



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO



**FACULTAD DE CIENCIA E INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y
BIOTECNOLOGÍA**

CARRERA DE BIOTECNOLOGÍA

Tema: Producción de gas metano y caracterización de la calidad del lixiviado proveniente de una biocelda para el manejo de residuos sólidos

Trabajo de Titulación, Modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención de título de Ingenieros Biotecnólogos, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

AUTORES: Doménica Belén Guamán Canseco

Marlon Fabricio Muñoz Arroba

TUTOR: Dr - Ing. Rodny David Peñafiel Ayala.

Ambato - Ecuador

Septiembre - 2023

APROBACIÓN DEL TUTOR

Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

CERTIFICA:

Que el presente trabajo de titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autoriza la presentación de este trabajo de titulación bajo la Modalidad Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el Reglamento de la Títulos y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 19 de julio de 2023

Dr-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

1712283520

Tutor

AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Nosotros, Doménica Belén Guamán Canseco y Marlon Fabricio Muñoz Arroba, manifestamos que los resultados obtenidos en el presente trabajo de titulación, modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingenieros Biotecnólogos, son absolutamente originales, auténticos y personales; a excepción de las citas bibliográficas.



Doménica Belén Guamán Canseco

1804871802

AUTOR



Marlon Fabricio Muñoz Arroba

1850025493

AUTOR

DERECHOS DE AUTOR

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

Cedemos los Derechos en línea patrimoniales de nuestro trabajo de titulación, con fines de difusión pública, además aprobamos la reproducción de este, dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor



Doménica Belén Guamán Canseco

1804871802

AUTOR



Marlon Fabricio Muñoz Arroba

1850025493

AUTOR

APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO

Los suscritos profesores calificadores, aprueban el presente trabajo de titulación, modalidad Proyecto de Investigación, el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

Presidente del tribunal

Dr. Pablo Vinicio Tuza Alvarado

1104063241

Ing. Daniel Alfonso Cabrera Valle, MSc

1802561595

Ambato, 22 de agosto del 2023

DEDICATORIA

A mis padres,

por su amor, paciencia y esfuerzo

A mis amigos quienes me han apoyado,

y me han dado apoyo incondicional

para cumplir esta meta.

Doménica Belén Guamán Canseco

A mi madre y mi abuelo,

por su ejemplo y mi fortaleza

A mis tíos, por su apoyo incondicional;

A mis amigos y todos aquellos

que fueron parte de este largo camino.

Marlon Fabricio Muñoz Arroba

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios, quien es mi guía, fortaleza y me ha dado bendiciones en el transcurso de este camino, para culminar esta etapa de mi vida.

A mi padre Carlos Guamán y madre María Canseco que con su amor, paciencia, apoyo y esfuerzo me han brindado su apoyo incondicional para cumplir mis metas. Además, de inculcarme valores mediante su ejemplo y motivarme a continuar con mis objetivos propuestos, a pesar de los obstáculos que he tenido en el camino para cumplirlos.

A mi tutor PhD. Rodny Peñafiel, por su guía en la ejecución de este trabajo de investigación, enseñanza que nos impartido a nivel académico, profesional, y sobre todo por su apoyo incondicional. A Marlon, por la comprensión y apoyo que nos brindamos en el desarrollo experimental y escrito de este proyecto.

A la Universidad Técnica de Ambato, a la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología y a los Docentes por la formación académica de estos años, por sus consejos y motivación recibida académica, profesional y sobre todo de vida.

Finalmente quiero agradecer a todos mis amigos que me han apoyado con sus consejos, ánimos, apoyo incondicional que me han ayudado a alcanzar mis metas y sobre todo me han permitido darme cuenta de las cualidades que tengo. Los quiero mucho

Doménica Belén Guamán Canseco

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios, por toda la ayuda en mi camino y en mi vida, que pese a todo lo malo no me ha dejado solo, incluso en los momentos más difíciles.

A mi madre Alicia y a mi abuelo Alejandro, porque los dos han sido mi más grande ejemplo para seguir, son mi camino y fortaleza; los llevo siempre en mi corazón.

A mi tía Aidé, por su apoyo incondicional y su cariño sincero, por estar presente en los momentos más importantes de mi vida. A mis tíos, Nelson, Milton, Enrique, Klever, Dora y en especial a mi prima Mónica, gracias por todo.

A mi tutor PhD. Rodny Peñafiel, por la guía y enseñanza impartida durante el desarrollo de este proyecto. A Dome, por la paciencia y el apoyo mutuo en el proceso experimental y escrito de este trabajo.

A la Universidad Técnica de Ambato y en especial a la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología por la formación académica impartida durante todos estos años.

Finalmente, quiero agradecer a mis amigos, Gaby M., Rosita, Alison, Angela, Liss, Nía, Nicole, Agustín, Welli, por ser aquellos amigos con una amistad incondicional y un pilar fundamental en mi vida. A Monse V., por cada palabra de aliento que me ha dado. También quiero agradecer a una persona que alguna vez quise mucho.

Gracias infinitamente a todos.

Marlon Fabricio Muñoz Arroba

ÍNDICE

APROBACIÓN DEL TUTOR	ii
AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	iii
DERECHOS DE AUTOR	iv
APROBACIÓN DEL TRIBUNAL DE GRADO	v
DEDICATORIA	vi
AGRADECIMIENTO	vii
AGRADECIMIENTO	viii
RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii
CAPÍTULO I	1
MARCO TEÓRICO	1
1.1. Antecedentes investigativos.....	1
1.1.1. Justificación	1
1.1.2. Vertederos en Ecuador.....	4
1.1.3. Problemática del lixiviado y biogás en vertederos	5
1.1.4. Tratamiento de lixiviados	8
1.1.5. Biorreactor en vertedero	9
1.1.6. Aprovechamiento de la producción de biogás.....	11
1.2. Objetivos	12
1.2.1 Objetivo general	12
1.2.2 Objetivos específicos.....	12
CAPÍTULO II.....	13
METODOLOGÍA.....	13
2.1. Materiales.....	13
2.1.1. Equipos de laboratorio	13
2.1.2. Instrumentos de laboratorio.....	14
2.1.3. Reactivos de laboratorio.....	15
2.1.4. Insumos de laboratorio	17
2.2. Métodos.....	19
2.2.1. Implementación de una biocelda para descomposición de materia orgánica.....	19
2.2.2. Caracterización de la fase líquida (lixiviado).....	28
2.2.3 Cuantificación de gas metano.....	34
CAPÍTULO III	36

RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
CAPÍTULO IV	67
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	67
MATERIALES DE REFERENCIA	69
ANEXOS	85

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Equipos de laboratorio.....	13
Tabla 2. Instrumentos de laboratorio	14
Tabla 3. Reactivos de laboratorio	15
Tabla 4. Insumos de laboratorio	17
Tabla 5. Pesos del material utilizado para la construcción de cada una de las diferentes bioceldas.	21
Tabla 6. Reactivos que se emplearon para la preparación del medio basal.....	22
Tabla 7. Caracterización de la fase sólida de la biocelda	39
Tabla 8. Caracterización final de la fase sólida de la biocelda.....	40
Tabla 9. Determinación de sólidos totales, suspendidos totales y volátiles en el lixiviado generado.....	41
Tabla 10. Balance de lixiviado recirculado	43
Tabla 11. DBO de los lixiviados en la última semana de producción de biogás.....	53
Tabla 12. Caracterización de la fase sólida de las bioceldas al final de la producción de biogas en g/kg.....	65

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de biocelda para descomposición de materia orgánica	20
Figura 2. Biogas cuantificado de cada biocelda	46
Figura 3. Monitoreo semanal de pH.....	47
Figura 4. Monitoreo semanal de conductividad	48
Figura 5. Monitoreo semanal de ORP	49
Figura 6. Monitoreo semanal de DQO	51
Figura 7. Monitoreo semanal de sulfatos	54
Figura 8. Monitoreo semanal de fosfatos	55
Figura 9. Monitoreo semanal de amonio.....	56

Figura 10. Monitoreo de sulfuro en biogas	57
Figura 11. Monitoreo semanal de sulfuro en lixiviado.....	58
Figura 12. Monitoreo semanal de hierro	59
Figura 13. Monitoreo semanal de magnesio.....	60
Figura 14. Monitoreo semanal de cromo VI	61
Figura 15. Monitoreo semanal de cromo.....	62
Figura 16. Monitoreo semanal de cadmio	63

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Curva de calibración de DQO.....	85
Anexo 2. Curva de calibración de sulfuros	86
Anexo 3. Cuantificación de CH ₄ en días	87
Anexo 4. Cuantificación de CH ₄ en semanas.....	90
Anexo 5. Curva de cuantificación de biogás en días.....	91
Anexo 6. Caracterización del lixiviado	92
Anexo 7. Monitoreo de DQO	94
Anexo 8. Monitoreo de sulfuros en lixiviados	95
Anexo 9. Monitoreo de sulfuros en biogas.....	96
Anexo 10. Monitoreo de Cadmio y Cromo.....	98

RESUMEN EJECUTIVO

La disposición de residuos sólidos en vertederos convencionales genera emisiones de gases de efecto invernadero, produce lixiviados y se caracteriza por un ineficiente uso energético. Una alternativa al uso de vertederos es la implementación de bioceldas con recirculación de lixiviado, cuyo sistema permite una rápida biodegradación y estabilización de la materia orgánica, así como una mayor tasa de generación de gas metano, el cual es aprovechado para la producción de energía.

En el presente estudio se implementó este sistema de estabilización de residuos mediante la operación de tres bioceldas en laboratorio por 12 semanas. Tres tipos de residuos orgánicos se incorporaron en las bioceldas: lodos de la PTAR de Ambato, compost y residuos verdes. La evolución del proceso se monitorea mediante la cuantificación del gas metano generado y la caracterización de lixiviados. La producción de gas metano se determinó utilizando un sistema de recolección de biogás por desplazamiento de una solución de NaOH, la cual fue estable a partir del día 21 de operación. La calidad del lixiviado se evaluó mediante la determinación de parámetros como el cromo, cadmio, amonio, fosfato, sulfato, hierro, magnesio, DQO y sulfuros.

La caracterización del lixiviado muestra una concentración de fósforo y nitrógeno dentro de rangos típicos para lixiviados de bioceldas y un pH neutro o ligeramente básico. Adicionalmente, se observó una disminución significativa en la concentración de cadmio, cromo total, cromo VI, amonio, hierro, magnesio y sulfuros con avance de la operación de la biocelda.

Palabras clave: Lixiviados, gas metano, biocelda, metanogénesis, gestión ambiental, gestión de residuos

ABSTRACT

The disposal of solid waste in conventional landfills generates greenhouse gas emissions, produces leachate, and is characterized by inefficient energy use. An alternative to landfills is the implementation of biocells with leachate recirculation, whose system allows for rapid biodegradation and stabilization of organic matter, as well as a higher rate of methane gas generation, which is utilized for energy production.

In this study, the waste stabilization system was implemented by operating three biocells in the laboratory for 12 weeks. Three types of organic waste were incorporated into the biocells: sludge from the Ambato Wastewater Treatment Plant, compost, and green waste. The evolution of the process is monitored by quantifying the generated methane gas and characterizing the leachate. Methane gas production was determined using a biogas collection system through displacement with a NaOH solution, which stabilized from day 21 of operation. The leachate quality was evaluated by determining parameters such as chromium, cadmium, ammonium, phosphate, sulfate, iron, magnesium, COD, and sulfides.

The leachate characterization shows a concentration of phosphorus and nitrogen within typical ranges for biocell leachate, with a neutral or slightly basic pH. Additionally, a significant decrease in the concentration of cadmium, total chromium, hexavalent chromium, ammonium, iron, magnesium, and sulfides was observed as the biocell operation progressed.

Keywords: Leachate, methane gas, biocell, methanogenesis, environmental management, waste management.

CÁPITULO I

MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes investigativos

1.1.1. Justificación

Las actividades antropogénicas pueden producir gases de efecto invernadero como el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂), que se consideran la principal causa del calentamiento global según **Michel, Pariatamby, Bhatti, Chenayah, & Shahul (2021)**. Los vertederos son uno de los lugares donde se producen este tipo de gases en grandes cantidades (**Gollapalli & Kota, 2018**), siendo CH₄ el 50-60 % y CO₂ el 40-50 % generados por la degradación de los desechos orgánicos (**Duan et al., 2021**). Esto provoca graves daños ambientales y problemas de salud pública debido a que factores como el calor, el oxígeno (O₂) y el CH₄ pueden provocar la ignición espontánea de los desechos (**D. Singh, Chavan, Pandey, Periyaswami, & Kumar, 2021**). Además, los residuos orgánicos se descomponen lentamente en los vertederos convencionales y el biogás generado no pueden recolectar fácilmente (**Fei, Zekkos, & Raskin, 2016**). Se propuso implementar biorreactores, que recirculen los lixiviados para crear las condiciones necesarias de humedad y pH in situ para intensificar los procesos metabólicos, el transporte de nutrientes y microorganismos y la digestión anaeróbica. Esto resulta en una rápida estabilización de los desechos sólidos (**Bakkaloglu et al., 2021**) y acelera la producción de biogás (**Tolaymat et al., 2010**).

Los vertederos municipales se consideran el principal método de disposición de los residuos sólidos urbanos en los países en vías de desarrollo, puesto que, es un método simple y posee una capacidad masiva para la manipulación de residuos biodegradables. Sin embargo, el aumento de la generación de residuos per cápita y de los residuos sólidos municipales contribuyen al cambio climático (**Zhang, Xu, Feng, & Chen, 2019**), puesto que, en los vertederos se produce el 5 % de las emisiones globales de gases de efecto invernadero. Por ejemplo, los gases de vertedero sin procesar, conocidos como LFG (del inglés *landfill gas*), están

compuestos entre un 50 a 60 % de CH₄ y un 40 a 50 % de CO₂, y se producen gases trazas, los cuales se generan por la degradación de los desechos peligrosos (**Duan et al., 2021**). Los residuos sólidos domiciliarios e industriales arrojados a los vertederos son un problema para la salud y el medio ambiente (Alcocer, Cevallos, & González, 2019). Ya que pueden contener componentes de difícil degradación, biológica solventes orgánicos, pesticidas/herbicidas, BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno), metales pesados como cadmio (Cd), cromo (Cr⁶⁺), entre otros (**Hernández, Benítez, & Bernúdez, 2018**). Esto genera efluentes líquidos (lixiviados), emisiones gaseosas (LFG), mal olor en los vertederos y un uso ineficiente del contenido material y energético de los residuos sólidos urbanos (**Ulca, 2006**).

El tratamiento convencional de los desechos sólidos en los vertederos municipales genera problemas ambientales como la contaminación de masas de agua, tanto superficiales como subterráneas, contaminación del aire y problemas a la salud pública (**Osra, Ozcan, Alzahrani, & Alsoufi, 2021**). Por ejemplo, el biogás, producido por la descomposición de la materia orgánica conformado por CH₄, CO₂ y compuestos orgánicos volátiles perjudiciales para la calidad del aire y la salud (**Camargo & Vélez, 2009**). Y se emiten muchas veces directamente al ambiente o son incinerados sin controles de su calidad. En el caso del lixiviado, que están compuestos por nutrientes, compuestos orgánicos volátiles, metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos, son considerados peligrosos y tóxicos para el medio ambiente y la salud humana, como el cadmio (Cd²⁺), plomo (Pb²⁺), zinc (Zn²⁺) y cobre (Cu²⁺) (**Gworek et al., 2016**). Los cuales poseen efectos tóxicos, cancerígenos y que no se degradan, por lo que pueden contaminar por décadas, transportándose a tasa de hasta 400 mm/ año (**Hussein, Yoneda, Mohd-Zaki, Amir, & Othman, 2021**). Además, se ha realizado estudios toxicológicos donde se evidenció que ciertos lixiviados poseen propiedades mutagénicas, por lo que requiere nuevas estrategias para la gestión de los lixiviados en los vertederos como recolección, recirculación y tratamiento final para el vertido al medio ambiente, para lo cual se puede realizar procesos biológicos, fisicoquímicos, ozonización, entre otros (**Vaverková, 2019**).

El uso de bioceldas con la capacidad de recircular el lixiviado puede resultar en una rápida biodegradación de la materia orgánica y una pronta estabilización. También se pueden generar mejores condiciones para producir gas metano y un mayor rendimiento del proceso. Esto también aumenta la remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en comparación a vertederos convencionales. La recirculación de lixiviado aumenta la actividad metabólica bacteriana, lo que permite una biodegradación eficiente al proporcionar un entorno acuoso para el suministro de nutrientes y microorganismos al tiempo que previene las zonas estancadas **(Budihardjo et al., 2021)**. Además, la recirculación de lixiviados se considera una opción económica para el tratamiento de los lixiviados y genera un hundimiento acelerado para recuperar el espacio aéreo del vertedero **(Chan, Chu, & Wong, 2002)**, incrementa la descomposición de los residuos, y existe mayor rendimiento de la producción de CH₄. El cual puede ser recuperado fácilmente para generar energía, a diferencia del biogás producido en los vertederos municipales que son enviados al medio ambiente y provocan problemas ambientales **(Martinez-Lopez et al., 2014)**.

Por lo que, en la biocelda se evidencia un proceso de degradación de los lixiviados de formar similar a los procesos anaeróbicos que se generan en los vertederos de desechos, ya que estos se caracterizan por ser ricos en nutrientes que permiten un buen rendimiento en la producción de CH₄, sin embargo, esto dependerá de las características de los desechos y las condiciones de digestión **(Moujanni, Qarraey, & Ouatmane, 2022)**. El cual inicia con la etapa de hidrólisis, conocida como degradación aeróbica, que ocurre cuando se depositan residuos sólidos y se degradan en función del contenido de oxígeno residual. El CO₂ se forma y se libera como gas o se absorbe en agua, lo que acidifica el lixiviado. La etapa de hidrólisis y fermentación ocurre cuando se consume oxígeno en la etapa anterior, creando condiciones anaeróbicas que producen CO₂, hidrógeno (H₂), amoníaco (NH₃) y ácidos orgánicos. En la etapa de acetogénesis, los microorganismos acetogénicos convierten los ácidos orgánicos en ácido acético en condiciones anaeróbicas. La etapa final, la metanogénesis, produce biogás a través de la degradación de ácidos orgánicos formados en etapas anteriores y eleva el pH a un rango de 7 a 9. Finalmente, se tiene una etapa de oxidación, la cual se define como el fin del proceso de degradación, donde el pH del lixiviado se estabiliza **(Aldrawsha, Natarajan, & Ibrahim, 2020)**.

1.1.2. Vertederos en Ecuador

Los residuos sólidos domiciliarios, comerciales e industriales generados en la zona urbana representan un problema para la salud y el medio ambiente, debido a que poseen características fisicoquímicas que provocan una difícil degradación natural **(Alcocer et al., 2019)**. Por ejemplo, un contenido de sólidos totales de 32,35 %; 67,7 % de humedad; 79,1 % de sólidos volátiles; 4,217 ppm de Cd, 107,096 ppm de Cr, entre otros **(Hernández et al., 2018)**.

Por lo cual los vertederos son lugares destinados a la disposición final de los residuos sólidos, los cuales son generados por la actividad humana. En Ecuador existe tres formas de disposición final de los residuos sólidos gestionadas por los GADM, siendo el 50,5 % cuentan con rellenos sanitarios, 31,4 % en celdas emergentes y el 18,2 % en botaderos **(INEC, 2021)**.

Por lo que **MAATE (2019)** menciona que; los vertederos son una de las principales opciones para la gestión de residuos, sin embargo, esto ha generado preocupación debido a los impactos ambientales y sanitarios producidos **(Cervetto & Moreira, 2017)**.

En Ecuador, según datos del Ministerio del Ambiente **(SNP, 2017)**, se generan alrededor de 7 millones de toneladas de residuos sólidos al año. De estos residuos, el 63 % se destina a vertederos, mientras que, el 26 % se recicla y el 11 % se incinera. Estos números indican que la gestión de residuos en Ecuador es todavía incipiente y que los vertederos son una de las principales opciones para la disposición final de los residuos **(Solíz, Durango, Solano, & Yépez, 2020)**. Sin embargo, estos vertederos presentan graves problemas ambientales y sanitarios.

La disposición de los residuos en los vertederos puede generar contaminación del suelo y de las aguas subterráneas debido a la filtración de lixiviados, que son sustancias líquidas que se generan por la descomposición de los residuos. Además, **Gualteros (2019)**, corrobora que la emisión de gases de efecto invernadero en los

vertederos, como el CH₄, que contribuyen al cambio climático. Por otro lado, se presentan problemas sanitarios, como la proliferación de insectos, roedores y la generación de olores desagradables que afectan a la salud de las personas que viven cerca de ellos (**Barahona & Martínez, 2023**).

Según **Quinteros (2020)**, en Ecuador aún no se ha avanzado hacia una gestión integral de residuos que permita reducir, reutilizar y reciclar, dependiendo de los vertederos como principal opción para la disposición final de los residuos, generando impactos negativos para el medio ambiente y la salud de las personas (**P Alcocer, Cevallos, & Gonzales, 2019**). Por lo que, el manejo de los desechos, se debe considerar un factor importante para generar condiciones medioambientales adecuadas y a la vez colaborar con la generación de empleo para la reducción de pobreza (**Sánchez, Cruz, & Maldonado, 2020**).

Una alternativa a los vertederos es la implementación de sistemas de gestión integral de residuos, que permitan la reducción, reutilización y reciclaje de estos. Para ello **Sarango & Bernardo (2023)**, estima que el requerimiento de una política pública que fomente la implementación de estas prácticas y que permita la inversión en infraestructura y tecnología para la gestión de residuos (**Cervetto & Moreira, 2017**). Así mismo, se requiere de la participación de la sociedad en la separación y disposición adecuada de los residuos.

1.1.3. Problemática del lixiviado y biogás en vertederos

Los lixiviados son efluentes líquidos que se producen por la percolación del agua que se da a través de los residuos sólidos ubicados en los vertederos y por el contenido de humedad de los mismos, por lo que el volumen de lixiviados está influenciado en los factores de precipitación, evaporación (**Costa, Alfaia, & Campos, 2019**). Por lo que se consideran líquidos altamente contaminados que se generan a partir de la descomposición de los residuos orgánicos presentes en los vertederos (**Agamuthu, 2009**).

Estos están compuestos por cuatro contaminantes que son la materia orgánica disuelta, macro-compuestos inorgánicos, compuestos orgánicos xenobióticos, microorganismos coliformes totales y termo tolerantes principalmente **(Peng, 2017)**. Determinando que poseen una gran cantidad de materia orgánica disuelta, sales, iones de metales pesados por lo que son considerados tóxicos debido a que son amenazas potenciales para el medio ambiente, ya que, afectan la actividad microbiana provocando la disminución de la interacción con los contaminantes orgánicos y modifica el comportamiento del transporte, estabilidad y biodisponibilidad **(Teng, Zhou, Peng, & Chen, 2021)**. Debido a esto, las características de los lixiviados varían, por lo que se analiza el pH, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno Kjeldahl total, fosfatos, cloruro, alcalinidad y metales pesados **(Costa et al., 2019)**. Por ejemplo, se ha identificado que un lixiviado con una vida media intermedia, de 5 a 10 años cuenta con niveles altos de nutrientes entre 10000 a 12000 mg, 2000 a 3000 mg de carbono (DQO) y 3000 mg/l de nitrógeno (TKN), una acumulación de metales de traza y comunidades bacterianas que están correlacionadas con los factores para los entornos redox **(Naveen, Mahapatra, Sitharam, Sivapullaiah, & Ramachandra, 2017)**. La generación de los lixiviados en los vertederos provoca problemas de contaminación debido a que llegan a fuentes de aguas superficiales, aguas subterráneas y suelos cercanas al vertedero, generando olores desagradables y atraen plagas **(Ajavi & Oluwole, 2016)**, también pueden provocar un efecto negativo en la salud humana. Debido a que los metales presentes en los lixiviados, por ejemplo, el Cd, Cr, Pb afectan al sistema nervioso central **(Corena, 2008)**.

El biogás, se produce a partir de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica en los vertederos. Según **T Christensen, Cossu, & Stegmann (2010)**, este gas está compuesto principalmente por CH₄ y CO₂, y puede ser utilizado como fuente de energía renovable. no obstante, el biogás también puede generar problemas ambientales, ya que es un gas de efecto invernadero que contribuye al cambio climático **(Góme & Campos, 2018)**.

Para producir biogás, la materia prima pasa por diferentes procesos de degradación en la digestión anaeróbica, siendo que el primer paso es la hidrólisis donde la materia

prima se desintegra por la actividad de bacterias productoras de exoenzimas, dando como resultado azúcares simples, aminoácidos y ácidos grasos (**Parawira, Murto, Read, & Mattiasson, 2005**). Luego se genera la acidogénesis donde los monómeros se convierten en ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, compuestos de azufre (S), CO₂. En caso de que, la materia prima posea una baja capacidad amortiguadora y una alta tasa de carga orgánica, provocará la acumulación de ácidos grasos volátiles y a la vez una caída del pH produciendo una inhibición de los metanógenos (**Guebitz, Bauer, Bochmann, Gronauer, & Weiss, 2015**). Posteriormente se da la acetogénesis donde los microorganismos homoacetogénicos disminuyen el hidrógeno, puesto que las bacterias acetogénicas solo tienen la capacidad de sobrevivir a mínimas concentraciones de hidrógeno. Luego se da el paso a la metanogénesis, donde se produce CH₄ en condiciones anaeróbicas, siendo que la materia prima con capacidad de amortiguación baja (**Patinvoh, Osadolor, Chandolias, Sárvári Horváth, & Taherzadeh, 2017**).

Existe varios factores que intervienen en la codigestión anaeróbica de la producción de biogás, como la composición de la biomasa, los cuales debe contener compuestos orgánicos con cantidad adecuada de carbohidratos, ácidos grasos. Además, deben ser bioaccesibles y tener una alta tasa de biodegradación (**Bhatt & Tao, 2020**). En el caso de la temperatura, influye en la supervivencia de los microorganismos, siendo el ideal de 25 °C a 35 °C, puesto que, incrementa la tasa metabólica de los microorganismos a un pH de 6,8 a 7,2 (**Hagos, Zong, Li, Liu, & Lu, 2017**).

El rendimiento de la producción de biogás, dependiendo de la materia prima que se emplee por lo que se realiza diferentes análisis como la medición de DQO (**Prabhudessai, Ganguly, & Mutnuri, 2013**) y la prueba de potencial biológico de CH₄, la cual se emplea para determinar el potencial de metano de un sustrato, y establecer el estado real del proceso de biogás mediante la capacidad que poseen los inóculos para ser actividad y el potencial de los compuestos endógenos (**Guebitz et al., 2015**).

