



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
COLEGIO DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL GRADO DE: LICENCIATURA EN
INGENIERÍA AMBIENTAL

BIODEGRADACIÓN DE MICROPLÁSTICOS DE PET CON BACTERIAS

PRESENTA: MARTHA JULIETA ALVAREZ MENDOZA

MATRICULA: 201963697

DIRECTOR DE TESIS: DR. JOSÉ CARLOS MENDOZA HERNÁNDEZ

HEROICA PUEBLA DE ZARAGOZA OCTUBRE 2025



Oficio No. FIQ/AC/092/2025
Asunto: Registro de Tema de Tesis.

C. MARTHA JULIETA ALVAREZ MENDOZA
PASANTE DE LA LICENCIATURA EN
INGENIERÍA AMBIENTAL
P R E S E N T E:

Por medio del presente me permito informarle, de la aprobación del Registro de Tema de Tesis de la Licenciatura en Ingeniería Ambiental cuyo título es el siguiente:

“Biodegradación de microplásticos de PET con bacterias”

Con el siguiente contenido:

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1	ANTECEDENTES
CAPÍTULO 2	METODOLOGÍA
CAPÍTULO 3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN


CONCLUSIONES
BIBLIOGRAFÍA

Director de Tesis: Dr. José Carlos Mendoza Hernández.

Lo cual me permito comunicarle para su conocimiento y fines consiguientes aclarando que la vigencia de este tema será **UNICAMENTE POR UN AÑO**.

Atentamente

"Pensar Bien, Para Vivir Mejor"
H. Puebla de Z., a 25 de junio de 2025


Dr. Rubén Jonatan Aranda García
Secretario Académico



C.c.p. Director de Tesis: Dr. José Carlos Mendoza Hernández.
C.c.p. Archivo.

Facultad
de Ingeniería
Química

Av. San Claudio s/n, Col. San
Manuel, Ciudad Universitaria,
Puebla, Pue. C.P. 72590
01 (222) 229 55 00
Exts. 7250 y 7251

Agradecimientos

A mi mamá, gracias por tu pasión, tu amor y tu ejemplo. Desde siempre has sido mi inspiración, no solo por tu trayectoria como bióloga y en educación ambiental, sino también por tu compañía y apoyo incondicional. Me inspiras a ser una buena ingeniera ambiental y una mejor persona.

A mi papá, gracias por tu esfuerzo constante para darnos estudios y bienestar. Agradezco tus enseñanzas, tu compañía en cada llamada y visita, y por recordarme siempre que estaba acompañada incluso a la distancia.

A mi abuelita Lulú, gracias por todo tu apoyo incondicional a lo largo de estos años. Tu respaldo, tus consejos y tu compañía han sido fundamentales en mi vida personal y en mi formación profesional. Este logro también es tuyo.

A mi abuelita María, gracias por tu tiempo, tus enseñanzas y tu apoyo como estudiante. Siempre te llevaré conmigo y serás mi gran maestra de vida.

A mis hermanos (y compañeros de camino), gracias por su compañía, su guía y por llenar de alegría los días que pudieron ser solitarios. Su presencia ha hecho de esta etapa una experiencia compartida e inolvidable.

A mi novio, gracias por ser mi compañero en el aula y en la vida, por tu apoyo incondicional y por motivarme siempre a seguir adelante. Tu compañía ha sido fundamental en este proceso.

A mis asesores, gracias por su confianza, paciencia y orientación a lo largo de este proceso. Sus observaciones y conocimientos enriquecieron esta investigación y me ayudaron a crecer como futura ingeniera ambiental.

Tabla de contenido

1. INTRODUCCIÓN	7
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	7
3. JUSTIFICACIÓN	8
4. OBJETIVOS	8
4.1 Objetivo general.....	8
4.2 Objetivos específicos	8
5. HIPÓTESIS	9
6. MARCO TEÓRICO	9
6.1 Microplásticos en el ambiente:	9
6.1.1. Definición y clasificación de microplásticos.....	9
6.1.2. Fuentes de contaminación de PET en cuerpos de agua.	10
6.1.3. Impacto ambiental de los microplásticos.	11
6.1.4. Impacto de los microplásticos en la salud pública.	12
6.2 Polímeros:	13
6.2.1. ¿Qué son los polímeros?.....	13
6.2.2. Propiedades de los polímeros.	13
6.2.3. Polimerización.	14
6.2.4. Tipos de polímeros.	15
6.2.5. Ejemplos de polímeros.	16
6.2.6. Diferencias entre PE y PET.....	17
6.3 El PET	19
6.3.1. ¿Qué es el PET?.....	19
6.3.2. Estructura química del PET.....	19
6.3.3. Formación y origen del PET.....	20
6.3.4. Resistencia del PET a la degradación.....	20
6.3.5. Procesos fisicoquímicos convencionales para la degradación del PET.	20
6.3.6. Limitaciones de los métodos tradicionales.....	21
6.3.7. Clasificación del PET en los tipos de plásticos.....	21
6.4. Biodegradación de plásticos: Fundamentos	21
6.4.1. Plásticos.....	21
6.4.2. Clasificación de los plásticos.....	21
6.4.3. Definición de biorremediación	23
6.4.4. Definición de biodegradación.....	24
6.4.5. Diferencia entre biorremediación y biodegradación	24
6.4.6. Biodegradación aeróbica y anaeróbica.....	24
6.4.7. Mecanismos microbianos: biodeterioro, fragmentación y mineralización.....	25
6.5. Condiciones Óptimas para la Actividad Microbiana	27
6.5.1. Influencia del pH, temperatura y nutrientes	27
6.5.2. Importancia del tiempo de exposición y concentración del sustrato	29
6.5.3. Modelos teóricos de optimización en biorremediación.....	29
6.6 E. coli, C. freundii, P. vulgaris, y E. aerogenes m.o. degradadores de PET	30
6.6.1. Características de cada cepa y su capacidad metabólica.	30

7. MARCO REFERENCIAL	31
8. METODOLOGÍA	37
8.1 Identificación y caracterización de bacterias presentes en aguas residuales que sean capaces de degradar PET.....	37
8.2 Análisis de la eficiencia de la biodegradación mediante la determinación del peso seco usando bacterias aisladas y consorcios bacterianos.....	41
9. RESULTADOS.....	44
10. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	58
11. CONCLUSIONES	60
12. BIBLIOGRAFÍA	60

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Estructura química del Polietileno Tereftalato (Heris, 2025).....</i>	<i>19</i>
<i>Figura 2. Clasificación de plásticos (Thathsarani, 2024).</i>	<i>23</i>
<i>Figura 3. Matraces inoculados con las las muestras de agua y las muestra de suelo.....</i>	<i>38</i>
<i>Figura 4. Medios King Agar, Agar Mac-Conkey y Agar Nutritivo.....</i>	<i>38</i>
<i>Figura 5. Bacterias en placas de Petri.....</i>	<i>39</i>
<i>Figura 6. Tubos de ensaye con caldo LB, inóculo y microplásticos.</i>	<i>39</i>
<i>Figura 7. Filtros en una estufa.....</i>	<i>40</i>
<i>Figura 8. Pruebas bioquímicas.....</i>	<i>40</i>
<i>Figura 9. Traslado de las cepas a tubos Eppendorff.</i>	<i>41</i>
<i>Figura 10. Cepa individual por triplicado en LB y MMM.</i>	<i>42</i>
<i>Figura 11. Consorcio bacteriano por triplicado en LB y MMM.....</i>	<i>42</i>
<i>Figura 12. Filtros con microplásticos en seco.</i>	<i>43</i>
<i>Figura 13. Observación y registro de la degradación de las 28 cepas.</i>	<i>45</i>
<i>Figura 14. Mejores porcentajes de degradación de MP's de PET.</i>	<i>50</i>
<i>Figura 15. Cepas bacterianas en MMM.....</i>	<i>54</i>
<i>Figura 16. Cepas bacterianas en LB.</i>	<i>56</i>
<i>Figura 17. Comparación promedio de biodegradación de PET en MMM y LB.</i>	<i>58</i>

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Ejemplo del cálculo de % de degradación.</i>	<i>43</i>
<i>Tabla 2. Consorcios bacterianos para la biodegradación de microplásticos.</i>	<i>44</i>
<i>Tabla 3. Porcentaje de biodegradación de MP's de PET por las cepas bacterianas elegidas. ..</i>	<i>47</i>
<i>Tabla 4. Capacidad de biodegradación de las 28 cepas.</i>	<i>49</i>
<i>Tabla 5. 14 cepas seleccionadas por su potencial de degradación.</i>	<i>49</i>
<i>Tabla 6. Formación de los consorcios.</i>	<i>51</i>
<i>Tabla 7. % de biodegradación en MMM.</i>	<i>53</i>
<i>Tabla 8. % de biodegradación en LB.</i>	<i>55</i>
<i>Tabla 9. Comparación promedio de biodegradación de PET en MMM y LB.</i>	<i>57</i>

1. INTRODUCCIÓN

La acumulación de microplásticos en el medio ambiente constituye una problemática global de creciente preocupación, debido a su persistencia, capacidad de bioacumulación y potencial impacto en la salud humana y la biodiversidad (Browne M. A., 2007). Entre estos, los microresiduos de tereftalato de polietileno (PET) representan una fracción significativa, provenientes del desgaste de envases, fibras textiles y otros productos plásticos de uso cotidiano. En este contexto, la biotecnología y la biodegradación emergen como alternativas prometedoras para mitigar la contaminación plástica mediante microorganismos capaces de degradar estos polímeros. La biodegradación microbiana, en particular, ha sido objeto de estudios que han identificado cepas bacterianas con capacidad para transformar el PET en productos menos tóxicos y fácilmente asimilables por los organismos (Ritchie, 2018). Este trabajo examina el potencial de diversas bacterias, tanto aisladas como en consorcio, para degradar microplásticos de PET, evaluando su eficiencia en condiciones controladas y proponiendo vías para su aplicación a escala real, con el objetivo de contribuir a la reducción de la contaminación plástica y promover soluciones biotecnológicas en la gestión medioambiental.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los microplásticos (MP) se encuentran ampliamente distribuidos en el medio ambiente, desde los océanos hasta ríos, sedimentos, y suelos, incluso en zonas remotas como el Ártico. En el 2022, la producción mundial de plástico superó 400 millones de toneladas métricas (Fernández, 2024), de las cuales el 50% son desechables (Ritchie, 2018), lo que incrementa exponencialmente los residuos plásticos. Estos microplásticos, derivados principalmente del PET, actúan como transporte de contaminantes, afectando los ecosistemas y la salud humana, causando problemas como daños celulares, hormonales e inflamatorios en los diferentes tejidos orgánicos, de igual manera los plásticos, compuestos por monómeros tóxicos, están asociados con enfermedades graves como el cáncer y anormalidades reproductivas en humanos y otras especies (Browne M. A., 2007).

