



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Diseños de biorreactores para la conversión de metano generados
en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales: Revisión
sistemática**

**TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AMBIENTAL**

AUTORES:

Jihuallanca Idme, Rafael (ORCID: 0000-0003-2436-8005)

Quispe Ramirez, Ruth (ORCID: 0000-0002-5517-3537)

ASESOR:

Dr. Lozano Sulca, Yimi Tom (ORCID: 0000-0002-0803-1261)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ

2022

Dedicatoria

El presente trabajo de investigación va dedicado a nuestros padres por el apoyo diario y motivarnos para cumplir con nuestros objetivos y nuestras metas trazadas.

Agradecimiento

Agradecemos primeramente a Dios por darnos salud y vida, durante el desarrollo de nuestra tesis y así culminar satisfactoriamente con la meta trazada.

Asimismo, al Dr. Yimi Tom Lozano Sulca por el asesoramiento en este proceso, por el tiempo y las sugerencias que se nos ha brindado.

Índice del contenido

Carátula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras	vi
Índice de gráficos	vii
Índice de abreviaturas	viii
Resumen	ix
Abstract	x
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	5
III. METODOLOGÍA	16
3.1. Tipo y diseño de investigación	16
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización	16
3.3. Escenario de estudio	18
3.4. Participantes	18
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	18
3.6. Procedimiento	19
3.7. Rigor científico	20
3.8. Método de análisis de información	20
3.9. Aspectos éticos	21
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	22
V. CONCLUSIONES	33
VI. RECOMENDACIONES	34
REFERENCIAS	35
ANEXOS	

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Matriz de Categorización Apriorística</i>	15
<i>Tabla 2. Diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano</i>	20
<i>Tabla 3. Modelos de operación y condición de los biorreactores</i>	22
<i>Tabla 4. Conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica</i>	25

Índice de figuras

<i>Figura 1. Gráfico resumen los aumentos anuales de CH4 atmosférico</i>	9
<i>Figura 2. Biotecnologías para la producción de bioenergía</i>	10
<i>Figura 3. Diseño del sistema de bio cubierta más sencillo</i>	12

Índice de gráficos

<i>Gráfico 1. Tipos de conversión de metano</i>	11
<i>Gráfico 2. Procedimiento de selección de artículos</i>	17

Índice de abreviaturas

DAMO	: oxidantes de metano desnitrificantes
EDAR	: estación depuradora de aguas residuales
GEI	: efecto invernadero
ACC	: carboxilasa endógena

Resumen

El objetivo del presente estudio es determinar cuáles son los aspectos más importantes a considerar en el diseño de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales; para lo cual se realizó la selección de 89 literaturas, pasando el proceso de selección 32 artículos científicos.

El diseño más usado de biorreactores es mediante la producción de compuestos químicos útiles, donde, mediante los datos analizados indican que un biorreactor de columna y un reactor de tanque agitado (STR) son los diseños de biorreactores más populares utilizados en los procesos de bioconversión de metano. Los modelos de operación y condición de los biorreactores se dan mediante el modo de operación continuo seguido del semi continuo, y la condición de operación anaeróbica en un 55% y aeróbica en un 45%. La conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica puede alcanzar la eficiencia de eliminación de hasta un 100%. Además, el diseño del biorreactor depende en gran medida de las condiciones de la bioconversión del metano. Así también la comunidad microbiana más usada pertenece al orden Methylococcaceae; siendo ello corroborado por el 86% de los investigadores mostrados en la tabla 4.

Palabras clave: biorreactores, metano, vertederos, aguas residuales, efecto invernadero

Abstract

The objective of this study is to determine which are the most important aspects to consider in the design of bioreactors for the conversion of methane generated in sanitary landfills and wastewater plants; for this purpose, a selection of 89 literatures was made, with 32 scientific articles passing the selection process.

The most commonly used bioreactor design is through the production of useful chemical compounds, where, through the analyzed data indicate that a column bioreactor and a stirred tank reactor (STR) are the most popular bioreactor designs used in methane bioconversion processes. The operation models and condition of the bioreactors are given by the continuous mode of operation followed by semi-continuous, and the condition of operation is 55% anaerobic and 45% aerobic. The methane conversion obtained through the application of the methanotrophic community can reach the removal efficiency of up to 100%. In addition, the bioreactor design depends largely on the conditions of methane bioconversion. Also, the most used microbial community belongs to the order Methylococcaceae; this was corroborated by 86% of the researchers shown in Table 4.

Key words: bioreactors, bioreactors, methane, landfills, wastewater, greenhouse effect

I. INTRODUCCIÓN

Las emisiones globales de metano (CH₄) han aumentado constantemente durante las últimas décadas, ejerciendo un efecto negativo sobre el medio ambiente (Cusworth Daniel H. et al., 2020, p.1). Este contaminante climático de vida corta más importante ha seguido acumulándose en la atmósfera como consecuencia de las emisiones relacionadas con las actividades humanas (Saunois Marielle et al., 2020, p.2).

Desde el inicio de la Revolución Industrial en 1750, las emisiones de metano han aumentado rápidamente, siendo así que, el nivel global actual de CH₄ es de 1876,3 ppb (abr2020) (Kulawik Susan S. et al., 2021, p.3). Donde el gas natural y el biogás son las principales fuentes de metano y este último se libera como resultado del tratamiento de residuos domésticos y ganaderos (Ghasemi Ghodrat A. et al., 2018, p.2).

Además, la descomposición anaeróbica de los desechos en los vertederos produce gas de vertedero que consiste principalmente en dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄) (González Sánchez et al., 2020, p.1). A escala mundial, se estima que las emisiones de CH₄ de los vertederos representan alrededor del 8 % de las emisiones antropogénicas mundiales de CH₄ (Coderoni S. et al., 2018, p.2).

Así también, en Europa, los vertederos son la segunda mayor fuente de emisión antropogénica de CH₄ (representando el 20% del total) (Su Meirong et al., 2016, p.4). Y es conocido que el CH₄ no recolectado de los vertederos se convierte en una importante fuente de emisión de gases de efecto invernadero (Lee Uisung et al., 2016, p.1).

Teniendo en cuenta esto, una participación efectiva del metano en varios procesos biotecnológicos es un problema importante; por tal motivo, las vías de conversión de residuos en energía desplazan los vertederos de residuos evitando la emisión de gases de vertedero (Wang Hui et al., 2016, p.2).

Donde el uso de microorganismos que consumen metano es una de las formas potenciales de reducción de este gas de efecto invernadero (Sarkar O. et al., 2018, p.2). Donde, los procesos de conversión de metano son de gran importancia para lograr un

suministro de energía, combustibles y productos químicos independiente del petróleo crudo para el futuro (Wang B. et al., 2017, p.2).

Ante ello, las bacterias metanotróficas son una herramienta prometedora para la bioconversión de metano debido a su capacidad para utilizar este gas de efecto invernadero y producir biomasa rica en proteínas, así como una amplia gama de compuestos orgánicos útiles (Dimitriadis A. et al., 2017, p.1). Además, el metano se utiliza no solo para producir biomasa y compuestos químicos, sino también para aumentar la eficiencia del tratamiento de aguas y residuos sólidos, sin embargo, el uso de sustratos gaseosos en procesos biotecnológicos está asociado con algunas dificultades (Lee Uisung et al., 2017, p.4).

La baja solubilidad del metano en agua es uno de los principales problemas; por ello, se han involucrado diferentes enfoques para enfrentar estos desafíos, incluidos diferentes biorreactores y diseños de distribución de gas, portadores sólidos y sorbentes a granel, así como el suministro variable de aire/oxígeno, la relación entre la tasa de flujo volumétrico de la mezcla de gases y su tasa de consumo, etc. (Van Basshuysen et al., 2016, p.3). Siendo, los biorreactores recipientes o tanques en los que células enteras o enzimas libres de células transforman materias primas en productos bioquímicos y/o subproductos menos indeseables (Bhatia S. et al., 2016, p.2).

Aunque no se presta mucha atención al diseño de los biorreactores y su funcionamiento usado para el cultivo, el diseño del biorreactor, es un factor crítico para la comercialización de la bioconversión del metano en diversos productos (Stone K. et al., 2017, p.1). Además, los biorreactores empleados en el proceso de la conversión de metano deben cumplir con una serie de requisitos, como baja emisión de metano, superficie de intercambio de gases mejorada y suministro de sustrato controlado a la zona de reacción (Rosser J. y Thomas D., 2018, p.191).

Siendo así se plantea el problema de estudio: ¿Cuáles son los aspectos más importantes a considerar en el diseño de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales? En base a ello, se plantea los siguientes problemas específicos:

PE1: ¿Cuál es el diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?

PE2: ¿Cuáles son los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?

PE3: ¿Cuál es la conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?

Así mismo se elaboró el siguiente objetivo de estudio: Determinar cuáles son los aspectos más importantes a considerar en el diseño de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales. Y los objetivos específicos son:

OE1: Analizar cuál es el diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales

OE2: Clasificar cuáles son los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales

OE3: Definir cuál es la conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales

Este estudio tiene como objetivo presentar un conglomerado de estudios actualizados sobre diferentes diseños de biorreactores y los aspectos de sus aplicaciones para la bioconversión de metano y el tratamiento de aguas residuales, por lo cual presenta una justificación teórica. Siendo enfocado este trabajo a los futuros tesis e investigadores que deseen ahondar en estudios que contribuyan con la disminución de la contaminación ambiental; teniendo como finalidad ayudar en un futuro a la reducción de gases de efecto invernadero y emisiones de metano, presentando diseños de biorreactores económicamente viables y amigables con el medio ambiente; así mismo fomentar

investigaciones sobre biorrefinerías de CH₄ capaces de crear valor a partir de la mitigación de GEI.

II. MARCO TEÓRICO

Los investigadores a nivel mundial que usan diseños de biorreactores para la conversión de metanos generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales, se exponen a continuación:

Gupta V. y Goel R., (2019, p.1); en su estudio informa los resultados de tres estrategias independientes basadas en la gestión de recursos microbianos para gestionar el gas metano disuelto ($D-CH_4$) en efluentes anaeróbicos. En el primer abordaje, se inmovilizó un metanótrofo aeróbico *Methylococcus capsulatus*. Se registró un máximo de $1,75 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ con un tiempo de retención hidráulica de 0,5 h en el reactor de oxidación de metano aeróbico de crecimiento adjunto. En la segunda estrategia, los organismos oxidantes de metano desnitrificantes (DAMO) se enriquecieron primero en un reactor por lotes a escala de laboratorio que permitió una tasa máxima de oxidación de metano de $0,31 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. En la última estrategia, una comunidad mixta de oxidantes de amoníaco aerobios se inmovilizó en esponjas portadoras y se usó para convertir el gas $D-CH_4$ en metanol biocombustible útil a razón de $0,73 \text{ kg COD m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ equivalente de COD con un metanol.

