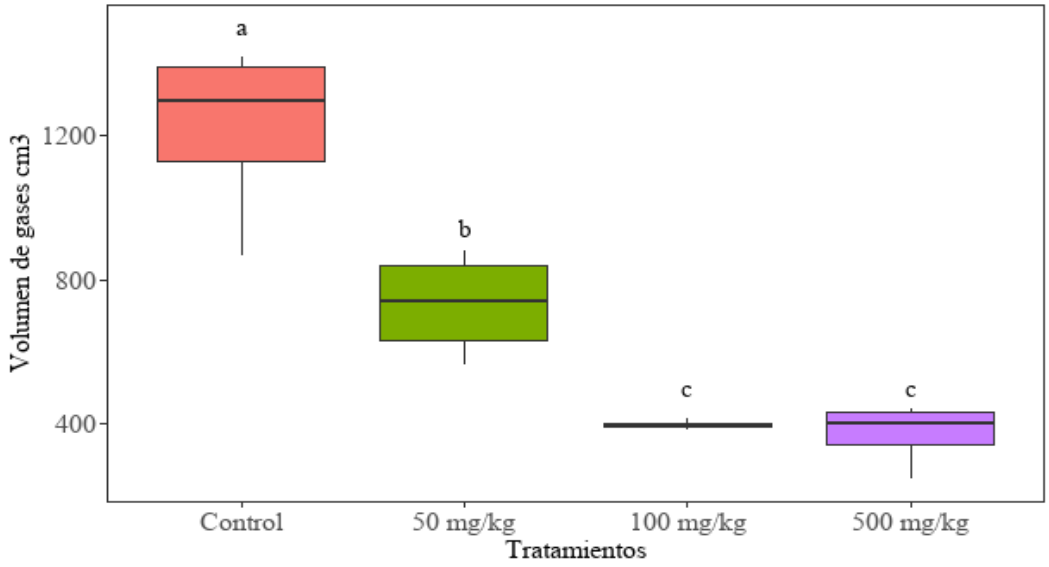
Producción del volumen de biogás día 30.



La **Figura 13** muestra una disminución en la producción de biogás en el día 30 con los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg, cuyos promedios fueron de 867.50 cm^3, 873.75 cm^3 y 837.25 cm^3, respectivamente, en comparación con el tratamiento control, que alcanzó un promedio de 1025.12 cm^3. Esto inicia que, a los treinta días de iniciado el experimento, la presencia de clortetraciclina afecta el proceso de metanogénesis, inhibiendo a las bacterias responsables de la producción de biogás.

Figura 14

Producción del volumen de biogás dia 43.



La **Figura 14** muestra una disminución en la producción de biogás en el día 43 con los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg, cuyos promedios fueron de 730.87 cm^3, 399 cm^3 y 373.75 cm^3, respectivamente, en comparación con el tratamiento control, que alcanzó un promedio de 1220.25 cm^3. Esto indica que, a los 43 días de iniciado el experimento, la presencia de clortetraciclina afecta el proceso de metanogénesis, inhibiendo a las bacterias responsables de la producción de biogás.

Por lo que, la reducción de biogás podría estar relacionada con el hecho que la clortetraciclina afecta negativamente a la comunidad bacteriana en las etapas metanogénica y acidogénica, lo que también ocasiona un impacto adverso en la comunidad de arqueas durante estas etapas (Yin et al., 2018). Cabe destacar que la acidogénesis y la metanogénesis son etapas cruciales del proceso de digestión anaeróbica, mediante el cual se obtiene el biogás (Zheng et al., 2022). Además, la clortetraciclina se caracteriza por ejercer una acción inhibitoria sobre los microorganismos anaerobios gramnegativos y los aerobios grampositivos que están presentes en la materia orgánica, lo cual puede tener implicaciones significativas en la eficiencia y estabilidad de los procesos biológicos (Pulicharla et al., 2015). Por lo tanto, la combinación sinérgica con clortetraciclina puede disminuir tanto la producción total de gases como específicamente la del metano, que es uno de los

componentes principales del biogás (Xu et al., 2019). La clortetraciclina, al interferir con la actividad microbiana en la digestión anaeróbica, puede impactar considerablemente la producción y afectar la estabilidad del proceso. Esto se debe a que los microorganismos responsables de la fermentación anaeróbica, cruciales para la producción de biogás, pueden ser inhibidos o desequilibrados por la presencia de este compuesto. Esta interferencia podría reducir la eficiencia en la producción de biogás o incluso en la interrupción del proceso de digestión anaeróbica si la inhibición es severa (Pawlik et al., 2023). Resultando la disminución del volumen de biogás en el sistema biodigestor, como se observa en la **Figura 13 y** la **Figura 14.**

De mismo modo, esta disminución en la producción de biogás (**Figura 13 y Figura 14)** puede estar relacionado a la eficiencia de los procesos biológicos que ocurren dentro de los digestores anaeróbicos. Un aspecto crítico de esta eficiencia es la presencia y funcionalidad de genes que son generados por los microorganismos y están relacionados con el metabolismo de lípidos, carbohidratos y la degradación de ácidos grasos. Estos genes son esenciales para el primer proceso de la digestión anaeróbica: la hidrólisis (Xu et al., 2019). Durante la hidrólisis, los polímeros complejos como lípidos y carbohidratos son descompuestos en monómeros más simples que pueden ser fácilmente metabolizados por los microorganismos presentes en el digestor (Jameel et al., 2024). Sin una cantidad adecuada de genes funcionales relacionados con estas rutas metabólicas, la eficiencia de la hidrólisis se ve comprometida. Esto resulta en una menor disponibilidad de sustratos simples necesarios para las etapas posteriores del proceso de digestión anaeróbica, incluyendo la acidogénesis, acetogénesis y finalmente la metanogénesis (Tang et al., 2021). Una disminución en los genes funcionales relacionados con el metabolismo de lípidos y carbohidratos reduce significativamente la capacidad de los microorganismos para llevar a cabo la hidrólisis. Sin esta etapa crucial, la descomposición de la materia orgánica es incompleta, acumulando polímeros no degradados y disminuyendo la producción de ácidos grasos volátiles. Esto conlleva a una reducción de metanobacteriales, esenciales para la metanogénesis, reduciendo significativamente la capacidad del sistema para producir metano (Xu et al., 2019). Por lo que, la presencia de clortetraciclina es perjudicial para las comunidades microbianas, afectando tanto la

diversidad como la funcionalidad de los genes necesarios para rutas metabólicas críticas (Yin et al., 2018). Debido a ello, la presencia de residuos de clortetraciclina en estiércol empleado para la producción de biogás disminuyo la cantidad del volumen de los días 30 y 43 de la medición. Además, se observa que las dosis aplicadas de 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg evidencian una disminución similar comparado con el control.

B. Medición del volumen de biogás en el día 56

La medición de biogás realizada en el día 56 no mostró una diferencia estadísticamente significativa en la producción de biogás entre los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg de clortetraciclina en comparación con el control.

La producción de biogás al día 56 se presenta en la **Tabla 6** y la **Figura 15.**

Tabla 6

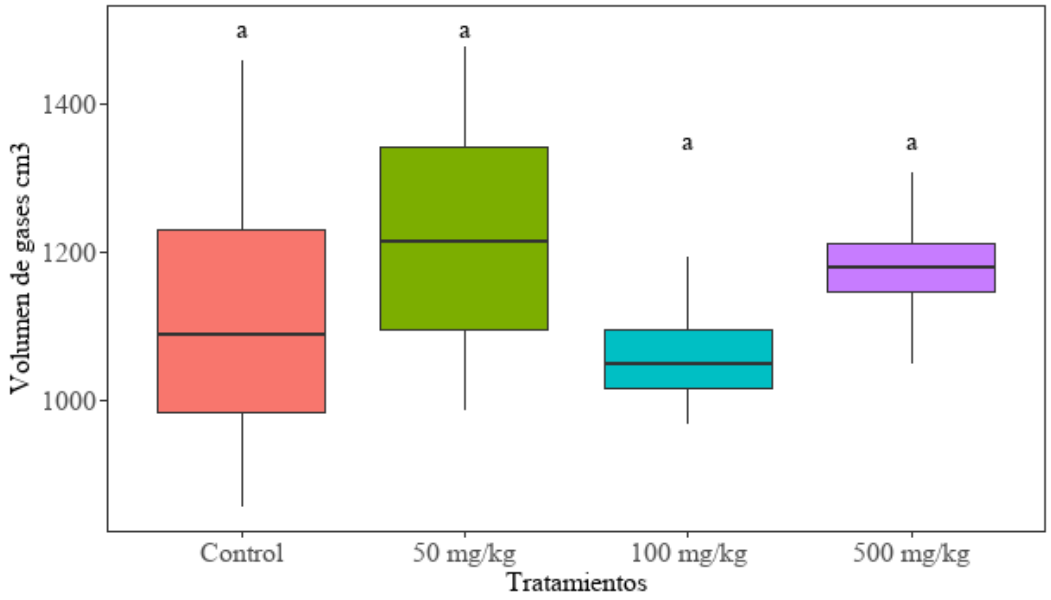
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 56.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	56 553	18 851	0.586	6.36e-1		T0 22.59%
Error	12	386 336	32 195				T1 17.22%
Total	15	442 889	51 046				T2 8.88 %
							T3 8.90%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 15

Producción del volumen de biogás día 56



La **Figura 15** muestra que no hay una diferencia estadísticamente significativa en la producción de biogás entre los tres tratamientos y el control en este punto del experimento. Esto indica que, el día 56, la presencia de clortetraciclina en las concentraciones evaluadas no tuvo un impacto relevante en la actividad de las bacterias metanogénicas, permitiendo que la producción de biogás se mantuviera relativamente similar en todos los tratamientos.

C. Medición del volumen de biogás en el día 69

En la medición del día 69, se observó un aumento en la producción de biogás, con diferencias significativas en el volumen generado entre los tres tratamientos en comparación con el tratamiento control.

La producción de biogás al día 69 se presenta en la **Tabla 7 y** la **Figura 16.**

Tabla 7

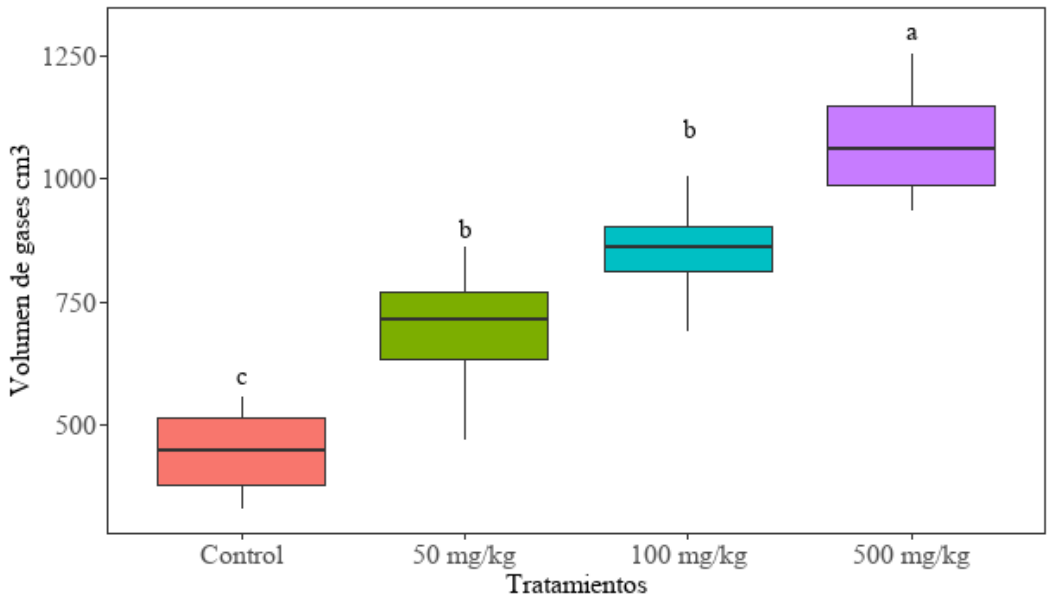
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 69.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	851 555	283 852	15.42	1.97e-4	**	T0 22.99%
Error	12	219 505	18 292				T1 23.64%
Total	15	1 071 060	302 144				T2 15.11%
							T3 12.92%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 16

Producción del volumen de biogás del día 69.



En la **Figura 16**, se observa un aumento en la producción de biogás en el día 69 debido a la presencia de clortetraciclina con los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg, la mayor concentración de clortetraciclina (500 mg/kg) produjo un volumen de biogás de 1077.25 cm^3, significativamente superior al tratamiento control (446.12 cm^3). Los tratamientos con 50 y 100 mg/kg, con producciones de 690 cm^3 y 855 cm^3 respectivamente, también mostraron un incremento notable en comparación con el control, aunque inferior al tratamiento con 500 mg/kg. Esto indica que una mayor concentración de clortetraciclina podría estar estimulando una mayor producción de biogás.

El incremento de biogás puede estar relacionado a que la presencia de clortetraciclina en el estiércol puede potenciar la producción de gas, ya que estos antibióticos son compuestos orgánicos que pueden ser utilizados como sustratos para la producción (Huang et al., 2014). Gracias a la presencia, el acetato quinasa, una enzima conocida por convertir acetato en metano, por lo que también puede metabolizar microcontaminantes orgánicos como el ibuprofeno, el bisfenol A y el galactósido. Esto ocurre a través de una vía cometabólica, donde los micro contaminantes orgánicos se metabolizan simultáneamente con las enzimas acetogénicas y metanogénicas, debido a que las enzimas para los procesos de digestión anaeróbica se sintetizan en presencia de un sustrato específico, como los ácidos grasos volátiles (Gonzalez-Gil et al., 2017). Esto sucede en el proceso de la acetogénesis la cual es una etapa del proceso anaeróbico en la que se produce la oxidación de intermediarios (Ghosh et al., 2022). Como los ácidos grasos volátiles (AGV), transformándolos en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno (Srinuanpan et al., 2019). De este modo, la digestión anaeróbica no solo permite la producción de biometano, sino que también facilita la eliminación de antibióticos de los desechos orgánicos, como es el caso del estiércol (Kitazono et al., 2015). De esta forma la producción de biogás puede recuperarse y puede seguir produciendo. Resultando el incremento en la producción de biogás en sistema biodigestor tal como se observa en la **Figura 16.**

Así mismo, el incremento de la producción de biogás (**Figura 16)** puede estar relacionada a que la clortetraciclina experimenta una isomerización diferente e irreversible en condiciones alcalinas neutras y levemente alcalinas (Halling-

Sørensen et al., 2002). Por lo que, existe presencia de isoclortetraciclina en el estiércol líquido y en muestras del fermentador. Donde se identificó que la combinación de clortetraciclina e isoclortetraciclina presente en los biodigestores se pueden eliminar de forma similar para la matriz I y la matriz II, con un 31% y un 35%, respectivamente (Spielmeyer et al., 2015). Así mismo, la isoclortetraciclina tiene una actividad antimicrobiana significativamente menor (>99%) en comparación con la clortetraciclina lo cual la hace menos nocivas para las bacterias (Halling-Sørensen et al., 2002). De modo que, la rápida transformación de la clortetraciclina a su isoforma, junto con su baja actividad antimicrobiana, se considera la razón por la cual la producción de biogás no se ve afectada en los fermentadores enriquecidos (Spielmeyer et al., 2015). Por lo que, la eficacia de la clortetraciclina en sistemas metanogénicos puede restaurarse tras una breve fase de inhibición (Shi et al., 2011). Debido a ello, la presencia de residuos de clortetraciclina presente en el estiércol empleado para la producción de biogás incremento la producción del volumen al día 69 de la medición. Además, se observa que las dosis aplicadas de 50 mg/kg y 100 mg/kg evidencian un incremento similar comparado con el control.

D. Mediciones del volumen total de biogás

En términos generales, se observaron diferencias significativas en la cantidad de biogás producida por cada tratamiento. La presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol resultó en una reducción de la producción total de biogás a lo largo de todo el experimento.

La producción de biogás total se presenta en la **Tabla 8** y la **Figura 17.**

Tabla 8

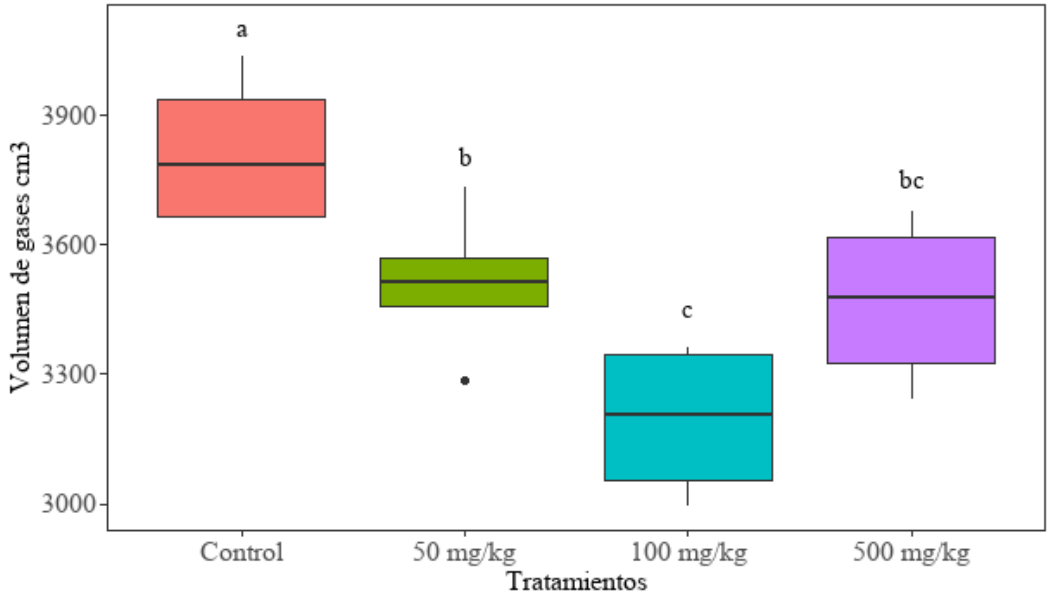
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	779 829	259 943	7.208	5.05e-3	**	T0 4.86%
Error	12	432 774	36 065				T1 5.19%
Total	15	1 212 603	296 008				T2 5.86%
							T3 5.88%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 17

Producción del volumen total de biogás.



La **Figura 17** muestra la reducción del volumen de biogás producido en todo el experimento en los tratamientos con concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg de clortetraciclina en comparación con el tratamiento control. El tratamiento con 100 mg/kg presentó el menor volumen de biogás, con 3192.75 cm^3, significativamente inferior al control que alcanzó 3815.25 cm^3. Los tratamientos con 50 mg/kg y 500 mg/kg también se vieron afectados por la presencia de clortetraciclina, con volúmenes de 3511.87 cm^3 y 3467.25 cm^3, respectivamente.