Para mitigar los impactos negativos del lixiviado y el biogás en los vertederos, existen diversas opciones tecnológicas y de gestión. **Programme (2019)** detalla la instalación de sistemas de captación y tratamiento de lixiviados puede reducir la cantidad de contaminantes que se liberan al ambiente; la utilización de técnicas de recubrimiento y sellado de los vertederos puede reducir la infiltración de agua y, por lo tanto, disminuir la generación de lixiviados.

En cuanto al biogás, se pueden implementar sistemas de captación y aprovechamiento energético. Estos sistemas consisten en la captación del biogás generado en el vertedero y su posterior tratamiento para su uso como fuente de energía renovable (**Gomes, Ribiero, & Ottosen, 2016**). De esta forma, se puede reducir la emisión de gases de efecto invernadero y aprovechar una fuente de energía limpia y renovable.

1.1.4. Tratamiento de lixiviados

Existen diferentes tratamientos para los lixiviados como el empleo de la evaporación en las celdas de basura, generando aerosoles y otros componentes peligrosos con la subsecuente exposición de los trabajos, generando impactos negativos a la vegetación (**Kamaruddin et al., 2017**).

En el caso de los tratamientos de lixiviados por evaporación, se realiza al vacío y se emplea el calor de vapor se genera un calentamiento al lixiviado de alimentación, dando como resultado una recuperación de calor del 60 a 70 % debido a que la energía empleada para este proceso es obtenida de manera indirecta por el gas de vertedero, además, en las municipalidades es empleado de manera común ya que es considerado una operación de unidad efectiva (**Birchler, Milke, Marks, & Luthy, 1994**). Sin embargo, se ha evidenciado que se genera una acumulación de incrustaciones en evaporadores, calderas o calentadores provocando una pérdida económica por la baja capacidad de transferencia de calor (**Afsharnia, Torabian, Mousavi, & Abduli, 2012**).

Otro tratamiento empleado es la flotación, la cual se emplea para eliminar los ácidos húmicos residuales, dando un rendimiento del 60 %. El cual se usa en tratamientos biológicos para provocar una depuración biológica, que puede darse por procesos aeróbicos donde se obtiene CO₂ y productos biológicos. En el caso de los procesos anaerobios se obtiene biogás, estos procesos poseen una alta eficacia en la eliminación de materia nitrogenada de los lixiviados inmaduros, puesto que la presencia de ácidos húmicos y fúlvicos generan una disminución de la eficacia de este tratamiento (**Wiszniewski et al., 2006**). Además, existen lixiviados que poseen una baja relación de carbono-nitrógeno y nivel de alcalinidad generando problemas en el proceso de nitrificación y desnitrificación. Por lo que se debe aumentar el nivel de alcalinidad o el contenido de materia orgánica (**Puig et al., 2011**).

Uno de los métodos más comunes para tratar los lixiviados es el proceso de tratamiento biológico. Este proceso en base a **Adebayo & Madukasi (2018)**, utiliza microorganismos para degradar los contaminantes en el agua residual. Los microorganismos utilizan los contaminantes como fuente de alimento y producen biomasa y CO₂ como subproductos (**Demirel & Scherer, 2008**). Este proceso puede ser aeróbico o anaeróbico, dependiendo de la disponibilidad de oxígeno en el sistema. El proceso aeróbico utiliza aire para proporcionar oxígeno a los microorganismos, mientras que el proceso anaeróbico no necesita oxígeno y utiliza microorganismos que producen metano como subproducto (**Nakasima, Taboada, Aguilar, & Velázquez, 2017**).

1.1.5. Biorreactor en vertedero

Los biorreactores en vertederos según **Kaczala & Bindra (2016)**, son una tecnología emergente en el tratamiento de residuos sólidos urbanos (RSU) que busca reducir el impacto ambiental y generar energía renovable. Estos sistemas tienen como objetivo acelerar el proceso natural de descomposición de los residuos en un ambiente controlado, lo que permite obtener una mayor eficiencia en la producción de biogás y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (**Hamoda & Al-Ghusain, 2018**).

Según la **Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) (USEPA, 2022)**, los biorreactores en vertederos son "*sitios de disposición de residuos donde se controla la cantidad de agua, la temperatura y la circulación de aire dentro de la masa de residuos para optimizar la descomposición biológica de los residuos y la producción de biogás*". Esta tecnología se ha utilizado con éxito en países como Alemania, Japón y Estados Unidos, y ha demostrado ser una opción viable para el tratamiento de los residuos sólidos urbanos en todo el mundo (**EPA, 2022**).

Los biorreactores en vertederos dicho por **Hong & Jang (2019)**, se dividen en dos categorías: los biorreactores en superficie y los biorreactores en masa. Los biorreactores en superficie se caracterizan por estar construidos sobre la superficie del suelo, lo que facilita el control de las variables ambientales, mientras que los biorreactores en masa se construyen en el suelo y utilizan una mezcla de residuos y suelo para lograr un mayor control del proceso de descomposición (**Hamoda & Al-Ghusain, 2018**).

La tecnología de los biorreactores en vertederos presenta varias ventajas en comparación con los vertederos convencionales. En primer lugar, los biorreactores reducen significativamente la cantidad de CH₄ liberado a la atmósfera, lo que contribuye a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, pudiendo reducir hasta en un 90 % las emisiones de CH₄ en comparación con los vertederos convencionales (**Arumugam, Natrajan, & Prakash, 2017**) De acuerdo con **Demirel & Scherer (2008)**, los biorreactores en vertederos generan biogás, que puede ser utilizado como una fuente de energía renovable. Según un estudio realizado por el Departamento de Energía de los Estados Unidos **Mcgowan (2012)**, el biogás producido por los biorreactores vertederos tiene un potencial energético equivalente al de 674 millones de barriles de petróleo al año.

1.1.6. Aprovechamiento de la producción de biogás

En las últimas décadas, el mundo ha experimentado un aumento en la demanda de energía debido al crecimiento poblacional y económico (USEPA, 2021). Sin embargo, la producción y el uso de combustibles fósiles han llevado a la emisión de grandes cantidades de gases de efecto invernadero y la contaminación ambiental (FAO, 2021). Por esta razón, ha surgido la necesidad de buscar fuentes de energía alternativas y sostenibles, como el biogás.

El biogás de acuerdo con Wall (2016), es un combustible renovable producido a través de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica, como los residuos alimentarios, los desechos agrícolas, ganaderos, y las aguas residuales. Esta tecnología se conoce como digestión anaerobia y se ha utilizado durante décadas para tratar y gestionar los residuos orgánicos (Kurniawan, Chan, Lo, & Babel, 2006).

El aprovechamiento en la producción de biogás presenta ventajas frente a los combustibles fósiles. En primer lugar, el biogás es una fuente de energía renovable y sostenible que puede contribuir a la reducción de la dependencia de los combustibles fósiles y la emisión de gases de efecto invernadero (CEPAL, 2019). Además, la producción de biogás a partir de residuos orgánicos puede ayudar a reducir el volumen de residuos en los vertederos y, por tanto, disminuir la contaminación ambiental (Rodríguez, Rodríguez, Sánchez, Durán, & Nieves, 2018).

1.2. Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Producir gas metano y la caracterización de la calidad del lixiviado proveniente de una biocelda para el manejo de residuos sólidos.

1.2.2 Objetivos específicos

Implementar un sistema de biodigestión de fase sólida para descomposición de materia orgánica.

Operar el biodigestor mediante la cuantificación de la producción de biogás durante un período de 90 a 120 días (tiempo de estabilización de la materia orgánica).

Evaluar el comportamiento de la biocelda a partir de la caracterización del lixiviado y los componentes de la fase sólida.

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA

2.1. Materiales

2.1.1. Equipos de laboratorio

Los equipos de laboratorio que se emplearon, para la ejecución del proyecto se describe a continuación (Tabla 1).

Tabla 1. Equipos de laboratorio

Detalle	Cantidad
Medidor de pH FISHER SCIENTIFIC	1
Balanza analítica RADWAG	1
Baño María	1
Equipo Horno Microondas para digestión ETHOS UP	1
Equipo de absorción atómica con horno de grafito y lámparas para detección de metales	1
Fotómetro multiparamétrico Hanna 839899	1
Reactor Hanna HI 839800	1
Campana extractora	1
Mufla de cerámica BIOBASE	1
Estufa BINDER	1
Plato de calentamiento con agitador magnético CORNING	1
Medidor multiparamétrico Hanna	1

Equipo DUMAS	1
Purificador de agua- Thermo Fisher Scientific	1

2.1.2. Instrumentos de laboratorio

En la tabla 2, se describe los instrumentos de laboratorio que se requirieron para la ejecución del proyecto.

Tabla 2. Instrumentos de laboratorio

Detalle	Cantidad
Vaso de precipitado 50 mL	2
Vaso de precipitado 100 mL	1
Vaso de precipitado 200 mL	1
Probeta 50 MI	2
Balón de aforo 25 mL	5
Balón de aforo 100 mL	3
Pipeta volumétrica 1 mL	2
Pipeta volumétrica 5 mL	1
Pipeta volumétrica 10 mL	1
Tubo de ensayo 10 mL	10
Matraz Erlenmeyer 50 mL	3
Matraz de reflujo	2
Vial 20 mL	6
Cubeta 10 mL	6

Cápsulas de porcelana	6
Cápsulas tin foil	6
Embudo	1
Varilla de agitación	1
Espátula	1
Papel filtro de membrana de 0,4 μm	1
Micropipeta 100 – 1000 μL	1
Puntas de pipeta 1000 μL	10
Desecador	1
Papel filtro	3 unidades

2.1.3. Reactivos de laboratorio

Los reactivos de laboratorio que se emplearon para la ejecución del proyecto, lo que se detalla en la Tabla 3.

Tabla 3. Reactivos de laboratorio

Detalle	Cantidad
Cloruro de amonio	280 mg
Fosfato mono potásico	250 mg
Cloruro de magnesio hexahidratado	82,5 mg
Cloruro de calcio	10 mg
Bicarbonato de sodio	3000 mg
Extracto de levadura	10 mg

Acetato de sodio anhidro	3204,5 mg
Ácido bórico	0,1 mg
Cloruro ferroso tetrahidratado	2 mg
Cloruro de zinc	0,1 mg
Dicloruro de manganeso	0,1 mg
Molibdato de amonio Tetrahidratado	0,1 mg
Sulfato de aluminio hidratado	0,1 mg
Hexahidrato de cloruro cobaltoso	2 mg
Nitrato de níquel hexahidratado	0,1 mg
Sulfato cúprico pentahidratado	0,1 mg
Selenito de sodio Pentahidratado	0,1 mg
EDTA	30 mg
Ácido clorhídrico	0,001 mL
Nitrato de plata	63 mL
Oxalato de N, N-dimetil-p-fenildiamina (DMP)	2,5 mL
Ácido sulfúrico	63 mL
Dicromato de potasio 0.25 N	27 mL
Cloruro de zinc (2%)	90 mL
Sulfato de amonio	6 unidades
Sulfato de hierro III	6 unidades
Reactivo sulfato HI93751-0	18 unidades
Reactivo fosfato A HI93717A-0	25 mL
Reactivo fosfato B HI93717B-0,	18 unidades

Reactivo hierro HI 93721-0	18 unidades
Reactivo A magnesio HI 93752A-Mg,	18 unidades
Reactivo B magnesio HI 93752B-Mg	180 mL
Murexina	15 mg
Reactivo A de amoniac HI 93715A-0	8 mL
Reactivo B de amoniac HI 93715B-0	8mL
Reactivo nitrato HI 93728-0	18 unidades
Hidróxido de sodio	2400 mL
Reactivo fosfato rango bajo HI 93713-0	18 unidades

2.1.4. Insumos de laboratorio

En la tabla 4. se detalla, los insumos de laboratorio que se emplearon para la ejecución del proyecto.

Tabla 4. Insumos de laboratorio

Detalle	Cantidad
Guantes de nitrilo	1 paquete
Alcohol antiséptico	1 frasco
Cinta adhesiva	1 unidad
Papel aluminio	1 rollo
Papel absorbente	1 rollo
Envases de polietileno de boca ancha	7 unidades

Cuaderno	1 unidad
Esferos y lápices	4 unidades
Rotuladores	2 unidades
Calculadora	2 unidades
Computadora portátil	2 unidades

2.2. Métodos

2.2.1. Implementación de una biocelda para descomposición de materia orgánica

Para la implementación de una biocelda, se adaptó las 3 columnas de polivinilo acrílico que se localizan en el Laboratorio de la UODIDE, que poseen un diámetro interior de 11 cm y 150 cm de altura. A los cuales, se adaptaron una manguera para la recirculación del lixiviado y otra para la recolección del biogás.

Para la recolección de lixiviados, se adaptó una manguera al final del sistema conectado directamente a un recipiente con una capacidad de 4 litros.

En base a lo establecido por **Aldrawsha et al. (2020)** debe existir un grado de compactación mínima en la masa de residuos de la biocelda para que exista una distribución de humedad uniforme, el método de recirculación debe garantizar la homogeneidad de humedad y tener una frecuencia de recirculación de 2 horas aproximadamente, la cual puede ser modificada dependiendo la permeabilidad que exista y la capacidad de campo de los residuos a medida que se humedecen. En este caso para la recirculación se empleó bombas de succión peristálticas, las cuales permitieron mantener un flujo constante y se modificó en las ocasiones que se requirió.

En las columnas se colocó en el interior una capa de 21,6 cm de arena como base y posteriormente una capa de compost, residuos verdes y lodos, las cuales se colocó de manera que se formen 7 capas de 10,3 cm cada una, como se evidencia en la figura 1, finalmente se colocó una capa de arena de 14,4 cm.

Finalmente, para la evacuación de biogás se utilizaron 2 botellas ámbar de 1 litro de capacidad por cada biocelda, para lo cual se llenó una de las mismas con NaOH 2 M. Con ello la captura de metano, se realiza mediante la unión de las dos botellas tapadas con corchos, mediante agujas para suero y mangueras.

Una parte importante en la implementación fue la obtención de los residuos orgánicos como son el compost, los residuos verdes y lodos de la PTAR Ambato. Estos últimos se obtuvieron de la centrífuga de la planta. El objetivo de instalar

cada capa como la arena facilita el flujo de lixiviado, los residuos verdes se descomponen y proveen de sustancias orgánicas para generar biogás, el compost mejora la capacidad de retención de metales pesados. Finalmente, los lodos de la PTAR proveen de los microorganismos metanogénicos, nutrientes (fosfato, amonio) el cual se incorporó para simular el efecto de la presencia de lodos de la PTAR en bioceldas, en especial el efecto sobre la concentración de metales pesados y nutrientes.

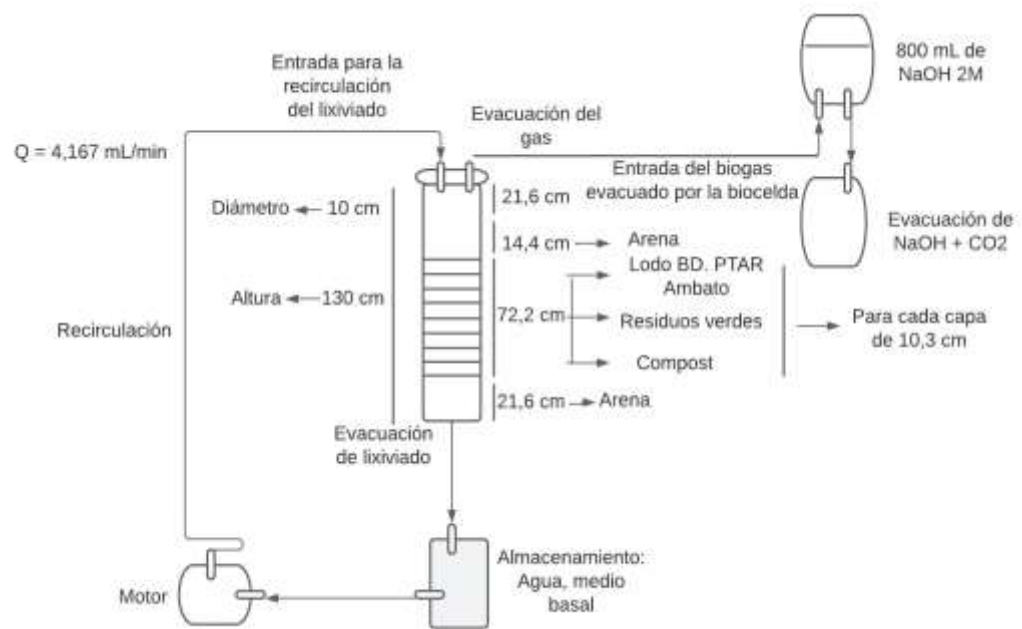


Figura 1. Esquema de biocelda para descomposición de materia orgánica

Para la parte de implementación, los diferentes materiales de las distintas capas que conforman la biocelda, fueron pesados previo a su introducción en los sistemas como se evidencia en la tabla 6. Donde se documentaron los pesos empleados para cada de las bioceldas, presentando similitud.

Tabla 5. Pesos del material utilizado para la construcción de cada una de las diferentes bioceldas.

Capas de la Biocelda	Biocelda 1	Biocelda 2	Biocelda 3
Arena (g)	4215	4004	3816
Compost (g)	397	363	436
Residuos verdes (g)	311	296	270
Lodo (g)	783	722	792
Compost (g)	422	332	497
Residuos verdes (g)	294	290	277
Lodo (g)	758	713	746
Compost (g)	477	371	623
Arena (g)	1559	2215	1772

Recolección de lodos

Se recogieron muestras de lodo de evacuado por la EP- Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Ambato (EMAPA) lodo de descarte final de la PPTAR (Planta de Tratamiento de Aguas Residuales). Para lo cual se emplearon medidas de protección personal, y se depositaron en envases de polietileno de boca ancha. Además, se etiquetaron según el número de muestra y réplica con el código UTA-FCIAB-MD-M#. Posteriormente, fueron almacenados en fundas selladas y depositadas en el *cooler* a 4 °C. Finalmente, fueron transportadas al Laboratorio de la UODIDE de la Universidad Técnica de Ambato y conservadas en refrigeración a 4 °C para evitar cualquier tipo de contaminación (**Monroy 2021; Organización internacional de normalización (ISO) e Instituto ecuatoriano de Normalización (INEN) 2009**).

Recolección de residuos orgánicos y compost

Los residuos orgánicos fueron recolectados de los mercados de la ciudad de Ambato, los cuales fueron colocados en fundas plásticas para ser transportados al Laboratorio de la UODIDE.

En el caso del compost, se adquirió en centros especializados en insumos agrícolas.

Preparación del medio basal

Para la preparación del medio basal se empleó los siguientes reactivos

Tabla 6. Reactivos que se emplearon para la preparación del medio basal

Componentes	Nomenclatura	Cantidad requerida (mg/L)
Cloruro de amonio	NH ₄ Cl	280
Fosfato mono potásico	KH ₂ PO ₄	250
Cloruro de magnesio hexahidratado	MgCl ₂ *6H ₂ O	82,4
Cloruro de calcio	CaCl ₂	10
Bicarbonato de sodio	NaHCO ₃	3000
Extracto de levadura		10
Acetato de sodio anhidro	C ₂ H ₃ NaO ₂	3204,5
Elementos traza		
Ácido bórico	H ₃ BO ₃	0,1

Cloruro ferroso Tetrahidratado	$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	2
Cloruro de zinc	ZnCl_2	0,1
Dicloruro de manganeso	MnCl_2	0,1
Molibdato de amonio tetrahidratado	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0,1
Sulfato de aluminio hidratado	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	0,1
Hexahidrato de cloruro cobaltoso	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2
Nitrato de níquel hexahidratado	$\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,1
Sulfato cúprico pentahidratado	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,1
Selenito de sodio Pentahidratado	$\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,1
	EDTA	1
Ácido clorhídrico	HCl	0,001

Fuente:(Garzón, Ochoa-Herrera, & Peñafiel, 2015)

Es importante mencionar que el pH del medio basal fue ajustado entre 7,1 a 7,3 y se empleó únicamente al inicio de la implementación de la biocelda y cuando existió pérdida de lixiviado durante dos meses. Posteriormente, se agregó acetato de sodio anhidro (8 y 4 gramos) con el fin promover la actividad metalogénica de los microorganismos.

Caracterización de los componentes de residuos orgánicos (compost, lodos y materia orgánica)

Preparación de la muestra (lodos y compost)

En el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, se homogenizó la muestra, puesto que estos tienen una humedad que puede dificultar la obtención de una muestra representativa. Para lo cual se secó a una temperatura inferior a 40 °C y posteriormente se molió con un tamiz de 2 mm de apertura (**Zagal & Sadzawka, 2007**).

Determinación del potencial hidrógeno

En laboratorio 1.4 - Análisis ambiental de la UODIDE, se pesó 20 g de muestra, se agregó 50 mL de agua a una temperatura entre 20°C y 25°C y se agitó vigorosamente la suspensión por 5 minutos empleando un agitador y se dejó reposar por 2 horas.

Luego, se calibró el medidor de pH usando tampones con pH 7, 4 o 2, y posteriormente se agitó la suspensión e introdujo los electrodos para realizar la lectura del pH de la muestra (**Zagal & Sadzawka, 2007**).

Determinación de la humedad de la materia

Para determinar la humedad de la materia orgánica se esterilizó las cápsulas de porcelana en el horno a 105 °C por 24 horas mínimo para garantizar el secado completo de la materia, y se colocó en el desecador hasta que estas se enfríen. Posteriormente, se pesó las cápsulas de porcelana y se agregó 5 g de la muestra.

Estas cápsulas fueron secadas en el horno a 105 °C por 24 horas y nuevamente se colocó en el desecador hasta que se enfríen, finalmente se pesó las cápsulas de porcelana con la muestra seca (**Durán et al., 2018**). Este análisis se realizó en el laboratorio de Canje de deuda.

Para determinar el porcentaje de humedad en base húmeda se empleó la siguiente fórmula:

$$\%H_{bH} = \frac{m_{Cap} + m_{muestra\ húmeda} - m_{Cap} + m_{muestra\ seca}}{m_{muestra\ húmeda}} * 100 \quad (Ecuación\ 1)$$

Donde:

m_{Cap} peso de la cápsula vacía

$m_{muestra}$ peso inicial de la muestra

$m_{muestra\ seca}$ peso de la muestra seca

Para determinar el porcentaje de humedad en base húmeda se empleó la siguiente fórmula:

$$\%H_{bS} = \frac{m_{Cap} + m_{muestra\ húmeda} - m_{Cap} + m_{muestra\ seca}}{m_{muestra\ seca}} * 100 \quad (Ecuación\ 2)$$

Donde:

m_{Cap} peso de la cápsula vacía

$m_{muestra}$ peso inicial de la muestra

$m_{muestra\ seca}$ peso de la muestra seca

Por otro lado, para determinar el porcentaje de sólidos secos, se empleó la siguiente fórmula:

$$\%SS = 100 - \%H_{bh} \quad (Ecuación\ 3)$$

Donde:

$\%H_{bh}$ porcentaje de humedad en base húmeda

Sólidos volátiles

Para la determinación de sólidos volátiles conocida también como porcentaje de materia orgánica se empleó el laboratorio de canje de deuda y laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, donde las muestras fueron colocadas en recipientes de porcelana sellados con papel film para ser secados en la estufa a una temperatura aproximada de 40 °C. Se pesó de 10 a 20 gramos (P_1) de la muestra obtenida y se secó aproximadamente a 105 °C hasta obtener una masa constante (P_2), y posteriormente se colocó en el desecador.

Las muestras luego de enfriarse fueron introducidas en la mufla de cerámica BIOBASE aumentando lentamente la temperatura hasta los 550 °C manteniendo constante durante 2 horas, para disminuir lentamente hasta llegar a 200 °C. Se colocarán en el desecador hasta enfriarse y se pesó (**R. López, Murrillo, Benson, López, & Valle, 2002**).

Los sólidos volátiles (P_3) se calcularon mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Sólidos Volátiles (\%)} = \frac{a - b}{m} * 100 \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde:

a: masa del residuo y recipiente antes de la calcinación en gramos (P_2).

b: masa del residuo y recipiente después de la calcinación en gramos (P_3).

m: masa del residuo seco en gramos (P_1).

Determinación de nitrógeno total

Para el análisis de nitrógeno total para las muestras de lodos y compost, se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE. Donde se pesó aproximadamente 2 gramos de muestra y se diluyó en 100 mL de agua destilada; consecuentemente se utilizaron dos viales de digestión de nitrógeno total rango alto HI93767B-B y se añadió a cada vial 1 bolsa de persulfato de potasio PERSULFATE/N. En el primer vial se agregó 0,5 mL de agua desionizada (blanco), en el segundo vial 0,5 mL de muestra, los cuales estuvieron en un ángulo de 45 grados, se agitó vigorosamente durante 30 segundos y se introdujeron los

viales en el reactor a 105 °C durante 30 min. Finalizado el proceso de digestión, se colocó los viales en una gradilla y se dejó enfriar a temperatura ambiente. Luego se agregó 1 bolsa de metabisulfito de sodio BISULFITE/N y se agitó suavemente durante 15 segundos.

Posteriormente, se midió los viales durante 3 min con el equipo (fotómetro) configurado para el vial de 16 mm; luego, se añadió el reactivo nitrógeno total HI937670, se agitó suavemente durante 15 segundos y se midió en el equipo durante 2 minutos. Se utilizaron dos viales de reactivo digestión de nitrógeno total rango alto HI 93766V-OHR, en el cual el primer vial se colocó 2 mL de blanco digerido y en el segundo vial se colocó 2 mL de muestra digerida, manteniendo los viales en un ángulo de 45 grados y se agitó fuertemente 10 veces. Finalmente, se colocó el primer vial y se midió en el equipo durante 5 min y se presionó el botón *Zero*. Luego se midió el segundo vial con el botón *Read*. La concentración de nitrógeno se expresó en mg/L de nitrógeno (N), mg/L de amoníaco (NH₃) y nitrato (NO₃) (**HANNA instruments, 2022**).

La concentración se expresó en mg/L, la cual se transformó a términos de la concentración g/kg en base de muestra seca.

Determinación de fósforo total

Para medir fósforo total en muestras de lodos y compost se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, donde se utilizaron dos viales de reactivo fósforo HI 93758VOHR. Se pesó aproximadamente 2 gramos de muestra y se diluyó en 100 mL de agua destilada. En el primer vial se agregó 5 mL de agua desionizada y para el segundo vial se agregó 5 mL de muestra diluida, los cuales estaban en un ángulo de 45 grados, se adicionó 1 bolsa de persulfato de potasio PERSULFATE/N a cada vial y se agitó suavemente hasta disolver el polvo. Se introdujo los viales en el reactor a 150 °C durante 30 min, una vez finalizado el proceso de digestión, se colocaron los viales en la gradilla con el objetivo de enfriarlos a temperatura ambiente.