Lee Eun Hee et al., (2017, p.2); en su artículo científico evaluó el rendimiento a largo plazo de las biocubiertas a escala de laboratorio para la simulación de suelos de cubierta de vertederos diseñados. Donde se introdujeron metano (CH_4), trimetilamina (TMA) y sulfuro de dimetilo (DMS) en las biocubiertas como gases de vertedero durante 134 días y se evaluó el rendimiento de la eliminación. Para ello, los sistemas de bio cubierta fueron capaces de eliminar simultáneamente metano, TMA y DMS. El resultado mostró que el metano se eliminó principalmente en la capa superior de los sistemas, mientras que TMA y DMS se eliminaron en la capa inferior. En general, la capacidad y eficiencia de remoción de metano fue de $224,8 \pm 55,6 \text{ g-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $66,6 \pm 12,8 \%$, respectivamente, mientras que se lograron eficiencias de eliminación del 100 % tanto de TMA como de DMS.

Thomassen T. et al., (2019, p.1); presentó como objetivo de su estudio investigar la eficiencia de oxidación de CH_4 de un material de compostaje sujeto a biogás diluido con

aire atmosférico que resultó en concentraciones de CH₄ de 5–10 % v/v. Para ello, las tasas de oxidación de CH₄ y dióxido de carbono (CO₂) la producción se midió a través de experimentos por lotes y de columna dinámica donde se construyeron dos biofiltros a escala de laboratorio y las columnas se corrieron a velocidades de flujo crecientes; los perfiles de concentración de gas de columna para cada una de las cinco campañas de flujo se compararon entre sí. Esto mostró que el oxígeno (O₂) estaba presente en toda la columna y se encontraron concentraciones elevadas de CO₂ en todos los biofiltros. Además, el proceso de oxidación tendió a concentrarse en las partes bajas de ambas columnas. Se observó que los biofiltros funcionaron mejor una vez que se adaptaron a las cargas crecientes de CH₄. En ambas columnas, se encontró que la tasa máxima de eliminación de CH₄ era del 98 al 100 %.

Henard Calvin A. et al., (2018, p.1); en su estudio informó del cultivo de tres bacterias metanotróficas filogenéticamente diversas en corrientes de biogás derivadas de AD de una serie de residuos de cultivos energéticos. Donde las cepas mantuvieron una actividad metabólica central comparable y mostraron una inhibición mínima del crecimiento cuando se cultivaron bajo una configuración por lotes en corrientes de biogás AD en relación con el metano puro; aunque el análisis de metabolitos sugirió que las corrientes de biogás aumentan el estrés oxidativo celular. En contraste con el cultivo por lotes, se observó una detención del crecimiento en la configuración de cultivo continuo, al mismo tiempo que aumentaba la biosíntesis y la excreción de lactato. Así mismo, se examinó el potencial para mejorar la producción de lactato mediante el empleo de una cepa mutante de piruvato deshidrogenasa, logrando finalmente 0,027 g de lactato/g DCW/h, la productividad específica de lactato más alta reportada a partir de biogás hasta la fecha.

Hogendoorn C. et al., (2020, p.1); en su estudio utilizó el metanótrofo termoacidofílico "*Methylococcus thermophilus*" SolV para la producción biológica de metanol. Esta bacteria posee un metanol deshidrogenasa de tipo XoxF que depende de elementos de tierras raras para su actividad. Mediante el uso de un medio de cultivo casi desprovisto de lantánidos, redujimos la actividad del metanol deshidrogenasa y obtuvimos un cultivo microbiano productor de metanol continuo. La tasa de producción de metanol y la eficiencia de conversión dependían de la tasa de crecimiento. Se obtuvo una eficiencia

de conversión máxima del 63 % mol de metanol producido por mol de metano consumido a una tasa de crecimiento relativamente alta, con una tasa de producción de metanol de 0,88 mmol/g (peso seco)/h. Pudiendo concluir que los metanótrofos se pueden utilizar para la producción continua de metanol. La aplicación a gran escala requerirá aumentos adicionales en el título, la tasa de producción y la eficiencia.

Cantera S. et al., (2018, p.2); en su estudio constituye la primera prueba de concepto de una biorrefinería de metano basada en la multiproducción de sustancias de alto margen de beneficio (ectoína, hidroxiectoína, polihidroxialcanoatos (PHAs) y exopolisacáridos (EPS)) utilizando metano como única fuente de carbono y energía. Se operaron dos biorreactores de columna de burbujas a diferentes concentraciones de magnesio (0,2, 0,02 y 0,002 g L⁻¹) para validar y optimizar esta innovadora estrategia de valorización de las emisiones de CH₄. Altas concentraciones de Mg²⁺ promovieron la acumulación de ectoína (79.7–94.2 mg g biomasa⁻¹), junto con altos rendimientos de hidroxiectoína (hasta 13 mg g biomasa⁻¹) y concentraciones de EPS (hasta 2.6 g L caldo de cultivo⁻¹). Desafortunadamente, la síntesis de PHA fue casi insignificante (14,3 mg L⁻¹) y solo se encontró en la concentración más baja de Mg²⁺ probada.

Tsapekos P. et al., (2020 p.2); en su estudio el biogás mejorado biológicamente se combina con nitrógeno extraído electroquímicamente de los residuos biológicos digeridos para cultivar metanótrofos mixtos como fuente de proteínas. Donde los resultados mostraron que un aumento de menos de 5 µgCu²⁺/L a 100 µgCu²⁺/L incrementó la producción de biomasa en un 41 %. El análisis microbiano reveló que las *Methylomonas* spp. seguido de *Methylophilus* spp. creó una comunidad especializada para alta CH₄ asimilación. Además, los fermentadores semicontinuos duplicados funcionan durante 120 días para validar la eficiencia de las materias primas alternativas de carbono y nitrógeno en operaciones a largo plazo. En cuanto a la producción de peso de celda seca (DCW), se produjeron más de 2,5 g-DCW/L utilizando biogás mejorado biológicamente y nitrógeno extraído electroquímicamente. Además, el contenido de proteína y el perfil de aminoácidos (>50% de DCW) demostraron que la

biomasa microbiana presenta las características para ser utilizada como aditivo en la alimentación animal.

Nguyen D. et al., (2020, p.1); en su estudio diseñó un metanótrofo de tipo II, *Methylosinus trichosporium* OB3b, para la producción de ácido 3-hidroxiisovalérico (3HP) mediante la reconstrucción de la ruta de malonil-CoA a través de la expresión heteróloga de *Chloroflexus aurantiacus* malonil-CoA reductasa (MCR), una enzima bifuncional. En el diseño metodológico experimental se diseñaron e implementaron dos estrategias para aumentar el pool de malonil-CoA y, por lo tanto, incrementar la producción de 3HP. Primero, diseñamos el suministro de precursores de malonil-CoA mediante la sobreexpresión de acetil-CoA carboxilasa endógena (ACC), mejorando sustancialmente la producción de 3HP. Sobreexpresión de biotina proteína ligasa (BPL) y enzima málica (NADP⁺-ME) condujo a un aumento de ~22,7 % y ~34,5 %, respectivamente, en el título de 3HP en células que sobreexpresan ACC. Además, la producción más alta de 3HP de 49 mg/l en la cepa OB3b-MCRMP que sobreexpresa MCR, MMC y PEPC dio como resultado una mejora de 2,4 veces en el título en comparación con la única cepa que sobreexpresa MCR. Finalmente, pudimos obtener 60,59 mg/L de 3HP en 42 h utilizando la cepa OB3b-MCRMP mediante la operación del biorreactor, con un aumento de la productividad volumétrica de 6,36 veces en comparación con los cultivos en matraz.

Nguyen D. et al., (2019, p.3); en su artículo científico, *Methylomonas* sp. DH-1 fue diseñado para acumular succinato como producto deseado. El ciclo TCA y las enzimas que desvían el flujo de carbono a acetato o formiato se modificaron o eliminaron para mejorar la productividad del succinato. Al eliminar la succinato deshidrogenasa (*sdh*) en el ciclo TCA, la producción de succinato aumentó dramáticamente ~10 veces en comparación con la del tipo salvaje. Además, el título máximo de succinato de ~134 mg/L (DS-GL) se logró mediante la integración de enzimas de derivación de glioxilato de la cepa *E. coli* MG1655. La cepa mutante DS-GL, que mostró la mejor producción de succinato, se cultivó en un biorreactor alimentado por lotes., y se logró un mayor crecimiento celular y producción de succinato (~195 mg/L de succinato con 0,0789 g-succinato/g-rendimiento de metano). Pudiendo concluir que mediante el estudio se puede demostrar una plataforma novedosa para la conversión microbiana de metano en succinato usando metanótrofo.

Henard Calvin A., et al., (2016, p.2); en su estudio, aprovechando la identificación reciente de una nueva bacteria metanotrófica tratable, *Methylobacterium buryatense*, se demostró la biocatálisis microbiana de metano a lactato, una plataforma química industrial. Sobreexpresión heteróloga de un *Lactobacillus helveticus* L-lactato deshidrogenasa en *M. buryatense* dio como resultado un título inicial de 0,06 g de lactato/L de metano. El cultivo en un biorreactor de tanque de agitación continua de 5 L permitió la producción de 0,8 g de lactato/L, lo que representa una mejora de 13 veces en comparación con el título inicial. Los rendimientos (0,05 g lactato/g metano) y la productividad (0,008 g lactato/L/h) indican la necesidad y la oportunidad de mejorar futuras cepas. Además, el análisis en tiempo real de la utilización de metano implicó la transferencia de gas a líquido y/o el consumo de metano microbiano como limitaciones del proceso. Pudiendo concluir que se puede desarrollar una serie de estrategias de ingeniería de cepas bacterianas metanotróficas actualmente empleadas para brindar combustibles "verdes".

Ante lo expuesto, es debido mencionar que el metano se utiliza no solo para producir biomasa y compuestos químicos, sino también, para aumentar la eficiencia del tratamiento de aguas y residuos sólidos. Sin embargo, el uso de sustratos gaseosos en procesos biotecnológicos está asociado con algunas dificultades (Khmelenina V. et al., 2018, p.3).