La contaminación plástica se considera actualmente una de las amenazas globales más urgentes. Por su persistencia, alta demanda de uso y manejo inadecuado ha favorecido su acumulación, integrándose en las cadenas tróficas y causando graves daños físicos a la biota, como la asfixia de especies silvestres (Choy, 2019). Además, los residuos plásticos se encuentran en el interior de animales y en diversos compartimientos ambientales, exacerbando los riesgos.

3. JUSTIFICACIÓN

La acumulación de PET, un polímero ampliamente utilizado en envases plásticos, representa una amenaza creciente para los ecosistemas acuáticos y terrestres, así como para la salud humana, debido a su capacidad de transportar sustancias tóxicas y bioacumularse en las cadenas alimentarias. Su lenta degradación en el ambiente contribuye significativamente a la generación de microplásticos.

Frente a esta problemática, la biorremediación surge como una alternativa eficaz y sostenible, la cual ha cobrado un creciente interés en la comunidad científica por su potencial para abordar contaminantes persistentes; Esta técnica emplea organismos vivos, como bacterias y hongos, para degradar contaminantes y restaurar los ecosistemas contaminados. A diferencia de métodos físicos o químicos, la biorremediación genera menos residuos secundarios, consume menos energía y suele tener un menor costo operativo, lo que la convierte en una solución ambientalmente amigable.

Por lo tanto, estudiar la capacidad de diferentes microorganismos para degradar PET no solo permite avanzar en el conocimiento científico sobre biodegradación, sino que también promueve el diseño de estrategias aplicables a escala ambiental para reducir el impacto de los residuos plásticos. Esta investigación es particularmente relevante para la conservación de cuerpos de agua y la reducción del riesgo que los microplásticos representan para la biodiversidad y la salud humana.

Realizar esta investigación responde al interés por contribuir al conocimiento científico en torno a la biodegradación de plásticos, y a la necesidad de validar experimentalmente estrategias microbianas que puedan, en el futuro, formar parte de soluciones más amplias al problema de la contaminación por microplásticos (Browne M. A., 2007).

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

- Evaluar la biodegradación de microplásticos mediante bacterias y un método gravimétrico.

4.2 Objetivos específicos

- Identificar y caracterizar bacterias presentes en aguas residuales que sean capaces de degradar PET.
- Analizar la eficacia de la biodegradación mediante la determinación del peso seco usando bacterias aisladas y consorcios bacterianos.

5. HIPÓTESIS

El uso de sistemas de biorremediación mediante bacterias permitirá biodegradar los microplásticos de PET.

6. MARCO TEÓRICO

6.1 Microplásticos en el ambiente:

6.1.1. Definición y clasificación de microplásticos.

El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, por sus siglas en inglés), define los microplásticos como partículas de plástico sólido insoluble en agua de cinco milímetros o menos, mientras que las partículas menores de un micrómetro (μm) se denominan nanoplásticos. Aunque no existe una definición estandarizada, este rango de tamaño es generalmente aceptado en la comunidad científica para clasificar a los microplásticos.

Se originan principalmente de dos maneras:

1. Microplásticos primarios: Son producidos directamente en forma de microesferas, para su uso en otros productos.

- 1.2 Ejemplos de microplásticos primarios: Microesferas que se utilizan en productos como exfoliantes o detergentes (contienen intencionalmente MPs para mejorar su rendimiento o textura), “nurdles” o pallets plásticos que son la materia prima básica para la fabricación de productos plásticos, pastas dentales (incluyen microperlas o partículas brillantes hechas de plásticos como polietileno, que se añaden por lo general para generar espuma, efecto pulido o textura sedosa), productos de belleza como exfoliantes corporales, faciales, maquillaje como sombras de ojos brillantes, brillantina (que por su tamaño es un MPs fácil de inhalar y difícil de desechar, (Mahroof, 2023).

2. Microplásticos secundarios: Se generan a partir de la degradación física o química de plásticos más grandes, que llegan al medio ambiente debido a una mala gestión de residuos.

- 2.1 Ejemplos de Microplásticos secundarios: Fibras de ropa, desgaste de neumáticos, fibras de esponjas plásticas, fragmentos de envases, fragmentos de bolsas plásticas

Cada tipo de plástico, conlleva diversas consecuencias medioambientales pero no se ha investigado por completo o lo suficiente. Los microplásticos tienen una composición química que los hace persistentes y resistentes a la biodegradación, lo que aumenta sus efectos nocivos en los ecosistemas. Estas partículas pueden liberar sustancias químicas tóxicas, como aditivos presentes en los plásticos, y absorber contaminantes orgánicos e inorgánicos, representando un riesgo para los organismos que los ingieren.

(Bollán Pastor, 2019)

6.1.2. Fuentes de contaminación de PET en cuerpos de agua.

Las actividades que mayormente causan microplásticos en el ambiente incluyen el desgaste de los neumáticos de los coches, productos textiles, detergentes y cosméticos, y cada una de estas fuentes tiende a liberar diferentes tipos de microplásticos.

Los microplásticos de PET también son muy liberados en el ambiente debido a que se encuentran frecuentemente en botellas plásticas, envases o contenedores y en la fabricación de fibras textiles (como las que se usan en ropa deportiva, alfombras, etc.).

Las fuentes de contaminación por microplásticos de tipo PET en cuerpos de agua incluyen:

1. Desechos plásticos: El uso y descarte inadecuado de envases de plástico, que a menudo contienen PET, contribuyen significativamente a la contaminación.
2. Plantas de tratamiento de aguas residuales: Estas instalaciones pueden ser fuentes de microplásticos, ya que no siempre son efectivas en la eliminación de partículas pequeñas, permitiendo que los microplásticos lleguen a cuerpos de agua.
3. Residuos urbanos y vertederos: La acumulación de desechos plásticos en vertederos y su incineración también contribuyen a la liberación de microplásticos en el medio ambiente y en cuerpos de agua.
4. Lavado de ropa y trastes: Durante el lavado de trastes con esponjas plásticas al desgastarse liberan microplásticos que se van en el agua y durante el lavado de prendas de vestir, especialmente aquellas hechas de fibras sintéticas, se liberan microplásticos al agua. Las lavadoras pueden generar más de 1,900 fibras de microplásticos por ciclo de lavado, que luego se dirigen a las aguas residuales y, eventualmente, a ríos y océanos (Browne M. C., 2011).
5. Actividades industriales: Las industrias o fabricas que utilizan o producen plásticos pueden liberar microplásticos en las aguas residuales, que luego se vierten en ríos y otros cuerpos de agua (Castañeta, 2020).

Este último punto es importante debido a que las fábricas que producen productos plásticos a partir de polímeros (como PET, PE, PP, PVC, PS, etc.) utilizan principalmente **pellets plásticos**, también conocidos como **nurdles**, que son pequeñas esferas o cilindros de plástico virgen (entre 2 a 5 mm de diámetro). Según algunas fuentes son microplásticos y según algunas otras estos pellets no son "microplásticos" ya que no resultan de la degradación de plásticos, según la definición del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, UNEP si lo son, resumiendo son materia prima plástica en forma de partículas muy pequeñas que llegan al ambiente, no se degradan y contaminan ecosistemas acuáticos y terrestres.

Durante su transporte, almacenamiento y producción, es común que se derramen pellets plásticos. También pueden perderse en el transporte (camiones o barcos) y terminar en el mar. Y si las fabricas no cuentan con plantas internas con sistemas de retención (filtros, trampas de pellets, rejillas especiales) o no tienen convenios con plantas tratadoras de agua adecuadas, estos pellets terminan en el drenaje o cuerpos de agua.

Esto tiene un impacto ambiental significativo debido a que estas partículas son confundidas como alimento por peces, aves y otras especies, generando bloqueos intestinales, desnutrición y muerte. Una vez en el ambiente, también pueden actuar como vectores de contaminantes químicos adheridos a su superficie (pesticidas, metales pesados, hidrocarburos). Por lo que la contaminación por pellets plásticos es considerada una de las principales fuentes de microplásticos secundarios, ya que con el tiempo se fragmentan aún más (Karlsson, 2021).

En cuanto a la regulación de esto y las acciones, en México, aunque existen normas ambientales para el tratamiento de aguas residuales (como la NOM-001-SEMARNAT-2021, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997), no hay una regulación específica y estricta para el manejo y contención de pellets plásticos, como sí existe en países europeos o bajo iniciativas como Operation Clean Sweep (un programa internacional para que las empresas de la cadena de producción de plásticos eviten las fugas de pellets). Algunas empresas grandes ya implementan medidas voluntarias: trampas, barreras y filtros, y participan en programas de responsabilidad ambiental. Sin embargo, en muchas industrias medianas o pequeñas en México, la falta de infraestructura y supervisión contribuye a la contaminación.

Estas fuentes destacan la necesidad de implementar medidas para reducir la contaminación por microplásticos, especialmente en cuerpos de agua, donde pueden tener efectos adversos en la vida acuática y, potencialmente, en la salud humana.

6.1.3. Impacto ambiental de los microplásticos.

El impacto ambiental de los microplásticos (MPs) es amplio y significativo, manifestándose en diversos aspectos que afectan tanto a los ecosistemas acuáticos como terrestres. En los ecosistemas acuáticos, los MPs han sido detectados en océanos (incluso en grandes profundidades como en la fosa de las marianas), ríos y lagos de todo el mundo, donde su presencia pone en riesgo la salud de la fauna marina. Desde pequeños invertebrados hasta peces y mamíferos marinos, estos organismos pueden ingerir microplásticos, lo que les causa daños físicos y efectos adversos debido a la toxicidad química de estas partículas. Además, los MPs pueden transportar contaminantes peligrosos como bifenilos policlorados (BPCs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), incrementando el riesgo a lo largo de la cadena alimentaria mediante bioacumulación y biomagnificación.

En los hábitats terrestres, los MPs también son problemáticos, especialmente en suelos agrícolas, donde pueden infiltrarse a través de fertilizantes y lodos residuales. Esto afecta la salud del suelo, la calidad de los cultivos y la biodiversidad edáfica (variedad de seres vivos que habitan el suelo). Además, estos contaminantes pueden alterar el ciclo de nutrientes y la estructura ecológica, comprometiendo los procesos fundamentales para los ecosistemas.

Finalmente, los MPs también pueden influir en el cambio climático, afectando la capacidad de los océanos para absorber dióxido de carbono y perturbando los ciclos globales del carbono; La capacidad de los océanos para absorber dióxido de carbono también se llama secuestro oceánico de CO₂ o secuestro de carbono, y puede verse afectado por la presencia de microplásticos. Los océanos absorben alrededor del 25% del CO₂ que emitimos, y los microplásticos afectan este sistema de dos formas: 1. Alteran el plancton, organismos que capturan carbono, 2. Cambian el comportamiento de especies clave en la bomba biológica de carbono (el proceso natural que lleva el carbono desde la superficie al fondo del mar). Esto reduce la capacidad del océano para actuar como “esponja” de carbono (Comas, 2022).