Posteriormente, se agregó 2 mL de solución NaOH 1.54N HI 93758B0 en los 2 viales manteniéndolos en un ángulo de 45 grados y se homogenizó verticalmente hasta disolver, se agregó 0,5 mL de solución reactivo fósforo total rango alto B HI 93763B0 y se homogenizó hasta disolver. Para la configuración del equipo, primero se introdujo un adaptador de vial de 16 mm y se midió en el equipo durante 7 min con el botón *Zero*. Posteriormente, se colocó el segundo vial en el soporte y se midió con el botón *Read*. La concentración se expresó en mg/L de fósforo (P), $\mu\text{g/L}$ de fosfato (PO_4^{3-}) y pentóxido de fósforo (P_2O_5) (**HANNA instruments, 2022**). **Nota:** La caracterización de los componentes de fase sólida se realizó al inicio del proyecto de investigación para determinar las propiedades que presentaron.

La concentración se expresó en mg/L, la cual se transformó a términos de la concentración g/kg en base de muestra seca.

2.2.2. Caracterización de la fase líquida (lixiviado)

Determinación de la conductividad y potencial de hidrógeno

Se calibró los electrodos del medidor multiparámetro para determinar la conductividad y el potencial de hidrógeno (pH), y se introdujo directamente la sonda del medidor en los frascos que contenían las muestras a 25 cm por debajo de la muestra aproximadamente. Luego, se realizó un lavado del sensor con agua destilada y secar con papel secante (**Álvarez, 2014**). Este análisis se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE.

Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Previo a la determinación de DQO en muestras, se realizó curvas de calibración con una solución de 1000 mg O_2/L de KHP en rangos de concentración de 0, 20, 50, 100, 250, 300, 500, 750, 900 y 1000 mg O_2/L de KHP, la cual se evidencia en el Anexo 1. En tubos de ensayo con tapa se agregaron 2,5 mL de muestra, a la cual se añadió 1,5 mL de solución de digestión (Agua destilada, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, H_2SO_4)

y 3,5 mL de ácido sulfúrico (H₂SO₄, AgNO₃). Se colocaron los estándares, blancos y las muestras en un horno a 150°C por 2 horas para digerir las mismas. Una vez terminado el proceso se midió fotométricamente a una longitud de onda de 610 nm (Ramalho, 2021). Este análisis se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE.

Sólidos totales (ST)

La determinación de sólidos totales se realizó en el laboratorio de Canje de deuda. Para lo cual se retiraron las partículas gruesas flotantes y los aglomerados que estén sumergidos de materiales no homogéneos o extraños de la muestra. Luego, se dejó secar la cápsula en el horno precalentado entre 103 °C – 105 °C durante 1 ≥ hora y se colocó en el desecador para dejarlo enfriar. Posteriormente, se pesó la cápsula y se agregó 50 mL de la muestra, se colocó en el horno para ser secado a una temperatura entre 103 °C -105 °C, durante 24 horas. Trascorrido ese tiempo, se dejó enfriar en el desecador y se pesó nuevamente (**Chacón, 2016**).

Para determinar sólidos totales se empleó la siguiente fórmula:

$$ST \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(A - B) * 1000 * 1000}{VmL} \quad (\text{Ecuación 5})$$

Donde:

ST: Sólidos totales, en mg ST/L.

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

B: Peso inicial de la cápsula tarada en gramos.

V: Volumen de muestra desecada, en mililitros.

1000: Factor de conversión de gramo a miligramo.

1000: Factor de conversión de mililitro a litro.

Sólidos suspendidos totales (SST) por filtración al vacío

En primer lugar, se pesó los crisoles y el papel filtro, que previamente fueron lavado y secado por 2 horas a 105 °C para lo cual se empleó un horno y se lo

enfrió en un desecador. Después, se instaló el equipo de filtración al vacío, compuesto por un matraz y un embudo. Cuando los materiales (crisol y papel filtro), estuvieron listos, se colocó el papel filtro secado sobre el embudo y se vertió 50mL de muestra, posteriormente se procedió a encender la bomba con la finalidad de comenzar la filtración de las muestras.

Culminado la filtración, se retiró el filtro y se colocó en un crisol, para pesarlo. Finalmente, se dejó en la estufa por 24 horas a 105 °C, transcurrido ese tiempo se enfrió en el desecador y se procedió a pesar (A) (**Chacón, 2016**). Este análisis se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE.

Para determinar los sólidos suspendidos totales se empleó la siguiente fórmula:

$$SST \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(A - B) * 1000 * 1000}{VmL} \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde:

mg SST/L = Sólidos suspendidos totales en mg/L

A = peso del crisol en mg+ filtro en mg + residuo seco en mg

B = peso del crisol + filtro en mg

Sólidos volátiles

Para la determinación de sólidos volátiles se utilizó en el laboratorio de canje de deuda, para lo cual las muestras fueron colocadas en recipientes de porcelana sellados con papel film para ser secados en la estufa a una temperatura aproximada de 40 °C. Se pesaron de 10 a 20 gramos (P₁) de la muestra obtenida y se secó aproximadamente a 105°C hasta obtener una masa constante (P₂), y posteriormente fueron colocadas en el desecador.

Las muestras luego de enfriarse fueron introducidas en la mufla de cerámica BIOBASE aumentando lentamente la temperatura hasta los 550 °C manteniendo

constante durante 2 horas, para disminuir lentamente hasta llegar a 200 °C; se colocó en el desecador hasta enfriarse y se pesó (**R. López et al., 2002**).

Los sólidos volátiles (P₃) se calculó mediante la ecuación 4.

Método espectrofotométrico del azul de metileno para la determinación de sulfuro disuelto total (670 nm).

En un balón aforo de 25 mL, se colocó 5 mL de solución de cloruro de zinc (2 %), 2,5 mL de solución de DMP (2 g/L) con 20 % de ácido sulfúrico concentrado, 0.125 mL de solución de sulfato de amonio y hierro (III) (100 g/L) y el volumen de muestra adecuado de acuerdo con la cantidad de sulfuro esperada (en este caso se empleó 10 ml), tomando en cuenta que la concentración máxima de sulfuro en el balón debe ser 1 mg/L.

Previo a la medición de las muestras, se realizó una recta de calibración la cual se evidencia en el anexo 2. Para lo cual se preparó una solución madre de 100 mg/L, para lo cual se empleó 1,249 mg/L de sulfuro de sodio hidrato. Posteriormente se preparó soluciones estándares de 0 (donde se empleó 10 ml agua destilada, en reemplazo de muestra o estandar) hasta una concentración de 10 mg/L a partir de la solución estándar.

Es importante mencionar que se monitoreó colorimétricamente la formación del azul de metileno que resulta de la reacción entre el sulfuro y el reactivo colorimétrico, DMP (oxalato de N, N-dimetil-p-fenildiamina) en medio ácido (**van Loosdrecht et al., 2019**). Este procedimiento se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE.

Medición de sulfatos

En el fotómetro multiparamétrico ubicado en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, se seleccionó el método sulfato y se llenó la cubeta con 10 ml de la muestra, esta se ubicó en el soporte del equipo. Posteriormente, se procedió a presionar la tecla cero y se esperó el tiempo indicado en el temporizador para la medición, Luego, se procedió a retirar la cubeta y se agregó un paquete del reactivo sulfato HI93751-0, el cual se tapó y mezcló la solución

por un minuto mientras se realizó 30 inversiones, y nuevamente se colocó la cubeta en el instrumento, se esperó el tiempo que menciona el temporizador, para iniciar con la lectura de los resultados, los cuales se obtuvo en mg/L de sulfato SO_4^{-2} (**HANNA instruments, 2022**).

Medición de fosfatos

En el fotómetro multiparamétrico ubicado en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, se seleccionó el método fosfato y se llenó la cubeta con 10 ml de la muestra, esta se ubicó en el soporte del equipo. Luego se pulsó la tecla cero y se esperó el tiempo que indique el temporizador para la medición, luego se retiró la cubeta y se agregó 10 gotas del reactivo fosfato A HI93717A0 y posteriormente 1 paquete del reactivo fosfato B HI93717B0, que se tapó y mezcló la solución un minuto mientras se hizo 30 inversiones. Se colocó la cubeta en el instrumento, se esperó el tiempo que menciona el temporizador (**HANNA instruments, 2022**).

Medición de hierro (Fe)

En el análisis de hierro, se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, donde se agregó en una cubeta 10 mL de muestra y se midió en el equipo con el botón *Zero* donde se calibró la medición. Luego, se agregó 1 kit del reactivo hierro HI 93721-0 y se agitó hasta disolver. Se dejó reaccionar 3 min mediante el temporizador y se midió la concentración. La lectura se expresó en mg/L de hierro (Fe) (**HANNA instruments, 2022**).

Medición de magnesio (Mg)

En el análisis de magnesio, en una cubeta se agregó 1 mL del reactivo A magnesio HI 93752A-Mg, a lo cual se adicionó 10 mL del reactivo B magnesio HI 93752B-Mg y se homogenizó verticalmente hasta disolver por completo. Se midió en el equipo con la tecla cero donde se calibró el equipo para la medición; se agregó 0,5 mL de muestra con la jeringa de 1 mL. Finalmente, se tapó, mezcló y homogenizó para medir en el equipo durante 15 segundos. La lectura se expresó la

concentración en mg/L de magnesio (MgO) (**HANNA instruments, 2022**). Este análisis se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE.

Medición de amonio (NH_4^+)

Para el análisis de amonio se realizó en el fotómetro ubicado en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, se agregó una cubeta con 10 mL de muestra no reaccionada y se midió en el equipo con la tecla cero, con lo cual el equipo estuvo listo para la medición. A la muestra se añadió 4 gotas del reactivo A de amoniaco HI 93715A-0 a la que se agitó, luego se añadió 4 gotas del reactivo B de amoniaco HI 93715B-0, se colocó la tapa y se mezcló la solución. Se colocó de nuevo la cubeta en el instrumento cerrando la tapa y presionando el botón de temporizador dispuesto para 3 minutos con 30 segundos; cuando finalizó la lectura el equipo arrojó la medición en mg/L de amoniaco (NH_3). Mediante la tecla Chem Frm se obtuvo la conversión a mg/L de amonio (NH_4^+) (**HANNA instruments, 2022**).

Medición de nitrato

Para la medición de nitrato se tomó 10 mL de muestra en una cubeta y se colocó la tapa que posteriormente se midió en el instrumento cerrando la tapa y presionando la tecla cero, con esto el equipo estuvo listo para la medición. Se añadió 1 paquete del reactivo nitrato HI 93728-0, se agitó vigorosamente por 10 segundos, luego suavemente por 50 segundos tratando de no producir burbujas de aire. Se ubicó de nuevo en el instrumento y se presionó el temporizador, que terminado el tiempo de reacción realizó la lectura en mg/L de nitrato-nitrógeno ($\text{NO}_3\text{-N}$) (**HANNA instruments, 2022**). Este análisis se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE.

Medición de cromo IV

Para el análisis de cromo VI se empleó como blanco 10 mL de muestra sin reaccionar y se midió con el botón *Zero*, posteriormente, se agregó 1 bolsa de reactivo cromo VI rango alto HI 93723-0 y se agitó durante 10 segundos; se colocó en el equipo durante 6 minutos (tiempo de reacción) y finalmente el equipo nos

indicó la concentración de cromo VI expresada en $\mu\text{g}/\text{L}$ de cromo (Cr^{6+}) (**HANNA instruments, 2022**). Este análisis se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE.

Medición de potencial de óxido-reducción (ORP)

Para la medición del potencial oxidación-reducción (ORP), se utilizó el medidor multiparamétrico Hanna ubicado en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE. El cual posee una sonda la cual tiene un electrodo de metal inerte en un circuito con un electrodo de referencia el cual midió de acuerdo con la captura o liberación de electrones; dicha información se utilizó para conocer el saneamiento de las muestras a analizar (**Baggini, 2020**).

Medición de cromo y cadmio

Para la determinación de la concentración de cromo y cadmio, se aplicó la técnica de espectrometría de absorción atómica con horno de grafito. Para ello se empleó un espectrofotómetro de Absorción Atómica modelo PG INSTRUMENTS AA500 con el sistema de horno de grafito, sistema de llama aire - acetileno y estándares mono-elementales (AccuStandar) de $1000 \mu\text{g}/\text{L}$ el cual está ubicado en el laboratorio de canje de deuda. Se preparó soluciones de calibración estándar a ocho concentraciones diferentes en balones de aforo de 10 mL con HNO_3 al 1 % (v/v), con el objetivo de elaborar una curva de calibración para la determinación de la concentración de los metales que se analizaron, tomando como blanco HNO_3 al 1 % y fue intercalado entre muestra (**Taboada González y Cotos Yáñez, 2005**). **Nota:** La caracterización de la fase líquida (lixiviados), se realizó semanalmente con el fin de evaluar el comportamiento de la biocelda, a excepción de los sólidos totales, sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos que se realizó al inicio y final de la investigación.

2.2.3 Cuantificación de gas metano

Para la cuantificación del gas metano se realizó en el laboratorio 1.4- Análisis ambiental de la UODIDE, donde se colocó un frasco de vidrio transparente el cual tuvo en su interior una solución de NaOH a una concentración 2M, conectada

mediante un tubo a otro recipiente vacío por el cual, mediante desplazamiento de NaOH por acción de la presión ejercida por el gas, desplazó de una botella a otra la solución atrapando en el proceso el CO₂ del biogás captado (**Garzón et al., 2015**).

Se determinó la cantidad de gas metano mediante el registro del peso de la solución NaOH desplazado, con lo cual se obtuvo un mayor desplazamiento de la solución en la etapa de metanogénesis, donde la materia orgánica alcance su mayor punto de estabilidad (**Garzón et al., 2015**).

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Una biocelda está diseñada con el propósito principal de acelerar los procesos de descomposición de los residuos sólidos y la producción de biogás, enfocado en proporcionar condiciones óptimas en la descomposición biológica de los residuos sólidos. Es decir, implica el manejo de factores como el pH y humedad (**Nanda & Berruti, 2021**). Todos estos factores se relacionan con la formación de diferentes capas en la implementación del sistema, como se evidenció en la figura 1 y tabla 6, que se encargan del aporte de materia orgánica y nutrientes. No obstante, el control de los niveles de compactación influye significativamente en la exclusión del oxígeno (importante en este tipo de procesos anaerobios) favoreciendo la disponibilidad de sustratos y la producción de biogás (**Khan et al., 2022**).

La materia orgánica de los residuos sólidos es fundamental para la producción de gas metano, puesto que se emplea como un sustrato en la digestión anaerobia (**Varnero, 2011**). El cual es un proceso biológico que se encarga de degradar materiales orgánicos y convertirlos en biogás, provocado por un consorcio de bacterias metanogénicas (**Ávila, Campos, Brenes, & Jiménez, 2018**). Estos deben cumplir con ciertas características, como menciona **Silva, Konrad, Callado, Marder, & Araujo (2020)**, en los cuales los residuos sólidos deben tener un rango de pH neutro, indicado para la digestión anaerobia y alto potencial biodegradable, el cual se evidencia al determinar la fracción orgánica volátil. Además, deben presentar trazas nutricionales básicas como nitrógeno y fósforo, para favorecer un adecuado proceso de digestión anaerobia (**Ávila et al., 2018**).

Para analizar mejor los datos obtenidos sobre los componentes sólidos del sistema, según la tabla 7, se estimó el cálculo del porcentaje de humedad en base húmeda y en base seca, sólidos secos, sólidos volátiles, nitrógeno y fósforo totales. Con respecto al porcentaje de humedad en base húmeda y seca, son dos formas de medir el contenido de humedad en un material.

La humedad en base húmeda de acuerdo con **McNaught, Wilkinson, Jenkins, International Union of Pure and Applied Chemistry, & Union internationale de chimie pure et appliquée (2006)**, se refiere al porcentaje de masa de agua presente en una muestra en relación con su masa total. Se calculó de la resta entre el peso húmedo del peso seco, dividido para el peso húmedo y multiplicando el resultado por 100. Esta medida representa la proporción de agua en relación con la masa total de la muestra, incluyendo tanto el agua como la sustancia.

Por otro lado, la humedad en base seca se refiere al porcentaje de masa de agua presente en una muestra en relación con la masa seca de la muestra. Una vez que se ha eliminado toda la humedad, se calculó de la resta entre el peso húmedo del peso seco, dividido para el peso seco de la muestra, luego se multiplicó por 100 para obtener el porcentaje de humedad en base seca (**Association of Official Analytical Chemists, AOAC International, Horwitz, & Latimer, 2006**).

La diferencia clave entre la humedad en base húmeda y en base seca radica en la referencia utilizada para calcular el porcentaje de humedad. La humedad en base húmeda se refiere a la masa total de la muestra, incluyendo tanto el agua como la sustancia en sí, mientras que la humedad en base seca se refiere únicamente a la masa seca de la muestra, sin considerar el agua presente (**Brown & Sallee, 1967**).

El porcentaje de sólidos secos según **Skoog, Holler, & Crouch (2021)**, es la cantidad de materia sólida presente en una muestra después de que el agua u otro solvente se haya evaporado o eliminado por completo. Este porcentaje de sólidos secos se calculó mediante la diferencia dada del porcentaje de humedad en base húmeda del 100 %.

Los lodos residuales son obtenidos a partir de la sedimentación de sólidos en suspensión que se realiza en las plantas de tratamientos de aguas residuales municipales, por lo que se obtiene diferentes tipos de sólidos (**Lamastra, Suciú, & Trevisan, 2018**). Los lodos primarios no se estabilizan biológicamente, por lo que se obtienen a partir del

sedimentador primario o trampas de grasas; en los lodos secundarios son una biomasa obtenida a partir de la transformación de los residuos.

Estos lodos se caracterizan por tener compuestos orgánicos con un alto valor energético para la digestión anaerobia (**Hé Hernández, Ramírez, Gomes, & Morgan, 2017; C. López, Buitrón, García, & Cervantes, 2018**). Por esta razón, se empleó lodos de la centrífuga en la implementación del biorreactor debido a las características antes mencionadas y por la fácil manipulación que tiene. En cuanto a estas características, cumplen con los requerimientos necesarios para producir gas metano, dado que da las condiciones necesarias para el proceso anaerobio requerido (**Ávila et al., 2018**), como se evidencia en la tabla 7. En el caso de los sólidos totales establece que, obtenidos de lodos de plantas de aguas residuales, deben estar en un rango de humedad en base húmeda alrededor del 60–80%, y los sólidos volátiles entre un 50 y 70 % de los sólidos totales (NECA, 2011). No obstante, un alto valor de sólidos volátiles y humedad en base seca nos da un indicio claro del alto contenido de materia orgánica, componentes orgánicos, sales minerales, entre otros; presente en los lodos, siendo propicio para el aprovechamiento de los procesos anaerobios (**R. S. Ramalho, 2021**).

Adicionalmente, se debe emplear materia prima que permita la generación de la fermentación de residuos orgánicos, los cuales pueden ser forestales (vástagos, ramas hojas), agroindustriales (salvados de arroz melaza), de origen humano o animal (estiércol). En el caso de los residuos de origen animal generalmente poseen características bioquímicas que permiten el desarrollo y actividad microbiana, puesto que se requiere un equilibrio en carbono-nitrógeno y sales minerales (**Varnero, 2011**). Por esto se menciona que el porcentaje de nitrógeno y fósforo total de compost maduro debe ser menor al 1 %, pH de 6,5 a 8,5 y humedad entre 30 % y 40 % (**Pazmiño, 2022**). Como se evidencia en la tabla 7, las características del compost que se empleó están relacionado con los datos bibliográficos encontrados, sin embargo, en cuanto a la humedad se debe incrementar mediante recirculación, con la finalidad de dificultar la recirculación de oxígeno y provocar la descomposición aerobia (**Roman, Martínez, & Pantoja, 2013**).

Tabla 7. Caracterización de la fase sólida de la biocelda

	pH	Sólidos totales		% Sólidos secos	% Sólidos volátiles	%	%
		% Humedad base húmeda	% Humedad base seca			Nitrógeno total seca	Fósforo total base seca
Lodos (PTAR)	7,7 ± 0,1	75,4 ± 0,2	306,6 ± 0,1	24,6 ± 0,1	85,4 ± 0,1	1,8 ± 0	1,3 ± 0
Compost	8,6 ± 0,5	14,1 ± 0,1	16,3 ± 0,1	85,9 ± 0,3	82,5 ± 0	0,2 ± 0	0,1 ± 0
Residuos verdes	7,2 ± 0,1	89,6 ± 0,3	865,9 ± 0,2	10,4 ± 0,1	80,6 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,02 ± 0

Nota. El resultado del contenido representa el valor medio ± la desviación estándar.

Uno de los parámetros relevantes de lo reportado en la tabla 8, es el aumento de la humedad en base seca en contraste a lo reportado en la tabla 7. Esto según **Pascual, Garcíá, & Hernandez (1999)**, se debe principalmente a varios factores como el contenido de agua original, donde los lodos, compost y residuos verdes pueden tener un contenido inicial de agua relativamente alto por la descomposición de los materiales orgánicos; estos microorganismos liberan agua como producto de sus procesos metabólicos, lo que puede contribuir al aumento de la humedad en base seca. Por otro lado, los procesos de degradación y liberación de agua durante la descomposición y compostaje de los lodos y residuos pueden ocurrir reacciones químicas que liberan agua como subproducto (**Akunna, 2019**).

Por otro lado, el aumento del fósforo total y la disminución del nitrógeno total se infiere que se debe a que, durante la descomposición de los residuos orgánicos presentes, el fósforo puede acumularse y concentrarse debido a la descomposición de material orgánico rico en fósforo, como la biomasa vegetal (**Akunna, 2019**). Por otro lado, el nitrógeno, otro nutriente esencial, puede ser liberado en forma de gases nitrogenados durante la descomposición, como es el caso del amoníaco (niveles reportados en el anexo 6), lo que resulta en una disminución del nitrógeno total presente (**Y. P. Singh, Arora, Mishra, Dixit, & Gupta, 2017**).

Tabla 8. Caracterización final de la fase sólida de la biocelda

Biocelda	Parámetro	pH	Sólidos totales			% Sólidos volátiles	% Nitrógeno total seca	% Fósforo total base seca
			% Humedad base húmeda	% Humedad base seca	% Sólidos secos			
1	Lodos (PTAR)	7,6 ± 0,1	77,1 ± 0	336,9 ± 0	22,9 ± 0	64,7 ± 0,1	0,1 ± 0,07	0,6 ± 0,1
	Compost	7,9 ± 0,5	69,7 ± 0	230,2 ± 0,1	30,3 ± 0,2	36,9 ± 0,2	0,01 ± 0,01	0,3 ± 0,02
	Residuos verdes	7,2 ± 0,1	63,8 ± 0,2	176,4 ± 0	36,2 ± 0,1	39,8 ± 0,1	0,1 ± 0,03	0,3 ± 0,01
2	Lodos (PTAR)	7,1 ± 0,3	75,9 ± 0,1	315,8 ± 0,1	24,1 ± 0,3	56,3 ± 0,3	0,1 ± 0,09	0,4 ± 0,1
	Compost	8,1 ± 0,1	67,9 ± 0	211,9 ± 0,3	32,1 ± 0	32,6 ± 0,2	0,04 ± 0,01	0,3 ± 0,2
	Residuos verdes	7,4 ± 0,1	46,1 ± 0	85,5 ± 0	53,9 ± 0,1	54,8 ± 0,1	0,04 ± 0,02	0,1 ± 0,2
3	Lodos (PTAR)	8,1 ± 0,2	73,2 ± 0	272,8 ± 0	26,8 ± 0	51,7 ± 0,1	0,1 ± 0,02	0,3 ± 0,07
	Compost	7,6 ± 0,1	61,3 ± 0,1	158,6 ± 0	38,7 ± 0,2	22,6 ± 0,2	0,1 ± 0,03	0,3 ± 0,05
	Residuos verdes	7,6 ± 0,1	79,4 ± 0	384,9 ± 0,1	20,6 ± 0	53,5 ± 0	0,1 ± 0,01	0,1 ± 0,07

Nota. El resultado del contenido representa el valor medio ± la desviación estándar.

Según **Chambers (2020)**, los sólidos totales, suspendidos totales y volátiles como términos utilizados para describir diferentes formas de materia presente en muestras o sustancias en general. Los sólidos totales se refieren a la cantidad total de material sólido incluyendo partículas suspendidas y disueltas. A su vez **Manahan (2011)**, define a los sólidos suspendidos totales son caracterizadas como partículas sólidas suspendidas en un medio líquido, con un origen natural o generado por actividades humanas variando su tamaño

desde partículas microscópicas hasta partículas más grandes y visibles. Los sólidos volátiles se caracterizan por su capacidad para evaporarse o sublimarse sin pasar por una fase líquida, entre ellos destacan compuestos orgánicos y disolventes (**Wark, Warner, & Davis, 2007**).

De acuerdo con la Norma Ecuatoriana de Calidad Ambiental (**NECA, 2011**) determina los límites máximos permisibles para vertido de Aguas residuales para cada parámetro de sólidos totales y suspendidos totales un máximo de 600 mg/L y 400 mg/L respectivamente. Al comparar estos valores con el lixiviado generado en nuestras bioceldas, como se detalla en la tabla 8, no cumplen con los valores permisibles en ninguna de las semanas. Esto debido al alto contenido de material particulado presente en los lodos, compost y residuos verdes. A su vez, el sistema implementado emula las condiciones existentes en los rellenos sanitarios, sin embargo, la recirculación del lixiviado obtenido, cumple con lo estipulado en la literatura, al bajar los niveles de estos dos parámetros en función del tiempo, llegando a estabilizar y tener una menor cantidad de materia presente (**Aljaradin & Persson, 2012**).

Tabla 9. Determinación de sólidos totales, suspendidos totales y volátiles en el lixiviado generado

Tiempo	Biocelda	Sólidos totales (mg/L)	Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Sólidos volátiles (mg/L)
Semana 1	1	4500 ± 1	116 ± 0	807,3 ± 0,01
	2	13850 ± 0	126 ± 0	2669,3 ± 0,01
	3	17600 ± 2	50 ± 1	3366,2 ± 0,01
Semana 6	1	5590 ± 1	140 ± 0	1215,9 ± 0,01
	2	10762 ± 0	652 ± 2	1695,9 ± 0,01
	3	10534 ± 1	316 ± 1	1437,9 ± 0,01
Semana 12	1	3020 ± 0	26 ± 0	1736,1 ± 0,01
	2	3088 ± 0	10 ± 1	1652,3 ± 0,01
	3	3288 ± 1	12 ± 1	1454,7 ± 0,01

Nota. El resultado del contenido representa el valor medio ± la desviación estándar.

Por otro lado, la normativa ecuatoriana no menciona límites específicos para sólidos volátiles. De acuerdo con **Issah & Kabera (2020)**, tienen una gran influencia en el proceso de la generación de biogás y los procesos de descomposición que, en conjugación con su alto contenido de compuestos orgánicos, grasas y aceites (altamente degradables) aportan en la producción de una gran cantidad de gas metano lo cual se evidencia en su consumo con respecto al tiempo y su reducción.