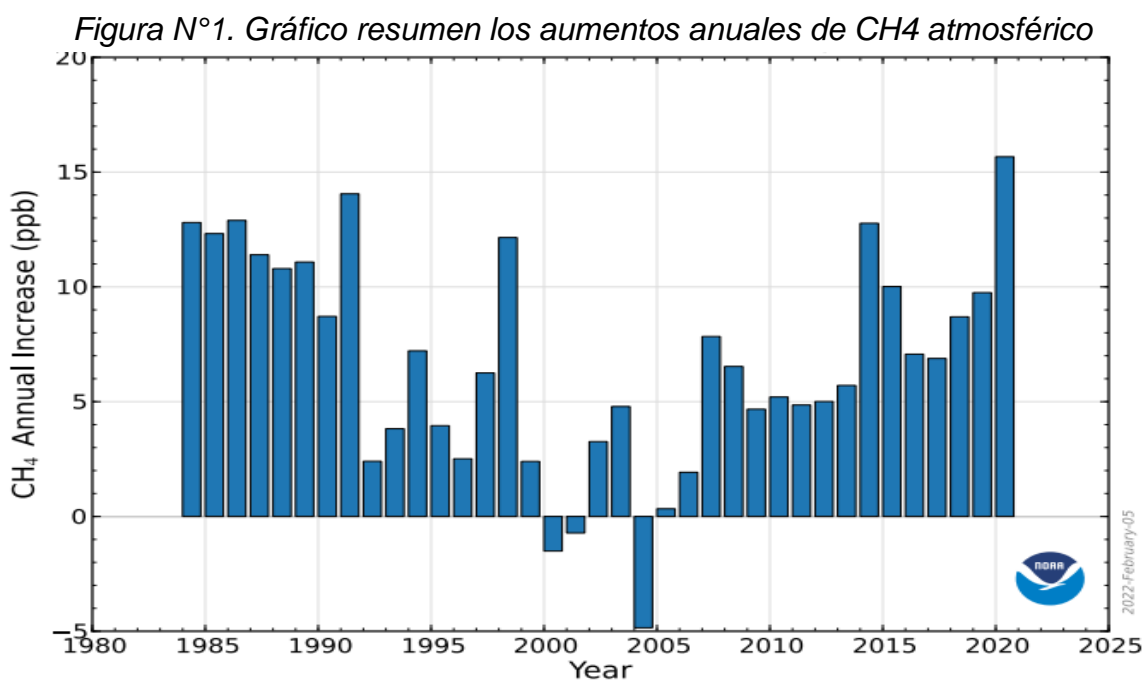
La baja solubilidad del metano en agua es uno de los principales problemas, siendo el metano el segundo gas de efecto invernadero (GEI) más abundante, con casi el 60% de las emisiones derivadas de fuentes antropogénicas Henard (Calvin A., et al., 2016, p.1). Con una estructura molecular estable y un alto grado de simetría tetraédrica, el metano es el producto final del tratamiento anaeróbico de los contaminantes y es el gas incoloro e inodoro de efecto invernadero (He Q. et al., 2019, p.1).

El metano es un gas omnipresente de un solo carbono (C1) que tiene un origen tanto natural como antropogénico y este gas está presente desde el inicio de la Revolución Industrial en 1750, donde las emisiones de metano han aumentado rápidamente (Ghasemi Ghodrati et al., 2018, p.2). Es así que el nivel global actual de CH₄ era de

1876,3 ppb en el año 2020 del mes de abril; siendo el gas natural y el biogás las principales fuentes de metano (Dlugokencky, 2020, p.4).

El biogás se libera como resultado del tratamiento de residuos domésticos y ganaderos y su nivel de CH₄ puede alcanzar hasta el 75%, lo que las convierte en sustratos listos y baratos con un nivel bastante bajo de impurezas nocivas (Sarkar et al., 2018).

Pero el nivel de metano que se libera a la atmósfera a nivel mundial generando contaminación va en aumento; siendo la figura 1 donde se resume los aumentos anuales de CH₄ atmosférico en función de los datos de superficie marina promediados a nivel mundial.



Fuente: Dlugokencky E., (2020, p.1)

De acuerdo con la figura 1, el aumento anual del CH₄ atmosférico en un año dado es el aumento en su abundancia (fracción molar) desde el 1 de enero de ese año hasta el 1 de enero del año siguiente, después de que se haya eliminado el ciclo estacional (como lo muestran las líneas negras en la figura de arriba).

Ante ello, la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) han sido consideradas como fuentes relativamente fuertes de gases de efecto invernadero en la atmósfera,

donde el metano, el dióxido de carbono y el óxido nitroso eran los principales metanos componentes (Mannina et al., 2018, p.2). Sin embargo, la contribución de emisiones de metano a la huella de gases de efecto invernadero fue ligeramente superior a la de las emisiones de dióxido de carbono y óxido nitroso (Gilman A. et al., 2017, p.2).

Las emisiones de metano para el tratamiento de aguas residuales aumentaron a 2892 mil toneladas en 2012 y también se llevaron una mayor proporción (5,17%) de las emisiones totales de metano (Zhao et al., 2019). Donde el metano es el producto final en los procesos anaeróbicos de tratamiento de aguas residuales y procesos de tratamiento de lodos (Zhang Yu et al., 2021, p.2).

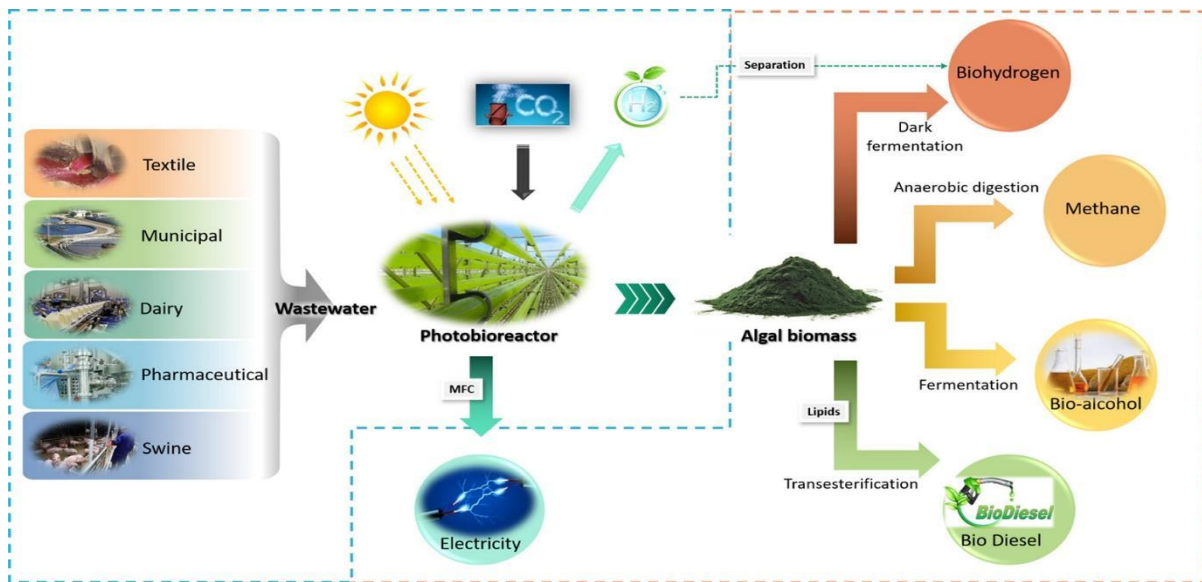
Aproximadamente el 86,4% de las emisiones de metano se derivaron de los tanques de tratamiento anaeróbico en las EDAR, que podrían liberarse posteriormente a la atmósfera mediante la aireación mecánica intensiva y la difusión superficial (Khoshnevisan B. et al., 2019, p.1).

Además, se descubrió que la formación de metano en los sistemas de alcantarillado era una nueva vía de emisión de metano en los procesos de tratamiento de aguas residuales, y la producción de metano está positivamente correlacionada con el tiempo de retención hidráulica de las aguas residuales (Sillero L. et al., 2021, p.4).

Así mismo, los procesos de descomposición anaeróbica de sustancias orgánicas en los sistemas de alcantarillado provocan a una liberación sustancial de metano de la fase líquida en la estación de bombeo por la turbulencia del agua y en los desarenadores por la aireación mecánica intensiva (Lopez M. et al., 2017, p.3). Pero, existen residuos generados por los procesos industriales modernos que pueden utilizarse para la producción de compuestos químicos útiles, como el metano, ya que, este es uno de estos residuos prometedores (Struk M. et al., 2020, p.2).

Ante ello, el tratamiento de aguas residuales con tecnología basada en microalgas podría ser una solución global para la recuperación de recursos de las aguas residuales y proporcionar materia prima asequible para la producción de bioenergía (biodiésel, biohidrógeno, bioalcohol, metano y bioelectricidad). (Ver figura 2).

Figura N°2. Biotecnologías para la producción de bioenergía



Fuente: Bhatia S. et al., (2021, p.1)

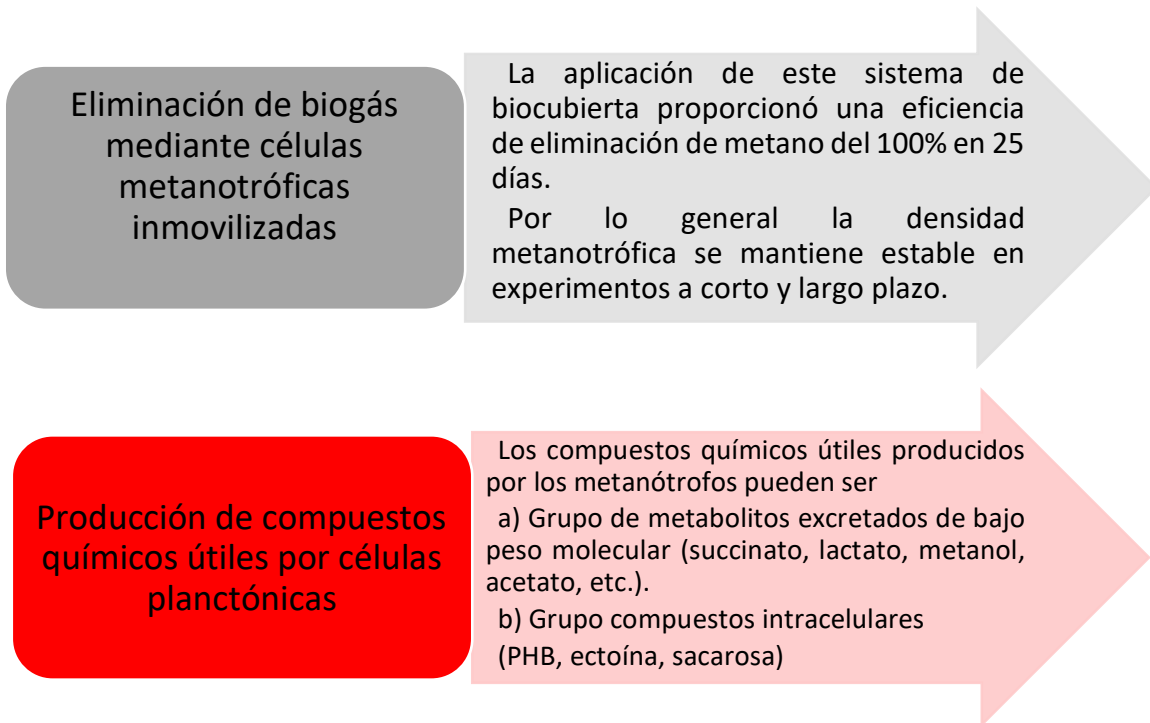
Diversos sistemas de cultivo de microalgas (fotobiorreactores abiertos o cerrados), depuradora de césped y sistemas híbridos se han desarrollado para tal tratamiento, aunque se han informado muchos métodos de recolección de biomasa de algas (físicos, químicos, biológicos y electromagnéticos), todavía es un proceso costoso (Nguyen et al., 2019).