6.1.4. Impacto de los microplásticos en la salud pública.

Por otro lado, los MPs presentan riesgos directos para la salud pública, ya que, al ingresar en la cadena alimentaria, exponen a los humanos a sustancias químicas nocivas. Aunque aún se necesita más investigación, los posibles efectos adversos incluyen inflamación, toxicidad crónica y la transmisión de patógenos. También se ha detectado la presencia de microplásticos en órganos humanos como el cerebro, el corazón y también en la sangre. Un estudio publicado en *Nature Medicine* en febrero de 2025 reveló que las concentraciones de microplásticos en el cerebro son de 7 a 30 veces mayores que en otros órganos como el hígado o los riñones (Alpañés, 2025). Además, en marzo de 2025, el proyecto *Plastic Heal*, liderado por la Universidad Autónoma de Barcelona, confirmó que los microplásticos pueden acceder al torrente sanguíneo y distribuirse por diferentes órganos (Coll, 2025). Hay indicios de que los microplásticos pueden causar inflamación crónica y dañar el ADN, lo que podría aumentar el riesgo de enfermedades (Coll, 2025). También Estudios en animales han demostrado que los microplásticos pueden afectar el aprendizaje y la memoria, sugiriendo posibles riesgos neurológicos en humanos. Y otro estudio revela que los microplásticos en el torrente sanguíneo puede inducir trombosis cerebral al causar obstrucción celular y provocar anomalías neuroconductuales (Huang, 2025). Un estudio de *Nature* publicado en enero del 2025, fue hecho en ratones y reveló que los microplásticos bloquean el flujo sanguíneo en el cerebro. Donde por primera vez, los científicos han rastreado en tiempo real el movimiento de microplásticos a través del cuerpo de ratones; Las diminutas partículas de plástico son absorbidas por las células inmunitarias, viajan por el torrente sanguíneo y finalmente se alojan en los vasos sanguíneos del cerebro, no está claro si estas obstrucciones se producen en personas, según los investigadores, pero sí parecieron afectar el movimiento de los ratones (Mallapaty, 2025).

Y por último la presencia de estos se ha asociado con un mayor riesgo de enfermedades cardíacas, la evidencia actual subraya la importancia de abordar la contaminación por plásticos para proteger la salud pública.

En resumen, la problemática de los microplásticos es compleja y multifacética, demandando atención urgente. La implementación de políticas para gestionar adecuadamente los residuos plásticos y la reducción de su uso son pasos fundamentales para mitigar estos impactos y proteger la salud de los ecosistemas y de las comunidades humanas.

6.2 Polímeros:

6.2.1. ¿Qué son los polímeros?

Un polímero es una sustancia formada por moléculas muy grandes llamadas macromoléculas, las cuales están compuestas por muchas unidades pequeñas que se repiten y que están enlazadas químicamente una tras otra. La palabra polímero proviene del griego "*polys*" (mucho) y "*meros*" (parte), y significa, literalmente, "muchas partes". Cada una de esas "partes" que forman al polímero se denomina monómero (una parte). Por esta razón, podemos imaginarnos a un polímero como una molécula formada por muchos monómeros enlazados entre sí como si fueran pequeños legos o bloques de construcción, o como un collar hecho de muchas cuentas unidas en una larga cadena. Los monómeros que forman a un polímero pueden ser de distintos tipos y además pueden ser todos iguales entre sí o una combinación de diferentes monómeros, esto trae como consecuencia que existan varios tipos diferentes de polímeros, como veremos más adelante.

Hoy en día, vivimos rodeados de todo tipo de polímeros, todos los plásticos, desde los que forman las bolsas del supermercado hasta los paneles acrílicos de una pecera son polímeros, las proteínas, las harinas y la mayoría de los carbohidratos que comemos también lo son y hasta la molécula de ADN que contiene toda nuestra información genética es un polímero.

(Fred W., 2004) (Wade, 1993)

6.2.2. Propiedades de los polímeros.

Los polímeros pueden fabricarse con propiedades muy distintas, pero, aun así, existen algunas propiedades que son comunes a la mayoría de ellos, dicho de una manera más fácil, son como un grupo diverso de amigos, cada uno tiene su propia personalidad, pero comparten algunas características comunes. Pueden ser flexibles como el caucho o rígidos como el nylon, transparentes como el vidrio o completamente opacos.

Generalmente forman sólidos amorfos en lugar de sólidos cristalinos, la mayoría son termoplásticos, lo que significa que se pueden moldear como la arcilla a altas temperaturas, algunos

son elásticos mientras que otros son muy rígidos, algunos, como el nylon, son muy resistentes a la tensión, casi siempre son inertes o poco reactivos por lo que pueden durar mucho tiempo sin descomponerse, la mayoría de los polímeros sintéticos no son biodegradables. algunos son reciclables, algunos son transparentes como el vidrio (o más, incluso) mientras que otros son completamente opacos, otros son aislantes, es decir, son muy malos conductores eléctricos y la mayoría.

- Propiedades mecánicas: Los polímeros pueden exhibir una amplia gama de propiedades mecánicas, desde flexibilidad hasta rigidez. Por ejemplo, los polímeros cristalinos son fuertes, duros y rígidos, lo que les confiere una mayor resistencia y estabilidad dimensional.
- Resistencia a disolventes y agentes químicos: Los polímeros cristalinos suelen ser más resistentes a disolventes y agentes químicos en comparación con los polímeros no cristalinos.
- Conductividad térmica y eléctrica: La mayoría de los polímeros son malos conductores de calor y electricidad, aunque existen excepciones, como los polímeros conductores.
- Propiedades térmicas: Los polímeros tienen diferentes puntos de fusión y temperaturas de transición vítrea, que afectan su comportamiento a diferentes temperaturas. Por ejemplo, se pueden mejorar las propiedades térmicas de los polímeros mediante la selección de polímeros altamente polares y cadenas de polímero rígidas.
- Propiedades ópticas: Algunos polímeros son transparentes, mientras que otros pueden ser opacos o tener propiedades de absorción de luz específicas.
- Elasticidad: Muchos polímeros son elásticos, lo que significa que pueden deformarse bajo tensión y recuperar su forma original al eliminar la carga.
- Densidad: La densidad de los polímeros varía según su estructura y composición, lo que influye en su aplicación en diferentes campos (*Fred W., 2004*).

6.2.3. Polimerización.

La síntesis de los polímeros se produce por una reacción provocada por sus monómeros que se denomina polimerización, la polimerización puede desarrollarse como una reacción en cadena o a través de diversos pasos o etapas. Según el mecanismo empleado en el proceso, por otra parte, es posible hablar de polimerización por adición o polimerización por condensación.

(Fred W., 2004) (Wade, 1993)

Polimerización por adición: Los monómeros se unen sin perder moléculas, como encajar piezas de un rompecabezas.

Polimerización por condensación: Los monómeros se enlazan liberando pequeñas moléculas, como agua, en el proceso.

6.2.4. Tipos de polímeros.

Los polímeros se pueden clasificar según diferentes criterios:

Según su origen:

- Sintéticos: son aquellos que se producen artificialmente en plantas químicas tal como los plásticos.
- Naturales o biopolímeros: son aquellos producidos por los seres vivos tales como las proteínas y los ácidos nucleicos.
- Semisintéticos: son los producidos por transformación o modificación de los polímeros naturales.

Según los monómeros utilizados:

- **Homopolímeros:** son aquellos formados por un solo tipo de monómero. Todas las subunidades son iguales entre sí, tal como el polietileno que está formado únicamente por moléculas de etileno enlazadas entre sí.
- Copolímeros: consisten en polímeros de 2 monómeros diferentes. Estos pueden estar distribuidos en la cadena al azar, alternándose o en bloques de cada monómero.
- **Heteropolímeros:** son aquellos formados por más de dos monómeros diferentes. Las proteínas son un ejemplo de polímeros formados por 21 monómeros distintos que son los aminoácidos.

Según sus propiedades físicas:

- Termoplásticos: son aquellos que se pueden calentar hasta fundir y volver a enfriar manteniendo sus propiedades.
- Termoendurecibles: son los que, al calentarse, se transforman en polímeros más duros y resistentes por la formación de nuevos enlaces entre las cadenas. La baquelita es un buen ejemplo de esta clase de polímero.
- Elastómeros: son los polímeros elásticos tales como el caucho.

Según su estructura:

- Lineales: los polímeros lineales consisten en cadenas largas de monómeros unidos uno después de otro sin la aparición de ramificaciones.
- Ramificados: al contrario de los lineales, estos polímeros presentan cadenas centrales largas, pero también tienen otras cadenas laterales más cortas que forman ramificaciones.
- Entrecruzados: estos polímeros consisten en polímeros lineales o ramificados en los que las cadenas principales están unidas entre sí por medio de otras cadenas más cortas.
- Reticulados: en lugar de cadenas de monómeros, los polímeros reticulados consisten en redes bidimensionales o tridimensionales extensas como en el caso del grafito, el diamante y el concreto.

Según el tipo de enlace entre los monómeros:

- Poliolefinas: se forman por la unión de hidrocarburos insaturados como el etileno.
- Poliésteres: son aquellos en los que los monómeros se enlazan por medio de la condensación entre un ácido y un alcohol.
- Poliéteres: en estos casos los monómeros se enlazan por medio de un átomo de oxígeno.
- Poliamidas: los monómeros se enlazan por la condensación entre un ácido y una amina.

- Polímeros celulósicos: consisten en biopolímeros modificados en los que monómeros de azúcares se enlazan por medio de un enlace glucosídico.
- Polímeros acrílicos: son una familia de polímeros derivados del ácido acrílico y sus ésteres.
- Polímeros vinílicos: son similares a las poliolefinas pero con sustituyentes tales como cloro o flúor.
- Poliuretanos: son polímeros derivados de isocianatos.

(Fred W., 2004) (Wade, 1993)

6.2.5. Ejemplos de polímeros.

- 1. Polietileno (PE): Es de lejos el polímero más producido y utilizado en el mundo. Consisten en un polímero lineal formado por unidades de etileno una después de la otra.
- 2. Polietilenglicol (PEG): Es un homopolímero que pertenece a la familia de los poliéteres. Este polímero se utiliza como laxante, como base para la elaboración de cremas y como lubricantes de la piel.
- 3. La molécula de ADN: El ácido desoxirribonucleico es un biopolímero formado por cuatro monómeros denominados nucleótidos que son la timina, la guanina, la citosina y la adenina. Contiene toda la información genética codificada en forma de la secuencia de dichos nucleótidos.
- 4. El ARN: Este biopolímero es similar al ADN con la diferencia de que los nucleótidos contienen ribosa en lugar de desoxirribosa. Participan en la transcripción y traducción del código genético.
- 5. La baquelita: Fue el primer polímero sintético que existió. Es un material muy duro y resistente a la temperatura que se utiliza para mangos de cuchillos y muchas aplicaciones más.
- 6. El almidón: Otro biopolímero, pero en este caso los monómeros son moléculas de glucosa, que es un azúcar. Las plantas los producen para almacenar energía.
- 7. El teflón (PTFE): Teflón es el nombre comercial del politetrafluoroetileno o PTFE. Se encuentra en las superficies antiadherentes de muchas ollas y sartenes, así como en las uniones de tuberías para hacer hermética la unión.
- 8. La celulosa: Es el biopolímero (y polímero) más abundante en la tierra. Forma parte de las paredes celulares de todas las células vegetales y es una fuente casi inagotable de materia prima para la síntesis de polímeros semisintéticos biodegradables.
- 9. Las proteínas: Son heteropolímeros formados por 21 monómeros diferentes. También son biopolímeros, ya que provienen de los seres vivos.
- 10. Policloruro de vinilo (PVC): Este termoplástico es conocido en todo el mundo por su uso en tuberías para el agua.
- 11. Poliestireno (PS): El poliestireno es un polímero aromático que se utiliza mucho para producir espumas elásticas.