Un componente crucial en la producción de gas metano está determinado por la recirculación. Este proceso se centra en la reinyección de del lixiviado resultante de la descomposición anaeróbica de vuelta al biorreactor, teniendo varios beneficios y en general es un término ampliamente reconocido en la literatura científica (**Nair, Sartaj, Kennedy, & Coelho, 2014**).

La recirculación de acuerdo con **Pasalari, Esrafil, Rezaee, Gholami, & Farzadkia (2021)**, mejora la eficiencia en la producción de gas metano en un rango del 12 - 20 % al proporcionar un entorno favorable en la actividad microbiana, mejora la estabilidad del proceso manteniendo una condición anaeróbica estable evitando las fluctuaciones de pH y manteniendo una temperatura constante. De acuerdo con **Chen et al. (2019)** favorece el incremento en la degradación de residuos evitando la acumulación de compuestos inhibidores. En este caso pueden influir los ácidos grasos volátiles, reduciendo su acumulación y aumentando la producción de gas metano al estimular a las metanogénicas y otras enzimas, acelerando los procesos de descomposición de los sustratos orgánicos (**Feng, Chen, & Zheng, 2020**).

Según lo evidenciado en la tabla 9, inicialmente hay un porcentaje de retención considerablemente alto, debido a diversos factores como la baja tasa de humedad de la arena y el compost utilizados en la implementación, donde el paso de muchos medios basales juega un papel importante en el arranque del sistema. Un punto importante es obtener un porcentaje de retención relativamente alto, del 60–90 %, para estimular el crecimiento y proliferación de las bacterias metanogénicas y estabilizar el sistema y las

capas que lo componen, obteniendo una adsorción eficaz de los contaminantes (Zamanzadeh, Hagen, Svensson, Linjordet, & Horn, 2017).

Tabla 10. Balance de lixiviado recirculado

Semana	Biocelda	Lixiviado recirculado (L)	Lixiviado generado (L)	Lixiviado retenido (L)	Lixiviado acumulado (L)	% Retención
1	1	4	1,4	2,6	5,2	65
	2	4	1,5	2,5	5	62,5
	3	4	1,3	2,7	5,5	68,3
2	1	1,4	1,2	0,2	0,3	11,4
	2	1,5	1,3	0,2	0,4	12
	3	1,3	1,1	0,2	0,3	13,4
3	1	1,2	1,2	0,1	0,1	4,03
	2	1,3	1,2	0,1	0,2	9,1
	3	1,1	1	0,1	0,2	9,1
4	1	1,6	1,5	0,1	0,2	6,3
	2	1,5	1,2	0,3	0,6	20
	3	1,3	1,2	0,1	0,2	9,2
5	1	1,5	0,8	0,7	1,4	46,7
	2	1,2	1,1	0,2	0,3	12,5
	3	1,2	1,1	0,1	0,1	5,1
6	1	1,1	0,7	0,4	0,8	38,2
	2	1,4	1,3	0,01	0,02	0,7
	3	1,3	1,2	0,1	0,2	7,6
7	1	1,3	1	0,3	0,6	23,1
	2	1,7	1,8	0,03	0,1	1,8
	3	1,7	1,4	0,3	0,7	19,4
8	1	1,3	1,2	0,1	0,1	4,6
	2	1,9	1,7	0,2	0,4	10
	3	1,7	1,6	0,1	0,2	5,9
9	1	1,9	1,7	0,2	0,4	10,5

	2	2,1	2	0,1	0,2	4,8
	3	1,9	1,8	0,1	0,3	7,4
	1	2	1,9	0,1	0,2	5
10	2	2,3	2,1	0,2	0,4	8,7
	3	2,2	2,1	0,1	0,2	4,5
	1	2,3	1,8	0,5	1	21,7
11	2	2,4	2	0,4	0,8	16,7
	3	2,4	2,1	0,3	0,6	12,5
	1	2,4	2,1	0,3	0,6	12,5
12	2	2,4	2,1	0,3	0,6	12,5
	3	2,4	2,1	0,3	0,6	12,5

La producción de CH₄ en biorreactores en vertederos, tienden a seguir un patrón típico en la curva que trazada por la generación y cuantificación. Esta curva está compuesta de cuatro fases principales; adaptación, crecimiento exponencial, estacionaria y declinación. Las etapas de la digestión anaerobia en la producción de biogás implican procesos dentro de cada una (**Lay, Li, & Noike, 1998**).

La etapa inicial de acuerdo con **Rajagopal, Massé, & Singh (2013)**, comienza con la adaptación de las bacterias anaerobias al sustrato y condiciones del sistema, como se evidencia en el anexo 5, esta etapa se da en los días 1 al 9 correspondiente, como se reporta en la figura 2 a la semana 1 y 2, donde también ocurre un proceso de hidrólisis. Las moléculas de materia orgánica compleja se descomponen en compuestos más simples mediante la acción de enzimas extracelulares producidas por bacterias hidrolíticas, siendo un paso crucial en la descomposición de la materia orgánica, principalmente influenciada por factores como el pH y la temperatura (**Larson, Martin, Şengör, Wade, & Altamimi, 2021**).

En el crecimiento exponencial, se dan las primeras trazas de biogás presentándose esta fase a partir del día 10 al 20 (semana 3 hasta mediados de la semana 5), donde las bacterias anaerobias se han adaptado al ambiente del sistema, por el cual, la producción de gas metano aumenta rápidamente. Según **Duan et al. (2021)**, en esta fase las bacterias se reproducen y a su vez metabolizan los sustratos orgánicos presentes en el sistema, donde la curva muestra

un aumento pronunciado, como se puede observar en el día 10 del anexo 5, donde se observa un pico de actividad alto.

No obstante, de acuerdo con **EPA (2023)**, esta fase se compone de dos etapas, acidogénesis y acetogénesis, para la primera etapa los productos de la hidrólisis, como los monosacáridos y los ácidos orgánicos de cadena corta, son fermentados por bacterias acidogénicas. Estas bacterias convierten los sustratos en ácidos grasos volátiles, como el ácido acético, el ácido propiónico y el ácido butírico; por otra parte, en la acetogénesis los ácidos grasos volátiles producidos en la acidogénesis se convierten en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por bacterias acetogénicas, utilizando como sustratos para generar productos intermedios, como el acetato, que es fundamental para la producción de metano en la siguiente etapa (**Yenigün & Demirel, 2013**).

Después de la fase de crecimiento exponencial, la producción de gas metano alcanza un punto máximo y se estabiliza en un nivel constante, a esto se le conoce como fase estacionaria, observándose su actividad en los días 21 al 37 (mediados de la semana 5 hasta la semana 8), donde existe un equilibrio entre la velocidad de producción de metano y la velocidad de consumo de sustratos por parte de las bacterias metanogénicas, mostrando una meseta durante esta etapa (**Waga Energy, 2022**).

Es así que los productos intermedios de la acetogénesis, como el acetato, son convertidos en metano y dióxido de carbono por las bacterias metanogénicas, siendo influenciada por la diversidad y la actividad de las comunidades microbianas metanogénicas en el proceso de digestión anaerobia (**Schirmer, Jucá, Schuler, Holanda, & Jesus, 2014**).

Finalmente, con el tiempo los sustratos orgánicos se agotan, lo que lleva a una disminución gradual en la producción de gas metano, esta fase de declinación se da a partir del día 38 de actividad, fase que corresponde a las semanas 9, 10 y 11, donde la curva de producción muestra una disminución constante hasta alcanzar niveles muy bajos y posteriormente la culminación del proceso (**Zamanzadeh et al., 2017**).

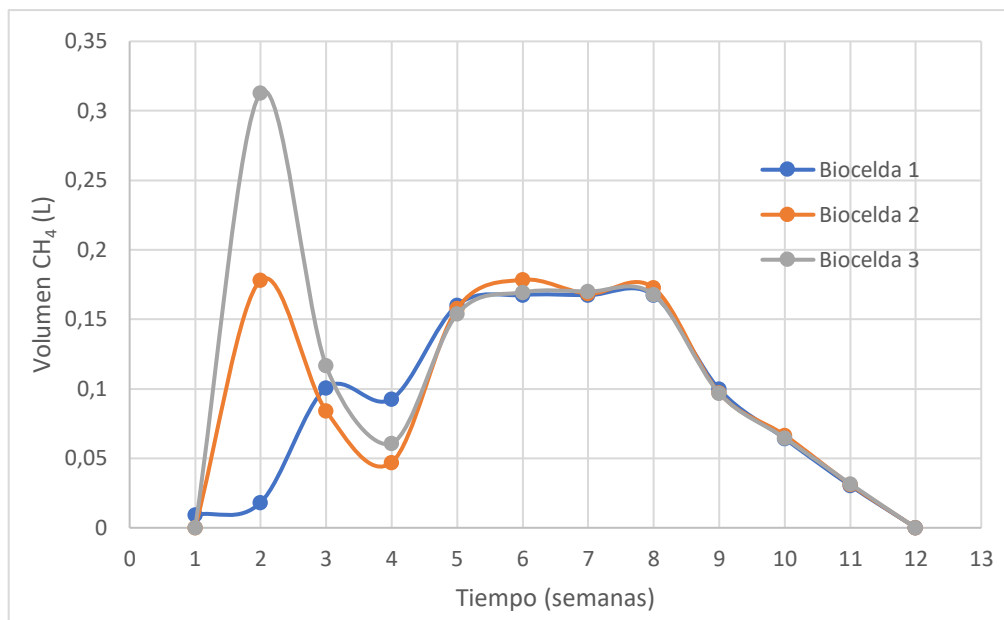


Figura 2. Biogas cuantificado de cada biocelda

Nota. La cuantificación se realizó en 12 semanas a partir de la primera generación de biogas.

Los lixiviados generados en los vertederos se caracterizan por estar compuestos por un alto porcentaje de compuestos orgánicos, sales inorgánicas, gases tóxicos y metales pesados que son perjudiciales para la salud y el medio ambiente, por lo que deben ser tratados previamente (**Babaei, Sabour, & Moftakhari Anasori Movahed, 2021**). Por lo que existen diferentes técnicas, como el empleo de sistemas anaeróbicos que permitan reducir contaminantes que posee el lixiviado y a su vez generar una fuente de energía renovable y ecológica (**Pirsaheb, Hossaini, & Amini, 2021**).

El pH es un parámetro que se debe monitorear de manera constante, puesto que, en la etapa de metanogénesis, donde se da la mayor producción de biogás, se desarrolla en un pH neutro (**Rodríguez, Rodríguez, Monroy, & Ramírez, 2015**). Por otro lado, se ha identificado que el pH óptimo para la producción de gas metano es de 6 a 8 (**Ngoc & Schnitzer, 2009**). Mientras que en el estudio de **Admasu, Bogale, & Mekonnen (2022)** se obtuvo un rendimiento máximo de biogás en un pH de 8,5. Como se evidencia, en la figura 2, en el tiempo de producción el lixiviado recirculado cumplió con el rango de pH óptimo para alcanzar un alto rendimiento de producción de biogás, sin embargo, el pH optimó fue 8,2 para la biocelda 1 y 2, de 7,8 en la biocelda 3. Se evidenció que a un pH

cercano a 9, se genera un rendimiento bajo de gas metano, indicando la culminación de la etapa de metanogénesis.

También, se logró visualizar en la figura 2 que en la semana 4, el lixiviado tuvo un pH entre 7,7 y 8, 1, lo que indica que coexistió la fase de acidogénesis y metanogénesis, estableciendo que la biocelda implementada se encuentra activa (**Coronado, 2015**).

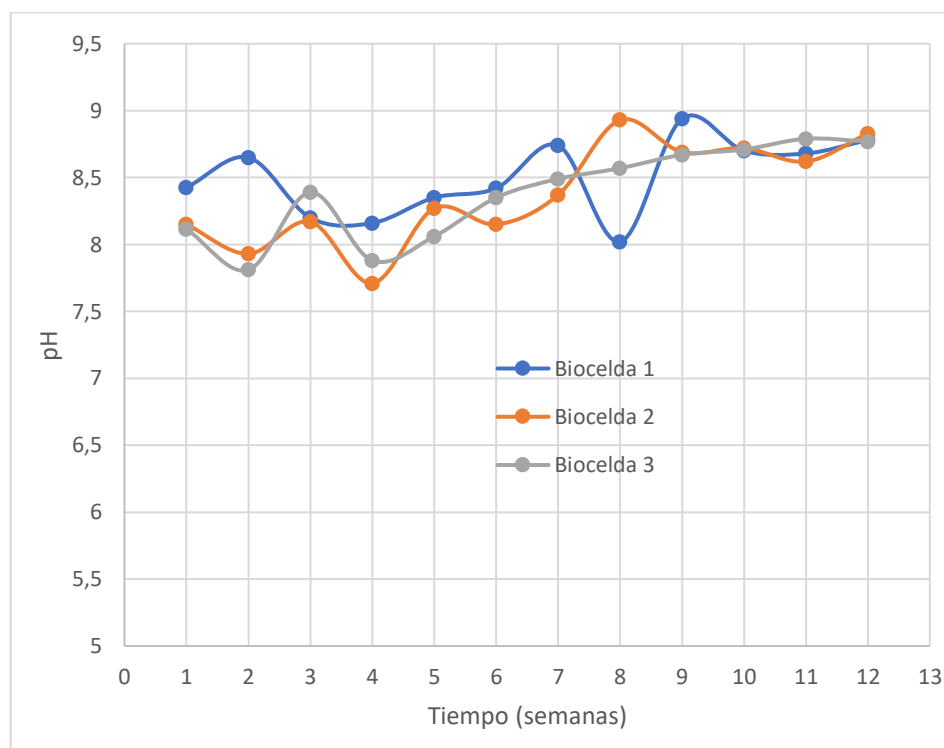


Figura 3. Monitoreo semanal de pH

La conductividad permite determinar la capacidad que tiene un líquido para conducir la electricidad, lo cual depende del contenido de sales disueltas (iones) (**Fuentes & Massol-Deyá, 2002**). En el caso de los lixiviados provenientes de la descomposición de los residuos, se establece que tiene concentraciones de aniones como Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^- y cationes como Na^+ y K^+ (**Magallón, 2007**). En el caso de conductividad para la producción de biogás se ha determinado que los rangos adecuados son de 20,6 a 20,7 mS/cm lo que indica la presencia de sales solubles en la fase sólida de la biocelda (**Mójica, Rueda, Vidal, & Acosta, 2018**). Como se evidencia en la figura 4, se obtuvo una conductividad inferior al rango óptimo, pero se puede establecer que lixiviado contiene una considerable presencia de cationes y aniones, fundamentales para producir biogás.

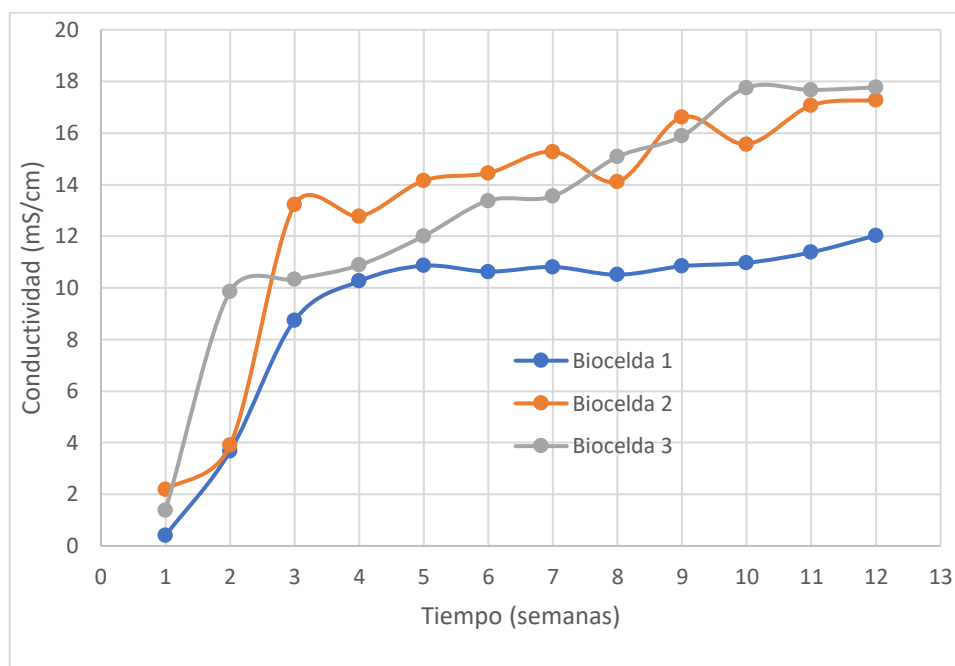


Figura 4. Monitoreo semanal de conductividad

Una de las formas para medir la capacidad de un sistema para aceptar o donar electrones en reacciones dadas, se denomina potencial de oxidación – reducción, siendo un indicador de la presencia de especies químicas oxidantes y reductoras. Esta medida se expresa en voltios (V), donde el electrodo establece un potencial de referencia y el potencial medido con relación a ese electrodo indica el potencial redox de la solución (**Abbas, Hossini, Hossein, & Chshme, 2011**).

Este parámetro es su uso como medida indirecta de la calidad del agua, donde un entorno oxidante indica un valor positivo, mientras que un valor negativo retrata un entorno reductor. Es una herramienta importante al evaluar la eficacia de los procesos de tratamiento de agua y la presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos, demostrando que valores altos de ORP indican un entorno adecuado para eliminar este tipo de contaminantes (**Edzwald, 2010**).

El parámetro ORP medido en los rellenos sanitarios indican condiciones reductoras, como también la presencia de sustancias de la misma índole, sin embargo, en sistemas de

biorreactores en vertederos, el lixiviado generado pueden presentar valores negativos, lo cual es un indicativo de un tratamiento adecuado de los residuos sólidos (Bilgili, Demir, & Özkaya, 2007).

De acuerdo con lo reportado en la figura 5, se evidencia características reductoras al presentarse valores negativos de ORP, que van desde un valor inicial que bordea los -150 mV hasta llegar a estabilizarse en un rango que va entre -200 a -350 mV. Con base a Šan & Onay (2001), los valores negativos que van desde un aproximado de -200 mV, indican la predominancia de condiciones anaeróbicas ideales para la proliferación de consorcios metanogénicos y a su vez acelera el proceso de descomposición anaerobia y un incremento de la producción de metano, no obstante, también determina la presencia de ácidos grasos volátiles y sulfuros (Bilgili et al., 2007).

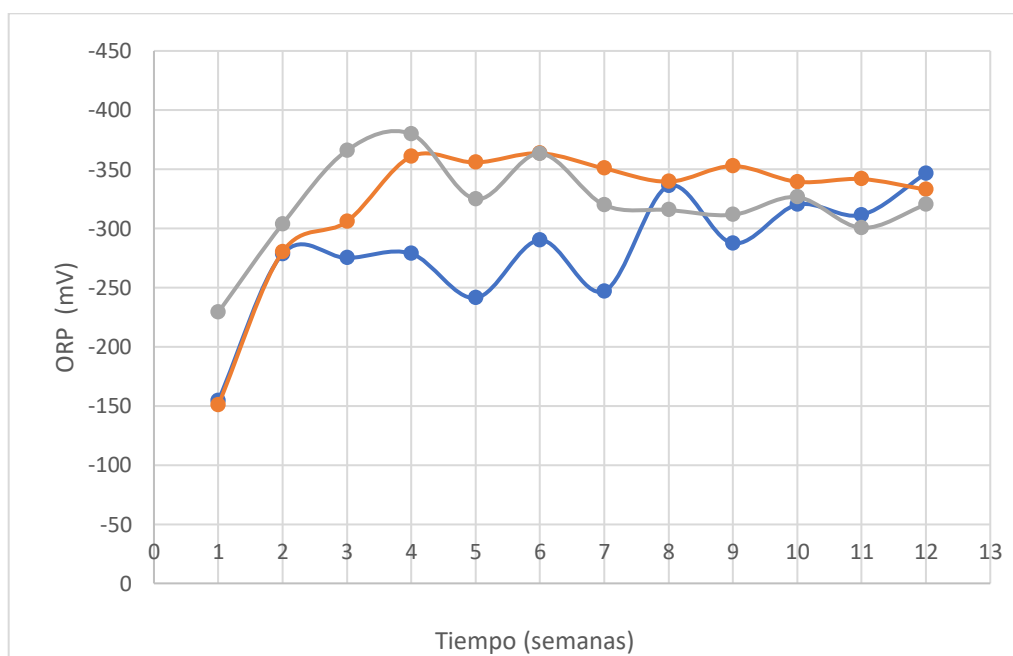


Figura 5. Monitoreo semanal de ORP

El DQO es un indicador clave en para determinar la cantidad y calidad de la materia orgánica presente en los residuos sólidos depositados. De acuerdo con Lee, Behera, Kim, & Park (2009), cuanto mayor sea la cantidad de DQO, mayor será la cantidad de materia orgánica disponible y a su vez la producción de gas metano aumentará.

La influencia directa de este parámetro en la producción de gas metano tiene correlación positiva; a mayor cantidad de materia orgánica, hay más proporción de sustrato para los microorganismos anaerobios, pero la calidad de materia orgánica afecta a la producción de biogás pese a tener una alta DQO (Thomas Christensen, 2010). Por otro lado, la recirculación del lixiviado tiene un impacto significativo en los niveles de DQO, al mantener una humedad adecuada en los residuos. Por consiguiente, estimular la degradación biológica de la materia orgánica, aumentando la DQO debido a un mayor contacto con la materia orgánica y la liberación de compuestos orgánicos adicionales estimulando los microorganismos presentes en la actividad microbiana en los residuos y por consiguiente un aumento de este parámetro (Costa et al.,2019).

El comportamiento de los niveles de DQO en sistemas de biorreactores en vertederos puede variar con el tiempo, como se evidencia en la figura 6, trazando singularidades en sus valores oscilando en un rango de 500 – 2000 mg/L, retratando diferentes fases a lo largo del tiempo.

La fase inicial comprende niveles de DQO relativamente altos. Esto se debe a la presencia de una gran cantidad de materia orgánica en los residuos recién depositados, donde este valor puede aumentar gradualmente a medida que los residuos se descomponen y liberan compuestos orgánicos (Thomas Christensen, 2010). En la fase de degradación activa a medida que los residuos se descomponen y se produce la biodegradación, los niveles de DQO pueden alcanzar su máximo, manteniendo una actividad alta debido a la liberación continua de compuestos orgánicos a medida que la materia orgánica se descompone (Kjeldsen et al., 2010).

Finalmente, llega a la fase de estabilización donde la biodegradación de los residuos alcanza un punto donde los niveles de DQO tienden a disminuir gradualmente a medida que se reduce la disponibilidad de materia orgánica fácilmente biodegradable (R. S. Ramalho, 2021). No obstante, los niveles de DQO pueden seguir fluctuando debido a

factores como infiltración de agua, la recirculación y por consiguiente la lixiviación de nuevos componentes que influyen en la variación de este parámetro (Safoniuk, 2004).

Por otro lado, los picos observados en el comportamiento de los niveles de DQO también se deben al aporte de una solución de Acetato de sodio ($C_2H_3NaO_2$), con el fin de mantener la actividad dentro de la biocelda. De acuerdo con Nemeew, Agardy, Sullivan, & Salvato (2009), la adición de $C_2H_3NaO_2$ al lixiviado puede tener diferentes efectos en el DQO siendo una fuente de carbono orgánico fácilmente biodegradable, aumentando los niveles de este parámetro. Esto se debe a que $C_2H_3NaO_2$ se utiliza rápidamente por los microorganismos presentes en el lixiviado como fuente de alimento, lo que resulta en una mayor cantidad de materia orgánica que puede ser oxidada químicamente (T Christensen, Cossu, & Stegmann, 2005).

La adición de $C_2H_3NaO_2$ al lixiviado puede resultar en un aumento de la DQO, lo cual indica un mayor contenido de materia orgánica. Sin embargo, este aumento puede tener implicaciones en el tratamiento del lixiviado y es necesario evaluar cuidadosamente los efectos específicos en cada contexto de aplicación (Kjeldsen et al., 2010).

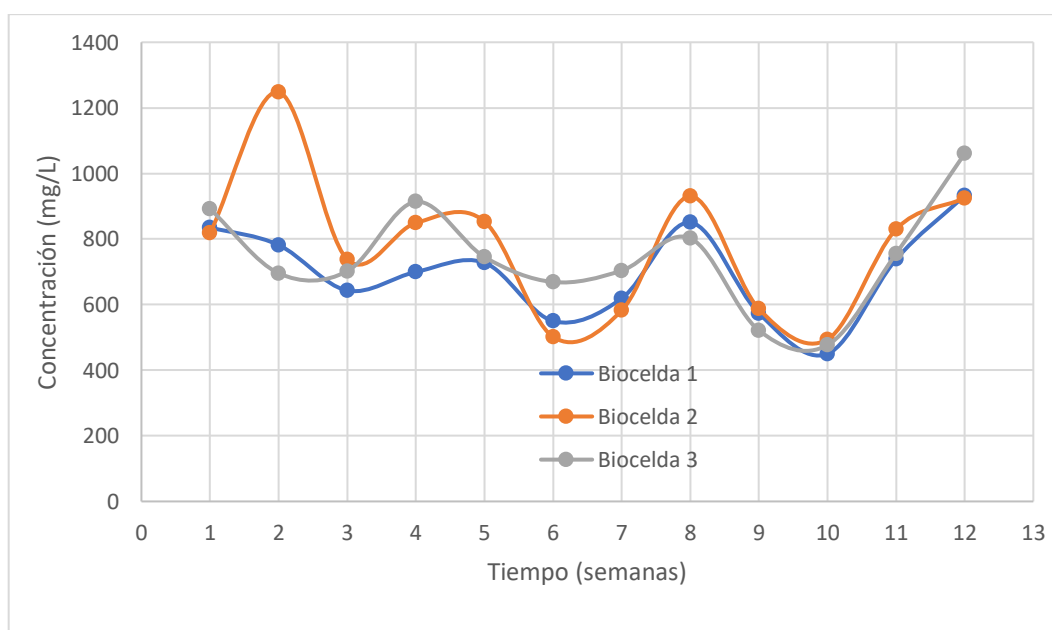


Figura 6. Monitoreo semanal de DQO

Las actividades humanas, procesos naturales y la disposición de residuos sólidos, generan una gran influencia en los lixiviados siendo estos parámetros, sulfatos, fosfatos, amonio y sulfuros los que más incidencia tienen en estos líquidos (**Naveen et al., 2017**). La presencia de estos compuestos puede tener impactos ambientales significativas como la eutrofización (aporte en exceso de nutrientes inorgánicos), la disminución del oxígeno disuelto y la generación de olores, siendo importante la minimización de su liberación en los lixiviados (**Kumar et al., 2023**).