Es así que, el uso de microorganismos que consumen metano puede ser una de las formas potenciales de reducción de este gas de efecto invernadero, donde el gran grupo de procariontes, llamados metanótrofos, es de gran interés por su capacidad de utilizar el metano como única fuente de carbono y energía (Wang et al., 2017).

La oxidación anaeróbica del metano es otro proceso prometedor utilizado en el tratamiento de aguas residuales (Li et al., 2019). Varios compuestos químicos como el nitrato, el cromato, el sulfato, etc., pueden ser reducidos por consorcios de bacterias reductoras especiales y arqueas/bacterias anaerobias oxidantes de metano utilizando el metano como único donante de electrones (Cassarini et al., 2019).

Además, la bioconversión del metano se puede dar de dos formas como se observa en el gráfico 1.

Gráfico N°1: Tipos de conversión de metano

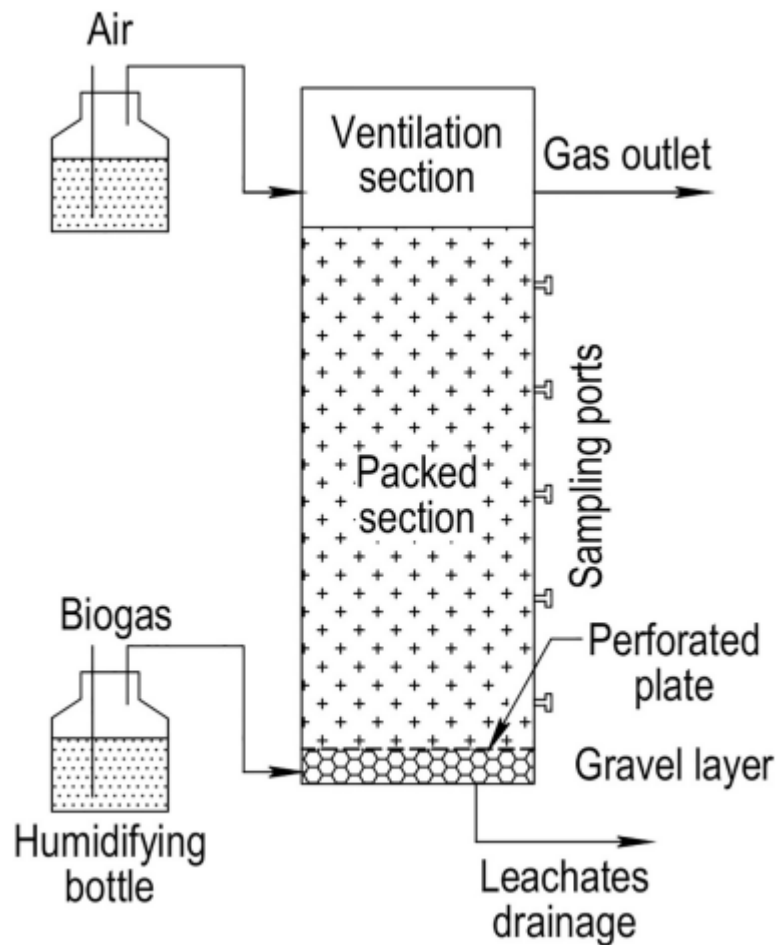


Elaboración propia

Así también el biogás de los vertederos sin tratar puede eliminarse mediante un biofiltro, el llamado sistema de bio cubierta; donde las ventajas de esta tecnología son el bajo costo y las condiciones controladas del proceso (Henard Calvin A. et al., 2016, p.4).

El sistema de bio cubierta a escala de laboratorio es un biorreactor de columna de flujo ascendente lleno de una mezcla de compost y agente antiaglomerante como se observa en la figura 3.

Figura N°3. Diseño del sistema de bio cubierta más sencillo



Fuente: *Thomasen et al., (2019, p.11)*

Como se observa en la figura 3, el espacio de trabajo del reactor está dividido en tres secciones principales; donde el aire se suministra continuamente, la sección de ventilación (espacio de cabeza) del sistema de bio cubierta recibe aire continuamente para difusión de oxígeno en las capas superiores del material de embalaje y la sección que contiene el biofiltro está equipada con puertos de muestreo, que están distribuidos uniformemente a lo largo de toda su longitud.

Así mismo, el sistema de bio cubierta se presenta como un biorreactor de columna de lecho empacado de flujo ascendente, que consta de tres secciones de trabajo: una sección de ventilación (superior), una sección de empacado (central) y una sección de distribución de gases (inferior) (Nguyen D. et al., 2020, p.2). El aire humidificado se

bombea a la sección de ventilación para airear las capas superiores del material de empaquetado y eliminar el efluente gaseoso (Crone Brine C. et al., 2016, p.1)

A partir de ello, es que los diseños de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales se han convertido en importantes procesos biotecnológicos de protección del medio ambiente (Holmes D. et al., 2019, p.3).

III. METODOLOGÍA

3.1 Tipo y diseño de investigación

El tipo de investigación que se usó en este trabajo es la aplicada; siendo descrito por Tamayo y Tamayo., como la investigación que se enfoca en el estudio de un fenómeno puntual que compete a la sociedad, donde se aplican los conocimientos adquiridos de otros estudios ya existentes para resolver directamente tales problemas (2006, p.1). Por tal motivo, se usó este tipo de investigación, ya que, se resolverá la importancia del diseño de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales, mediante los conocimientos de investigaciones que ya realizaron sus estudios sobre el tema.

Mientras que el diseño usado fue el narrativo de tópico, esto debido a que el diseño narrativo cuenta la historia y hechos sucedidos por los participantes quienes formaron parte directa o indirecta de los suscitado en las investigaciones y esta información es pasada por el lector o investigador sin ser alterada (Hernández, 2016, p.702).

Por ello, en este estudio se aplicó el diseño narrativo, siendo la razón que se utilizaran materiales narrativos para describir los detalles de los hechos ocurridos en los estudios científicos.

Además, se define como tópico ya que no se tomarán los pasajes de vida de las personas, por el contrario, se enfocó en los sucesos de un contexto como lo es la aplicación de biorreactores para la conversión de metano

3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización

Las categorías y subcategorías planteadas se elaboraron en base a los problemas y objetivos específicos del estudio, siendo estos demostrados en la tabla 1:

Tabla N° 1: Matriz de Categorización Apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Unidad de análisis
Analizar cuál es el diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales	¿Cuál es el diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?	Diseño más usado de biorreactores	<p>Por la eliminación del biogás</p> <p>Por la producción de compuestos químicos útiles</p> <p>Por la reducción de sulfatos</p>	(Tsapekos P. et al., 2020, p.2) (Van Basshuyen R. et al., 2016, p.2)
Clasificar cuáles son los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales	¿Cuáles son los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?	Modelos de operación y condición de los biorreactores usados	<p>Modo de operación</p> <p>Modo de condición</p>	(Gupta V. y Goel R., 2019, p.1) (Thomasen T. et al., 2019, p.3) (Van Basshuysen et al., 2016, p.3).
Definir cuál es la conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales	¿Cuál es la conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?	Conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica	<p>Conversión de metano</p> <p>Tipos de microorganismos</p>	(Dimitriadis A. et al., 2017, p.1) (Lee Uisung et al., 2017, p.4) (Wang Dongbo et al., 2017, p.2)

Elaboración propia

3.3. Escenario de estudio

El escenario de estudio está englobado por los diferentes lugares en los que se llevaron a cabo los estudios experimentales y tomas de muestras y estos son encontrados en los artículos científicos, debido a que, se realizó un estudio sistemático.

3.4. Participantes

Los participantes a considerar en el presente trabajo de investigación son las fuentes de extracción de documentos bibliográficos; siendo considerados las bibliotecas electrónicas donde cuentan con una base de datos amplia a nivel mundial de artículos científicos y citas de revistas científicas; siendo los usados en este estudio: Scielo, Scopus, Sciencedirect y Pubmed.

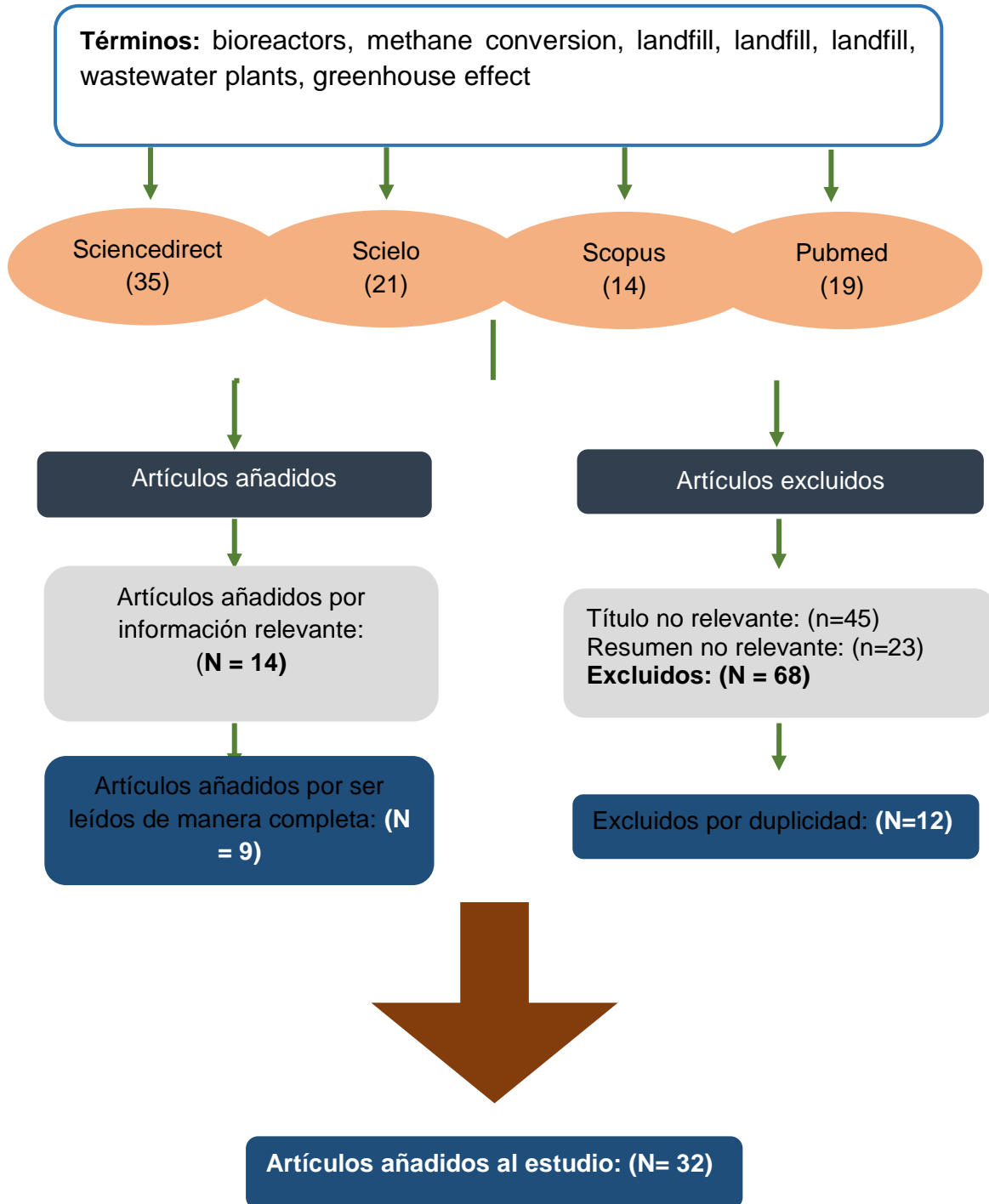
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La técnica usada, fue el análisis de documentos, ya que, este tipo de análisis permite plasmar la información de un estudio de manera sistemática y sintética, facilitando de esa manera su recuperación y/o consulta, para poder dar paso al siguiente proceso que conlleva el análisis de la información (Hernández et al., 2014, p.415).