- 12. Polietileno de alta densidad (HDPE): Una variante del polietileno, el HDPE es conocido por su alta densidad y resistencia. Se utiliza en la fabricación de tuberías, contenedores y productos que requieren durabilidad y resistencia química.
- 13. Polietileno de baja densidad (LDPE): Otra forma de polietileno, el LDPE es más flexible y se emplea en la producción de bolsas plásticas, envolturas y películas debido a su maleabilidad y resistencia a la humedad.
- 14. Polipropileno (PP): Este polímero termoplástico es resistente y versátil, empleado en una variedad de aplicaciones que incluyen envases de alimentos, textiles, componentes automotrices y productos médicos. Su resistencia química y la fatiga lo hacen ideal para usos que requieren durabilidad.
- 15. Polietilentereftalato (PET): El PET es un polímero termoplástico utilizado principalmente en la fabricación de botellas para bebidas y fibras textiles. Es conocido por su resistencia mecánica y química, así como por su capacidad de reciclaje, lo que lo convierte en un material popular en la industria de envases.

(Fred W., 2004) (Wade, 1993)

6.2.6. Diferencias entre PE y PET.

El polietileno (PE) y el polietileno tereftalato (PET) son polímeros termoplásticos, pero se obtienen de diferentes compuestos.

La principal diferencia entre el polietileno (PE) y el tereftalato de polietileno (PET) radica en su estructura química, propiedades físicas, y aplicaciones específicas. A continuación, se detallan las principales diferencias entre ambos:

Composición Química

- PE: Es un polímero termoplástico obtenido mediante la polimerización del etileno. Su estructura química consiste en largas cadenas de hidrocarburos, lo que le confiere flexibilidad y resistencia química. Es compuesto únicamente por átomos de carbono e hidrógeno, formando una cadena larga sencilla. $(-CH_2-CH_2-)_n$.
- PET: También es un polímero termoplástico, pero se produce a partir de la polimerización del tereftalato de etileno. Su estructura incluye anillos aromáticos, lo que le otorga mayor rigidez y resistencia térmica en comparación con el PE. Incluye átomos de carbono, hidrógeno y oxígeno, con enlaces éster. Se forma a partir del ácido tereftálico y el etilenglicol. Ejemplo: $(C_{10}H_8O_4)_n$.

Transparencia

- PE: Generalmente es translúcido u opaco, dependiendo de su densidad y grado de cristalización.

- PET: Destaca por su alta transparencia, lo que lo hace ideal para envases que requieren visibilidad del producto, como botellas de agua.

Resistencia y Rigidez

- PE: Ofrece buena resistencia y cierta flexibilidad, pero es menos rígido que el PET.
- PET: Es más rígido y resistente que el PE, lo que lo hace adecuado para envases que deben mantener su forma bajo presión.

Propiedades Barrera

- PE: Proporciona una barrera efectiva contra la humedad, pero es menos eficaz contra gases como el oxígeno y el dióxido de carbono.
- PET: Ofrece excelentes propiedades barrera tanto contra la humedad como contra gases.

Temperatura de Procesamiento

- PE: Tiene una temperatura de fusión más baja, lo que facilita su procesamiento y moldeo en diversas formas.
- PET: Requiere temperaturas de procesamiento más altas debido a su estructura más rígida y cristalina.

Reciclabilidad

- PE: Es reciclable y se utiliza en la fabricación de productos como bolsas reutilizables y tuberías.
- PET: Es altamente reciclable y se emplea en la producción de nuevas botellas, fibras textiles y otros productos.

Aplicaciones Comunes

- PE: Se encuentra en bolsas de plástico, envases para productos de limpieza y ciertos tipos de tuberías.
- PET: Se utiliza principalmente en botellas para bebidas, envases de alimentos y fibras para textiles.

En resumen, aunque ambos polímeros son versátiles y ampliamente utilizados, la elección entre PE y PET depende de las necesidades específicas de la aplicación, considerando factores como transparencia, rigidez, propiedades barrera y reciclabilidad.

(SpecialChem, 2023)

6.3 El PET

6.3.1. ¿Qué es el PET?

El polietileno tereftalato (PET) es un polímero termoplástico perteneciente a la familia de los poliésteres, ampliamente utilizado por sus propiedades mecánicas, térmicas y químicas. Entre sus características principales destacan su alta resistencia, transparencia, estabilidad dimensional y baja absorción de humedad (Stabnikova, 2022).

6.3.2. Estructura química del PET

El PET es un poliéster semi aromático que se obtiene y sintetiza mediante la reacción de condensación entre el etilenglicol (EG) y el ácido tereftálico (TPA) o su derivado, el dimetil tereftalato (DMT) un proceso de policondensación que produce largas cadenas de polímero con propiedades altamente estables (Boudechicha, 2024). Esta reacción da lugar a cadenas poliméricas con propiedades versátiles y aplicaciones en la industria textil, alimentaria y de envases.

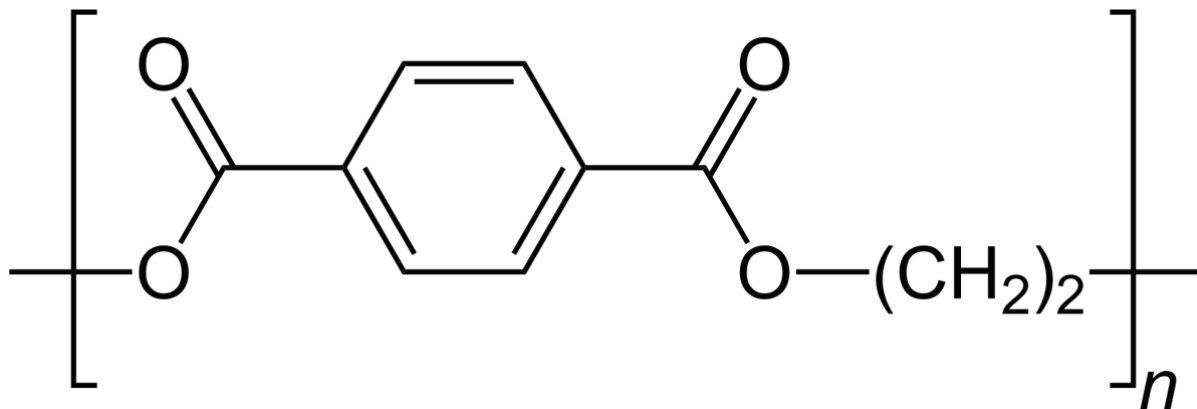


Figura. 1. Estructura química del Polietileno Tereftalato (Heris, 2025)

Químicamente, el PET está compuesto por unidades repetitivas de etilenglicol (MEG) y ácido tereftálico (PTA) unidas mediante enlaces éster. Esta estructura le confiere una alta resistencia mecánica y térmica, además de una notable inercia química. La estructura química del PET se caracteriza por la repetición de unidades de ésteres aromáticos. La unidad repetitiva consiste en un anillo bencénico central (derivado del ácido tereftálico) unido a dos grupos éster, cada uno de los cuales está conectado a un grupo etileno (derivado del etilenglicol). Esta estructura lineal y la

presencia del anillo aromático confieren al PET sus propiedades características, incluyendo su rigidez y resistencia térmica. La cristalinidad del PET puede variar dependiendo de las condiciones de procesamiento, lo que a su vez influye en su transparencia y propiedades mecánicas (Schumacher, Journal of AOAC INTERNATIONAL, 2022). Los enlaces éster en el PET, aunque susceptibles a la hidrólisis en condiciones específicas, son generalmente estables a temperatura ambiente, lo que dificulta su biodegradación natural.

6.3.3. Formación y origen del PET

El plástico, tal como lo conocemos hoy en día, es un material sintético que solo puede ser creado a través de procesos químicos en laboratorios e industrias. Sin embargo, algunos polímeros naturales, como la celulosa o el caucho, sirvieron de inspiración para el desarrollo de los primeros plásticos artificiales, por ejemplo, una de las primeras experimentaciones antes de que existieran los plásticos totalmente sintéticos, fue por científicos que experimentaban con polímeros naturales como en 1862, el químico británico Alexander Parkes desarrolló la parkesina, un material derivado de la celulosa que podía moldearse con calor. Su origen también se remonta a la petroquímica, ya que sus monómeros precursores se derivan del petróleo crudo. El PET fue sintetizado por primera vez en la década de 1940 y su producción industrial a gran escala comenzó en la década de 1950, impulsada por la creciente demanda de materiales de envasado ligeros y resistentes. En resumen, el descubrimiento del plástico no fue un solo evento, sino una serie de avances a lo largo del tiempo.

En cuanto a su origen industrial, la producción de PET comienza con la extracción de paraxileno a partir del petróleo crudo. Posteriormente, el paraxileno se oxida para formar ácido tereftálico, el cual reacciona con etilenglicol mediante procesos de polimerización. El resultado son pellets de PET, que luego pueden ser procesados y moldeados en una gran variedad de productos plásticos (Lapa, 2023).

6.3.4. Resistencia del PET a la degradación.

La resistencia del PET a los procesos de degradación se debe a su estructura semicristalina, que impide el acceso de enzimas o agentes químicos a sus enlaces internos, dicho de otra forma, su estabilidad química es conferida por sus enlaces éster y la presencia del anillo aromático (Song, 2024). Esta propiedad le permite conservar su forma e integridad durante largos períodos, incluso cuando está expuesto a condiciones ambientales adversas como radiación solar, humedad o actividad microbiana.

6.3.5. Procesos fisicoquímicos convencionales para la degradación del PET.

Los métodos tradicionales de degradación del PET incluyen procesos termoquímicos como la hidrólisis alcalina, la glicólisis, la metanólisis y la pirólisis, (Tomy Muringayil Joseph, 2024). Estos procesos requieren altas temperaturas, presiones y el uso de catalizadores agresivos, volviéndose

así económicamente costosos y ambientalmente insostenibles. Además, no todos logran descomponer completamente las moléculas de PET, generando subproductos potencialmente tóxicos.