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), es una medida utilizada en la calidad del agua para evaluar la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos presentes en el agua para descomponer la materia orgánica biodegradable. Es un parámetro que indica la carga orgánica y la capacidad de autodepuración de un cuerpo de agua (**APHA, 2012**).

En base a lo reportado en la tabla 11, se muestran valores alrededor de 50 y 150 mg/L de DBO, no obstante, estos valores expresan una carga orgánica biodegradable aceptable para lixiviados descartables. Esto puede ser resultado de la presencia de sustancias biodegradables, como materia fecal, residuos de alimentos, aceites o productos químicos orgánicos (**R. S. Ramalho, 2021**).

De acuerdo con (**NECA, 2011**), específica que en Ecuador el límite permisible para la descarga de efluentes como en este caso los lixiviados, se estima un máximo permisible de 250 mg/L para el DBO. Los límites aceptables de DBO en lixiviados pueden variar según la normativa y regulaciones ambientales establecidas por las autoridades ambientales, donde se estima que los lixiviados generados se encuentran en un límite aceptable dentro de los parámetros establecidos.

Tabla 11. DBO de los lixiviados en la última semana de producción de biogás

DBO de lixiviados			
Día	Biocelda 1	Biocelda 2	Biocelda 3
1	0	0	50
2	100	50	150
3	100	50	150
4	100	50	150
5	100	50	100

Los sulfatos de acuerdo con **Dai et al. (2020)** son compuestos con azufre y oxígeno, que suelen estar presentes en los lixiviados por la oxidación de minerales sulfurados o por la descomposición de materia orgánica rica en azufre. Las concentraciones altas de sulfatos afectan la calidad del agua provocando problemas de olor, además de reaccionar con ciertos metales formando sulfuros, tendiendo a presentar implicaciones en la movilidad y toxicidad (**Jagaba et al., 2021**).

Las concentraciones de sulfatos en lixiviados reportan concentraciones en vertederos que van desde rangos de 10 – 20 mg/L hasta llegar a concentraciones de 2000 – 8000 mg/L, evidenciado en la figura 7, donde presenta picos de crecimiento y decrecimiento de su concentración (**Robinson, Knox, Bone, & Picken, 2005**). Las variaciones en las concentraciones de sulfatos presentes en lixiviados, esta influenciada por la acción de varios factores, como la composición de los residuos sólidos depositados, presencia de materiales ricos en azufre, el pH del lixiviado y la presencia de microorganismos (**Kanmani & Gandhimathi, 2013**).

Estas concentraciones de sulfatos llegan a tener un impacto significativo en la producción de biogás al presentarse altos niveles de este parámetro, sobre todo por su composición de

CH₄, CO₂ y la presencia de H₂S en pequeñas cantidades (Ardani et al., 2015). Estos sulfatos presentes en la descomposición anaerobia pueden ser convertidos en H₂S, estimulando la actividad de bacterias sulfato - reductoras, las cuales pueden utilizar los sulfatos como aceptores de electrones y producir H₂S como subproducto (Coronado, 2015)

En base a El-Fadel, Bou-Zeid, Chahine, & Alayli (2002), el sulfuro de hidrógeno es un inhibidor de la actividad microbiana, incluyendo las bacterias metanogénicas responsables de la producción de metano, reduciendo su cantidad y calidad generado.

Por ello podemos deducir que en base a lo evidenciado en la figura 7, existió diferentes fases de mayor producción de H₂S. Sin embargo, también el decrecimiento en determinados puntos demuestra que la adición de compuestos ricos en fuentes de carbono para las metanogénicas, ayudando en la reducción de este parámetro. Como fue el caso de la adición de C₂H₃NaO₂ al estimular la producción de metano, reduciendo la actividad de las bacterias sulfato reductores, promoviendo la actividad de los consorcios metanogénicos (Robinson et al., 2005).

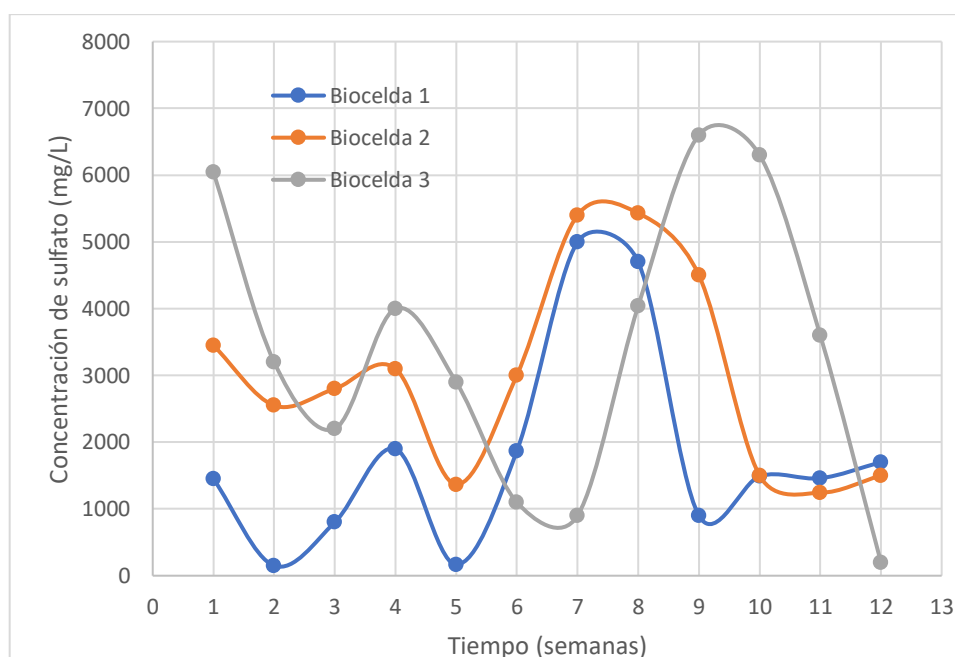


Figura 7. Monitoreo semanal de sulfatos

Los fosfatos son compuestos conformados por fósforo y oxígeno presentes en los lixiviados debido a la descomposición de materia orgánica y residuos sólidos con altos contenidos de productos químicos y fertilizantes (Naveen et al., 2017). Las concentraciones de fosfatos tienen gran influencia en la producción de biogás; el fósforo es un nutriente esencial para la actividad microbiana en los biorreactores en vertederos, actuando como una fuente de fósforo disponible para estas bacterias, promoviendo su crecimiento y actividad metabólica (Rasapoor et al., 2020).

Las concentraciones excesivas de fosfatos pueden tener efectos negativos desencadenando una proliferación excesiva de microorganismos, incluyendo bacterias fosfato-acumuladoras, que según Mao, Feng, Wang, & Ren (2015), pueden competir con las bacterias metanogénicas por los sustratos y nutrientes, reduciendo la producción de metano, que como se evidencia en la figura 8, existieron variaciones con respecto al aumento de este parámetro durante las semanas 9, 10 y 11; fechas en las cuales la producción de biogás tuvo variaciones correspondientes a los días 38 al 50 reportado en la figura 2.

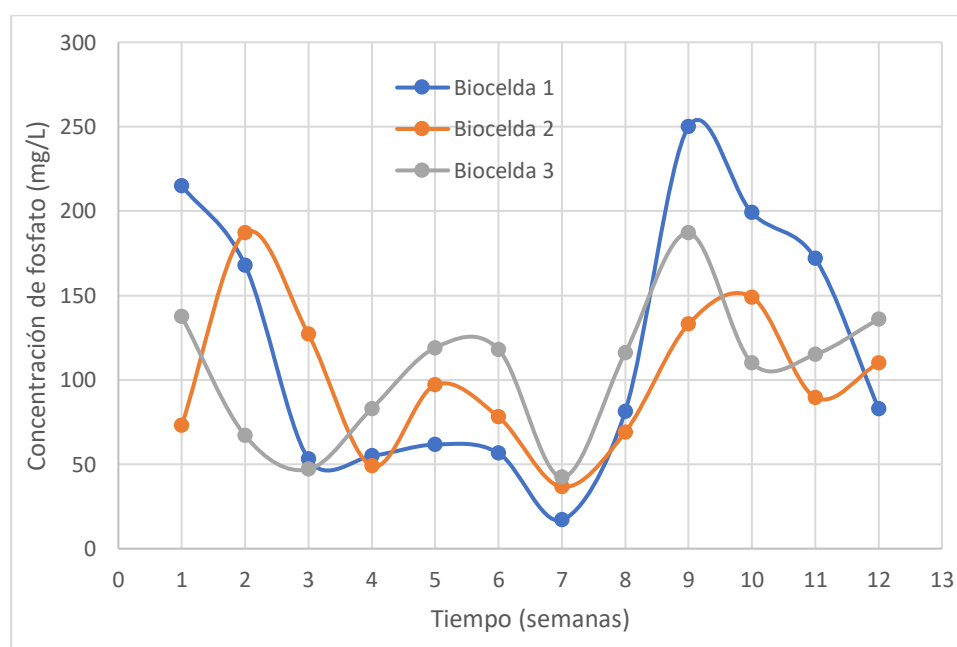


Figura 8. Monitoreo semanal de fosfatos

La descomposición de materia orgánica y la liberación de residuos nitrogenados forman compuestos nitrogenados como es el caso del amonio, que, según Smith, Stadler, Love,

Skerlos, & Raskin (2012), su presencia en lixiviados genera un efecto perjudicial al disminuir los niveles de oxígeno disuelto afectando los niveles de vida acuática.

Cuando las concentraciones de amonio se estabilizan en rangos determinados por cada sistema, significa que el amonio en el lixiviado ha alcanzado un punto de equilibrio.

Como se observa en la figura 9, las concentraciones de amonio se estabilizan con respecto al tiempo, por varios factores, como la tasa de producción de amonio, la eficiencia de recirculación del lixiviado (**NECA, 2011**). Sin embargo, las concentraciones de amonio presentes a lo largo de las 12 semanas no afectaron la producción de biogás, encontrando un punto de equilibrio entre los consorcios metanogénicos.

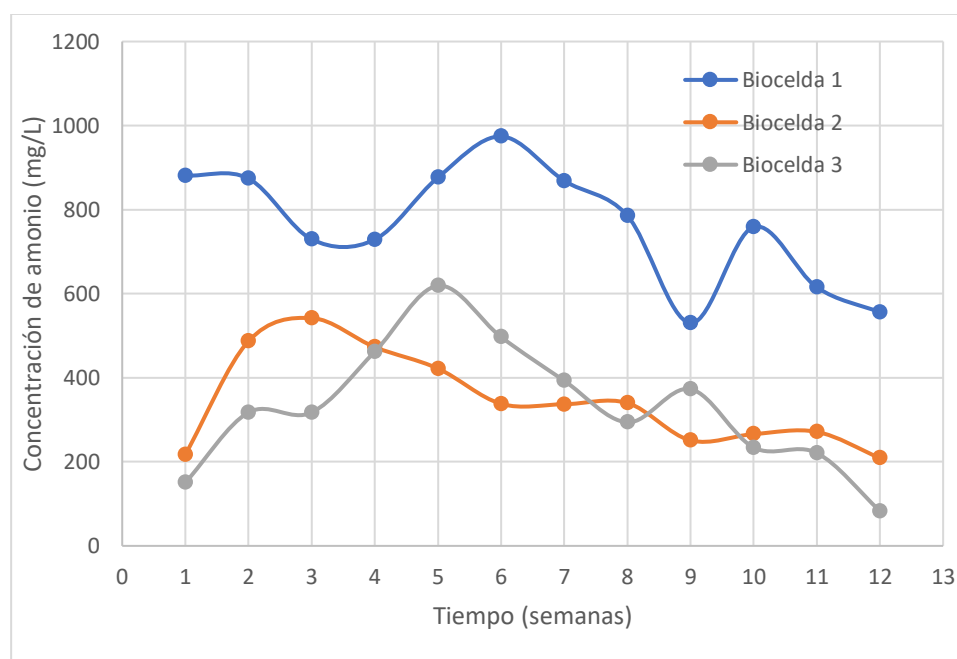


Figura 9. Monitoreo semanal de amonio

La biodegradación anaerobia de compuestos que contienen azufre como desechos sólidos, pueden genera sulfuro de hidrógeno, el cual se considera uno de los principales contaminantes presentes en el biogás (**Ardani et al., 2015**). Además, la presencia de sulfuros, se consideran un inhibidor para los metanogénicos por sus efectos tóxicos que estos poseen, puesto que las bacterias metanogénicas compiten con las bacterias sulfato-reductores por los sustratos, que este caso son acetato e hidrógeno (**Ardani et al., 2015**).

Es importante mencionar que cuando hay presencia de H_2S (forma no ionizada) es más tóxica para las metanogénicas puesto que se genera pH bajos, mientras de HS^- (forma no ionizada) es menos toxicas para dichas bacterias (Varnero, 2011).

En las primeras semanas existió la producción de sulfuros, como se evidencia en la figura 10 y 11, por lo que se asume que en fase sólida implementada en el biorreactor contenía azufre, pero se dio las condiciones necesarias para que las bacterias metanogénicas prevalezcan a comparación de las sulfato-reductores. En las últimas semanas se obtuvo una estabilización de la metanogénesis puesto que existió menos contenido de sulfuros en el biogás, estableciendo que el mayor porcentaje de producción es de gas metano. Sin embargo, para que se pueda emplear el gas metano como combustible para la generación de energía se requiere pretratamientos de desulfuración (Xie, Jin, Zhang, & Chen, 2023).

Además, se puede mencionar que mediante la recirculación se trató el lixiviado porque se obtuvo una reducción significativa de sulfuros con el tiempo. Sin embargo, no se logró cumplir con los parámetros establecidos por NECA (2011), puesto que para que los lixiviados puedan ser descargados a diferentes cuerpos como agua dulce debe ser inferior a 5 mg/l, por lo que se requiere realizar un pretratamiento antes de descargar el lixiviado al ambiente.

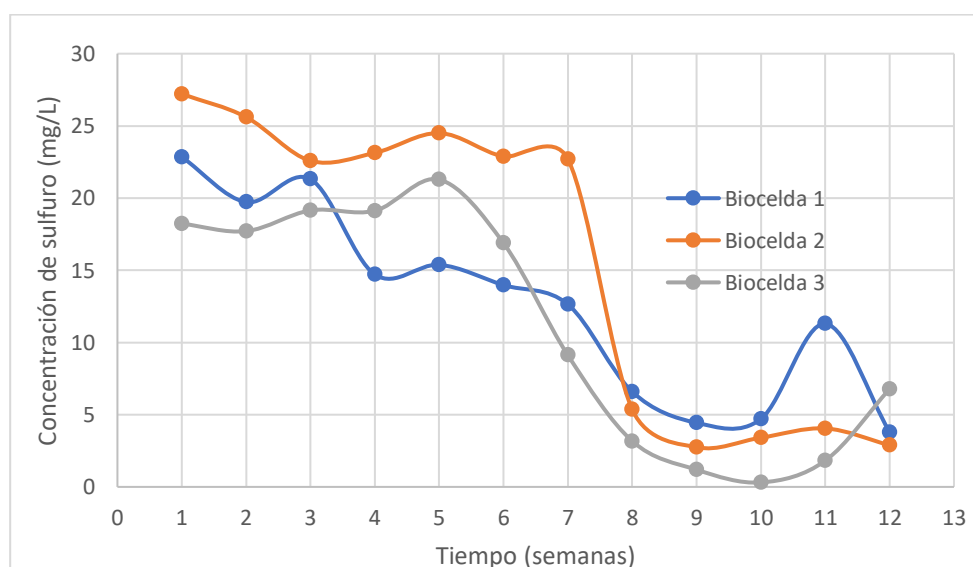


Figura 10. Monitoreo de sulfuro en biogás

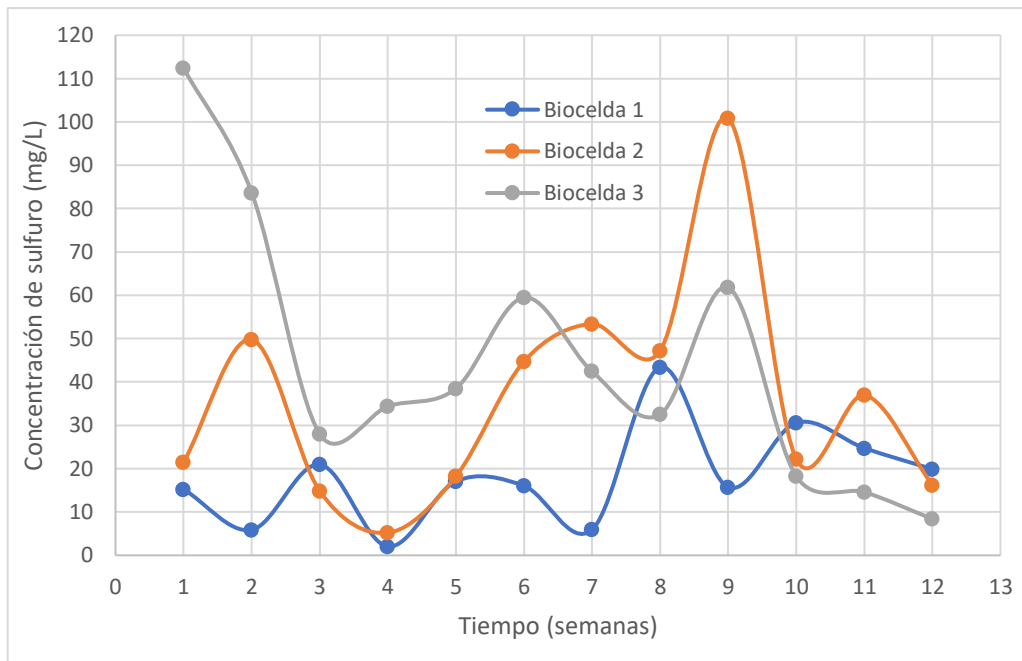


Figura 11. Monitoreo semanal de sulfuro en lixiviado

El hierro es un elemento comúnmente presente en los desechos sólidos y liberado en forma de iones ferrosos y férricos en los lixiviados; la presencia de este metal puede tener efectos positivos como negativos en la producción de biogás (**Zhu, Blanco, Bhatti, & Borrion, 2021**). Como un efecto positivo de este, es su acción como catalizador en las etapas de hidrólisis, ya que facilitan la descomposición de los sustratos orgánicos complejos en compuestos más simples, mejorando de esta forma la eficiencia de la digestión anaerobia y a su vez aumenta la producción de biogás (**Jegadeesan, Somanathan, & Jeyakumar, 2023**). Por otra parte, ayuda a estabilizar el pH del sistema evitando cambios que puedan inhibir la actividad microbiana (**Xie et al. , 2023**).

Según **Zhu et al. (2021)**, se obtienen efectos negativos cuando se presenta el hierro en altas concentraciones, ya que estas pueden precipitar en forma de compuestos insolubles como sedimentos, que obstruyen los sistemas de recirculación y conduce a un efecto tóxico para las bacterias metanogénicas.

En base a lo que evidencia la figura 12, las concentraciones de hierro se presentan en rangos menores a los 90 mg/L. De acuerdo con **Betancourt & Martínez (2012)**, se

encuentra en los parámetros típicos. Sin embargo, existe un punto importante con respecto al comportamiento de este con respecto al tiempo, al presentar una disminución en su presencia, llegando a tener concentraciones inferiores a los 20 mg/L, debiéndose a la presencia de reacciones de óxido – reducción en el entorno anaerobio donde los iones férricos pueden reducirse a iones ferrosos mediante procesos biológicos dados en un entorno de recirculación (Lyngkilde & Christensen, 1992).

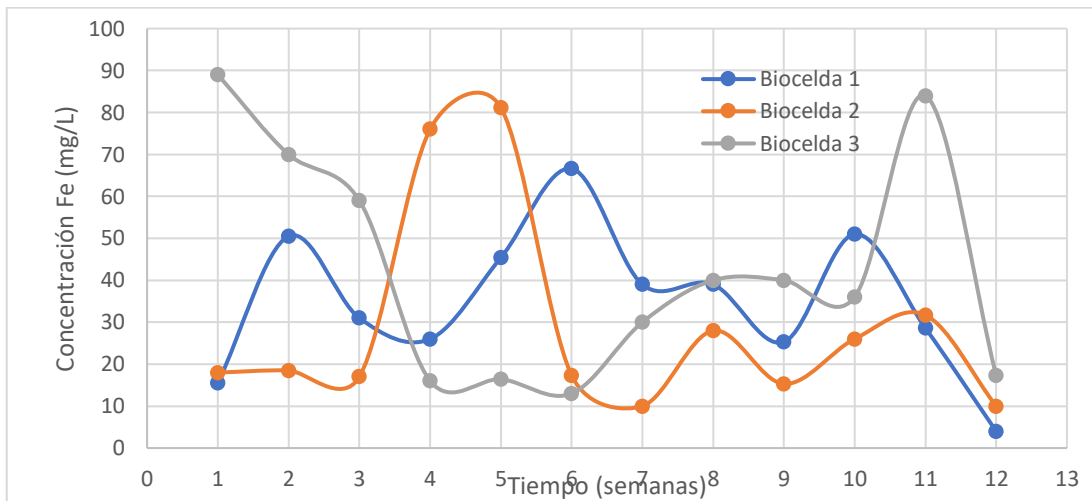


Figura 12. Monitoreo semanal de hierro

El magnesio es un elemento esencial en los procesos de degradación de residuos orgánicos, debido a su influencia en la actividad microbiana, al actuar como cofactores en las enzimas involucradas en la producción de biogás, teniendo un efecto clave como un nutriente esencial (Koirala et al., 2021). Es así que como se evidencia en la figura 13, se observa que las concentraciones de este elemento llegan a rangos inferiores a los 160 mg/L, valores que de acuerdo con Betancourt & Martínez (2012), se encuentran en rangos normales.

Por otro lado, de acuerdo con G. Chen, Chan, Clayton, Pawan, & Subramania (2011), cuando los lixiviados generados por los residuos se recirculan repetidamente, los nutrientes, incluyendo el magnesio. Pueden agotarse gradualmente por la absorción de los microorganismos, lo que se refleja en la reducción de la producción de biogás. Siendo necesario para el funcionamiento óptimo de las enzimas involucradas en la descomposición de los residuos y la producción de metano, como se observó al final de la semana 12 en base a la figura 2.

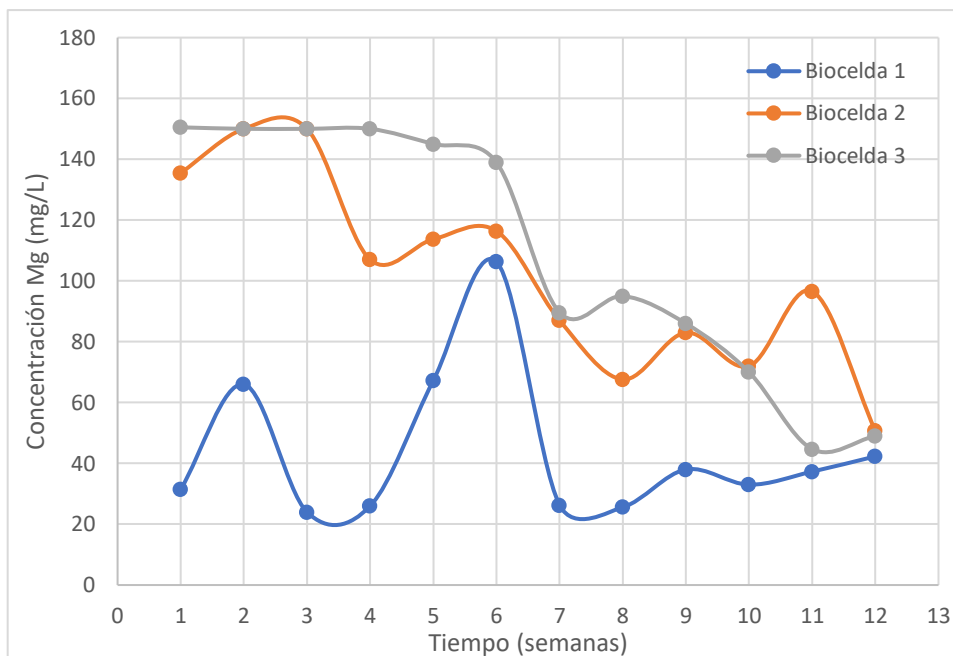


Figura 13. Monitoreo semanal de magnesio

El cromo VI, es una forma de cromo altamente tóxica y carcinogénica. Su presencia en los lixiviados supone una problemática debido a los efectos negativos en el medio ambiente y la salud humana (Coetzee, Bansal, & Chirwa, 2020). Sin embargo, la construcción de sistemas dispuestos en capas de compost, lodos y residuos verdes contribuyen a la disminución y eliminación del cromo VI de los lixiviados recirculados, como también en el aumento de la producción de gas metano (Rahman & Singh, 2019).

Como se observa en la figura 14, su comportamiento denota concentraciones iniciales relativamente altas en un rango superior a 3500 $\mu\text{g/L}$. Según Duan et al. (2021), excede el límite de hasta 0,1 mg/L, aunque a partir de la semana 4 se observa su reducción y su ausencia.

Esta ausencia se debe a que el cromo VI se reduce completamente a cromo trivalente, debido a procesos de adsorción y retención en las capas del sistema, como también se debe a la influencia de la actividad microbiana metanogénica, ya que, según Li, Low, Scott, & Amal (2007), estos microorganismos pueden contribuir en los procesos de

reducción biológica favoreciendo la formación de compuestos menos tóxicos o insolubles.

