



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE QUÍMICA

**“PRETRATAMIENTO ELECTROQUÍMICO: DEGRADACIÓN
DE HIDROCARBUROS EN AGUA CONTAMINADA, EN UN
BIORREACTOR *AIR-LIFT*”**

TESIS INDIVIDUAL

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

LAURA JENIFEER LEDEZMA

DIRIGIDA POR

Dra. DULCE MARÍA PALMERÍN CARREÑO

PEDRO ESCOBEDO, QUERÉTARO, 2026.

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciante no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:



Atribución — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciante.



NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).



SinDerivadas — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE QUÍMICA

**“PRETRATAMIENTO ELECTROQUÍMICO:
DEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS EN AGUA
CONTAMINADA, EN UN BIORREACTOR *AIR-LIFT*”**

TESIS INDIVIDUAL

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

LAURA JENIFEER LEDEZMA

DIRIGIDA POR

Dra. DULCE MARÍA PALMERÍN CARREÑO

SINODALES

Dra. DULCE MARÍA PALMERÍN CARREÑO

DIRECTOR

Dra. DULCE CELESTE LÓPEZ DÍAZ

SINODAL

Dra. ELIZABETH MAS HERNÁNDEZ

SINODAL

Dr. JORGE NOEL GRACIDA RODRÍGUEZ

SINODAL

Dra. MONSERRAT ESCAMILLA GARCÍA

SINODAL

DEDICATORIA

A mi padre, J. Ángel Ledezma Guevara, que ha sido mi más grande maestro y que con su bendita determinación convirtió el hambre en fuerza y la carencia en impulso. Gracias a todo tu sacrificio has cambiado la historia de nuestras futuras generaciones, y ese mismo esfuerzo me ha dado una vida llena de oportunidades, estabilidad y, sobre todo, amor.

Cada logro mío tiene detrás tu esfuerzo y tu historia, el cimiento sobre el que está construida esta tesis.

Esta tesis es tuya antes que mía. Te amo, papi.

AGRADECIMIENTOS

A mis hermanos, Diana, Cris y Yami, quienes han sido mi motor, mis mayores aliados y una fuente constante de inspiración.

Diana, gracias por acompañarme siempre, por tus palabras de aliento cuando las necesitaba, por tu paciencia, por escucharme y por brindarme tu hombro en aquellos días en que la frustración me desbordaba hasta las lágrimas. Tu apoyo incondicional hizo más ligero este camino.

Cris, gracias por tu lealtad y por tu generosidad, que se han reflejado de incontables maneras. Gracias por estar siempre presente y porque la pureza de tu corazón me ha enseñado lecciones que trascienden cualquier formación académica.

Yami, gracias por recordarme cada día que hay alguien para quien deseo ser siempre un ejemplo. Tu sola presencia en mi vida me impulsa a ser mejor persona y a no perder de vista mis metas.

A mi madre, Ma. Laura Pérez Flores, por darme la vida y por darme el regalo más grande que pudo ofrecerme: mis hermanos. Por sus oraciones y sus bendiciones, que aun en la distancia han sido el refugio y la fortaleza que me han sostenido en los momentos más difíciles. Le agradezco profundamente por enseñarnos el valor de la perseverancia y por sembrar en nosotros la convicción de que ningún sueño es demasiado grande cuando se trabaja por él con determinación y se confía en la mano de Dios.

A mi directora de tesis, la Dra. Dulce María Palmerín Carreño, por brindarme la oportunidad de creer en mí misma, por fomentar la pasión por la ciencia y por compartir con tanta entrega el conocimiento. Gracias por su paciencia, por su guía y por el amor que pone en la noble labor de enseñar.

A Indys y José, quienes asumieron el papel de padres cuando me encontré sola en un país desconocido y que sin dudarlo me abrieron un espacio en su hogar y en su corazón para que yo pudiera alcanzar mis metas, les estaré eternamente agradecida.

ÍNDICE GENERAL

Contenido	Página
ÍNDICE GENERAL	I
ÍNDICE DE CUADROS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VI
RESUMEN	
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	2
II.1. CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS	2
II.1.1 Características y composición de los hidrocarburos	2
II.1.2 Fuentes de contaminación por hidrocarburos	4
II.1.3 Normatividad mexicana sobre hidrocarburos en agua	6
II.1.4 Efectos sobre la salud	7
II.2. MÉTODOS DE REMEDIACIÓN DE HIDROCARBUROS	8
II.2.1 Métodos físicos y químicos	8
II.2.2 Biorremediación de aguas contaminadas	9
II.3. MICROORGANISMOS DEGRADADORES DE HIDROCARBUROS	11
II.3.1 Consorcios microbianos nativos	11

II.3.2 Mecanismos de biodegradación	12
II.4. ESTRATEGIAS DE MEJORA	13
II.4.1 Técnicas de bioestimulación	13
II.4.2 Tratamiento electroquímico de microorganismos	13
II.5. USO DE BIORREACTORES PARA BIORREMEDIACIÓN	15
II.5.1 Biorreactores <i>air-lift</i>	15
II.5.2 Aplicaciones de biorreactores <i>air-lift</i> en biodegradación	16
III. HIPÓTESIS	18
IV. OBJETIVOS	19
IV.1. GENERAL	19
IV.2. ESPECIFICOS	19
V. METODOLOGÍA	20
V.1 Materiales	20
V.1.1. Uso del equipo destilación para la extracción de hidrocarburos	20
V.1.2. Muestras de agua contaminadas por hidrocarburos	20
V.1.3. Material biológico	20
V.1.4. Celda electroquímica para la degradación de compuestos	21
V.1.5. Cuantificación de nitritos, nitratos, amonio y fosfato	22

V.1.6. Reactivos	22
V.1.7. Biorreactor <i>air-lift</i>	22
V.2 Métodos	23
V.2.1. Consorcio mediante celda electroquímica	23
V.2.2. Identificación de hidrocarburos en agua en el municipio de Pedro Escobedo	23
V.2.3. Operación del biorreactor <i>air-lift</i> con inóculo pretratado y sin pretratamiento electroquímico	24
V.2.4. Cuantificación de parámetros fisicoquímicos durante la operación del biorreactor <i>air-lift</i>	25
V.2.5. Extracción de hidrocarburos por la técnica de destilación	25
V.2.6. Cuantificación de hidrocarburos mediante UV-Vis	25
V.2.7. Cuantificación de nitrito, nitrato, fosfato y amoniaco en agua	26
V.2.8. Análisis estadístico	26
V.2.9. Diagrama general del procedimiento experimental	26
VI. RESULTADOS Y DISCUSIONES	28
VI.1. Concentración de biomasa microbiana a lo largo del proceso	

de biorremediación	29
VI.2. Evolución del pH durante la operación del biorreactor <i>air-lift</i>	30
VI.3. Comportamiento del oxígeno disuelto como indicador indirecto de la actividad metabólica del consorcio	35
VI.4. Conductividad eléctrica del medio como indicador de la transformación fisicoquímica durante la biorremediación	39
VI.5. Variación de la temperatura del sistema y su relación con la actividad metabólica del consorcio	43
VI.6. Degradación de hidrocarburos totales: Eficiencia de remoción y cinética del proceso	46
VII. CONCLUSIONES	53
VIII. BIBLIOGRAFÍA	55

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Concentración inicial de hidrocarburos totales del petróleo (HTP) en las muestras de agua ACPE1 y ACPE2 determinada mediante espectrofotometría UV-Vis (280 nm)	28
2	Resumen comparativo de los principales parámetros de desempeño obtenidos en el sistema con pretratamiento electroquímico y el experimento control al término de los 15 días de operación del biorreactor <i>air-lift</i> .	51
3	Comparación de las concentraciones iniciales y finales de nitrato, nitrito, fosfato y amonio en la muestra de agua seleccionada (ACPE1)	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Estructura química de algunos de los HAPs más analizados.	3
2	Estrategias de biorremediación para suelos contaminados por hidrocarburos.	10
3	Equipo de destilación.	21
4	Montaje de biorreactor	22
5	Diagrama de flujo de la metodología empleada	27
6	Evolución de la concentración de biomasa a lo largo del tiempo de operación del biorreactor air-lift en los tratamientos con y sin pretratamiento electroquímico.	30
7	Variación del pH durante los 15 días de operación del biorreactor air-lift en los tratamientos con y sin estimulación electroquímica.	32
8	Porcentaje de oxígeno disuelto (% OD) registrado durante la operación del biorreactor air-lift en función del tiempo para los tratamientos con y sin pretratamiento electroquímico.	36
9	Conductividad eléctrica (mS/cm) del agua contaminada durante el proceso de biorremediación en el biorreactor air-lift bajo condiciones con y sin estimulación electroquímica.	41
10	Temperatura (°C) registrada durante los 15 días de operación del biorreactor air-lift en los tratamientos con y sin pretratamiento electroquímico.	43
11	Cinética de consumo de hidrocarburos totales durante la operación del biorreactor air-lift bajo condiciones con y sin estimulación electroquímica.	47

RESUMEN

La contaminación de cuerpos de agua por hidrocarburos representa un problema ambiental relevante en México, particularmente en municipios con actividad agrícola e industrial como Pedro Escobedo, Querétaro. Ante esta problemática, la biorremediación con microorganismos nativos surge como una alternativa sustentable y económicamente viable frente a los métodos convencionales. Esta investigación evaluó el desempeño de un consorcio microbiano nativo, previamente estimulado mediante una celda electroquímica, en la degradación de hidrocarburos en muestras de agua de la región, empleando un biorreactor *air-lift* de 4 L. La concentración inicial de hidrocarburos totales fue de 121 ppm, valor que superó los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-2021. Se realizó un ensayo cinético de 15 días por duplicado, monitoreando la biomasa microbiana, la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto y la concentración de hidrocarburos. El sistema con pretratamiento electroquímico alcanzó una eficiencia de remoción del 92.8%, reduciendo la concentración a 8.66 ppm, mientras que el control sin estimulación logró únicamente 66.2%, con una concentración final de 37.63 ppm. La biomasa del sistema pretratado fue de 10.495 g/L, un 29% superior a la del control (8.137 g/L), confirmando el efecto potenciador del pretratamiento sobre la actividad metabólica. El pH del sistema pretratado se mantuvo en el rango óptimo de 6.5–7.5, en contraste con el control, que alcanzó valores de hasta 9.14. Los resultados demuestran que el acoplamiento del pretratamiento electroquímico con un biorreactor *air-lift* constituye una estrategia eficiente, de bajo costo y alto desempeño para la remediación de agua contaminada con hidrocarburos.

I. INTRODUCCIÓN

En el municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, actualmente existe una problemática que pone en riesgo los recursos hídricos, causada por los derrames de gasolina, diésel y petróleo crudo, esto compromete la calidad del agua superando los límites permisibles para consumo humano establecidos por las normativas nacionales. Esto no solo pone en riesgo la salud de la población, sino que también daña de manera significativa los ecosistemas acuáticos y afecta la economía de esta región, cuya actividad agrícola y ganadera recae fuertemente en las fuentes de agua limpia. Las consecuencias que acompañan este problema son la acumulación de compuestos tóxicos en el suelo y depósitos de agua, pérdida de biodiversidad y deterioro de la calidad del agua para uso doméstico y productivo.

Los hidrocarburos son compuestos orgánicos que tienen una larga persistencia en el ambiente una vez que se liberan, pueden permanecer por años causando daños sobre la salud humana, la fauna, la flora y la calidad del agua y el suelo. Debido a que estos compuestos son complejos estructuralmente, es difícil que se puedan degradar naturalmente, lo cual da paso a la necesidad de desarrollar tecnologías que aceleren su degradación en el medio ambiente de manera eficiente y sostenible.

La biorremediación por medio de consorcios microbianos surge como una alternativa viable para la degradación de hidrocarburos en agua contaminada. Los microorganismos nativos tienen la capacidad de vivir en estas condiciones adversas lo cual podría indicar que pueden metabolizar estos compuestos. Sin embargo, este proceso puede ser limitado por la velocidad de la actividad metabólica y los consorcios microbianos, en este contexto, el tratamiento previo de estos organismos mediante celdas electroquímicas podría representar una estrategia prometedora para estimular la actividad metabólica y multiplicar su

capacidad de degradación. Con este tratamiento se espera estimular las propiedades metabólicas del consorcio microbiano, incrementando la velocidad de biodegradación de los contaminantes mencionados. Además, el uso de biorreactores *air-lift* ayuda a tener una transferencia de masa óptima en el sistema, esperando mejorar considerablemente la eficiencia del proceso de biorremediación.

A diferencia de métodos convencionales como la oxidación química o la adsorción con carbón activado que pueden ser costosos y generar subproductos tóxicos, la biorremediación potenciada mediante tratamiento electroquímico nos brinda una alternativa sustentable y de menor impacto ambiental. Los resultados de este estudio contribuirán al conocimiento científico sobre la aplicación de técnicas de pretratamiento electroquímico en consorcios microbianos nativos y darán información para el desarrollo de estrategias de remediación aplicables a las condiciones específicas de la región. De esta misma manera, este trabajo representa un esfuerzo por rescatar la calidad del agua y contribuir a la protección de la salud de las comunidades que dependen de estos recursos hídricos en Pedro Escobedo.

II. ANTECEDENTES

II.1. CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS

II.1.1. Características y composición de los hidrocarburos

Los hidrocarburos son compuestos orgánicos formados mayormente por átomos de carbono e hidrógeno, estos conforman la parte principal del petróleo crudo y sus derivados. Dichos compuestos pueden clasificarse como alifáticos, aromáticos y policíclicos según su estructura, tal como se muestra en la Figura 1.

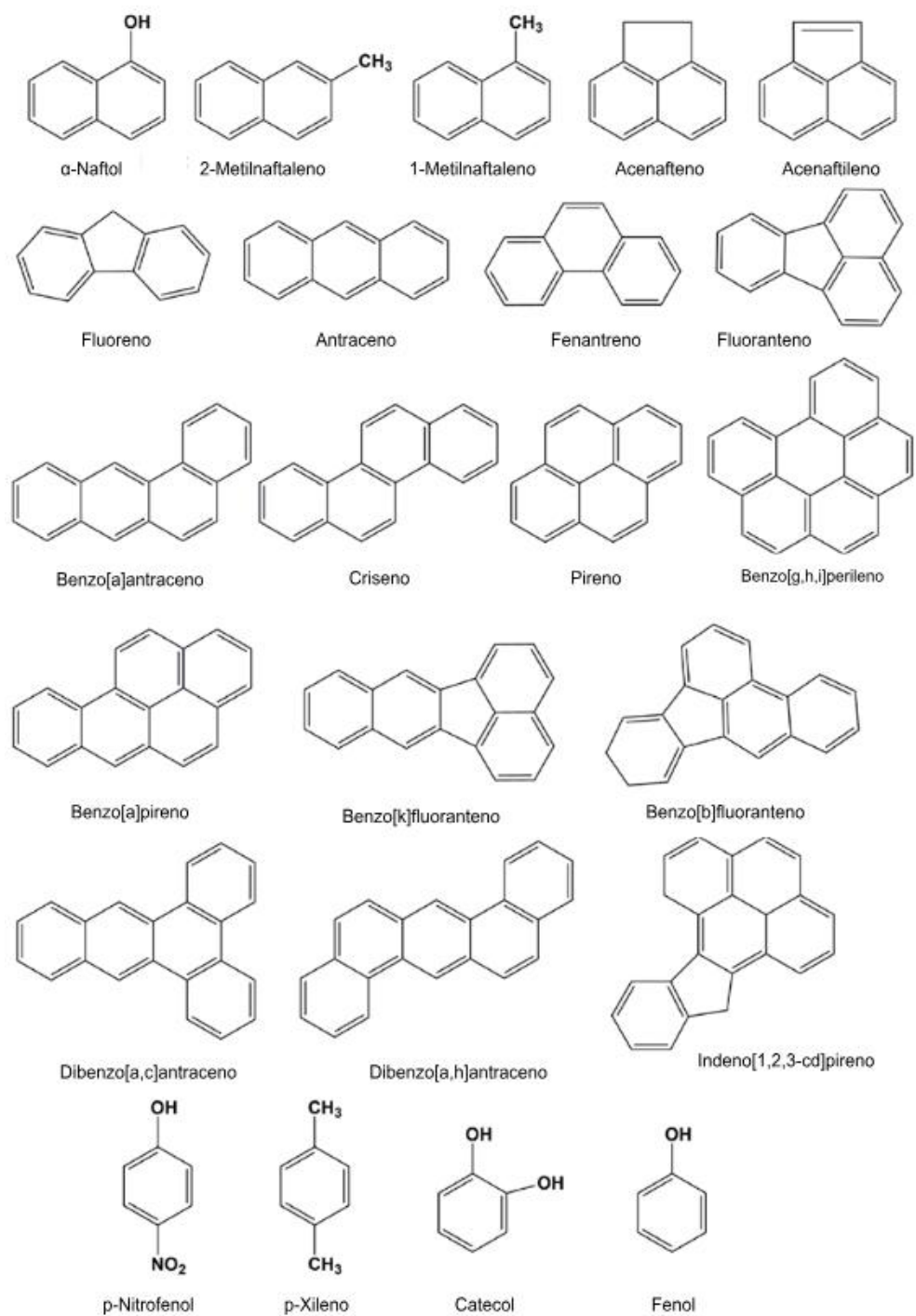


Figura 1. Estructura química de algunos de los hidrocarburos aromáticos policíclicos más analizados (Davletgildeeva y Kuznetsov, 2024).