La hidrólisis implica la ruptura de los enlaces éster mediante la adición de agua en presencia de un catalizador ácido o alcalino y a altas temperaturas, la glicólisis utiliza un exceso de etilenglicol para obtener principalmente bis(2-hidroxietil) tereftalato (BHET), un intermediario que puede ser repolimerizado, la metanólisis emplea metanol para producir dimetil tereftalato (DMT) y etilenglicol y la pirólisis implica la descomposición térmica del PET a altas temperaturas en ausencia de oxígeno, generando una mezcla compleja de hidrocarburos.

6.3.6. Limitaciones de los métodos tradicionales.

A pesar de su eficacia parcial, los métodos convencionales enfrentan importantes limitaciones. Además del alto consumo energético, muchos de estos procesos no son aplicables a gran escala o no resultan rentables. Por otro lado, los sistemas de reciclaje mecánico, si bien más simples, disminuyen la calidad del PET con cada ciclo, lo que reduce su utilidad posterior (Sarda, 2021).

6.3.7. Clasificación del PET en los tipos de plásticos

Los diferentes tipos de plástico se identifican con un número que va del 1 al 7 y que está situado en el propio envase, en el interior del signo de reciclado, formado por un triángulo formado por flechas, según la Sociedad de la Industria del Plástico (SPI) que introdujo ese sistema de codificación numérica (Thatsarani, 2024).



1 - PET o PETE (Tereftalato de Polietileno)

Se trata del plástico más común empleado en la producción de envases como botellas de refrescos, agua, etc.

6.4. Biodegradación de plásticos: Fundamentos

6.4.1. Plásticos

El término "plástico" se refiere a una amplia gama de materiales orgánicos sintéticos o semisintéticos que son maleables y, por lo tanto, pueden moldearse en objetos sólidos de diversas formas. En el contexto de la ciencia de materiales, los plásticos son polímeros, es decir, macromoléculas compuestas por la repetición de unidades estructurales más pequeñas llamadas monómeros (D R Askeland, 2012).

6.4.2. Clasificación de los plásticos

Los plásticos pueden clasificarse a partir de distintos criterios: origen, estructura, propiedades moleculares, mecanismo de polimerización, comportamiento frente a la temperatura, aplicaciones y técnicas de conservación.

Según su origen, se dividen en: plásticos naturales (ej. lignina, quitina, almidón, obtenidos de materiales como cuerno, ámbar o carey), semisintéticos (derivados de polímeros naturales modificados químicamente, como los basados en celulosa) y sintéticos (procedentes de productos petroquímicos, como polietileno, poliestireno, silicona y nailon) (I.A. Kane, 2020) , (I.E. Napper, 2020). En función de la estructura, pueden ser lineales, ramificados o reticulados, mientras que según sus propiedades fisicoquímicas, se dividen principalmente en termoplásticos y termoestables. Los primeros, que representan el 80% del consumo mundial, pueden fundirse y reformarse repetidamente (Thathsarani, 2024), mientras que los segundos se descomponen con el calor sin posibilidad de moldeado (Thathsarani, 2024).








Con base en sus aplicaciones, los plásticos se agrupan en:

- Generales: uso común y amplio.
- De ingeniería: alta rigidez, tenacidad y resistencia térmica, empleados como sustitutos del metal.
- Funcionales: con propiedades específicas, como conductividad eléctrica, resistencia a radiación, corrosión o permeabilidad magnética (Thathsarani, 2024).

En cuanto a la biodegradabilidad, los plásticos se clasifican en biodegradables, capaces de descomponerse de manera natural, y no biodegradables, persistentes en el ambiente. También se distinguen por su ciclo de vida: plásticos de un solo uso, principales responsables de la contaminación, y plásticos *reutilizables* (Thathsarani, 2024).

La Sociedad de la Industria del Plástico (SPI) introdujo un sistema de codificación numérica que asigna números del 1 al 7 para identificar tipos de plásticos: 1 (PETE), 2 (HDPE), 3 (PVC), 4 (LDPE), 5 (PP), 6 (PS) y 7 (otros). Este sistema facilita el reciclaje.

Finalmente, los plásticos pueden diferenciarse en biobasados o fósiles. Los bioplásticos, a su vez, pueden ser biodegradables (de origen biológico o petroquímico) o no biodegradables (de base biológica).

Symbol	Type of plastics
	Polyethylene Terephthalate (PETE)
	High Density Polyethylene (HDPE)
	Polyvinyl Chloride (PVC)
	Low Density Polyethylene
	Polypropylene (PP)
	Polystyrene (PS)
	Other types of plastics

(e) International standards

Figura 2. Clasificación de plásticos (Thatsarani, 2024).

6.4.3. Definición de biorremediación

La biorremediación es una tecnología de tratamiento que utiliza organismos vivos, como microorganismos (bacterias, hongos) o plantas, para eliminar, degradar, transformar o inmovilizar contaminantes del medio ambiente. Estos contaminantes pueden ser sustancias orgánicas o inorgánicas presentes en el suelo, el agua o el aire. El principio fundamental de la biorremediación se basa en la capacidad de ciertos organismos para metabolizar o modificar compuestos químicos, convirtiéndolos en sustancias menos tóxicas o inocuas. Existen diferentes enfoques de biorremediación, que pueden incluir:

- Biorremediación intrínseca/natural: Se aprovecha la actividad microbiana nativa del sitio contaminado sin intervención humana significativa, más allá del monitoreo.
- Bioaumentación: Se introducen microorganismos especializados (exógenos) en el sitio contaminado para potenciar la degradación de los contaminantes.
- Bioestimulación: Se añaden nutrientes (como nitrógeno y fósforo) o se modifican las condiciones ambientales (como el pH o la aireación) para estimular el crecimiento y la actividad de los microorganismos nativos que ya están presentes en el sitio y tienen la capacidad de degradar los contaminantes.
- Fitobiorremediación: Se utilizan plantas para absorber, degradar o estabilizar contaminantes del suelo o del agua.

(Montoya, 2009)

6.4.4. Definición de biodegradación

La biodegradación es el proceso mediante el cual los microorganismos, como bacterias, hongos o algas, descomponen los materiales orgánicos o polímeros sintéticos en compuestos más simples mediante reacciones bioquímicas. Esto resulta en la mineralización o conversión de estos materiales en elementos, como agua, dióxido de carbono (CO_2), agua y biomasa, permitiendo su integración en el ambiente natural. La biodegradación es un proceso clave para la eliminación y reciclaje de residuos plásticos y otros contaminantes en ecosistemas terrestres y acuáticos, contribuyendo a reducir la toxicidad y persistencia de los contaminantes en el medio ambiente (Barone, 2024).

6.4.5. Diferencia entre biorremediación y biodegradación

La biodegradación constituye un proceso natural mediante el cual microorganismos transforman compuestos orgánicos o sintéticos en moléculas más simples, integrándolos nuevamente al ciclo biogeoquímico. En cambio, la biorremediación se concibe como una estrategia tecnológica aplicada, en la que se emplean organismos vivos microorganismos o plantas de manera controlada para eliminar o transformar contaminantes en distintos medios. En síntesis, la biodegradación es el mecanismo biológico subyacente, mientras que la biorremediación es la aplicación dirigida de ese mecanismo con fines de descontaminación ambiental a escala práctica (Barone, 2024) (Montoya, 2009).

6.4.6. Biodegradación aeróbica y anaeróbica

El proceso de la biodegradación se clasifica principalmente en dos categorías según la disponibilidad de oxígeno: biodegradación aeróbica y anaeróbica (presencia o ausencia de oxígeno), cada una con características y mecanismos distintivos que influyen en su eficiencia y en los productos finales generados (Jiang Liu, 2020).

Biodegradación aeróbica

La biodegradación aeróbica ocurre en presencia de oxígeno molecular (O_2), el cual actúa como aceptor final de electrones en el metabolismo microbiano. Este proceso es altamente eficiente para la descomposición completa de una amplia gama de compuestos orgánicos, incluyendo hidrocarburos, plaguicidas y productos farmacéuticos. Los microorganismos aeróbicos, utilizan enzimas oxidativas para romper los enlaces químicos de los contaminantes. La ruta metabólica general implica la oxidación de los compuestos a dióxido de carbono (CO_2), agua (H_2O) y biomasa microbiana, liberando energía en el proceso (Xiaobo Min, 2018).

Las condiciones aeróbicas son favorables para la degradación de muchos compuestos orgánicos debido a la alta energía que se puede obtener de la oxidación completa. Sin embargo, este proceso requiere un suministro constante de oxígeno, lo que puede ser un factor limitante en ambientes cerrados o con alta carga orgánica. La velocidad de biodegradación aeróbica está influenciada por factores como la temperatura, el pH, la disponibilidad de nutrientes y la concentración de oxígeno (Zahid S. Aziz, 2024).

Biodegradación anaeróbica

En contraste, la biodegradación anaeróbica se lleva a cabo en ausencia de oxígeno molecular. En este ambiente, los microorganismos emplean otros compuestos como aceptores finales de electrones, tales como nitratos, sulfatos, dióxido de carbono o compuestos orgánicos reducidos. Este proceso es común en sedimentos, aguas anóxicas, el tracto digestivo de animales, reactores de tratamiento de aguas residuales en PTAR, etc. (Ann K Ghattas, 2017).

La biodegradación anaeróbica es un proceso más lento y complejo que la aeróbica, a menudo involucrando una sucesión de comunidades microbianas que realizan diferentes etapas metabólicas. Las principales etapas incluyen:

1. Hidrólisis: Descomposición de polímeros complejos en monómeros.
2. Acidogénesis: Conversión de monómeros en ácidos grasos de cadena corta, alcoholes y CO_2 .
3. Acetogénesis: Formación de acetato, CO_2 e hidrógeno a partir de los productos de la acidogénesis.
4. Metanogénesis: Conversión de acetato y CO_2/H_2 en metano (CH_4) por arqueas metanogénicas (Renisha Karki, 2021).

Aunque es más lenta, la biodegradación anaeróbica es crucial para la descomposición de materiales recalcitrantes y para la producción de biogás (una mezcla de metano y dióxido de carbono), lo que la convierte en una tecnología valiosa para la gestión de residuos y la producción de energía renovable (Renisha Karki, 2021).

6.4.7. Mecanismos microbianos: biodeterioro, fragmentación y mineralización

Los microorganismos ejercen una influencia profunda en la estabilidad y transformación de materiales, como en el plástico. Los procesos microbianos de degradación de materiales como el plástico (y particularmente de PET u otros polímeros sintéticos) pueden entenderse como una sucesión de etapas en las que los microorganismos actúan mediante distintos mecanismos: biodeterioro, fragmentación y finalmente mineralización.

Biodeterioro

Es la etapa inicial en la que los microorganismos (bacterias, hongos, algas) colonizan la superficie de un material, ejemplo formando biofilms, y causan cambios no deseados en las propiedades del material alterando físicamente la superficie del material mediante factores mecánicos, químicos o fisiológicos (por ejemplo, producción de ácidos, cambios de pH, oxidación, hidroxilos u otros radicales). Estas alteraciones modifican la superficie, facilitan la adhesión de enzimas, generan microfisuras, grietas, pérdida de brillo o rigidez, etc.

