



Universidad César Vallejo

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Métodos de Inmovilización de Cepas Bacterianas para el
Tratamiento de Aguas Residuales: Revisión sistemática**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERA AMBIENTAL

AUTORAS:

Arredondo Silva, Sofía (ORCID: 0000-0002-8836-2537)
Condori Arredondo, Erika (ORCID: 0000-0002-4988-1369)

ASESOR:

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

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ

2022

Dedicatoria

A mis Padres Elías y Zoila, quienes Siempre han estado dispuestos a Correr cualquier riesgo por mí y por ser la razón principal de mi vida.

A mis hermanos por el apoyo constante.

A nuestro asesor Dr. Yimi T. Lozano, por los conocimientos que comparte, y las motivaciones positivas que nos da, para seguir con nuestra carrera Profesional

Sofía Arredondo Silva

Dedico esta tesis a mis padres Nicolás Daniel Condori Huallpa y Sonia Arredondo Silva que me brindaron su apoyo moralmente, psicológicamente y en la economía para llegar a ser un gran profesional.

A mis hermanos, esposo, hijo y familiares por confiar en mí y apoyarme día a día durante el transcurso de mi carrera.

Erika Condori Arredondo

Agradecimiento

Siendo Primordial Agradecer y dar nuestra gratitud a Dios, quien nos bendice e ilumina nuestro camino para culminar, y seguir un escalón más de nuestra formación como profesional, a nuestra familia, quienes son la razón principal de nuestras vidas y el motor principal para nuestra formación como persona y como profesional, de igual manera a nuestro asesor, por compartir sus conocimientos para hacer realidad este sueño. Nuestros amigos, por los consejos que nos han vertido y extendernos la mano cuando lo requerimos.

Índice de contenido

Carátula	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas.....	v
Índice de gráficos y figuras.....	vi
Resumen	vii
Abstract.....	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	4
III. METODOLOGÍA	15
3.1. Tipo y diseño de investigación	15
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización.....	15
3.3. Escenario de estudio	15
3.4. Participantes	16
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	16
3.6. Procedimiento	16
3.7. Rigor científico	18
3.8. Método de análisis de datos	18
3.9. Aspectos éticos.....	19
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	20
V. CONCLUSIONES	30
VI. RECOMENDACIONES.....	31
REFERENCIAS	
ANEXOS	

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Algunas células inmovilizadas para uso en compuestos de biodegradación</i>	6
<i>Tabla 2. Tipos de biorreactores</i>	20
<i>Tabla 3. Métodos de inmovilización de bacterias</i>	23
<i>Tabla 4. Contaminantes y eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas inmovilizadas</i>	26

Índice de gráficos

<i>Gráfico 1. Clasificación métodos de inmovilización</i> -----	8
<i>Gráfico 2. Procedimiento de información</i> -----	17
<i>Gráfico 3. Porcentaje de biorreactores más usados en la inmovilización de bacterias</i> -----	22

Índice de figuras

<i>Figura 1. Soportes de inmovilización de cepas bacterianas</i> -----	7
--	---

Resumen

El objetivo del estudio consistió en analizar cuáles son los aspectos más importantes de los métodos y técnicas de inmovilización de células bacterianas para el tratamiento de aguas residuales; para lo cual la metodología usada fue de tipo aplicada con un diseño sistemática; así mismo, mediante el análisis documental se recolectaron y añadieron al estudio 26 artículos científicos a nivel mundial de las plataformas sciencedirect, scielo, scopus y Proquest

Mediante los resultados se obtuvo que, los tipos de biorreactores usados son el biorreactor de lecho compacto (PBR), el biorreactor de lecho fluidizado (FBR), el biorreactor híbrido (HBR), el biorreactor anaeróbico de membrana (MBR) y el biorreactor de tanque agitado continuo (CSTR); siendo de ellos el biorreactor de lecho compacto (PBR) el más usado para inmovilización de bacterias aplicándolos al tratamiento de aguas residuales, siendo comprobado por el 46% de los estudios. Los métodos de inmovilización de bacterias son el atrapamiento, encapsulación y adsorción; siendo entre ellas la técnica de atrapamiento la más empleada. Los contaminantes y la eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas son los aniones, metales pesados, tintes, pesticidas, hidrocarburos y compuestos orgánicos de fuentes de agua residuales domésticas, municipales e industriales.

Palabras clave: Inmovilización, cepas, bacterias, tratamiento, agua

Abstract

The objective of the study was to analyze which are the most important aspects of the methods and techniques of bacterial cell immobilization for wastewater treatment; for which the methodology used was applied with a systematic design; likewise, through documentary analysis 26 scientific articles were collected and added to the study worldwide from the platforms sciencedirect, scielo, scopus and Proquest.

The results showed that the types of bioreactors used are the packed bed bioreactor (PBR), the fluidized bed bioreactor (FBR), the hybrid bioreactor (HBR), the membrane anaerobic bioreactor (MBR) and the continuous stirred tank bioreactor (CSTR); Of these, the packed bed bioreactor (PBR) is the most widely used for immobilization of bacteria applied to wastewater treatment, being tested in 46% of the studies. The methods of bacteria immobilization are trapping, encapsulation and adsorption; among them, the trapping technique is the most used. The contaminants and degradation efficiency presented with the application of bacterial strains are anions, heavy metals, dyes, pesticides, hydrocarbons and organic compounds from domestic, municipal and industrial wastewater sources.

Key words: Immobilization, strains, bacteria, treatment, water.

I. INTRODUCCIÓN

Está bien establecido que una crisis mundial de saneamiento amenaza a los humanos y que los efectos de esta crisis afecta en la salud de los ecosistemas (Pereda O. et al., 2020, p.1). Donde, las aguas residuales pueden afectar los ecosistemas naturales y dónde los puntos críticos de contaminación por aguas residuales comúnmente se superponen con estos hábitats (Sharma P. et al., 2021, p.1).

Además, debido al continuo crecimiento de la demanda, la contaminación del agua es inevitable (Cheng D. et al., 2020, p.3).

Siendo, los problemas para algunos de los principales ecosistemas que se extienden a través de los reinos terrestres, acuáticos y costeros (Hasan M. et al., 2019, p.2). Debido a que, las aguas residuales industriales a menudo contienen diferentes impurezas complejas que son peligrosas para el medio ambiente y la salud humana (Chao s. et al., 2022, p.2). Una de las principales causas de esta contaminación es la mala eliminación de aguas residuales y efluentes industriales y municipales (Talvitie J. et al., 2017, p.2).

Siendo que la problemática recae en la falta de tratamientos de las aguas residuales vertidos en los ríos y arroyos de todo el mundo; donde tales liberaciones ocurrieron en los Estados Unidos y Europa Occidental (Mor J. et al., 2019, p.2). Estos contaminantes que contienen compuestos inorgánicos y metales pesados representan una seria amenaza para la vida de los humanos y otros organismos vivos por igual (Afolalu Sunday A. et al., 2022, p.1).

Debido a que, la carga de carbono orgánico en las aguas residuales no tratadas estimula la respiración y consume O_2 a un ritmo superior al que puede reponerse mediante el intercambio con la atmósfera, un río puede volverse anóxico y los peces mueren (Izah S. et al., 2016, p.6). Así también, estudios recientes revelan que las aguas residuales no tratadas o mal tratadas elevan las concentraciones de nutrientes, patógenos, disruptores endocrinos, metales pesados y productos farmacéuticos en los ecosistemas naturales (Mclachlan A. y Defeo O., 2018, p.375).

Siendo mostrado que muchas áreas grandes (10,000 de km^2) en todo el mundo con altos niveles de contaminación por aguas residuales y que estos puntos críticos de

contaminación se superponen ampliamente con arrecifes de coral, marismas saladas y sistemas fluviales ricos en peces (Wear S. et al., 2021, p.2).

Por tal motivo, en los últimos años, la utilización de células bacterianas "inmovilizadas" ha llamado la atención como una técnica prometedora debido a sus múltiples beneficios (Lu Qun et al., 2021, p.1). Con ello la biorremediación de agua residuales por bacterias inmovilizadas ha ganado gran interés (Xue Jianliang et al., 2022, p.1).

Donde, el proceso de inmovilización, controla la actividad metabólica, proporciona estabilidad operativa, protege de un entorno externo agresivo y peligroso y, por tanto, ayuda a conseguir una biodegradación más eficiente (Sarioglu O. et al., 2017, p.2). Con ello, el proceso de tratamiento biológico que utiliza células bacterianas inmovilizadas tiene el potencial de degradar una gran fracción de compuestos orgánicos biodegradables en el agua contaminada.

Ante lo expuesto; se plantea el siguiente problema de estudio: ¿Cuáles son los aspectos más importantes de los métodos y técnicas de inmovilización de células bacterianas para el tratamiento de aguas residuales?

Así mismo, mediante tal pregunta se generaron los siguientes problemas específicos:

PE1: ¿Cuáles son los tipos de biorreactores usados en la inmovilización de bacterias para el tratamiento de aguas residuales?

PE2: ¿Cuáles son los métodos de inmovilización de bacterias usadas para el tratamiento de aguas residuales?

PE3: ¿Cuáles son los contaminantes y la eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas inmovilizadas?

De los cuales, el objetivo de estudio fue planteado de la siguiente manera: Analizar cuáles son los aspectos más importantes de los métodos y técnicas de inmovilización de células bacterianas para el tratamiento de aguas residuales.

Como objetivos específicos se elaboró:

OE1: Clasificar cuáles son los tipos de biorreactores usados en la inmovilización de bacterias para el tratamiento de aguas residuales

OE2: Identificar cuáles son los métodos de inmovilización de bacterias usadas para el tratamiento de aguas residuales

OE3: Determinar los contaminantes y la eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas inmovilizadas

Ante la problemática expuesta de manera sintetizada, se el presente trabajo busca realizar una recopilación y estudio de diversas literaturas a nivel nacional e internacional para analizar los aspectos más importantes de los métodos y técnicas de inmovilización de células bacterianas para el tratamiento de aguas residuales, con lo cual la justificación presentada es de manera teórica, siendo así que este trabajo va dirigido a los ingenieros del área y biólogos, que, dada la extensión global de la contaminación por aguas residuales en y cerca de los hábitats naturales, dichos profesionales de la conservación deben abordar esta amenaza. Sin embargo, debido a su tamaño, los conservacionistas no pueden resolver este problema solo; por tal motivo, la finalidad del presente trabajo de investigación es métodos sostenibles y eficientes.

II. MARCO TEÓRICO

La población incrementa con un aumento en el crecimiento urbano y, lamentablemente, también lo hace la contaminación (Torrijos V. et al., 2016, p.2). Por lo tanto, la contaminación se ha convertido en un problema universal endémico que provoca el agotamiento de la capa de ozono, lo que provoca un aumento rápido del calentamiento global y afecta negativamente a la vida humana (Mishra V. et al., 2021, p.4).

Con ello, la generación de cantidades considerables de aguas residuales procedentes de distintos tipos de procesos industriales representa un gran reto para la mayoría de las sociedades, ya que, el aumento de la demanda y la escasez de suministro de agua dulce son cada vez más frecuentes (Tuholske C. et al., 2021, p.3). Aunque los procesos industriales provocan un cambio positivo en el mundo industrial, al proporcionar servicios de producción a gran escala para satisfacer la creciente demanda mundial, no cabe duda que las operaciones industriales contribuyen al aumentar de contaminación del medio ambiente (Romero F. et al., 2019, p.2).

Siendo que, diariamente se vierte al medio ambiente una cantidad considerable de aguas residuales procedentes de diversas fuentes industriales y domésticas (Mullis Darragh et al., 2018, p.2). Incluso con una industria muy cuidadosa, con métodos y protocolos adecuados de tratamiento posterior al uso, la producción de residuos no puede anularse ni evitarse por completo (Xia X. et al., 2020, p.5).

Las aguas residuales (también denominadas aguas residuales domésticas o municipales) son un tipo de aguas residuales producidas por una comunidad humana y se caracterizan por el volumen producido, la tasa de flujo, la condición física, los componentes químicos y tóxicos, y el carácter y la cantidad de organismos (Qin K. et al., 2020, p.1). Las aguas residuales contienen principalmente aguas y consisten en materia orgánica, sales inorgánicas, metales pesados, bacterias, virus y nitrógeno (Pereda O. et al., 2020, p.1).