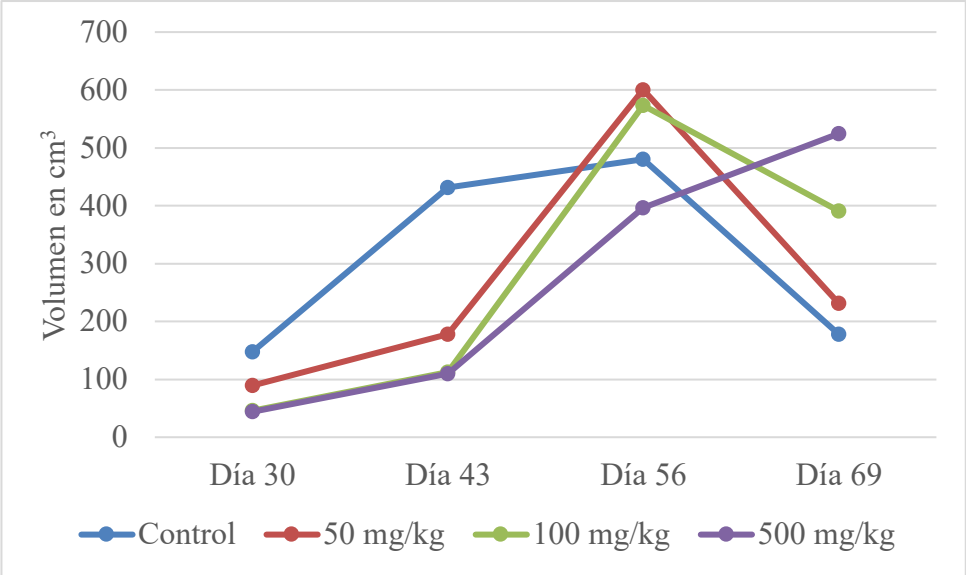
4.2. Medición de metano (CH_4)

La **Figura 18** muestra la evolución del volumen de metano (CH_4) a lo largo de las mediciones realizadas en los días 30, 43, 56 y 69 para los cuatro tratamientos: control, 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg

Durante los días 30 y 43, se observa una disminución y retraso en la producción de CH_4 en los tres tratamientos en comparación con el control, lo que evidencia una fase inicial de inhibición debido a la presencia de clortetraciclina. Sin embargo, en el día 56, la producción de CH_4 registra un incremento en los tratamientos de 50 mg/kg y 100 mg/kg en comparación con el control. Finalmente, para el día 69, la producción de metano incrementa en los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg en comparación con el control, indicando que el sistema podría haber superado los efectos inhibitorios iniciales. Evidenciando un impacto variable de la clortetraciclina en la producción de CH_4 a lo largo del tiempo.

Figura 18

Comparativa de producción metano en las cuatro mediciones



Aceptación o rechazo de hipótesis

La primera hipótesis proponía que: "La presencia de residuos de clortetraciclina en concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino modifica la calidad del biogás, expresada en los porcentajes de CH_4, CO_2, O_2 y ppm de H_2S durante el proceso de metanogénesis." Los resultados obtenidos corroboran esta hipótesis, demostrando que las concentraciones de clortetraciclina tienen un impacto significativo en la calidad del biogás. Se observan cambios notables en los porcentajes de CH_4 y otros componentes del biogás, lo que confirma que la presencia de este antibiótico afecta de manera considerable la composición del biogás producido. En consecuencia, se acepta la hipótesis propuesta.

A. Medición de metano en el día 30

La medición de metano realizada en el día 30, se encontraron diferencias significativas en la cantidad de metano (CH_4) producido por cada tratamiento, evidenciándose una disminución en la producción de CH_4.

La producción de metano al día 30 se presenta en la **Tabla 9** y la **Figura 19**.

Tabla 9

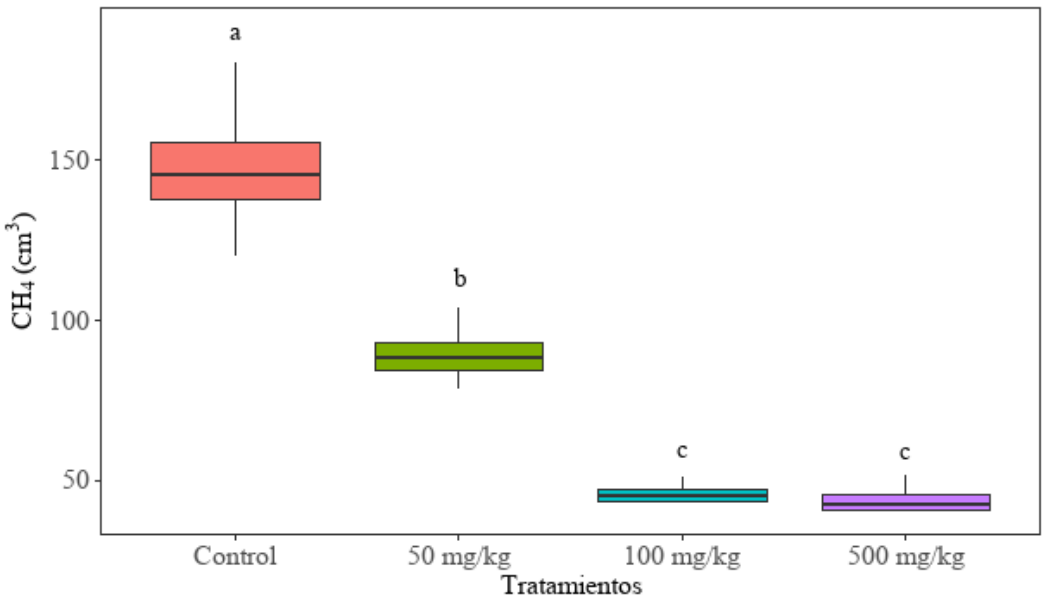
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de metano en la medición del día 30.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	28450	9483	49.41	5e-7	**	T0 16.79%
Error	12	2303	192				T1 12.01%
Total	15	30753					T2 8%
							T3 11.26%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 19

Producción de metano en el día 30.



La **Figura 19** muestra una disminución en la producción de metano en el día 30 debido a la presencia de clortetraciclina, con los tratamientos de 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg produciendo 89.34 cm^3, 45.83 cm^3 y 43.99 cm^3 de metano, respectivamente. En comparación, el tratamiento control alcanzó un promedio de 147.62 cm^3. Los tratamientos con 100 mg/kg y 500 mg/kg fueron los más afectados, mostrando una mayor reducción en la producción de metano. Esto indica que, a los treinta días de iniciado el experimento, la clortetraciclina está impactando negativamente el proceso de generación de biogás.

La disminución de la producción de metano, puede estar relacionada al mecanismo de acción de la clortetraciclina, el cual consiste en detener el crecimiento de las bacterias al obstaculizar la producción de proteínas bacterianas (Caballero, 2022). Así mismo, este compuesto es especialmente efectivo contra bacterias gramnegativas al unirse al sitio A de la subunidad 30S de los ribosomas bacterianos. Esto impide la unión del aminoacil-ARNt en el sitio A, lo que inhibe la formación de péptidos y la síntesis de proteínas, resultando en última instancia la muerte de las bacterias (Huang et al., 2014). Cabe mencionar que las bacterias encargadas de producir metano son de tipo gramnegativo (Thauer, 1998). De modo que, la clortetraciclina pudo restringir el crecimiento de microorganismos al bloquear la producción de proteínas (lo que se conoce como efecto bacteriostático) y/o eliminar anaerobios al interferir en la síntesis de la pared celular (efecto bactericida). Esto puede tener un impacto en la composición de la comunidad microbiana en el sistema de digestión anaeróbica (Wolak et al., 2022). En consecuencia, la presencia de clortetraciclina, ejerce una fuerte inhibición sobre la actividad de las bacterias metanogénicas presentes en el lodo (Yin et al., 2016), resultando una disminución de la producción de metano en sistema biodigestor tal como se observa en la **Figura 19.**

De mismo modo, esta disminución en la producción de metano (**Figura 19**) se puede deber a que la exposición prolongada del grupo de las tetraciclinas provoca la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) durante el proceso de digestión anaeróbica (Xiang et al., 2023). Dentro de los ácidos grasos volátiles producidos por el compuesto clortetraciclina (CTC), se encuentra el ácido acético y ácido propiónico en el proceso de la digestión anaeróbica (Tang et al., 2021). Así mismo,

el incremento de ácidos grasos volátiles se debe a que los polisacáridos extracelulares (EPS) están mayormente compuestos de materia orgánica, como proteínas, un incremento en la cantidad de (EPS) promueve a que las bacterias anaeróbicas puedan emplear más sustratos en la producción de ácidos grasos volátiles (AGV) (Xiao & Zheng, 2016); resultando una acidificación del medio. Esto se debe a que la clortetraciclina (CTC) promueve la liberación de polisacáridos extracelulares (EPS), entre los cuales se destaca el polisacárido (LB-EPS) (Xie et al., 2019). Estos se liberan como la primera línea de defensa contra un entorno tóxico (Song et al., 2017). De modo que, las bacterias para protegerse de las toxinas de la clortetraciclina (CTC) liberan una mayor cantidad de EPS, lo cual disminuye el contacto directo entre las células y el (CTC) al formar un complejo entre la tirosina presente en el (EPS) y el (CTC) (F. Hu et al., 2022). Sin embargo, el compuesto inhibe los microorganismos metanogénicos al disminuir la actividad de F420, quienes son encargados de consumir estos ácidos grasos, lo que conduce a su acumulación, como resultado, provoca un colapso en la producción de metano (Tang et al., 2023). Debido a ello, la presencia de residuos de clortetraciclina en el estiércol utilizado para la producción de metano (CH_4) redujo el volumen generado al día 30.

B. Medición de metano en el día 43

En la segunda medición, realizada en el día 43, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la producción de metano (CH_4) entre los tratamientos con 50, 100 y 500 mg/kg en comparación con el control, lo que indica que estos tratamientos afectaron la producción de metano en esta evaluación.

La producción de metano al día 43 se presenta en la **Tabla 10** y la **Figura 20**.

Tabla 10

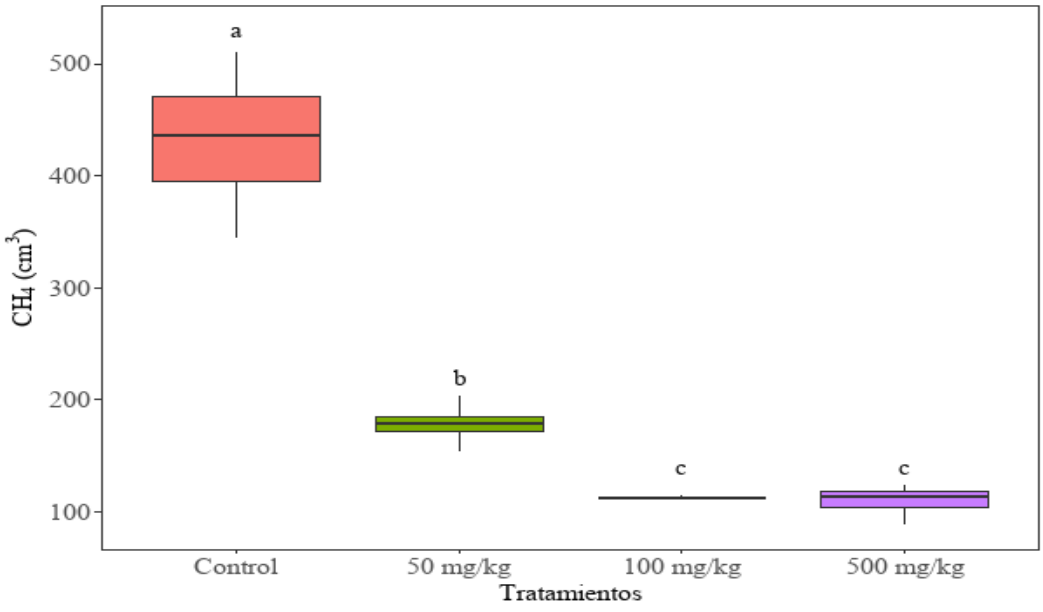
Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de metano en la medición del día 43.

Tratamientos	Desviación Estándar	Media	p-valor	Sig.	CV
Control	70.75	431.28	5.318e-3	**	T0 16.41%
50 mg/kg	20.32	178.33			T1 11.40%
100 mg/kg	1.39	112.21			T2 1.24%
500 mg/kg	15.31	109.48			T3 13.99%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de tratamientos es diferente.

Figura 20

Producción de metano en el día 43.



La **Figura 20** muestra una disminución en la producción de metano en el día 43 debido a la presencia de clortetraciclina, con los tratamientos de 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg produciendo 178.33 cm^3, 112.21 cm^3 y 109.48 cm^3 de metano, respectivamente. En comparación, el tratamiento control alcanzó un promedio de 431.28 cm^3. Los tratamientos con 100 mg/kg y 500 mg/kg fueron los más afectados, mostrando una mayor reducción en la producción de metano. Esto indica que, a los 43 días de iniciado el experimento, la clortetraciclina impacto negativamente el proceso de generación de biogás.

C. Medición de metano en el día 56

En la medición de metano realizada en el día 56, se observó un aumento en la producción de metano, con diferencias significativas en el volumen generado entre los tres tratamientos en comparación con el tratamiento control.

La producción de metano al día 56 se presenta en la **Tabla 11** y la **Figura 21**.

Tabla 11

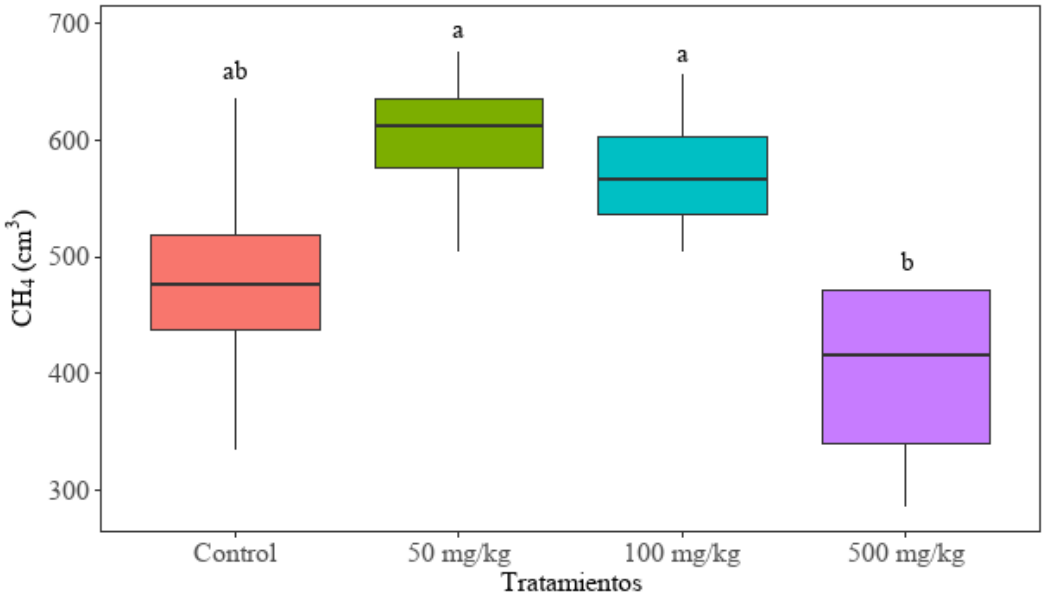
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de metano en el día 56.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	103 539	34 513	4.209	2.99e-2	*	T0 25.57%
Error	12	98 393	8 199				T1 11.92%
Total	15	201 932	42 712				T2 11.28%
							T3 23.12%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de tratamientos es diferente.

Figura 21

Producción de metano en el día 56.



La **Figura 21** muestra que los tratamientos con 50 mg/kg y 100 mg/kg produjeron volúmenes similares y relativamente altos de metano, con promedios de 600.48 cm^3 y 573.31 cm^3, respectivamente, en el día 56. Sin embargo, el tratamiento con 500 mg/kg presentó la menor producción de metano, con un promedio de 396.70 cm^3, en comparación con los tratamientos de 50 y 100 mg/kg, aunque no frente al tratamiento control, que registró una producción intermedia de metano con un promedio de 480.27 cm^3.

D. Medición de metano en el día 69

En la medición de metano realizada el día 69, se observaron diferencias significativas en la cantidad de metano (CH_4) producido por cada tratamiento, lo que evidenció un incremento en la producción de CH_4.

La producción de metano al día 69 se presenta en la **Tabla 12** y la **Figura 22**.

Tabla 12

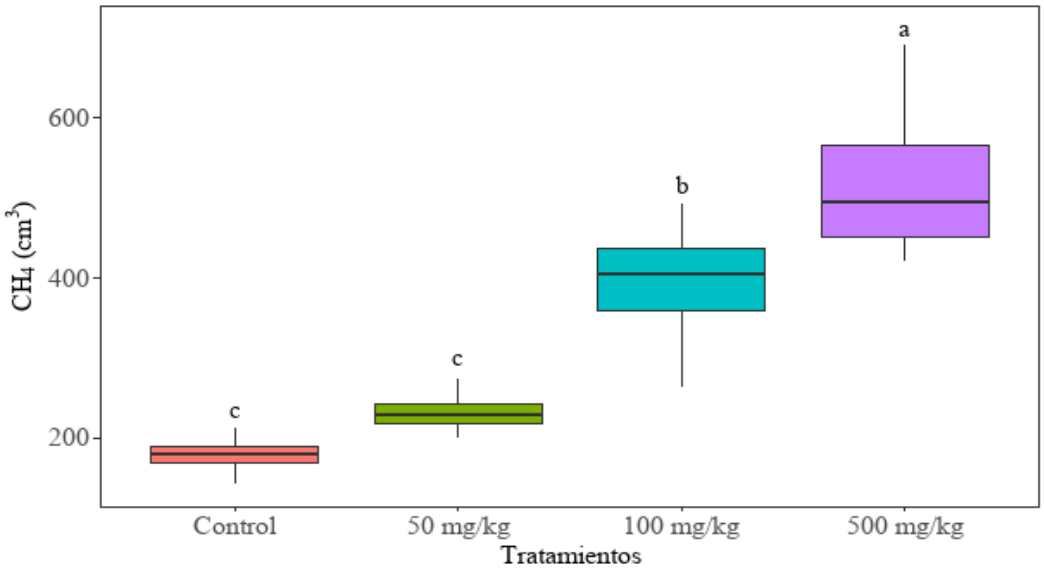
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de metano en el día 69.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig	CV
Tratamientos	3	296849	98950	15.83	1.8e-4	**	T0 15.94%
Error	12	75014	6251				T1 13.54%
Total	15	371 863	105 201				T2 24.54%
							T3 22.57%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente

Figura 22

Producción de metano en el día 69



En la **Figura 22** se observa un aumento en la producción de metano en el día 69 con los tratamientos de 100 y 500 mg/kg que produjeron un volumen de biogás de 390.75 cm^3 y 524.58 cm^3, respectivamente, siendo significativamente superiores al tratamiento control (178.25 cm^3). Sin embargo, el tratamiento con 50 mg/kg no mostró una diferencia significativa respecto al control.