- Un ejemplo del biodeterioro es la formación de biofilms y la secreción de exopolisacáridos (EPS) por microorganismos como *Rhodococcus ruber* que influye en el biodeterioro de polímeros como el polietileno, según una revisión de plásticos en ambiente marino (Ganesh Kumar, 2020).
- Así mismo en el artículo “*Biodegradation of plastics for sustainable environment*”, se describe cómo la naturaleza cristalina del PET dificulta el biodeterioro, lo que hace necesario que existan microorganismos con mecanismos adaptados (por ejemplo, enzimas que puedan atacar superficies cristalinas) para iniciar la degradación (Singh Jadaun, 2022).

Fragmentación

La fragmentación es la etapa en la que los materiales ya afectados superficialmente (por biodeterioro) pasan al proceso inicial de la descomposición de materiales complejos, donde los microorganismos rompen físicamente las estructuras poliméricas grandes en unidades más pequeñas. La fragmentación aumenta la superficie de los materiales y genera moléculas más pequeñas (oligómeros, monómeros) que pueden ser transportadas al interior de la célula microbiana para su posterior metabolismo.

El proceso puede ser mecánico o enzimático. Mecánicamente, los microorganismos pueden ejercer presión o tensión sobre el material. Enzimáticamente (lo más común), las enzimas extracelulares (hidrolasas) secretadas por bacterias y hongos atacan los enlaces dentro de los polímeros (por ejemplo, celulasa para celulosa, proteasas para proteínas, lipasas para lípidos). Estas unidades fragmentadas pueden ser absorbidas (asimiladas) por microorganismos como fuente de carbono y energía.

Un ejemplo de esto está en el artículo “*Biodegradation of poly(ethylene terephthalate): Mechanistic insights, advances, and future innovative strategies*”, donde se discuten los factores que afectan la depolimerización del PET como la cristalinidad, acceso de enzimas, diseño y modificaciones enzimáticas, como piezas clave para mejorar la fragmentación biológica (Kushwaha, 2023).

Mineralización

La mineralización representa la etapa final y más completa de la biodegradación microbiana. En este proceso, los compuestos orgánicos complejos son transformados completamente en sustancias inorgánicas simples, como dióxido de carbono (CO_2), agua (H_2O), amonio (NH_4^+), sulfato (SO_4^{2-}), fosfato (PO_4^{3-}) y otros iones.

La mineralización es el ciclo biogeoquímico mediante el cual los elementos son reciclados en los ecosistemas, haciendo que los nutrientes estén disponibles para otros organismos (Ojha, 2025).

Durante la mineralización, los microorganismos utilizan los compuestos orgánicos como fuente de carbono y energía, descomponiéndolos a través de vías metabólicas complejas que implican reacciones de oxidación-reducción. Este proceso no solo elimina los contaminantes orgánicos del ambiente, sino que también contribuye al equilibrio de los ciclos de nutrientes en la biosfera. La eficiencia de la mineralización depende de la naturaleza del compuesto orgánico, las condiciones ambientales (presencia o ausencia de oxígeno, temperatura, pH) y la composición de la comunidad microbiana presente.

Según *Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes*, la mineralización es reconocida como la etapa final después de la asimilación, siendo un criterio para cuantificar el grado de biodegradación de un polímero (Amobonye, 2021).

- En *Biodegradation of plastics for sustainable environment* se menciona que el proceso global de biodegradación incluye las etapas: biodeterioro, fragmentación, asimilación y mineralización, y que los productos finales como CO_2 u otros subproductos inorgánicos indican mineralización completa (Singh Jadaun, 2022).

6.5. Condiciones Óptimas para la Actividad Microbiana

La eficiencia de los procesos microbianos, ya sea en biodegradación, producción de metabolitos o biocontrol, depende críticamente de un conjunto de condiciones ambientales que influyen directamente en el crecimiento, la actividad enzimática y la supervivencia de los microorganismos. Comprender y controlar estos factores es fundamental para optimizar cualquier aplicación biotecnológica.

6.5.1. Influencia del pH, temperatura y nutrientes

pH: El pH del entorno es un factor determinante, ya que afecta la estructura tridimensional de las enzimas microbianas y la permeabilidad de la membrana celular. Cada microorganismo tiene un rango de pH óptimo en el que su actividad es máxima; desviaciones significativas de este rango pueden conducir a la desnaturalización de proteínas y a la inhibición del crecimiento. Por ejemplo,

la mayoría de las bacterias prosperan en rangos de pH neutros (6.0-8.0), mientras que los hongos suelen tolerar ambientes más ácidos (4.5-6.0). En procesos de biodegradación, un pH adecuado asegura la máxima eficiencia de las enzimas extracelulares encargadas de degradar los sustratos. En cuanto a degradación de plásticos el pH óptimo para muchas de las hidrolasas y enzimas degradadoras de plásticos suele encontrarse en rangos neutros a ligeramente alcalinos, dependiendo de la enzima y el organismo según el artículo *Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes* (Amobonye, 2021).

Temperatura: La temperatura influye directamente en la velocidad de las reacciones enzimáticas y en el metabolismo microbiano. Temperaturas demasiado bajas reducen la actividad enzimática y la velocidad de crecimiento, pudiendo llevar a la latencia o inactividad. Por otro lado, temperaturas excesivamente altas pueden causar la desnaturalización irreversible de proteínas y la muerte celular. Los microorganismos se clasifican generalmente como psicrófilos (óptimo <20°C), mesófilos (20-45°C) o termófilos (>45°C), y la selección de la temperatura adecuada es crucial para optimizar la actividad de la población microbiana deseada.

Como ejemplo de esto un estudio sobre digestión anaerobia de plásticos biodegradables mostró que bajo condiciones *mesofílicas* (38 °C) y *termofílicas* (58 °C), ciertos polímeros presentan tasas de biodegradación significativamente mayores (Cazaudehore, 2023).

Además, revisiones sobre biodegradación en ambientes marinos señalan que temperaturas más altas tienden a acelerar la formación de biofilm microbiano y la actividad enzimática, favoreciendo la degradación (Zhang, 2025).

Nutrientes: La disponibilidad de nutrientes esenciales es indispensable para el crecimiento y la actividad metabólica microbiana. Estos incluyen macronutrientes como carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, que son componentes estructurales clave y fuentes de energía. También son necesarios micronutrientes como metales traza (hierro, zinc, cobre), que actúan como cofactores enzimáticos. Una deficiencia o un exceso de cualquier nutriente puede limitar el crecimiento microbiano y, por ende, la eficiencia del proceso biológico. La proporción carbono-nitrógeno (C/N) es particularmente importante en procesos como la compostación y la biodegradación, ya que un equilibrio adecuado asegura una degradación óptima. Un estudio con microplásticos de polímero PHBV encontró que al aumentar la concentración de plástico en el suelo, la degradación se vio limitada por nutrientes y por la capacidad de producción de exoenzimas (Reay, 2025). En un estudio de degradación de tolueno, en el reactor biofiltro, la adición de nitrógeno (nitrato) incrementó la actividad degradadora 3.5 veces, mostrando que la limitación de nutrientes puede ser un factor crítico (Baskaran, 2016).

6.5.2. Importancia del tiempo de exposición y concentración del sustrato

Tiempo de Exposición: El tiempo de exposición se refiere a la duración en la cual los microorganismos están en contacto con el sustrato o contaminante. Este factor es crítico porque la biodegradación y otras actividades microbianas no son instantáneas, sino procesos que requieren tiempo para que las enzimas actúen, los sustratos sean asimilados y los productos metabólicos sean liberados. Un tiempo de exposición insuficiente resultará en una degradación incompleta, mientras que un tiempo excesivo podría no generar beneficios adicionales significativos y aumentar los costos operativos.

Por ejemplo para el PET el tiempo necesario para alcanzar etapas avanzadas de degradación depende no solo del PET, también de la comunidad microbiana y de las condiciones ambientales. En digestión anaerobia, algunos polímeros requieren más de 100 días bajo condiciones termofílicas para biodegradarse sustancialmente; bajo condiciones mesofílicas la degradación puede llevar cientos de días para ciertos polímeros (Cazaudehore, 2023).

Concentración del Sustrato: La concentración inicial del sustrato (o contaminante) tiene un impacto directo en la velocidad de la actividad microbiana. A bajas concentraciones, la velocidad de degradación suele ser limitada por la disponibilidad del sustrato, lo que se describe como cinética de primer orden. A medida que la concentración aumenta, la velocidad de degradación se incrementa hasta que las enzimas microbianas se saturan, momento en el cual la velocidad se vuelve independiente de la concentración del sustrato y el proceso sigue una cinética de orden cero. Sin embargo, concentraciones extremadamente altas de ciertos sustratos pueden generar efectos de inhibición y ser tóxicas para los microorganismos (sustrato tóxico o excesivo), un fenómeno conocido como inhibición por sustrato (Rogowski, 2023).

Por lo tanto, identificar la concentración óptima del sustrato es vital para maximizar la eficiencia y evitar efectos adversos en la comunidad microbiana.

Un ejemplo de esto es un estudio de la Influencia de la concentración de sustrato en la biodegradación del tolueno en un reactor de biofiltro diferencial (Baskaran, 2016). En biofiltros con tolueno, el rendimiento de eliminación aumenta hasta cierto nivel de concentración residual, luego disminuye.

6.5.3. Modelos teóricos de optimización en biorremediación

La biorremediación se beneficia del uso de modelos teóricos que permiten predecir el comportamiento microbiano, identificar factores limitantes y optimizar las condiciones para la eliminación de contaminantes. Los modelos cinéticos, como la ecuación de Monod, son

fundamentales para describir la relación entre la concentración de sustrato y la tasa de consumo microbiano, facilitando el diseño de reactores y la predicción de la eficiencia en aplicaciones *in situ* (Mamur, 2022).

Además de los modelos cinéticos clásicos, se han desarrollado enfoques más complejos que integran fenómenos como la transferencia de masa, la difusión de oxígeno y la diversidad microbiana, ofreciendo representaciones más realistas de los sistemas. Esto no solo reduce costos y tiempo de experimentación, sino que también favorece la escalabilidad de los procesos (Ryan, 2017).

El avance de herramientas como la inteligencia artificial y los algoritmos genéticos ha permitido optimizaciones dinámicas, ajustando en tiempo real las condiciones para maximizar la eficiencia. Asimismo, se han incorporado factores como la inhibición por concentraciones elevadas de sustrato, ejemplo: biofiltros para contaminantes específicos y modelos aplicados a la fitorremediación, que integran aspectos hidrológicos, químicos y biológicos para predecir su rendimiento en escenarios reales (Wang J. &, 2024).

6.6 E. coli, C. freundii, P. vulgaris, y E. aerogenes m.o. degradadores de PET

Aunque *E. coli*, *C. freundii*, *P. vulgaris*, y *E. aerogenes* no se consideran tradicionalmente como degradadores de PET, han mostrado potencial degradativo en estudios recientes, especialmente cuando se adaptan a medios plásticos o son genéticamente modificadas para expresar enzimas (Ibarra, 2023). Su versatilidad metabólica y capacidad de crecimiento rápido las convierte en candidatas prometedoras para aplicaciones en biodegradación.