Por definición, el agua gris es agua de fregaderos, baños domésticos, duchas, lavavajillas y lavadoras de ropa (Martin Díaz J. et al., 2020, p.2). Por otro lado, el agua negra es el agua que se usa para descargar los inodoros (combinada con los desechos humanos que se lleva fuera del hogar), jabones y detergentes (Seleiman

M. et al., 2020, p.3). Las aguas residuales generalmente viajan desde el sistema de plomería de un edificio hacia una alcantarilla, que las llevará a otro lugar, o hacia una instalación de tratamiento de aguas residuales (Gomes K. et al., 2022, p.8).

Pero, la gestión de los desechos tipo alcantarillado no es exitosa debido a los enormes volúmenes de desechos orgánicos y no biodegradables que se generan diariamente (Sotelo T. et al., 2021, p.2). Como consecuencias, las aguas residuales generan peligrosidad para la salud humana y el ecosistema, y la producción de aguas residuales es una consecuencia inevitable de cualquier campo industrial (Hiruy A. et al., 2022, p.1).

Así también, el uso excesivo de aguas residuales contaminadas deteriora la estructura del suelo y afecta a las variables fisicoquímicas del mismo (Deribachew B. et al., 2016, p.2). Donde el consumo de verduras cultivadas en suelos contaminados provoca una elevada concentración de HMs, lo que afecta significativamente a la salud pública (Petersen J. et al., 2016, p.2). Siendo que la acumulación de HM en el suelo y su transferencia a las partes comestibles de los vegetales tienen efectos directos sobre la salud humana a través de la cadena alimentaria (Shahid M. et al., 2020, p.1).

La bioacumulación de Cr, Cd, Mn y Ni en las células vivas a lo largo del tiempo ha sido señalada como causa de graves enfermedad en humanos y animales (Kacholi d. et al., 2018, p.2). Por ejemplo, el consumo de verduras contaminadas con Cd puede causar deformación del esqueleto, insuficiencia renal hipertensión, cambios cancerígenos (principalmente del riñón y la próstata) y un mal funcionamiento reproductivo funcionamiento reproductivo masculino y femenino (Khalid S. et al., 2018, p.2).

Por lo tanto, el tratamiento de las aguas residuales, que se utiliza para convertirlas en un efluente que pueda ser reutilizado o reciclado de nuevo en el proceso, es una etapa crucial antes de su eliminación (Antoniadis V. et al., 2017, p.2).

Existen varios métodos para tratar las aguas residuales industriales, como los métodos mecánicos, biológicos y químicos (Qureshi Asad S. et al., 2016, p.2). Los procesos biotecnológicos, que implican la utilización de microorganismos con el

objetivo de degradar los contaminantes de las aguas residuales, se han aplicado ampliamente para el tratamiento de aguas residuales (Sultana M. et al., 2019, p.3).

Ante ello, las investigaciones han demostrado que la estrategia de tratamiento biológico es rentable, que no requiere la adición de ningún producto químico peligroso y ayuda a la destrucción completa de los contaminantes biodegradables (Das M. y Adholeya A., 2016, p.4).

En el proceso de tratamiento biológico que utiliza células bacterianas inmovilizadas tiene el potencial de degradar una gran fracción de compuestos orgánicos biodegradables en el agua contaminada (Xue Jianliang et al., 2022, p.1).

En ello, la biorremediación se lleva a cabo tradicionalmente utilizando células bacterianas 'libres', donde, las células inmovilizadas se están utilizando en la biodegradación de otros compuestos (Mckie M. et al., 2019, p.2). Algunas células inmovilizadas para uso en compuestos de biodegradación se dan en la 1.

Tabla N°1: Algunas células inmovilizadas para uso en compuestos de biodegradación

Compuestos Degradados	Transportistas	microorganismos
Acrilamida	Alginato	<i>Pseudomonas</i> sp. y <i>Xanthomonas maltophilia</i>
Cadmio y Zinc	Alginato	<i>Pseudomonas fluorescens</i> G7
2-cloroetanol	Arena	<i>Pseudomonas putida</i> US2
Ácido cianúrico	Arcilla granular	<i>Pseudomonas</i> sp. NRRL B-12228
Gasóleo	Alcohol de polivinilo	Bacterias degradadoras de hidrocarburos
Etilbencina	Alginato, agar, poliacrilamida	<i>Pseudomonas fluorescens</i> -CS2
Mercurio	Alginato	Bacterias fijadoras de nitrógeno (NFB)
Naftalina	Alginato, agar y poliacrilamida	<i>Pseudomonas</i> sp. cepa NGK 1
p-nitrofenol	Tierra de diatomeas	<i>Pseudomonas</i> sp.
pentaclorofenol	Poliuretano	<i>Flavobacterium</i> sp.
pentaclorofenol	Alginato	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
pentaclorofenol	k-carragenina	<i>Pseudomonas</i> sp. UG30
Fenol	Alcohol polivinílico (PVA)	<i>Acinetobacter</i> sp. cepa PD12
Fenol	Agar	consorcio metanogénico
Fenol, tricloroetano	Quitosano	<i>Pseudomonas putida</i> BCRc14349
cianuro de sodio y acetónitrilo	Alginato	<i>Pseudomonas putida</i>

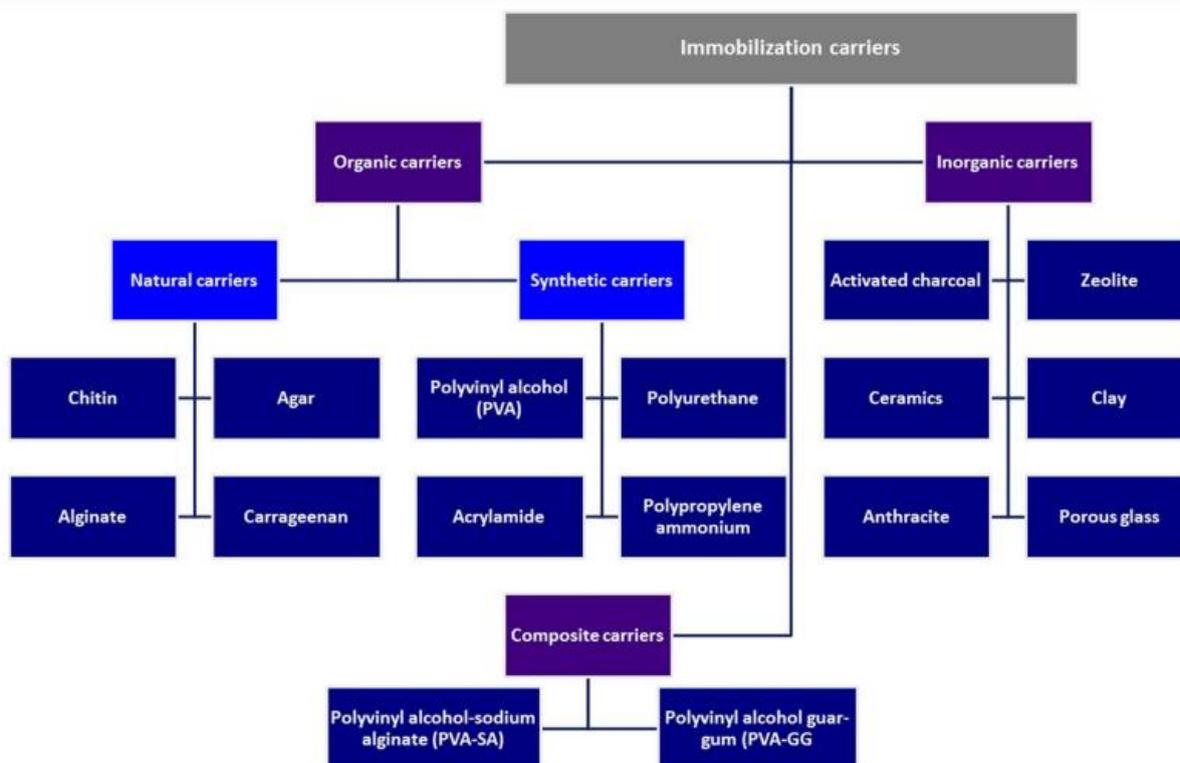
Dodecilsulfato de sodio (SDS)	Poliacrilamida	<i>Pseudomonas</i> C12B
2,4,6-trinitrotolueno (TNT)	Alginato	<i>Arthrobacter</i> sp.
2,4,6-triclorofenol	Gel de k-carragenina/gelatina	Consorcio microbiano

Fuente: Modificado de Bayat Z., Hassanshahian M. y Cappello S., 2016

En algún estudio se demostró que la capacidad de tolerancia en condiciones difíciles de las células inmovilizadas mejoró debido principalmente a modificaciones de mejora de la membrana celular (Mehrotra T. et al., 2020, p.4). Y es que, en algunos casos, el metabolismo microbiano de los hidrocarburos del petróleo puede producir metabolitos tóxicos como los ácidos nafténicos, que pueden dificultar la biodegradación posterior debido a su toxicidad que reprime el metabolismo microbiano (Varjani S. et al., 2017, p.2).

Las clasificaciones de los soportes de inmovilización de cepas bacterianas se muestran en la figura 1.

Figura N°1: Soportes de inmovilización de cepas bacterianas

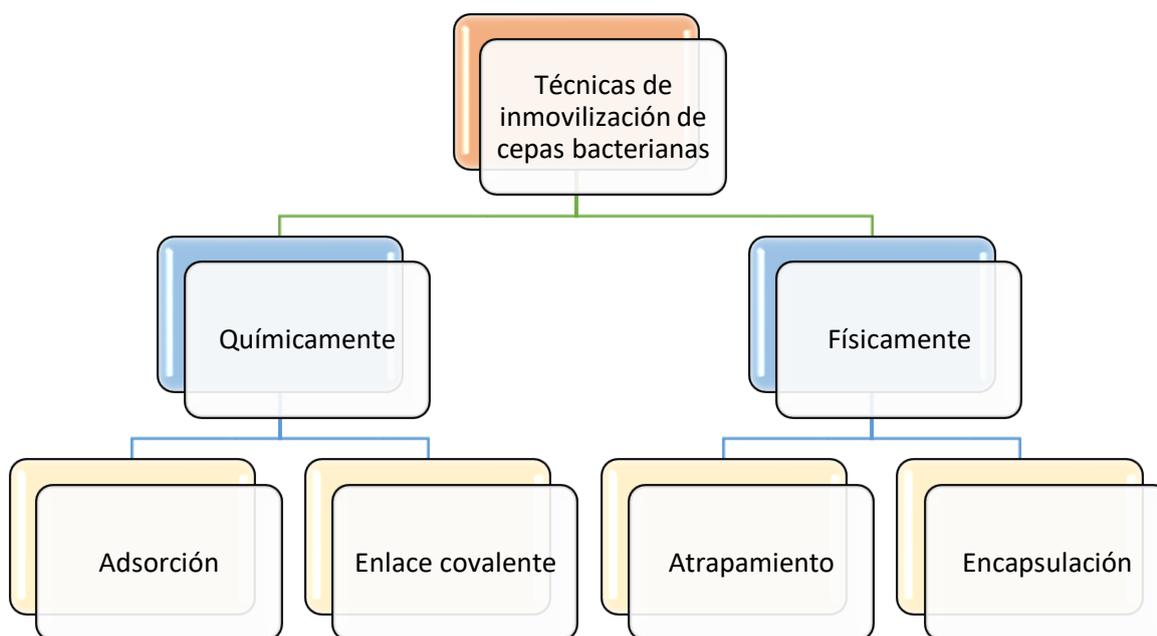


Fuente: extraído de Bouabidi Z. et al., 2019

Como se muestra en la figura 1; en la actualidad existen tres tipos de portadores, que pueden clasificarse como portadores orgánicos, portadores inorgánicos y portadores compuestos en función de su composición química. Los soportes orgánicos se dividen en soportes naturales y polímeros sintéticos.