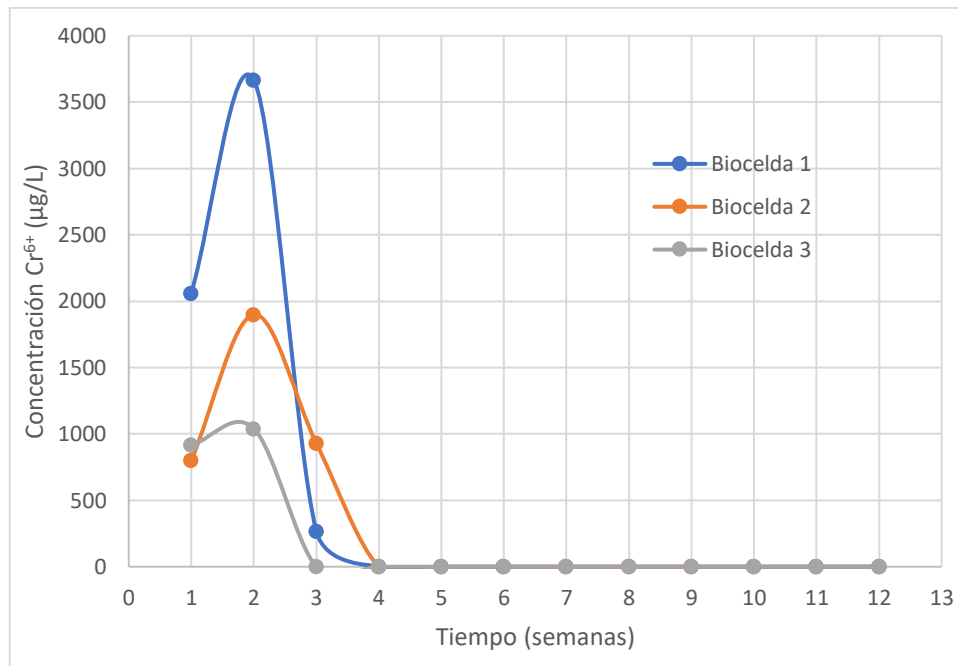


Figura 14. Monitoreo semanal de cromo VI

El Cr es considerado, uno de los metales pesados presentes en el lixiviado que representan un potencial riesgo para el medio ambiente y los seres vivos, puesto que, al mezclarse con otros contaminantes generan sustancias tóxicas (Chu, Fan, Wang, & Huang, 2019). La presencia de estos se debe al excesivo uso en la industria, como en textilera, galvanoplastia, pintura y especialmente en curtiembres (Silva et al., 2020), donde se emplea en el procesamiento de la materia prima (transformar la piel en cuero), el cual es enviado directamente al ambiente (Sai Bhavya, Selvarani, Samrot, & Thevarkattil Mohamed Javad, 2019). Los lodos obtenidos en el tratamiento de aguas residuales poseen una alta concentración de cromo total, en el caso de los lodos obtenidos de la PTAR, hay una concentración de 1166,85 mg/kg de Cr total, dentro del límite según NOM-004-SEMARNAT-20021, ya que establece que los lodos deben contener un máximo de 3000 $\mu\text{g/kg}$ (Sánchez Lascano, 2023). El contenido de este metal se lixivaba con el paso del tiempo, se estima que existe una tasa de 400 mm/año (Adelopo, Haris, Alo, Huddersman, & Jenkins, 2018). Esto se puede evidenciar en la figura 15, puesto que al inicio de la investigación el lixiviado generado en el biorreactor contenía una gran cantidad Cr total,

obtenida a partir de la fase sólida del biorreactor donde se observan valores relativamente altos, como se reporta en la tabla 12.

Otro aspecto, que se evidencia en la figura 15, es la reducción de Cr total, con el paso del tiempo, esto se debe a diferentes factores como la formación de complejos orgánicos que es provocado por el compost ya que se disminuye la biodisponibilidad del Cr total, lo que genera una reducción significativa en el contenido de este, además, la fase sólida pueden contener consorcios bacterianos que poseen una capacidad para generar remediación biológica provocando la eliminación de metales pesados (Zulfiqar et al., 2023).

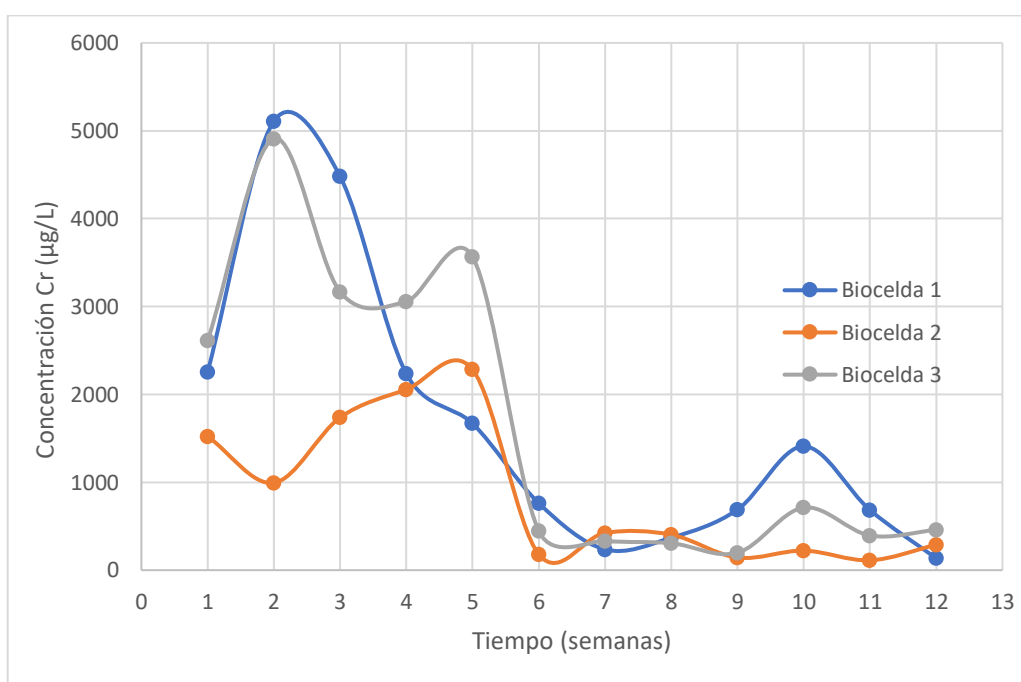


Figura 15. Monitoreo semanal de cromo total

El cadmio es un riesgo potencial para la salud humana y en medio ambiente, pues puede ingresar al cuerpo mediante diferentes vías como el agua, suelo, alimentos y generar deformación del material óseo (Wang et al., 2021). Además, puede generar una disminución del pH en aguas superficiales ya que llega a estas como ion Cd^{2+} (Flórez & Cotes Alvaro, 2006). En el caso de los vertederos, se ha evidenciado que existe una gran cantidad de deposición de metales pesados, los cuales no se degradan en los mismos y presentan un tiempo residual en el vertedero de 150 años, el cual se lixiviaba en una tasa

aproximada de 400 mm/ año, lo cual se ve reflejado en los lixiviados, generando contaminación ambiental (Adelopo et al., 2018).

Como se evidencia en la figura 16 al someter el lixiviado a recirculación, se dio una reducción de la concentración de cadmio, puesto que inicialmente se obtuvo 700 mg/L a 10 mg/L en doce semanas. Esto se puede involucrar a diversos factores como la capacidad de consorcios bacterianos en remediar el medio ambiente puesto que, tienen la capacidad descomponer este metal, en su mayoría entre un pH de 5 a 9, ya que cuando el pH es alto o bajo los metales se vuelven insolubles (Oziegbe, Oluduro, Oziegbe, Ahuekwe, & Olorunsola, 2021). Otro factor es que las bioceldas poseen una capacidad de sorción debido a los materiales sólidos que está compuesto, por lo que el cadmio queda retenido en el biorreactor y no forma parte del lixiviado como se observa en la tabla 12 (Xu et al., 2017). Otro mecanismo es la precipitación, puesto que el cromo al reaccionar con diversos compuestos del biorreactor puede formar precipitados que se caractericen por tener una baja solubilidad, provocando que se queden en la fase sólida del biorreactor ya que pierden su movilidad y por ende disminuye la presencia de cromo en el lixiviado recirculado (Xia, Song, Jeyakumar, Bolan, & Wang, 2020).

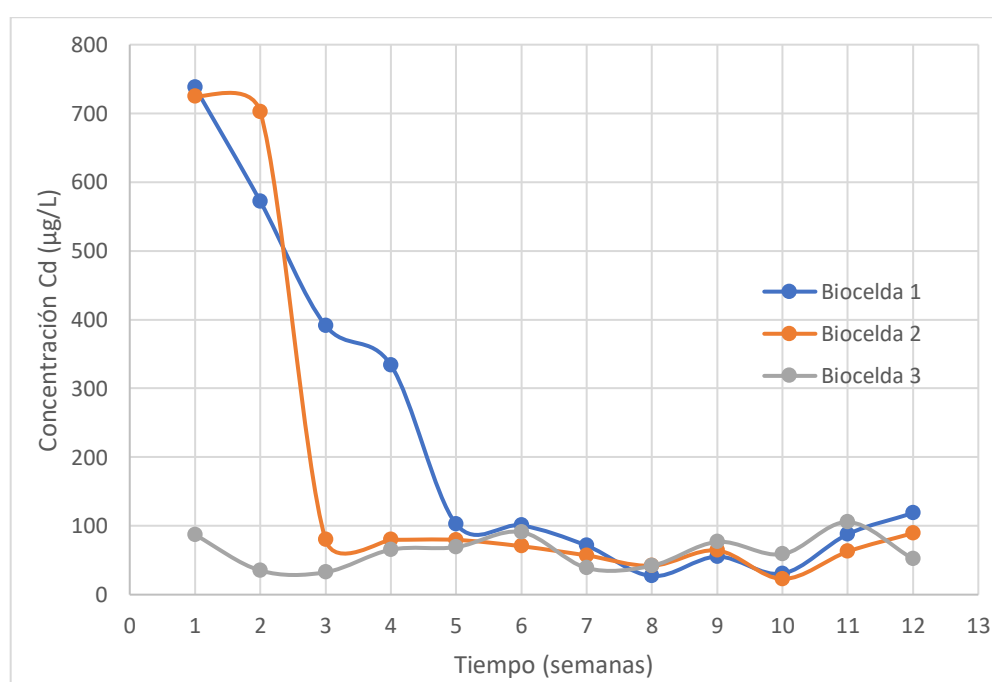


Figura 16. Monitoreo semanal de cadmio

Además, se evidenció que existe una disminución de la presencia de sulfato en el lixiviado en las primeras y últimas semanas del estudio. Esto probablemente se debe a que produjo un proceso de adsorción, es decir se adhirieron partículas disueltas a la fase sólida del biorreactor (**Holmer & Storkholm, 2001**). Por la existencia de materia orgánica que poseen, ya que se puede existir una afinidad con los iones sulfatos. Esta adsorción, se puede evidenciar en la tabla 12, puesto que al analizar la concentración de sulfato en la fase sólida de las bioceldas se obtuvo presencia de sulfato (**Habicht & Canfield, 1997**). Sin embargo, como se observa en la figura 7, existió en ciertas semanas un incremento de la concentración de lixiviado, esto se puede atribuir a varios factores como las características que posea la materia orgánica, pH, entre otros que pueden influir en la liberación del sulfato previamente adsorbido (**Long, Fang, Shen, Feng, & Chen, 2016**).

El apartado de fosfatos es un parámetro relevante el cual cuenta con concentraciones o depósitos de fosfatos en rangos de 6 a 8 g/kg, como se evidencia en la tabla 12. No obstante se cataloga como un parámetro normal y permisible de fosfatos según **van Puijenbroek, Beusen, & Bouwman (2019)**, donde se evidencia que en todos las concentraciones van de 2 a 5 g/kg.

Por otra parte, para el compost se regula que debe tener una concentración de 1 a 5 g/kg. En contraparte, no se especifica para los residuos verdes una norma permisible en contenido de fosfatos. Los altos índices de fosfatos en lodos y compost nos dan un indicio de que el depósito de fosfatos del lixiviado se da principalmente en la fase sólida de lodos y compost mientras que, en los residuos verdes, la cantidad es mínima (**Munir, Li, Mardon, Young, & Baroutian, 2019**).

Además, en la fase sólida de las componentes de las bioceldas existe la presencia de amonio debido a la descomposición de la materia orgánica en ausencia de oxígeno, lo que permite la generación del gas metano y dióxido de carbono (**Mesías, Solís-Salas, & Peñafiel-Ayala, 2022**). La presencia de amonio en la fase sólida se puede evidenciar en la tabla 12.

La concentración del amonio en los lodos tiende a ser un dato relevante esto debido a que puede aumentar debido a varios factores, como la acumulación continua de desechos orgánicos, la falta de oxígeno en el entorno y la liberación constante de amonio durante la descomposición anaeróbica (Cabeza, Urutiaga, Rivero, & Ortiz, 2007). Además, la presencia de materiales ricos en nitrógeno, como residuos de alimentos y productos de origen animal, puede contribuir a niveles más altos de amonio en los lodos (He, Zhang, Yang, Du, & Harada, 2007).

Como se evidencia en la tabla 12, existe la presencia de hierro en la fase sólida de las bioceldas, por lo cual se establece que se dio un proceso de absorción del hierro, ya sea por adsorción donde existe la adhesión de los iones de hierro en la superficie de la fase sólida y un proceso de precipitación donde los iones de hierro tienen la capacidad de reaccionar con otros compuestos del lixiviado para formar precipitados (Mor, Ravindra, Dahiya, & Chandra, 2006). Igualmente, estos procesos de absorción influencia al aumento de hierro en la semana 5,6 y 11. En el caso de la reducción de la presencia de cromo VI en el lixiviado, se establece que se dio por la adsorción del cromo VI en la fase sólida de las bioceldas, principalmente en los suelos que tiene una capacidad absorbente (Li et al., 2007). Como se evidencia en la tabla 12, la adsorción del cromo VI, principalmente se generó en los lodos.

Tabla 12. Caracterización de la fase sólida de las bioceldas al final de la producción de biogas en g/kg

	Biocelda	Lodo	Compost	R. verdes
Sulfato	1	156,1 ± 4,71	74,02 ± 0	54,1 ± 0
	2	112,3 ± 4,71	69,6 ± 5,18	30,7 ± 0
	3	115,9 ± 5,77	90,6 ± 5,77	26,2 ± 0
Fosfato	1	8,8 ± 0,94	8,9 ± 1,41	3,7 ± 0,81
	2	6,7 ± 0,47	6,04 ± 0,94	0,7 ± 0,47
	3	8,2 ± 0,78	6,1 ± 0,31	0,9 ± 1,24
Amonio	1	0,1 ± 18,8	0,02 ± 0	0,006 ± 0
	2	0,08 ± 4,7	0,02 ± 6,2	0,004 ± 0,4
	3	0,1 ± 16,9	0,03 ± 8,1	0,004 ± 4,7
Hierro	1	0,9 ± 1,4	1,9 ± 0,4	1,3 ± 0

	2	$1,1 \pm 0,47$	$2,02 \pm 0,94$	$0,9 \pm 0,47$
	3	$1,5 \pm 0,9$	$2,8 \pm 0,4$	0 ± 0
	1	$4,5 \pm 0,8$	$2,3 \pm 0,4$	$0,8 \pm 0$
Magnesio	2	$4,4 \pm 0,7$	$1,7 \pm 0,8$	$1,2 \pm 0,3$
	3	$4,5 \pm 0,7$	$1,7 \pm 0,3$	$0,7 \pm 0,1$
	1	$0,2 \pm 0,8$	0 ± 0	0 ± 0
Cromo VI	2	$0,1 \pm 0,1$	0 ± 0	$0,7 \pm 0,1$
	3	$0,1 \pm 0,1$	0 ± 0	$0,2 \pm 0$
	1	$1,4 \pm 0,7$	$1,1 \pm 0,3$	$0,6 \pm 0,7$
Cromo total	2	$1,2 \pm 0,5$	$0,9 \pm 0,8$	$0,5 \pm 0,4$
	3	$1,5 \pm 0,5$	$1,1 \pm 0,2$	$0,7 \pm 0,1$
	1	$0,1 \pm 0,6$	$0,08 \pm 0,3$	$0,06 \pm 0,1$
Cadmio	2	$0,1 \pm 0,7$	$0,07 \pm 0,4$	$0,06 \pm 0,9$
	3	$0,1 \pm 0,8$	$0,07 \pm 0,6$	$0,07 \pm 0,2$

Nota. El resultado del contenido representa el valor medio \pm la desviación estándar.

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. Conclusiones

La biocelda implementada para el manejo de residuos sólidos, permitió la descomposición de la materia orgánica, la cual contó con nutrientes que permitieron la producción de biogás. Además, la recirculación de lixiviado en las bioceldas favoreció la actividad microbiana y mejoró la estabilidad del proceso. En base a la figura 3 se evidencia que no existió fluctuaciones de pH, permitiendo una mejor degradación de residuos sin la acumulación de compuestos inhibidores.

Al operar la biocelda para el manejo de residuos sólidos por 90 días se obtuvo un comportamiento en la actividad metanogénica trazando una curva de generación de gas metano, viéndose marcados las diferentes etapas en las figura 2, obteniendo una fase de adaptación de las bacterias desde la semana 1 a la 3, seguida de un crecimiento exponencial comprendido entre la semana 3 hasta la semana 5 dando una producción máxima de 0,1 L de gas metano diario aproximadamente; la etapa metalogénica se dio a partir de la semana 5 hasta la semana 8 obteniendo un máximo de producción de 0,18 L al día, en la cual se evidenció la etapa de estabilización y finalmente la fase de declinación hacia la semana 12 donde se obtuvo una producción inferior al 0.05 L de gas metano.

A partir de la caracterización del lixiviado se evidenció una reducción de los contaminantes cadmio y cromo, siendo una problemática visible; por otra parte, la concentración de hierro presentó una disminución debido a un proceso de reducción generado en el entorno anaerobio. En fase a la figura 13, se evidenció una reducción de la concentración del magnesio la cual se atribuye a la adsorción de los microorganismos. En la caracterización inicial de la fase sólida de las bioceldas a partir de la tabla 8 se determinó que se poseen concentraciones dentro de los rangos habituales de fósforo y nitrógeno total, aportando las condiciones necesarias para la operación del biorreactor. Mientras que, en base a la tabla 12, se determinó que la

fase sólida de la biocelda absorbió ciertos contaminantes como el sulfato, cromo VI, cromo total y cadmio.

4.2. Recomendaciones

Evaluar la actividad de inhibición del cadmio y cromo en la actividad metanogénica dada en el sistema de biodigestión anaerobia.

Implementar un sistema de depuración de sulfuros del biogás con filtros de carbón activo para su aprovechamiento energético.

Realizar mediciones de CO₂ en el biogás obtenido, para obtener una perspectiva de los porcentajes de CH₄ y CO₂ generados por el sistema en su fase estacionaria.

MATERIALES DE REFERENCIA

- Abbas, R., Hossini, H., Hossein, M., & Chshme, D. (2011). Simultaneous Removal of Hexavalent Chromium and Nitrate from Wastewater using Electrocoagulation Method. *International Journal of Environmental Science and Development*, 2. Retrieved from <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=81d364aa80e49b9d9e85ffc60f9c7b425cd17a02>
- Adebayo, A., & Madukasi, E. (2018). Leachate treatment using bioreactor landfill technology: A review. *Journal of Environmental Management*, 206, 1124–1134. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.060>
- Adelopo, A. O., Haris, P. I., Alo, B. I., Huddersman, K., & Jenkins, R. O. (2018). Multivariate analysis of the effects of age, particle size and landfill depth on heavy metals pollution content of closed and active landfill precursors. *Waste Management*, 78, 227–237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.040>
- Admasu, A., Bogale, W., & Mekonnen, Y. S. (2022). Experimental and simulation analysis of biogas production from beverage wastewater sludge for electricity generation. *Scientific Reports*, 12(1), 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12811-3>
- Afsharnia, M., Torabian, A., Mousavi, G. R., & Abduli, M. A. (2012). Landfill leachate treatment by sono-evaporation. *Desalination and Water Treatment*, 48(1–3), 344–348. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.702959>
- Agamuthu, P. (2009). Landfills and their impact on the environment. *Waste Management & Research*, 27(8), 730–734. <https://doi.org/https://doi.org/10.1177/>
- Ağdağ, O. N., & Sponza, D. T. (2005). Effect of alkalinity on the performance of a simulated landfill bioreactor digesting organic solid wastes. *Chemosphere*, 59(6), 871–879. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.017>
- Ajavi, O., & Oluwole, F. (2016). Methane emission from municipal solid waste landfills in Nigeria: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 62, 410–419. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.045>
- Akunna, J. (2019). *Anaerobic Waste-Wastewater Treatment and Biogas Plants: A Practical Handbook*. Taylor and Francis Group. Retrieved from https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=JEkPEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Alternatives+for+the+Beneficial+Use+of+Residuals,+Biosolids,+and+Organic+Waste.+CRC+Press.&ots=NQYIIUEzz4&sig=YX72c-YnAX7QqDUMnqZfpHD-1qY&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Alcocer, P., Cevallos, O., & González, J. (2019). Mejoramiento de la gestión integral de los residuos sólidos urbanos en el cantón de Quevedo, Ecuador. *Universidad y Sociedad*, 11(5). Retrieved from http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2218-36202019000500362

- Aldrawsha, A., Natarajan, R., & Ibrahim, O. (2020). Biogas production from waste in a sanitary landfill reactor. *Journal of Thermal Engineering*, 6(6), 298–311. <https://doi.org/https://doi.org/10.18186/thermal.830371>
- Aljaradin, M., & Persson, K. M. (2012). Environmental Impact of Municipal Solid Waste Landfills in Semi-Arid Climates-Case Study-Jordan. *The Open Waste Management Journal*, 5, 28–39. Retrieved from <https://benthamopen.com/contents/pdf/TOWMJ/TOWMJ-5-28.pdf>
- Álvarez, R. (2014). *Instructivo de uso del multiparamétrico wtw, modelo multi 340i y medición de muestras*. Retrieved from https://biorem.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_biorem/education/research/protocols/INSTRUCTIVO_DE_USO_DEL_MULTIPARAM%C3%88TRICO.pdf
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (L. S. C. E.W. Rice, R.B. Baird, A.D. Eaton, Ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Ardani, R., Reza, A., Fahiminia, M., Hashemi, S., Fahiminia, V., & Saberi, M. (2015). Assessment of Influence of Landfill Leachate on Groundwater Quality: A Case Study Albourz Landfill (Qom, Iran). *Archives of Hygiene Sciences*, 4(1), 13–21. Retrieved from <http://jhygiene.muq.ac.ir>
- Arumugam, A., Natrajan, G., & Prakash, M. (2017). Membrane filtration for leachate treatment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(4), 3483–3493. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.06.055>
- Association of Official Analytical Chemists, AOAC International, Horwitz, W., & Latimer, G. (2006). *Official Methods of Analysis of AOAC International*. AOAC International. Retrieved from https://www.google.com.ec/books/edition/Official_Methods_of_Analysis_of_AOAC_Int/rrEmAAAACAAJ?hl=es-419
- Ávila, M., Campos, R., Brenes, L., & Jiménez, M. F. (2018). Generación de biogás a partir del aprovechamiento de residuos sólidos biodegradables en el Tecnológico de Costa Rica, sede Cartago. *Revista Tecnología En Marcha*, 31(2), 159. <https://doi.org/10.18845/tm.v31i2.3633>
- Babaei, S., Sabour, M. R., & Moftakhari Anasori Movahed, S. (2021). Combined landfill leachate treatment methods: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(42), 59594–59607. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16358-0>
- Baggini, S. (2020). *Guía Practica de microbiología en agua y alimentos*. Arte editorial Servicop. Retrieved from <https://books.google.com.ec/books?id=YYX-DwAAQBAJ&pg=PT54&dq=potencial+oxido+reduccion+Baggini,+2020&hl=es-419&sa=X&ved=2ahUKEwj-ryc54H9AhUekWoFHUmGCUQQ6AF6BAGLEAI#v=onepage&q=potencial%20oxido%20reduccion%20Baggini%2C%202020&f=false>

- Bakkaloglu, S., Lowry, D., Fisher, R. E., France, J. L., Brunner, D., Chen, H., & Nisbet, E. G. (2021). Quantification of methane emissions from UK biogas plants. *Waste Management*, *124*, 82–93. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2021.01.011>
- Barahona, R. J., & Martínez, A. P. (2023). *Planificación estratégica y niveles de competitividad en la empresa pública municipal para la gestión integral de residuos sólidos Strategic planning and competitiveness levels in the municipal public company for the integral management of solid wastes*. *3*, 1–12.
- Betancourt, R., & Martínez, J. (2012). Análisis de aprovechabilidad del lixiviado de un relleno sanitario de una ciudad intermedia en Colombia Análisis de aprovechabilidad del lixiviado de un relleno sanitario de una ciudad intermedia en Colombia. *Asociación Colombiana de Ingeniería*, 1–73.
- Bhatt, A. H., & Tao, L. (2020). Economic Perspectives of Biogas Production via Anaerobic Digestion. *Bioengineering*, *7*(3), 74. <https://doi.org/10.3390/bioengineering7030074>
- Bilgili, M. S., Demir, A., & Özkaya, B. (2007). Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*, *143*(1–2), 177–183. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.012>
- Birchler, D. R., Milke, M. W., Marks, A. L., & Luthy, R. G. (1994). Landfill Leachate Treatment by Evaporation. *Journal of Environmental Engineering*, *120*(5), 1109–1131. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1994\)120:5\(1109\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1994)120:5(1109))
- Brown, G. H., & Saltee, E. M. (1967). Química cuantitativa. In *Química cuantitativa* (6th ed.). Barcelona: Reverté, S.A. Retrieved from <https://books.google.com.co/books?id=MSts88PUKXUC>
- Budihardjo, M. A., Ramadan, B. S., Yohana, E., Syafrudin, Rahmawati, F., Ardiana, R., ... Karmilia, A. (2021). A review of anaerobic landfill bioreactor using leachate recirculation to increase methane gas recovery. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *894*(1). IOP Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/894/1/012013>
- Cabeza, A., Urtiaga, A., Rivero, M. J., & Ortiz, I. (2007). Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, *144*(3), 715–719. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.106>
- Camargo, Y., & Vélez, A. (2009). Emisiones de biogas producidas en rellenos sanitarios. *Red de Ingeniería En Saneamiento Ambiental* .
- CEPAL. (2019). *Evaluación e implementación de proyectos piloto de biodigestores en El Salvador* (pp. 1–15). pp. 1–15.
- Cervetto, A. M., & Moreira, N. M. (2017). *Diagnóstico del manejo de los residuos sólidos en el parque histórico Guayaquil*.
- Chacón, M. (2016). *Análisis físico y químico de la calidad del agua*. Bogota.
- Chambers, P. (2020). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* - Google Play Libros. Ed Tech Press. Retrieved from

https://play.google.com/books/reader?id=x_3EDwAAQBAJ&pg=GBS.PR4&hl=es_US

- Chan, G. Y. S., Chu, L. M., & Wong, M. H. (2002). Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environmental Pollution*, 118(3), 393–399. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00286-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00286-X)
- Chen, G., Chan, A., Clayton, H., Pawan, C., & Subramania, K. (2011). *Comparison of Onsite Biological and Physicochemical Systems for the Treatment of Landfill Leachate with High Ammonium Content*. Retrieved from www.hinkleycenter.org
- Chen, Z., Chang, Z., Zhang, L., Jiang, Y., Ge, H., Song, X., ... Li, J. (2019). Effects of water recirculation rate on the microbial community and water quality in relation to the growth and survival of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *BMC Microbiology*, 19(1), 192. <https://doi.org/10.1186/s12866-019-1564-x>
- Christensen, T, Cossu, R., & Stegmann, R. (2005). *Landfilling of Waste: Biogas*. Tarlor and Francis . Retrieved from https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=ZIYEEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PT8&dq=Landfilling+of+Waste:+Biogas.+Emission+Control,+and+Groundwater+Protection.+&ots=oHCVmgLIat&sig=sxImGmjKn5ofEjkd-WjIFewldXs&redir_esc=y#v=onepage&q=Landfilling%20of%20Waste%3A%20Biogas.%20Emission%20Control%2C%20and%20Groundwater%20Protection.&f=false
- Christensen, T, Cossu, R., & Stegmann, R. (2010). Landfilling of waste: Biogas. In *Landfilling of waste: Biogas*. Elsevier, 14, 1–25. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(09\)14001-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0956-053X(09)14001-4)
- Christensen, Thomas. (2010). *Solid Waste Technology and Management*. WILEY . Retrieved from https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=4gx-bMOhpxEC&oi=fnd&pg=PT8&dq=Solid+Waste+Technology+%26+Management&ots=dDNUaqc-wz&sig=Bnvdlt8CJAOSneoj6suoqzsp2Zw&redir_esc=y#v=onepage&q=Solid%20Waste%20Technology%20%26%20Management&f=false
- Chu, Z., Fan, X., Wang, W., & Huang, W. chiao. (2019). Quantitative evaluation of heavy metals' pollution hazards and estimation of heavy metals' environmental costs in leachate during food waste composting. *Waste Management*, 84, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.031>
- Coetzee, J. J., Bansal, N., & Chirwa, E. M. N. (2020). Chromium in Environment, Its Toxic Effect from Chromite-Mining and Ferrochrome Industries, and Its Possible Bioremediation. *Exposure and Health*, 12(1), 51–62. <https://doi.org/10.1007/s12403-018-0284-z>
- Corena, M. (2008). *Sistemas de tratamientos para lixiviados generados*. Universidad de Sucre .