El incremento de la producción de metano, puede estar relacionada a que las arqueas metanogénicas demuestran una mayor resistencia frente a los antibióticos que inhiben la síntesis de proteínas, como es el caso del grupo de las tetraciclinas (Aydin et al., 2015). Esto se debe a que los ribosomas de las arqueas tienen una composición proteica heterogénea, lo que les confiere la capacidad de adaptarse a condiciones ambientales adversas en comparación con los ribosomas bacterianos (Hilpert et al., 1981). De manera que, la resistencia adquirida al compuesto disminuye el efecto inhibidor del fármaco sobre el crecimiento de los grupos microbianos implicados en la producción de CH_4 y, en consecuencia, sobre la eficiencia de la producción de biogás. Esto se puede deber a que, las bacterias resistentes a los antibióticos (BRA) y genes resistentes a antibióticos (ARG) están presentes de forma natural en el microbiota intestinal del ganado; de manera que son excretadas con las heces y se transfieren a los digestatos durante la producción de biogás (Hu et al., 2013; Wang et al., 2019). De modo que, los microorganismos se adecuan a las dosis de clortetraciclina (CTC) durante la fermentación anaeróbica, lo que crea un efecto sinérgico entre los microorganismos anaeróbicos y preserva tanto la eficiencia como la estabilidad en la producción de metano (F. Hu et al., 2022). Así mismo, el digestato de biogás actúa como un reservorio de genes de resistencia a los antibióticos (Zhang et al., 2021). Resultando la recuperación e incremento de la producción de biogás en sistema biodigestor tal como se observa en la **Figura 22.**

Así mismo, el incremento y recuperación de la producción de biogás (**Figura 22)** se puede deber a que la digestión anaeróbica puede eliminar este compuesto del biodigestato y aprovecharlos parcialmente para la generación de biometano (Cetecioglu et al., 2013). Debido a que, la clorotetraciclina en su estructura química, posee grupos funcionales activos NH_2 (amino) y OH (hidroxilo). Estos grupos proporcionan sitios específicos donde pueden ocurrir

reacciones químicas, llamados sitios de injerto. Durante el proceso biológico de degradación, estos sitios de injerto pueden ser atacados y descompuestos por uno o más grupos de bacterias activas. De esta forma, las bacterias utilizan estos sitios para metabolizar la clortetraciclina, contribuyendo a su descomposición y eliminación (Lee et al., 2020; Li et al., 2020). Se ha identificado que la digestión anaeróbica logra eliminar hasta 24,5% de la oxitetraciclina, el 27,7% de la tetraciclina y el 15,7% de la clortetraciclina (Hou et al., 2016). Por lo que, la eliminación de este compuesto deja sin efecto a las bacterias productoras de metano. Debido a ello, la presencia de residuos de clortetraciclina en el estiércol utilizado para la producción de biogás incremento la producción de metano (CH_4) al día 69 de la medición.

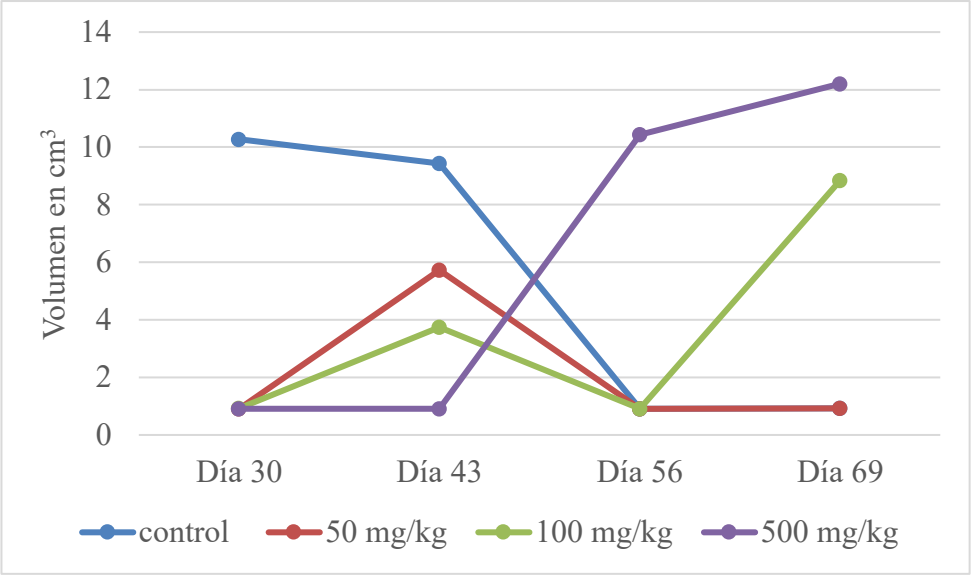
4.3. Medición de dióxido de carbono (CO_2)

La **Figura 23** muestra la evolución del volumen de dióxido de carbono (CO_2) en las mediciones realizadas en los días 30, 43, 56 y 69, para los cuatro tratamientos: control, 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg.

En los días 30 y 43 se observan una disminución de CO_2 en los tratamientos 50, 100 y 500 mg/kg en comparación con el control, lo que indica que la clortetraciclina afectó la producción de CO_2. En el día 56, se observa un incremento en el tratamiento de 500 mg/kg en comparación del tratamiento control. Finalmente, en el día 69 se observa un crecimiento en los tratamientos de 100 y 500 mg/kg en comparación con el control. Los resultados demuestran que la presencia de clortetraciclina tiene un impacto en la producción de CO_2 a lo largo del experimento.

Figura 23

Comparativa de producción CO_2 en las cuatro mediciones



Aceptación o rechazo de hipótesis

La primera hipótesis planteaba que: "La presencia de residuos de clortetraciclina en concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino modifica la calidad del biogás, expresada en los porcentajes de CH_4, CO_2, O_2 y en ppm de H_2S durante el proceso de metanogénesis." Los resultados obtenidos confirman esta hipótesis, evidenciando que las distintas concentraciones de clortetraciclina tienen un efecto significativo en la calidad del biogás, especialmente en los porcentajes de CO_2. Estos hallazgos reafirman que la presencia de clortetraciclina influye de manera considerable en la composición del biogás producido, por lo cual se acepta la hipótesis propuesta.

A. Medición de dióxido de carbono en el día 30

Las mediciones de dióxido de carbono (CO_2) realizada el día 30, mostraron una diferencia estadísticamente significativa en la producción del gas entre los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg en comparación con el control, lo que indica que afectó la producción de (CO_2).

La producción de dióxido de carbono (CO_2) en los días 30 se presenta en la

Tabla 13 y la **Figura 24.**

Tabla 13

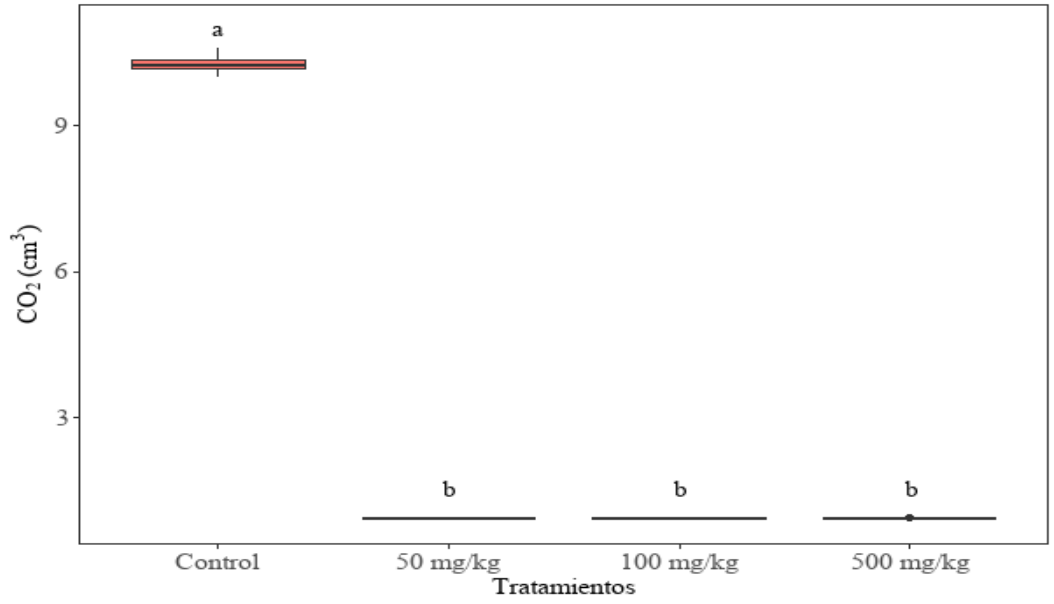
Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de dióxido de carbono en la medición del día 30.

Tratamientos	Desviación Estándar	Media	p-valor	Sig.	CV
Control	2.4e-1	10.27	3.035e-2	*	T0 2.40%
50 mg/kg	1.5e-2	9.12 e-1			T1 1.64%
100 mg/kg	1.7e-2	9.17 e-1			T2 1.86%
500 mg/kg	8.1 e-3	9.1 e-1			T3 0.90%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 24

Producción de dióxido de carbono en el día 30.



La **Figura 24** muestra una disminución en la producción de dióxido de carbono en el día 30 debido a la presencia de clortetraciclina, con los tratamientos de 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg produciendo 0.912 cm^3, 0.917 cm^3 y 0.910 cm^3 de dióxido de carbono, respectivamente. En comparación, el tratamiento control alcanzó un promedio de 10.27 cm^3. Además, los tres tratamientos de 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg mostrando una reducción similar. Esto indica que, a los 30 días de iniciado el experimento, la clortetraciclina impacto negativamente el proceso de generación de dióxido de carbono.

B. Medición de dióxido de carbono en el día 43

La medición de dióxido de carbono (CO_2) realizada en el día 43, evidenció que la presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol tuvo un efecto estadísticamente significativo en la producción de CO_2, lo que indica que la variación en las concentraciones de clortetraciclina afectó notablemente la producción de este gas.

La producción de dióxido de carbono al día 43 se presenta en la **Tabla 14** y la **Figura 25.**

Tabla 14

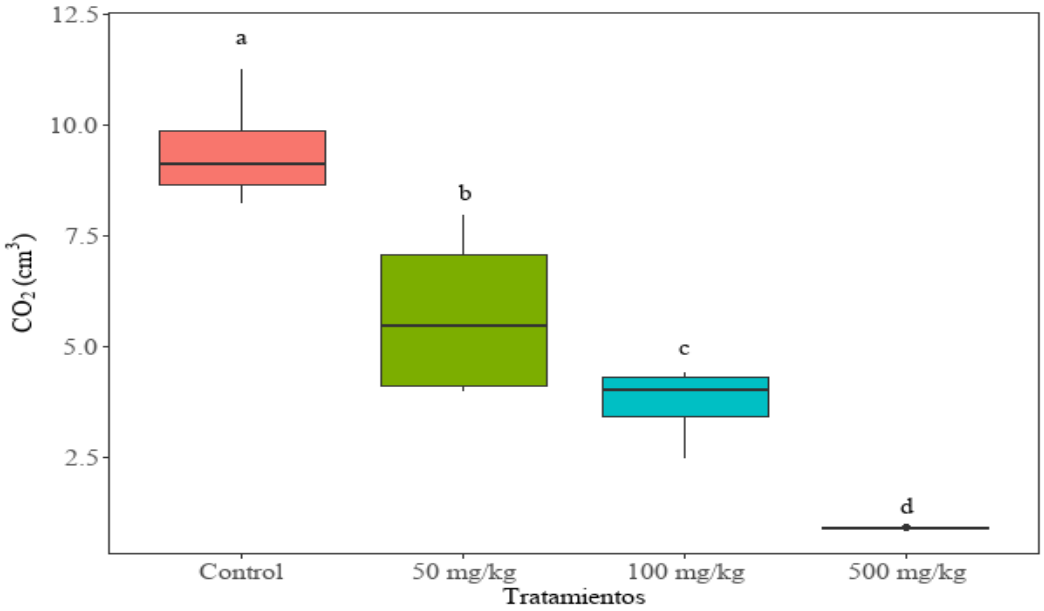
Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de dióxido de carbono en la medición del día 43.

Tratamientos	Desviación Estándar	Media	p-valor	Sig.	CV
Control	1.31	9.44	4.47e-3	**	T0 13.91%
50 mg/kg	1.96	5.72			T1 34.34%
100 mg/kg	8.9e-1	3.73			T2 23.84%
500 mg/kg	8.1e-3	9.1e-1			T3 0.89%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 25

Producción de dióxido de carbono en el día 43.



La **Figura 25** muestra una disminución en la producción de dióxido de carbono en el día 43 debido a la presencia de clortetraciclina, con los tratamientos de 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg produciendo 5.72 cm^3, 3.73 cm^3 y 0.91 cm^3 de dióxido de carbono, respectivamente. En comparación, el tratamiento control alcanzó un promedio de 9.44 cm^3. Esto indica que, a los 43 días de iniciado el experimento, la clortetraciclina impacto negativamente el proceso de generación de dióxido de carbono.

C. Medición de dióxido de carbono en el día 56

La medición de dióxido de carbono (CO_2) realizada en el día 56 mostró que la concentración de 500 mg/kg de clortetraciclina en el estiércol tuvo un efecto estadísticamente significativo en la producción de CO_2, lo que indica que una alta concentración de este compuesto impactó la generación de dicho gas.

La producción de dióxido de carbono al día 56 se presenta en la **Tabla 15** y la **Figura 26.**

Tabla 15

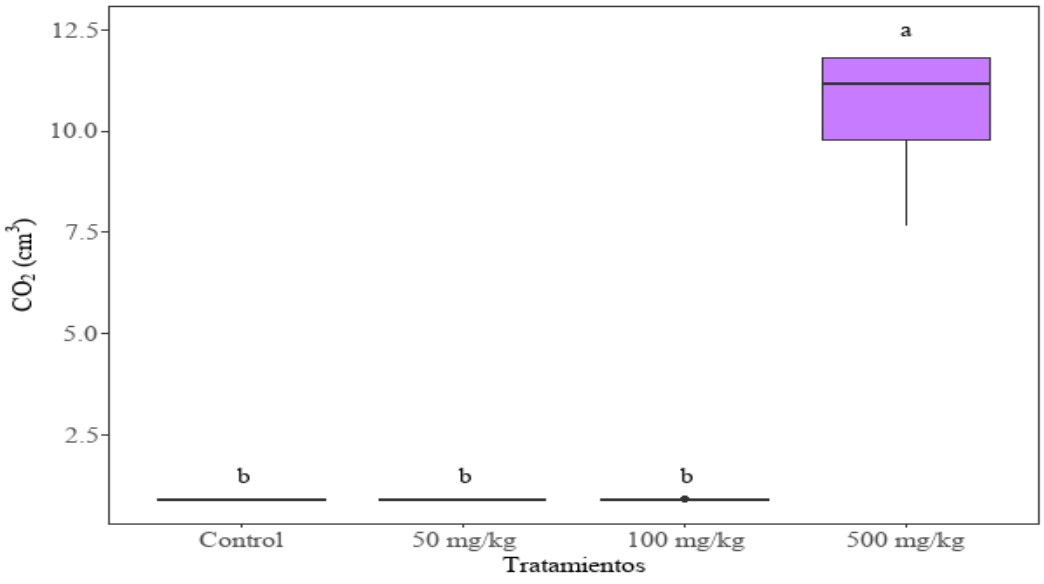
Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de dióxido de carbono en la medición del día 56.

Tratamientos	Desviación Estándar	Media	p-valor	Sig.	CV
Control	1.15e-2	9.1e-1	2.875e-2	*	T0 1.27%
50 mg/kg	9.5e-3	9.075e-1			T1 1.05%
100 mg/kg	1.25e-2	9.125e-1			T2 1.38%
500 mg/kg	1.9497	10.4375			T3 18.68

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 26

Producción de dióxido de carbono en el día 56.



En la **Figura 26** se observa un incremento en la producción de dióxido de carbono en el día 56 con el tratamiento de 500 mg/kg, la cual produjo un volumen de 10.43 cm^3, siendo significativamente mayor en comparación con el tratamiento control (178.25 cm^3) y con los tratamientos de 50 mg/kg y 100 mg/kg, que alcanzaron volúmenes de 0.90 cm^3 y 0.91 cm^3, respectivamente.

D. Medición de dióxido de carbono en el día 69

La medición de dióxido de carbono (CO_2) realizada en el día 69, evidencio que la presencia de clortetraciclina en el estiércol tuvo un efecto estadísticamente significativo en la producción de CO_2, lo que indica que la variación en las concentraciones de clortetraciclina afectó notablemente la producción de este gas.

La producción de dióxido de carbono al día 69 se presenta en la **Tabla 16** y la **Figura 27**.

Tabla 16

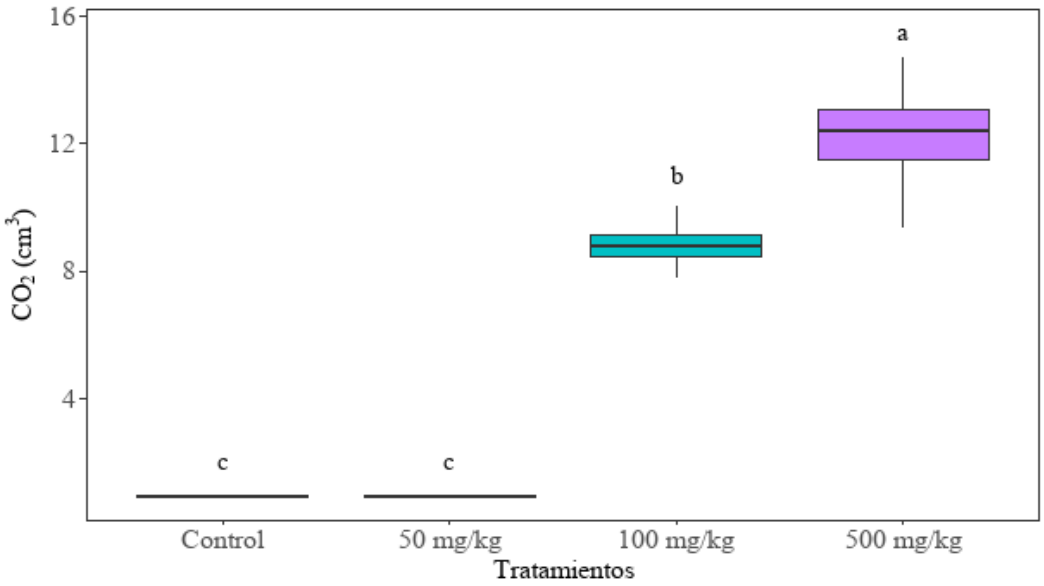
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen del biogás día 69.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	391.7	130.56	1.44	1.62e-8	**	T0 1.41%
Error	12	17.2	1.44				T1 2.35%
Total	15	408.9	132				T2 10.62%
							T3 18.07%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 27

Producción de dióxido de carbono en el día 69.



La **Figura 27** muestra el incremento en la producción de dióxido de carbono en el día 69 con los tratamientos de 100 mg/kg y 500 mg/kg, que alcanzaron un volumen promedio de 8.84 cm^3 y 12.20 cm^3, respectivamente, en comparación con el tratamiento control, cuyo volumen fue de 0.91 cm^3. Sin embargo, el tratamiento de 50 mg/kg, con un volumen de 0.92 cm^3, no presentó diferencias significativas respecto al control.

El dióxido de carbono es el segundo gas más abundante en el biogás (Calbry-Muzyka et al., 2022). Durante los primeros días, la mayor parte del gas producido es principalmente dióxido de carbono (CO_2), tanto en la primera como en la segunda etapa del proceso (Jameel et al., 2024). La generación de dióxido de carbono comienza con la descomposición de compuestos orgánicos complejos, como proteínas, carbohidratos y lípidos, en compuestos orgánicos simples, como glicerol, aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y monosacáridos, mediante hidrólisis. Estos compuestos simples se transforman posteriormente en ácidos grasos volátiles (AGV), incluyendo ácido acético, ácido propiónico y ácido valérico, los cuales finalmente se convierten en metano y dióxido de carbono en presencia de bacterias metanogénicas (Rasapoor et al., 2020). El ácido acético es un intermediario crucial en la digestión anaeróbica. Eventualmente, se descompone

en grupos metilo y carboxilo, que son utilizados por los metanógenos metilotróficos y acetoclásticos, respectivamente, para producir metano y CO_2 (Demirel & Scherer, 2008).