Así también, se muestran mediante el gráfico 1 los métodos aplicados a la de inmovilización de cepas bacterianas:

Gráfico N°1: Clasificación métodos de inmovilización



Elaboración propia

Siendo descrita la adsorción como la técnica de inmovilización de células físicas más antigua y más utilizada debido a su simplicidad y reversibilidad (Lapponi M. et al., 2022, p.2). Además, la inmovilización por adsorción va acompañada del contacto directo entre los nutrientes y las células y la inmovilización celular por adsorción se consigue mediante la transferencia de las células a inmovilizar de la masa a la superficie del soporte (Bouabizi Z. et al., 2019, p.1).

El principio de este método es la unión física entre la superficie de un soporte insoluble en agua y el microorganismo inmovilizado (Mehrotra T. et al., 2020, p.4). Las interacciones físicas generadas incluyen las interacciones de van der Waals, las fuerzas iónicas y los enlaces de hidrógeno y las fuerzas mencionadas representan

fuerzas moleculares débiles, que impiden el cambio de la estructura nativa de las células inmovilizadas (Dzionic A. et al., 2016, p.3).

Por otro lado, la inmovilización por enlace covalente se considera una de las estrategias más utilizadas en el campo de la inmovilización celular, y ya se han desarrollado y empleado un buen número de sistemas inmovilizados covalentemente (Abdollahi K. et al. 2017, p.4).

Este, es una técnica de inmovilización económica, que se basa en la formación de un enlace covalente entre las células a inmovilizar y la matriz del soporte en presencia de un agente de unión a diferencia de la adsorción, la unión covalente es un método de inmovilización irreversible (Garmroodi M. et al., 2016, p.2). El enlace covalente ofrece varias ventajas, entre ellas la capacidad de mejorar la actividad catalítica mediante la estabilización de la conformación activa, la capacidad de formar una fuerte unión entre la enzima inmovilizada y el portador (Hashem Amal M. et al., 2016, p.2).

Pero, el principal inconveniente del método de inmovilización por unión covalente es que, en la mayoría de los casos, las complicadas condiciones de inmovilización dan lugar a una notable pérdida de la actividad de la enzima al alterar la estructura de la proteína (Ashkan Z. et al., 2021, p.1).

Así también, el atrapamiento de células es ampliamente utilizado en el campo de la inmovilización celular y tiene una multitud de ventajas, incluyendo la provisión de condiciones baratas y suaves para el proceso de reacción (Bayat Z. et al., 2016, p.2). Es una técnica de inmovilización irreversible en la que se capturan partículas o células dentro de una matriz de soporte, que ofrece protección a las células de las agresiones externas (Yoetz-Kopelman T. et al., 2016, p.3).

Por otro lado, el encapsulamiento de la biomasa va acompañado de la sujeción de los microorganismos a temperaturas inferiores a la de congelación durante la etapa de reticulación, lo que afecta a la viabilidad de las células (Yoetz-Kopelman et al. 2016). Se utilizan diferentes polímeros naturales y sintéticos como portadores para la inmovilización de la biomasa, tales como alginatos, agar, agarosa, kappa-carragenano, poliacrilamida, celulosa, polisulfuro, (PVA), poliacrilamida y sal sódica de carboximetilcelulosa (El-Naas M. et al., 2017, p.1).

De manera análoga se encuentra la encapsulación; este es un caso especial de atrapamiento, en el que el biocatalizador (célula o enzima) queda atrapado en una membrana semipermeable, mientras que a las células inmovilizadas se les permite flotar libremente dentro del espacio del núcleo (Elcin E. et al., 2020, p.2). La encapsulación se considera como un proceso fisicoquímico o mecánico de atrapamiento de la sustancia encapsulada, que se denomina material del núcleo, en una cáscara o recubrimiento, produciendo una cápsula con un diámetro de unos pocos milímetros (Hsueh Yi-Huang et al., 2017, p.1).

Este método limita el acceso al interior de la cápsula, lo que a su vez protege al biocatalizador de las condiciones ambientales y evita la fuga del biocatalizador (dong H. et al., 2017, p.2). La principal ventaja que proporciona esta técnica es que no se requiere ninguna modificación química del material del núcleo, lo que implica que la actividad del microorganismo inmovilizado permanece intacta (Senko o. et al., 2019, p.4).

Dai Xiaoli et al., (2020, p.1); en su estudio evaluó la biorremediación de contaminantes de petróleo pesado en las zonas intermareales utilizando un sistema de consorcio de lacasa-bacteria inmovilizada con la ayuda de piscinas experimentales intermareales construidas en la zona costera. Se encuentra que la eficiencia de degradación del consorcio inmovilizado lacasa-bacteria para petróleo pesado fue del 66,5% después de 100 días de remediación, con una velocidad de reacción constante de $0,018 \text{ d}^{-1}$. El análisis del cromatógrafo de gases-espectrómetro de masas muestra que la eficiencia de degradación de los hidrocarburos saturados y los hidrocarburos aromáticos fue del 79,2 % y el 78,7 %, que fueron un 64,9 % y un 65,1 % más altos que el control. Se ve además que la degradación de n-alcanos de cadena larga de C26-C35 e hidrocarburos aromáticos policíclicos con más de tres anillos fue significativa.

Kazemzadeh S. et al., (2020, p.1); en su trabajo de investigación sintetizó un nuevo polímero flotante con un potencial muy alto para la promoción de la vida celular y la degradación del aceite. Las células atrapadas de la nueva bacteria autóctona que degrada el petróleo crudo, la cepa SKV ₂ de *Klebsiella variicola* fueron analizados por microscopio electrónico de barrido y los análisis de cromatografía de gases-espectrometría de masas (GC-MS) para la degradación del petróleo crudo. Los resultados mostraron que la eficiencia de la biodegradación del crudo por un lado y la durabilidad y estabilidad microbiana por otro lado fueron diferentes en los dos tipos

de sustratos utilizados para la fijación. El análisis GC-MS mostró que la máxima eficiencia de biorremediación del petróleo crudo por la cepa SKV₂ de *K. variicola nueva e indígena* células libres fue del 93,3% durante 3 semanas. La biodegradación del petróleo crudo se llevó a cabo de forma completa y sin precedentes y, por lo tanto, el 71,87 % de los componentes del petróleo crudo se eliminaron por completo con el nuevo método, incluidas las microcápsulas de agar y parafina. La biorremediación del crudo fue del 44,31% para andamios de polímero de poliuretano, estando las células vivas por más de 6 meses en estos andamios.

Santillan J. et al., (2020, p.1); con el objetivo de desarrollar un biorreactor para remediar aguas residuales contaminadas con OP, se identificaron bacterias aisladas de suelos contaminados y se evaluó su capacidad para degradar los OP, lo que resultó en dos aislamientos principales, *Sphingomonas* sp. y *Brevundimonas* sp. Sus actividades de degradación de OP se caracterizaron en términos de temperatura, pH y aceptación de sustratos, lo que resultó en altas tasas de degradación a 60 °C, pH 10 y hacia OP voluminosos como coroxon, cumafós y clorpirifos. *esfingomonassp.* las células se inmovilizaron y se logró una degradación del 75,4% de clorpirifos 0,15 mM después de 21 días mediante células inmovilizadas en sistema discontinuo, mientras que este PO se degradó por completo en 17 h cuando el biocatalizador se asentó en un biorreactor de lecho empacado, con una reutilización de 8 ciclos. Estos resultados sugieren la potencial aplicación de este sistema en la biorremediación de aguas residuales contaminadas.

Mehrotra T. et al., (2020, p.1); en su trabajo buscó un nuevo enfoque para la síntesis fácil de *Bacillus pseudomycoides*, donde se reporta hidrogel de polivinil alcohol (PVA)/glutaraldehído (GA) inmovilizado para su aplicación en un sistema de tratamiento de aguas residuales. Los estudios de optimización revelaron que se requería una relación de masa GA/PVA de 0,03 y un pH ácido de 2 para la síntesis de hidrogel y, finalmente, para la inmovilización de células bacterianas. La matriz reticulada sintetizada poseía un tamaño de poro adecuado para atrapar células microbianas mientras mantenía la accesibilidad celular al entorno externo para la biorremediación. Los estudios FTIR, XRD y SEM, respectivamente, evidenciaron una posible reticulación e inmovilización de células bacterianas en el hidrogel. Además, se investigó y confirmó el grado de entrecruzamiento de GA con PVA mediante experimentos de transmitancia y permeabilidad. *Se demostró que el hidrogel*

inmovilizado de B. pseudomycooides es eficaz para el tratamiento de aguas residuales municipales y redujo la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y el contenido de proteínas por debajo de los niveles recomendados.

Safitri R. et al., (2016, p.1); realizó una investigación para obtener un consorcio bacteriano eficaz en la biodegradación de aguas residuales domésticas EDAR Bojongsoang. El método utilizado en este estudio es un método experimental de diseño completamente aleatorio (CRD) que consta de 2 factores y se repite 3 veces. El primer factor es el tipo de consorcios bacterianos, estos fueron (k1) Consorcio de *Bacillus subtilis*, *Paenibacillus amylolyticus*, *Nitrosomonas*, y *Bacillus circulans*, (k2) Consorcio de *Paenibacillus amylolyticus*, *Bacillus Nitrosomonas circulans*, y *Bacillus pumilus*; (k3) Consorcio de *Bacillus subtilis*, *Nitrosomonas*, *Bacillus circulans* y *Bacillus pumilus*; (k4) de aguas residuales domésticas fue calentado; (k5) de aguas residuales domésticas no fue calentado. El segundo factor es el tiempo de biorremediación (T) que consta de 8 niveles, a saber (t0) día inicial, (t1) día 4, (t2) día 8, (t3) día 12, (t4) día 16 (t5) día 20, (t6) día 25. Los resultados mostraron que la biorremediación mediante el consorcio de *Bacillus subtilis*, *Nitrosomonas*, *Bacillus circulans* y *Bacillus pumilus* (k3) son eficaces para reducir los niveles de DBO de las aguas residuales domésticas en un 67,4%, DQO en un 66,3% y SST en un 77,1%.

Garcha S. et al., (2016, p.1); en su investigación, el estudio se realizó para aislar las cepas activas más frecuentes adaptadas a las condiciones físico-químicas de las aguas residuales y que tuvieran un buen potencial de biodegradación. Los 10 aislados fueron seleccionados en base a su eficiencia en la reducción de los tres parámetros potenciales de contaminación, es decir, DBO, TSS y contenido de aceite y grasa. La identificación de las cepas seleccionadas se realizó mediante secuenciación de 16 S rRNA. La reducción máxima en DBO₃ fue mostrada por el aislado no. 25 es decir 89,8% (90 mg/l). Aislar no. 4 y 25 fueron eficientes en la reducción del contenido de SST en un 88,6%. Aislar no. 27 y 45 fueron más eficientes en la reducción del contenido de aceite y grasa en un 88,5% y 90% respectivamente.

Labus K. et al., (2016, p.1); en su trabajo de investigación utilizaron métodos físicos, enzimáticos y químicos para desarrollar un procedimiento eficaz para preparar hidrogeles de gelatina de resistencia y propiedades elásticas apropiadas para aplicaciones como transportadores de enzimas. Se examinaron las concentraciones

de la enzima de reticulación (transglutaminasa), la cantidad inicial de gelatina, el tiempo de producción y el efecto de la reticulación adicional con glutaraldehído. Como resultado, se seleccionaron las siguientes condiciones: 0,1 g cm⁻³ solución de gelatina, 0,01 g cm⁻³ de transglutaminasa (mTGase), un mínimo de 2 h de incubación a 4°C y un paso adicional de entrecruzamiento con 1,0 vol. % de glutaraldehído. A continuación, se determinaron las propiedades de absorción y la estabilidad al almacenamiento de los hidrogeles así obtenidos. A partir de estos resultados, se observó que, a excepción del gel físico, los materiales restantes presentaron una resistencia relativamente alta a la degradación hidrolítica y conservaron su estructura espacial original sin daños visibles. Los experimentos de inmovilización indicaron que los hidrogeles a base de gelatina reticulados con transglutaminasa eran adecuados para su uso como matrices para atrapar enzimas, que catalizan la conversión de compuestos de bajo peso molecular.