Sus propiedades físicas, y especialmente la baja solubilidad en agua, aportan a su acumulación en sedimentos y cuerpos de agua (Davletgildeeva y Kuznetsov, 2024), lo que aumenta su toxicidad a largo plazo y los efectos que surgen a partir de la exposición frecuente.

Los hidrocarburos cuentan con propiedades físicas y químicas que definen su comportamiento ambiental y toxicológico; al respecto, Mogashane y col. (2024) señalan que estos compuestos suelen encontrarse en estado sólido a temperatura ambiente, con una baja presión de vapor, solubilidad reducida en agua y una marcada lipofilia que facilita su disolución en tejidos grasos. Químicamente, su naturaleza no polar y la presencia de una nube electrónica π densa da estabilidad frente a la hidrólisis, haciéndolos más persistentes como contaminantes orgánicos. Esta capacidad de permanencia y su alta toxicidad, relaciona a muchos miembros de esta familia con efectos cancerígenos, mutagénicos y genotóxicos derivados del estrés oxidativo y el daño genético, lo cual incrementa el riesgo de enfermedades crónicas en poblaciones expuestas.

Estos compuestos necesitan una activación metabólica para ejercer su acción tóxica, generando metabolitos reactivos capaces de dañar el material genético. La exposición puede ocurrir por medio de la inhalación, ingestión y contacto dérmico; y la exposición crónica se ha relacionado con enfermedades respiratorias, inmunosupresión, daños reproductivos y efectos adversos sobre el desarrollo fetal, haciendo sumamente importante la implementación de medidas preventivas como el uso de equipo de protección personal y sistemas de ventilación adecuados (Montano y col., 2025).

II.1.2. Fuentes de contaminación por hidrocarburos

La contaminación por hidrocarburos es una de las amenazas ambientales más significativas globalmente, afectando ecosistemas marinos y de agua dulce. Esto se

origina principalmente en actividades realizadas por el ser humano, están relacionadas con la extracción, transporte y almacenamiento de petróleo, aunque fenómenos naturales como eventos climáticos y procesos geológicos también pueden contribuir a su dispersión (Hettithanthri y col., 2024; Mekonnen y col., 2024). Sin embargo, la mayoría de los derrames petroleros se atribuyen a actividades humanas, especialmente aquellas relacionadas con accidentes durante la perforación y el transporte, estimándose que el error humano representa entre el 30 y 50% de todos los derrames petroleros (Hettithanthri y col., 2024; Zhang y col., 2024). Además, más de la mitad del transporte marítimo involucra hidrocarburos, lo que lo convierte en riesgo de derrames (Ordóñez y col., 2022).

Los derrames petroleros dispersan mezclas que contienen petróleos crudos y productos refinados como diésel, gasolina, queroseno, aceites lubricantes y combustibles para aviones (Hettithanthri y col., 2024). El petróleo crudo se conforma de compuestos orgánicos volátiles (COVs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), sulfuro de hidrógeno y metales pesados, que son altamente inflamables, lo que incrementa los riesgos involucrados durante su transporte y manejo (Ordóñez y col., 2022).

En el ámbito nacional, una fuente relevante y constante de contaminación por hidrocarburos está asociada a las tomas clandestinas en ductos de transporte de combustibles, actividad ilícita documentada por autoridades y medios de comunicación. Por ejemplo, en el municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, septiembre de 2025 localizaron e inhabilitaron tres tomas clandestinas (CódigoQro, 2025). Estas prácticas incrementan el riesgo de fugas y derrames accidentales al suelo y a cuerpos de agua, convirtiéndose en una fuente recurrente de contaminación por hidrocarburos.

Las comunidades que dependen de recursos de agua dulce para consumo, agricultura y pesca pueden también verse afectadas por la calidad del agua, impactando la salud y el bienestar social (Mamozai y col., 2024).

II.1.3. Normatividad mexicana sobre hidrocarburos presentes en agua

El marco regulatorio que administra la calidad del agua en el país se conforma de diversas normas oficiales. La Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 de la Secretaría de Salud estableció originalmente los límites permisibles de calidad y los tratamientos necesarios para garantizar la potabilización del agua para consumo humano (Secretaría de Salud, 1994). En el año 2000 se realizó una modificación a esta normativa que integró límites específicos para los hidrocarburos totales del petróleo (HTP), estableciendo una concentración máxima permitida de 0.5 mg/L (Secretaría de Salud, 2000). Posteriormente, esta norma fue actualizada y sustituida por la NOM-127-SSA1-2021, versión vigente que mantiene los criterios de calidad para garantizar la seguridad del agua destinada al consumo humano (Secretaría de Salud, 2021).

Respecto a la recolección de muestras de agua, la NOM-230-SSA1-2002 de la misma entidad sanitaria establece los procedimientos para el muestreo de agua destinada al consumo humano en los sistemas de abastecimiento, ya sean de índole pública o privada (Secretaría de Salud, 2002).

Por otro lado, en la regulación de descargas, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) ha determinado, por medio de la NOM-001-SEMARNAT-1996, los límites máximos permisibles de contaminantes que pueden ser vertidos en las descargas de aguas residuales hacia aguas y bienes nacionales, con el objetivo de proteger la calidad de los cuerpos receptores y garantizar sus usos ambientales, entre los que se incluye el uso agrícola para riego. Dentro de los parámetros regulados por esta norma se encuentran las grasas y aceites,

compuestos orgánicos que pueden incorporar hidrocarburos de origen petrolero presentes en descargas contaminadas, cuyo límite máximo permisible se establece entre 15 y 25 mg/L en promedio mensual, dependiendo de la clasificación del cuerpo receptor (SEMARNAT, 1996).

II.1.4. Efectos sobre la salud

Los derrames petroleros tienen consecuencias ambientales y sanitarias severas, y sus efectos pueden persistir por décadas. El riesgo principal se encuentra en la toxicidad de los componentes presentes del crudo, como los HAPs, que pueden causar cáncer en seres humanos y otros animales al afectar las funciones hepáticas y renales (Hettithanthri y col., 2024). También pueden bioacumularse en tejidos blandos, reducir las respuestas antioxidantes y alterar el ADN (Ordóñez y col., 2022).

Las comunidades que se sostienen de recursos de agua dulce para consumo, agricultura y pesca enfrentan desafíos significativos debido a interrupciones en la calidad del agua, afectando directamente la salud, los medios de vida y el bienestar social (Mamozai y col., 2024; Zhang y col., 2024). Las fuentes de agua dulce contaminadas por petróleo también representan riesgos sanitarios para individuos que realizan actividades recreativas como nadar o pescar (Mamozai y col., 2024; Ogolo y col., 2022).

Además, los trabajadores involucrados en las labores de limpieza también se enfrentan a riesgos sanitarios directos. Por ejemplo, en el derrame de Rayong, Tailandia, en 2013, los trabajadores involucrados en la limpieza mostraron niveles elevados de exposición a HAPs y benceno (Ordóñez y col., 2022).

II.2. MÉTODOS DE REMEDIACIÓN DE HIDROCARBUROS

II.2.1. Métodos físicos y químicos

En la remediación de ecosistemas contaminados por hidrocarburos se ha hecho uso de múltiples métodos, tanto físicos como químicos. Entre las técnicas físicas más comunes se encuentra el reemplazo del material contaminado y la desorción térmica (Adeoye, 2022). Los métodos químicos incluyen el lavado con reactivos y solventes capaces de tratar los contaminantes del petróleo, también técnicas de oxidación química, fijación química, remediación electroquinética, tecnología de vitrificación, inmovilización química, extracción con fluidos químicos y fotodegradación (Mekonnen y col., 2024; Adeoye, 2022).

La adsorción es una técnica que utiliza materiales como carbón activado, zeolitas y organoarcillas para capturar hidrocarburos. Las organoarcillas, sintetizadas mediante el intercambio iónico de cationes inorgánicos por surfactantes orgánicos, han demostrado capacidades de sorción más altas que muchos materiales comerciales (Bolade y col., 2021).

Los métodos de oxidación química han resaltado por su capacidad para degradar hidrocarburos. El uso de persulfato de sodio, activado mediante calor, luz ultravioleta, ultrasonido o nanopartículas metálicas, genera radicales sulfatos sumamente reactivos, que tienen la capacidad de oxidar compuestos orgánicos persistentes (Yuan y col., 2023; Bolade y col., 2021). Se ha demostrado que el persulfato de sodio activado con nanopartículas de óxido de hierro biosintetizadas logró una degradación del 99-100% de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) bajo condiciones ajustadas (Bolade y col., 2021). Sin embargo, la efectividad de estos métodos depende de la concentración del oxidante, el pH, el tiempo de contacto y las propiedades fisicoquímicas del contaminante (Yan y col., 2023; Bolade y col., 2021).

Aunque han demostrado efectividad, los métodos físicos y químicos también tienen desventajas. Los métodos físicos son intensivos en mano de obra, costosos y usualmente solo se aplican a áreas de contaminación pequeñas (Mekonnen y col., 2024). Los métodos químicos pueden ser rápidos en la eliminación de contaminantes, pero son costosos y pueden contaminar otros medios ambientales, incluyendo aire y cuerpos de agua, debido al uso de solventes y reactivos durante el proceso de remediación (Mekonnen y col., 2024; Adeoye, 2022).

II.2.2. Biorremediación de aguas contaminadas

La biorremediación es un proceso que involucra la conversión, desintegración o transformación biológica de contaminantes orgánicos por medio de microorganismos (bacterias y hongos), plantas o enzimas, para detoxificar contaminantes ambientales (Mekonnen y col., 2024). Este proceso conlleva la mineralización de suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo, utilizando el papel natural de los microorganismos para transformar los contaminantes orgánicos y así evitar que sean un riesgo para humanos, animales o plantas (Deng y col., 2023).

Las técnicas de biorremediación se clasifican en *in situ* y *ex situ* (ver Figura 2) según su implementación. Los métodos *ex situ* más comunes son biorreactores, compostaje y cultivo en tierra. Las técnicas *in situ* incluyen atenuación natural, bioventilación, fitorremediación, bioestimulación y bioaumentación (Alaidaroos, 2023; Mekonnen y col., 2024). La bioestimulación es el método más utilizado para acelerar la tasa de detoxificación de suelos contaminados con hidrocarburos con la adición de nutrientes como carbono, nitrógeno, fósforo y oxígeno (Mekonnen y col., 2024).

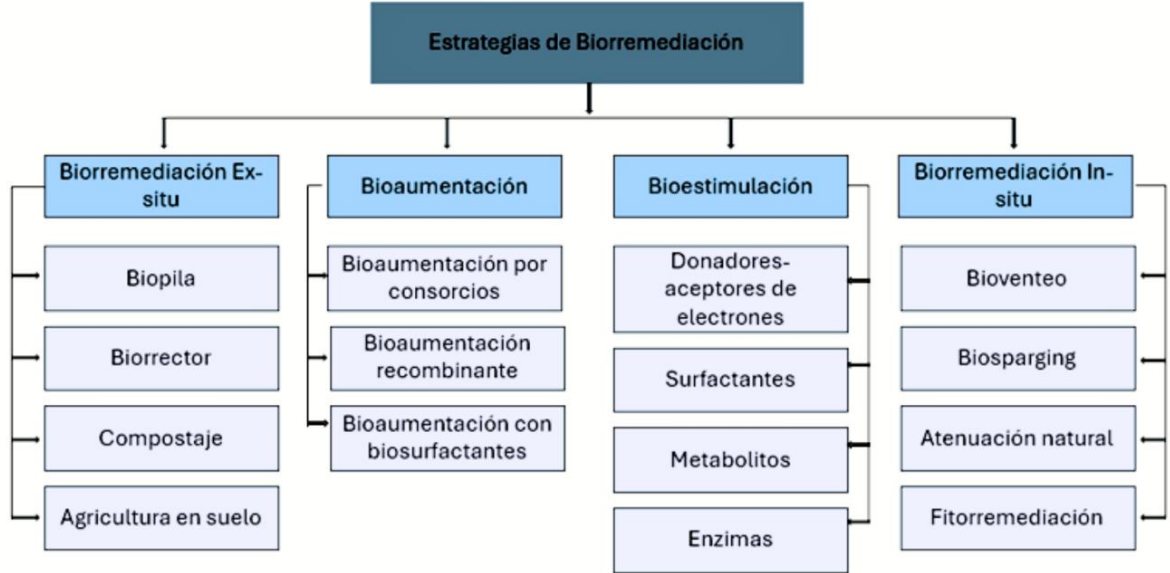


Figura 2. Estrategias de biorremediación para medios contaminados por hidrocarburos (Mekonnen y col., 2024).

Entre las ventajas de la biorremediación en comparación a los métodos convencionales está su naturaleza ecológicamente sostenible, ya que es un proceso natural que aumenta la población de microorganismos que ya existen cuando los contaminantes están presentes, y la población microbiana disminuye naturalmente cuando los contaminantes se degradan (Adeoye, 2022).

Sin embargo, la biorremediación también presenta limitaciones. Los factores que limitan el proceso abarcan las propiedades y concentración del sustrato, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes, las características del suelo, la disponibilidad de oxígeno, el pH del suelo, la salinidad y las propiedades de los microorganismos e inóculos (Alaidaroos, 2023). La actividad biológica de los microorganismos se ve afectada por factores ambientales como fuentes de energía, biodisponibilidad, bioactividad, bioquímica, disponibilidad de oxígeno y nutrientes, pH, temperatura e inhibición por metabolitos (Mekonnen y col., 2024).

II.3. MICROORGANISMOS DEGRADADORES DE HIDROCARBUROS

II.3.1 Consorcios microbianos nativos

Diferentes microorganismos han sido identificados como degradadores de hidrocarburos. Más de 200 especies de bacterias pueden biodegradar hidrocarburos de petróleo, incluidos géneros como *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Mycobacterium*, *Arthrobacter*, *Rhodococcus* y *Aspergillus* (Mekonnen y col., 2024; Deng y col., 2023). Estudios han demostrado que consorcios bacterianos que contenían 64.69% de Proteobacterias lograron degradar 99% de los hidrocarburos totales de petróleo en suelo contaminado con diésel con la ayuda del bioaumentación con nutrientes y nanopartículas de hierro zerovalente (Mekonnen y col., 2024). En cuanto a hongos, especies de los géneros *Aspergillus*, *Trichoderma*, *Penicillium* y *Pleurotus* han mostrado capacidades de degradación de 48-95% de TPH en períodos de 16-90 días (Mekonnen y col., 2024).

Se han identificado filos bacterianos en suelos contaminados con hidrocarburos aromáticos policíclicos y BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno), como Proteobacteria, Actinobacteriota, Chloroflexi, Firmicutes y Acidobacteriota (Ali y col., 2023). En cuanto al género, se identificaron *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Noviherbaspirillum*, *Nocardioides* y *Gaiella* como los géneros predominantes después de 60 días de incubación en suelos contaminados con benceno y benzo[a]pireno (BaP) (Ali y col., 2023). También se encontró que *Rhodococcus*, *Nocardioides* y *Gaiella*, correspondientes al filo Actinobacteriota, son capaces de degradar grandes cantidades de HAPs y BTEX, mientras que *Pseudomonas* y *Noviherbaspirillum*, que forman parte del filo Proteobacteria, tienen la capacidad de degradar HAPs de alto peso molecular (Ali y col., 2023).