Así mismo, el incremento de la producción de dióxido de carbono **(Figura 27)** puede estar relacionado con la toxicidad de los antibióticos y su acumulación en la materia orgánica, debido a que puede no sólo influir en la actividad de los microorganismos, sino también controlar la actividad de las enzimas (Delafontaine et al., 1979). La clortetraclina presente en el digestato entra en contacto con las enzimas presentes en las células y en la matriz extracelular (EPS), uniéndose a sus centros activos. Como resultado, se incrementa la actividad de la enzima del acetato quinasa (AK). Por lo cual estas enzimas promueven la conversión de moléculas orgánicas pequeñas en ácido acético (Tang et al., 2021). Por lo que, la presencia del antibiótico en el medio puede generar ácidos grasos volátiles, destacando el incremento de producción de ácido acético (Xie et al., 2019). Por otro lado, la acetogénesis es la etapa del proceso anaeróbico en la que se produce la oxidación de intermediarios, como los ácidos grasos volátiles (AGV), transformándolos en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno (Ghosh et al., 2022; Srinuanpan et al., 2019). De modo que, la sobreproducción de ácido acético se estaría usando como sustrato para generar (CO_2) en la digestión anaeróbica, lo cual no solo contribuye a la acumulación de ácido acético, sino que también incrementa la concentración en de dióxido de carbono, ya que las bacterias acetoclásticas consumen ácido acético en el proceso de la metanogénesis (Wang et al., 2020). Debido a ello, la presencia de residuos de clortetraciclina en el estiércol incrementó la producción de dióxido de carbono (CO_2) al día 69 de la medición.

4.4. Medición de sulfuro de hidrógeno (H_2S)

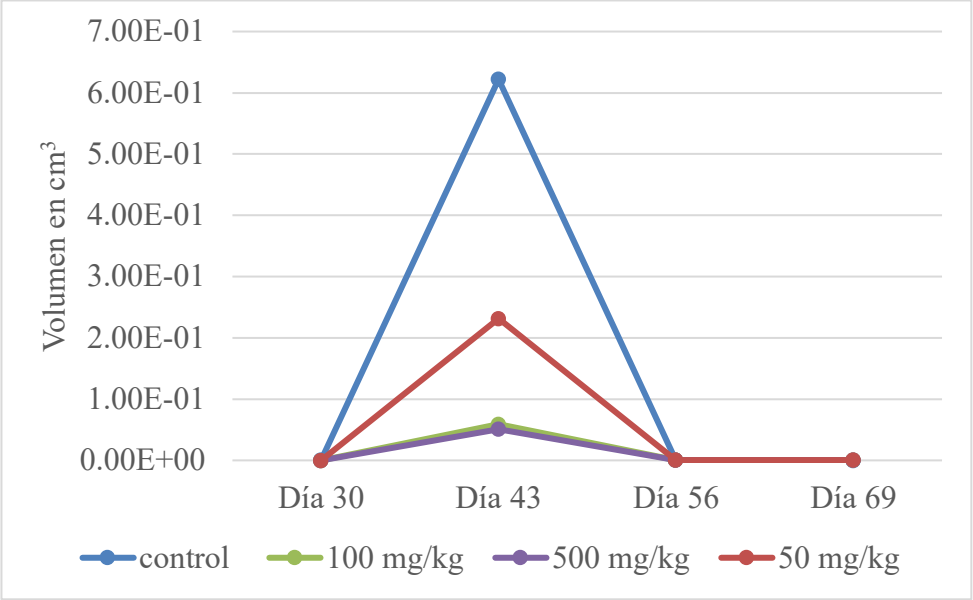
La **Figura 28** muestra la evolución del volumen de sulfuro de hidrógeno (H_2S) en las mediciones realizadas en los días 30, 43, 56 y 69, para los cuatro tratamientos: control, 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg.

En el día 43, se registra una menor producción de H_2S en los tres tratamientos (50, 100 y 500 mg/kg) en comparación con el control. Sin embargo, en la medición del día 56, tanto los tratamientos como el control muestran una

disminución similar. Los resultados demuestran que la presencia de clortetraciclina tiene un impacto en la producción de H_2S a lo largo del experimento.

Figura 28

Comparativa de producción H_2S en las cuatro mediciones



Aceptación o rechazo de hipótesis

La primera hipótesis planteaba que: "La presencia de residuos de clortetraciclina en concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino modifica la calidad del biogás, expresada en los porcentajes de CH_4, CO_2, O_2 y en ppm de H_2S durante el proceso de metanogénesis." Los resultados obtenidos respaldan esta hipótesis, demostrando que las concentraciones de clortetraciclina tienen un impacto significativo en la calidad del biogás, particularmente en la concentración de H_2S. Este resultado confirma que la calidad del biogás es influenciada por la presencia de clortetraciclina, por lo cual se acepta la hipótesis formulada.

A. Medición de sulfuro de hidrógeno en el día 30

La medición de sulfuro de hidrógeno (H_2S) realizada en el día 30, se evidenció que la presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol tuvo un efecto estadísticamente significativo en la producción

de H_2S, reduciendo la concentración de este gas. Esto indica que la variación en las concentraciones de clortetraciclina afectó notablemente la producción de este gas.

La producción de sulfuro de hidrógeno al día 30 se presenta en la **Tabla 17** y la **Figura 29.**

Tabla 17

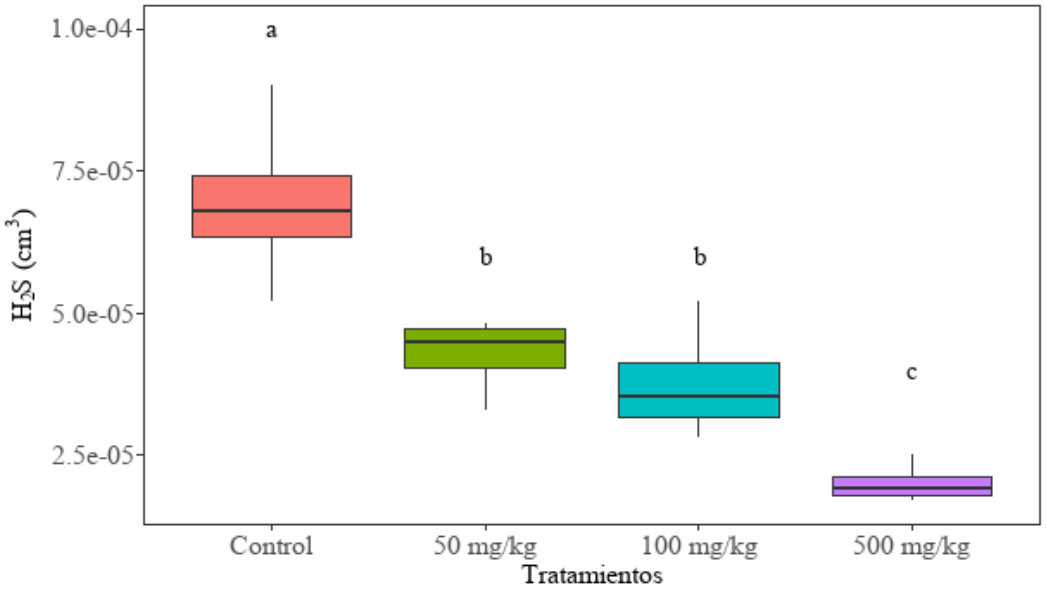
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen de sulfuro de hidrógeno en el día 30.

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	5.04e-9	1.68e-9	16.34	1.55 e-4	**	T0 22.43%
Error	12	1.23e-10	1.03e-10				T1 15.95%
Total	15	5.16e-9	1.78e-9				T2 27.27%
							T3 18.00%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 29

Producción de sulfuro de hidrógeno en el día 30.



La **Figura 29** muestra la reducción de sulfuro de hidrógeno al día 30 en los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg, con volúmenes de 4.26e-05 cm^3, 3.77e-05 cm^3 y 2e-05 cm^3, respectivamente, en comparación con el tratamiento control, que produjo 6.95e-05 cm^3. Esto evidencia una mayor disminución de sulfuro de hidrógeno con los tratamientos de 100 mg/kg y 500 mg/kg, alterando significativamente la producción de H_2S al día 30.

El biogás está compuesto por varios gases, entre los cuales el sulfuro de hidrógeno constituye entre el 0 y el 1%. La proporción de este gas varía en función de la temperatura de la digestión, el almacenamiento y el tipo de material orgánico utilizado (Jameel et al., 2024). El sulfuro de hidrógeno junto a otros gases como el dióxido de carbono y el amoníaco se generan en la segunda fase de la digestión anaeróbica, donde las bacterias productoras de ácido realizan la descomposición. En esta etapa, estas bacterias (que producen ácido láctico, ácido propiónico, ácido acético y ácido butírico) transforman los compuestos orgánicos en ácidos volátiles. Las proteínas se descomponen primero en aminoácidos y luego en ácidos volátiles; los carbohidratos se convierten inicialmente en azúcares simples y posteriormente en ácidos grasos volátiles; y los ácidos grasos también se transforman en ácidos

grasos volátiles (Kougias et al., 2016). Además, el contenido de proteínas puede interferir la producción de sulfuro de hidrógeno y dióxido de carbono (Calbry-Muzyka et al., 2022). La conversión de carbohidratos en ácidos orgánicos se debe a los microorganismos acidogénicos. Del mismo modo, estos ácidos se transforman en metano, dióxido de carbono y, en menor medida, en otros gases como el sulfuro de hidrógeno. (Deng, Liu, & Wang, 2020). Así mismo, materia orgánica de origen animal pueden transformarse en carbohidratos mediante la hidrólisis enzimática (Fedeli et al., 2022).

De igual forma, en la digestión anaeróbica, el azufre orgánico e inorgánico (como SO_4^{2-}) se convierte y se reduce a sulfuro de hidrógeno H_2S (Hao et al., 2014; Okoro & Sun, 2019). La reducción puede ser posible, gracias a la actividad metabólica de bacterias anaeróbicas reductoras de sulfato, como *Desulfotomaculum solfataricum* y *Desulfotomaculum thermosapovorans* (Li et al., 2020; Okoro & Sun, 2019). El ciclo anaeróbico del azufre involucra la desproporción de intermediarios inorgánicos de azufre en H_2S y SO_4^{2-}, así como la posible oxidación de H_2S a azufre elemental. La desproporción del azufre es un proceso catalizado por microorganismos, en el cual los compuestos de azufre parcialmente oxidados (como el azufre elemental, el tiosulfato y el sulfito) actúan como donadores y aceptores de electrones, transformándose en formas más reducidas (H_2S) o más oxidadas (SO_4^{2-}) del azufre (Finster, 2008; Poser et al., 2013). La capacidad de desproporcionar el azufre se encuentra en los miembros de las familias Desulfobulbaceae y Desulfovibrionaceae. La mayoría de estas bacterias son filogenéticamente similares a las bacterias reductoras de sulfato y tienen los genes necesarios para la reducción disimilatoria del sulfato (Finster, 2008).

Del mismo modo, esta reducción en la producción de sulfuro de hidrógeno **(Figura 29)** podría ser causada por la alteración de las bacterias que producen sulfuro de hidrógeno (H_2S) (Basic et al., 2015). Podría deberse a que se experimenta una reacción negativa cuando se expone a antibióticos. Además, la *Fusobacteria nucleatum* mutante mostró una sensibilidad parcial al antibiótico ácido nalidíxico. Esta bacteria posee cuatro enzimas: CysK1, CysK2, Hly y MegL, que se encuentran en el cromosoma y convierten la L-cisteína en H_2S, sin embargo, se identificó que esta bacteria mutante no contenía el gen megL (Chen et al., 2022). Se considera que

la cuarta enzima codificada por FN1419, conocida como l-metionina γ-liasa (megL), cataliza la eliminación α,β de l-cisteína, generando así (H_2S), piruvato y amoníaco (Shatalin et al., 2011). De igual manera, las diferencias fenotípicas observadas en las fusobacterias podrían ser causadas por una deficiencia en los subproductos del metabolismo de la cisteína y la metionina en el mutante megL, debido que disminuye su capacidad para combatir los radicales libres generados por los antibióticos. Este fenómeno ya se ha demostrado en varias bacterias, que emplean un conjunto distinto de enzimas para producir H_2S (Pal et al., 2018). De tal manera, podría estar afectando de manera similar a las bacterias reductoras de sulfato como Desulfomicrobium, Desulfovibrio y Desulfobulbus, que se encargan de transformar el sulfato en sulfuro de hidrógeno (H_2S) durante la descomposición de materia orgánica (Kim et al., 2024). Por tal motivo, la presencia de residuos de clortetraciclina en el estiércol utilizado para la producción de sulfuro de hidrógeno (H_2S) redujo el volumen generado al día 30 de la medición.

B. Medición de sulfuro de hidrógeno en el día 43

La medición de sulfuro de hidrógeno (H_2S) realizada el día 43 evidenció que la presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol tuvo un efecto estadísticamente significativo en la producción de H_2S, reduciendo la concentración de este gas. Esto indica que las variaciones en las concentraciones de clortetraciclina influyeron considerablemente en la generación de este gas.

La producción de sulfuro de hidrógeno al día 43 se presenta en la **Tabla 18 y** la **Figura 30.**

Tabla 18

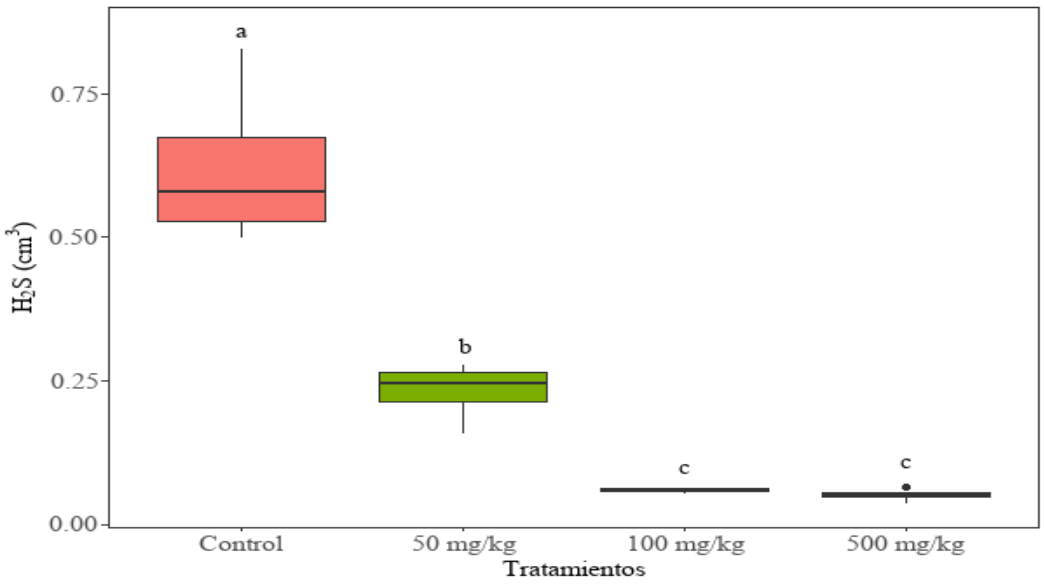
Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de sulfuro de hidrógeno en la medición del día 43.

Tratamientos	Desviación Estándar	Media	p-valor	Sig.	CV
Control	1.47e-1	6.219 e-1	4.471e-3	**	T0 23.66%
50 mg/kg	5.34 e-2	2.315 e-1			T1 23.10%
100 mg/kg	4.1 e-3	5.90 e-2			T2 7.06%
500 mg/kg	1.20 e-2	5.08 e-2			T3 23.64%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de tratamientos es diferente.

Figura 30

Producción de sulfuro de hidrógeno en el día 43.



La **Figura 30** muestra la reducción de sulfuro de hidrógeno al día 43 en los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg, con volúmenes de 0.2315 cm^3, 0.0590 cm^3 y 0.0508 cm^3, respectivamente, en comparación con el tratamiento control, que produjo 0.6219 cm^3. Esto evidencia una mayor disminución de sulfuro de hidrógeno con los tratamientos de 100 mg/kg y 500 mg/kg, alterando significativamente la producción de H_2S al día 43.

C. Medición de sulfuro de hidrógeno en el día 56

La medición de sulfuro de hidrógeno (H_2S) realizada en el día 56, se evidenció que la presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol no tuvo un efecto estadísticamente significativo en la producción de (H_2S). Esto indica que la variación en las concentraciones de clortetraciclina no afectó la producción de este gas.

La producción de sulfuro de hidrógeno al día 56 se presenta en la **Tabla 19 y** la **Figura 31.**

Tabla 19

Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen de sulfuro de hidrógeno en el día 56

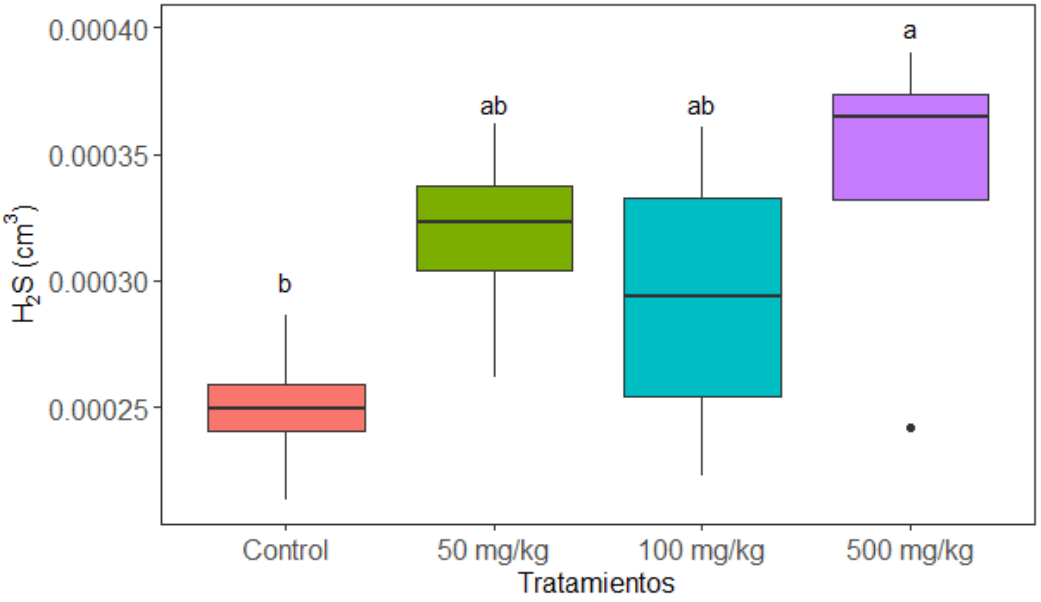
Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	1.82e-8	6.068e-8	2.245	0.136		T0 11.94 %
Error	12	3.244e-8	2.703e-9				T1 13.10 %
Total	15	5064e-8	8.771e-9				T2 20.85 %

	T3
	19.63
	%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 31

Producción de sulfuro de hidrógeno en el día 56.



La **Figura 31** muestra que no hay una diferencia estadísticamente significativa en la producción de sulfuro de hidrógeno entre los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg y el control en este punto del experimento. Esto indica que, el día 56, la presencia de clortetraciclina en las concentraciones evaluadas no tuvo un impacto relevante en la actividad de las bacterias metanogénicas, permitiendo que la producción de sulfuro de hidrógeno se mantuviera relativamente similar en todos los tratamientos.

D. Medición de sulfuro de hidrógeno en el día 69

La medición de sulfuro de hidrógeno (H_2S) realizada en el día 69, se evidenció que la presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500

mg/kg en el estiércol tuvo un efecto estadísticamente significativo en la producción de (H_2S), incrementando la concentración del gas. Esto indica que la variación en las concentraciones de clortetraciclina afectó notablemente la producción de este gas.