Zvulunov Y. et al., (2019, p.1); diseñó un material multifuncional y autorregenerador para adsorber y biodegradar el formaldehído del agua en un proceso simple de un solo paso. El material se basa en arcilla de montmorillonita, polietilenimina y *Pseudomonas putida que degrada el formaldehído.*, y tiene tres funciones únicas que facilitan la biorremediación: a. adsorbe selectivamente formaldehído para reducir la citotoxicidad, b. amortigua la solución para permitir una biodegradación eficiente, y c. se autolimpia mediante la liberación lenta de formaldehído y la subsiguiente degradación por las bacterias adheridas, lo que permite la regeneración y el uso a largo plazo del material. Se optimizó un compuesto de polietilenimina-arcilla para llevar cargas superficiales positivas y una alta concentración de grupos amino funcionales, lo que facilitó la adsorción de formaldehído y la adhesión bacteriana. La unión al formaldehído fue específica, pero reversible y dependiente del pH; la unión se ajustó al modelo de Langmuir y tenía un $aq_{m\acute{a}x.}$ de 62 mg·g⁻¹ compuesto. *Una Pseudomonas putida que degrada el formaldehído* Luego, la tensión se inmovilizó en el compuesto cargado positivamente a través de interacciones electrostáticas. La eficacia del biocompuesto resultante se demostró en varios ciclos de tratamiento sucesivos, con tasas de degradación de hasta 1600 mg·L⁻¹·FA·h⁻¹.

Sarioglu O. et al., (2017, p.2); en su estudio evaluó las diferencias de morfología y diámetro de fibra de polisulfona electrohilada (PSU) en la inmovilización bacteriana y el rendimiento de biorremediación. Se produjeron fibras PSU con morfologías

alineadas u orientadas al azar, y también se produjeron fibras PSU con diámetros más delgados y más gruesos. Las fibras de PSU se utilizaron como matrices portadoras para la integración bacteriana y la muestra que mostró la mayor inmovilización bacteriana se analizó para la biorremediación de amonio y azul de metileno tinte en agua. Se encontró que las fibras PSU más delgadas y orientadas aleatoriamente son el sistema óptimo para la inmovilización bacteriana, por lo que se realizaron estudios de biorremediación con esta muestra. Los resultados demostraron que las fibras de fuente de alimentación inmovilizadas con bacterias son candidatas prometedoras para la eliminación simultánea de amonio y colorante azul de metileno, y tienen potencial para usarse en la remediación de sistemas de agua.

Lu Qun et al., (2021, p.1), en su estudio preparó un nuevo material portador que consistía en *panicum miliaceum* inflado (PPM), alginato de calcio y quitosano. La estructura porosa y la baja densidad de PPM aseguraron que este material portador no solo tuviera propiedades físicas y biológicas apropiadas para la agregación de microorganismos, sino que también fuera biodegradable y flotara en la superficie del agua de mar para la biorremediación de la contaminación por petróleo. Se inmovilizó un consorcio de bacterias que degradan el aceite mediante adsorción en el material de soporte. Las bacterias inmovilizadas se observaron con microscopía electrónica de barrido. El número de células viables inmovilizadas en el material fue de aproximadamente $1,12 \times 10^8$ UFC/g. Para solucionar el problema de la suplementación de nutrientes en agua de mar, se preparó como fertilizante oleofílico una emulsión formada con solución de urea, lecitina de soja, alcohol y ácido oleico. Los resultados de los experimentos de mesocosmos de laboratorio y de campo mostraron que la combinación de bacterias inmovilizadas y la emulsión lograron una mayor eficiencia de eliminación de aceite en comparación con el uso de ellos por separado. Los resultados de los experimentos de mesocosmos de campo realizados en el agua de mar costera mostraron que la mayor parte del contaminante del petróleo (> 98%) se eliminó de la superficie del agua de mar en 24 h.

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

La presente investigación es cualitativa, ya que es un tipo de investigación busca resolver una problemática social mediante el recojo y análisis de datos presentes en estudios ya realizados (Salgado A., 2007, p.71). Por tal motivo, el estudio cualitativo fue el empleado ya que se recogió datos e informaciones relevantes que puedan ayudar a estudiar los métodos de inmovilización de cepas bacterianas.

Además, el tipo de investigación es aplicada, ya que, este tipo de investigación busca generar nuevos conocimientos científicos hacia el lector para poder aplicar las nociones adquiridas en la problemática que se busca resolver; siendo un enriquecimiento tanto para el investigador como para la sociedad (Carter S. et al., 2019, p.2). Por tal motivo se aplicó este tipo de investigación, debido a que se buscó conocer más sobre los métodos de inmovilización de cepas bacterianas para tratar las aguas residuales.

El diseño aplicado es sistemático; debido a que, este tipo de diseño es considerado circular, por lo que inicia con la recopilación de estudios, la codificación, el análisis y generación de categorías y sub categorías para la formulación y desarrollo de resultados; además el investigador en un diseño sistemática recoge datos experimentales de los estudios mediante instrumentos de investigación (Sovacool B. et al., 2018, p.2). Siendo así que, este estudio utilizó el diseño sistemático; siendo que se realizó una recolección de un conglomerado de estudios a nivel nacional e internacional sobre el tema para estudiar los datos presentados,

3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización

Este estudio sistemático la matriz apriorística usada fue empleada para analizar la información que se plasmará en los resultados; elaborando las categorías y sub categorías que fueron elaboradas de los tres objetivos específicos, buscando así presentar datos lógicos y detallados en la resolución de resultados. Siendo mostrado a detalle cada la categorización de los objetivos del estudio en el anexo 1.

3.3. Escenario de estudio

El escenario fue considerado debido a que el estudio presenta un diseño sistemático; siendo los entornos físicos descritos por los estudios analizados considerados como escenarios de estudios; presentando entre ellos, las universidades, laboratorios, lugares donde se tomaron los análisis muestrales de las aguas residuales.

3.4. Participantes

Los participantes considerados en el trabajo fueron: sciencedirect, scielo, scopus y Proquest. Siendo considerados por ser este un estudio sistemático.

Ante ello, las plataformas virtuales y portales web fueron los participantes considerados debido a que fueron intermediarios clave para la búsqueda y recolección de estudios científicos; permitiendo la recolección de artículos científicos a nivel mundial sobre la inmovilización de cepas bacterianas para el tratamiento de aguas residuales.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La técnica usada fue el análisis documental o análisis de documentos; siendo este descrito por Ocak G. y Ocak I., (2016, p.648), como una serie de varios procedimientos a seguir con la finalidad de reemplazar a un documento permitiendo un acceso más simple y rápido a lo que sería el documento original; ello, sin cambiar ninguna información ni presentar puntos de vista que puedan modificar el mensaje o los resultados presentados.

Ante ello, dicha técnica fue realizada mediante el uso de un instrumento de recolección de datos; la cual se encuentra en el anexo 2 del presente documento.

El instrumento elaborado fue denominado ficha de recolección de datos; el cual consiste en detallar los datos de o los autores, las palabras claves que se usaron, la metodología, los tipos de biorreactores usados, los métodos de inmovilización de bacterias, los contaminantes y la eficiencia de degradación, los resultados y conclusiones.

3.6. Procedimiento

El procedimiento seguido en la selección de artículos consistió en 2 procesos, siendo el filtro de exclusión y de inclusión; detallando los criterios tenidos en el gráfico 1

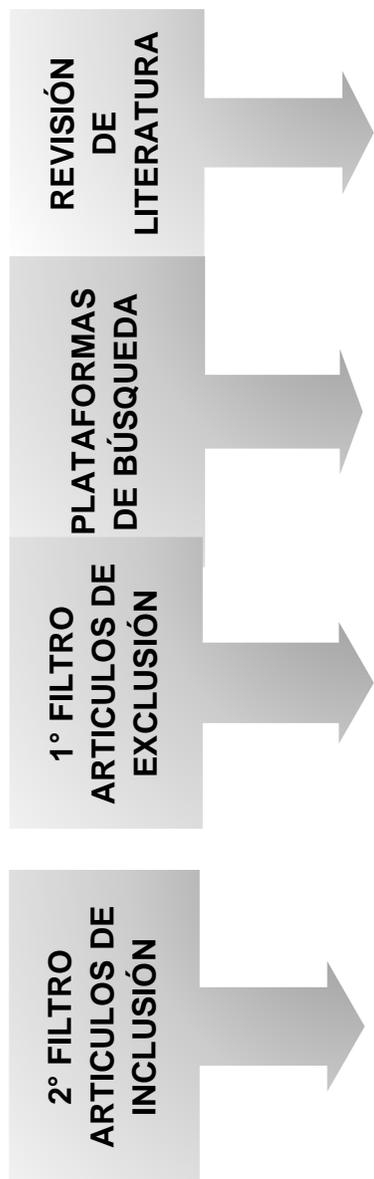
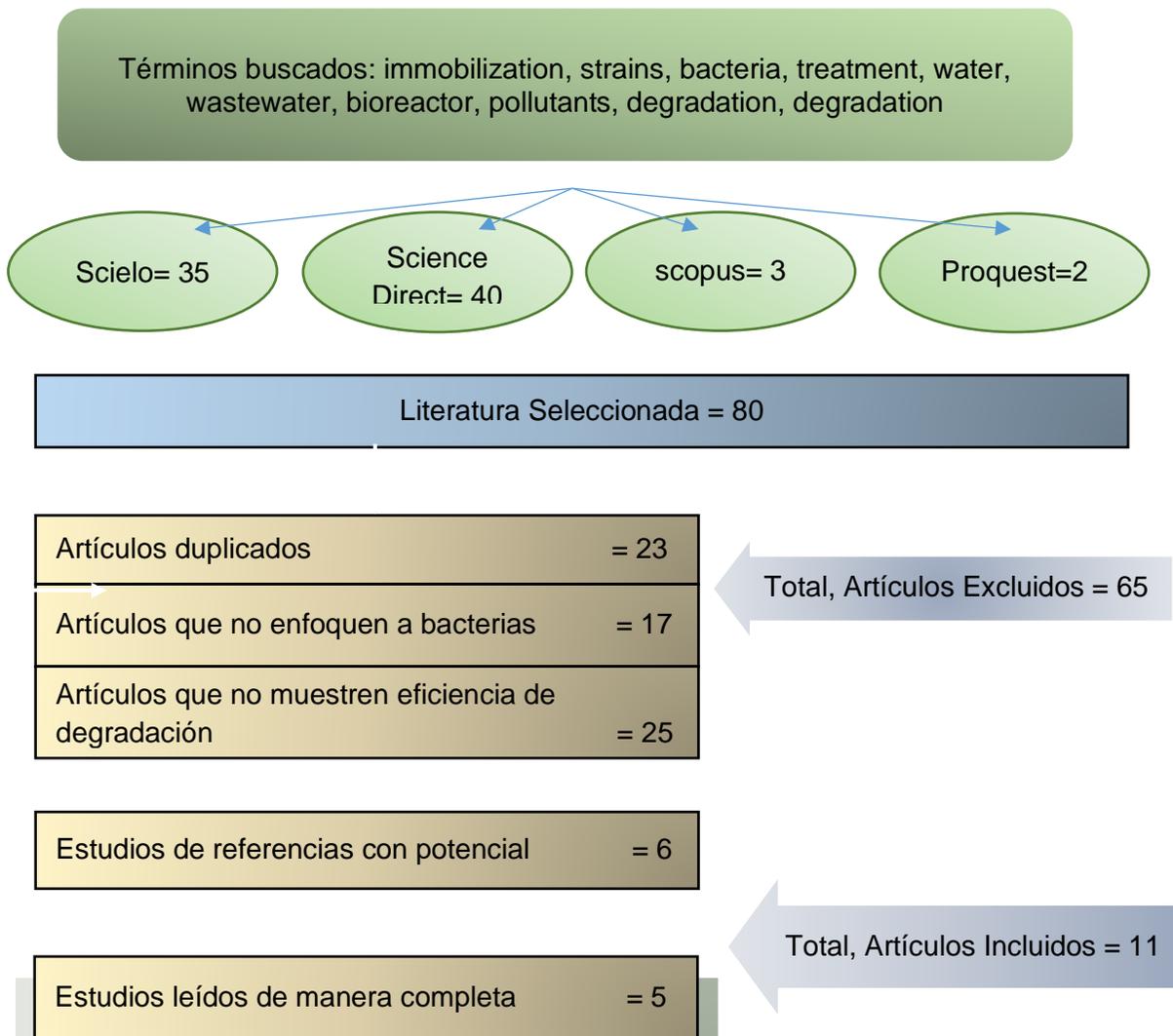


Gráfico N°2: Procedimiento de información



Elaboración propia

3.7. Rigor científico

El presente trabajo buscó cumplir con 4 criterios para obtener el rigor científico del estudio; siendo los criterios de dependencia, confirmabilidad, transferibilidad, credibilidad descritos por (Cornejo et.al., 2011, pág.15) como:

La dependencia; este criterio presenta mayor controversia entre los investigadores, debido a que se discute su estabilidad en relación a los datos presentes en los resultados ya que señalan que conseguir la consistencia de una información por ser investigaciones experimentales y por ende los resultados son únicos e irrepetibles. Ante ello, se buscó detallar los pasos de procedimientos, brindando el mayor detalle posible, ayudando de esta manera que la inestabilidad se reduzca.