II.3.2. Mecanismos de biodegradación

Los mecanismos de biodegradación de hidrocarburos por consorcios microbianos implican procesos enzimáticos complejos y rutas metabólicas específicas. Las actividades enzimáticas clave incluyen lipasas (LPS), deshidrogenasas (DHA), catalasas (CAT) y polifenol oxidasas (PPO), las cuales son importantes en la degradación de contaminantes (Ali y col., 2023). La actividad lipolítica funciona en la hidrólisis de grasas, abarcando la catálisis hidrolítica de ésteres de aceite a ácidos grasos, y puede reflejar directamente las actividades metabólicas microbianas en el suelo (Ali y col., 2023). Las deshidrogenasas son enzimas que catalizan reacciones de reducción mediante la transferencia de iones de hidrógeno (protones) del sustrato a un aceptor, lo que constituye un indicador más relevante para la biodegradación de hidrocarburos (Ali y col., 2023).

En estudios de contaminación con benceno y benzo[a]pireno, se observó que la mayor actividad de enzimas que se encargan de descomponer hidrocarburos, como lipasas y deshidrogenasas ocurrió en tratamientos con aceite vegetal como bioestimulante, lo cual demostró la gran capacidad de biodegradación de ambos contaminantes (Ali y col., 2023). Las altas concentraciones de LPS y DHA mostraron condiciones ideales para la biodegradación, incluyendo la hidrólisis de grasas, la transferencia de protones y la reducción del estrés oxidativo. La actividad de catalasa, que funciona eliminando peróxido (H_2O_2) producido en el suelo, mostró una disminución en grupos tratados con metanol y aceite (Ali y col., 2023).

Por otro lado, las especies de *Mycobacterium* presentan un alto potencial de degradación de HAPs, añadiendo dos átomos de oxígeno a los compuestos HAP mediante enzimas dioxigenasas (Deng y col., 2023). La capa única de la pared celular de las micobacterias, incluyendo la presencia de ácidos micólicos, son importantes en la degradación micobacteriana de HAPs hidrofóbicos. (Deng y col., 2023).

II.4. ESTRATEGIAS DE MEJORA

II.4.1. Técnicas de bioestimulación

La bioremediación microbiana se ha desarrollado durante los años como una vía sostenible para el tratamiento de contaminantes orgánicos que perduran por un largo tiempo en suelos, sedimentos y ambientes acuáticos. Sin embargo, la actividad natural de los microorganismos nativos suele no ser suficiente para mantener tasas de degradación que conduzcan a una recuperación completa del ecosistema. Esto debido a factores como la baja disponibilidad de nutrientes, la escasa presencia de especies metabólicamente aptas y la competencia de comunidades microbianas no degradadoras (Botti, 2023)

La bioestimulación se presenta como una estrategia para evitar estas limitaciones mediante la incorporación de microorganismos cultivados *ex situ* con capacidades metabólicas específicas, ya sea para degradación aerobia o para procesos anaerobios. En ambientes marinos, esta técnica ha resultado relevante debido a la complejidad ecológica y a la elevada salinidad, ya que estos factores limitan el establecimiento espontáneo de degradadores eficientes (Maqsood y col., 2024).

II.4.2. Tratamiento electroquímico de microorganismos

En los últimos años, los procesos electroquímicos aplicados al tratamiento de contaminantes han sobresalido como una tecnología mixta que puede ser capaz de optimizar la actividad microbiana. La asistencia electroquímica, cuando se adapta a catalizadores semiconductores o a sistemas bioelectroquímicos, permite ajustar el transporte de cargas y generar especies reactivas con la habilidad de transformar contaminantes o inactivar microorganismos patógenos (Salmerón y col., 2021).

La fotoelectrocatalisis asistida electroquímicamente (EAP) se ha vuelto un referente para la inactivación de microorganismos y la degradación simultánea de contaminantes orgánicos en agua. La aplicación de un sesgo eléctrico externo sobre un fotoánodo de TiO_2 nanotubular reduce la recombinación de pares electrón-hueco, fomentando la formación de radicales hidroxilos, especies reactivas de oxígeno y cloro activo, los cuales tienen efecto cooperativo sobre la degradación química (Salmerón y col., 2021).

El material del cátodo es de suma importancia, el platino actúa como electrodo estable, mientras que materiales carbonosos favorecen la reducción selectiva de oxígeno a peróxido de hidrógeno, lo cual causa un incremento en la generación de especies oxidantes con actividad bactericida. Estas condiciones electroquímicas han permitido observar reducciones logarítmicas superiores a las de procesos fotocatalíticos convencionales, lo que demuestra que los sistemas electroasistidos mejoran tanto la eficiencia de inactivación como la transferencia de masa (Salmerón y col., 2021).

Por otro lado, las Tecnologías Microbiales Electroquímicas (METs) tienen un enfoque distinto pero complementario. En estos sistemas, los microorganismos interactúan directamente con electrodos, usándolos como fuente de electrones para fortalecer rutas metabólicas como la deshalogenación, la reducción de nitratos o la degradación anaerobia de compuestos recalcitrantes (Botti, 2023).

El uso de ambas estrategias, electroquímicas y biológicas ha ampliado las rutas para la remediación de conjuntos complejos. La fotoelectrocatalisis asistida, aplicada a aguas superficiales reales, ha mostrado poder degradar microcontaminantes orgánicos como diclofenaco, herbicidas y fosforados, y al mismo tiempo también logra la inactivación de *E. coli* en escalas de tiempo relativamente cortas (Salmerón y col., 2021).

En ambientes marinos, donde la naturaleza química y física dificulta la eficiencia microbiana, el uso de tecnologías electroquímicas ha sido propuesto como una solución para incrementar las rutas metabólicas disponibles y mejorar la adaptabilidad de los microorganismos degradadores (Maqsood y col., 2024).

Con este contexto, el uso de un biorreactor *air-lift* se plantea como una alternativa viable para continuar el proceso de degradación, al permitir un contacto eficiente entre el medio acuoso y los microorganismos adaptados tras el pretratamiento electroquímico.

II.5. USO DE BIORREACTORES PARA BIORREMEDIACIÓN

II.5.1. Biorreactores *air-lift*

Los biorreactores *air-lift* (ALR) han ganado atención en el campo del tratamiento de aguas residuales, cuentan con un diseño simple, bajo consumo de energía para la suspensión completa y efectiva de altas cargas de sólidos, mezcla completa y controlada, alta transferencia de masa, y ausencia de volúmenes estancados muertos (Bokelmann y col., 2025).

Un biorreactor *air-lift* usualmente se compone de tres componentes funcionales: la porción elevada del *down-comer*, el espacio libre inferior y la parte superior del separador de gas (Mirghorayshi y col., 2020). Los ALR se dividen en dos tipos de acuerdo con la ubicación del dispersor de gas: ALR de flujo ascendente y ALR de flujo descendente (Mirghorayshi y col., 2020). La energía motriz para el reactor *air-lift* clásico se obtiene mayormente de la energía cinética de las burbujas ascendentes y el cambio de presión hidrostática en fase estacionaria. La presión hidrostática divergente resulta de la distribución desigual de gas en el *riser* y *down-comer*, donde la concentración de gas en el *riser* comúnmente supera la del *down-comer*,

impactando el incremento del flujo de líquido (Behin y Amiri, 2023; Mirghorayshi y col., 2020).

Los sistemas *air-lift* brindan condiciones homogéneas y una alta transferencia de masa que mejoran la formación de *biofilm*. Además, el patrón que sigue el flujo organizado que se proporciona por la hidráulica *air-lift* disminuye las fuerzas de corte sobre la biomasa adherida a los portadores y reduce el desprendimiento de biomasa (Mirghorayshi y col., 2020).

Los parámetros que generalmente afectan el desempeño de los biorreactores *air-lift* incluyen diseño geométrico, características del fluido y variables operacionales. Es posible controlar los factores operacionales y estos pueden adaptarse a la necesidad. La tasa de flujo de aire (AFR), el cual es el factor operativo que se puede manipular principalmente, hace su efecto sobre la retención de gas, que mayormente conforma uno de los parámetros fundamentales para diseño y escalamiento (Behin y Amiri, 2023; Mirghorayshi y col., 2020). También, la posición del difusor de aire, que es posible ajustar a diferentes alturas, es un factor de diseño importante que afecta en la penetración de burbujas de gas hacia el *down-comer*, afectando así la transferencia de masa y el desempeño general del reactor (Bokelmann y col., 2025; Mirghorayshi y col., 2020).

II.5.2 Aplicaciones de biorreactores *air-lift* en biodegradación

Los biorreactores *air-lift* se han aplicado de manera exitosa en procesos que combinan nitrificación-desnitrificación simultánea (SND) y oxidación anaeróbica de amonio (anammox) para tratamiento de aguas residuales de bebidas. Se han reportado resultados de eliminación de nitrógeno total de 72 y 39% bajo condiciones óptimas (HRT de 12 h y contenido de oxígeno disuelto de 3.5 mg/L) (Mirghorayshi y col., 2020).

También se ha logrado la eliminación de altas concentraciones de DQO y amonio mediante un biorreactor *air-lift* híbrido novedoso (HALBR) operado con portadores cubiertos de *biofilm* y lodos activados en modo continuo, durante el tratamiento del líquido residual de compostaje. Las eficiencias totales de eliminación rondaron desde 82 hasta 96% y desde 49.83 hasta 85.3% para DQO soluble y nitrógeno total, respectivamente (Mirghorayshi y col., 2020). El aporte de la condición anaerobia en la parte inferior del HALBR fue importante para la solubilización de compuestos orgánicos mediante hidrólisis y acidificación, mejorando la eficiencia de eliminación general de DQO (Behin y Amiri, 2023; Mirghorayshi y col., 2020).

La geometría y el uso de biomasa de crecimiento facilitaron el proceso de SND ya que se contaba con las condiciones necesarias. Este fue el mecanismo principal y responsable de la eliminación de nitrógeno. Los resultados experimentales mostraron que, para tratar el líquido residual fresco de compostaje, el cual contiene DQO y se biodegrada lentamente, puede ser beneficioso agregar una zona anaerobia a la parte inferior del biorreactor *air-lift*. El incremento del tiempo de retención hidráulica (HRT) anaerobio mejoró la biodegradación del alimento, lo que demuestra la importancia de la solubilización frente a la eliminación de materia orgánica (Bokelmann y col., 2025; Mirghorayshi y col., 2020).

Así mismo, se observó que los valores elevados de relación de volumen aerobio (AVR), que implican a menores proporciones de volumen anóxico, no causaron efecto negativo sobre la eficiencia de eliminación de nitrógeno total. Esto se debe a que la desnitrificación continuó ocurriendo en zonas anóxicas desarrolladas dentro del *biofilm* adherido (Behin y Amiri, 2023; Mahdieh, 2024).

III. HIPOTESIS

El uso de biocatalizadores previamente activados electroquímicamente en un biorreactor de tipo air-lift generará una cinética de degradación favorecida de los hidrocarburos presentes en el agua contaminada del Municipio de Pedro Escobedo, en comparación con un proceso de biorremediación control que emplee biocatalizadores no activados.

IV. OBJETIVO

IV.1. GENERAL

Evaluar el efecto de la activación electroquímica previa de los biocatalizadores sobre la transferencia de masa y la velocidad de degradación de hidrocarburos presentes en muestras de agua contaminada del Municipio de Pedro Escobedo, mediante un biorreactor air-lift.

IV.2. ESPECIFICOS

- Cuantificar la concentración inicial de hidrocarburos en las muestras de agua contaminada.
- Evaluar el efecto de la activación electroquímica previa de los biocatalizadores sobre la transferencia de masa durante la degradación de hidrocarburos.
- Evaluar la degradación de hidrocarburos en agua contaminada mediante un biorreactor air-lift.

V. METODOLOGÍA

V.1. Materiales

V.1.1. Celda electroquímica para la degradación de compuestos

Se empleó una celda electroquímica construida en acrílico con dos compartimientos laterales para contener las soluciones electrolíticas y electrodos de titanio. Se aplicó una corriente eléctrica de 0.503 mA cm^{-2} .

V.1.2. Muestras de agua contaminadas por hidrocarburos

El área de estudio se ubicó en el Municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, México. Se seleccionaron dos zonas (ACPE1 y ACPE2) con base en su proximidad a actividades relacionadas con hidrocarburos o con reportes previos de contaminación de agua. Posteriormente, se recolectaron muestras de agua siguiendo los lineamientos establecidos en la NOM-230-SSA1-2002.

V.1.3. Material biológico

Se utilizó un consorcio microbiano nativo con capacidad degradadora de hidrocarburos, proveniente de una muestra de suelo recolectada en el Municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, México. El consorcio fue propagado previamente en agar papa dextrosa (PDA, Merck KGaA, Darmstadt, Alemania) para su crecimiento. El material biológico se mantuvo a 30 °C durante 48 h en incubación, con el fin de asegurar su viabilidad y alcanzar la fase exponencial. Posteriormente, se realizaron dos condiciones experimentales: en la primera, el consorcio fue sometido a un pretratamiento electroquímico antes de su inoculación; en la segunda, se utilizó el consorcio sin pretratamiento. En ambos casos, el inóculo se ajustó a una concentración de 1×10^6 células/mL y se adicionó al biorreactor air-lift. Asimismo, se

emplearon placas de agar papa dextrosa (PDA, Merck KGaA, Darmstadt, Alemania) para el conteo de colonias y el seguimiento del crecimiento microbiano durante el proceso experimental.

V.1.4. Extracción de hidrocarburos mediante la técnica de destilación

Para la extracción de los hidrocarburos presentes en las muestras de agua se utilizó un sistema de destilación de laboratorio (ver Figura 3), el cual permitió la separación de los compuestos orgánicos mediante el uso de hexano (C_6H_{14} , Meyer) como solvente de extracción. Este equipo se empleó tanto para la cuantificación inicial de hidrocarburos como para el análisis de las muestras obtenidas durante la operación del biorreactor (Ayuso Sebastián, 2023).

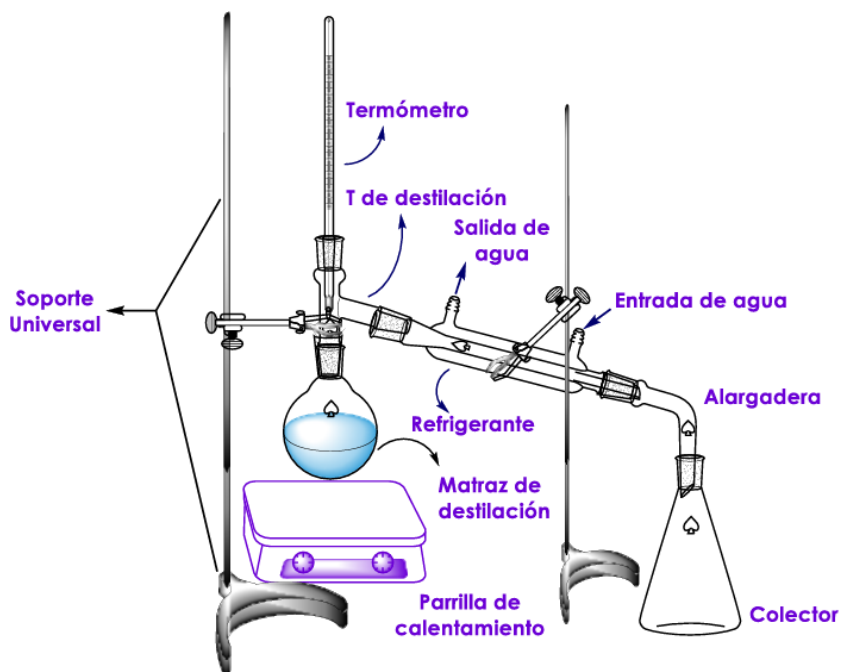


Figura 3. Equipo de destilación (Méndez y col., 2025).

V.1.5. Cuantificación de nitritos, nitratos, amonio y fosfatos

Para la cuantificación de nitratos, nitritos, amonio y fosfatos se utilizaron kits individuales de HANNA modelos: HI3874, HI3873, HI3824, HI3833.

V.1.6. Reactivos

Durante el desarrollo experimental se empleó hexano (C_6H_{14} , Meyer) como solvente de extracción de hidrocarburos y agua destilada para la preparación de soluciones y limpieza de material. Asimismo, se utilizó agar papa dextrosa (PDA, Merck).

V.1.7. Biorreactor air-lift

El biorreactor air-lift utilizado consistió en un sistema de tubos concéntricos con un volumen total de 4 L y una altura de 120 cm. El diseño incluyó un tubo interno de 10 cm de diámetro y 70 cm de altura, y un tubo externo de 100 cm de longitud, como se muestra en la Figura 4.