Ello se realiza mediante el uso del instrumento de recolección de datos, siendo propuesto en el presente estudio la ficha de análisis de contenido; dicha ficha es un documento que permite plasmar el contenido del documento original, buscando obtener una revisión selectiva de la base bibliográfica que es orientado de acuerdo a los objetivos específicos.

3.6. Procedimiento

Gráfico N°2: Procedimiento de selección de artículos



Elaboración propia

3.7. Rigor científico

De acuerdo a Guba et al., (1989, p.241), los rigores científicos que se usaron en la presente investigación fueron: Credibilidad, Confirmabilidad, Transferencia y consistencia.

El criterio de la credibilidad, hace referencia a que el investigador ha obtenido la información del autor original, y ello se fundamenta en la capacidad de transferir o comunicar el punto de vista del participante (Noreña et al., 2012, p.268).

El criterio de la confirmabilidad, es la objetividad con la que se usa la información de los estudios y así otros autores pueden indagar la información y tener la seguridad de la autenticidad de la información (Arias et al., 2011, p.503).

El criterio de la transferencia, se describe al grado en que los resultados de la investigación se pueden trasladar a otros contextos o entornos; en tal sentido, desde la vista cualitativa, el criterio de transferencia es el principal responsable de quien realiza la generalización (Hernandez et al., 2014. P.456).

El criterio de la consistencia, está enfocado en la veracidad de la información, para esto se busca que la información se encuentre brindada y aunque esto es difícil de lograr ya que los datos son extraídos de otros estudios (Arias et al., 2011, p.503).

3.8. Método de análisis de información

El método de análisis de información se realiza siguiendo los objetivos específicos, usando el método de la triangulación, ya que nos permite usar el método de la matriz apriorística; de las cuales son divididas en categorías y subcategorías.

- **Las Categorías son:**

- Diseño más usado de biorreactores

- Modelos de operación y condición de los biorreactores usados

- Conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica.

- **Las Subcategorías son:**

Por la eliminación del biogás

Por la producción de compuestos químicos útiles

Por la reducción de sulfatos

Modo de operación

Modo de condición

Conversión de metano

Tipos de microorganismos

3.9. Aspectos éticos

El presente estudio cuenta con los aspectos éticos:

Respeto a la autoría: Para lo cual se realizaron las debidas citas y se dejaron las informaciones suficientes de los autores en la referencia bibliográfica, en el cual queda testimonio que la información presentada es verídica.

Uso de la Guía de Productos Observables: Se siguió con lo prescrito por la guía de productos observables de la Universidad César Vallejo, mediante la elaboración del presente trabajo.

Prueba de autenticidad: Se pasó por el programa turnitin, el cual permitió generar la confiabilidad que el documento es de elaboración propia y no hay indicios de plagio.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la solución del problema del estudio de determinar cuáles son los aspectos más importantes a considerar en el diseño de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales se elaboraron la tabla 2, tabla 3 y tabla 4; siendo la tabla 2 la que donde se analiza cuál es el diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales.

Tabla N° 2: Diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano

DISEÑO DEL REACTOR	FUENTE
<i>Eliminación de biogás</i>	
Reactor de columna de flujo descendente	Gupta V. et al., 2019, p.1
Reactor de columna de flujo ascendente	Lee Eun H. et al., 2017, p.1
STR	Lee Eun H. et al., 2016, p.1
Reactor de columna de flujo ascendente	Thomasen T. et al., 2019, p.1
<i>Producción de compuestos químicos útiles</i>	
Reactor de columna de burbujas	Henard Calvin A. et al., 2018, p.2
Columna de burbujas	Cantera S. et al., 2018, p.1
STR	Tsapekos P. et al., 2020, p.1
STR	Gilman Alexey et al., 2017, p.1
STR	Nguyen D. et al., 2020, p.1
STR	Nguyen D. et al., 2019, p.1
STR	Henard Calvin A. et al., 2016, p.1
STR	Hogendoorn C. et al., 2020, p.1
Reactor de bucle en U	Petersen L. et al., 2017, p.1
<i>Oxidación anaeróbica de metano acoplada a la reducción de varios compuestos químicos</i>	
MBfR de lote alimentado	Luo Jing H. et al., 2018, p.2
Column MBfR	Fu Liang et al., 2017, p.1
SBR	Li Weiwei et al., 2018, p.1
MAMBR alimentado por lotes	Nie Wen Bo et al., 2019, p.1
Reactor de columna de contraflujo	Cao Qin et al., 2019, p.1
<i>Reducción de sulfato</i>	
Contraflujo columna BTF	Cassarini Chiara et al., 2018, p.1
Contraflujo columna BTF	Cassarini Chiara et al., 2019, p.1
Reactor de columna de flujo descendente	Li Lin et al., 2019, p.1

Reducción de perclorato	
Lote MBfR	Lv Pan L. et al., 2019, p.1
MBfR de lote alimentado	Wu Mengxiong et al., 2019, p.1
MBfR de lote alimentado	Wu M. et al., 2019, p.1
Columna MBfR	Xie Ting et al., 2018, p.1
Reducción de cromato	
Columna MBfR	Lai Chen Yu et al., 2016, p.1
MBfR de lote alimentado	Luo Jing H. et al., 2019, p.1
MBfR de lote alimentado	Dong Qiu Yi et al., 2019, p.1
Reducción de otros compuestos químicos	
Columna MBfR	Lai Chen Yu et al., 2018, p.1
Columna MBfR	Lai Chun Yu et al., 2016, p.1
MBfR de lote alimentado	Lai Chun Yu et al., 2018, p.1
Reactor de esponja colgante de flujo descendente (DHS)	Kato Shingo et al., 2017, p.1

Elaboración propia

De acuerdo a la tabla 2, el diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales es mediante la producción de compuestos químicos útiles, donde, mediante los datos analizados indican que un biorreactor de columna y un reactor de tanque agitado (STR) son los diseños de biorreactores más populares utilizados en los procesos de bioconversión de metano.

Cabe destacar que los STR se utilizan más a menudo en la producción aeróbica de compuestos químicos útiles, mientras que los reactores de biopelícula de columna equipados con membrana de fibra hueca (MBfR) - en el tratamiento anaeróbico de aguas residuales (Lv Pan L. et al., 2019, p.1).

Así, de acuerdo con Nguyen D. et al., (2020, p.3), los reactores de tanque agitado se utilizan para el cultivo de metanótrofos planctónicos ya que este diseño permite alcanzar el máximo contacto de la superficie celular con el medio nutritivo y los gases disueltos (CH₄ y O₂). Pero ello es rechazado por lo expuesto en el estudio de Henard Calvin A. et al., (2016, p.2); quien menciona que el coeficiente de transferencia de masa kLa de estos reactores de columna es menor, lo que debe tenerse en cuenta a la hora de ampliar el proceso.

Siendo ello rechazado por los siguientes autores que emplean el reactor de tanque agitado (STR), Tsapekos P. et al., 2020, p.1, Gilman Alexey et al., 2017, p.1, Nguyen D. et al., 2020, p.1, Nguyen D. et al., 2019, p.1, Henard Calvin A. et al., 2016, p.1 y Hogendoorn C. et al., 2020, p.1.

Pero a su vez, las células de la biopelícula que crecen en la superficie de la membrana de la fibra hueca en la MBfR son capaces de resistir condiciones adversas gracias a la matriz extracelular; donde, esta forma les permite sobrevivir en entornos agresivos (aguas residuales) (Wu Mengxiong et al., 2019). Lo que es apoyado por Luo Jing H. et al., (2019, p.1), quien menciona que las biopelículas que contienen metanótrofos pueden utilizarse para eliminar diversos compuestos químicos de las aguas residuales utilizando el metano como único donante de electrones.

Además, a pesar de que los metanótrofos son microorganismos aeróbicos, la alta eficiencia de eliminación del tratamiento de aguas residuales junto con la oxidación de metano se consigue en condiciones anaeróbicas con una alta carga de metano Dong Qiu Yi et al., 2019, p.1, Wu Mengxiong et al., 2019, p.1, Wu M. et al., 2019, p.1, Fu Liang et al., 2017, p.1.

Por otro lado, se clasificó en la tabla 3 los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales.