La confirmabilidad, es el poder del investigador para poder seguir pistas dejadas por otro investigador y continuar con el estudio; siendo necesario método y técnicas de recolección de datos para obtener la mayor información de porqué las fueron tomadas las decisiones por ese otro investigador. Este criterio se consiguió utilizando diversas técnicas y métodos como el análisis documental y la matriz apriorística.

Transferibilidad, este criterio hace énfasis en la medida en que un estudio puede ser aplicado a otro en diferentes contextos, buscando ampliar los resultados en otras poblaciones, con la finalidad de observar que tan bien puede encajar los resultados a otros contextos. Este criterio se consiguió brindando la mayor información posible en el estudio, para que los lectores puedan utilizarlos para nuevas aplicaciones o continuando con la investigación mediante otros participantes.

La credibilidad es la validez interna; y este criterio recae en el investigador, donde este debe tener la capacidad de comprender e interpretar complejidades de un estudio. Este criterio se logró con la calidad del estudio, generando artículos de fuentes únicamente indizadas, lo que brindó la confianza que los datos sean reales.

3.8. Método de análisis de datos

El método usado fue la triangulación, siendo este aquel que permite el uso de uno o más métodos o técnicas que permitan mediar una misma variable (Cadena-Iñiguez, P. et al., 2017, p.7). Siendo así como se utilizó el método de la matriz apriorística,

donde se elaboraron tres categorías y sus extensiones de los objetivos específicos, detallando a continuación sus respectivas sub categorías:

Categorías: Tipos de biorreactores, Métodos de inmovilización, Contaminantes y la eficiencia de degradación

Subcategorías: Biorreactor de lecho compacto, Biorreactor de lecho fluidizado, Biorreactor de tanque agitado continuo, Biorreactor anaeróbico de membrana / Adsorción, Enlace covalente, Reticulación, Método de electrospinning / Metales pesados, Tintes, pesticidas, Hidrocarburos, Compuestos orgánicos

3.9. Aspectos éticos

Para asegurar la calidad del estudio, y cumplir con los aspectos éticos, se tomaron en cuenta los aspectos de: derecho a la autoría, en la cual cada cita usada fue debidamente citada mediante la norma ISO 690-2, así mismo, se cumplió apropiadamente con el código de ética de la Universidad Cesar Vallejo.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los aspectos más importantes de los métodos y técnicas de inmovilización de células bacterianas para el tratamiento de aguas residuales son el tipo de biorreactor que se use, el método de inmovilización y los contaminantes que se traten en las aguas residuales; para lo cual se realizó la elaboración de las tablas 2, 3 y 4.

Así mediante la tabla 2, se clasificó los tipos de biorreactores usados en la inmovilización de bacterias para el tratamiento de aguas residuales, teniendo como criterio el material inmovilizador.

Tabla N°2: Tipos de biorreactores

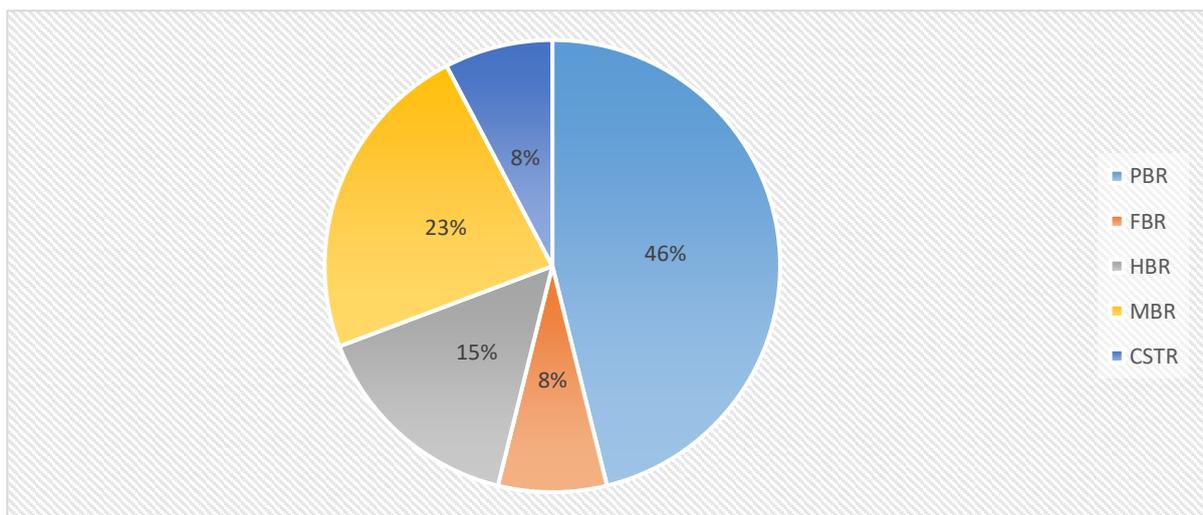
Biorreactor	Material inmovilizador	Bacteria	Contaminante	Degradación	Fuente
PBR	Ca-alginato	<i>Bacillus cereus</i>	Refinería de petróleo	99% de eliminación de DQO, 99,8% de eliminación de fenoles.	Benerjee A. y Ghoshal A., 2017, p.1
	Ca-alginato	<i>Bacillus cereus</i>	Fenol en solución acuosa	Eliminación completa	Banerjee A. et al., 2016, p.1
	PVA y Na-alginato	Cultivo mixto compuesto por <i>Desulfovibrio</i> y <i>Clostridium</i>	AMD sintético	99% de eliminación de Fe, Cu, Zn y Mg, 42,1-99,3% de eliminación de sulfatos.	Zhang M. y Wang H., 2016, p.1
	Acero inoxidable esponja-Agar	Consortio mixto de <i>Brevibacillus laterosporus</i> y <i>Galactomyces geotrichum</i>	Aguas residuales textiles	93% de decoloración, 80% de eliminación de DQO	Kurade M. et al., 2019, p.1
	Ca-alginato	Cultivo microbiano mixto que contiene <i>Desulfovibrio</i>	Aguas residuales metálicas sintéticas	50-70% de eliminación de Ni, 90% de eliminación de Pb,	Kiran M. et al., 2018, p.1

				80-90% de eliminación de Zn, 95-99% de eliminación de Cu, 90-92% de eliminación de Cd, 60-80% de eliminación de Fe	
	Ca-alginato	<i>Lactobacillus bulgaricus</i>	Suero de queso	86-95% de eliminación de DQO	Ghasemi M. et al., 2017, p.1
FBR	Ca-alginate	<i>Bacillus cereus</i>	Refinería de petróleo	>95% de eliminación de DQO y compuestos fenólicos	Banerjee A. y Ghoshal A., 2016, p.1
HBR	PVA	Lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales.	Aguas residuales (sintéticas)	67-80% de eliminación de nitrógeno inorgánico	Wu Nan et al., 2018, p.2
	PVA	Cultivo anaeróbico de flujo ascendente biorreactor de manta de lodos	Aguas residuales	89% de eliminación de DQO	Pandey S. y Sarkar S., 2017, p.1
MBR	PVA	Comunidad microbiana mixta de lodos anaeróbicos que contienen lodos anaeróbicos.	Aguas residuales domésticas (sintéticas)	84,7% de eliminación de la DQO.	Juntawan g C. et al., 2017, p.1
	PVA/SA	<i>Pseudomonas putida</i>	Hospital	48% de eliminación de TN. 96% de eliminación de DQO. 90% de eliminación de antibióticos	Hamjinda N. et al., 2017, p.2

				(ciprofloxacina)	
	Triacetato de celulosa	Comunidad microbiana de los sedimentos marinos	Productos farmacéuticos	78-81% de eliminación de DQO. 14-22% de eliminación de TN.	NG Kok K. et al., 2016, p.1
CSTR	PEG	<i>Afipia sp.</i>	Aguas residuales que contienen dioxano (sintético)	Eliminación del 82-99% de dioxano.	Isaka K. et al., 2016, p.1

Elaboración propia

Gráfico N°3: Porcentaje de biorreactores más usados en la inmovilización de bacterias



Elaboración propia

De acuerdo con el gráfico 3 respecto a la tabla 2 se tiene que el tipo de biorreactores usados en la inmovilización de bacterias para el tratamiento de aguas residuales son el biorreactor de lecho compacto (PBR), el biorreactor de lecho fluidizado (FBR), el biorreactor híbrido (HBR), el biorreactor anaeróbico de membrana (MBR) y el biorreactor de tanque agitado continuo (CSTR); siendo de ellos el biorreactor de lecho compacto (PBR) el más usado para inmovilización de bacterias aplicándolos al tratamiento de aguas residuales, siendo comprobado por el 46% de los estudios.

Ello es debido a que el PBR puede funcionar en una configuración de flujo ascendente o descendente ya que se compone típicamente de una columna que se rellena con

hidrogeles inmovilizados con bacterias. Benerjee A. y Ghoshal A., 2017, p.1, Banerjee A. et al., 2016, p.1, Zhang M. y Wang H., 2016, p.1, Kurade M. et al., 2019, p.1, Kiran M. et al., 2018, p.1, Ghasemi M. et al., 2017, p.1.

Además, ha sido demostrado por diversos estudios su alta eficiencia que el PBR que contiene bacterias inmovilizadas utilizandolo en tratamiendo de aguas residuales presenta eliminaciones de DQO y metales pesados con porcentajes altos (Benerjee A. y Ghoshal A., 2017, p.1).

Pero esta afirmación presenta oposición a lo mencionado en el estudio de Amani A. et al., (2018, p.4), donde menciona que, aunque el PBR ha demostrado alta eficiencia en el tratamiento de agua contaminada de diferentes fuentes, como se ha comentado anteriormente, esta configuración de biorreactor se enfrenta a varios problemas de funcionamiento, como la obstrucción, la canalización cruzada y la limitación de la transferencia de masa. Así también, lo mencionada en su estudio Habibi A. y Narimani R., (2019, p.3).

Pero también se encuentra el biorreactor anaeróbico de membrana (MBR), quien se compone de una membrana y de bacterias inmovilizadas en hidrogeles para el tratamiento de aguas residuales en condiciones anaeróbicas, ya sea en configuración de flujo libre o de flujo descendente. Y se ha reportado por Juntawang C. et al., (2017, p.1) en la tabla 2; que los lodos anaeróbicos inmovilizados en PVA eliminan el 84,7% de la DQO de aguas residuales domésticas preparadas sintéticamente durante la operación de AnMBR a 24 h HRT. Siendo ello apoyado por: Hamjinda N. et al., (2017, p.2) y NG Kok K. et al., (2016, p.1).

Por otro lado, se buscó identificar los métodos de inmovilización de bacterias usadas para el tratamiento de aguas residuales, mediante la tabla 3, presentando como criterio al material de inmovilización usado.