- Coronado, J. (2015). *Caracterización de lixiviados generados en el botadero municipal del cantón la Maná, provincia de Cotopaxi, año 2014*. Universidad Estatal de Quevedo, Quevedo.
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. de S. M., & Campos, J. C. (2019a, February 15). Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, Vol. 232, pp. 110–116. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. de S. M., & Campos, J. C. (2019b, February 15). Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, Vol. 232, pp. 110–116. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Dai, S., Hower, J. C., Finkelman, R. B., Graham, I. T., French, D., Ward, C. R., ... Zhao, L. (2020, February 1). Organic associations of non-mineral elements in coal: A review. *International Journal of Coal Geology*, Vol. 218, p. 103347. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2019.103347>
- Demirel, B., & Scherer, P. (2008). Trace element removal during anaerobic digestion of dairy manure in bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*, 153(3), 1091–1097. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.052>
- Duan, Z., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2021a). Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review. *Waste Management*, 119, 39–62. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2020.09.015>
- Duan, Z., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2021b). Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review. *Waste Management*, 119, 39–62. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.015>
- Durán, A., González, G., Basurto, G., Castelán, G., Peralta, S., Aguilar, M., & Sánchez, A. (2018). *Estudio de digestión anaeróbica seca y húmeda en planta piloto, para determinar el potencial de producción de biogás a partir de residuos orgánicos generados en el municipio de Naucalpan de Juárez* (Unidad de Proyectos y de Investigación en Ingeniería Ambiental). Unidad de Proyectos y de Investigación en Ingeniería Ambiental, Ciudad de México . Retrieved from https://www.giz.de/en/downloads/ENRES%20Estudio_determinar_potencial_produccion_biogas_env_2.pdf
- Edzwald, J. K. (2010). WATER QUALITY AND TREATMENT A HANDBOOK ON DRINKING WATER. In *American Water Works Association (Sexta)*. American Water Works Association. Retrieved from www.awwa.org
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., & Alayli, B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22(3), 269–282. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00040-X)
- EPA. (2022). *Bioreactor Landfills US EPA*.

- EPA. (2023). *Basic Information about Landfill Gas* /. Retrieved from <https://www.epa.gov/lmop/basic-information-about-landfill-gas>
- FAO. (2021). Tres soluciones energéticas sostenibles para la producción de alimentos y lugares donde se utilizan. Retrieved April 22, 2023, from <https://www.fao.org/fao-stories/article/es/c/1412920/>
- Fei, X., Zekkos, D., & Raskin, L. (2016). Quantification of parameters influencing methane generation due to biodegradation of municipal solid waste in landfills and laboratory experiments. *Waste Management* , 55, 276–287. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2015.10.015>
- Feng, S. J., Chen, Z. W., & Zheng, Q. T. (2020). Effect of LCRS clogging on leachate recirculation and landfill slope stability. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(6), 6649–6658. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07383-1>
- Flórez, Y., & Cotes Alvaro. (2006). Bioabsorción de metales pesados por *Salvinia natans* de los lixiviados del relleno sanitario Combeima Ibagué. *Revista Tumbaga* , 1(1), 89–100. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3630810>
- Fuentes, F., & Massol-Deyá, A. (2002). *MANUAL DE LABORATORIOS ECOLOGÍA DE MICROORGANISMOS*. Universidad de Puerto Rico .
- Garzón, P., Ochoa-Herrera, V., & Peñafiel, R. (2015). *Estudio de la generación de gas metano a partir del agua residual del proceso de extracción de aceite crudo de palma en biodigestores experimentales* (Vol. 7). Retrieved from <https://revistas.usfq.edu.ec/index.php/avances/article/view/274>
- Gollapalli, M., & Kota, S. H. (2018). Methane emissions from a landfill in north-east India: Performance of various landfill gas emission models. *Environmental Pollution* , 234, 174–180. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2017.11.064>
- Góme, M., & Campos, A. (2018). Lixiviados de vertedero: su impacto en el medio ambiente y soluciones de tratamiento. *Ingeniería Del Agua*, 22(1), 33–43. <https://doi.org/https://doi.org/10.4995/ia.2018.8772>
- Gomes, H., Ribiero, A., & Ottosen, L. (2016). Electrokinetic remediation of soils contaminated with heavy metals and organic compounds: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 10250–10268. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6563-y>
- Gualteros, Q. (2019). *Problemática ambiental generada por lixiviados en Bogotá* *Environmental problems generated by leachates in Bogota*. 4, 66–78.
- Guebitz, G. M., Bauer, A., Bochmann, G., Gronauer, A., & Weiss, S. (2015). *Biogas Science and Technology*. Retrieved from <http://www.springer.com/series/10>
- Gworek, B., Dmuchowski, W., Koda, E., Marecka, M., Baczewska, A., Brągoszewska, P., ... Osiński, P. (2016). Impact of the Municipal Solid Waste Łubna Landfill on Environmental Pollution by Heavy Metals. *Water*, 8(10), 470. <https://doi.org/10.3390/w8100470>

- Habicht, K. S., & Canfield, D. E. (1997). Sulfur isotope fractionation during bacterial sulfate reduction in organic-rich sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(24), 5351–5361. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(97\)00311-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(97)00311-6)
- Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., & Lu, X. (2017). Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 76, pp. 1485–1496. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>
- Hamoda, M., & Al-Ghusain, I. (2018). Enhanced landfill bioreactor technologies for landfill sustainability. *Journal of Environmental Management*, 206, 1195–1212.
- HANNA instruments. (2022). Manuales y hojas de seguridad . Retrieved December 27, 2022, from <https://hannainst.ec/descargas/?q=HI%2083399&catid=265&limit=60>
- He, S., Zhang, Y., Yang, M., Du, W., & Harada, H. (2007). Repeated use of MAP decomposition residues for the removal of high ammonium concentration from landfill leachate. *Chemosphere*, 66(11), 2233–2238. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.016>
- Hernández, J., Ramírez, B., Gomes, C., & Morgan, J. (2017). *Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales*. GIZ México.
- Hernández, L., Benítez, M., & Bernúdez, J. (2018). Caracterización físico-química de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos del vertedero controlado en el Centro Urbano Abel Santamaría de Santiago de Cuba. *Tecnología Química*, 38(2). Retrieved from http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852018000200014
- Holmer, M., & Storkholm, P. (2001). Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology*, 46(4), 431–451. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00687.x>
- Hong, S., & Jang, Y. (2019). A review of landfill bioreactor studies in the last decade. *Environmental Technology*, 40(18), 2358–2369.
- Hussein, M., Yoneda, K., Mohd-Zaki, Z., Amir, A., & Othman, N. (2021). Heavy metals in leachate, impacted soils and natural soils of different landfills in Malaysia: An alarming threat. *Chemosphere*, 267, 128874. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128874>
- INEC. (2021). *Estadística de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales*.
- Issah, A. A., & Kabera, T. (2020). Impact of volatile fatty acids to alkalinity ratio and volatile solids on biogas production under thermophilic conditions. *Waste Management and Research*, 39(6), 871–878. <https://doi.org/10.1177/0734242X20957395>

- Jagaba, A. H., Kutty, S. R. M., Lawal, I. M., Abubakar, S., Hassan, I., Zubairu, I., ... Noor, A. (2021). Sequencing batch reactor technology for landfill leachate treatment: A state-of-the-art review. *Journal of Environmental Management*, 282, 111946. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111946>
- Jegadeesan, C., Somanathan, A., & Jeyakumar, R. B. (2023). Sanitary landfill leachate treatment by aerated electrochemical Fenton process. *Journal of Environmental Management*, 337, 117698. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117698>
- Kaczala, F., & Bindra, S. (2016). Biogas from landfill: Issues and challenges in Malaysia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 446–454. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.175>
- Kamaruddin, M. A., Yusoff, M. S., Rui, L. M., Isa, A. M., Zawawi, M. H., & Alrozi, R. (2017). An overview of municipal solid waste management and landfill leachate treatment: Malaysia and Asian perspectives. *Environmental Science and Pollution Research* 2017 24:35, 24(35), 26988–27020. <https://doi.org/10.1007/S11356-017-0303-9>
- Kanmani, S., & Gandhimathi, R. (2013). Investigation of physicochemical characteristics and heavy metal distribution profile in groundwater system around the open dump site. *Applied Water Science*, 3(2), 387–399. <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0089-y>
- Khan, A. H., López-Maldonado, E. A., Alam, S. S., Khan, N. A., López, J. R. L., Herrera, P. F. M., ... Singh, L. (2022). Municipal solid waste generation and the current state of waste-to-energy potential: State of art review. *Energy Conversion and Management*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115905>
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2010). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297–336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Koirala, N., Odey, E. A., Lu, Q., Iu, H. I., Lok, K. S., & Shim, H. (2021). Stimulatory effect of magnesium supplement on anaerobic co-digestion of food waste and domestic wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101773. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101773>
- Kumar, V., Sharma, N., Umesh, M., Chakraborty, P., Kaur, K., Duhan, L., ... Maitra, S. S. (2023). Micropollutants characteristics, fate, and sustainable removal technologies for landfill leachate: A technical perspective. *Journal of Water Process Engineering*, 53, 103649. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103649>
- Kurniawan, T., Chan, G., Lo, W., & Babel, S. (2006). Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering & Technology*, 118(1–2), 83–98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.01.015>
- Lamastra, L., Suci, N. A., & Trevisan, M. (2018). Sewage sludge for sustainable agriculture: Contaminants' contents and potential use as fertilizer. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 5(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>

- Larson, S. L., Martin, W. A., Şengör, S. S., Wade, R., & Altamimi, F. (2021). Amendment for increased methane production rate in municipal solid waste landfill gas collection systems. *Science of the Total Environment*, 772, 145574. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145574>
- Lay, J. J., Li, Y. Y., & Noike, T. (1998). Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. *Water Research*, 32(12), 3673–3679. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00137-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00137-7)
- Lee, D. H., Behera, S. K., Kim, J. W., & Park, H. S. (2009). Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: A lab-scale study. *Waste Management*, 29(2), 876–882. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.033>
- Li, Y., Low, G. K. C., Scott, J. A., & Amal, R. (2007). Microbial reduction of hexavalent chromium by landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1–2), 153–159. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.07.069>
- Long, Y., Fang, Y., Shen, D., Feng, H., & Chen, T. (2016). Hydrogen sulfide (H₂S) emission control by aerobic sulfate reduction in landfill. *Scientific Reports*, 6(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep38103>
- López, C., Buitrón, G., García, H., & Cervantes, F. (2018). *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- López, R., Murrillo, B., Benson, M., López, E., & Valle, G. (2002). *MANUAL DE ANÁLISIS QUÍMICOS DE SUELOS*. México : Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Retrieved from <https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1001/2065/1/MANUAL%20DE%20AN%C3%81LISIS%20QU%C3%8DMICOS%20DE%20SUELOS.PDF>
- Lyngkilde, J., & Christensen, T. H. (1992). Redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology*, 10(4), 273–289. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(92\)90011-3](https://doi.org/10.1016/0169-7722(92)90011-3)
- MAATE. (2019). *Gestión integral de residuos sólidos*.
- Magallón, M. (2007). *Caracterización del Lixiviado Generado en el Vertedero de Metepec y Análisis de Medios Reactivos Permeables*. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca.
- Manahan, S. (2011). *Fundamentals of Environmental Chemistry, Third Edition* - Google Books. CRC Press. Retrieved from https://www.google.com.ec/books/edition/Fundamentals_of_Environmental_Chemistry/vv7KBQAAQBAJ?hl=es-419&gbpv=0
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015, May 1). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 45, pp. 540–555. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>

- Martinez-Lopez, A., Padrón-Hernández, W., Rodríguez-Bernal, O. F., Chiquito-Coyotl, O., Escarola-Rosas, M. A., Hernández-Lara, J., ... Martínez-Castillo, J. (2014). Alternativas actuales del manejo de lixiviados. *Red de Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal*, 9(1), 37–47. Retrieved from www.saber.ula.ve/avancesenquimica
- Mcgowan, M. (2012). *Renewable LNG Update on the world ' s largest landfill gas to LNG plant*.
- McNaught, A., Wilkinson, A., Jenkins, A., International Union of Pure and Applied Chemistry, & Union internationale de chimie pure et appliquée. (2006). *IUPAC Compendium of Chemical Terminology* . The Gold Book. Retrieved from https://www.google.com.ec/books/edition/IUPAC_Compndium_of_Chemical_Terminology/P5fOjwEACAAJ?hl=es-419
- Mesías, D., Solís-Salas, N., & Peñafiel-Ayala, R. (2022). Análisis de los sistemas anaeróbicos para la purificación lixiviados de rellenos sanitarios y la generación de energía renovable: reactores UASB, sistemas anammox y bioceldas. *Investigación & Desarrollo*, 1–21.
- Michel, P. S., Pariatamby, A., Bhatti, M. S., Chenayah, S., & Shahul, F. (2021). Strategies for reducing greenhouse gas emissions from municipal solid waste management in Pakistan. *Waste Management & Research* , 39(7), 914–927. <https://doi.org/10.1177/0734242X20983927>
- Mójica, C., Rueda, B., Vidal, E., & Acosta, D. (2018). Caracterización fisicoquímica de excreta bovina para producir biogás. *TECTZAPIC*. Retrieved from <https://www.eumed.net/rev/tectzopic/2018/02/excreta-bovina-biogas.html>
- Monroy, A. (2021). *Estudio de peligrosidad de los lodos de sistemas de tratamiento de aguas residuales en industrias procesadoras de alimentos cárnicos*. Universidad Central del Ecuador.
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R. P., & Chandra, A. (2006). Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1–3), 435–456. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1505-7>
- Moujanni, A., Qarraey, I., & Ouatmane, A. (2022). Biogas recovery from fresh landfill leachates by using a coupled air stripping-up follow anaerobic sludge blanket (UASB) process. *Environmental Engineering Research*, 27(1). <https://doi.org/10.4491/eer.2020.470>
- Munir, M. T., Li, B., Mardon, I., Young, B. R., & Baroutian, S. (2019). Integrating wet oxidation and struvite precipitation for sewage sludge treatment and phosphorus recovery. *Journal of Cleaner Production*, 232, 1043–1052. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.007>
- Nair, A., Sartaj, M., Kennedy, K., & Coelho, N. M. G. (2014). Enhancing biogas production from anaerobic biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste through leachate blending and recirculation. *Waste Management and Research*, 32(10), 939–946. <https://doi.org/10.1177/0734242X14546036>

- Nakasima, M., Taboada, P., Aguilar, Q., & Velázquez, N. (2017). Adaptación de inóculos durante el arranque de la digestión anaerobia con residuos sólidos orgánicos. *Informacion Tecnologica*, 28(1), 199–208. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642017000100020>
- Nanda, S., & Berruti, F. (2021). Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(2), 1433–1456. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01100-y>
- Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapullaiah, P. v., & Ramachandra, T. v. (2017, January 1). Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, Vol. 220, pp. 1–12. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>
- NECA. (2011). *Norma Ecuatoria de Calidad Ambiental, Anexo 4, Libro VI, TULSMA*. Quito.
- Nemeew, N., Agardy, F., Sullivan, P., & Salvato, J. (2009). *Environmental Health and Safety for Municipal*. John Wiley and Sons. Retrieved from https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=VO-Unp1sFAMC&oi=fnd&pg=PA177&dq=related:bn4AE6k2D2cJ:scholar.google.com/&ots=GFnp1KtAvR&sig=_IDmxSImfUuDlg1jGSUkz0Hc38A&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Ngoc, U. N., & Schnitzer, H. (2009). Sustainable solutions for solid waste management in Southeast Asian countries. *Waste Management*, 29(6), 1982–1995. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.031>
- Organización internacional de normalización (ISO) y Instituto ecuatoriano de Normalización (INEN). (2009). *Calidad del agua. Muestreo. Parte 15: Guía para la conservación y manipulación de muestras de lodo y sedimentos* (pp. 1–7). pp. 1–7. Quito - Ecuador.
- Osra, F. A., Ozcan, H. K., Alzahrani, J. S., & Alsoufi, M. S. (2021). Municipal Solid Waste Characterization and Landfill Gas Generation in Kakia Landfill, Makkah. *Sustainability*, 13(3). <https://doi.org/10.3390/su13031462>
- Oziegbe, O., Oluduro, A. O., Oziegbe, E. J., Ahuekwe, E. F., & Olorunsola, S. J. (2021). Assessment of heavy metal bioremediation potential of bacterial isolates from landfill soils. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(7), 3948–3956. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.03.072>
- 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>
- Pasalari, H., Esrafil, A., Rezaee, A., Gholami, M., & Farzadkia, M. (2021). Electrochemical oxidation pretreatment for enhanced methane potential from landfill leachate in anaerobic co-digestion process: Performance, Gompertz model, and energy assessment. *Chemical Engineering Journal*, 422, 130046. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130046>

- Pascual, J. A., Garcíá, C., & Hernandez, T. (1999). Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology*, 68(3), 255–264. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00160-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00160-6)
- Patinvoh, R. J., Osadolor, O. A., Chandolias, K., Sárvári Horváth, I., & Taherzadeh, M. J. (2017, January 1). Innovative pretreatment strategies for biogas production. *Bioresource Technology*, Vol. 224, pp. 13–24. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.083>
- Pazmiño, J. (2022). *Gestión de residuos sólidos del cantón Cevallos, Provincia de Tungurahua*. Escuela Politécnica Nacional, Quito .
- Peng, Y. (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S2567–S2574. <https://doi.org/10.1016/J.ARABJC.2013.09.031>
- Pirsaheb, M., Hossaini, H., & Amini, J. (2021). Operational parameters influenced on biogas production in zeolite/anaerobic baffled reactor for compost leachate treatment. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 19(2), 1743–1751. <https://doi.org/10.1007/s40201-021-00729-3>
- Prabhudessai, V., Ganguly, A., & Mutnuri, S. (2013). Biochemical Methane Potential of Agro Wastes. *Journal of Energy*, 2013, 1–7. <https://doi.org/10.1155/2013/350731>
- Programme, U. N. E. (2019). Waste Management Outlook for Latin America and the Caribbean. Retrieved from United Nations Environment Programme website: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/28256/wmo-lac-2019.pdf>
- Puig, S., Serra, M., Coma, M., Cabré, M., Dolors Balaguer, M., & Colprim, J. (2011). Microbial fuel cell application in landfill leachate treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2–3), 763–767. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2010.09.086>
- Quinteros, A. (2020). Modelo multicriterio para la gestión integral de residuos sólidos urbanos en Quevedo – Ecuador/ Multicriteria model for the integral management of urban solid waste in Quevedo - Ecuador. *Revista de Ciencias Sociales*, XXVI, 328–352. <https://doi.org/10.31876/rcs.v26i4.34666>
- Rahman, Z., & Singh, V. P. (2019). The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(7), 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7528-7>
- Rajagopal, R., Massé, D. I., & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*, 143, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>
- Ramalho, R. (2021). *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté. Retrieved from

<https://books.google.com.ec/books?id=T9MfEAAAQBAJ&pg=PA699&dq=determinacion+de+la+demanda+quimica+de+oxigeno+Sette,+2021&hl=es-419&sa=X&ved=2ahUKEwj324SH5IH9AhWXmGoFHV7aA6IQ6AF6BAgIEAI#v=onepage&q=determinacion%20de%20la%20demanda%20quimica%20de%20oxigeno%20Sette%2C%202021&f=false>

- Ramalho, R. S. (2021). *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté.
- Rasapoor, M., Young, B., Brar, R., Sarmah, A., Zhuang, W. Q., & Baroutian, S. (2020, February 1). Recognizing the challenges of anaerobic digestion: Critical steps toward improving biogas generation. *Fuel*, *261*, 116497. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116497>
- Robinson, H. D., Knox, K., Bone, B. D., & Picken, A. (2005). Leachate quality from landfilled MBT waste. *Waste Management*, *25*(4 SPEC. ISS.), 383–391. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.02.003>
- Rodriguez, J., Rodriguez, G., Sánchez, J., Durán, M., & Nieves, A. (2018). Photocatalytic treatment of landfill leachate: A review. *Journal of Cleaner Production*, *197*(1), 85–101. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.183>
- Rodríguez, R., Rodríguez, S., Monroy, O., & Ramírez, F. (2015). Producción de metano a partir de la mezcla del lixiviado de residuos sólidos urbanos y el agua residual municipal. *Rev. Cubana Quím*, *27*(3), 2224–5421. Retrieved from <http://ojs.uo.edu.cu/index.php/cq>
- Roman, Pilar., Martínez, M. M., & Pantoja, Alberto. (2013). *Manual de compostaje del agricultor : experiencias en América Latina*. FAO.
- Safoniuk, M. (2004). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse . *Chemical Engineering*, *11*(4). Retrieved from <https://link.gale.com/apps/doc/A119904663/AONE?u=anon~e7bd1156&sid=googleScholar&xid=dbf84f66>
- Sai Bhavya, K., Selvarani, J. A., Samrot, A. V., & Thevarkattil Mohamed Javad, P. (2019). Leather Processing, Its Effects on Environment and Alternatives of Chrome Tanning. *International Journal of Advanced Research in Engineering and Technology (IJARET)*, *10*(6), 69–79. Retrieved from <http://www.iaeme.com/IJARET/index.asp69http://www.iaeme.com/IJARET/issues.asp?JType=IJARET&VType=10&IType=6http://www.iaeme.com/IJARET/issues.asp?JType=IJARET&VType=10&IType=6>
- Šan, I., & Onay, T. T. (2001). Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, *87*(1–3), 259–271. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00290-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00290-4)
- Sánchez Lascano, A. V. (2023). *Caracterización del contenido en nutrientes y metales pesados en lodos provenientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ambato (PTAR)*. Universidad Técnica de Ambato.
- Sánchez, M. del P., Cruz, J., & Maldonado, P. (2020). Urban solid waste management in Latin America: An analysis from the perspective of waste generation. *Revista*

Finanzas y Política Económica, 11(2), 321–336.
<https://doi.org/10.14718/REVFINANZPOLITECON.2019.11.2.6>

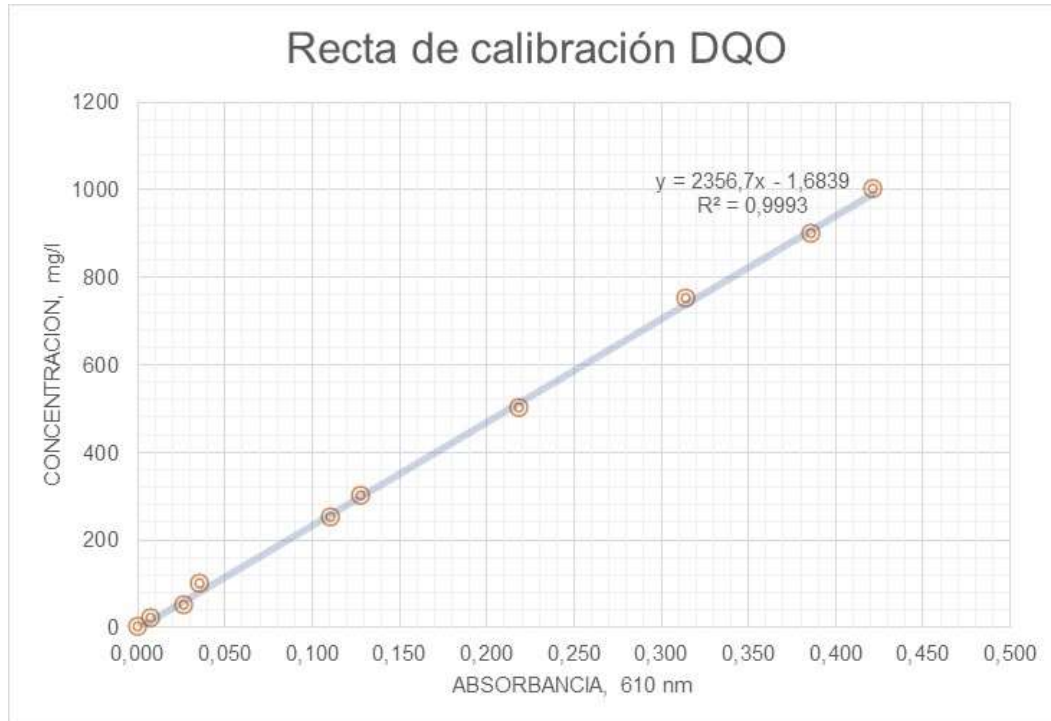
- Sarango, C., & Bernardo, R. (2023). *Correlational factors of a sustainable and sustainable landfill system in Arenillas – Ecuador . Factores correlacionales de un sistema de relleno sanitario sostenible y sustentable en Arenillas – Ecuador . Resumen*. 7(1), 3033–3047.
- Schirmer, W. N., Jucá, J. F. T., Schuler, A. R. P., Holanda, S., & Jesus, L. L. (2014). Methane production in anaerobic digestion of organic waste from Recife (Brazil) landfill: evaluation in refuse of different ages. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(2), 373–384. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20140312s00002468>
- Silva, C. de O., Konrad, O., Callado, N. H., Marder, M., & Araujo, L. G. S. de. (2020). Resíduos sólidos orgânicos domésticos como substrato potencial para produção de biogás. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 11(2), 204–212. <https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.002.0022>
- Singh, D., Chavan, D., Pandey, A. K., Periyaswami, L., & Kumar, S. (2021). Determination of landfill gas generation potential from lignocellulose biomass contents of municipal solid waste. *The Science of the Total Environment*, 785, 1–15. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.147243>
- Singh, Y. P., Arora, S., Mishra, V. K., Dixit, H., & Gupta, R. K. (2017). Composting of municipal solid waste and farm wastes for its use as amendment in sodic soil. *Indian Journals*, 16(2), 172. <https://doi.org/10.5958/2455-7145.2017.00025.x>
- Skoog, D., Holler, J., & Crouch, S. (2021). *Principles of Instrumental Analysis*. Cengage. Retrieved from https://www.google.com.ec/books/edition/Principles_of_Instrumental_Analysis/D13EDQAAQBAJ?hl=es-419&gbpv=1&dq=Principles+of+Instrumental+Analysis.+Cengage+Learning.&printsec=frontcover
- Smith, A. L., Stadler, L. B., Love, N. G., Skerlos, S. J., & Raskin, L. (2012). Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review. *Bioresource Technology*, 122, 149–159. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.055>
- SNP. (2017). *Evaluación del manejo de residuos sólidos en el Ecuador*.
- Solíz, M. F., Durango, J. S., Solano, J. L., & Yépez, M. (2020). *Cartografía de los residuos en Ecuador*.
- Taboada González, J. A., & Cotos Yáñez, J. M. (2005). *Sistemas de información medioambiental*.
- Teng, C., Zhou, K., Peng, C., & Chen, W. (2021, September 15). Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research*, Vol. 203, p. 117525. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>