6.6.1. Características de cada cepa y su capacidad metabólica.

Escherichia coli : Es una bacteria Gram-negativa que forma parte de la microbiota intestinal normal. Tiene una gran versatilidad metabólica y puede fermentar una amplia gama de carbohidratos. Algunas cepas de *E. coli*, como la *E. coli* enterohemorrágica , pueden producir toxinas Shiga que les confieren patogenicidad (Villagran, 2019).

Citrobacter freundii: Es una bacteria Gram-negativa del género *Citrobacter*, también perteneciente a la familia *Enterobacteriaceae*. Al igual que *E. coli*, *C. freundii* tiene una gran capacidad metabólica y puede colonizar diferentes nichos ecológicos. Algunas cepas de *C. freundii* también pueden producir toxinas Shiga (Villagran, 2019).

Proteus vulgaris: Es una bacteria Gram-negativa del género *Proteus*, también miembro de la familia *Enterobacteriaceae*. *Proteus spp.* se caracterizan por su alta motilidad y su capacidad de producir ureasa, lo que les permite metabolizar la urea. Esto les confiere la habilidad de causar infecciones del tracto urinario (Muñoz, 2009).

Enterobacter aerogenes: Es una bacteria Gram-negativa del género *Enterobacter*, también perteneciente a la familia Enterobacteriaceae. *Enterobacter spp.* tienen una amplia versatilidad metabólica y pueden metabolizar una gran variedad de sustratos. Algunas cepas de *E. aerogenes* también han sido asociadas con infecciones oportunistas (Souza, 2007).

En resumen *E. coli* es una bacteria modelo ampliamente utilizada en biotecnología por su facilidad de manipulación genética. *C. freundii* y *P. vulgaris* poseen enzimas oxidativas que podrían estar involucradas en la ruptura de cadenas poliméricas. Por su parte, *E. aerogenes* se caracteriza por una alta producción de enzimas extracelulares, lo que podría facilitar el ataque inicial sobre el PET (Fiore, 2023). Estas características metabólicas abren la posibilidad de diseñar consorcios microbianos más eficientes en la degradación de plásticos.

7. MARCO REFERENCIAL

El presente marco referencial tiene como propósito contextualizar el objeto de estudio (Biodegradación de microplásticos de PET con bacterias) a partir de investigaciones, teorías y antecedentes relevantes.

El tereftalato de polietileno (PET), al ser más denso que el agua, representa un contaminante relevante en los ecosistemas marinos y terrestres. Por esta razón, los procesos de remediación microbiana han centrado gran parte de su atención en este polímero, y la biodegradación se ha consolidado como una alternativa cada vez más prometedora para su tratamiento. Diversas investigaciones han demostrado que bacterias y hongos poseen la capacidad de descomponer plásticos como el PET bajo condiciones controladas (Sharma, 2025).

Una revisión sistemática realizada en 2022 reporta que los principales microorganismos silvestres asociados a la degradación de PET corresponden en mayor proporción a bacterias (56,3 %, distribuidas en 36 géneros) y hongos (32,4 %, en 30 géneros). En menor medida, también se identificaron microalgas (1,4 %, representadas por *Spirulina sp.*) y comunidades microbianas asociadas a invertebrados (2,8 %) (Benavides, 2022). Dentro de los grupos más frecuentes, destacan los hongos del género *Aspergillus* y las bacterias del género *Bacillus*. Asimismo, el análisis de (Benavides, 2022) muestra que el 51,8 % de los estudios evaluados emplearon cepas silvestres, mientras que el 32,8 % utilizaron microorganismos modificados genéticamente.

En cuanto a eficiencia, *Ideonella sakaiensis* se mantiene como el microorganismo silvestre con mayor capacidad de degradar PET, aunque también se ha comprobado que otras bacterias, como *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas putida* y *Thermobifida fusca*, también presentan potencial para degradar este polímero, especialmente cuando se ajustan a condiciones específicas o se someten a modificaciones genéticas (Tamoore, 2022). En síntesis, destacan los géneros *Pseudomonas*,

Ideonella y *Bacillus*, así como ciertas cepas de *Enterobacteriaceae*, cuya actividad enzimática les permite romper los enlaces éster característicos del PET.

El proceso de biodegradación microbiana del PET ocurre de manera gradual e implica principalmente la adhesión del microorganismo a la superficie del polímero, seguida de la secreción de enzimas capaces de hidrolizar los enlaces del plástico y fragmentarlo en moléculas más pequeñas que después pueden ser incorporadas en las rutas metabólicas del microorganismo como fuente de carbono (Gudkov, 2022).

Dentro de estas enzimas, la PETasa y la MHETasa son las más estudiadas, ya que actúan secuencialmente, la PETasa rompe el polímero en monómeros como el ácido tereftálico y el mono(2-hidroxietil) tereftalato (MHET), mientras que la MHETasa degrada el MHET hasta generar productos completamente asimilables (Schumacher, 2022). Estas enzimas, originalmente descubiertas en *Ideonella sakaiensis*, han sido usadas en ingeniería genética para mejorar su eficiencia y estabilidad. (Yoshida S. H., 2016) (Yoshida S. H., 2021) (Tanaka, 2024)

Un hito importante fue el aislamiento de *Ideonella sakaiensis* 201-F6 (en una planta de reciclaje de residuos de PET), capaz de descomponer tanto el polímero como el intermedio mono(2-hidroxietil) tereftalato (MHET), gracias a la acción combinada la PETasa y la MHETasa (S. Yoshida, 2016). Desde entonces, la investigación se ha dividido en: caracterización estructural y catalítica de IsPETase; ingeniería de variantes termos-estables o más activas; y aplicaciones con enzimas purificadas o células completas (Yoshida S. H., *Ideonella sakaiensis*, PETase, and MHETase: From identification of microbial PET degradation to enzyme characterization. , 2021) (Palm, 2019) (Qiu, 2024).

Estudios posteriores caracterizaron la PETasa de *I. sakaiensis* (IsPETasa, EC 3.1.1.101), identificando un sitio activo conformado por la tríada catalítica Ser-His-Asp, con un bolsillo de unión al sustrato que acomoda hasta cuatro unidades de MHET, lo que explica su actividad óptima en pH entre 7 y 9, y temperatura óptima cercana a 30 °C (C. Liu, 2019) (Barone, 2024). Además, enzimas como TfCa, una carboxilesterasa versátil aislada de *Thermobifida fusca*, han mostrado capacidad para hidrolizar intermediarios generados durante la degradación del PET, con gran potencial en aplicaciones biotecnológicas (Barone, 2024).

En un estudio, *I. sakaiensis* logró degradar casi completamente una película de PET de baja cristalinidad en alrededor de 4 semanas (Walter, 2022) . En otro caso con PET de envase comercial, logró reducir más de 50 % en 7 semanas (Walter, 2022) . En la publicación original, se describe que la bacteria usa PET como fuente principal de carbono y energía con ambas enzimas (PETasa y MHETasa) para convertir eficientemente PET en sus monómeros (Yoshida S. H., 2016) (Hachisuka, 2021).

Una investigación con un sistema duo-enzima PETase + MHETase inmovilizado logró una depolimerización completa de PET (sin detectarse intermediarios como MHET o BHET) usando ambas enzimas en nanopartículas, liberando ~8 mM de TPA tras 96 h (Kotnis, 2025). Así mismo, la mutante S238Y de IsPETase sobre PET altamente cristalino (31%) ha logrado una degradación 3.3 veces mayor que la enzima silvestre (Sevilla, 2023). En revisiones sobre ingeniería enzimática se menciona que la degradación enzimática combinada (PETasa + MHETasa) es más rápida que con PETasa sola, aunque no siempre traducido en un porcentaje absoluto (Barclay, 2023) (Liu, 2023).

Haciendo una revisión de más enzimas están las hidrolasas, entre las que se encuentran lipasas, cutinasas y esterases, y todas estas también desempeñan un papel central en la biodegradación de PET, juntas constituyen un grupo amplio de enzimas cuya función principal es catalizar la ruptura de enlaces químicos mediante la reacción con agua, incorporando grupos -H y -OH (provenientes de H₂O) a las cadenas poliméricas presentes en la superficie del sustrato (Barone, 2024). Confirmando esto en los últimos años, se han logrado avances notables en el estudio de hidrolasas con especificidad hacia el PET, tales como lipasas, cutinasas y esterases de origen biológico (Xinhua Qi, 2021).

Los microorganismos juegan un papel fundamental en este proceso al descomponer plásticos complejos en moléculas más simples, mediante pasos sucesivos que incluyen la adhesión microbiana a la superficie del plástico, la secreción de enzimas extracelulares que atacan el polímero (biodeterioro o fragmentación), y la posterior asimilación y metabolización de los productos de degradación por la célula microbiana (mineralización). Este proceso, en el que participan bacterias y hongos, que poseen una amplia gama de enzimas (hidrolasas, esterases, lipasas, etc.) capaces de romper los enlaces poliméricos, transformando los plásticos en compuestos más sencillos, da lugar a la formación de CO₂, agua y biomasa. (Zeenat, 2021) Y confirman esto, múltiples revisiones que describen cómo esas bacterias y hongos transforman plásticos mediante secreción de enzimas hidrolíticas, formación de biofilms, adherencia al sustrato plástico y ruptura de enlaces químicos (Zeenat, 2021). Así mismo uno de esos estudios, *Plastic degradation by microbes: A sustainable approach*, hace hincapié en que los microorganismos son esenciales no solo para degradar los polímeros, sino para reducir la acumulación de residuos plásticos mediante rutas metabólicas que convierten los plásticos en CO₂, agua y biomasa bajo condiciones apropiadas (Zeenat, 2021) (Thakur, 2023).

En este contexto, donde múltiples bacterias han mostrado potencial degradativo, una de las más utilizadas ha sido *Escherichia coli*, por ejemplo ha sido utilizada ampliamente como hospedero para expresar y producir PETasas u otras enzimas (es decir, *E. coli* se ha empleado como plataforma *ingeniería* para biodegradación de PET), y mejorar su eficiencia mediante ingeniería genética, incluso artículos que describen expresión extracelular/mejorada de PETasa en *E. coli* y estrategias de co-display para células completas que presentan PETasas en su superficie (Wang C. Z., 2025) (Shi L., 2021) (Chi J., 2024).

Citrobacter freundii ha sido identificada entre microorganismos aislados de comunidades microbianas capaces de participar en la degradación de plásticos (por ejemplo, microbios intestinales o microbiotas de insectos que degradan PS u otros polímeros), aunque la evidencia es parcial e indirecta, y su aparición en listas de posibles degradadores por el momento solo viene de estudios de bioprospección, no de ensayos cuantitativos de mineralización de PET (An R., 2023). En el caso de *Proteus vulgaris*, los reportes son limitados y con resultados inconsistentes, mostrando solo actividad reducida frente a ciertos polímeros (Joan, 2023).