La producción de sulfuro de hidrógeno al día 69 se presenta en la **Tabla 20 y** la **Figura 32.**

Tabla 20

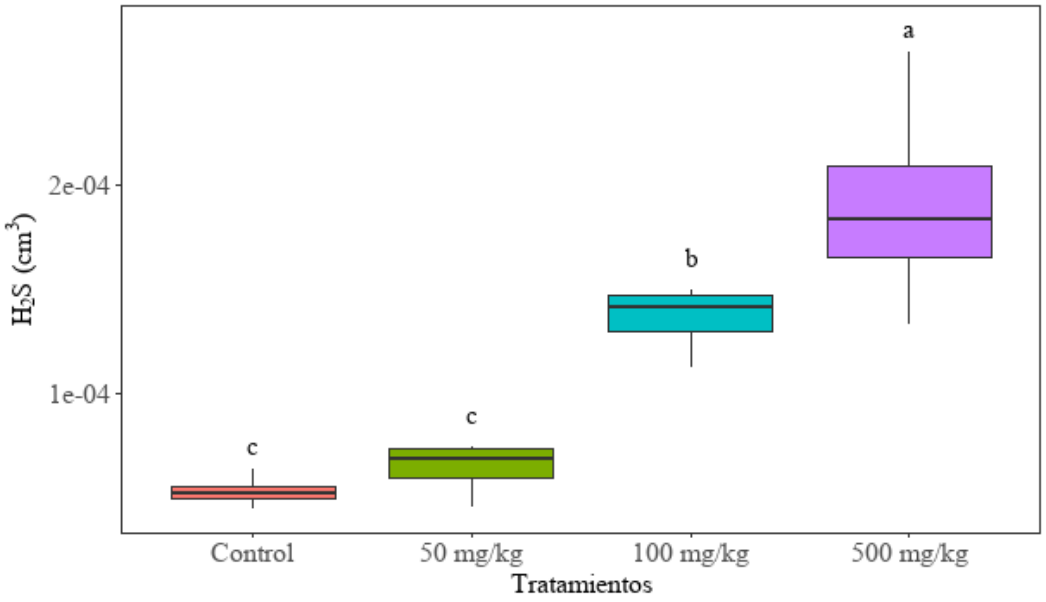
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la producción de volumen de sulfuro de hidrógeno en el día 69

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	1.82e-8	6.068e-9	2.245	7.18e-5	**	T0 14.87%
Error	12	3.244e-8	2.703e-9				T1 20.47%
Total	15	5.064e-8	8.771e-9				T2 12.31%
							T3 28.52%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 32

Producción de sulfuro de hidrógeno en el día 69.



En la **Figura 32** muestra el incremento en la producción de sulfuro de hidrógeno en el día 69 con los tratamientos de 100 mg/kg y 500 mg/kg, que alcanzaron un volumen promedio de 1.36 e-04 cm^3 y 1.91 e-04 cm^3, respectivamente, en comparación con el tratamiento control, cuyo volumen fue de 5.32 e-05 cm^3. Sin embargo, el tratamiento de 50 mg/kg, con un volumen de 6.45 e-05 cm^3, no presentó diferencias significativas respecto al control.

4.5. Medición de oxígeno (O_2)

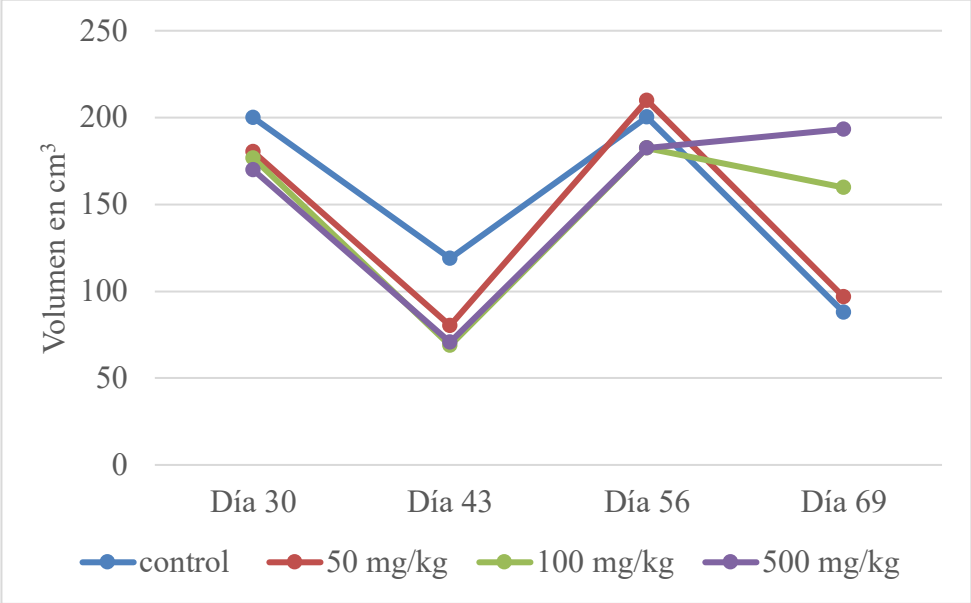
La **Figura 33** muestra la evolución del volumen de oxígeno (O_2) en las mediciones realizadas en los días 30, 43, 56 y 69, para los cuatro tratamientos: control, 50 mg/kg, 100 mg/kg y 500 mg/kg.

En la medición del día 30, no se observa una diferencia significativa entre los tratamientos y el control. En la medición del día 43, se registra una disminución de oxígeno entre los tres tratamientos (50, 100 y 500 mg/kg) en comparación con el control. Por otro lado, el día 56 no muestra diferencias significativas, indicando que los niveles de oxígeno se mantuvieron estables durante este período. Finalmente, en la medición del día 69, se observa un incremento en la concentración

de oxígeno en los tratamientos de 100 y 500 mg/kg en comparación con el control. Los datos demuestran que la presencia de clortetraciclina tiene un impacto en la presencia de O_2 a lo largo del-experimento.

Figura 33

Comparativa de producción O_2 en las cuatro mediciones



Aceptación o rechazo de hipótesis

La primera hipótesis planteaba que: "La presencia de residuos de clortetraciclina en concentraciones de 0, 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol porcino modifica la calidad del biogás, expresada en porcentajes de CH_4, CO_2, O_2 y en ppm de H_2S durante el proceso de metanogénesis." Los resultados obtenidos corroboran esta hipótesis, evidenciando que las concentraciones de clortetraciclina impactan significativamente en la calidad del biogás, con variaciones notables en los porcentajes de O_2. Estos hallazgos confirman que la presencia de clortetraciclina altera la calidad del biogás, por lo cual se acepta la hipótesis formulada.

A. Medición de oxígeno en el día 30

La medición oxígeno (O_2) realizada en el día 30, no se observó una diferencia estadísticamente significativa en la producción de oxígeno (O_2) entre los tratamientos con 50, 100 y 500 mg/kg en comparación con el control, lo que indica

que ninguno de estos tratamientos afectó la presencia del oxígeno.

La concentración de oxígeno al día 30 se presenta en la **Tabla 21** y la **Figura 34.**

Tabla 21

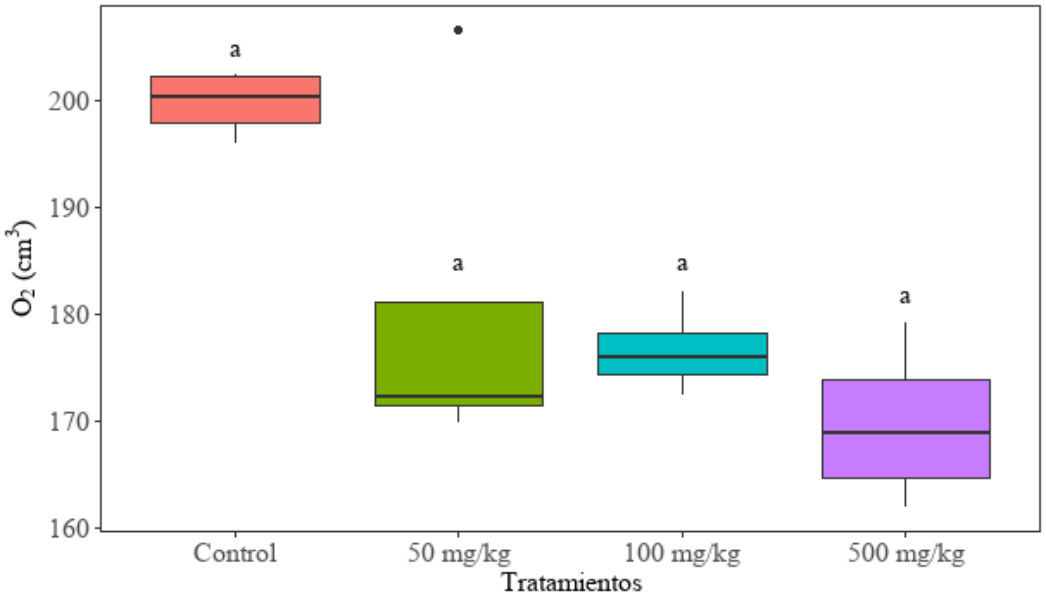
Kruskal-wallis de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre la presencia de oxígeno en la medición del día 30.

Tratamientos	Desviación Estándar	Media	p-valor	Sig.	CV
Control	3.14	199.85	5.987e-2		T0 1.58%
50 mg/kg	17.63	180.35			T1 9.77%
100 mg/kg	4.06	176.67			T2 2.30%
500 mg/kg	7.57	169.79			T3 4.46%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 34

Presencia de oxígeno en el día 30.



La **Figura 34** muestra que no hay una diferencia estadísticamente significativa en la producción de oxígeno entre los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg en comparación con el tratamiento control. Esto indica que, el día 30, la presencia de clortetraciclina en las concentraciones evaluadas no tuvo un impacto relevante, permitiendo que la presencia de oxígeno se mantuviera relativamente similar en todos los tratamientos.

B. Medición de oxígeno en el día 43

La medición de oxígeno (O_2) realizada en el día 43, se evidenció que la presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol tuvo un efecto estadísticamente significativo, reduciendo la producción de O_2, lo que indica que la variación en las concentraciones de clortetraciclina afectó notablemente la producción de este gas.

La concentración de oxígeno al día 43 se presenta en la **Tabla 22** y la **Figura 35.**

Tabla 22

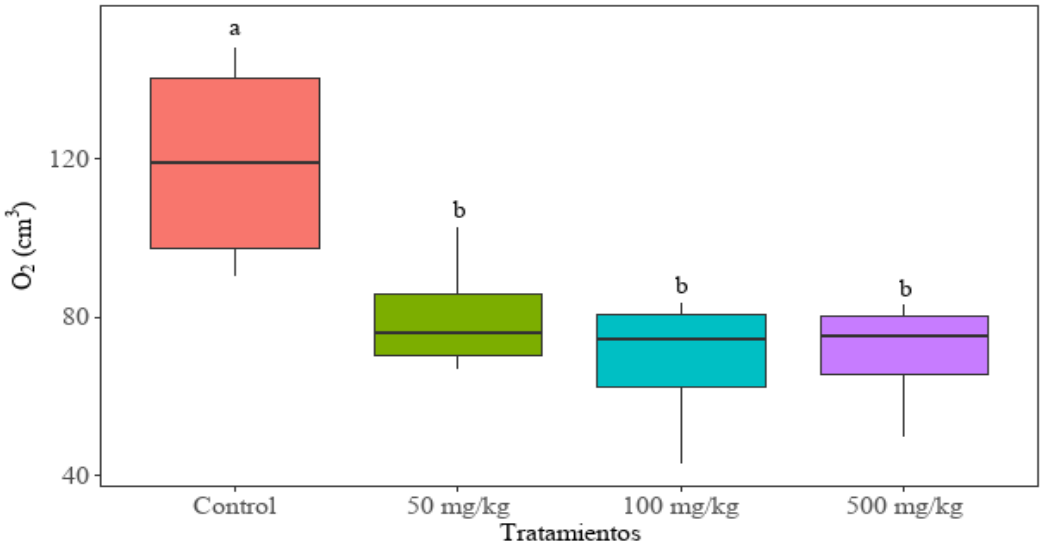
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre el volumen de oxígeno en el día 43

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	6549	2183	5.425	1.37e-2	*	T0 23.77%
Error	12	4829	402.4				T1 19.81 %
Total	15	11378	2585.4				T2 26.65%
							T3 21.14%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de Lt3os tratamientos es diferente.

Figura 35

Producción de oxígeno en el día 43.



La **Figura 35** muestra la reducción de oxígeno al día 43 en los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg, con volúmenes de 80.25 cm^3, 68.72 cm^3 y 70.66 cm^3, respectivamente, en comparación con el tratamiento control, con un volumen de 118.83 cm^3. Esto evidencia una mayor disminución de oxígeno con los tratamientos de clortetraciclina, alterando significativamente la producción de O_2 al día 43.

La obtención de biogás se lleva a cabo mediante la descomposición biológica de materia orgánica en ausencia de oxígeno (O_2), transformando los desechos en una fuente de energía renovable y sostenible, a su vez se reduce la cantidad de residuos orgánicos (Zhang et al., 2023). Esto se debe a la presencia de bacterias anaeróbicas que llevan a cabo reacciones de digestión que se desarrollan sin necesidad de oxígeno y, estas reacciones incluyen una serie de procesos químicos y biológicos (Tezel et al., 2014). Las transformaciones y cambios bioquímicos conducen a la fragmentación de moléculas grandes en moléculas más pequeñas. En la comunidad bacteriana, se encuentran bacterias metanogénicas que operan en ausencia de oxígeno y llevan a cabo las reacciones de descomposición necesarias para producir biogás (Price et al., 2020). De modo que, en algunos casos, se busca eliminar la presencia de oxígeno purgando los biodigestores con gas nitrógeno para desplazarlo. Posteriormente, se sellan herméticamente para iniciar el proceso de producción de biogás (Lee et al., 2020). Esto se realiza para que la tecnología del biogás pueda optimizar y acelerar su producción, logrando así mejoras significativas en la eficiencia del proceso. Estos avances permiten una mejor conversión de materia orgánica en biogás, facilitando una producción más eficiente y sostenible (Jameel et al., 2024).

Así mismo, durante la instalación para la producción de biogás, puede existir la presencia de pequeñas cantidades de oxígeno en los espacios libres de los biodigestores (Hu et al., 2018). Este oxígeno podría luego desplazarse junto con otros gases generados y estar presentes en las mediciones. Así el biogás puede contener pequeñas cantidades de oxígeno (del 0 al 1% en volumen). El (O_2) actúa como un reformador de combustible y, debido a su baja concentración, su impacto es mínimo en el biogás (Calbry-Muzyka et al., 2022). Además, el oxígeno presente en el biodigestor no influye de manera significativa en el rendimiento de los procesos como la producción de ácidos grasos volátiles (AGV). Por lo que, la

presencia de una pequeña cantidad de oxígeno no perjudica el proceso de digestión (Wang et al., 2020). Por otro lado, se ha identificado la existencia de bacterias facultativas las que pueden consumir el oxígeno disponible para descomponer compuestos orgánicos complejos en diversos intermediarios, los cuales posteriormente son utilizados como sustratos por las bacterias metanogénicas (Stewart & Franklin, 2008). Como resultado, la cantidad de oxígeno residual en el interior disminuye hasta alcanzar niveles dentro de los límites de tolerancia de los metanógenos anaeróbicos obligados (Nguyen & Khanal, 2018). De modo que, la clortetraciclina presente en el estiércol podría estimular a estas bacterias facultativas a consumir el oxígeno disponible, reduciendo así su concentración. Debido a ello, la presencia de residuos de clortetraciclina en el estiércol utilizado para la producción de biogás redujo el volumen de oxígeno (O_2) presente al día 43 de la medición. Además, se observó que las dosis aplicadas de 50, 100, y 500 mg/kg mostraron una disminución similar en comparación con el control, como muestra la **Figura 35.**

C. Medición de oxígeno en el día 56

En la medición oxígeno (O_2) realizada en el día 56, no se observó una diferencia estadísticamente significativa en la producción de oxígeno (O_2) entre los tratamientos con 50, 100 y 500 mg/kg en comparación con el control, lo que indica que ninguno de estos tratamientos afectó la presencia del oxígeno.

La concentración de oxígeno al día 56 se presenta en la **Tabla 23** y la **Figura 36.**

Tabla 23

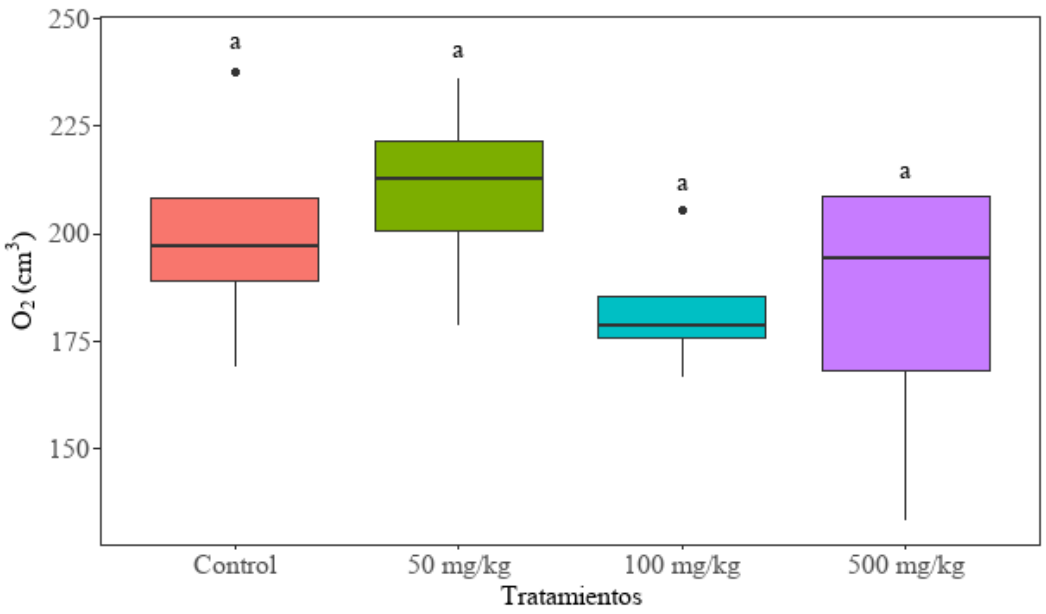
Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre el volumen de oxígeno en el día 56

Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	2234	744.7	1.02	4.18e-1		T0 14.15%
Error	12	8757	729.8				T1 11.42%
Total	15	10991	1475.5				T2 8.98%
							T3 19.57%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los tratamientos es diferente.

Figura 36

Presencia de oxígeno en el día 56.



La **Figura 36** muestra que no hay una diferencia estadísticamente significativa en la producción de oxígeno entre los tratamientos de 50, 100 y 500 mg/kg en comparación con el tratamiento control, en este punto del experimento. Esto indica que, el día 56, la presencia de clortetraciclina en las concentraciones evaluadas no tuvo un impacto relevante, permitiendo que la presencia de oxígeno se mantuviera relativamente similar en todos los tratamientos.

D. Medición de oxígeno en el día 69

La medición de oxígeno (O_2) realizada en el día 69, se evidenció que la presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg en el estiércol tuvo un efecto estadísticamente significativo, incrementando la presencia de O_2. Esto indica que la variación en las concentraciones de clortetraciclina afectó notablemente la producción de este gas.