Figura 4. Montaje de biorreactor *air-lift*

El sistema estuvo equipado con sensores HANNA-HI9146-04 y CONDUCTRONIC-PC19 en línea para el monitoreo continuo de pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad, además de una bomba de aire que mantuvo la aireación constante del sistema a 0.5 vvm.

V.2. Métodos

V.2.1. Consorcio mediante celda electroquímica

La celda electroquímica fue llenada con 200 g de una muestra de suelo contaminado, a la cual se añadió el inóculo de 1×10^6 células/ml asegurando su distribución homogénea. Posteriormente, la celda se selló y se dejó en reposo durante 72 h (3 días) con el fin de permitir el desarrollo y adaptación de los microorganismos presentes. Una vez transcurridas las 72 h y alcanzada la adaptación microbiana, la celda inició su funcionamiento con el inóculo bacteriano. Se agregó buffer en los compartimentos anódico y catódico y posteriormente se conectó a una fuente de poder de 240 W, aplicando un voltaje constante de 3.5 V con un amperaje de 68 A. La celda permaneció en funcionamiento durante 72 h, y cada 12 h se agregó buffer en los compartimentos anódico y catódico para simular su recirculación. Durante los tres días de operación se tomaron muestras de suelo de 5 g cada 12 h, y se registraron parámetros como temperatura, humedad y pH. La biorremediación se mantuvo a 30°C durante 12 días (Fan y col., 2025). El procedimiento descrito en este apartado fue desarrollado en el trabajo de Hernández-Fernández V. (tesis en preparación), Universidad Autónoma de Querétaro.

V.2.2. Identificación de hidrocarburos en agua en el municipio de Pedro Escobedo

La toma de muestras de agua se realizó en el municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, siguiendo los lineamientos establecidos en la NOM-230-SSA1-2002,

aplicable para el muestreo de agua. Se recolectaron dos muestras independientes de agua contaminada por hidrocarburos, obteniendo aproximadamente 4 L por muestra en botellas de vidrio ámbar previamente lavadas y enjuagadas con agua destilada. Las muestras fueron transportadas al laboratorio para su análisis y se conservaron en condiciones adecuadas hasta su procesamiento. Para su identificación, las muestras fueron codificadas como ACPE1 y ACPE2. Posteriormente, se seleccionó una muestra final para su uso en el desarrollo experimental.

V.2.3. Operación del biorreactor *air-lift* con inóculo pretratado y sin pretratamiento electroquímico

Se utilizó un biorreactor tipo *air-lift* con capacidad de 4 L, en el cual se colocó el volumen total de la muestra de agua contaminada seleccionada. Se operaron dos experimentos bajo las mismas condiciones únicamente con diferentes inóculos empleados: el primero utilizó el consorcio microbiano sometido previamente al pretratamiento electroquímico descrito en el apartado V.2.1, mientras que el segundo, denominado experimento control, fue inoculado con el mismo consorcio microbiano pero sin pretratamiento electroquímico previo, con el fin de cuantificar la tasa de degradación y el crecimiento de biomasa derivados exclusivamente del metabolismo microbiano nativo y distinguir así el efecto de la estimulación electroquímica.

Ambos sistemas fueron operados durante un periodo de 15 días, durante los cuales se recolectó una muestra cada 24 horas para el monitoreo de los parámetros descritos en los apartados V.2.4 y V.2.6.

V.2.4. Cuantificación de parámetros fisicoquímicos durante la operación del biorreactor *air-lift*

Durante la operación del biorreactor *air-lift* se realizó el monitoreo de la biomasa y de los parámetros fisicoquímicos del sistema. La biomasa se cuantificó utilizando un espectrofotómetro UV-Visible Jenway 6305 a 600 nm (Dahiru y col., 2025). El pH se midió con un potenciómetro in situ (CONDUCTRONIC, CONDUC-01-03B), la temperatura se registró mediante un sensor digital (CONDUCTRONIC, ST10-S6P), el oxígeno disuelto se determinó con un oxímetro (HANNA, HI9146-04) y la conductividad se midió con un conductímetro (CONDUCTRONIC). Estos parámetros se registraron diariamente durante un periodo de 15 días.

V.2.5. Extracción de hidrocarburos por la técnica de destilación

La extracción de hidrocarburos de las muestras recolectadas del biorreactor se realizó mediante la técnica de destilación con hexano. El procedimiento consistió en someter la muestra de agua a un proceso de destilación en presencia del solvente, permitiendo la transferencia de los hidrocarburos a la fase orgánica. Posteriormente, la fracción obtenida fue utilizada para la cuantificación espectrofotométrica (Ayuso Sebastián, 2023).

V.2.6. Cuantificación de hidrocarburos mediante UV-Vis

La cuantificación de hidrocarburos se llevó a cabo mediante espectrofotometría UV-Visible. Previamente, los hidrocarburos fueron extraídos de las muestras de agua mediante destilación con hexano. La absorbancia de las soluciones obtenidas se midió a una longitud de onda de 280 nm utilizando un espectrofotómetro UV-Visible Jenway 6305. A partir de soluciones estándar se construyó una curva de calibración, abarcando un rango de 12 a 18 ppm, lo que permitió determinar la concentración de hidrocarburos presentes en las muestras, debido a que esta técnica presenta mayor

sensibilidad para bajas concentraciones y mejor reproducibilidad que los métodos gravimétricos (Gosh y Nandi, 2024).

V.2.7. Cuantificación de nitrito, nitrato, fosfato y amoníaco en agua

La cuantificación de nitrito, nitrato, fosfato y amoníaco se realizó mediante kits colorimétricos independientes de HANNA Instruments. Para la determinación de nitratos se empleó el kit HI3874, basado en el método de reducción de cadmio; para nitritos se utilizó el kit HI3873, mediante el método del ácido cromotrópico; para amonio se empleó el kit HI3824, aplicando una adaptación del método de Nessler; y para fosfatos se utilizó el kit HI3833, que emplea el método del ácido ascórbico. Las muestras se analizaron de acuerdo con el método colorimétrico correspondiente y los resultados se registraron para evaluar la disponibilidad de nutrientes al inicio y fin del proceso de biorremediación.

V.2.8. Análisis estadístico

Los resultados obtenidos durante el proceso experimental se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA), seguido de pruebas de comparación de Tukey ($\alpha \leq 0.05$, $n = 3$). El análisis se realizó utilizando el software SPSS PASW Statistics 18. Cada experimento fue realizado por duplicado con el fin de garantizar la reproducibilidad de los resultados y reducir el error experimental. Este análisis permitió evaluar diferencias significativas en la degradación de hidrocarburos a lo largo del tiempo de operación del biorreactor *air-lift*.

V.2.9. Diagrama general del procedimiento experimental

Con el fin de integrar visualmente el procedimiento experimental descrito en los apartados anteriores, en la Figura 5 se presenta el diagrama general de la metodología empleada en el presente trabajo, en el cual se esquematizan de forma

resumida las etapas principales del desarrollo experimental y la relación secuencial entre ellas. El diagrama refleja la lógica experimental seguida a lo largo de la investigación, desde la obtención y preparación del consorcio microbiano hasta el monitoreo continuo de los sistemas durante el período de operación del biorreactor, constituyendo así una síntesis visual del enfoque metodológico adoptado en el presente estudio.

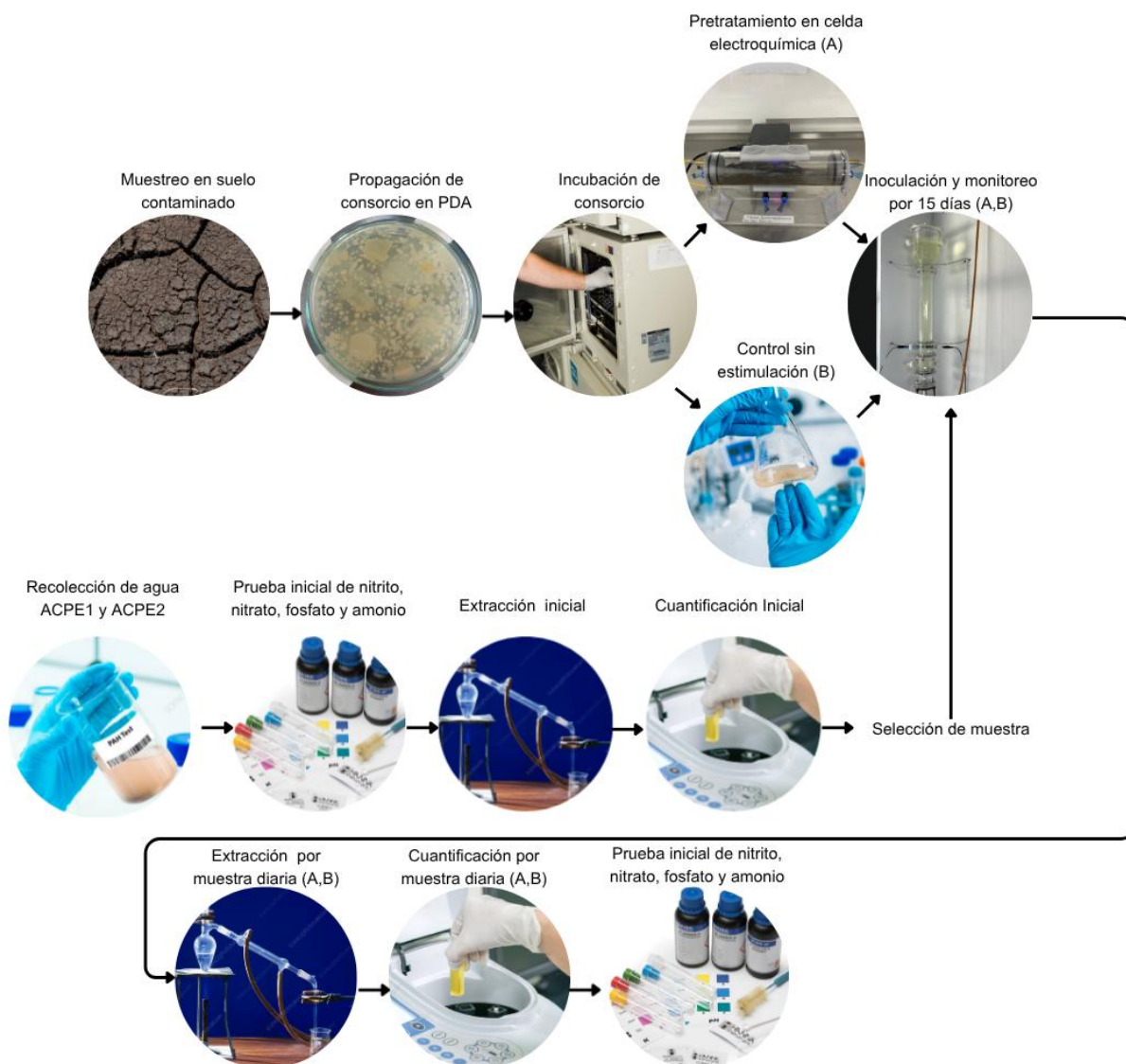


Figura 5. Diagrama de flujo de la metodología empleada

VI. RESULTADOS Y DISCUSIONES

Con el objetivo de evaluar la eficiencia de degradación de hidrocarburos mediante un sistema de biorremediación, se analizaron dos muestras de agua contaminada provenientes del municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, utilizando un consorcio microbiano nativo bajo condiciones con y sin pretratamiento electroquímico.

Como se muestra en el Cuadro 1, ambas muestras presentaron concentraciones de hidrocarburos totales considerablemente por encima de los límites máximos permisibles establecidos en la normativa mexicana vigente, superando tanto el límite de 0.5 mg/L estipulado en la modificación de la NOM-127-SSA1-2021 para agua de consumo humano (Secretaría de Salud, 2000), como el límite de entre 15 y 25 mg/L establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para descargas de aguas residuales hacia cuerpos de agua nacionales, incluyendo aquellos destinados a uso agrícola para riego (SEMARNAT, 1996), evidenciando la presencia y el grado de contaminación en la zona de estudio.

Cuadro 1. Concentración inicial de hidrocarburos totales del petróleo (HTP) en las muestras de agua ACPE1 y ACPE2 determinada mediante espectrofotometría UV-Vis (280 nm)

Muestra	Hidrocarburos Totales (ppm)
ACPE1	121 ± 0.1068
ACPE2	95 ± 1.012

Para el desarrollo experimental se seleccionó la muestra ACPE1, debido a su mayor concentración, con el fin de evaluar la eficiencia del sistema de biorremediación en condiciones controladas.

VI.1 Concentración de biomasa microbiana a lo largo del proceso de biorremediación

El seguimiento del crecimiento de la biomasa microbiana nos puede indicar el establecimiento y la actividad del consorcio dentro del biorreactor, ya que permite relacionar de manera directa la dinámica de la población bacteriana con la capacidad degradadora del sistema. En la Figura 6 se presenta el comportamiento de la concentración de biomasa durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift*, expresada en g/L, para ambos experimentos.

El crecimiento de la biomasa microbiana que se documentó durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift* mostró un aumento continuo en ambos experimentos. El experimento con pretratamiento electroquímico comenzó en 0.58 g/L en el tiempo cero hasta alcanzar 10.495 g/L al final del experimento, mientras que el experimento control, el cual fue realizado sin celda electroquímica, inició con 0.58925 g/L y alcanzó 8.1367 g/L durante el mismo tiempo. Esto muestra la capacidad con la que cuenta el consorcio microbiano nativo para aumentarse y establecerse en el medio contaminado con hidrocarburos, así tomándolos como fuente de carbono y energía.

Respecto a esto, Zaman y col. (2025) señalan que varias especies bacterianas de géneros como *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Acinetobacter* y *Rhodococcus* cuentan con la capacidad de emplear el petróleo crudo como única fuente de carbono y energía, mientras que Almutairi (2024) comenta que los microorganismos presentes en aguas residuales contaminadas con petróleo tienen capacidades metabólicas para degradar, eliminar o transformar hidrocarburos, y que ninguna bacteria individual tiene la capacidad de metabolizar todos los tipos de hidrocarburos, remarcando así la ventaja de los consorcios microbianos. Asimismo, Perdigão y col. (2021) recalcan que los consorcios microbianos son más eficientes que las cepas individuales, ya que distintos grupos bacterianos pueden degradar diferentes hidrocarburos.

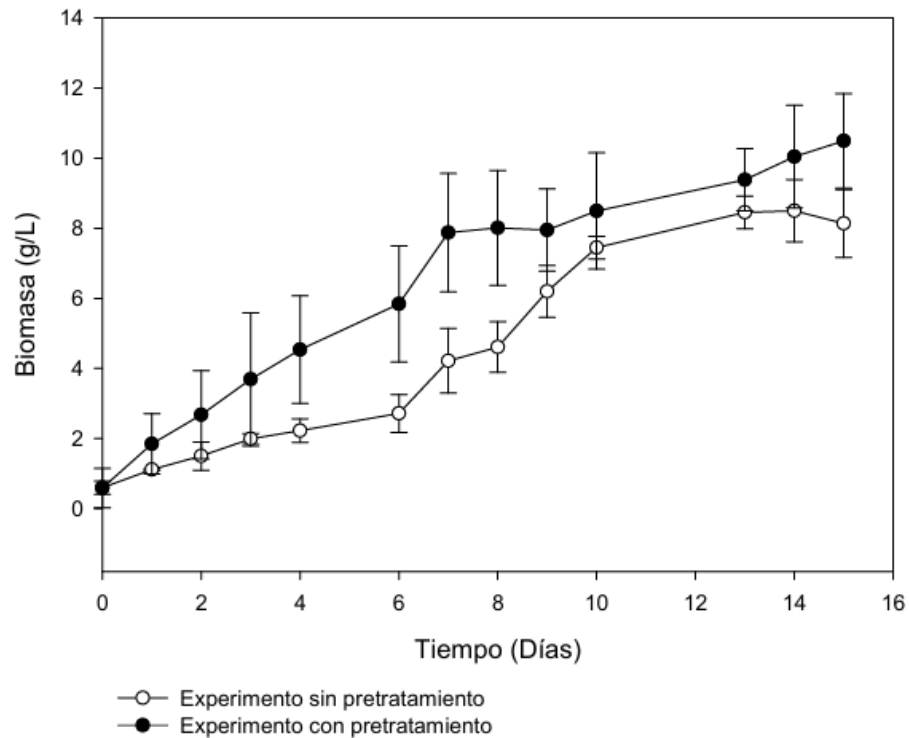


Figura 6. Evolución de la concentración de biomasa durante 15 días de operación del biorreactor air-lift en los tratamientos con y sin pretratamiento electroquímico.