Tabla N°3: Modelos de operación y condición de los biorreactores

Diseño del reactor	Modo de operación	Condición de operación	Fuente
Eliminación de biogás			
Reactor de columna de flujo descendente	Continuo	Aeróbico	Gupta V. et al., 2019, p.3
Reactor de columna de flujo ascendente	Continuo	Anaeróbico	Lee Eun H. et al., 2017, p.2
STR	Continuo	Aeróbico	Lee Eun H. et al., 2016, p.1
Reactor de columna de flujo ascendente	Continuo	Aeróbico	Thomassen T. et al., 2019, p.2
Producción de compuestos químicos útiles			
Reactor de columna de burbujas	Continuo	Aeróbico	Henard Calvin A. et al., 2018, p.4
Columna de burbujas	Continuo	Aeróbico	Cantera S. et al., 2018, p.3
STR	Semi - continuo	Aeróbico	Tsapekos P. et al., 2020, p.3
STR	Lote y continuo	Aeróbico / oxígeno limitado	Gilman Alexey et al., 2017, p.5
STR	Semi - continuo	Aeróbico	Nguyen D. et al., 2020, p.1
STR	Semi - continuo	Aeróbico	Nguyen D. et al., 2019, p.3
STR	Continuo	Aeróbico	Henard Calvin A. et al., 2016, p.1
STR	Continuo	Aeróbico (limitado en oxígeno)	Hogendoorn C. et al., 2020, p.2
Reactor de bucle en U	Continuo	-	Petersen L. et al., 2017, p.6
Oxidación anaeróbica de metano acoplada a la reducción de varios compuestos químicos			
MBfR de lote alimentado	Continuo	Anaeróbico (O ₂ residual en el medio líquido)	Luo Jing H. et al., 2018, p.2
Columna MBfR	Continuo	Anaeróbico	Fu Liang et al., 2017, p.3
SBR	Semi - continuo	Anaeróbico	Li Weiwei et al., 2018, p.1
MAMBR alimentado por lotes	Continuo	Anaeróbico	Nie Wen Bo et al., 2019, p.5

Reactor de columna de contraflujo	Semi - continuo	Aeróbico	Cao Qin et al., 2019, p.4
Reducción de sulfato			
Contraflujo columna BTF	alimentación por lotes secuencial	Anaeróbico	Cassarini Chiara et al., 2018, p.2
Contraflujo columna BTF	alimentación por lotes secuencial	Anaeróbico	Cassarini Chiara et al., 2019, p.2
Reactor de columna de flujo descendente	Continuo	Aeróbico (oxidación de H ₂ S) / anaeróbico (oxidación de CH ₄)	Li Lin et al., 2019, p.2
Reducción de perclorato			
Lote MBfR	Lote	Anaeróbico	Lv Pan L. et al., 2019, p.1
MBfR de lote alimentado	Continuo	Aeróbico	Wu Mengxiong et al., 2019, p.4
MBfR de lote alimentado	Continuo	Anaeróbico	Wu M. et al., 2019, p.6
Columna MBfR	Continuo	Anaeróbico	Xie Ting et al., 2018, p.3
Reducción de cromato			
Columna MBfR	Continuo	Anaeróbico	Lai Chen Yu et al., 2016, p.2
MBfR de lote alimentado	Continuo	Anaeróbico	Luo Jing H. et al., 2019, p.2
MBfR de lote alimentado	Semi - continuo	Anaeróbico	Dong Qiu Yi et al., 2019, p.1
Reducción de otros compuestos químicos			
Columna MBfR	Continuo	Anaeróbico	Lai Chen Yu et al., 2018, p.4
Columna MBfR	Continuo	Anaeróbico	Lai Chun Yu et al., 2016
MBfR de lote alimentado	Semi - continuo	Anaeróbico	Lai Chun Yu et al., 2018, p.3
Reactor de esponja colgante de flujo descendente (DHS)	Continuo	Aeróbico	Kato Shingo et al., 2017, p.2

Elaboración propia

De acuerdo con la tabla 3, los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales se dan mediante el modo de operación continuo seguido del semi continuo, y la condición de operación anaeróbica en un 55% y aeróbica en un 45%. Además, de acuerdo con Lai Chen Yu et al., (2018, p.3), el tratamiento anaeróbico de aguas residuales, la tasa de conversión de metano, así como la tasa de eliminación del compuesto químico, es un criterio importante, que puede depender del diseño del biorreactor.

Ello debido a que, en el proceso de recuperación anaeróbica se observa la baja tasa de conversión del metano junto con su alta emisión como gas no utilizado; además, en condiciones de limitación de oxígeno se observa un aumento de la tasa de conversión de metano, lo que puede conducir a una disminución de la eficiencia de eliminación del compuesto químico.

Siendo, además, ello respaldado por Lv Pan L. et al., (2019, p.1), quien menciona que con el diseño de reactor MBfR, los metanótrofos utilizan el oxígeno producido durante la reducción de los contaminantes químicos (sulfatos, nitratos, óxidos metálicos y metaloides) por un consorcio de microorganismos reductores.

Así también para la eliminación de biogás Gupta V. et al., 2019, p.3, Lee Eun H. et al., 2017, p.2, Lee Eun H. et al., 2016, p.1 y Thomasen T. et al., 2019, p.2; utilizaron el modo de operación continuo. Mientras que, en la producción de compuestos químicos útiles con los reactores de columna de burbujas y el reactor de tanque agitado (STR) Henard Calvin A. et al., 2018, p.4, Cantera S. et al., 2018, p.3, Gilman Alexey et al., 2017, p.5, Henard Calvin A. et al., 2016, p.1, Hogendoorn C. et al., 2020, p.2 y Petersen L. et al., 2017, p.6; utilizaron el modo de operación continuo.

Por otro lado; para definir cuál es la conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales, se realizó la clasificación y análisis de la conversión de metano y el porcentaje obtenido en la tabla 4.

Tabla N°4: Conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica

Diseño del reactor	Composición de comunidad microbiana	Conversión de metano, mg CH ₄ ·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Porcentaje	Fuente
Eliminación de biogás				
Reactor de columna de flujo descendente	<i>Methylococcus capsulatus</i>	439	80%	Gupta V. et al., 2019, p.3
Reactor de columna de flujo ascendente	<i>Methylobacter sp.</i> , <i>Methylocaldum sp.</i> , <i>Methylocystis sp.</i> , <i>Methylosinus sp</i>	157.3 10 ³	67%	Lee Eun H. et al., 2017, p.1
STR	<i>Methylobacter sp.</i> , <i>Methylomicrobium sp.</i> , <i>Methylomonas sp.</i>	52.1·1 0 ³	97%	Lee Eun H. et al., 2016, p.4
Reactor de columna de flujo ascendente	No indica	147.1· 10 ³	99-100%	Thomasen T. et al., 2019, p.3
Producción de compuestos químicos útiles				
Reactor de columna de burbujas	<i>Methylomicrobium alcaliphilum</i>	48.5	No indica	Henard Calvin A. et al., 2018, p.6
Columna de burbujas	<i>Methylomicrobium sp.</i> , <i>Halomonas sp.</i> , <i>Marinobacter sp.</i> , <i>Methylophaga sp.</i>	NDA	97%	Cantera S. et al., 2018, p.5
STR	<i>Methylomonas sp.</i>	NDA	87%	Tsapekos P. et al., 2020, p.1
STR	<i>Methylomicrobium buryatense 5GB1</i>	0.6- 1.4, 10 ³	No indica	Gilman Alexey et al., 2017, p.1
STR	<i>Methylosinus trichosporium OB3b</i>	NDA	60.6 mg·L ⁻¹	Nguyen D. et al., 2020, p.4

STR	<i>Methylomonas sp. DH-1</i>	467.2	195 mg·L ⁻¹	Nguyen D. et al., 2019, p.2
STR	<i>Methylochromium buryatense</i>	4.09·10 ³	0.05 g·g ⁻¹ CH ₄ ; OD600 ~25	Henard Calvin A. et al., 2016, p.5
STR	<i>Methylacidiphilum fumarolicum SolV</i>	4.95	No indica	Hogendoorn C. et al., 2020, p.1
Reactor de bucle en U	-	No indica	35-140 s, 7500-29000 W·m ⁻³ , 400-3000 h ¹	Petersen L. et al., 2017, p.2
Oxidación anaeróbica de metano acoplada a la reducción de varios compuestos químicos				
MBfR de lote alimentado	<i>Candidatus Methylochromium</i>	3.1	45 mg N·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Luo Jing H. et al., 2018, p.5
Columna MBfR	NC10, ANME-2D	NDA	85 mg N·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Fu Liang et al., 2017, p.3
SBR	NC10 bacteria, ANME	13.8	21.9 mg N·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Li Weiwei et al., 2018, p.1
MAMBR alimentado por lotes	NC10	139.5	No indica	Nie Wen Bo et al., 2019, p.4
Reactor de columna de contraflujo	<i>Methylococcaceae</i>	224.2	61.2 mg N·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Cao Qin et al., 2019, p.3
Reducción de sulfato				
Contraflujo columna BTF	ANME-2	6.4	28.8-36.5 mg S·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Cassarini Chiara et al., 2018, p.2
Contraflujo columna BTF	ANME-2	4.8	28.8 mg S·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Cassarini Chiara et al., 2019, p.2
Reactor de columna de flujo descendente	ANME	199.2	3.8 mg·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Li Lin et al., 2019, p.2
Reducción de perclorato				
Lote MBfR	<i>Methylococcus sp., Methylomonas sp., Methylocystis sp.</i>	15.9	2.7 mg ClO ₄ ⁻ ·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Lv Pan L. et al., 2019, p.1
MBfR de lote alimentado	<i>Methylocystaceae Methylococcaceae</i>	No indica	45.9 mg ClO ₄ ⁻ ·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Wu Mengxiong et al., 2019, p.3

MBfR de lote alimentado	<i>Methylocystaceae</i> <i>Methylococcaceae</i>	0.45	11.2 mg $\text{ClO}_4^- \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	Wu M. et al., 2019, p.4
Columna MBfR	<i>Methylobacteriaceae</i> <i>Methylocystaceae</i> <i>Methylococcaceae</i> <i>Methylophilaceae</i>	2.5	14.9 mg $\text{ClO}_4^- \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	Xie Ting et al., 2018, p.1
Reducción de cromato				
Columna MBfR	<i>Methylocystaceae</i>	7.6	31.6 mg $\text{CrO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	Lai Chen Yu et al., 2016, p.3
MBfR de lote alimentado	<i>Methanobacteriaceae</i>	0.12	0.696 mg $\text{CrO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	Luo Jing H. et al., 2019, p.3
MBfR de lote alimentado	<i>Candidatus Methanoperedenaceae</i>	NDA	0.28 mg $\text{CrO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	Dong Qiu Yi et al., 2019, p.7
Reducción de otros compuestos químicos				
Columna MBfR	<i>Methylocystaceae</i>	3.5	No indica	Lai Chen Yu et al., 2018, p.5
Columna MBfR	<i>Methylomonas sp.</i> , <i>Methylophilus sp.</i> , <i>Methylocystis sp.</i>	19	19.3 mg $\text{SeO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	Lai Chun Yu et al., 2016, p.3
MBfR de lote alimentado	<i>Methylomonas sp.</i> , <i>Methylophilus sp.</i>	0.16	5.7 mg $\text{Sb} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	Lai Chun Yu et al., 2018, p.1
Reactor de esponja colgante de flujo descendente (DHS)	<i>Methylomonas sp.</i>	96	11.4 mg $\cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	Kato Shingo et al., 2017, p.2

Elaboración propia

De acuerdo con la tabla 4, la conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales puede alcanzar la eficiencia de eliminación de hasta un 100%. Además, el diseño del biorreactor depende en gran medida de las condiciones de la bioconversión del metano.