La concentración de oxígeno al día 69 se presenta en la **Tabla 24** y la **Figura 37.**

Tabla 24

Anova de 1 factor para el efecto de clortetraciclina sobre el volumen de oxígeno en el día 69

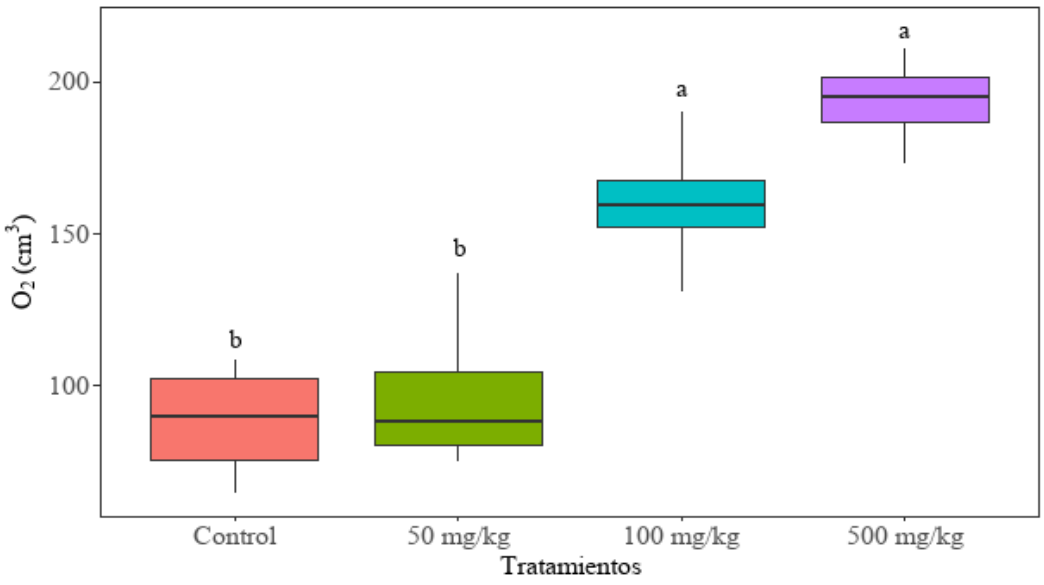
Fuente de Variación	Gl	Suma de cuadrados	Media Cuadrática	F	p-valor	Sig.	CV
Tratamientos	3	30809	10270	20.43	5.23e-5	**	T0 22.73%
Error	12	6031	503				T1 28.74%
Total	15	36 840	10773				T2 15.21%
							T3 8.17%

Nota. Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces al menos uno de los

tratamientos es diferente.

Figura 37

Presencia de oxígeno en el día 69.



En la **Figura 37** muestra el incremento en la presencia de oxígeno en el día 69 con los tratamientos de 100 mg/kg y 500 mg/kg, que alcanzaron un volumen promedio de 159.82 cm^3 y 193.35 cm^3, respectivamente, en comparación con el tratamiento control, cuyo volumen fue de 87.97 cm^3. Sin embargo, el tratamiento de 50 mg/kg, con un volumen de 96.65 cm^3, no presentó diferencias significativas respecto al control.

V. Conclusiones

1. La presencia de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100, y 500 mg/kg en el estiércol porcino afecta significativamente tanto la calidad como la cantidad del biogás producido durante el proceso de metanogénesis por el periodo de 69 días.

2. La presencia de residuos de clortetraciclina en concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg modifica significativamente la calidad del biogás. Inicialmente, reduce la producción de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) y sulfuro de hidrógeno (H_2S) en los días 30 y 43, y disminuye los niveles de oxígeno (O_2) únicamente en el día 43. Sin embargo, en el día 56, se observa un aumento en la producción de CO_2. Finalmente, en la medición del día 69, se detecta un incremento en la producción de CH_4, CO_2, H_2S y O_2 con los tratamientos de 100 y 500 mg/kg.

3. La presencia de clortetraciclina en el estiércol porcino reduce significativamente el volumen total de biogás durante los 69 días del estudio, con concentraciones de 50, 100 y 500 mg/kg. Las concentraciones de 100 y 500 mg/kg tienen un impacto más pronunciado en la reducción del volumen de biogás.

VI. Recomendaciones

1. Se debe considerar estudiar la calidad del digestato para verificar si persiste clortetraciclina o sus productos de degradación y evaluar su impacto en el uso como fertilizante. También es crucial investigar la degradación de la clortetraciclina en el digestor anaeróbico, los productos resultantes y su efecto en el medio ambiente, para desarrollar prácticas de gestión adecuadas.

2. Es crucial realizar análisis microbiológicos para evaluar el impacto de la clortetraciclina en la comunidad microbiana del digestor. Estos estudios ayudan a entender cómo varían las poblaciones de metanógenos y otros microorganismos, y cómo la clortetraciclina puede afectar la diversidad y función microbiana, reduciendo la eficiencia de la digestión anaeróbica.

3. El uso de modelos matemáticos y simulaciones es esencial para anticipar el impacto de la clortetraciclina en la digestión anaeróbica. Estos modelos permiten comprender cómo diferentes condiciones y niveles de contaminación influyen en la producción de biogás y la calidad del digestato. Así, es posible desarrollar estrategias eficaces para mitigar los efectos negativos sobre la producción de biogás.

VII. Referencias

Afotey, B., & Sarpong, G. T. (2023). Estimación del potencial de producción de biogás y reducción de emisiones de gases de efecto invernadero para la gestión energética sostenible mediante técnica de computación inteligente. *Medición: Sensores*, *25*, 100650. https://doi.org/10.1016/j.measen.2022.100650

Anderson, D. E., & Rings, D. M. (2009). Food Animal Practice. In *Current Veterinary Therapy: Food Animal Practice*. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-1-4160-3591-6.X0135-2

Andriamanohiarisoamanana, F. J., Ihara, I., Yoshida, G., & Umetsu, K. (2020). Kinetic study of oxytetracycline and chlortetracycline inhibition in the anaerobic digestion of dairy manure. *Bioresource Technology*, *315*, 123810. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123810

Archana, K., Viscкram, A. S., Senthil Kumar, P., Manikandan, S., Saravanan, A., & Natrayan, L. (2024). A review on recent technological breakthroughs in anaerobic digestion of organic biowaste for biogas generation: Challenges towards sustainable development goals. *Fuel*, *358*, 130298. https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2023.130298

Aydin, S., Ince, B., & Ince, O. (2015). Inhibitory effect of erythromycin, tetracycline and sulfamethoxazole antibiotics on anaerobic treatment of a pharmaceutical wastewater. *Water Science and Technology*, *71*(11), 1620–1628. https://doi.org/10.2166/WST.2015.126

Basic, A., Blomqvist, S., Carlén, A., & Dahlén, G. (2015). Estimation of bacterial hydrogen sulfide production *in vitro*. *Journal of Oral Microbiology*, *7*(1), 28166. https://doi.org/10.3402/jom.v7.28166

Basshuysen, R. van. (2016). *Gas natural y metano renovable para sistemas de propulsión: estrategias futuras para una movilidad climáticamente neutra | SpringerEnlace*. https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-23225-6

Bokulich, N. A., Thorngate, J. H., Richardson, P. M., & Mills, D. A. (2014). Microbial biogeography of wine grapes is conditioned by cultivar, vintage, and

climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *111*(1), E139–E148. https://doi.org/10.1073/PNAS.1317377110/SUPPL_FILE/DAVIDMILLSPODCAST.MP3

Caballero, J. (2022). Preface. In *Annual Reports in Medicinal Chemistry* (Vol. 59, pp. ix–xi). Academic Press Inc. https://doi.org/10.1016/S0065-7743(22)00030-6

Cai, Y., Zheng, Z., & Wang, X. (2021). Obstacles faced by methanogenic archaea originating from substrate-driven toxicants in anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials*, *403*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123938

Calbry-Muzyka, A., Madi, H., Rüsch-Pfund, F., Gandiglio, M., & Biollaz, S. (2022). Biogas composition from agricultural sources and organic fraction of municipal solid waste. *Renewable Energy*, *181*, 1000–1007. https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2021.09.100

Cetecioglu, Z., Ince, B., Gros, M., Rodriguez-Mozaz, S., Barceló, D., Orhon, D., & Ince, O. (2013). Chronic impact of tetracycline on the biodegradation of an organic substrate mixture under anaerobic conditions. *Water Research*, *47*(9), 2959–2969. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2013.02.053

Chang, H. N. (2011). Multistage Continuous High Cell Density Culture. *Comprehensive Biotechnology*, 611–650. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64046-8.00095-1

Chen, Y.-W., Camacho, M. I., Chen, Y., Bhat, A. H., Chang, C., Peluso, E. A., Wu, C., Das, A., & Ton-That, H. (2022). Genetic Determinants of Hydrogen Sulfide Biosynthesis in Fusobacterium nucleatum Are Required for Bacterial Fitness, Antibiotic Sensitivity, and Virulence. *MBio*, *13*(5). https://doi.org/10.1128/mbio.01936-22

Cheng, D., Ngo, H. H., Guo, W., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Liu, Y., Shan, X., Nghiem, L. D., & Nguyen, L. N. (2020). Removal process of antibiotics during anaerobic treatment of swine wastewater. *Bioresource Technology*, *300*,

122707. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122707

Chenxi, W., Spongberg, A. L., & Witter, J. D. (2008). Determination of the persistence of pharmaceuticals in biosolids using liquid-chromatography tandem mass spectrometry. *Chemosphere*, *73*(4), 511–518. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.06.026

Conde, C. M., Álvarez-Esmorís, C., Paradelo-Núñez, R., Nóvoa-Muñoz, J. C., Arias-Estévez, M., Álvarez-Rodríguez, E., Fernández-Sanjurjo, M. J., & Núñez-Delgado, A. (2018). Occurrence of tetracyclines and sulfonamides in manures, agricultural soils and crops from different areas in Galicia (NW Spain). *Journal of Cleaner Production*, *197*, 491–500. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.217

Czekała, W., Gawrych, K., Smurzyńska, A., Mazurkiewicz, J., Pawlisiak, A., Chełkowski, D., & Brzoski, M. (2017). The possibility of functioning micro-scale biogas plant in selected farm. *Journal of Water and Land Development*, *35*(1), 19–25. https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0064

Czekała, W., Jasiński, T., & Dach, J. (2023). Profitability of the agricultural biogas plants operation in Poland, depending on the substrate use model. *Energy Reports*, *9*, 196–203. https://doi.org/10.1016/J.EGYR.2023.05.175

Daghrir, R., & Drogui, P. (2013). Tetracycline antibiotics in the environment: a review. *Environmental Chemistry Letters 2013 11:3*, *11*(3), 209–227. https://doi.org/10.1007/S10311-013-0404-8

Dalefield, R., & Cope, R. (2017). Chapter 15 – Metalloids. In *Veterinary Toxicology for Australia and New Zealand*. http://www.sciencedirect.com:5070/book/9780124202276/veterinary-toxicology-for-australia-and-new-zealand

Delafontaine, M. J., Naveau, H. P., & Nyns, E. J. (1979). Fluorimetric monitoring of methanogenesis in anaerobic digestors. *Biotechnology Letters*, *1*(2), 71–74. https://doi.org/10.1007/BF01398311/METRICS

Delgadillo, M. L., Gonzalez Tineo, P., Serrano, D., & Durán, U. (2022). Effects of

short-term inhibition of Tetracyclines and Macrolides on specific methanogenic activity and swine biodegradability. *Environmental Technology & Innovation*, *27*, 102574. https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102574

Demirel, B., & Scherer, P. (2008a). The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: A review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, *7*(2), 173–190. https://doi.org/10.1007/S11157-008-9131-1/METRICS

Demirel, B., & Scherer, P. (2008b). The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: A review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, *7*(2), 173–190. https://doi.org/10.1007/S11157-008-9131-1

Deng, L., Liu, Y., & Wang, W. (2020). Biogas technology. *Biogas Technology*, 1–363. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4940-3/COVER

Deng, Liangwei., Liu, Yi., & Wenguo, Wang. (2020). *Biogas technology*.

Dhabhar, F. S., & Mcewen, B. S. (1999). Enhancing versus suppressive effects of stress hormones on skin immune function. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *96*(3), 1059–1064. https://doi.org/10.1073/PNAS.96.3.1059

Dolzhenko, A. V., & Dolzhenko, A. V. (2015). Green Solvents for Eco-friendly Synthesis of Bioactive Heterocyclic Compounds. *Green Synthetic Approaches for Biologically Relevant Heterocycles*, 101–139. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800070-0.00005-0

Dzomba, P., & Zaranyika, M. F. (2020). Persistence and fate of chlortetracycline in the aquatic environment under sub-tropical conditions: generation and dissipation of metabolites. *Https://Doi.Org/10.1080/03601234.2020.1854009*, *56*(2), 181–187. https://doi.org/10.1080/03601234.2020.1854009

Esteban, N. T. N. (2018). *TIPOS DE INVESTIGACIÓN*.

FAO. (2011). *Manual de biogás*. 1–119.

Fedeli, M., Negri, F., & Manenti, F. (2022). Biogas to advanced biofuels: Techno-economic analysis of one-step dimethyl ether synthesis. *Journal of Cleaner Production*, *376*, 134076. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.134076

Ferguson, R. M. W., Coulon, F., & Villa, R. (2018). Understanding microbial ecology can help improve biogas production in AD. *Science of The Total Environment*, *642*, 754–763. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.007

Finster, K. (2008). Microbiological disproportionation of inorganic sulfur compounds. *Journal of Sulfur Chemistry*, *29*(3), 281–292. https://doi.org/10.1080/17415990802105770

Folador, E. L., Tiwari, S., Da Paz Barbosa, C. E., Jamal, S. B., Da Costa Schulze, M., Barh, D., & Azevedo, V. (2018). Protein-protein interactions: An overview. *Encyclopedia of Bioinformatics and Computational Biology: ABC of Bioinformatics*, *1–3*, 821–833. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.20292-6

Ghosh, D., Saha, S., Chowdhury, A. R., Gharami, R., & Fouzdar, S. (2022). Alleviating biogas generation with waste biomass: a renewable way forward? *Artificial Intelligence for Renewable Energy Systems*, 281–303. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90396-7.00016-X

Giurcan, V., Movileanu, C., Musuc, A. M., & Mitu, M. (2021). Laminar Burning Velocity of Biogas-Containing Mixtures. A Literature Review. *Processes 2021, Vol. 9, Page 996*, *9*(6), 996. https://doi.org/10.3390/PR9060996

Golmakani, A., Ali Nabavi, S., Wadi, B., & Manovic, V. (2022). Advances, challenges, and perspectives of biogas cleaning, upgrading, and utilisation. *Fuel*, *317*, 123085. https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2021.123085

Gonzalez-Gil, L., Carballa, M., & Lema, J. M. (2017). Cometabolic Enzymatic Transformation of Organic Micropollutants under Methanogenic Conditions. *Environmental Science and Technology*, *51*(5), 2963–2971. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05549

Halling-Sørensen, B., Sengeløv, G., & Tjørnelund, J. (2002). Toxicity of tetracyclines and tetracycline degradation products to environmentally relevant bacteria, including selected tetracycline-resistant bacteria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *42*(3), 263–271. https://doi.org/10.1007/S00244-001-0017-2

Hao, T. wei, Xiang, P. yu, Mackey, H. R., Chi, K., Lu, H., Chui, H. kwong, van Loosdrecht, M. C. M., & Chen, G. H. (2014). A review of biological sulfate conversions in wastewater treatment. *Water Research*, *65*, 1–21. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.043

Hilpert, R., Winter, J., Hammes, W., & Kandler, O. (1981). The sensitivity of archaebacteria to antibiotics. *Zentralblatt Für Bakteriologie Mikrobiologie Und Hygiene: I. Abt. Originale C: Allgemeine, Angewandte Und Ökologische Mikrobiologie*, *2*(1), 11–20. https://doi.org/10.1016/S0721-9571(81)80014-2

Hocking, M. B. (2006). Handbook of Chemical Technology and Pollution Control, Third Edition. *Handbook of Chemical Technology and Pollution Control, Third Edition*, 1–799. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-088796-5.X5000-5

Holmen, A. (2009). Direct conversion of methane to fuels and chemicals. *Catalysis Today*, *142*(1–2), 2–8. https://doi.org/10.1016/J.CATTOD.2009.01.004

Hou, J., Wang, C., Mao, D., & Luo, Y. (2016). The occurrence and fate of tetracyclines in two pharmaceutical wastewater treatment plants of Northern China. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(2), 1722–1731. https://doi.org/10.1007/S11356-015-5431-5

Hu, F., Zhai, H., Yang, Y., Tian, Y., Wang, J., & Qiang, H. (2022). The effects of chlortetracycline on anaerobic digestion of chicken manure and the role of extracellular polymeric substances. *Journal of Cleaner Production*, *367*, 133014. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133014

Hu, J., Xu, Q., Li, X., Wang, D., Zhong, Y., Zhao, J., Zhang, D., Yang, Q., & Zeng, G. (2018). Sulfamethazine (SMZ) affects fermentative short-chain fatty acids production from waste activated sludge. *Science of The Total Environment*,

639, 1471–1479. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.05.264

Hu, Y., Yang, X., Qin, J., Lu, N., Cheng, G., Wu, N., Pan, Y., Li, J., Zhu, L., Wang, X., Meng, Z., Zhao, F., Liu, D., Ma, J., Qin, N., Xiang, C., Xiao, Y., Li, L., Yang, H., … Zhu, B. (2013). Metagenome-wide analysis of antibiotic resistance genes in a large cohort of human gut microbiota. *Nature Communications*, *4*. https://doi.org/10.1038/NCOMMS3151

Huang, L., Wen, X., Wang, Y., Zou, Y., Ma, B., Liao, X., Liang, J., & Wu, Y. (2014). Effect of the chlortetracycline addition method on methane production from the anaerobic digestion of swine wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, *26*(10), 2001–2006. https://doi.org/10.1016/J.JES.2014.07.012

Iglesias, R., Muñoz, R., Polanco, M., Díaz, I., Susmozas, A., Moreno, A. D., Guirado, M., Carreras, N., & Ballesteros, M. (2021). Biogas from Anaerobic Digestion as an Energy Vector: Current Upgrading Development. *Energies 2021, Vol. 14, Page 2742*, *14*(10), 2742. https://doi.org/10.3390/EN14102742

Jameel, M. K., Mustafa, M. A., Ahmed, H. S., Mohammed, A. jassim, Ghazy, H., Shakir, M. N., Lawas, A. M., Mohammed, S. khudhur, Idan, A. H., Mahmoud, Z. H., Sayadi, H., & Kianfar, E. (2024). Biogas: Production, properties, applications, economic and challenges: A review. *Results in Chemistry*, *7*, 101549. https://doi.org/10.1016/J.RECHEM.2024.101549

Jessup, C. M., Kassen, R., Forde, S. E., Kerr, B., Buckling, A., Rainey, P. B., & Bohannan, B. J. M. (2004). Big questions, small worlds: microbial model systems in ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *19*(4), 189–197. https://doi.org/10.1016/J.TREE.2004.01.008

Ju, H., Liu, L., Liu, X., Wu, Y., Li, L., Gin, K. Y.-H., Zhang, G., & Zhang, J. (2023). A comprehensive study of the source, occurrence, and spatio-seasonal dynamics of 12 target antibiotics and their potential risks in a cold semi-arid catchment. *Water Research*, *229*, 119433. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119433

Ketuama, C. T., Mazancová, J., & Roubik, H. (2022). *Evaluación de la calidad del*

biogás en plantas de biogás domésticas rurales en Camerún. https://epslibrary.at/sgem_jresearch_publication_view.php?page=view&editid1=8821