En ambos experimentos, la curva de crecimiento sugiere que existe una fase de adaptación inicial relativamente corta, seguida de un período de crecimiento exponencial, sin embargo, el experimento con pretratamiento electroquímico mostró de forma consistente valores de biomasa mayores a los del control a partir del día 2 (2.67 g/L vs. 1.4970 g/L), diferencia que se mantuvo y tuvo un incremento progresivo hasta el final del experimento (10.495 g/L vs. 8.1367 g/L), lo que apunta a que el pretratamiento electroquímico estimuló la actividad metabólica y el crecimiento del consorcio microbiano. De acuerdo con lo reportado por Zaman y col. (2025), quienes encontraron que la producción de biosurfactantes y la biomasa celular siguen un patrón exponencial, alcanzando valores máximos entre las 120 y 170 h; Almutairi (2024) describe que, durante esta fase, las bacterias inician la degradación aerobia de alcanos mediante oxigenasas, generando alcoholes primarios, ácidos grasos y productos de β -oxidación, lo que se interpreta como un consumo metabólico intenso

y aumento de biomasa. Perdigão y col. (2021) también observaron aumentos importantes en la cantidad de microorganismos degradadores a partir de las 24 h, lo que indica una respuesta rápida al sustrato hidrocarbonado. La aireación continua del biorreactor a 0.5 vvm ayudó a crear condiciones aerobias favorables en ambos sistemas, mejorando la actividad metabólica y la multiplicación microbiana; sin embargo, el pretratamiento electroquímico representó un posible factor que potenció también esta actividad en el experimento principal.

Entre los días 13 y 15, es decir, entre 312 y 360 h, ambos experimentos mostraron una ligera desaceleración en el crecimiento de la biomasa, el experimento con pretratamiento pasó de 9.385 g/L a 10.495 g/L, mientras que el control pasó de 8.5006 g/L a 8.1367 g/L, registrando también un descenso que podría indicar el inicio de una fase de declive en ausencia del estímulo electroquímico. Zaman y col. (2025) reportan que la reducción en la tasa de crecimiento al final del cultivo se debe al agotamiento de nutrientes y sustrato carbonado, mientras que Almutairi (2024) indica que factores como el tipo y concentración de hidrocarburo, pH, temperatura y disponibilidad de oxígeno condicionan el crecimiento microbiano y la degradación. Perdigão y col. (2021) comentan que la degradación progresiva de hidrocarburos genera condiciones que favorecen el desarrollo de una mayor diversidad bacteriana, dando paso a la propagación mantenida de la biomasa; la mayor biomasa final del experimento con pretratamiento electroquímico podría indicar que este sistema prolongó la disponibilidad de sustrato asimilable para el consorcio, retrasando el inicio de la fase estacionaria respecto al control.

VI.2 Evolución del pH durante la operación del biorreactor *air-lift*

El pH es un parámetro esencial en los procesos de biorremediación, ya que condiciona de manera directa la actividad enzimática del consorcio microbiano y la disponibilidad de los sustratos hidrocarbonados en el medio. En la Figura 7 se

presenta el cambio en el pH durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift* para ambos experimentos.

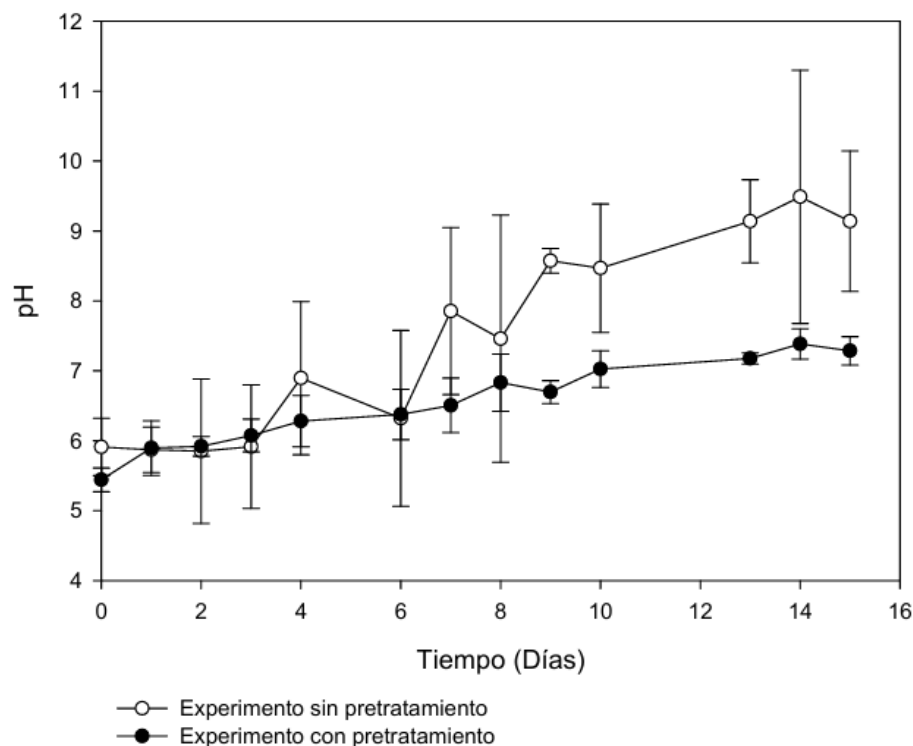


Figura 7. Variación del pH durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift* en los tratamientos con y sin estimulación electroquímica.

Durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift*, el pH en ambos sistemas aumentó de forma gradual, pero con comportamiento diferente entre los dos (Figura 7). El sistema pretratado presentó un pH inicial promedio de 5.44 ± 0.16 , manteniéndose en condiciones ácidas durante la mayor parte del experimento, con una tendencia progresiva hacia la neutralidad que culminó en $pH 7.29 \pm 0.20$ al día 15. El sistema control inició con un pH de 5.91 ± 0.41 , presentando un aumento más pronunciado e irregular, con desviaciones estándar más amplias a lo largo del experimento, alcanzando un pH final de 9.14 ± 1.00 e incluso promedios de 9.49 al día 14, rebasando el rango óptimo para la biodegradación de hidrocarburos reportado por Merchant y col. (2025). El pH inicial entre 5.9 y 5.4 podría deberse a la

contaminación con hidrocarburos del agua recolectada en el municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, ya que este tipo de compuestos orgánicos suele acidificar el medio (Fei-Baffoe y col., 2024), condiciones que, de acuerdo con Merchant y col. (2025), pueden limitar la actividad metabólica del consorcio al encontrarse por debajo del rango óptimo de pH 6.5–7.5 para la biodegradación tanto en sistemas aerobios como anaerobios.

Durante los 15 días de operación del biorreactor air-lift, el pH en ambos sistemas aumentó de forma gradual, pero con comportamiento diferente entre los dos (Figura 7). El sistema pretratado presentó un pH inicial promedio de 5.44 ± 0.16 , manteniéndose en condiciones ácidas durante la mayor parte del experimento, con una tendencia progresiva hacia la neutralidad que culminó en $pH\ 7.29 \pm 0.20$ al día 15. El sistema control inició con un pH de 5.91 ± 0.41 , presentando un aumento más pronunciado e irregular, con desviaciones estándar más amplias a lo largo del experimento, alcanzando un pH final de 9.14 ± 1.00 e incluso promedios de 9.49 al día 14, rebasando el rango óptimo para la biodegradación de hidrocarburos reportado por Merchant y col. (2025). El pH inicial entre 5.9 y 5.4 podría deberse a la contaminación con hidrocarburos del agua recolectada en el municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, ya que este tipo de compuestos orgánicos suele acidificar el medio (Fei-Baffoe y col., 2024), condiciones que, de acuerdo con Merchant y col. (2025), pueden limitar la actividad metabólica del consorcio al encontrarse por debajo del rango óptimo de pH 6.5–7.5 para la biodegradación tanto en sistemas aerobios como anaerobios.

Durante los primeros tres días se registraron los valores de pH más bajos y con mayor variabilidad en ambos sistemas, lo que puede interpretarse como una etapa de adaptación de los microorganismos al sustrato. A partir del día 4, ambos sistemas muestran una tendencia ascendente de tipo gradual y sostenido en el caso del sistema pretratado, y pronunciado e irregular en el sistema control, lo que evidencia que, sin el pretratamiento electroquímico, el sistema tiende hacia condiciones

alcalinas que podrían impedir parcialmente la actividad del consorcio microbiano. Por otro lado, el sistema con pretratamiento mantuvo un comportamiento más estable, con desviaciones estándar menores en la mayoría de los puntos de muestreo.

La estabilización del pH observada entre los días 10 y 15 en el sistema con pretratamiento, donde los promedios oscilaron entre 7.03 y 7.29 con desviaciones estándar menores a 0.27, es consistente con lo reportado por Babanova y col. (2022), quienes establecieron que el pH neutro favorece el desempeño de las comunidades microbianas en sistemas con estimulación electroquímica, y que tasas más altas de remoción de materia orgánica pueden asociarse precisamente con valores de pH cercanos a la neutralidad. El aumento moderado y controlado del pH en este sistema puede explicarse por el consumo de ácidos orgánicos intermediarios generados durante la degradación aerobia de los hidrocarburos, Merchant y col. (2025) señalan que, bajo condiciones aerobias, los microorganismos como *Pseudomonas* y *Rhodococcus* transforman los contaminantes mediante rutas enzimáticas, como las monooxigenasas y dioxigenasas, que conducen a productos finales como dióxido de carbono, agua y biomasa celular. Adicionalmente, Madondo y col. (2023) destacan que el pH es un indicador clave de la estabilidad del sistema en procesos que combinan actividad microbiana con estimulación electroquímica, y que su monitoreo continuo permite evaluar la evolución hacia condiciones operativas óptimas, tal como se llevó a cabo en el presente trabajo mediante sensores en línea. En conjunto, los resultados sugieren que el pretratamiento electroquímico contribuyó a mantener el pH dentro del intervalo favorable para la biodegradación durante todo el período de operación, a diferencia del sistema control, cuya tendencia hacia valores alcalinos podría haber comprometido la eficiencia del proceso degradativo en las etapas finales del experimento.

Desde una perspectiva normativa y de aprovechamiento del recurso hídrico, la NOM-001-SEMARNAT-1996 establece en su apartado 4.1 que el rango permisible del potencial hidrógeno (pH) para las descargas de aguas residuales hacia aguas y

bienes nacionales, incluyendo aquellas destinadas a uso agrícola para riego, es de 5 a 10 unidades (SEMARNAT, 1996). El valor de pH final alcanzado por el sistema con pretratamiento electroquímico, de 7.29 al día 15, se encuentra dentro del intervalo permisible para riego agrícola establecido por la normativa vigente, cumpliendo con este criterio de calidad. La evaluación integral de los demás parámetros requeridos para determinar la aptitud del agua tratada para su reutilización se discute en las secciones siguientes. En este sentido, el sistema de biorremediación propuesto no solo permite la eliminación de contaminantes hidrocarbonados, sino que también abre la posibilidad de reincorporar el agua tratada al ciclo productivo agrícola, aplicando así la bioeconomía circular, que promueve el aprovechamiento eficiente y sostenible de los recursos naturales.

VI.3 Comportamiento del oxígeno disuelto como indicador indirecto de la actividad metabólica del consorcio

El oxígeno disuelto es un parámetro de control de gran importancia en sistemas aerobios de biorremediación, debido a que refleja de manera indirecta la intensidad de la actividad metabólica del consorcio microbiano a lo largo del proceso. En la Figura 8 se muestra el perfil del porcentaje de oxígeno disuelto registrado durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift* para ambos experimentos.

El comportamiento del oxígeno disuelto registrado durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift* mostró un patrón en forma de "V", con tres etapas claramente diferenciadas que reflejan las distintas fases del proceso de biodegradación de hidrocarburos llevado a cabo por el consorcio microbiano nativo. Durante los primeros dos días, el oxígeno disuelto se mantuvo en valores altos y estables, cercanos al 100% (104.515% y 99.865%), lo que muestra que la demanda metabólica inicial del consorcio era aún moderada, que correspondería a la fase de adaptación del inóculo al medio contaminado, lo cual es consistente con lo descrito por Sharma y col. (2023), quienes señalan que los microorganismos requieren condiciones

ambientales adecuadas para iniciar su actividad enzimática, y que la tasa de actividad microbiana aumenta de forma constante a medida que los organismos se adaptan al sustrato disponible. El experimento control presentó valores elevados al inicio (97.3% en el día 0), sin embargo, su disminución tuvo un inicio más repentino desde el día 2, con una caída de aproximadamente 31 puntos porcentuales en un solo intervalo de muestreo (de 93.7% a 61.9%), lo que indica que sin el pretratamiento electroquímico el consorcio microbiano no completó una fase de adaptación estable antes de iniciar su actividad metabólica, dando así una respuesta menos ordenada a la presencia de los hidrocarburos.

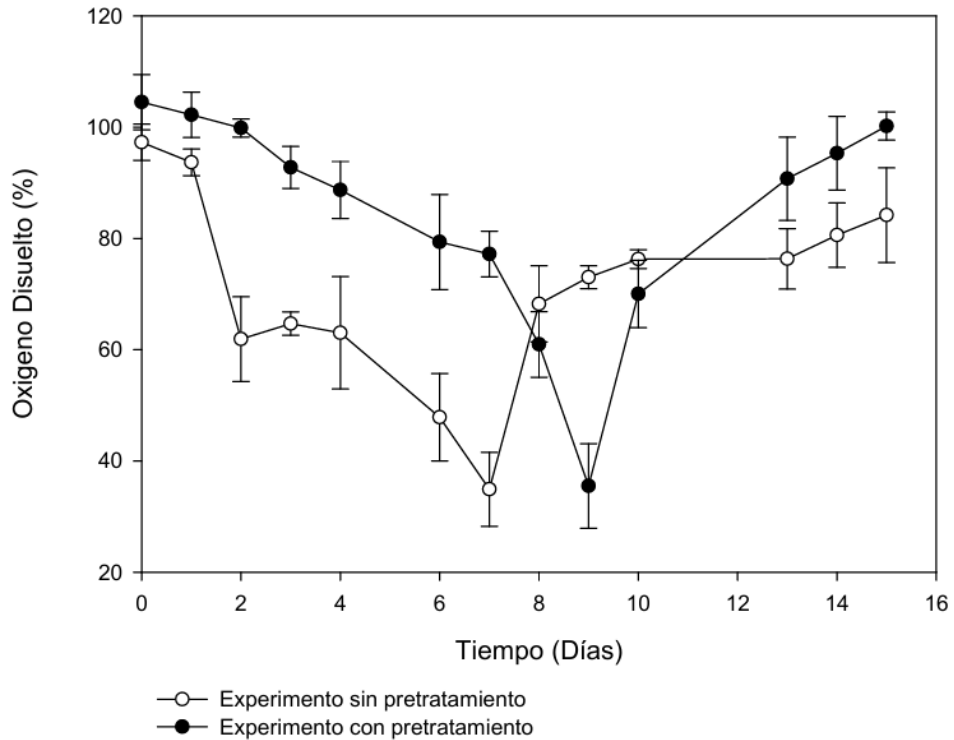


Figura 8. Porcentaje de oxígeno disuelto (% OD) registrado durante la operación del biorreactor air-lift en función del tiempo para los tratamientos con y sin pretratamiento electroquímico.