Así también la comunidad microbiana más usada pertenece al orden *Methylococcaceae*; siendo ello corroborado por el 86% de los investigadores mostrados en la tabla 4.

Así Gupta V. et al., (2019, p.1), empleando la comunidad microbiana *Methylococcus capsulatus* generó una conversión del 80 % de metano; mientras que Lee Eun H. et al., (2016, p.4), utilizando la comunidad microbiana *Methylobacter sp.*, *Methylomicrobium sp.* y *Methylomonas sp* generó una conversión de metano del 97%.

Ello es corroborado y respaldado también por los resultados presentados en el estudio de Cantera S. et al., (2018, p.5), quien generó una conversión del 97% con las cepas *Methylomicrobium sp.*, *Halomonas sp.*, *Marinobacter sp.* y *Methylophaga sp.*; todas del orden *Methylococcaceae*.

Pero de acuerdo con Cassarini Chiara et al., (2018), entre las características también deben tenerse en cuenta a la hora de aumentar el volumen del proceso, donde, el escalado de los procesos de conversión de metano puede realizarse utilizando parámetros de escalado estándar como el coeficiente de transferencia de masa kLa , la potencia específica de entrada P/V y la relación de las dimensiones lineales del reactor H/D .

Además, en el caso de los diversos reactores los STR y los MBfR pueden incluir también un sistema eficiente de distribución de gas, que se presenta como un distribuidor de gas (sparger) o como una membrana permeable al gas lo que los convierte en reactores eficientes para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales (Lai Chun Yu et al., 2016, p.3).

En el caso de los sistemas de biocubiertas (biorreactores de columna repletos de compost de diversas composiciones), dado la adición de materiales de empaquetado a granel y con estructura de rejilla mejora la porosidad del compost y, en consecuencia, su permeabilidad al oxígeno, que es una condición crucial para un sistema de bio cubierta eficiente y aumento de la eficiencia de conversión de metano (Thomasen T. et al., 2019, p.3).

Además, cabe señalar que los MBfR pueden corresponder tanto a un diseño de columna como de lote alimentado y los MBfR de columna demuestran una eliminación más eficiente de los compuestos químicos; pudiendo explicarse por la forma de la membrana; como resultado, los elementos de la membrana no fijados en los MBfR de lote alimentado

se vuelven móviles, lo que provoca su torsión y la alteración de la integridad de la biopelícula en la superficie. Además, la relación entre la superficie de la membrana (S_{mem} , m^2) y el volumen del reactor (V , m^3) también puede afectar a la eficacia del proceso de reducción (Nie Wen Bo et al., 2019, p.4).

V. CONCLUSIONES

Se puede concluir en base al objetivo general que los aspectos más importantes a considerar en el diseño de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales, recae en el tipo de conversión que se realice, ya que, la conversión de metano anaeróbica y aeróbica son procesos muy diferentes que requieren enfoques distintos para planificar un experimento en un biorreactor. Así mismo, se detallan tres conclusiones del estudio realizado:

El diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales es mediante la producción de compuestos químicos útiles, donde, mediante los datos analizados indican que un biorreactor de columna y un reactor de tanque agitado (STR) son los diseños de biorreactores más populares utilizados en los procesos de bioconversión de metano.

Los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales se dan mediante el modo de operación continuo seguido del semi continuo, y la condición de operación anaeróbica en un 55% y aeróbica en un 45%. Además, de acuerdo con Lai Chen Yu et al., (2018), el tratamiento anaeróbico de aguas residuales, la tasa de conversión de metano, así como la tasa de eliminación del compuesto químico, es un criterio importante, que puede depender del diseño del biorreactor.

La conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales puede alcanzar la eficiencia de eliminación de hasta un 100%. Además, el diseño del biorreactor depende en gran medida de las condiciones de la bioconversión del metano. Así también la comunidad microbiana más usada pertenece al orden *Methylococcaceae*; siendo ello corroborado por el 86% de los investigadores mostrados en la tabla 4.

VI. RECOMENDACIONES

De acuerdo a los estudios realizados se pudo comprobar la mejora de los diseños de biorreactores existentes y el desarrollo de conceptos modernos son un área prometedora de la investigación de ingeniería, que puede mejorar la eficiencia de la bioconversión del metano reduciendo así las emisiones de gases de efecto invernadero

Se recomienda ampliar en mayores estudios enfocados en la conversión de metano y la comparación de los diseños de biorreactores, así como el modelo de operación para encontrar el mejor reactor que presente una alta tasa de metano y bajas emisiones de metano para mejorar la disponibilidad de este.

Elaborar rangos de comparación de los diseños de biorreactores en base a la eficiencia presentada en los resultados del estudio para tener en cuenta cuales pueden ser aplicados de manera práctica para estudios y comprobaciones.

Así también, se recomienda aplicar niveles de eficiencia de las comunidades microbianas para la conversión de metano; para tener en claro el orden de las especies que brindan un mayor porcentaje de conversión de metano.

REFERENCIAS

1. BHATIA, Saurabh, et al. Classical and nonclassical techniques for secondary metabolite production in plant cell culture. Modern applications of plant biotechnology in pharmaceutical sciences, 2015, p. 231-291. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802221-4.00007-8>
2. BHATIA, Shashi Kant, et al. Wastewater based microalgal biorefinery for bioenergy production: Progress and challenges. Science of the Total Environment, 2021, vol. 751, p. 141599. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141599>
3. CANTERA, S., et al. Multi-production of high added market value metabolites from diluted methane emissions via methanotrophic extremophiles. Bioresource technology, 2018, vol. 267, p. 401-407. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.057>
4. CAO, Qin, et al. Stable-isotopic analysis and high-throughput pyrosequencing reveal the coupling process and bacteria in microaerobic and hypoxic methane oxidation coupled to denitrification. Environmental Pollution, 2019, vol. 250, p. 863-872. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.111>
5. CASSARINI, Chiara, et al. Enrichment of anaerobic methanotrophs in biotrickling filters using different sulfur compounds as electron acceptor. Environmental Engineering Science, 2019, vol. 36, no 4, p. 431-443. Disponible en: <https://doi.org/10.1089/ees.2018.0283>
6. CASSARINI, Chiara, et al. Anaerobic methane oxidation coupled to sulfate reduction in a biotrickling filter: reactor performance and microbial community analysis. Chemosphere, 2018, vol. 236, p. 124290. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.021>

7. CODERONI, Silvia; ESPOSTI, Roberto. CAP payments and agricultural GHG emissions in Italy. A farm-level assessment. *Science of the Total Environment*, 2018, vol. 627, p. 427-437. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.197>
8. CRONE, Brian C., et al. Significance of dissolved methane in effluents of anaerobically treated low strength wastewater and potential for recovery as an energy product: A review. *Water Research*, 2016, vol. 104, p. 520-531. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.019>
9. CUSWORTH, Daniel H., et al. Using remote sensing to detect, validate, and quantify methane emissions from California solid waste operations. *Environmental Research Letters*, 2020, vol. 15, no 5, p. 054012. Disponible en: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7b99>
10. DIMITRIADIS, Athanasios; BEZERGIANNI, Stella. Hydrothermal liquefaction of various biomass and waste feedstocks for biocrude production: A state of the art review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2017, vol. 68, p. 113-125. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.120>
11. Dlugokencky, E., 2020. NOAA/ESRL. Global Monitoring Laboratory, Earth System Research Laboratories Disponible en: www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends_ch4/
12. DONG, Qiu-Yi, et al. Anaerobic methane oxidation coupled to chromate reduction in a methane-based membrane biofilm batch reactor. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, vol. 26, no 25, p. 26286-26292. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05709-7>
13. FU, Liang, et al. Hollow fiber membrane bioreactor affects microbial community and morphology of the DAMO and Anammox co-culture system. *Bioresource technology*, 2017, vol. 232, p. 247-253. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.048>

14. GHASEMI GHODRAT, Alireza, et al. Waste management strategies; the state of the art. En Biogas. Springer, Cham, 2018. p. 1-33. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-319-77335-3_1
15. GILMAN, Alexey, et al. Oxygen-limited metabolism in the methanotroph *Methylomicrobium buryatense* 5GB1C. PeerJ, 2017, vol. 5, p. e3945. Disponible en: <https://doi.org/10.7717/peerj.3945>
16. GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, Mariano; MARTÍN-ORTEGA, Juan Luis. Greenhouse gas emissions growth in Europe: A comparative analysis of determinants. Sustainability, 2020, vol. 12, no 3, p. 1012. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su12031012>
17. GUPTA, Vedansh; GOEL, Ramesh. Managing dissolved methane gas in anaerobic effluents using microbial resource management-based strategies. Bioresource technology, 2019, vol. 289, p. 121601. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121601>
18. HE, Qingyun, et al. Influence of surfactants on anaerobic digestion of waste activated sludge: acid and methane production and pollution removal. Critical Reviews in Biotechnology, 2019, vol. 39, no 5, p. 746-757. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/07388551.2018.1530635>
19. HENARD, Calvin A., et al. Biogas biocatalysis: methanotrophic bacterial cultivation, metabolite profiling, and bioconversion to lactic acid. Frontiers in microbiology, 2018, p. 2610. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02610>
20. HENARD, Calvin A., et al. Bioconversion of methane to lactate by an obligate methanotrophic bacterium. Scientific reports, 2016, vol. 6, no 1, p. 1-9. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep21585>

21. HENARD, Calvin A., et al. Bioconversion of methane to lactate by an obligate methanotrophic bacterium. *Scientific reports*, 2016, vol. 6, no 1, p. 1-9. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep21585>
22. HENARD, Calvin A., et al. Biogas biocatalysis: methanotrophic bacterial cultivation, metabolite profiling, and bioconversion to lactic acid. *Frontiers in microbiology*, 2018, p. 2610. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02610>
23. HOGENDOORN, Carmen, et al. Methanol production by “*Methylacidiphilum fumariolicum*” SolV under different growth conditions. *Applied and environmental microbiology*, 2020, vol. 86, no 18, p. e01188-20. Disponible en: <https://doi.org/10.1128/AEM.01188-20>
24. HOLMES, Dawn E.; DANG, Yan; SMITH, Jessica A. Nitrogen cycling during wastewater treatment. *Advances in applied microbiology*, 2019, vol. 106, p. 113-192. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2018.10.003>
25. KATO, Shingo, et al. Biotic manganese oxidation coupled with methane oxidation using a continuous-flow bioreactor system under marine conditions. *Water Science and Technology*, 2017, vol. 76, no 7, p. 1781-1795. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.365>
26. LAI, Chun-Yu, et al. Selenate and nitrate bioreductions using methane as the electron donor in a membrane biofilm reactor. *Environmental science & technology*, 2016, vol. 50, no 18, p. 10179-10186. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02807>
27. LAI, Chun-Yu, et al. Role of extracellular polymeric substances in a methane based membrane biofilm reactor reducing vanadate. *Environmental science & technology*, 2018, vol. 52, no 18, p. 10680-10688. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02374>