Kim, K. R., Owens, G., Kwon, S. I., So, K. H., Lee, D. B., & Ok, Y. S. (2011). Occurrence and environmental fate of veterinary antibiotics in the terrestrial environment. *Water, Air, and Soil Pollution*, *214*(1–4), 163–174. https://doi.org/10.1007/S11270-010-0412-2/METRICS

Kim, M., Zaman, M., Jang, E., Nakhla, G., Ward, M., Gutierrez, O., Willis, J., Walton, J., & Santoro, D. (2024). Experimental investigation on hydrogen sulfide production, wastewater characteristics and microbial ecology profiles in anaerobic sewer lines using a sewer physical twin. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *12*(2), 111965. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2024.111965

Kitazono, Y., Ihara, I., Toyoda, K., & Umetsu, K. (2015). Degradation of veterinary antibiotics during anaerobic digestion of dairy manure. *Water Practice and Technology*, *10*(3), 532–537. https://doi.org/10.2166/WPT.2015.061

Kougias, P. G., Treu, L., Campanaro, S., Zhu, X., & Angelidaki, I. (2016). Dynamic functional characterization and phylogenetic changes due to Long Chain Fatty Acids pulses in biogas reactors. *Scientific Reports*, *6*, 28810. https://doi.org/10.1038/srep28810

Koval, V., Mikhno, I., Hajduga, G., & Gaska, K. (2019). Economic efficiency of biogas generation from food product waste. *E3S Web of Conferences*, *100*, 00039. https://doi.org/10.1051/E3SCONF/201910000039

Lee, C., Jeong, S., Ju, M., & Kim, J. Y. (2020). Fate of chlortetracycline antibiotics during anaerobic degradation of cattle manure. *Journal of Hazardous Materials*, *386*, 121894. https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2019.121894

Lee, C., Ju, M., Lee, J., Kim, S., & Kim, J. Y. (2023). Long-term inhibition of chlortetracycline antibiotics on anaerobic digestion of swine manure. *Journal of Environmental Management*, *326*, 116802.

https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116802

Lewis, W. H., Tahon, G., Geesink, P., Sousa, D. Z., & Ettema, T. J. G. (2020). Innovations to culturing the uncultured microbial majority. *Nature Reviews Microbiology 2020 19:4*, *19*(4), 225–240. https://doi.org/10.1038/s41579-020-00458-8

Li, J., Liang, Y., Miao, Y., Wang, D., Jia, S., & Liu, C. H. (2020). Metagenomic insights into aniline effects on microbial community and biological sulfate reduction pathways during anaerobic treatment of high-sulfate wastewater. *Science of The Total Environment*, *742*, 140537. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140537

Li, Y., Gong, Y., Zhao, H., Gu, J., Wang, Z., & He, X. (2020). Enhancement of chlortetracycline biodegradation with Trichoderma harzianum LJ245 and its spore-producing mutants using co-metabolism. *Biodegradation*, *31*(4–6), 265–273. https://doi.org/10.1007/S10532-020-09908-9/METRICS

Lin, Q., Liu, Y., Li, L., Huai, M., Wang, Y., Lv, T., Zhao, H., Jiang, G., Wang, X., Liu, C., Qiu, H., & Dai, Q. (2022). Effects of a mixture of mono-glycerides of butyric-, capric-, and caprylic acid with chlortetracycline on the growth performance, intestine morphology, and cecal microflora of broiler birds. *Poultry Science*, *101*(2), 101617. https://doi.org/10.1016/J.PSJ.2021.101617

Martens, E., & Demain, A. L. (2017). An Overview of the Industrial Aspects of Antibiotic Discovery. *Microbial Resources: From Functional Existence in Nature to Applications*, 149–168. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804765-1.00007-2

Matheri, A. N., Sethunya, V. L., Belaid, M., & Muzenda, E. (2018). Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *81*, 2328–2334. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2017.06.041

Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego. (2022). *PRODUCCIÓN GANADERA Y AVÍCOLA 2022*. 1–164.

Nguyen, D., & Khanal, S. K. (2018). A little breath of fresh air into an anaerobic system: How microaeration facilitates anaerobic digestion process. *Biotechnology Advances*, *36*(7), 1971–1983. https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2018.08.007

Nnorom, M. A., Saroj, D., Avery, L., Hough, R., & Guo, B. (2023). A review of the impact of conductive materials on antibiotic resistance genes during the anaerobic digestion of sewage sludge and animal manure. *Journal of Hazardous Materials*, *446*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130628

Okoro, O. V., & Sun, Z. (2019). Desulphurisation of Biogas: A Systematic Qualitative and Economic-Based Quantitative Review of Alternative Strategies. *ChemEngineering 2019, Vol. 3, Page 76*, *3*(3), 76. https://doi.org/10.3390/CHEMENGINEERING3030076

Ota, M., & Yokoyama, M. (2010). Comprehensive Natural Products II. *Comprehensive Natural Products II*, 317–349. http://www.sciencedirect.com:5070/referencework/9780080453828/comprehensive-natural-products-ii

Owens, J. R. (2011). Key elements of protection for military textiles. *Functional Textiles for Improved Performance, Protection and Health*, 249–268. https://doi.org/10.1533/9780857092878.249

Pal, V. K., Bandyopadhyay, P., & Singh, A. (2018). Hydrogen sulfide in physiology and pathogenesis of bacteria and viruses. *IUBMB Life*, *70*(5), 393–410. https://doi.org/10.1002/IUB.1740

Parawira, W., Murto, M., Read, J. S., & Mattiasson, B. (2005). Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. *Process Biochemistry*, *40*(9), 2945–2952. https://doi.org/10.1016/J.PROCBIO.2005.01.010

Park, S., & Choi, K. (2008). Hazard assessment of commonly used agricultural antibiotics on aquatic ecosystems. *Ecotoxicology*, *17*(6), 526–538. https://doi.org/10.1007/S10646-008-0209-X/METRICS

Pawlik, A., Stegenta-Dąbrowska, S., Świechowski, K., Rogóż, I., & Białowiec, A. (2023). The study of the influence of tetracycline and sulfadiazine on biomethane production from manure and apple pomace. *Energy Reports*, *10*, 3263–3271. https://doi.org/10.1016/j.egyr.2023.09.164

Poser, A., Lohmayer, R., Vogt, C., Knoeller, K., Planer-Friedrich, B., Sorokin, D., Richnow, H. H., & Finster, K. (2013). Disproportionation of elemental sulfur by haloalkaliphilic bacteria from soda lakes. *Extremophiles*, *17*(6), 1003–1012. https://doi.org/10.1007/s00792-013-0582-0

Price, C. A. H., Arnold, W., Pastor-Pérez, L., Amini-Horri, B., & Reina, T. R. (2020). Catalytic Upgrading of a Biogas Model Mixture via Low Temperature DRM Using Multicomponent Catalysts. *Topics in Catalysis*, *63*(3–4), 281–293. https://doi.org/10.1007/S11244-019-01216-8/METRICS

Pulicharla, R., Das, R. K., Brar, S. K., Drogui, P., Sarma, S. J., Verma, M., Surampalli, R. Y., & Valero, J. R. (2015). Toxicity of chlortetracycline and its metal complexes to model microorganisms in wastewater sludge. *Science of The Total Environment*, *532*, 669–675. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.05.140

Pulicharla, R., Das, R. K., Kaur Brar, S., Drogui, P., & Surampalli, R. Y. (2018). Degradation kinetics of chlortetracycline in wastewater using ultrasonication assisted laccase. *Chemical Engineering Journal*, *347*, 828–835. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2018.04.162

Qi, J., Yang, H., Wang, X., Zhu, H., Wang, Z., Zhao, C., Li, B., & Liu, Z. (2023). State-of-the-art on animal manure pollution control and resource utilization. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *11*(5), 110462. https://doi.org/10.1016/J.JECE.2023.110462

Qiu, T., Huo, L., Guo, Y., Gao, M., Wang, G., Hu, D., Li, C., Wang, Z., Liu, G., & Wang, X. (2022). Metagenomic assembly reveals hosts and mobility of common antibiotic resistome in animal manure and commercial compost. *Environmental Microbiome*, *17*(1), 42. https://doi.org/10.1186/s40793-022-00437-x

Rasapoor, M., Young, B., Brar, R., Sarmah, A., Zhuang, W.-Q., & Baroutian, S. (2020). Recognizing the challenges of anaerobic digestion: Critical steps toward improving biogas generation. *Fuel*, *261*, 116497. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116497

Samanta, I., & Bandyopadhyay, S. (2019). Antimicrobial resistance in agriculture: Perspective, policy and mitigation. *Antimicrobial Resistance in Agriculture: Perspective, Policy and Mitigation*, 1–377. https://doi.org/10.1016/C2017-0-03567-X

Schieder, D., Quicker, P., Schneider, R., Winter, H., Prechtl, S., & Faulstich, M. (2003). Microbiological removal of hydrogen sulfide from biogas by means of a separate biofilter system: experience with technical operation. *Water Science and Technology*, *48*(4), 209–212. https://doi.org/10.2166/wst.2003.0256

SENASA. (2020). *GUÍA PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE BUENAS PRÁCTICAS PECUARIAS (BPP) PRODUCCION DE PORCINOS.*

Shatalin, K., Shatalina, E., Mironov, A., & Nudler, E. (2011). H2S: A universal defense against antibiotics in bacteria. *Science*, *334*(6058), 986–990. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1209855

Shi, J. C., Liao, X. D., Wu, Y. B., & Liang, J. B. (2011). Effect of antibiotics on methane arising from anaerobic digestion of pig manure. *Animal Feed Science and Technology*, *166–167*, 457–463. https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.033

Singh, S. B., Young, K., & Silver, L. L. (2017). What is an "ideal" antibiotic? Discovery challenges and path forward. *Biochemical Pharmacology*, *133*, 63–73. https://doi.org/10.1016/J.BCP.2017.01.003

Song, G., Chugh, Y. P., & Wang, J. (2017). A numerical modelling study of longwall face stability in mining thick coal seams in China. *International Journal of Mining and Mineral Engineering*, *8*(1), 35. https://doi.org/10.1504/IJMME.2017.082682

Spielmeyer, A., Breier, B., Groißmeier, K., & Hamscher, G. (2015). Elimination

patterns of worldwide used sulfonamides and tetracyclines during anaerobic fermentation. *Bioresource Technology*, *193*, 307–314. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2015.06.081

Srinuanpan, S., Cheirsilp, B., & Kassim, M. A. (2019). Oleaginous microalgae cultivation for biogas upgrading and phytoremediation of wastewater. *Microalgae Cultivation for Biofuels Production*, 69–82. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817536-1.00005-9

Stávková, J., & Maroušek, J. (2021). Novel sorbent shows promising financial results on P recovery from sludge water. *Chemosphere*, *276*, 130097. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130097

Stewart, P. S., & Franklin, M. J. (2008). Physiological heterogeneity in biofilms. *Nature Reviews Microbiology*, *6*(3), 199–210. https://doi.org/10.1038/nrmicro1838

Talan, A., Tiwari, B., Yadav, B., Tyagi, R. D., Wong, J. W. C., & Drogui, P. (2021). Food waste valorization: Energy production using novel integrated systems. *Bioresource Technology*, *322*, 124538. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.124538

Tang, M., Wu, Y., Zeng, X., Yang, X., Wang, D., & Chen, H. (2021). Unveiling the different faces of chlortetracycline in fermentative volatile fatty acid production from waste activated sludge. *Bioresource Technology*, *329*, 124875. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124875

Tang, T., Liu, M., Du, Y., & Chen, Y. (2023). Mechanism of action of single and mixed antibiotics during anaerobic digestion of swine wastewater: Microbial functional diversity and gene expression analysis. *Environmental Research*, *219*, 115119. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115119

Tezel, U., Tandukar, M., Hajaya, M. G., & Pavlostathis, S. G. (2014). Transition of municipal sludge anaerobic digestion from mesophilic to thermophilic and long-term performance evaluation. *Bioresource Technology*, *170*, 385–394. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.08.007

Thauer, R. K. (1998). 140th Ordinary Meeting of the Society for General Microbiology, 31 March 1998: Biochemistry of methanogenesis: A tribute to Marjory Stephenson. *Microbiology*, *144*(9), 2377–2406.

Treichel, H., & Fongaro, G. (2019). *Improving biogas production : technological challenges, alternative sources, future developments*.

Turnbaugh, P. J., Hamady, M., Yatsunenko, T., Cantarel, B. L., Duncan, A., Ley, R. E., Sogin, M. L., Jones, W. J., Roe, B. A., Affourtit, J. P., Egholm, M., Henrissat, B., Heath, A. C., Knight, R., & Gordon, J. I. (2008). A core gut microbiome in obese and lean twins. *Nature 2008 457:7228*, *457*(7228), 480–484. https://doi.org/10.1038/nature07540

Wang, C., Liu, J., Li, Q., Huang, L., Wang, C., Wu, K., Zhao, X., Yin, F., Liang, C., & Zhang, W. (2022). A review of the effects of antibiotics on the anaerobic digestion of swine waste. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, *25*, 100312. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100312

Wang, C., Wang, Y., Wang, Y., Cheung, K. kuen, Ju, F., Xia, Y., & Zhang, T. (2020). Genome-centric microbiome analysis reveals solid retention time (SRT)-shaped species interactions and niche differentiation in food waste and sludge co-digesters. *Water Research*, *181*, 115858. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.115858

Wang, N., Guo, X., Xu, J., Kong, X., Gao, S., & Shan, Z. (2014). Pollution characteristics and environmental risk assessment of typical veterinary antibiotics in livestock farms in Southeastern China. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, *49*(7), 468–479. https://doi.org/10.1080/03601234.2014.896660

Wang, Y., Hu, Y., Cao, J., Bi, Y., Lv, N., Liu, F., Liang, S., Shi, Y., Jiao, X., Gao, G. F., & Zhu, B. (2019). Antibiotic resistance gene reservoir in live poultry markets. *Journal of Infection*, *78*(6), 445–453. https://doi.org/10.1016/j.jinf.2019.03.012

Weiland, P. (2010). Biogas production: Current state and perspectives. *Applied*

Microbiology and Biotechnology, *85*(4), 849–860. https://doi.org/10.1007/S00253-009-2246-7/METRICS

Werner, C., Doenst, T., & Schwarzer, M. (2016). Metabolic Pathways and Cycles. *The Scientist's Guide to Cardiac Metabolism*, 39–55. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802394-5.00004-2

Wolak, I., Czatzkowska, M., Harnisz, M., Jastrzębski, J. P., Paukszto, Ł., Rusanowska, P., Felis, E., & Korzeniewska, E. (2022). Metagenomic Analysis of the Long-Term Synergistic Effects of Antibiotics on the Anaerobic Digestion of Cattle Manure. *Energies*, *15*(5), 1920. https://doi.org/10.3390/EN15051920/S1

Wu, D., Dai, S., Feng, H., Karunaratne, S. H. P. P., Yang, M., & Zhang, Y. (2024). Persistence and potential risks of tetracyclines and their transformation products in two typical different animal manure composting treatments. *Environmental Pollution*, *341*, 122904. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2023.122904

Xiang, Y., Xiong, W., Xu, R., Yang, Z., Zhang, Y., Jia, M., & Peng, H. (2023). Metagenomic analysis reveals microbial metabolic potentials alterations under antibiotic stress during sludge anaerobic digestion. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *11*(5), 110746. https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110746

Xiao, R., & Zheng, Y. (2016). Overview of microalgal extracellular polymeric substances (EPS) and their applications. *Biotechnology Advances*, *34*(7), 1225–1244. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.08.004

Xie, J., Duan, X., Feng, L., Yan, Y., Wang, F., Dong, H., Jia, R., & Zhou, Q. (2019). Influence of sulfadiazine on anaerobic fermentation of waste activated sludge for volatile fatty acids production: Focusing on microbial responses. *Chemosphere*, *219*, 305–312. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.015

Xiong, W., Sun, Y., Zhang, T., Ding, X., Li, Y., Wang, M., & Zeng, Z. (2015).

Antibiotics, Antibiotic Resistance Genes, and Bacterial Community Composition in Fresh Water Aquaculture Environment in China. *Microbial Ecology*, *70*(2), 425–432. https://doi.org/10.1007/S00248-015-0583-X/METRICS

Xu, Y., Liu, R., Yang, D., & Dai, X. (2021). Sludge treatment and resource recovery towards carbon neutrality in China: current status and future perspective. *Blue-Green Systems*, *3*(1), 119–127. https://doi.org/10.2166/BGS.2021.115

Xu, Yang, Z. H., Zheng, Y., Wang, Q. P., Bai, Y., Liu, J. B., Zhang, Y. R., Xiong, W. P., Lu, Y., & Fan, C. Z. (2019). Metagenomic analysis reveals the effects of long-term antibiotic pressure on sludge anaerobic digestion and antimicrobial resistance risk. *Bioresource Technology*, *282*, 179–188. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.02.120

Xu, Z., Song, X., Li, Y., Li, G., & Luo, W. (2019). Removal of antibiotics by sequencing-batch membrane bioreactor for swine wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, *684*, 23–30. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.241

Yan, X., Deng, P., Ding, T., Zhang, Z., Li, X., & Wu, Z. (2023). Effect of Temperature on Anaerobic Fermentation of Poplar Ethanol Wastewater: Performance and Microbial Communities. *ACS Omega*, *8*(6), 5486–5496. https://doi.org/10.1021/ACSOMEGA.2C06721/ASSET/IMAGES/LARGE/AO2C06721_0006.JPEG

Yin, F., Dong, H., Ji, C., Tao, X., & Chen, Y. (2016). Effects of anaerobic digestion on chlortetracycline and oxytetracycline degradation efficiency for swine manure. *Waste Management*, *56*, 540–546. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.020

Yin, F., Dong, H., Zhang, W., Zhu, Z., & Shang, B. (2018). Antibiotic degradation and microbial community structures during acidification and methanogenesis of swine manure containing chlortetracycline or oxytetracycline. *Bioresource Technology*, *250*, 247–255. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.015

Yudt, M. R., & Cidlowski, J. A. (2002). The glucocorticoid receptor: Coding a diversity of proteins and responses through a single gene. *Molecular Endocrinology*, *16*(8), 1719–1726. https://doi.org/10.1210/ME.2002-0106

Zhang, L., Shen, L., Qin, S., Cui, J., & Liu, Y. (2020). Quinolones antibiotics in the Baiyangdian Lake, China: Occurrence, distribution, predicted no-effect concentrations (PNECs) and ecological risks by three methods. *Environmental Pollution*, *256*, 113458. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113458

Zhang, X., Huang, H., Du, Q., Gao, F., Wang, Z., Wu, G., Guo, W., & Hao Ngo, H. (2023). Performance of a recirculated biogas-sparging anaerobic membrane bioreactor system for treating synthetic swine wastewater containing sulfadiazine antibiotic. *Chemical Engineering Journal*, *476*, 146735. https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2023.146735

Zhang, Y., Zheng, Y., Zhu, Z., Chen, Y., & Dong, H. (2021). Dispersion of Antibiotic Resistance Genes (ARGs) from stored swine manure biogas digestate to the atmosphere. *Science of The Total Environment*, *761*, 144108. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144108

Zhang, Z., Xu, Z., & Wang, X. (2023). The greenhouse effect of antibiotics: The influence pathways of antibiotics on methane release from freshwater sediment. *Environment International*, *176*, 107964. https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107964

Zheng, X., Zou, D., Wu, Q., Wang, H., Li, S., Liu, F., & Xiao, Z. (2022). Review on fate and bioavailability of heavy metals during anaerobic digestion and composting of animal manure. *Waste Management*, *150*, 75–89. https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2022.06.033

Zhi, S., Li, Q., Yang, F., Yang, Z., & Zhang, K. (2019). How methane yield, crucial parameters and microbial communities respond to the stimulating effect of antibiotics during high solid anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, *283*, 286–296. https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.03.083

"UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA"

VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

FORMATO DE AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL UNAM

Formulario de autorización para la publicación electrónica en la página web del Repositorio Institucional de la Universidad Nacional de Moquegua. de conformidad con la Ley N° 30035 Ley que regula el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto y Resolución de Comisión Organizadora N° 041-2022-UNAM que aprueba el Reglamento que regula el Repositorio Institucional Digital de la UNAM.