A partir del día 3 y hasta el día 9, se observó una bajada gradual y marcada del oxígeno disuelto en el sistema con pretratamiento, que alcanzó su valor mínimo en

el día 8, con un promedio de $35.495 \pm 7.6\%$. Esta caída indica que el consorcio microbiano tuvo un incremento en la demanda de oxígeno, que se puede atribuir directamente a la degradación continua de los hidrocarburos presentes en el agua contaminada. Almutairi (2024) explica que las bacterias degradadoras de hidrocarburos inician el catabolismo de alcanos en condiciones aerobias mediante oxigenasas, a través de cuatro rutas metabólicas conocidas como; oxidación terminal, oxidación subterminal, oxidación de n-alcanos de cadena larga y β -oxidación, las cuales requieren oxígeno como aceptor de electrones, interpretándose directamente como una reducción del oxígeno disuelto en el sistema. Bhattacharyya y col. (2022) establecen que se necesitan alrededor de 0.3 g de oxígeno por gramo de hidrocarburo oxidado, y que durante las fases de más degradación las bacterias hacen un uso del oxígeno disponible más alto, teniendo una demanda mayor precisamente cuando la biomasa ha completado su aclimatación y metaboliza de manera activa los contaminantes. Sharma y col. (2023) señalan que algunos contaminantes como los hidrocarburos del petróleo pueden impedir el crecimiento bacteriano al reducir el oxígeno disuelto y los aceptores de electrones disponibles en el sistema, lo cual explica la disminución que se observa y la variabilidad que se representa por las barras de error en los días 6 al 9. Este consumo intenso de oxígeno coincide de manera temporal con la fase de crecimiento exponencial de la biomasa registrada entre las 24 y 240 h, lo que consiste con lo reportado por Zaman y col. (2025), quienes documentaron que la mayor actividad metabólica bacteriana, expresada en producción de biosurfactantes y crecimiento exponencial de biomasa, ocurre entre las 120 y 170 h, período que coincide precisamente con los valores más bajos de oxígeno disuelto observados en el presente experimento. El experimento control, por su parte, alcanzó su valor mínimo un día antes, en el día 7 ($34.9\% \pm 6.6$), y mostró una recuperación temprana e incompleta hacia valores intermedios que oscilaron entre 63.4% y 76.3% durante los días 8 al 10, sin mantener la demanda de oxígeno sostenida que el sistema pretratado presentó como característica durante esta fase crítica. Esta falta de estabilidad en el perfil del control refleja una actividad metabólica menos consistente, lo que es indicativo de una degradación de hidrocarburos menos eficiente a lo largo del tiempo.

Bhattacharyya y col. (2022) reportan que una aireación escasa puede generar condiciones anaerobias por acumulación de sustancias poliméricas extracelulares e intracelulares, afectando la eficiencia de biodegradación, mientras que una aireación excesiva puede causar dispersión bacteriana, debilitando la estructura del consorcio. La aireación aplicada de manera constante en el presente estudio habría mantenido el equilibrio entre estos extremos, manteniendo la disponibilidad de oxígeno incluso ante el pico de mayor demanda metabólica, tal como lo establece el principio de que la aireación y agitación proporcionan el suministro continuo de oxígeno en sistemas biológicos de tratamiento (Sharma y col., 2023). Debido a que ambos sistemas operaron bajo las mismas condiciones de aireación, las diferencias en el perfil de oxígeno disuelto entre el sistema pretratado y el control no pueden atribuirse a variaciones en el suministro de oxígeno, sino únicamente al efecto del pretratamiento electroquímico sobre la capacidad degradadora del consorcio microbiano.

A partir del día 10 (240 h) y hasta el final del experimento (360 h), el oxígeno disuelto comenzó a recuperarse, pasando del 70.04% al 100.225% en el sistema con pretratamiento. Además, las desviaciones estándar fueron disminuyendo de forma gradual ($\leq 6.6\%$). Este aumento puede interpretarse como consecuencia del agotamiento de los hidrocarburos disponibles como sustrato carbonado, lo que redujo la demanda metabólica de oxígeno y permitió que el oxígeno se acumulara nuevamente en el sistema. Bhattacharyya y col. (2022) señalan que cuando la relación entre alimento y microorganismo disminuye al agotarse los sustratos disponibles, los microorganismos disminuyen su actividad metabólica y en lugar de crecer, se enfocan en mantenerse vivos, lo que hace que también necesiten menos oxígeno. Este comportamiento es coherente con lo descrito por Perdigão y col. (2021), quienes pudieron ver que conforme avanza la biodegradación, los hidrocarburos de mayor peso molecular son degradados en compuestos de menor tamaño hasta agotarse como sustrato primario, a partir de este momento, la actividad metabólica del consorcio disminuye y el consumo de oxígeno se reduce. El experimento control también presentó una recuperación del oxígeno disuelto en esta

etapa, sin embargo, sus valores finales se mantuvieron por debajo de los del sistema pretratado a lo largo de todo el período de recuperación, alcanzando únicamente 84.2% al día 15, mientras que el sistema pretratado llegó a 100.225%. Esta diferencia en la recuperación final sugiere que en el experimento control los microorganismos no lograron aprovechar o agotar el sustrato con la misma efectividad, lo que coincide con lo que plantea Almutairi (2024), quien indica que la biodisponibilidad, tipo y concentración de hidrocarburos son factores que influyen directamente en la intensidad de la actividad microbiana. En este sentido, el pretratamiento electroquímico probablemente hizo que los contaminantes fueran más accesibles para el consorcio microbiano, favoreciendo así una actividad degradadora más intensa y sostenida.

La relación inversa observada entre el oxígeno disuelto (OD) y la actividad metabólica del consorcio a lo largo de los 15 días indica, de manera indirecta pero clara, que la degradación aerobia de hidrocarburos fue el proceso dominante durante la operación del biorreactor *air-lift*. Las diferencias observadas entre el sistema con pretratamiento electroquímico y el experimento control confirman que la estimulación electroquímica previa mejoró notablemente la capacidad degradadora del consorcio microbiano nativo, respaldando la viabilidad y eficacia de la estrategia de biorremediación utilizada (Sharma y col., 2023).

VI.4. Conductividad eléctrica del medio como indicador de la transformación fisicoquímica durante la biorremediación

La conductividad eléctrica permite monitorear indirectamente los cambios fisicoquímicos que ocurren dentro del biorreactor *air-lift* a lo largo del proceso de biorremediación, ya que refleja la disponibilidad de iones, a medida que los microorganismos van consumiendo nutrientes y degradando contaminantes, la concentración de estos iones cambia, y esto se ve reflejado en la conductividad. La Figura 9 muestra el cambio de la conductividad eléctrica registrada durante los 15

días de operación del biorreactor *air-lift*, tanto para el sistema con pretratamiento electroquímico como para el experimento control.

La conductividad eléctrica de la solución en el biorreactor *air-lift* mostró una tendencia de disminución continua a lo largo de los 15 días de operación en ambos experimentos, aunque con diferente magnitud e intensidad. En el sistema con pretratamiento electroquímico, la conductividad comenzó con un valor promedio inicial de 1.316 mS/cm en el día 0 y se redujo hasta 0.299 mS/cm al día 15, lo que representa una reducción aproximada del 77% respecto al valor inicial. El experimento control, operado sin celda electroquímica, mostró un comportamiento similar en dirección, aunque menos pronunciado ya que descendió de 1.493 mS/cm en el día 0 hasta 0.602 mS/cm al día 15, representando una reducción del 60%. Ambos comportamientos demuestran cambios fisicoquímicos en el agua contaminada asociados a la actividad microbiana, sin embargo, la caída más pronunciada en el sistema con pretratamiento sugiere que la estimulación electroquímica contribuyó a la intensificación de los procesos de consumo de iones en el medio.

La conductividad eléctrica es un parámetro de suma importancia en sistemas que integran procesos electroquímicos y biológicos, ya que determina la capacidad del medio para conducir el flujo de iones y de corriente eléctrica en solución (Madondo y col., 2023). En este sentido, ambos sistemas iniciaron con valores similares y suficientes para favorecer la actividad microbiana, sin embargo, el descenso más rápido observado en el sistema con pretratamiento, que fue más notorio a partir del día 6 cuando la conductividad cayó a 0.876 mS/cm, indicando que el pretratamiento electroquímico estimuló el metabolismo del consorcio microbiano nativo, acelerando el uso de los iones disponibles en el medio. Babanova y col. (2022) señalan que una conductividad inferior a 1 mS/cm puede limitar el flujo de protones en el sistema; este umbral se cruzó antes en el sistema con pretratamiento que, en el control, lo que

podría explicar la diferencia en las pendientes de descenso observadas en la Figura 9 durante la segunda mitad del experimento.

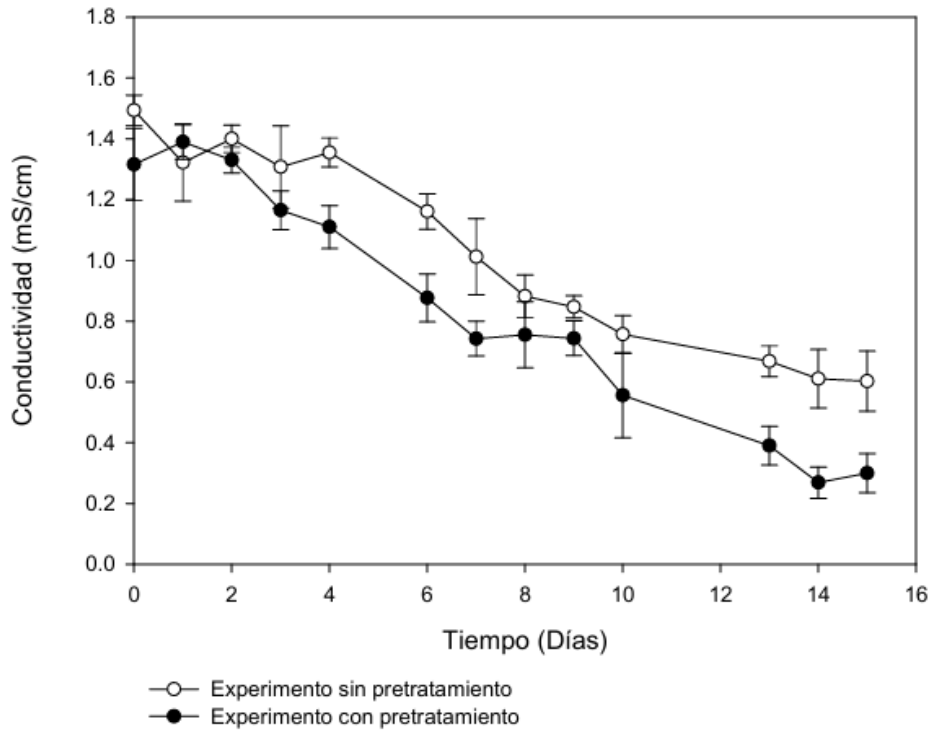


Figura 9. Conductividad eléctrica (mS/cm) del agua contaminada durante el proceso de biorremediación en el biorreactor air-lift bajo condiciones con y sin estimulación electroquímica.

La disminución en la conductividad de ambos sistemas es consistente con lo reportado por González-Ledesma y col. (2025), quienes describen que, durante la degradación de materia orgánica por acción microbiana aerobia, el consumo de iones disponibles en el medio es más rápido que su generación, especialmente cuando la actividad metabólica está enfocada en la oxidación de compuestos carbonados como los hidrocarburos. Aun así, el sistema con pretratamiento mostró una reducción más fuerte, lo que sugiere que la degradación fue más activa y posiblemente más completa, lo que promovió un consumo de iones más rápido a lo largo del experimento. Madondo y col. (2023) indican que la conductividad eléctrica es

inversamente proporcional a las pérdidas óhmicas del sistema, de modo que su disminución refleja el agotamiento progresivo de los sustratos iónicos disponibles, lo cual es consistente con una mayor actividad de degradación en el sistema estimulado electroquímicamente.

En conjunto, la comparación entre ambas curvas evidencia que, si bien la actividad microbiana natural del consorcio fue capaz de reducir la conductividad del medio en ausencia de pretratamiento, la asistencia electroquímica previa intensificó este proceso de manera notable, resultando en una transformación fisicoquímica más profunda del medio durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift*.

Con el propósito de evaluar la opción del reúso de esta agua en riego agrícola, los valores de conductividad eléctrica obtenidos al término del experimento fueron comparados con los criterios establecidos por Ayers y Westcot (1985), quienes clasifican la calidad del agua de riego en función de su conductividad eléctrica (CE) en tres categorías: sin restricción ($CE < 0.7 \text{ mS/cm}$), restricción leve a moderada ($0.7 \leq CE \leq 3.0 \text{ mS/cm}$) y restricción severa ($CE > 3.0 \text{ mS/cm}$). De acuerdo con esta clasificación, los valores iniciales de conductividad registrados en ambos sistemas (1.316 mS/cm y 1.493 mS/cm para el sistema con pretratamiento y el control, respectivamente) se ubicaron en la categoría de restricción leve a moderada, lo que indica que el agua contaminada no era apta para riego agrícola sin tratamiento previo (Ayers y Westcot, 1985). Sin embargo, al término de los 15 días de operación del biorreactor *air-lift*, la conductividad eléctrica del sistema con pretratamiento electroquímico descendió a 0.299 mS/cm, mientras que el sistema control alcanzó 0.602 mS/cm, ubicando a ambos sistemas dentro de la categoría sin restricción para uso en riego agrícola según los mismos criterios.

VI.5. Variación de la temperatura del sistema y su relación con la actividad metabólica del consorcio

La temperatura tiene un efecto directo sobre el metabolismo microbiano, el crecimiento celular, la actividad enzimática y la biodisponibilidad de los contaminantes en el medio (Mekonnen y col., 2024; Almutairi, 2024). En la Figura 9 se presentan los cambios en la temperatura registrada durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift* para ambos experimentos.

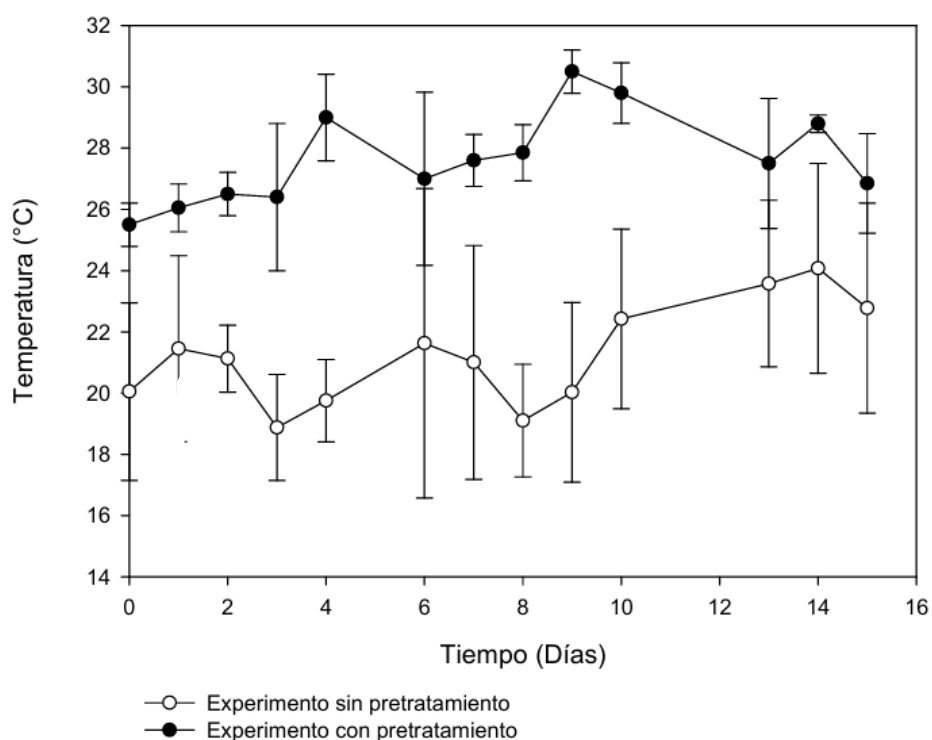


Figura 10. Temperatura (°C) registrada durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift* en los tratamientos con y sin pretratamiento electroquímico.

Durante los 15 días de operación del biorreactor *air-lift* con pretratamiento electroquímico, la temperatura del sistema se mantuvo en un promedio de 25.5 °C a 30.5 °C, lo cual resulta consistente con las condiciones reportadas como óptimas

para la degradación microbiana de hidrocarburos del petróleo en sistemas acuosos, cuyo rango se establece entre 20 °C y 30 °C (Mekonnen y col., 2024). Mientras que el experimento control operó en un promedio de 18.875 °C a 24.075 °C a lo largo del mismo periodo.

Al analizar el comportamiento en la Figura 10, se observa que durante los primeros dos días (0–48 h) la temperatura mantuvo valores cercanos a 25.5–26.5 °C, correspondientes a las condiciones iniciales de operación. A partir de las 72 h y hasta las 216 h, se registró un incremento paulatino hasta alcanzar el valor máximo de 30.5 °C, con una mayor variabilidad estadística que se representó por las barras de error más amplias en los días 3 y 6, periodo en el que el sistema pasaba entre la fase de adaptación y la fase de máxima actividad metabólica. Este comportamiento puede estar parcialmente relacionado con el calor metabólico generado por la actividad degradadora del consorcio, aunque no se descarta la influencia de las condiciones ambientales del laboratorio durante dicho periodo, dado que temperaturas más elevadas dentro del intervalo óptimo favorecen la solubilidad de los compuestos hidrofóbicos y disminuyen la viscosidad de los hidrocarburos de cadena larga, facilitando su difusión hacia la fase acuosa y su biodisponibilidad para los microorganismos degradadores (Mekonnen y col., 2024). Esto sugiere además una relación de retroalimentación positiva entre la temperatura y la actividad degradadora del sistema, que coincide con lo señalado por Almutairi (2024), quien dice que variaciones en la temperatura pueden modificar la estructura y composición de las comunidades microbianas, afectando la eficiencia global del proceso de biorremediación.