28. LUO, Jing-Huan, et al. Microbial chromate reduction coupled with anaerobic oxidation of methane in a membrane biofilm reactor. *Environment international*, 2019, vol. 130, p. 104926. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104926>
29. KHMELENINA, Valentina N., et al. Physiology and biochemistry of the aerobic methanotrophs. *Aerobic utilization of hydrocarbons, oils and lipids*, 2018, p. 1-25. ISBN: 978-3-319-50417-9
30. KHOSHNEVISAN, Benyamin, et al. Urban biowaste valorization by coupling anaerobic digestion and single cell protein production. *Bioresource Technology*, 2019, vol. 290, p. 121743. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121743>
31. KULAWIK, Susan S., et al. Evaluation of single-footprint AIRS CH₄ profile retrieval uncertainties using aircraft profile measurements. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2021, vol. 14, no 1, p. 335-354. Disponible en: <https://doi.org/10.5194/amt-14-335-2021>
32. LAI, Chun-Yu, et al. Bioreduction of chromate in a methane-based membrane biofilm reactor. *Environmental science & technology*, 2016, vol. 50, no 11, p. 5832-5839. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06177>
33. LAI, Chun-Yu, et al. Role of extracellular polymeric substances in a methane based membrane biofilm reactor reducing vanadate. *Environmental science & technology*, 2018, vol. 52, no 18, p. 10680-10688. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02374>
34. LEE, Eun-Hee; MOON, Kyung-Eun; CHO, Kyung-Suk. Long-term performance and bacterial community dynamics in biocovers for mitigating methane and malodorous gases. *Journal of biotechnology*, 2017, vol. 242, p. 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2016.12.007>

35. LEE, Uisung; HAN, Jeongwoo; WANG, Michael. Well-to-Wheels Analysis of Compressed Natural Gas and Ethanol from Municipal Solid Waste. Argonne National Lab.(ANL), Argonne, IL (United States), 2016. Disponible en: <https://doi.org/10.2172/1334188>
36. LEE, Eun-Hee, et al. Effects of granular activated carbon on methane removal performance and methanotrophic community of a lab-scale bioreactor. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 2016, vol. 50, no 2, p. 193-200. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10934529.2014.975541>
37. LEE, Uisung; HAN, Jeongwoo; WANG, Michael. Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. Journal of Cleaner Production, 2017, vol. 166, p. 335-342. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.016>
38. LEE, Eun-Hee; MOON, Kyung-Eun; CHO, Kyung-Suk. Long-term performance and bacterial community dynamics in biocovers for mitigating methane and malodorous gases. Journal of biotechnology, 2017, vol. 242, p. 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2016.12.007>
39. LI, Lin; XUE, Song; XI, Jingru. Anaerobic oxidation of methane coupled to sulfate reduction: Consortium characteristics and application in co-removal of H₂S and methane. Journal of Environmental Sciences, 2019, vol. 76, p. 238-248. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.05.006>
40. LI, Weiwei, et al. Long-term nitrate removal through methane-dependent denitrification microorganisms in sequencing batch reactors fed with only nitrate and methane. Amb Express, 2018, vol. 8, no 1, p. 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s13568-018-0637-9>
41. LOPEZ, M., et al. Isotopic signatures of anthropogenic CH₄ sources in Alberta, Canada. Atmospheric Environment, 2017, vol. 164, p. 280-288. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.021>

42. LUO, Jing-Huan, et al. Methane-supported nitrate removal from groundwater in a membrane biofilm reactor. *Water Research*, 2018, vol. 132, p. 71-78. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.064>
43. LV, Pan-Long, et al. Methane oxidation coupled to perchlorate reduction in a membrane biofilm batch reactor. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 667, p. 9-15. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.330>
44. NGUYEN, Diep Thi Ngoc, et al. Metabolic engineering of type II methanotroph, *Methylosinus trichosporium* OB3b, for production of 3-hydroxypropionic acid from methane via a malonyl-CoA reductase-dependent pathway. *Metabolic Engineering*, 2020, vol. 59, p. 142-150. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ymben.2020.02.002>
45. NGUYEN, Diep Thi Ngoc, et al. Metabolic engineering of the type I methanotroph *Methylomonas* sp. DH-1 for production of succinate from methane. *Metabolic engineering*, 2019, vol. 54, p. 170-179. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ymben.2019.03.013>
46. NIE, Wen-Bo, et al. High performance nitrogen removal through integrating denitrifying anaerobic methane oxidation and Anammox: from enrichment to application. *Environment international*, 2019, vol. 132, p. 105107. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105107>
47. PETERSEN, Leander AH, et al. Mixing and mass transfer in a pilot scale U-loop bioreactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 2017, vol. 114, no 2, p. 344-354. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/bit.26084>
48. ROSSER, Jordan; THOMAS, Daniel J. Bioreactor processes for maturation of 3D bioprinted tissue. En *3D Bioprinting for reconstructive surgery*. Woodhead Publishing, 2018. p. 191-215. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101103-4.00010-7>

49. SARKAR, Omprakash; BUTTI, Sai K.; MOHAN, S. Venkata. Acidogenic biorefinery: food waste valorization to biogas and platform chemicals. *Waste Biorefinery*, 2018, p. 203-218. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63992-9.00006-9>
50. SAUNOIS, Marielle, et al. The global methane budget 2000–2017. *Earth system science data*, 2020, vol. 12, no 3, p. 1561-1623. Disponible en: <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
51. SILLERO, Leonor; SOLERA, Rosario; PEREZ, Montserrat. Anaerobic co-digestion of sewage sludge, wine vinasse and poultry manure for bio-hydrogen production. *international journal of hydrogen energy*, 2021. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.11.032>
52. STONE, Kyle A., et al. A mini review on bioreactor configurations and gas transfer enhancements for biochemical methane conversion. *Biochemical engineering journal*, 2017, vol. 128, p. 83-92. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2017.09.003>
53. STRUK, Martin; KUSHKEVYCH, Ivan; VÍŤEZOVÁ, Monika. Biogas upgrading methods: recent advancements and emerging technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2020, vol. 19, no 3, p. 651-671. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09539-9>
54. SU, Meirong, et al. Greenhouse gas emission accounting for EU member states from 1991 to 2012. *Applied Energy*, 2016, vol. 184, p. 759-768. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.02.074>
55. TSAPEKOS, Panagiotis, et al. Proteinaceous methanotrophs for feed additive using biowaste as carbon and nutrients source. *Bioresource Technology*, 2020, vol. 313, p. 123646. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123646>

56. THOMASEN, Thilde B.; SCHEUTZ, Charlotte; KJELDTSEN, Peter. Treatment of landfill gas with low methane content by biocover systems. *Waste Management*, 2019, vol. 84, p. 29-37. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.011>
57. VAN BASSHUYSEN, Richard, et al. Natural Gas and Renewable Methane for Powertrains. *Future Strategies for Climate-Neutral Mobility*, 2016, vol. 10, p. 978-3. Disponible en: ISSN: [978-3-319-23225-6](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.011)
58. WANG, Bingwen, et al. Advances in methane conversion processes. *Catalysis Today*, 2017, vol. 285, p. 147-158. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2017.01.023>
59. WANG, Dongbo, et al. Is denitrifying anaerobic methane oxidation-centered technologies a solution for the sustainable operation of wastewater treatment plants?. *Bioresource Technology*, 2017, vol. 234, p. 456-465. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.059>
60. WANG, Hui; WANG, Lijun; SHAHBAZI, Abolghasem. Life cycle assessment of fast pyrolysis of municipal solid waste in North Carolina of USA. *Journal of Cleaner Production*, 2015, vol. 87, p. 511-519. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.011>
61. WU, Mengxiong, et al. Perchlorate bio-reduction in a methane-based membrane biofilm reactor in the presence and absence of oxygen. *Water research*, 2019, vol. 157, p. 572-578. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.008>
62. XIE, Ting, et al. Perchlorate bioreduction linked to methane oxidation in a membrane biofilm reactor: performance and microbial community structure. *Journal of hazardous materials*, 2018, vol. 357, p. 244-252. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.06.011>

63. ZHANG, Yu, et al. Combined steam and CO₂ reforming of methane over Co–Ce/AC-N catalyst: Effect of preparation methods on catalyst activity and stability. International Journal of Hydrogen Energy, 2021. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.10.202>

Anexo 1. Matriz de Categorización Apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Unidad de análisis
<p>Analizar cuál es el diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales</p>	<p>¿Cuál es el diseño más usado de biorreactores para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?</p>	<p>Diseño más usado de biorreactores</p>	<p>Por la eliminación del biogás</p> <p>Por la producción de compuestos químicos útiles</p> <p>Por la reducción de sulfatos</p>	<p>(Tsapekos P. et al., 2020, p.2) (Van Basshuyen R. et al., 2016, p.2)</p>
<p>Clasificar cuáles son los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales</p>	<p>¿Cuáles son los modelos de operación y condición de los biorreactores usados para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?</p>	<p>Modelos de operación y condición de los biorreactores usados</p>	<p>Modo de operación</p> <p>Modo de condición</p>	<p>(Gupta V. y Goel R., 2019, p.1) (Thomasen T. et al., 2019, p.3) (Van Basshuysen et al., 2016, p.3).</p>
<p>Definir cuál es la conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales</p>	<p>¿Cuál es la conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica para la conversión de metano generados en los rellenos sanitarios y plantas de aguas residuales?</p>	<p>Conversión de metano obtenido mediante la aplicación de la comunidad metanotrófica</p>	<p>Conversión de metano</p> <p>Tipos de microorganismos</p>	<p>(Dimitriadis A. et al., 2017, p.1) (Lee Uisung et al., 2017, p.4) (Wang Dongbo et al., 2017, p.2)</p>

Anexo 2. Instrumento de recolección de datos

 Universidad César Vallejo	FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO
---	---

TÍTULO:

DATOS DEL AUTOR: NOMBRE(S)		
PÁGINAS UTILIZADAS	AÑO DE PUBLICACIÓN	LUGAR DE PUBLICACIÓN

TIPO DE INVESTIGACIÓN:

CÓDIGO:	
PALABRAS CLAVES:	
PROBLEMA GENERAL:	
METODOLOGÍA:	
DISEÑO DE BIORREACTORES:	
CONVERSIÓN DE METANO:	
RESULTADOS:	