1. DATOS DEL AUTOR

Nombres y Apellidos : Kenny Anderson Castro Huaycochea
DNI/Carnet de Extranjería/Pasaporte N° : 71576888
Correo electrónico : huaycochea.castro.97@gmail.com
Teléfono/Celular : 933256346

2. GRADO, TITULO O ESPECIALIZACIÓN (Marque con una X)

Bachiller	Título Profesional	Magister	Doctor	Segunda Especialidad
	X			

3. TIPO DE PUBLICACIÓN (Marque con una X)

a) Articulo ( )
b) Tesis de pregrado (X)
c) Tesis de Maestría ( )
d) Tesis de Doctorado ( )
e) Monografía ( )
f) Reporte de caso científico o hallazgos ( )
g) Libro ( )
h) Parte de un libro ( )
i) Revisión ( )
j) Conferencia ( )
k) Presentación ( )
l) Artículo preliminar ( )
m) Articulo antes de ser publicado ( )
n) Artículo de prensa ( )
o) Documentos internos ( )
p) Imagen ( )
q) Documentos técnicos ( )
r) Ponencias presentadas en eventos científicos (Jornada, Congreso, Simposio Conferencias, etc.) ( )
s) Informes de suficiencia profesional ( )
t) Patentes producidas por académicos/as ( )

4. TIPO DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN (Marque con una X)

a) Tesis (X)
b) Trabajo de Investigación ( )
c) Trabajo de suficiencia profesional ( )
d) Trabajo académico ( )

5. DATOS DE LA PUBLICACION

a) Título : "EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE BIOGÁS CON PRESENCIA DE RESIDUOS DE CLORTETRACICLINA EN ESTIERCOL PORCINO"
b) Campo del conocimiento OCDE (Indicar el código de clasificación OCDE de la obra : https://catalogos.concytec.gob.pe/vocabulario/ocde_ford.html) : 2.08.01
c) Fecha de publicación : 2024

6. DATOS DEL ASESOR:

a) Nombres y Apellidos : SALOMON REY RAMOS RIVERA
b) DNI/Pasaporte/Cédula : 29607679
c) ORCID : 0000-0001-8956-6550

FIRMA :

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 71576888
NOMBRES Y APELLIDOS : KENNY ANDERSON CASTRO HUAYCOCHEA

"UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA"

VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

LICENCIAS

Licencia Estándar

Bajo los siguientes términos, autorizo el depósito de mi trabajo de investigación en el Repositorio Institucional Digital de la UNAM.

Con la autorización de depósito da mi trabajo de investigación, otorgo a la Universidad Nacional de Moquegua, una Licencia No Exclusiva para reproducir. distribuir, comunicar al público, transformar (únicamente mediante su traducción a otros idiomas) y poner a disposición del público mi trabajo de investigación (incluido el resumen), en formato físico o digital, en cualquier medio, conocido o por conocerse, a través de los diversos servicios provistos por la Universidad, creados o por crearse, tales como el Repositorio Institucional Digital de la UNAM, Colección de Tesis, entre otros, en el Perú y en el extranjero, por el tiempo y veces que considere necesarias, y libre de remuneraciones.

En virtud de dicha Licencia, la UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA, podrá reproducir mi trabajo de investigación en cualquier tipo de soporte y en más de un ejemplar, sin modificar su contenido, solo con los propósitos de seguridad, respaldo y preservación.

Declaro que el trabajo de investigación es una creación de mi autoría y exclusiva titularidad, o coautoría con titularidad compartida, y me encuentro facultado a conceder la presente licencia y, asimismo, garantizo que dicho trabajo de investigación no infringe derechos de autor de terceras personas.

La UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA consignara el nombre del/los autor/es del trabajo de investigación, y no le hará ninguna modificación más de la permitida en la presente licencia.

Autorizo el depósito (marque con una X).

(X) **SI autorizo que se deposite inmediatamente.**

FIRMA : .....

DOCUMENTO DE IDENTIDAD : 71576888

NOMBRES Y APELLIDOS : KENNY ANDERSON CASTRO HUAYCOCHEA

FECHA : 05/11/2024



ANEXO VIII

DECLARACIÓN JURADA DE ORIGINALIDAD DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN / TESIS / TRABAJO DE SUFICIENCIA PROFESIONAL

Yo, KENNY ANDERSON CASTRO HUAYCOCHEA,
bachiller de la Escuela Profesional de:
INGENIERÍA AMBIENTAL,
de la Universidad Nacional de Moquegua, identificado(a) con DNI N°... 71576888....., autor(a) del Trabajo de Investigación / Tesis / Trabajo de suficiencia profesional denominado:

"EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE BIOGÁS CON PRESENCIA DE RESIDUOS DE CLORTETRACICLINA EN ESTIÉRCOL PORCINO"

Declaro bajo juramento que:

1. El trabajo de investigación es auténtico, siendo resultado de mi trabajo personal, que no se ha copiado, que no se ha utilizado ideas, formulaciones, citas integrales e ilustraciones diversas, sacadas de cualquier tesis, obra, artículo, memoria, etc., (en versión digital o impresa), sin mencionar de forma clara y exacta su origen o autor, tanto en el cuerpo del texto, figuras, cuadros, tablas u otros que tengan derechos de autor. Por tanto, el trabajo de investigación no ha sido plagiado total ni parcialmente.
2. El trabajo de investigación no ha sido autoplagiada, es decir, no ha sido publicada ni presentada anteriormente para obtener algún grado académico previo o título profesional.
3. Los datos presentados en los resultados son reales, no han sido falseados, ni duplicados, ni copiados y por tanto los resultados que se presentan en el trabajo de investigación constituirán aporte a la realidad investigada.

Soy consciente de que, el hecho de no respetar los derechos de autor y hacer plagio, es objeto de sanciones universitarias y/o legales, por lo que asumo cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de irregularidades en el trabajo de investigación, así como de los derechos sobre la obra presentada.

Moquegua, 22 de Octubre del 2024



Huella digital

Nombres y Apellidos: KENNY ANDERSON CASTRO HUAYCOCHEA
DNI: 71576888

NOMBRE DEL TRABAJO

Informe tesis.docx

RECUENTO DE PALABRAS

19362 Words

RECUENTO DE CARACTERES

110057 Characters

RECUENTO DE PÁGINAS

98 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

9.6MB

FECHA DE ENTREGA

Jun 30, 2024 8:27 PM GMT-5

FECHA DEL INFORME

Jun 30, 2024 8:30 PM GMT-5

14% de similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos.

- 11% Base de datos de Internet
- 9% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de Crossref
- Base de datos de contenido publicado de Crossref
- 8% Base de datos de trabajos entregados

Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)
- Fuentes excluidas manualmente
- Bloques de texto excluidos manualmente

DECENIO DE LA IGUALDAD DE OPORTUNIDADES PARA MUJERES Y HOMBRES
"AÑO DEL BICENTENARIO, DE LA CONSOLIDACIÓN DE NUESTRA INDEPENDENCIA, Y DE LA CONMEMORACIÓN DE LAS HEROICAS BATALLAS DE JUNÍN Y AYACUCHO"

RESOLUCIÓN DE COMISIÓN ORGANIZADORA Nº 787-2024-UNAM/CO

Moquegua, 27 de noviembre de 2024

LA COMISIÓN ORGANIZADORA DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA

VISTOS:

El Acuerdo de Sesión Ordinaria de Comisión Organizadora de fecha 27 de noviembre de 2024; PROVEÍDO N° 12047-2024 de fecha 22 de noviembre de 2024 emitido por la Presidencia de la Comisión Organizadora; INFORME N° 591-2024-UNAM-CO-P/SG de fecha de recepción 21 de noviembre de 2024 emitido por la Secretaria General; CARTA Nº 189-2024-GYT/UNAM-PCAS de fecha de recepción 20 de noviembre de 2024 emitido por el Área de Grados y Títulos; Sobre el otorgamiento del Título Profesional de Ingeniero Ambiental y demás documentos que escoltan el expediente administrativo, y;

CONSIDERANDO:

Que, la Constitución Política del Perú en su artículo 18º prevé que cada Universidad es autónoma en su régimen normativo, de gobierno, académico, administrativo y económico, y el artículo 8º de la Ley Nº 30220, Ley Universitaria, establece que la referida autonomía inherente a las Universidades, se ejerce de conformidad con la Constitución y las Leyes de la República e implica las organizaciones de su sistema académico, económico y administrativo, así como la administración de sus bienes y rentas, elaborar su presupuesto y aplicar sus fondos con la responsabilidad que impone la Ley;

Que, de conformidad con la Ley N° 28520 de fecha 23/05/2005, se creó la Universidad Nacional de Moquegua, cuyo artículo 1º dispone: "créase la Universidad Nacional de Moquegua como persona jurídica de derecho público interno, con sede en la ciudad de Moquegua, Provincia de Mariscal Nieto, Departamento de Moquegua". Asimismo, a través de la Resolución del Consejo Directivo N° 103-2017-SUNEDU/CD, el Concejo Directivo de la SUNEDU, le otorgó la Licencia Institucional a la Universidad Nacional de Moquegua; la misma que fue modificada a través de la Resolución del Consejo Directivo N° 135-2022-SUNEDU/CD;

Que, el artículo 29° de la Ley Universitaria, Ley N° 30220, establece que, aprobada la ley de creación de una universidad pública, el Ministerio de Educación (MINEDU), constituye una Comisión Organizadora integrada por tres (3) académicos de reconocido prestigio, que cumplan los mismos requisitos para ser Rector (…). Esta Comisión tiene a su cargo la aprobación del estatuto, reglamentos y documentos de gestión académica y administrativa de la universidad, formulados en los instrumentos de planeamiento, así como su conducción y dirección hasta que se constituyan los órganos de gobierno que, de acuerdo a la presente Ley, le correspondan";

Que, mediante Resolución Viceministerial Nº 011-2024-MINEDU de fecha 31/01/2024, se reconformó la Comisión Organizadora de la Universidad Nacional de Moquegua, integrada por los académicos: Dr. Jorge Lázaro Franco Medina, como Presidente; Dr. Edwin Molina Porcel, como Vicepresidente Académico y Dr. Avid Roman Gonzalez, como Vicepresidente de Investigación;

Que, el artículo 58° de la Ley Universitaria, Ley Nº 30220, concordado con el artículo 14º del Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua, aprobado con Resolución de Comisión Organizadora Nº 578-2021-UNAM, establecen que el **Consejo Universitario es el máximo órgano de gestión, dirección y ejecución académica y administrativa de la universidad.** En el caso de la Universidad Nacional de Moquegua, dada su condición y naturaleza, corresponde ejercer dicha atribución a la Comisión

Domicilio Fiscal: Prolongación Av., Ancash S/N - Moquegua
RUC: 20449347448 - Teléfono: (053) 670168
Página Web: www.unam.edu.pe

Organizadora quien hace las veces de Consejo Universitario, disposición relacionada con la Resolución Viceministerial N° 244-2021-MINEDU y sus modificatorias;

Que, el artículo 44° de la Ley Nº 30220, Ley Universitaria, señala que las universidades otorgan los grados académicos de Bachiller, Maestro, Doctor y los Títulos Profesionales que correspondan, a nombre de la Nación (...);

Que, el numeral 45.2 del artículo 45° de la Ley Nº 30220, Ley Universitaria, precisa **los requisitos mínimos para la obtención del título profesional, como son: el grado de Bachiller y la aprobación de una tesis o trabajo de suficiencia profesional**. Asimismo, establece que el título profesional solo se puede obtener en la universidad en la cual se haya obtenido el grado de bachiller;

Que, mediante Resolución de Comisión Organizadora Nº 1153-2021-UNAM, se aprobó el Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional de Moquegua, el mismo que fue modificado a través de las Resoluciones de Comisión Organizadora N° 410, 453 y 890-2022; N° 880-2023 y N° 081, 484-2024-UNAM el cual establece los requisitos y norma los procedimientos para la obtención de los grados académicos y títulos profesionales conferidos por esta Casa Superior de Estudios;

Que, mediante Carta Nº 189-2024-GYT/UNAM-PCAS de fecha 20.11.2024, el Especialista del Área de Grados y Títulos, remite a Secretaria General, el expediente de cuatro (4) bachiller de la Escuela Profesional Ingeniería Ambiental, quienes se encuentran aptos para la expedición del Título Profesional de Ingeniero Ambiental por la modalidad de sustentación de Tesis y Trabajo de Suficiencia Profesional, al haber cumplido satisfactoriamente con los requisitos legales y reglamentarios[1], exigidos en el Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional de Moquegua, conforme lo señala la Dirección de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, razón por la cual la Secretaría General a petición de la PCO incluye los expedientes como punto de agenda para ser tratados en Sesión de Comisión Organizadora de fecha 27 de noviembre de 2024;

[1] Artículo 122°. - Requisitos para la obtención del Título Profesional
Para obtener el Título Profesional el interesado deberá presentar ante su Escuela Profesional un expediente con la siguiente documentación:

a. Solicitud dirigida al Director de la Escuela Profesional o quien haga sus veces, indicando la fecha y numero de comprobante de pago.
b. Dos (2) fotografías de frente, tamaño pasaporte a color con fondo blanco (con traje formal); para garantizar la seguridad ciudadana.
c. Dos ejemplares de la Tesis, del Trabajo de Suficiencia Profesional o Informe del Examen Profesional en físico, uno para la Biblioteca y otro para la Escuela Profesional, y un CD con la versión digital.
d. Formulario de autorización del graduado para la publicación de la Tesis, Trabajo de Suficiencia Profesional o Informe de Examen Profesional en el repositorio.
e. Declaración Jurada de originalidad de la Tesis, Trabajo de Suficiencia Profesional o Informe de Examen Profesional.

La Escuela Profesional es responsable de completar el expediente del bachiller en un plazo máximo de 3 días hábiles y derivar a la Oficina de Secretaría General, adjuntando los siguientes documentos:

a. Copia del acta de sustentación indicando la modalidad de obtención del título profesional.
b. Constancia de "no adeudo" de Bienes a la Universidad, bienes a los Laboratorios Básicos y de Especialidad, material bibliográfico; dichos documentos deberán ser refrendados por los responsables a cargo.

Domicilio Fiscal: Prolongación Av., Ancash S/N - Moquegua
RUC: 20449347448 - Teléfono: (053) 670168
Página Web: www.unam.edu.pe

///... **Resolución de Comisión Organizadora N° 787-2024-UNAM/CO**

Que, se ha establecido como atribución de la Comisión Organizadora de la UNAM, la facultad de conferir los grados académicos y los títulos profesionales (...), por lo que en mérito al pedido del Secretario General y debatido el caso en Sesión Ordinaria de fecha 27 de noviembre 2024, se acordó por unanimidad **conferir a nombre de la Nación el Título Profesional de Ingeniero Ambiental, por la modalidad de la Sustentación de Tesis y Sustentación de Trabajo de Suficiencia Profesional, a cuatro (4) Bachilleres de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Nacional de Moquegua;**

Que, estando en uso de las facultades y atribuciones conferidas en el artículo 18° de la Constitución Política del Perú; la Ley N° 30220, Ley Universitaria; el Documento Normativo denominado: "Disposiciones para la Constitución y Funcionamiento de las Comisiones Organizadoras de las Universidades Públicas en proceso de Constitución", aprobado mediante la Resolución Viceministerial N° 244-2021-MINEDU y sus modificatorias, y en la Resolución Viceministerial Nº 011-2024-MINEDU, así como en el Estatuto de la Universidad Nacional de Moquegua y demás normas concordantes;

SE RESUELVE:

ARTÍCULO PRIMERO: CONFERIR, a nombre de la Nación el **TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL** por la modalidad de Sustentación de Tesis y Sustentación de Trabajo de Suficiencia Profesional, a los Bachilleres de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Nacional de Moquegua, de acuerdo al siguiente detalle:

1. **KARLA PATRICIA VALERIANO LOPEZ**

   TESIS : "EFECTO DE LOS PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS EN LA BIOSORCIÓN DE As (V), Pb (II) Y Cd (II) UTILIZANDO LA CÁSCARA DE TUNA (Opuntia ficus-indica) COMO BIOSORBENTE BAJO UN SISTEMA DE BATCH", cuyo Asesor fue el Dr. José Antonio Valeriano Zapana.

2. **KENNY ANDERSON CASTRO HUAYCOCHEA**

   TESIS : "EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE BIOGÁS CON PRESENCIA DE RESIDUOS DE CLORTETRACICLINA EN ESTIÉRCOL PORCINO" cuyo Asesor fue el Dr. Salomon Rey Ramos Rivera y Coasesor el Dr. Franz Zirena Vilca.

3. **LOURDES MAMANI MAMANI**

   TESIS : "RELACION DE LOS PARÁMETROS FISICO-QUIMICOS DEL AGUA RESIDUAL Y LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO (METANO (CH4), OXIDO NITROSO (N2O) Y DIOXIDO DE CARBONO (CO2) DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES "OMO", PROVINCIA DE MARISCAL NIETO, REGION MOQUEGUA 2020" cuyo Asesor fue el Dr. José Antonio Valeriano Zapana.

4. **LORENZO MARTIN ALVA MUÑOZ**

   TRABAJO : "MEJORA CONTINUA A TRAVÉS DEL PROGRAMA ANUAL DE GESTIÓN AMBIENTAL (TLT) TERMINAL DE LÍQUIDOS DE TRAMARSA-ILO" cuyo Asesor fue el Dr. Milko Raul Rivera Campano.

Domicilio Fiscal: Prolongación Av., Ancash S/N - Moquegua
RUC: 20449347448 - Teléfono: (053) 670168
Página Web: www.unam.edu.pe

ARTÍCULO SEGUNDO: AUTORIZAR, a la Secretaría General de la Universidad Nacional de Moquegua, expedir y registrar los Diplomas correspondientes para su otorgamiento.

ARTÍCULO TERCERO: ENCARGAR al Área de Grados y Títulos de la Universidad Nacional de Moquegua, para que realice las acciones pertinentes conducentes, relacionadas con la inscripción de los grados y títulos en el Registro de Grados y Títulos de la Superintendencia Nacional de Educación Superior Universitaria - SUNEDU.

ARTÍCULO CUARTO: NOTIFICAR, la presente Resolución a todas las instancias y dependencias administrativas y académicas de la Universidad Nacional de Moquegua, para su conocimiento, cumplimiento y demás fines pertinentes.

ARTÍCULO QUINTO: ENCARGAR, a la Oficina de Tecnología de la Información, la publicación de la presente Resolución en el portal de transparencia de la Universidad Nacional de Moquegua.

REGÍSTRESE, COMUNÍQUESE, CÚMPLASE Y ARCHÍVESE.

DR. JORGE LAZARO FRANCO MEDINA
Presidente de la Comisión Organizadora
Universidad Nacional de Moquegua

ABOG. KEVIN YUVER CHIHUAN QUISPE
Secretario General
Universidad Nacional de Moquegua

Domicilio Fiscal: Prolongación Av., Ancash S/N - Moquegua
RUC: 20449347448 - Teléfono: (053) 670168
Página Web: www.unam.edu.pe