Tabla N°3: Métodos de inmovilización de bacterias

Bacteria	Material de inmovilización	Técnica de inmovilización	Fuente
<i>Bacillus pseudomycoides</i>	Alcohol polivinílico Glutaraldehído	Atrapamiento	Mehrotra T. et al., (2020, p.1)

<i>Klebsiella oxytoca</i>	Triacetato de celulosa y alginato	Atrapamiento	Garcha S. et al., (2016, p.1)
<i>Arsenic oxidizing bacteria</i>	Alcohol polivinílico (PVA)	Atrapamiento	Labus K. et al., (2016, p.1)
<i>Pseudomonas putida</i>	arcilla montmorillonita, polietilenoimina	Adsorción	Zvulunov Y. et al., (2019, p.1)
<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>STB1	Electrospun polisulfona (PSU) fibras	Encapsulación	Sarioglu O. et al., (2017, p.2)
<i>Agrobacterium radiobacter</i> J14a	fosforilado-polivinilo (PPVA) panicum miliaceum inflado (PPM), alginato de calcio y quitosano	Adsorción	Lu Qun et al., (2021, p.1)
Anammox y las bacterias que oxidan el amoníaco bacterias	PVA	No indica	Dolejs I. et al., (2019, p.1)
<i>Aeromonas hydrophila</i> MFB03 y <i>Pseudomonas putida</i> A (ATCC 12633)	Ca-alginato	Encapsulación	Bergero M. et al., (2017, p.2)
<i>Exiguobacterium</i> sp. ASW-1, <i>Pseudomonas aeruginosa</i> strain ASW-2, <i>Alcaligenes</i> sp. ASW-3, <i>Alcaligenes</i> sp. ASS-1, y <i>Bacillus</i> sp. ASS-2	Ca-alginato	Encapsulación	Chen Q. et al., 2017, p.1)
<i>Rhodococcus pyridinivorans</i> y <i>Gordonia alkanivorans</i>	PVA	Atrapamiento	Liu Pao W. et al., (2016, p.1)
Lodos activados	PVA	Atrapamiento	Khushair H. et al., (2019, p.1)
<i>Acinetobacter</i> sp., <i>Bacillus circulans</i>, <i>Bacillus licheniformis</i>, <i>Brevibacillus brevis</i>, <i>Burkholderia cepacia</i>, <i>Leifsonia aquatica</i> y	Alginato	Encapsulación	Zommere Z. y Nikolajeva V., (2017, p.3)

<i>Sphingomonas paucimobilis</i>			
<i>E. coli DH5α</i> (pKAU17)	Alginato	Atomización (MA), la impresión por chorro de tinta (MI) y la doble encapsulación (DDMI)	Duque R. et al., (2018, p.1)

Elaboración propia

A lo largo de los años, se han desarrollado muchos métodos/técnicas para la inmovilización de células microbianas, sin embargo, las más usadas de acuerdo a la comparación de estudios a nivel mundial se tiene que los métodos de inmovilización de bacterias usadas para el tratamiento de aguas residuales son el atrapamiento, encapsulación y adsorción; siendo entre ellas la técnica de atrapamiento la más empleada.

Así mismo, Mehrotra T. et al., (2020, p.1), señala que el atrapamiento de células bacterianas en perlas de alginato mediante gelificación ionotrópica, utilizando varios cationes divalentes y trivalentes, ha encontrado un uso significativo en la tecnología de inmovilización de células viables.

Pero los resultados fueron respaldados por los siguientes estudios que aplicaron la técnica de atrapamiento como métodos de inmovilización de bacterias: Mehrotra T. et al., (2020, p.1), Garcha S. et al., (2016, p.1), Labus K. et al., (2016, p.1), Liu Pao W. et al., (2016, p.1), Khushair H. et al., (2019, p.1).

Pero los resultados son opuestos a lo mencionado por Lu Qun et al., (2021, p.1), quien señala que la adsorción/adhesión de las células sobre un hidrogel para su aplicación en biorremediación es el método de inmovilización más sencillo, económico y utilizado con mayor frecuencia. Así, aunque no fue la técnica más usada, de acuerdo con Zvulunov Y. et al., (2019, p.1), ello se debe a que, dado que en los procesos de adsorción intervienen interacciones más débiles, existe una alta posibilidad de que las células adheridas se escapen del soporte al medio ambiente, por lo que esta técnica de inmovilización tiene aplicaciones limitadas.

Pero, Dolejs I. et al., (2019, p.1); presenta cierto rechazo a lo mencionado, señalando que existen diversos factores que afectan a la adsorción, como las características bacterianas como las condiciones fisiológicas y la edad de las células, los apéndices

de la superficie bacteriana, las cargas de la membrana celular y la hidrofobicidad; así también, las características del medio, como su composición y pH; y en tercer lugar, las propiedades de la superficie de la matriz de soporte, que comprenden el tamaño y la estructura del adsorbente utilizado y los poros, si los hay, en el adsorbente.

Por otro lado, se buscó determinar los contaminantes y la eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas inmovilizadas, mostrando así la comparación de los diversos estudios en la tabla 4.

Tabla N°4: Contaminantes y eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas inmovilizadas

Bacteria	Contaminante	Degradación	Fuente
<i>Bacillus pseudomycoides</i>	DBO y DQO	86% y 71%, respectivamente	Mehrotra T. et al., (2020, p.1)
<i>Klebsiella oxytoca</i>	Propionitrilo	99%	Garcha S. et al., (2016, p.1)
<i>Arsenic oxidizing bacteria</i>	Arsenico	~ 90%	Labus K. et al., (2016, p.1)
<i>Pseudomonas putida</i>	Formaldehído	100%	Zvulunov Y. et al., (2019, p.1)
<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>STB1	Amonio	55%	Sarioglu O. et al., (2017, p.2)
<i>Agrobacterium radiobacter</i> J14a	Petróleo	> 98%	Lu Qun et al., (2021, p.1)
Anammox y las bacterias que oxidan el amoníaco bacterias	Nitrógeno	100%	Dolejs I. et al., (2019, p.1)
<i>Aeromonas hydrophila</i> MFB03 y <i>Pseudomonas putida</i> A (ATCC 12633)	Bromuro de tetradeciltrimetilamonio (TTAB)	65%	Bergero M. et al., (2017, p.2)
<i>Exiguobacterium</i> sp. ASW-1, <i>Pseudomonas aeruginosa</i> strain ASW-2, <i>Alcaligenes</i> sp. ASW-3, <i>Alcaligenes</i> sp. ASS-	Petróleo crudo	75.1%	Chen Q. et al., 2017, p.1)

1, y Bacillus sp. ASS-2			
Rhodococcus pyridinivorans y Gordonia alkanivorans	Diésel	92%	Liu Pao W. et al., (2016, p.1)
Lodos activados	Furfural	100%	Khushair H. et al., (2019, p.1)
Acinetobacter sp., Bacillus circulans, Bacillus licheniformis, Brevibacillus brevis, Burkholderia cepacia, Leifsonia aquatica y Sphingomonas paucimobilis	Aceite	No indica	Zommere Z. y Nikolajeva V., (2017, p.3)
E. coli DH5α (pKAU17)	Urea	No indica	Duque R. et al., (2018, p.1)
Bacillus cereus	Refinería de petróleo	99% de eliminación de DQO, 99,8% de eliminación de fenoles.	Benerjee A. y Ghoshal A., 2017, p.1
Bacillus cereus	Fenol en solución acuosa	Eliminación completa	Banerjee A. et al., 2016, p.1
Cultivo mixto compuesto por Desulfovibrio y Clostridium	AMD sintético	99% de eliminación de Fe, Cu, Zn y Mg, 42,1-99,3% de eliminación de sulfatos.	Zhang M. y Wang H., 2016, p.1
Consortio mixto de Brevibacillus laterosporus y Galactomyces geotrichum	Aguas residuales textiles	93% de decoloración, 80% de eliminación de DQO	Kurade M. et al., 2019, p.1
Cultivo microbiano mixto que contiene Desulfovibrio	Aguas residuales metálicas sintéticas	50-70% de eliminación de Ni, 90% de eliminación de Pb, 80-90% de eliminación de Zn,	Kiran M. et al., 2018, p.1

		95-99% de eliminación de Cu, 90-92% de eliminación de Cd, 60-80% de eliminación de Fe	
<i>Lactobacillus bulgaricus</i>	Suero de queso	86-95% de eliminación de DQO	Ghasemi M. et al., 2017, p.1
<i>Bacillus cereus</i>	Refinería de petróleo	>95% de eliminación de DQO y compuestos fenólicos	Banerjee A. y Ghoshal A., 2016, p.1
Lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales.	Aguas residuales (sintéticas)	67-80% de eliminación de nitrógeno inorgánico	Wu Nan et al., 2018, p.2
Cultivo anaeróbico de flujo ascendente biorreactor de manta de lodos	Aguas residuales	89% de eliminación de DQO	Pandey S. y Sarkar S., 2017, p.1
Comunidad microbiana mixta de lodos anaeróbicos que contienen lodos anaeróbicos.	Aguas residuales domésticas (sintéticas)	84,7% de eliminación de la DQO.	Juntawang C. et al., 2017, p.1
<i>Pseudomonas putida</i>	Hospital	48% de eliminación de TN. 96% de eliminación de DQO. 90% de eliminación de antibióticos (ciprofloxacina)	Hamjinda N. et al., 2017, p.2
Comunidad microbiana de los sedimentos marinos	Productos farmacéuticos	78-81% de eliminación de DQO. 14-22% de eliminación de TN.	NG Kok K. et al., 2016, p.1
<i>Afiplia sp.</i>	Aguas residuales que contienen dioxano (sintético)	Eliminación del 82-99% de dioxano.	Isaka K. et al., 2016, p.1

Elaboración propia

La tabla 4 muestra el resumen detallado de los estudios que describen las diversas clases de contaminantes remediados por diferentes cepas bacterianas inmovilizadas en soporte polimérico con su eficiencia de degradación hacia cada contaminante.

Respecto a la tabla 4 se han explorado con éxito para la biodegradación de contaminantes como aniones, metales pesados, tintes, pesticidas, hidrocarburos y compuestos orgánicos de fuentes de aguas residuales domésticas, municipales e industriales.

Siendo así que, la mayoría de los estudios se centran en la eliminación de un contaminante concreto de cada clase principal, principalmente debido a su amplia presencia en el medio ambiente como tóxico.

Como consecuencia, las bacterias inmovilizadas ofrecen respuestas biológicas sostenidas y dirigidas, además de las propiedades elementales únicas de porosidad, hinchazón, activación sintonizable y elasticidad, lo que las hace pertinentes para un amplio espectro de aplicaciones potenciales (Gomes K. et al., 2022, p.8).

Así mismo, la eficiencia de la degradación de los contaminantes orgánicos de las aguas residuales por parte de las bacterias inmovilizadas también conduce a la disminución de la demanda biológica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) (Kurade M. et al., 2019, p.1).

Así también, lo demuestra Ng Kok K. et al., (2016, p.3); quien afirma que el tipo de membrana utilizada para la inmovilización de bacterias es esencial; mostrando mediante su estudio que, la comunidad bacteriana desarrollada a partir del sedimento marino fue inmovilizada en triacetato de celulosa para el tratamiento de aguas residuales farmacéuticas, donde, se informó que la eliminación de la DQO y del nitrógeno total (NT) fue en un 78-81% y un 14-22%, respectivamente, durante el funcionamiento del AnMBR a 40-60 h HRT.

Por su parte Hamjinda N. et al., (2017, p.4), manifiesta que el tratamiento de aguas residuales hospitalarias a 12 h HRT utilizando un cultivo puro de *Pseudomonas putida* inmovilizado en PVA/SA informó de la eliminación de TN, DQO y antibióticos (ciprofloxacina) en un 48%, 96% y 90%, respectivamente.