En el control, el comportamiento térmico actuó diferente. Los promedios registrados oscilaron entre 18.875 °C en el día 3 y 24.075 °C en el día 14, sin mostrar el incremento sostenido característico del sistema con pretratamiento. La mayor variabilidad del control se presentó en el día 6, con una desviación estándar de 5.56 °C, mientras que el resto de los días mostró desviaciones más moderadas. A

diferencia del sistema con celda electroquímica, los promedios del control se mantuvieron en su mayoría por debajo de los 22 °C durante los primeros nueve días, con una leve tendencia ascendente hacia el final del experimento, donde alcanzaron valores de 23.575, 24.075 y 22.775 °C en los días 13, 14 y 15 respectivamente. Este perfil térmico más bajo y estable, sin los incrementos asociados a una intensa actividad metabólica, consiste con lo que reportó Mekonnen y col. (2024), quienes señalan que la velocidad de degradación biológica disminuye cuando la temperatura se ubica por debajo del rango óptimo, debido a la reducción en la actividad enzimática de los microorganismos.

Cabe destacar que los valores registrados en el sistema con pretratamiento nunca descendieron por debajo de los 25 °C, lo que indica que las condiciones térmicas del biorreactor fueron suficientes para sostener la actividad del consorcio microbiano nativo durante todo el periodo experimental. Si bien Zaman y col. (2025) reportaron que la temperatura óptima para la actividad biosurfactante y degradadora de *Rhodococcus indonesiensis* SARSH11 se ubicó entre 35 y 40 °C, los mismos autores documentaron que los consorcios bacterianos mantienen una capacidad degradadora significativa en rangos de temperatura moderados, lo que es coherente con el crecimiento sostenido de biomasa y la degradación de hidrocarburos observados en el presente sistema. Esto concuerda con diversas investigaciones que han reportado degradaciones significativas de hidrocarburos a temperaturas de incubación de 28 a 30 °C (Mekonnen y col., 2024).

Finalmente, la disminución de temperatura que se registró entre los días 13 y 15 (240–360 h), con valores de 27.5, 28.8 y 26.85 °C es coherente con la disminución en la actividad metabólica del consorcio que se asocia al agotamiento continuo de los hidrocarburos disponibles como sustrato, lo que ocasiona que el calor metabólico en el sistema disminuya. La estabilidad térmica general observada en ambos sistemas a lo largo del experimento puede atribuirse al diseño del biorreactor *air-lift*, cuya aireación constante a 0.5 vvm y el monitoreo continuo mediante sensores en

línea contribuyeron a mantener condiciones homogéneas de cada sistema durante todo el periodo de operación.

Es importante señalar que el biorreactor no contó con una mantilla de calentamiento ni con un sistema de control térmico externo, por lo que las temperaturas registradas se vieron influidas por las condiciones ambientales del laboratorio durante el periodo experimental. En este sentido, la diferencia de temperatura observada entre ambos sistemas puede atribuirse principalmente a las variaciones en la temperatura ambiente, más que a un efecto exclusivo del pretratamiento electroquímico sobre la actividad metabólica del consorcio. No obstante, las condiciones térmicas registradas en ambos experimentos resultaron compatibles con la actividad degradadora del consorcio microbiano nativo a lo largo de todo el periodo de operación.

VI.6 Degradación de hidrocarburos totales: Eficiencia de remoción y cinética del proceso

La degradación de los hidrocarburos es el indicador más representativo del desempeño del sistema de biorremediación propuesto, ya que integra el efecto combinado de todos los parámetros descritos en las secciones anteriores.

En la Figura 11 se puede apreciar la concentración de hidrocarburos totales a lo largo de 15 días de operación del biorreactor *air-lift*, expresada en ppm. Se puede ver una reducción progresiva que va desde un valor de 121 ppm en el tiempo cero hasta 8.66 ppm al día 15, lo que representa una eficiencia de remoción mayor al 92% al término del experimento. A diferencia de este, el experimento control, el cual se operó bajo condiciones similares, pero en ausencia de pretratamiento electroquímico, comenzó con una concentración inicial de 111.32 ppm y alcanzó un valor final de 37.63 ppm al día 15, lo que corresponde a una eficiencia de remoción de aproximadamente 66%. Esta diferencia entre ambos tratamientos forma evidencia de que el pretratamiento electroquímico causó un efecto potenciador sobre el proceso de biodegradación,

tanto en términos de velocidad como de eficiencia final. Durante los primeros seis días de operación, la degradación fue moderada y lenta, con valores que disminuyeron de 121 a 94 ppm y con desviaciones estándar pequeñas, iguales o menores a 0.10, lo que indica una respuesta microbiana homogénea y reproducible durante esta etapa.

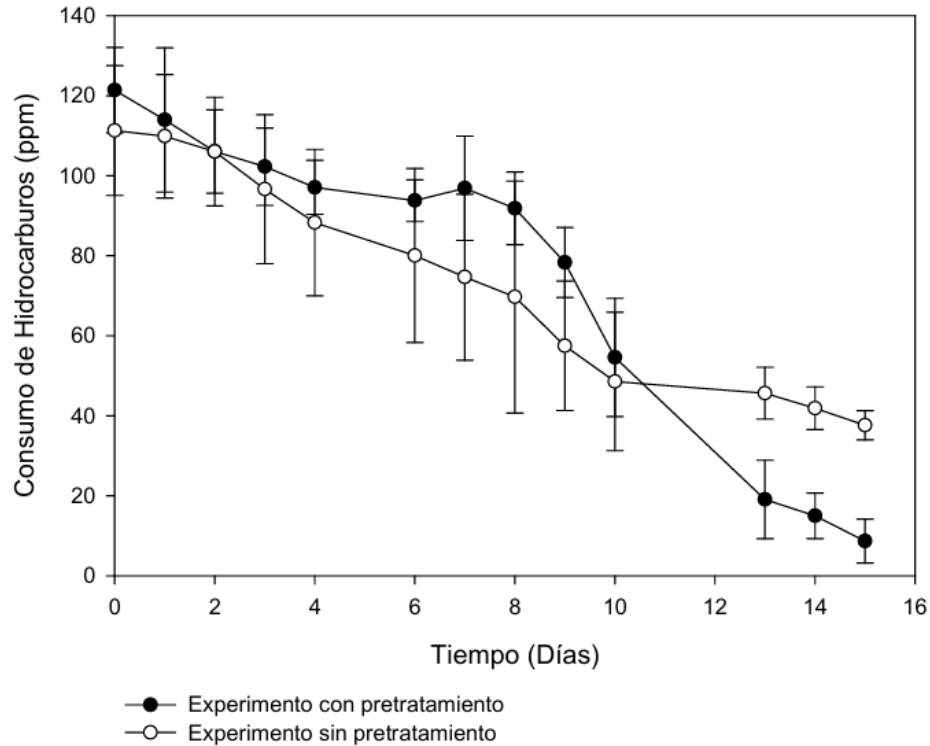


Figura 11. Cinética de consumo de hidrocarburos totales durante la operación del biorreactor air-lift bajo condiciones con y sin estimulación electroquímica.

Este comportamiento es consistente con lo que se ha reportado en la literatura para sistemas biológicos que tratan aguas residuales con hidrocarburos, donde se ha visto que en la fase inicial hay menor actividad de degradación, lo cual puede ser atribuido al estrés que ejercen los contaminantes sobre la biomasa no aclimatada (Bhattacharyya y col., 2022). De manera similar, se ha documentado que durante los primeros días de incubación de consorcios bacterianos degradadores de hidrocarburos los grupos microbianos redefinen su relación metabólica como

respuesta a los compuestos disponibles, teniendo así interacciones funcionales que permiten la degradación creciente de los contaminantes (Rojas-Vargas y col., 2022). De igual forma, Perdigão y col. (2021) encontraron que en experimentos de biorremediación con consorcios bacterianos nativos la actividad degradadora inicialmente es limitada mientras la biomasa se acopla en el sistema, aumentando la cantidad de bacterias degradadoras después de varios días de exposición al petróleo. En este periodo, el consorcio microbiano nativo inoculado en el biorreactor habría estado adaptándose a las condiciones del agua contaminada obtenida del municipio de Pedro Escobedo, Querétaro.

Por otro lado, el control también mostró una fase de degradación lenta durante los primeros días, con una reducción de 111.32 ppm a 80.05 ppm entre los días 0 y 6. En comparación al experimento donde se usó el pretratamiento electroquímico, durante la misma etapa, la cantidad final de remoción fue considerablemente menor, y la tasa de disminución por día se fue desacelerando gradualmente a partir del día 6. Esto sugiere que, en ausencia del pretratamiento electroquímico, la actividad microbiana del consorcio encontró más limitaciones para poder acceder a los sustratos hidrocarbonados, posiblemente debido a la menor biodisponibilidad de los contaminantes. Al respecto, Bhattacharyya y col. (2022) indican que el pretratamiento antes de su ingreso al biorreactor mejora la accesibilidad de los microorganismos a los hidrocarburos, causando una biodegradación más eficiente, lo que respalda el mayor rendimiento observado en el experimento con pretratamiento electroquímico.

A partir del día 7 se observó una meseta en la concentración alrededor de 95 ppm, seguida de una bajada continua entre los días 8 y 13, donde los valores alcanzados fueron 19 ppm. Este patrón apunta a que la biomasa completó su periodo de aclimatación y comenzó a metabolizar de manera activa los hidrocarburos presentes. Al respecto, Bhattacharyya y col., (2022) mencionan que, una vez superada la fase de adaptación, la abundancia de bacterias degradadoras de hidrocarburos aumenta en el consorcio mediante un proceso de sucesión microbiana, donde las cepas

capaces de metabolizar los compuestos presentes se vuelven dominantes. En el mismo sentido, Perdigão y col. (2021) reportaron que después de aproximadamente siete días de incubación la cantidad de microorganismos degradadores de hidrocarburos tiene un aumento importante, lo que hace que el proceso de degradación natural del petróleo sea más acelerado. El experimento control, en cambio, no mostro este patrón de aceleración marcada en la segunda semana. Entre los días 7 y 15, la concentración descendió de 74.65 a 37.63 ppm, una reducción de aproximadamente 37 ppm en ocho días, equivalente a una tasa promedio de 4.6 ppm/día. Mientras que el experimento donde se hizo uso de pretratamiento redujo la concentración en aproximadamente 83 ppm durante el mismo periodo, con una tasa media de alrededor de 10.4 ppm/día, es decir, más de dos veces mayor.

Esta diferencia en la cinética apunta a que la fase de degradación activa acelerada, documentada en la bibliografía como característica de consorcios adaptados (Rojas-Vargas y col., 2022; Bhattacharyya y col., 2022), se desarrolló de forma mucho más marcada en el sistema con pretratamiento electroquímico. La ausencia de este pretratamiento en el control limito la biodisponibilidad de los sustratos, reduciendo la sucesión microbiana y a su vez, la tasa de degradación durante la segunda fase del experimento.

Hacia el final del experimento con pretratamiento electroquímico, entre los días 13 y 15, la concentración de hidrocarburos continuó disminuyendo hasta llegar a valores de 19 y 8.7 ppm, respectivamente, con desviaciones estándar reducidas, lo que se podría interpretar como que el sistema alcanzó una fase de degradación estable. Rojas-Vargas y col. (2022) mencionan que la estabilidad en las poblaciones bacterianas de un consorcio puede reflejar interacciones mutuas que favorecen una degradación eficiente a lo largo del tiempo, mientras que Bhattacharyya y col. (2022) reportan que sistemas biológicos bien operados con biomasa adaptada a hidrocarburos pueden alcanzar eficiencias de remoción de TPH de entre 92 y 99%. Por su parte, Perdigão y col. (2021) reportaron eficiencias de remoción de

aproximadamente 47% después de 15 días en tratamientos de bioaumentación y hasta 66% en sistemas con consorcios de cinco cepas en agua de mar natural.

La alta eficiencia de remoción observada, alrededor de 92%, puede atribuirse tanto a la acción del consorcio microbiano nativo con capacidad degradadora de hidrocarburos como al pretratamiento electroquímico aplicado, el cual podría haber incrementado la biodisponibilidad de los contaminantes al modificar su estructura química, facilitando el acceso de la biomasa a los sustratos. Además, Perdigão y col. (2021) destacan que el uso de microorganismos autóctonos mejora el desempeño de degradación debido a su adaptación previa al entorno contaminado, lo cual es aplicable al consorcio microbiano nativo empleado en este trabajo, proveniente del mismo municipio donde se recolectaron las muestras de agua contaminada.

La tendencia de degradación observada en la Figura 11 se caracteriza por una fase de adaptación inicial moderada, seguida de una fase de degradación activa acelerada y una fase final estable de alta eficiencia, esto es consistente con la dinámica de biodegradación documentada para consorcios bacterianos nativos en sistemas de biorremediación aerobia (Bhattacharyya y col., 2022; Rojas-Vargas y col., 2022; Perdigão y col., 2021). El experimento control, demostró la capacidad degradadora del consorcio microbiano nativo, aunque con una eficiencia de remoción considerablemente menor, lo que confirma la viabilidad del sistema de pretratamiento electroquímico acoplado a un biorreactor *air-lift* como estrategia de tratamiento para agua contaminada con hidrocarburos.

En relación con la normativa mexicana vigente, las concentraciones iniciales de hidrocarburos de ambas muestras superaban los límites máximos permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece entre 15 y 25 mg/L para descargas hacia cuerpos de agua destinados a uso agrícola (SEMARNAT, 1996). Al término del experimento, el sistema con pretratamiento electroquímico alcanzó una concentración final de 8.66 ppm, colocándose por debajo de dicho límite y

cumpliendo así con los criterios normativos para su posible reúso agrícola. Por otro lado, el sistema control obtuvo 37.63 ppm, sin lograr alcanzar el límite permisible, remarcando así la importancia del pretratamiento electroquímico para garantizar el cumplimiento normativo del agua tratada.

El Cuadro 2 presenta un resumen de los principales parámetros monitoreados durante la operación del biorreactor *air-lift*, incluyendo la concentración de hidrocarburos, biomasa, oxígeno disuelto, pH y temperatura, tanto para el sistema con pretratamiento electroquímico como para el control.

Cuadro 2. Resumen comparativo de los principales parámetros de desempeño obtenidos en el sistema con pretratamiento electroquímico y el experimento control al término de los 15 días de operación del biorreactor *air-lift*.

Variable	Con pretratamiento	Control (sin pretratamiento)	Diferencia/ Observación
Concentración de hidrocarburos inicial (ppm)	121.42±10.68	111.32±16.20	Valores similares de partida
Concentración de hidrocarburos final (ppm)	8.66±5.48	37.63±3.64	Aproximadamente 4 veces más bajo con pretratamiento
Eficiencia de remoción (%)	92.8	66.2	+26.6 puntos porcentuales con pretratamiento
Biomasa final (g/L)	10.495±1.35	8.137±0.96	+29% mayor con pretratamiento
Oxígeno disuelto inicial (%)	35.5±7.6 (día 9)	34.9±6.64 (día 7)	Demanda sostenida

Oxígeno disuelto final (%)	100.2±2.53	84.2±8.49	Mayor agotamiento del sustrato
pH final	7.29±0.20	9.14±1.00	Control fuera del rango optimo
Temperatura máxima registrada (°C)	30.5±0.70	24.1±3.42	Temperatura más favorable con pretratamiento

El Cuadro 3 muestra las concentraciones iniciales y finales de nitrato, nitrito, fosfato y amonio registradas en la muestra ACPE1 al inicio y al término del proceso de biorremediación.