- Tolaymat, T. M., Green, R. B., Hater, G. R., Barlaz, M. A., Black, P., Bronson, D., & Powell, J. (2010). Evaluation of landfill gas decay constant for municipal solid waste landfills operated as bioreactors. *Journal of the Air & Waste Management Association (1995)*, *60*(1), 91–97. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.60.1.91>
- Ullca, J. (2006). Los Rellenos sanitarios. *Revista de Ciencias de La Vida*, *4*. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=476047388001>
- USEPA. (2021). Basic Information about Landfill Gas | US EPA. Retrieved April 22, 2023, from USEPA website: <https://www.epa.gov/lmop/basic-information-about-landfill-gas>
- USEPA. (2022). System of Registries | US EPA. *Us EPA*.
- van Loosdrecht, M. C. M., Nielsen, P. H., Lopez-Vazquez, C. M., Brdjanovic, D., Fall, C., & Gutiérrez, C. M. (2019). *Métodos Experimentales Para el Tratamiento de Aguas Residuales*. IWA Publishing.
- van Puijenbroek, P. J. T. M., Beusen, A. H. W., & Bouwman, A. F. (2019). Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the Shared Socio-economic pathways. *Journal of Environmental Management*, *231*, 446–456. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.048>
- Varnero, M. (2011). *Manual de biogás*. FAO, Santiago de Chile.
- Vaverková, M. D. (2019). Landfill Impacts on the Environment—Review. *Geosciences*, *9*(10). <https://doi.org/10.3390/geosciences9100431>
- Waga Energy. (2022). Landfill gas – a by-product of waste management. Retrieved June 14, 2023, from Waga Energy website: <https://waga-energy.com/en/everything-about-landfill-gas/>
- Wall, J. (2016). Safety first. *Today's Refinery*, *14*(9), 16.
- Wang, M., Chen, Z., Song, W., Hong, D., Huang, L., & Li, Y. (2021). A review on Cadmium Exposure in the Population and Intervention Strategies Against Cadmium Toxicity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *106*(1), 65–74. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03088-1>
- Wark, K., Warner, C. F., & Davis, W. T. (2007). *Air pollution : its origin and control*. Addison-Wesley.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., & Weber, J. V. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters* *2005 4:1*, *4*(1), 51–61. <https://doi.org/10.1007/S10311-005-0016-Z>
- Xia, S., Song, Z., Jeyakumar, P., Bolan, N., & Wang, H. (2020). Characteristics and applications of biochar for remediating Cr(VI)-contaminated soils and wastewater. *Environmental Geochemistry and Health*, *42*(6), 1543–1567. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00445-w>
- Xie, Z., Jin, Z., Zhang, S., & Chen, L. (2023). Biogas utilization without desulfurization pretreatment in a bioelectrochemical system. *Science of the Total Environment*, *872*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162239>

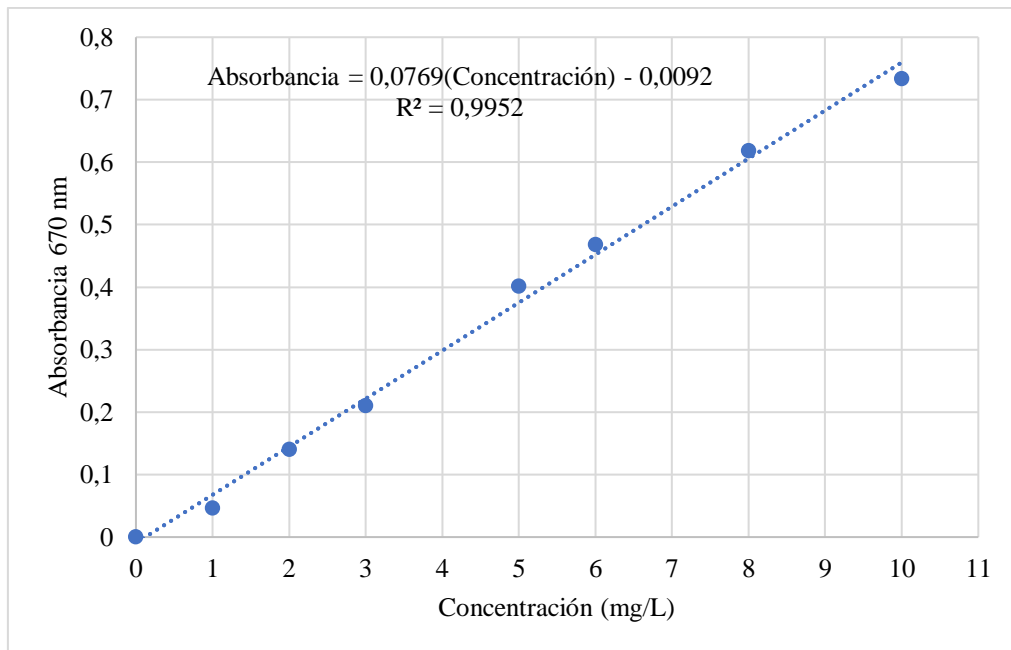
- Xu, Q., Li, X., Ding, R., Wang, D., Liu, Y., Wang, Q., ... Li, H. (2017). Understanding and mitigating the toxicity of cadmium to the anaerobic fermentation of waste activated sludge. *Water Research*, *124*, 269–279. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.067>
- Yenigün, O., & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, *48*(5–6), 901–911. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012>
- Zagal, E., & Sadzawka, A. (2007). *Protocolo de métodos de análisis para suelos y lodos* (Universidad de Concepción Facultad de de Agronomía Chillán). Universidad de Concepción Facultad de de Agronomía Chillán. Retrieved from https://www.sag.cl/sites/default/files/METODOS_LODOS_SUELOS.pdf
- Zamanzadeh, M., Hagen, L. H., Svensson, K., Linjordet, R., & Horn, S. J. (2017). Biogas production from food waste via co-digestion and digestion- effects on performance and microbial ecology. *Scientific Reports*, *7*(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15784-w>
- Zhang, C., Xu, T., Feng, H., & Chen, S. (2019). Greenhouse Gas Emissions from Landfills: A Review and Bibliometric Analysis. *Sustainability*, *11*(8). <https://doi.org/10.3390/su11082282>
- Zhu, X., Blanco, E., Bhatti, M., & Borrion, A. (2021). Impact of metallic nanoparticles on anaerobic digestion: A systematic review. *Science of the Total Environment*, *757*, 143747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143747>
- Zulfiqar, U., Haider, F. U., Ahmad, M., Hussain, S., Maqsood, M. F., Ishfaq, M., ... Eldin, S. M. (2023). Chromium toxicity, speciation, and remediation strategies in soil-plant interface: A critical review. *Frontiers in Plant Science*, *13*, 1081624. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1081624>

ANEXOS

Anexo 1. Curva de calibración de DQO



Anexo 2. Curva de calibración de sulfuros



Anexo 3. Cuantificación de CH₄ en días

Tiempo (días)	Biocelda 1	Biocelda 2	Biocelda 3	Biocelda 1	Biocelda 2	Biocelda 3	Biocelda 1	Biocelda 2	Biocelda 3
	Volumen (L)	Volumen (L)	Volumen (L)	Moles CH ₄	Moles CH ₄	Moles CH ₄	Volumen CH ₄ (L)	Volumen CH ₄ (L)	Volumen CH ₄ (L)
1	0,039	-	-	0,00119	-	-	0,029	-	-
2	0,005	-	-	0,00015	-	-	0,004	-	-
3	0,003	-	-	0,0001	-	-	0,002	-	-
4	0,003	-	-	0,0001	-	-	0,002	-	-
5	0,003	-	-	0,0001	-	-	0,002	-	-
6	0,001	-	-	0,00003	-	-	0,001	-	-
7	0,001	-	-	0,00003	-	-	0,001	-	-
8	0,001	-	-	0,00004	-	-	0,001	-	-
9	0,001	-	-	0,00004	-	-	0,001	-	-
10	0,139	0,239	0,421	0,004	0,007	0,013	0,103	0,178	0,313
11	0,129	0,223	0,215	0,004	0,007	0,007	0,096	0,166	0,16
12	0,132	0,119	0,137	0,004	0,004	0,004	0,098	0,088	0,102
13	0,139	0,082	0,138	0,004	0,002	0,004	0,104	0,061	0,103
14	0,141	0,028	0,137	0,004	0,001	0,004	0,105	0,021	0,102
15	0,131	0,052	0,136	0,004	0,002	0,004	0,097	0,039	0,101

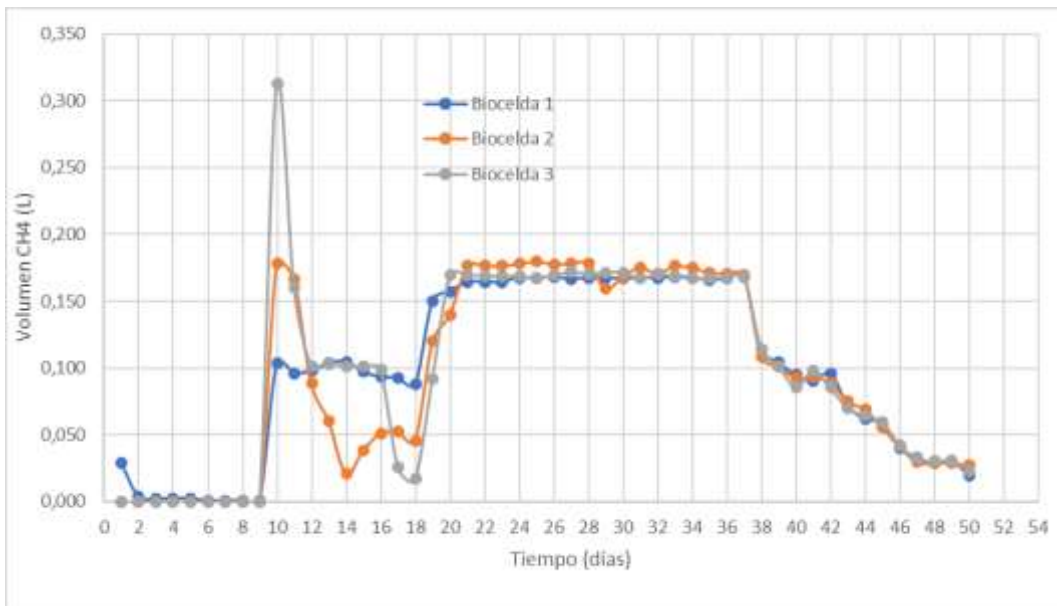
16	0,125	0,069	0,133	0,004	0,002	0,004	0,093	0,051	0,099
17	0,124	0,07	0,035	0,004	0,002	0,001	0,093	0,052	0,026
18	0,118	0,062	0,023	0,004	0,002	0,001	0,088	0,046	0,017
19	0,202	0,161	0,124	0,006	0,005	0,004	0,15	0,12	0,092
20	0,211	0,188	0,228	0,006	0,006	0,007	0,157	0,14	0,17
21	0,221	0,237	0,228	0,007	0,007	0,007	0,164	0,176	0,17
22	0,221	0,237	0,227	0,007	0,007	0,007	0,164	0,176	0,169
23	0,221	0,237	0,227	0,007	0,007	0,007	0,164	0,176	0,169
24	0,225	0,239	0,227	0,007	0,007	0,007	0,168	0,178	0,169
25	0,225	0,242	0,224	0,007	0,007	0,007	0,167	0,18	0,167
26	0,226	0,239	0,228	0,007	0,007	0,007	0,168	0,178	0,169
27	0,224	0,239	0,231	0,007	0,007	0,007	0,167	0,178	0,172
28	0,225	0,24	0,229	0,007	0,007	0,007	0,168	0,178	0,17
29	0,225	0,215	0,231	0,007	0,007	0,007	0,168	0,16	0,171
30	0,224	0,226	0,231	0,007	0,007	0,007	0,167	0,168	0,171
31	0,225	0,236	0,224	0,007	0,007	0,007	0,168	0,175	0,167
32	0,225	0,23	0,229	0,007	0,007	0,007	0,167	0,171	0,17
33	0,226	0,237	0,227	0,007	0,007	0,007	0,168	0,176	0,169
34	0,225	0,235	0,224	0,007	0,007	0,007	0,168	0,175	0,167
35	0,223	0,231	0,225	0,007	0,007	0,007	0,166	0,171	0,167

36	0,224	0,23	0,226	0,007	0,007	0,007	0,167	0,171	0,168
37	0,226	0,228	0,226	0,007	0,007	0,007	0,168	0,169	0,168
38	0,153	0,146	0,153	0,005	0,004	0,005	0,114	0,109	0,114
39	0,14	0,137	0,137	0,004	0,004	0,004	0,104	0,102	0,102
40	0,127	0,124	0,115	0,004	0,004	0,004	0,095	0,093	0,086
41	0,121	0,125	0,132	0,004	0,004	0,004	0,09	0,093	0,098
42	0,129	0,12	0,115	0,004	0,004	0,003	0,096	0,089	0,085
43	0,097	0,101	0,094	0,003	0,003	0,003	0,072	0,075	0,07
44	0,083	0,093	0,086	0,003	0,003	0,003	0,062	0,069	0,064
45	0,079	0,075	0,08	0,002	0,002	0,002	0,059	0,056	0,06
46	0,054	0,055	0,057	0,002	0,002	0,002	0,04	0,041	0,042
47	0,045	0,04	0,043	0,001	0,001	0,001	0,033	0,03	0,032
48	0,038	0,038	0,041	0,001	0,001	0,001	0,029	0,029	0,03
49	0,041	0,039	0,041	0,001	0,001	0,001	0,03	0,029	0,031
50	0,026	0,037	0,031	0,001	0,001	0,001	0,02	0,027	0,023

Anexo 4. Cuantificación de CH₄ en semanas

Tiempo (semanas)	Volumen CH ₄ (L)		
	Biocelda 1	Biocelda 2	Biocelda 3
1	0,0094162	0	0
2	0,01823	0,1781196	0,3129317
3	0,1006725	0,0840829	0,1165636
4	0,092727	0,047062	0,0607702
5	0,1601679	0,1577232	0,1538115
6	0,1675023	0,1784689	0,1694581
7	0,16738	0,1685151	0,1699994
8	0,1673626	0,1726014	0,1677817
9	0,0996771	0,0970228	0,0968831
10	0,0641463	0,0665911	0,0647284
11	0,0303851	0,0312233	0,0316424

Anexo 5. Curva de cuantificación de biogás en días



Anexo 6. Caracterización del lixiviado

Tiempo (Semanas)	Biocelda	pH	ORP (Mv)	Conductividad (mS/cm)	Sulfatos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Hierro (mg/L)	Magnesio (mg/L)	Amonio (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Cromo VI (µg/L)
1	1	8,425	-154,5	0,405	1450 ± 0,70	215 ± 0,49	15,5 ± 0,01	31,5 ± 0,70	881 ± 0,06	-	2060
	2	8,15	-150,8	2,18	3450 ± 0,70	73 ± 0,01	18 ± 0,02	135,5 ± 0,70	217,5 ± 0,15	-	800
	3	8,115	-229,1	1,3795	6045 ± 0,77	137,5 ± 0,02	89 ± 0,01	150,5 ± 0,70	150,5 ± 0,01	-	916,7
2	1	8,65	-278,5	3,6665	150 ± 0,70	168 ± 0,48	50,5 ± 0,02	66 ± 0,70	874 ± 0,48	-	3667
	2	7,93	-280,2	3,898	2550 ± 0,70	187 ± 0,14	18,5 ± 0,02	150 ± 0,70	487 ± 0,04	-	1900
	3	7,81	-303,8	9,8605	3200 ± 0	67 ± 0,01	70 ± 0,01	150 ± 0	317,5 ± 0,01	-	1040
3	1	8,2	-275	8,742	800 ± 0,70	53 ± 0,04	31 ± 0,02	24 ± 0,70	729,5 ± 0,02	-	267
	2	8,17	-305,8	13,22	2800 ± 0,04	127 ± 0,15	17 ± 0,02	150 ± 0,09	542 ± 0,02	-	930
	3	8,39	-365,9	10,327	2200 ± 0	47 ± 0,05	59 ± 0,01	150 ± 0	317,5 ± 0	-	-
4	1	8,16	-278,7	10,26	1900 ± 0	55 ± 0	26 ± 0,05	26 ± 0,70	729 ± 0	-	-
	2	7,71	-360,8	12,77	3100 ± 0	49 ± 0,05	76 ± 0,70	107 ± 0,04	473 ± 0,02	-	-
	3	7,88	-379,8	10,88	4000 ± 0	83 ± 0	16 ± 0,01	150 ± 0	462 ± 0,13	-	-
5	1	8,35	-241,2	10,86	166,67 ± 0,47	61,67 ± 0,01	45,4 ± 0,1	67,23 ± 0,7	876,66 ± 0,005	-	-
	2	8,27	-355,7	14,16	1366,67 ± 0,47	97 ± 0	81,15 ± 0,01	113,7 ± 0,5	422 ± 0	-	-
	3	8,06	-324,8	12,01	2900 ± 0	119 ± 0	16,4 ± 0	145 ± 0,1	619 ± 0,008	-	-
6	1	8,42	-290,2	10,63	1866 ± 1,69	56,6 ± 0,47	66,6 ± 0,47	106,3 ± 0,94	974,3 ± 0,47	-	-
	2	8,15	-363,5	14,45	3000 ± 0	78 ± 0	17,3 ± 0,47	116,4 ± 0,2	338 ± 0	-	-
	3	8,35	-363,3	13,38	1100 ± 0	118 ± 0	13 ± 0	139 ± 0,81	497 ± 0	-	-
7	1	8,74	-247	10,81	5000 ± 0	17 ± 0,08	39 ± 0	26,3 ± 0,94	868,7 ± 0,1	-	-
	2	8,37	-350,7	15,28	5400 ± 0	36,6 ± 0,47	10 ± 0	87 ± 0,81	337 ± 0	-	-

	3	8,49	-319,8	13,55	900 ± 0	42,3 ± 0,47	30 ± 0	89,6 ± 1,24	393 ± 0,3	-	-
8	1	8,02	-335,9	10,51	4700 ± 0	81,3 ± 0,06	39 ± 0,15	25,6 ± 0,3	785,6 ± 0,01	-	-
	2	8,93	-339,5	14,12	5430 ± 0,1	69 ± 0	28 ± 0,01	67,6 ± 0,1	340 ± 0	-	-
	3	8,57	-315,6	15,08	4040 ± 0,1	116 ± 0,47	40 ± 0	95 ± 0	294 ± 0	-	-
9	1	8,94	-287,4	10,84	900 ± 0	250 ± 0,47	25,3 ± 0,2	38 ± 1,2	530 ± 0	-	-
	2	8,69	-352,7	16,62	4500 ± 0,5	133 ± 0,01	15,3 ± 0	83 ± 0,1	251 ± 0	-	-
	3	8,67	-311,5	15,89	6600 ± 1,21	187 ± 0	40 ± 0,1	86 ± 0	373 ± 0,47	-	-
10	1	8,7	-320,1	10,97	1490 ± 0	199 ± 0	51 ± 0,47	33 ± 0,2	759 ± 0,2	-	-
	2	8,72	-339,4	15,57	1500 ± 0,1	149 ± 0	26 ± 0	72 ± 0	266 ± 0	-	-
	3	8,71	-326,4	17,76	6300 ± 0	110 ± 0,1	36 ± 0,1	70 ± 0	234 ± 0	-	-
11	1	8,68	-311,4	11,38	1460 ± 0	172 ± 0,5	28,6 ± 0,6	37,3 ± 0,6	615,3 ± 1,2	-	-
	2	8,62	-341,7	17,07	1243 ± 0,6	89,6 ± 1,2	31,7 ± 0,6	96,6 ± 0,6	271,3 ± 0,6	-	-
	3	8,79	-300,5	17,67	3600 ± 0	115 ± 1,5	84 ± 0	44,7 ± 1,5	221 ± 0	-	-
12	1	8,78	-346,5	12,03	1700 ± 0	83 ± 0	4 ± 0	42,3 ± 0,6	555,7 ± 0,6	-	-
	2	8,83	-332,8	17,28	1500 ± 0	110 ± 0	10 ± 0	50,7 ± 1,2	209 ± 0	-	-
	3	8,77	-320,2	17,77	200 ± 0	136 ± 0	17,3 ± 0,6	49 ± 0	83 ± 0	-	-

Anexo 7. Monitoreo de DQO

Tiempo (Semanas)	Biocelda	Concentración (mg/L)
1	1	835,423 ± 23,46
	2	818,077 ± 3,2
	3	891,984 ± 5,33
2	1	781,878 ± 1,07
	2	1247,943 ± 11,73
	3	695,905 ± 9,59
3	1	643,115 ± 15,99
	2	738,138 ± 45,86
	3	701,939 ± 18,13
4	1	699,676 ± 5,44
	2	848,997 ± 4,65
	3	913,854 ± 0,67
5	1	727,83 ± 0
	2	853,522 ± 0,002
	3	745,43 ± 0,001
6	1	549,85 ± 3,95
	2	501,88 ± 0,28
	3	669 ± 1,23
7	1	619,15 ± 0
	2	582,36 ± 0,11
	3	703,79 ± 0,3
8	1	850,68 ± 0,17
	2	930,62 ± 0,21
	3	802,41 ± 0
9	1	573,77 ± 0,4
	2	587,29 ± 0,5
	3	521,41 ± 0,4

10	1	450,1 ± 0,71
	2	494 ± 0,71
	3	476,9 ± 0,71
11	1	738,2 ± 0,1
	2	829,7 ± 0,1
	3	755,8 ± 0
12	1	932,3 ± 0,1
	2	924,71 ± 0,01
	3	1060,45 ± 0

Anexo 8. Monitoreo de sulfuros en lixiviados

Tiempo (semanas)	Biocelda	Concentración (mg/L)
1	1	15,241 ± 0
	2	21,439 ± 0,001
	3	112,423 ± 0,001
2	1	5,878 ± 0
	2	49,788 ± 0,002
	3	83,684 ± 0,003
3	1	20,962 ± 0
	2	14,850 ± 0
	3	27,984 ± 0
4	1	2,019 ± 0,001
	2	5,228 ± 0
	3	34,4 ± 0
5	1	17,06 ± 0
	2	18,23 ± 0
	3	38,5 ± 0
6	1	16,02 ± 0
	2	44,71 ± 0

	3	59,49 ± 0
7	1	5,91 ± 0
	2	53,4 ± 0
	3	42,46 ± 0
8	1	43,4 ± 0,02
	2	47,2 ± 0
	3	32,5 ± 0
9	1	15,7 ± 0
	2	100,8 ± 0
	3	61,8 ± 0
10	1	30,585 ± 0
	2	22,262 ± 0,1
	3	18,231 ± 0
11	1	24,733 ± 0,03
	2	36,957 ± 0,01
	3	14,591 ± 0,01
12	1	19,879 ± 0,01
	2	16,238 ± 0,01
	3	8,392 ± 0,02

Anexo 9. Monitoreo de sulfuros en biogas

Tiempo (semanas)	Biocelda	Concentración (mg/L)
1	1	22,85 ± 0
	2	27,21 ± 0
	3	18,23 ± 0
2	1	19,72 ± 0
	2	25,61 ± 0
	3	17,71 ± 0
3	1	21,31 ± 0
	2	22,58 ± 0
	3	19,15 ± 0

4	1	$14,71 \pm 0,01$
	2	$23,13 \pm 0$
	3	$19,12 \pm 0,01$
5	1	$15,38 \pm 0,1$
	2	$24,501 \pm 0$
	3	$21,28 \pm 0$
6	1	$13,976 \pm 0$
	2	$22,87 \pm 0$
	3	$16,878 \pm 0$
7	1	$12,64 \pm 0$
	2	$22,7 \pm 0$
	3	$9,12 \pm 0$
8	1	$6,59 \pm 0$
	2	$5,36 \pm 0$
	3	$3,17 \pm 0$
9	1	$4,44 \pm 0$
	2	$2,75 \pm 0$
	3	$1,19 \pm 0$
10	1	$4,71 \pm 0,01$
	2	$3,41 \pm 0$
	3	$0,31 \pm 0,01$
11	1	$11,3 \pm 0,1$
	2	$4,05 \pm 0$
	3	$1,82 \pm 0$
12	1	$3,797 \pm 0$
	2	$2,887 \pm 0$
	3	$6,788 \pm 0$

Anexo 10. Monitoreo de Cadmio y Cromo

Tiempo (semanas)	Cadmio (ug/L)			Cromo (ug/L)		
	Biocelda 1	Biocelda 2	Biocelda 3	Biocelda 1	Biocelda 2	Biocelda 3
1	738	725,1	87	2253,6	1522,7	2610,8
2	572	702,1	35,1	5109,1	993,6	4909,7
3	391,4	79,9	32,6	4480,7	1736,6	3167,6
4	334	79,7	65,4	2235	2056	3058
5	102,6	79,6	69,1	1669	2282	3565
6	100,7	70,4	91	761,6	178,9	444,4
7	71,28	57,05	38,76	236,08	423,98	333,45
8	27	42	42	368,98	403,65	306,93
9	55,3	64,2	76,7	689,1	142,9	198,1
10	30,63	22,86	58,86	1409,7	222,4	712
11	87,9	62,6	105,6	684	112,2	393,8
12	118,7	89,4	51,9	135,1	289	457,8