V. CONCLUSIONES

Mediante el estudio y análisis de los 26 artículos científicos se puede concluir que los aspectos más importantes de los métodos y técnicas de inmovilización de células bacterianas para el tratamiento de aguas residuales se centra en elegir el tipo de biorreactores usados en la inmovilización de bacterias, así la elección del biorreactor correcto puede generar eficiencias de eliminación de los contaminantes de las aguas residuales mayores al 90%. Ante ello, se describen las siguientes conclusiones:

1. Los tipos de biorreactores usados en la inmovilización de bacterias para el tratamiento de aguas residuales son el biorreactor de lecho compacto (PBR), el biorreactor de lecho fluidizado (FBR), el biorreactor híbrido (HBR), el biorreactor anaeróbico de membrana (MBR) y el biorreactor de tanque agitado continuo (CSTR); siendo de ellos el biorreactor de lecho compacto (PBR) el más usado para inmovilización de bacterias aplicándolos al tratamiento de aguas residuales, siendo comprobado por el 46% de los estudios. Ello es debido a que el PBR puede funcionar en una configuración de flujo ascendente o descendente ya que se compone típicamente de una columna que se rellena con hidrogeles inmovilizados con bacterias.
2. Los métodos de inmovilización de bacterias usadas para el tratamiento de aguas residuales son el atrapamiento, encapsulación y adsorción; siendo entre ellas la técnica de atrapamiento la más empleada. Además, la técnica de adsorción, aunque no fue la más aplicada es la que genera porcentajes de eficiencia mayores al 90%.
3. Los contaminantes y la eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas inmovilizadas son los aniones, metales pesados, tintes, pesticidas, hidrocarburos y compuestos orgánicos de fuentes de agua residuales domésticas, municipales e industriales. Además, las bacterias inmovilizadas ofrecen respuestas biológicas sostenidas y dirigidas, además de las propiedades elementales únicas de porosidad, hinchazón, activación sintonizable y elasticidad, lo que las hace pertinentes para un amplio espectro de aplicaciones potenciales; generando en su mayoría altos niveles de eliminación.

VI. RECOMENDACIONES

Mediante los estudios analizados se pudo comprobar la escasa aplicación de métodos de inmovilización de cepas bacterianas para el tratamiento de aguas residuales a nivel de Latinoamérica, por lo que se sugiere a los profesionales del área realizar mayores estudios para ampliar conocimientos. Así mismo, se realiza las siguientes recomendaciones o sugerencia:

La biorremediación de residuos industriales mediante el uso de microesferas bacterianas inmovilizadas ha mostrado un rendimiento prometedor en la eliminación de contaminantes, pero la mayoría de los trabajos existentes se han limitado en gran medida a estudios a escala de laboratorio; por ello, se sugiere que se realicen mayores estudios a gran escala.

Se sugiere usar fibras naturales para inmovilizar cepas bacterianas y reducir la vida media del contaminante o hasta llegar a mejorar la biodegradación de los contaminantes presentes en las diversas aguas residuales.

Entre otros aspectos, la investigación futura deberá seguir explorando desarrollo de sustratos adecuados para inmovilizar bacterias que sean que sean rentables, tengan propiedades físicas y químicas estables, alta porosidad y área superficial, y propiedades no tóxicas.

REFERENCIAS

1. ABDOLLAHI, Kourosh; YAZDANI, Farshad; PANAHI, Reza. Covalent immobilization of tyrosinase onto cyanuric chloride crosslinked amine-functionalized superparamagnetic nanoparticles: synthesis and characterization of the recyclable nanobiocatalyst. *International Journal of Biological Macromolecules*, 2017, vol. 94, p. 396-405. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijbio mac.2016.10.058>
2. AFOLALU, Sunday A., et al. Waste pollution, wastewater and effluent treatment methods—An overview. *Materials Today: Proceedings*, 2022. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.04.231>
3. AMANI, Afshin; JALILNEJAD, Elham; MOUSAVI, Seyyed Mohammad. Simulation of phenol biodegradation by *Ralstonia eutropha* in a packed-bed bioreactor with batch recycle mode using CFD technique. *Journal of industrial and engineering chemistry*, 2018, vol. 59, p. 310-319. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2017.10.037>
4. ANTONIADIS, Vasileios, et al. Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. *Journal of environmental management*, 2017, vol. 186, p. 192-200. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.036>
5. ASHKAN, Zahra, et al. Immobilization of enzymes on nanoinorganic support materials: An update. *International Journal of Biological Macromolecules*, 2021, vol. 168, p. 708-721. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.11.127>
6. BANERJEE, Aditi; GHOSHAL, Alope K. Biodegradation of real petroleum wastewater by immobilized hyper phenol-tolerant strains of *Bacillus cereus* in a fluidized bed bioreactor. *3 Biotech*, 2016, vol. 6, no 2, p. 1-4. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s13205-016-0447-1>
7. BAYAT, Zeynab; HASSANSHAHIAN, Mehdi; CAPPELLO, Simone. Immobilization of microbes for bioremediation of crude oil polluted

- environments: a mini review. The open microbiology journal, 2015, vol. 9, p. 48. Disponible en: <https://doi.org/10.2174/1874285801509010048>
8. BANERJEE, Aditi; GHOSHAL, Alope K. Biodegradation of an actual petroleum wastewater in a packed bed reactor by an immobilized biomass of *Bacillus cereus*. Journal of environmental chemical engineering, 2017, vol. 5, no 2, p. 1696-1702. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.03.008>
 9. BANERJEE, Aditi; GHOSHAL, Alope K. Biodegradation of phenol by calcium-alginate immobilized *Bacillus cereus* in a packed bed reactor and determination of the mass transfer correlation. Journal of environmental chemical engineering, 2016, vol. 4, no 2, p. 1523-1529. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.02.012>
 10. BERGERO, Maria Fernanda, et al. Immobilization of a microbial consortium on Ca-alginate enhances degradation of cationic surfactants in flasks and bioreactor. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, vol. 117, p. 39-44. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.11.018>
 11. BOUABIDI, Zineb B.; EL-NAAS, Muftah H.; ZHANG, Zhien. Immobilization of microbial cells for the biotreatment of wastewater: a review. Environmental Chemistry Letters, 2019, vol. 17, no 1, p. 241-257. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0795-7>
 12. CHAO, Songlei; GUO, Lin; SUN, Shujun. Zombie problem: Normal firms' wastewater pollution. Journal of Cleaner Production, 2022, vol. 330, p. 129893. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129893>
 13. CHEN, Qingguo, et al. Study on the biodegradation of crude oil by free and immobilized bacterial consortium in marine environment. PloS one, 2017, vol. 12, no 3, p. e0174445. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174445>
 14. CHENG, Dongle, et al. A critical review on antibiotics and hormones in swine wastewater: Water pollution problems and control approaches. Journal of hazardous materials, 2020, vol. 387, p. 121682. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121682>

15. DAS, Manab; ADHOLEYA, Alok. Potential uses of immobilized bacteria, fungi, algae, and their aggregates for treatment of organic and inorganic pollutants in wastewater. En Water challenges and solutions on a global scale. American Chemical Society, 2016. p. 319-337. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/bk-2015-1206.ch015>
16. DAI, Xiaoli, et al. Bioremediation of intertidal zones polluted by heavy oil spilling using immobilized laccase-bacteria consortium. Bioresource Technology, 2020, vol. 309, p. 123305. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123305>
17. DERIBACHEW, Bekana, et al. Selected heavy metals in some vegetables produced through wastewater irrigation and their toxicological implications in Eastern Ethiopia. African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development, 2015, vol. 15, no 3, p. 10013-10032. Disponible en: <https://doi.org/10.18697/ajfand.70.15180>
18. DOLEJŠ, Igor, et al. Nitrogen removal by co-immobilized anammox and ammonia-oxidizing bacteria in wastewater treatment. Catalysts, 2019, vol. 9, no 6, p. 523. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/catal9060523>
19. DONG, Honghong, et al. A high-efficiency denitrification bioreactor for the treatment of acrylonitrile wastewater using waterborne polyurethane immobilized activated sludge. Bioresource Technology, 2017, vol. 239, p. 472-481. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.015>
20. DUQUE, Ricardo, et al. Effect of artificial cell miniaturization on urea degradation by immobilized E. coli DH5 α (pKAU17). Artificial Cells, Nanomedicine, and Biotechnology, 2018, vol. 46, no sup2, p. 766-775. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/21691401.2018.1469026>
21. DZIOŃEK, Anna; WOJCIESZYŃSKA, Danuta; GUZIK, Urszula. Natural carriers in bioremediation: A review. Electronic Journal of Biotechnology, 2016, vol. 23, p. 28-36. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ejbt.2016.07.003>
22. ELCIN, Evrim; ÖKTEM, Huseyin Avni. Immobilization of fluorescent bacterial bioreporter for arsenic detection. Journal of Environmental Health Science and

- Engineering, 2020, vol. 18, no 1, p. 137-148. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00447-2>
23. EL-NAAS, Muftah H.; ALHAIJA, Manal A.; AL-ZUHAIIR, Sulaiman. Evaluation of an activated carbon packed bed for the adsorption of phenols from petroleum refinery wastewater. Environmental Science and Pollution Research, 2017, vol. 24, no 8, p. 7511-7520. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8469-8>
24. GARCHA, S.; VERMA, N.; BRAR, S. K. Isolation, characterization and identification of microorganisms from unorganized dairy sector wastewater and sludge samples and evaluation of their biodegradability. Water resources and industry, 2016, vol. 16, p. 19-28. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.10.002>
25. GARMROODI, Maryam, et al. Covalent binding of hyper-activated Rhizomucor miehei lipase (RML) on hetero-functionalized siliceous supports. International journal of biological macromolecules, 2016, vol. 86, p. 208-215. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2016.01.076>
26. GHASEMI, Mostafa, et al. Assessment of immobilized cell reactor and microbial fuel cell for simultaneous cheese whey treatment and lactic acid/electricity production. International Journal of Hydrogen Energy, 2017, vol. 42, no 14, p. 9107-9115. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.04.136>
27. GOMES, Kamol, et al. Resource nexus oriented decision making along the textile value chain: The case of wastewater management. Current Research in Environmental Sustainability, 2022, vol. 4, p. 100153. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.crsust.2022.100153>
28. HAMJINDA, Nutta Sangnarin; CHIEMCHAI SRI, Wilai; CHIEMCHAI SRI, Chart. Upgrading two-stage membrane bioreactor by bioaugmentation of Pseudomonas putida entrapment in PVA/SA gel beads in treatment of ciprofloxacin. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, vol. 119, p. 595-604. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.020>

29. HABIBI, Alireza; NARIMANI RAD, Khatere. Mass transfer effects on biodegradation of methylene blue by immobilized cell in a packed bed bioreactor. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 2019, vol. 14, no 1, p. e2269. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/apj.2269>
30. HASAN, Md Khalid; SHAHRIAR, Abrar; JIM, Kudrat Ullah. Water pollution in Bangladesh and its impact on public health. *Heliyon*, 2019, vol. 5, no 8, p. e02145. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02145>
31. HASHEM, Amal M., et al. Covalent immobilization of Enterococcus faecalis Esawy dextransucrase and dextran synthesis. *International journal of biological macromolecules*, 2016, vol. 82, p. 905-912. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2015.09.076>
32. HIRUY, Andualem Mekonnen, et al. Spatiotemporal variation in urban wastewater pollution impacts on river microbiomes and associated hazards in the Akaki catchment, Addis Ababa, Ethiopia. *Science of the Total Environment*, 2022, vol. 826, p. 153912. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153912>
33. HSUEH, Yi-Huang, et al. Hydrogel film-immobilized Lactobacillus brevis RK03 for γ -aminobutyric acid production. *International journal of molecular sciences*, 2017, vol. 18, no 11, p. 2324. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijms18112324>
34. ISAKA, Kazuichi, et al. Biological wastewater treatment of 1, 4-dioxane using polyethylene glycol gel carriers entrapping Afipia sp. D1. *Journal of bioscience and bioengineering*, 2016, vol. 121, no 2, p. 203-208. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2015.06.006>
35. IZAH, Sylvester Chibueze; CHAKRABARTY, Neelima; SRIVASTAV, Arun Lal. A review on heavy metal concentration in potable water sources in Nigeria: human health effects and mitigating measures. *Exposure and Health*, 2016, vol. 8, no 2, p. 285-304. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0195-9>