Cuadro 3. Comparación de las concentraciones iniciales y finales de nitrato, nitrito, fosfato y amonio en la muestra de agua seleccionada (ACPE1)

Parámetro	Valor Inicial (ppm)	Valor Final (ppm)
Nitrato	15	10
Nitrito	1.5	0.5
Fosfato	0.8	0.1
Amonio	0.6	0.5

En todos los casos se observó una reducción en la concentración de estos compuestos, lo que refleja consumo por parte del consorcio microbiano nativo durante la degradación de los hidrocarburos. De acuerdo con los rangos usuales para agua de riego establecidos por Ayers y Westcot (1985), y en concordancia con los límites permisibles establecidos en la NOM-127-SSA1-2021 y los valores de

referencia reportados por Preetham y Vengala (2021), los valores finales de nitrato (10 ppm), nitrito (0.5), amonio (0.5 ppm) y fosfato (0.1 ppm) se encuentran ya sea dentro o por debajo de los intervalos considerados como normales, lo que indica que el agua tratada presenta concentraciones de nutrientes compatibles con su posible reúso para riego agrícola.

VII. CONCLUSIONES

Se logró evaluar el efecto del pretratamiento electroquímico sobre la degradación de hidrocarburos en agua contaminada proveniente del Municipio de Pedro Escobedo, Querétaro, haciendo uso de un consorcio microbiano nativo en un biorreactor tipo air-lift. El sistema con pretratamiento electroquímico alcanzó una eficiencia de remoción de hidrocarburos totales del 92.8%, reduciendo la concentración de 121 ppm a 8.66 ppm al término de los 15 días de operación, superando al control, que logró únicamente el 66.2% de remoción con una concentración final de 37.63 ppm, confirmando así la hipótesis planteada respecto a una cinética de degradación favorecida por la activación electroquímica previa de los biocatalizadores.

Para posteriormente corroborar que el pretratamiento electroquímico estimuló tanto el crecimiento como la actividad metabólica del consorcio microbiano. El sistema pretratado alcanzó una biomasa final de 10.495 g/L, es decir, un 29% más respecto al control, que contenía 8.137 g/L. El perfil de oxígeno disuelto presentó un comportamiento en forma de "V" en ambos sistemas, reflejando de manera indirecta tres fases del proceso de biodegradación aerobia, con una demanda metabólica más marcada y sostenida en el sistema con pretratamiento, cuyos valores mínimos de 35.495% al día 8 se recuperaron hasta el 100% al día 15, frente al 84.2% del control.

Asimismo, se encontró que el pretratamiento electroquímico favoreció la estabilización de los parámetros fisicoquímicos dentro de condiciones óptimas para la actividad microbiana. El pH del sistema pretratado se mantuvo en el rango de 6.5

a 7.5 durante prácticamente todo el experimento, alcanzando un valor final de 7.29, mientras que el control presentó una tendencia alcalina con valores de hasta 9.14, lo que pudo haber comprometido la actividad enzimática del consorcio en las etapas finales. La conductividad eléctrica mostró una disminución de hasta el 77% en el sistema pretratado frente al 60% del control, y la temperatura se mantuvo en el rango óptimo de 25.5°C a 30.5°C, estas condiciones en conjunto favorecieron una transformación fisicoquímica más profunda del medio en el sistema estimulado electroquímicamente.

Finalmente, al evaluar la viabilidad del agua tratada bajo un enfoque de bioeconomía circular, se determinó que el sistema no solo es eficiente en la degradación de contaminantes, sino que también transforma el agua contaminada en un recurso aprovechable. Dado que los parámetros finales cumplen con los límites establecidos para el reúso agrícola según los criterios de Ayers y Westcot (1985), la NOM-127-SSA1-2021 y los valores de referencia reportados por Preetham y Vengala (2021), el agua tratada se convierte en una alternativa real para el campo. Esto valida la sostenibilidad de la estrategia propuesta, ofreciendo una solución que aminora el impacto ambiental y reduce la demanda de agua de primer uso en regiones con escasez hídrica.

REFERENCIAS

Adeoye, A. E. (2022). A Review of the Petroleum Hydrocarbons Contamination of Soil, Water and Air and the Available Remediation Techniques, Taking into Consideration the Sustainable Development Goals. *Earthline Journal of Chemical Sciences*, 7(1), 97-113. <https://doi.org/10.34198/ejcs.7122.97113>

Alaidaroos, B. A. (2023). Advancing Eco-Sustainable Bioremediation for Hydrocarbon Contaminants: Challenges and Solutions. *Processes*, 11(10), 3036. <https://doi.org/10.3390/pr11103036>

Ali, M., Song, X., Wang, Q., Zhang, Z., Che, J., Chen, X., Tang, Z., & Liu, X. (2023). Mechanisms of biostimulant-enhanced biodegradation of PAHs and BTEX mixed contaminants in soil by native microbial consortium. *Environmental Pollution*, 318, 120831. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120831>

Almutairi, H. H. (2024). Microbial communities in petroleum refinery effluents and their complex functions. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 31, 104008. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2024.104008>

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 (Rev. 1). Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Ayuso Sebastián, M. A. (2023). Destilación extractiva de hidrocarburos aromáticos de corrientes de refinería con líquidos iónicos como agentes másicos de separación. [Tesis de Doctorado, Universidad Complutense de Madrid]. Repositorio Institucional.

Babanova, S., Jones, J., Wiseman, K., Soles, J., Garcia, J., Huerta, P., ... & Bretschger, O. (2022). Bioelectrochemical Treatment Technology—The New Practical Approach for Wastewater Management and GHG Emissions Reduction. *Frontiers in Chemical Engineering*, 4, 832505.

Behin, J., & Amiri, P. (2023). A review of recent advances in airlift reactors technology with emphasis on environmental remediation. *Journal of Environmental Management*, 335, 117560.

Bhattacharyya, A., Liu, L., Lee, K., & Miao, J. (2022). Review of biological processes in a membrane bioreactor (MBR): Effects of wastewater characteristics and operational parameters on biodegradation efficiency when treating industrial oily wastewater. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(9), 1229. <https://doi.org/10.3390/jmse10091229>

Bokelmann, C., Bromley, J., & Takors, R. (2025). Pros and cons of airlift and bubble column bioreactors: how internals improve performance. *Biochemical Engineering Journal*, 213, 109539.

Bolade, O. P., Akinsiku, A. A., Oluwafemi, O. S., Williams, A. B., & Benson, N. U. (2021). Biogenic iron oxide nanoparticles and activated sodium persulphate for hydrocarbon remediation in contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101719. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101719>

Botti, A. (2023). *Bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs) polluted marine sediments: a study of the effectiveness of bioaugmentation and biostimulation via microbial electrochemical technologies and polyhydroxyalkanoates*. [Tesis de Doctorado, Università di Bologna].

Chakrabarty P, Sheehy AJ, Clute X, Cruz SB, Ballengée B (2024) Ten years later: An update on the status of collections of endemic Gulf of Mexico fishes put at risk by the 2010 Oil Spill. *Biodiversity Data Journal* 12: e113399. <https://doi.org/10.3897/BDJ.12.e113399>

Chandran, P., Suresh, S., Balasubramain, B., Gangwar, J., Raj, A. S., Aarathy, U. L., ... & Sebastian, J. K. (2025). Biological treatment solutions using bioreactors for environmental contaminants from industrial waste water. *Journal of Umm Al-Qura University for Applied Sciences*, 11(2), 185-207.

CódigoQro. (2025, 15 de septiembre). *Autoridades federales aseguran 79 mil litros de gasolina en Pedro Escobedo*. <https://codigoqro.mx/nota/region-4/2025/09/15/autoridades-federales-aseguran-79-mil-litros-gasolina-pedro-escobedo>

Dadi, M., & Yasir, M. (2022). Spectroscopy and Spectrophotometry: Principles and Applications for Colorimetric. *Colorimetry*, 81.

Dahiru, F. A., Abaka, A. M., Belel, M. H., & Ahmadu, S. M. (2025). Bacterial Pathogens. *GJR Publication*, 5(06). <https://gjrpublication.com/gjrms>

Davletgildeeva, A. T., & Kuznetsov, N. A. (2024). Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Means of Bacteria and Bacterial Enzymes. *Microorganisms*, 12(9), 1814. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12091814>

Deng, Y., Mou, T., Wang, J., Su, J., Yan, Y., & Zhang, Y.-Q. (2023). Characterization of three rapidly growing novel *Mycobacterium* species with significant polycyclic aromatic hydrocarbon bioremediation potential. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1225746. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1225746>

Fan, R., Zhu, M., Yang, B., & Yan, X. (2025). Effects of electric field on microbial metabolism in petroleum-polluted soil: Insights from microbial function and carbon utilization characteristics. *Biochemical Engineering Journal*, 217, 109665.

Fei-Baffoe, B., Badu, E., Miezah, K., Adjiri Sackey, L. N., Sulemana, A., & Yahans Amuah, E. E. (2024). Contamination of groundwater by petroleum hydrocarbons: Impact of fuel stations in residential areas. *Heliyon*, 10(4), e25924. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25924>

Ghosh, S., & Nandi, S. (2024). A Comprehensive Review on UV-Visible Spectroscopy and Its application. *Int. J. All Res. Education Sci. Methods*, 12, 1501-1507.

González-Ledesma, S., Romero-Serrano, M. C., Sánchez-Vázquez, V., González, I., & Durán-Hinojosa, U. (2025). Electrochemical pretreatment to improve the biodegradability and valorization of waste activated sludge from aerobic wastewater

treatment plants. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 18, 97. <https://doi.org/10.1186/s13068-025-02693-8>

HANNA Instruments. (s.f.). *HI3833 Phosphate Chemical Test Kit*. Recuperado el 4 de mayo de 2026, de <https://hannainst.com/hi3833-phosphate-test-kit.html>

Hettithanthri, O., Nguyen, T. B. T., Fiedler, T., et al. (2024). A review of oil spill dynamics: Statistics, impacts, countermeasures, and weathering behaviors. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 19(6), e3128. <https://doi.org/10.1002/apj.3128>

Lim, M. W., Lau, E. V., & Poh, P. E. (2016). A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil - Present works and future directions. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 14-45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.023>

Madondo, N. I., Rathilal, S., Bakare, B. F., & Tetteh, E. K. (2023). Application of Bioelectrochemical Systems and Anaerobic Additives in Wastewater Treatment: A Conceptual Review. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(5), 4753.

Mahdieh, M. (2024). Investigating the Effect of Hydrocarbon Concentration on Ammonia Removal by *Chlorella Vulgaris* in an Airlift Photobioreactor. *Iran. J. Chem. Chem. Eng.(IJCCE) Research Article Vol*, 43(6).

Mamozai, W., Hesam, A. M., & Hemma, W. H. (2024). Impacts of crude oils on water quality: A comprehensive review. *European Journal of Theoretical and Applied Sciences*, 2(1), 126-138. [https://doi.org/10.59324/ejtas.2024.2\(1\).09](https://doi.org/10.59324/ejtas.2024.2(1).09)

Maqsood, Q., Waseem, R., Sumrin, A., Wajid, A., Tariq, M. R., Ali, S. W., & Mahnoor, M. (2024). Recent trends in bioremediation and bioaugmentation strategies for mitigation of marine based pollutants: current perspectives and future outlook. *Discover Sustainability*, 5(1), 524.

Mekonnen, B. A., Aragaw, T. A., y Genet, M. B. (2024). Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: a review on principles, degradation mechanisms, and

advancements. *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1354422. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1354422>

Méndez, A. M., Carrillo, P., & Ortega Jiménez, F. G. (2025). *Destilación simple y fraccionada* [Material didáctico]. Institución Educativa.

Merchant, A. I., Kocaman, A., & Abu Amr, S. S. (2025). Biological applications for enhancing efficiency of petroleum wastewater treatment, a critical review. *Desalination and Water Treatment*, 323, 101255. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101255>

Mirghorayshi, M., Zinatizadeh, A. A., & van Loosdrecht, M. (2021). Simultaneous biodegradability enhancement and high-efficient nitrogen removal in an innovative single stage anaerobic/anoxic/aerobic hybrid airlift bioreactor (HALBR) for composting leachate treatment: Process modeling and optimization. *Chemical Engineering Journal*, 407, 127019. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127019>

Mogashane, T. M., Mokoena, L., & Tshilongo, J. (2024). A Review on Recent Developments in the Extraction and Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Environmental Samples. *Water*, 16(17), 2520. <https://doi.org/10.3390/w16172520>

Montano, L., Baldini, G. M., Piscopo, M., Liguori, G., Lombardi, R., Ricciardi, M., Esposito, G., Pinto, G., Fontanarosa, C., Spinelli, M., Palmieri, I., Sofia, D., Brogna, C., Carati, C., Esposito, M., Gallo, P., Amoresano, A., & Motta, O. (2025). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Environment: Occupational Exposure, Health Risks and Fertility Implications. *Toxics*, 13(3), 151. <https://doi.org/10.3390/toxics13030151>

Ogolo, N. A., Anih, O. C., & Onyekonwu, M. O. (2022). Sources and effects of environmental pollution from oil and gas industrial operations. *Arabian Journal of Chemical and Environmental Research*, 9(01), 98-121.

Ordóñez, C., Vásquez-Velásquez, C., & Gonzales, G. (2022). Derrame de petróleo, un desastre ecológico: revisión bibliográfica sobre su impacto en la salud. *Diagnóstico (Lima)*, 61(4), 381-390

Perdigão, R., Almeida, C. M. R., Magalhães, C., Ramos, S., Carolas, A. L., Ferreira, B. S., Carvalho, M. F., & Mucha, A. P. (2021). Bioremediation of petroleum hydrocarbons in seawater: Prospects of using lyophilized native hydrocarbon-degrading bacteria. *Microorganisms*, 9(11), 2285. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9112285>

Preetham, V., & Vengala, J. (2021). Removal of agricultural wastewater pollutants by integrating two waste materials, fish scales and neem leaves, as novel potential adsorbent. *Water Science & Technology*, 84(10-11), 2980–2996. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.294>

Raupov, I., Burkhanov, R., Lutfullin, A., Maksyutin, A., Lebedev, A., & Safiullina, E. (2022). Experience in the application of hydrocarbon optical studies in oil field development. *Energies*, 15(10), 3626.

Rojas-Vargas, J., Adaya, L., Silva-Jiménez, H., Licea-Navarro, A. F., Sanchez-Flores, A., Gracia, A., y Pardo-López, L. (2022). Oil-degrading bacterial consortium from Gulf of Mexico designed by a factorial method, reveals stable population dynamics. *Frontiers in Marine Science*, 9, 962071. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.962071>

Salmerón, I., Sharma, P. K., Polo-López, M. I., Tolosana, A., McMichael, S., Oller, I., ... & Fernández-Ibáñez, P. (2021). Electrochemically assisted photocatalysis for the simultaneous degradation of organic micro-contaminants and inactivation of microorganisms in water. *Process Safety and Environmental Protection*, 147, 488-496.

Secretaría de Salud. (1994). NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación*.

Secretaría de Salud. (2000). Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Diario Oficial de la Federación.

Secretaría de Salud. (2002). NOM-230-SSA1-2002, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo. Diario Oficial de la Federación.

Secretaría de Salud. (2022). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Diario Oficial de la Federación, 2 de mayo de 2022. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02%2F05%2F2022

SEMARNAT. (1996). NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación.

Sharma, M., Agarwal, S., Agarwal Malik, R., Kumar, G., Pal, D. B., Mandale, M., Sarkar, A., Bantun, F., Haque, S., Singh, P., Srivastava, N., & Gupta, V. K. (2023). Recent advances in microbial engineering approaches for wastewater treatment: a review. *Bioengineered*, 14(1), 2184518. <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2184518>

Yan, Y., Wei, Z., Duan, X., Long, M., Spinney, R., Dionysiou, D. D., ... & Alvarez, P. J. (2023). Merits and limitations of radical vs. nonradical pathways in persulfate-based advanced oxidation processes. *Environmental science & technology*, 57(33), 12153-12179.

Yuan, X., Yu, S., Xue, N., Li, T., & Sun, M. (2023). Persulfate activation with sodium alginate/sulfide coated iron nanoparticles for degradation of tetrabromobisphenol a in soil. *Environmental Research*, 221, 114820.

Zaman, S. A. U., Bhrdwaj, A., Nayarisseri, A., Khazanehdari, K. A., & Bhuyan, R. (2025). Isolation and characterization of novel hydrocarbon-degrading bacteria from

oil polluted soil near Nacharam, Hyderabad, India. *Scientific Reports*, 15, 17219.
<https://doi.org/10.1038/s41598-025-01081-4>

Zhang, Z., Sun, H., & Guo, Y. (2024). The impact of marine oil spills on the ecosystem. *Int. J. Eng. Sci. Technol*, 2(1), 2958-2857.