36. JUNTAWANG, Chaipon; RONGSAYAMANONT, Chaiwat; KHAN, Eakalak. Entrapped cells-based-anaerobic membrane bioreactor treating domestic wastewater: Performances, fouling, and bacterial community structure. *Chemosphere*, 2017, vol. 187, p. 147-155. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.113>
37. KACHOLI, David Sylvester; SAHU, Minati. Levels and health risk assessment of heavy metals in soil, water, and vegetables of Dar es Salaam, Tanzania. *Journal of Chemistry*, 2018, vol. 2018. Disponible en: <https://doi.org/10.1155/2018/1402674>
38. KAZEMZADEH, Somayeh, et al. Gas chromatography-mass spectrometry analyses of crude oil bioremediation by the novel *Klebsiella variicola* SKV2 immobilized in polyurethane polymer scaffold and two-layer microcapsulation. *Bioremediation Journal*, 2020, vol. 24, no 2-3, p. 129-149. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10889868.2020.1793722>
39. KHALID, Sana, et al. A review of environmental contamination and health risk assessment of wastewater use for crop irrigation with a focus on low and high-income countries. *International journal of environmental research and public health*, 2018, vol. 15, no 5, p. 895. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph15050895>
40. KHUDHAIR, Haneen A.; ISMAIL, Zainab Z. New application of single and mixed immobilized cells for furfural biodegradation. *Bioremediation Journal*, 2019, vol. 23, no 1, p. 32-41. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10889868.2019.1569585>
41. KIRAN, Mothe Gopi; PAKSHIRAJAN, Kannan; DAS, Gopal. Heavy metal removal from aqueous solution using sodium alginate immobilized sulfate reducing bacteria: mechanism and process optimization. *Journal of environmental management*, 2018, vol. 218, p. 486-496. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.020>
42. KURADE, Mayur B., et al. Decolorization of textile industry effluent using immobilized consortium cells in upflow fixed bed reactor. *Journal of cleaner*

production, 2019, vol. 213, p. 884-891. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.218>

43. LABUS, Karolina; DROZD, Aleksandra; TRUSEK-HOLOWNIA, Anna. Preparation and characterisation of gelatine hydrogels predisposed to use as matrices for effective immobilisation of biocatalysts. *Chemical Papers*, 2016, vol. 70, no 5, p. 523-530. Disponible en: <https://doi.org/10.1515/chempap-2015-0235>
44. LAPPONI, María J., et al. Cell immobilization strategies for biotransformations. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 2022, vol. 33, p. 100565. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100565>
45. LIU, Pao-Wen Grace, et al. Development of a cell immobilization technique with polyvinyl alcohol for diesel remediation in seawater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, vol. 113, p. 397-407. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.05.022>
46. LUO, Qun, et al. Bioremediation of marine oil spills by immobilized oil-degrading bacteria and nutrition emulsion. *Biodegradation*, 2021, vol. 32, no 2, p. 165-177. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10532-021-09930-5>
47. MARTÍN-DÍAZ, Julia, et al. Indicator bacteriophages in sludge, biosolids, sediments and soils. *Environmental Research*, 2020, vol. 182, p. 109133. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109133>
48. MCKIE, Michael J., et al. Biofilter scaling procedures for organics removal: A potential alternative to piloting. *Water research*, 2019, vol. 151, p. 87-97. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.006>
49. McLachlan, A., & Defeo, O. (2018). Human Impacts. *The Ecology of Sandy Shores*, 375–420. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809467-9.00015-1>
50. MEHROTRA, Tithi, et al. Rapid immobilization of viable *Bacillus pseudomycolides* in polyvinyl alcohol/glutaraldehyde hydrogel for biological treatment of municipal wastewater. *Environmental Science and Pollution*

Research, 2020, vol. 27, no 9, p. 9167-9180. Disponible en:
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-07296-z>

51. MISHRA, Virendra Kumar; SHUKLA, Reetika; SHARMA, Naveen Kumar. Application of constructed wetland; a natural treatment system for environmentally sustainable domestic sewage treatment. En Sustainable Environmental Clean-up. Elsevier, 2021. p. 105-129. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823828-8.00005-0>
52. MOR, Jordi-René, et al. Invertebrate community responses to urban wastewater effluent pollution under different hydro-morphological conditions. Environmental pollution, 2019, vol. 252, p. 483-492. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.114>
53. MULLINS, Darragh, et al. A novel image processing-based system for turbidity measurement in domestic and industrial wastewater. Water Science and Technology, 2018, vol. 77, no 5, p. 1469-1482. Disponible en:
<https://doi.org/10.2166/wst.2018.030>
54. NG, Kok Kwang, et al. An innovative of aerobic bio-entrapped salt marsh sediment membrane reactor for the treatment of high-saline pharmaceutical wastewater. Chemical Engineering Journal, 2016, vol. 295, p. 317-325. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.046>
55. PANDEY, Siddhartha; SARKAR, Sudipta. Anaerobic treatment of wastewater using a two-stage packed-bed reactor containing polyvinyl alcohol gel beads as biofilm carrier. Journal of environmental chemical engineering, 2017, vol. 5, no 2, p. 1575-1585. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.02.013>
56. PEREDA, Olatz, et al. Impact of wastewater effluent pollution on stream functioning: A whole-ecosystem manipulation experiment. Environmental Pollution, 2020, vol. 258, p. 113719. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113719>
57. PETERSEN, Jens Højslev; JENSEN, Lisbeth Krüger. Phthalates in soft PVC products used in food production equipment and in other food contact materials on the Danish and the Nordic Market 2013-2014. International Journal of Food

- Contamination, 2016, vol. 3, no 1, p. 1-7. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s40550-016-0026-6>
58. QIN, Kena, et al. A review of ARGs in WWTPs: Sources, stressors and elimination. Chinese Chemical Letters, 2020, vol. 31, no 10, p. 2603-2613. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ccllet.2020.04.057>
59. QURESHI, Asad Sarwar, et al. Evaluating heavy metal accumulation and potential health risks in vegetables irrigated with treated wastewater. Chemosphere, 2016, vol. 163, p. 54-61. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.073>
60. ROMERO, Ferran, et al. Desiccation events change the microbial response to gradients of wastewater effluent pollution. Water research, 2019, vol. 151, p. 371-380. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.028>
61. SANTILLAN, Julia Yamila, et al. Organophosphorus compounds biodegradation by novel bacterial isolates and their potential application in bioremediation of contaminated water. Bioresource Technology, 2020, vol. 317, p. 124003. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124003>
62. SARIOGLU, Omer Faruk, et al. Evaluation of fiber diameter and morphology differences for electrospun fibers on bacterial immobilization and bioremediation performance. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, vol. 120, p. 66-70. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.02.010>
63. SELEIMAN, Mahmoud F.; SANTANEN, Arja; MÄKELÄ, Pirjo SA. Recycling sludge on cropland as fertilizer—Advantages and risks. Resources, Conservation and Recycling, 2020, vol. 155, p. 104647. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104647>
64. SENKO, Olga, et al. Long-term storage and use of artificially immobilized anaerobic sludge as a powerful biocatalyst for conversion of various wastes including those containing xenobiotics to biogas. Catalysts, 2019, vol. 9, no 4, p. 326. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/catal9040326>

65. SHAHID, Muhammad, et al. A critical analysis of wastewater use in agriculture and associated health risks in Pakistan. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, p. 1-20. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00702-3>
66. SHARMA, Pooja, et al. Remediation of noxious wastewater using nanohybrid adsorbent for preventing water pollution. *Chemosphere*, 2021, p. 133380. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133380>
67. SOTELO, Tiffany Joan; SIOEN, Giles B.; SATOH, Hiroyasu. Circling the drain: A systems analysis of opportunities for enhanced sewer self-purification technologies in wastewater management. *Journal of Environmental Management*, 2021, vol. 288, p. 112451. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112451>
68. SULTANA, M., et al. Heavy metal concentration and health risk assessment in commonly sold vegetables in Dhaka city market. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*, 2019, vol. 54, no 4, p. 357-366. Disponible en: <https://doi.org/10.3329/bjsir.v54i4.44570>
69. TALVITIE, Julia, et al. Solutions to microplastic pollution—Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water research*, 2017, vol. 123, p. 401-407. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>
70. TORRIJOS, V., et al. Effect of by-pass and effluent recirculation on nitrogen removal in hybrid constructed wetlands for domestic and industrial wastewater treatment. *Water research*, 2016, vol. 103, p. 92-100. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.028>
71. TUHOLSKE, Cascade, et al. Mapping global inputs and impacts from of human sewage in coastal ecosystems. *PloS one*, 2021, vol. 16, no 11, p. e0258898. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258898>
72. VARJANI, Sunita J. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons. *Bioresource technology*, 2017, vol. 223, p. 277-286. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.037>

73. WEAR, Stephanie L., et al. Sewage pollution, declining ecosystem health, and cross-sector collaboration. *Biological Conservation*, 2021, vol. 255, p. 109010. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109010>
74. WU, Nan, et al. Impacts of different morphologies of anammox bacteria on nitrogen removal performance of a hybrid bioreactor: Suspended sludge, biofilm and gel beads. *Chemosphere*, 2018, vol. 208, p. 460-468. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.012>
75. XIA, Xinhui, et al. A review study on sulfate-radical-based advanced oxidation processes for domestic/industrial wastewater treatment: degradation, efficiency, and mechanism. *Frontiers in Chemistry*, 2020, p. 1092. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fchem.2020.592056>
76. XUE, Jianliang, et al. Responses of seawater bacteria in the bioremediation process of petroleum contamination by immobilized bacteria. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, vol. 10, no 2, p. 107133. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107133>
77. YOETZ-KOPELMAN, Tal, et al. "Cells-on-Beads": a novel immobilization approach for the construction of whole-cell amperometric biosensors. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 2016, vol. 232, p. 758-764. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.snb.2016.03.132>
78. ZHANG, Mingliang; WANG, Haixia. Preparation of immobilized sulfate reducing bacteria (SRB) granules for effective bioremediation of acid mine drainage and bacterial community analysis. *Minerals Engineering*, 2016, vol. 92, p. 63-71. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2016.02.008>
79. ZOMMERE, Žanete; NIKOLAJEVA, Vizma. Immobilization of bacterial association in alginate beads for bioremediation of oil-contaminated lands. *Environ Exp Bot*, 2017, vol. 15, p. 105-11. Disponible en: <https://doi.org/10.22364/eeb.15.09>
80. ZVULUNOV, Yael, et al. A self-regenerating clay-polymer-bacteria composite for formaldehyde removal from water. *Chemical Engineering Journal*, 2019, vol. 374, p. 1275-1285. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.06.017>

ANEXOS:

Anexo N°1. Tabla de matriz de categorización apriorística

OBJETIVOS ESPECÍFICOS	PROBLEMAS ESPECÍFICOS	CATEGORÍA	SUBCATEGORÍA	CRITERIO 1
Clasificar cuáles son los tipos de biorreactores usados en la inmovilización de bacterias para el tratamiento de aguas residuales	¿Cuáles son los tipos de biorreactores usados en la inmovilización de bacterias para el tratamiento de aguas residuales?	Tipos de biorreactores (Mehrotra T. et al., 2020, p.4)	Biorreactor de lecho compacto Biorreactor de lecho fluidizado Biorreactor de tanque agitado continuo Biorreactor anaeróbico de membrana (Elcin E. et al., 2020, p.2)	De acuerdo al material inmovilizador
Identificar cuáles son los métodos de inmovilización de bacterias usadas para el tratamiento de aguas residuales	¿Cuáles son los métodos de inmovilización de bacterias usadas para el tratamiento de aguas residuales?	Métodos de inmovilización (Mehrotra T. et al., 2020, p.4)	Adsorción Enlace covalente Reticulación Método de electrospinning (Xue Jianliang et al., 2022, p.1)	De acuerdo al material de inmovilización usado
Determinar los contaminantes y la eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas inmovilizadas	¿Cuáles son los contaminantes y la eficiencia de degradación presentados con la aplicación de cepas bacterianas inmovilizadas?	Contaminantes y la eficiencia de degradación (Ashkan Z. et al., 2021, p.1)	Metales pesados Tintes, pesticidas Hidrocarburos Compuestos orgánicos (Gomes K. et al., 2022, p.8)	De acuerdo al porcentaje de degradación de los contaminantes

Elaboración propia

Anexo 2. Ficha de análisis de contenido

 UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	FICHA DE RECOLECCIÓN DE DATOS
---	--------------------------------------

TITULO:

PAGINAS UTILIZADAS	AÑO DE PUBLICACIÓN	LUGAR DE PUBLICACIÓN
TIPO DE INVESTIGACIÓN:		AUTOR (ES):
CÓDIGO		
METODOLOGÍA		
TIPOS DE BIORREACTORES		
MÉTODOS DE INMOVILIZACIÓN		
CONTAMINANTES		
RESULTADOS		
CONCLUSIONES:		