Finalmente *Enterobacter aerogenes* (*Klebsiella/Enterobacter*) ha despertado interés debido a su versatilidad metabólica y su potencial uso en biotecnología, según trabajos de ingeniería metabólica ha sido utilizada para producción biotecnológica (p. ej. redirección de rutas metabólicas), pero aún no hay suficiente evidencia o evidencia sólida de degradación directa de PET (Wu Y., 2021). En síntesis *E. coli*, *C. freundii*, *P. vulgaris*, y *E. aerogenes* no se consideran tradicionalmente como degradadores principales de PET, aunque han mostrado potencial degradativo en estudios recientes, especialmente cuando se adaptan a medios plásticos o son genéticamente modificadas para expresar enzimas, pero si son candidatas prometedoras para aplicaciones en biodegradación gracias a su versatilidad metabólica y capacidad de crecimiento rápido (Ibarra, 2023). También son buenas candidatas debido a que en condiciones adecuadas, son capaces de modificar la superficie del PET, formar biopelículas y secretar enzimas hidrolíticas que actúan sobre el polímero, y como ya se mencionó *E. coli* modificada genéticamente para expresar PETasa cuenta con resultados prometedores (Cringoli., 2022).

La degradación de PET por estos microorganismos genera como productos principales dióxido de carbono (CO₂), generado por la oxidación completa de los compuestos orgánicos, agua (H₂O), producto de las reacciones metabólicas aeróbicas, biomasa microbiana, formada a partir de la utilización de los monómeros como fuente de carbono y energía, y tereftalato, que junto con etilenglicol liberado pueden seguir rutas metabólicas específicas hasta mineralizarse en CO₂ y H₂O. Se confirma en estudios recientes como en *Different aspects of bacterial polyethylene terephthalate biodegradation* (Sefidi Heris, 2025), donde se describe que la degradación bacteriana del PET produce monómeros como ácido tereftálico (TPA) y glicol de etileno (EG), así como oligómeros intermedios como MHET y BHET, que luego pueden entrar en rutas metabólicas hasta convertirse en CO₂, agua y biomasa. También en *From plastic waste to bioprocesses: Using ethylene glycol* (Balola, 2024) se revisa la metabolización del glicol de etileno derivado de la degradación del PET (Balola, 2024) (Chandramouli, 2024).

La literatura documenta numerosos estudios experimentales en los que bacterias y consorcios microbianos muestran capacidad de atacar y despolimerizar PET, con grados de eficacia dependientes de la naturaleza del material (cristalinidad, pretratamientos) y de las condiciones experimentales (Kushwaha, 2023) (Cai, 2023). Además del caso paradigmático de *Ideonella sakaiensis*, se han reportado aislamientos bacterianos (p. ej. *Gordonia* sp. y otros géneros) con actividad detectable sobre películas o pellets de PET en condiciones de laboratorio, con medidas

como liberación de TPA/EG o pérdida de masa tras semanas a meses de incubación (Chandramouli, 2024) (Qiu, 2024).

Sin embargo, los estudios coinciden en señalar limitaciones recurrentes, como la baja eficiencia sobre PET vírgen de alta cristalinidad, la necesidad de pretratamientos físico-químicos (térmicos, mecánicos o químicos) para aumentar la accesibilidad enzimática, la lentitud de las conversiones en condiciones ambientales y la escasa trasferibilidad de resultados de laboratorio a campo. Además, aunque existen variantes enzimáticas muy eficientes en condiciones controladas, su aplicación práctica se enfrenta a retos de estabilidad, coste y escalado. Estas limitaciones se documentan tanto en revisiones como en estudios experimentales de optimización enzimática y de consorcios microbianos (Kushwaha, 2023).

Ante estas limitaciones, la ingeniería genética ha cobrado protagonismo. La ingeniería genética y la biocatálisis han sido enfoques centrales para incrementar la actividad degradativa. Estrategias como la expresión heteróloga de PETasas en hospedadores como *E. coli*, la modificación dirigida (protein engineering) para mejorar estabilidad térmica y actividad sobre PET, y la construcción de consorcios o sistemas celulares “whole-cell” que expresen y se beneficien de enzimas para la despolimerización y la asimilación subsecuente. Volviéndose estos avances objeto de múltiples artículos y revisiones que analizan desde la optimización de la expresión hasta la mejora de la afinidad/enfriamiento de la enzima; y sugiriendo que el hecho de que una bacteria sea útil como hospedador de expresión (como *E. coli*) no implica que sea por sí misma un degradador ambiental efectivo del PET sin ingeniería adicional (Riaz, 2025) (Wang T. Y., 2024).

Asimismo, se han planteado aplicaciones en biorreactores para el tratamiento de aguas y suelos contaminados, aunque la mayoría de los ensayos aún se encuentran en fases piloto o de demostración (Cheng, 2024; Wu, 2024). Más específicamente las aplicaciones propuestas van desde el uso de enzimas purificadas para biorreciclaje (reacciones *in vitro*) hasta el empleo de células completas o consorcios en biorreactores para tratamiento de corrientes acuosas o lodos. La literatura recoge ensayos piloto, pruebas en reactores y estudios de factibilidad, aunque como ya mencionamos la mayoría de las implementaciones industriales a escala siguen siendo incipientes y están en fase de demostración o escalado temprano (Cheng, 2024) (Wu H., 2024). En cuanto a los avances en escalamiento industrial de la biodegradación, se han reportado progresos en el escalado de procesos enzimáticos (p. ej. variantes de cutinasas como LCC ICCG y otras enzimas con alto rendimiento), así como iniciativas industriales que integran pasos de preamorfización del PET y uso de enzimas mejoradas para reciclaje químico cerrado (closed-loop). No obstante, pese a los avances prometedores, a implementación industrial requiere superar retos en estabilidad enzimática, reducción de costes y optimización del flujo de proceso (Cheng, 2024) (Møller, 2025).

También para este y estudios parecidos usar bacterias nativas o aisladas localmente presenta ventajas relevantes, como la adaptación al ambiente local (temperatura, salinidad, nutrientes), menor riesgo de efectos ecológicos adversos frente a la liberación de GMM y la posibilidad de encontrar consorcios naturales con sinergias enzimáticas. Además, el uso de cepas no modificadas reduce la complejidad regulatoria y los requisitos de bioseguridad para pruebas a escala de laboratorio y pruebas controladas *ex situ*. Sin embargo, la eficiencia puede ser menor que la de cepas/enzimas diseñadas y será necesario evaluar riesgos sanitarios (p. ej. patogenicidad, resistencia a antibióticos) antes de cualquier aplicación ambiental (Wu H., 2024) (Rafeeq, 2023).

Reiterando, es fundamental evaluar su seguridad, patogenicidad y resistencia a antibióticos antes de considerar aplicaciones ambientales (Wu H., 2024), (Rafeeq, 2023). Así mismo el uso de microorganismos genéticamente modificados (GMM) en biorremediación plantea cuestiones de bioseguridad, liberación ambiental, transferencia horizontal de genes y regulación. La literatura que examina GMM para remediación discute tanto el potencial beneficioso mayor eficiencia y especificidad como los riesgos (p. ej. diseminación, resistencia, efectos no deseados), y recomienda marcos regulatorios y medidas de contención (inmovilización celular, barreras físicas, seguimiento metagenómico). Las normas varían entre jurisdicciones y constituyen un factor crítico en la adopción industrial de estas tecnologías (Rafeeq, 2023) (Muhammad, 2024).

Cabe resaltar que, a pesar de la proliferación de informes sobre degradación microbiana de polímeros, persisten brechas relevantes: la validación reproducible en condiciones ambientales reales: muchos aislados sólo han demostrado actividad en laboratorio controlado (Kushwaha, 2023). Pruebas cuantitativas comparativas entre cepas comunes: faltan comparaciones sistemáticas y estandarizadas (misma matriz, mismo pretratamiento, mismos métodos de cuantificación) que permitan evaluar el potencial real de cepas no estudiadas ampliamente (Freire, 2024). Efectividad de cepas no canónicas: para varias bacterias comunes en laboratorios (p. ej. *Citrobacter freundii*, *Proteus vulgaris*, *Enterobacter aerogenes*) hay estudios de prospección y menciones en listados metagenómicos, pero es escasa la evidencia que las respalde como degradadores efectivos de PET en condiciones reproducibles. En contraste, *E. coli* aparece repetidamente como hospedador de ingeniería para expresar enzimas PET-degradadoras, no necesariamente como degradador nativo (Jang, 2024) (Freire, 2024).

Finalmente, la relevancia de este estudio radica en su aporte frente a la crisis ambiental generada por la acumulación de microplásticos, en particular los derivados del PET, que amenazan tanto a los ecosistemas como a la salud humana. También es relevante porque plantea una alternativa biotecnológica sostenible, innovadora y con potencial práctico para mitigar la problemática global de los microplásticos. Debido a que en este estudio se propone el uso de bacterias degradadoras, individuales o en consorcio, para disminuir la presencia de microplásticos en ambientes acuáticos y terrestres. Frente a las técnicas tradicionales de gestión de residuos, que muchas veces generan altos costos y problemas secundarios, la biotecnología basada en microorganismos ofrece una solución más amigable con el entorno, mediante procesos biodegradativos que transforman los

plásticos en productos no tóxicos como CO₂ y biomasa, promoviendo un manejo más sustentable de los residuos plásticos. Así mismo frente al aumento global de su producción, esta estrategia ofrece una vía biológica para reducir los residuos acumulados, es una respuesta al incremento del plástico. Por último al considerar condiciones ambientales reales como ambientes con baja disponibilidad de nutrientes, y en la utilización de consorcios bacterianos más eficientes, el estudio promueve soluciones escalables y aplicables.

8. METODOLOGÍA

8.1 Identificación y caracterización de bacterias presentes en aguas residuales que sean capaces de degradar PET.

Para la preparación de los microplásticos, se rallaron botellas y envases de plástico de tipo PET (no. 1) hasta obtener partículas de tamaño reducido, las cuales se tamizaron para asegurar uniformidad en sus dimensiones y fueran de menos de cinco milímetros.

Se recolectaron seis muestras ambientales, divididas equitativamente en tres de agua y tres de suelo, provenientes de distintos puntos de la ciudad Puebla, México, seleccionando ubicaciones estratégicas, por su exposición a residuos plásticos:

Las muestras de agua fueron recolectadas de acuerdo con la norma PROY-NMX-AA-003-SCFI-2008.

- Muestra #1: La primera muestra fue de agua y fue obtenida del Río Alseseca con coordenadas 19°02'03.8"N 98°10'24.5"W

- Muestra #2: La segunda muestra de agua se obtuvo de la Laguna de ciudad universitaria BUAP con coordenadas 19°00'13.9"N 98°12'16.9"W

- Muestra #3: La tercera muestra de agua fue recolectada de los lixiviados del contenedor de residuos plásticos del Centro de Acopio BUAP con coordenadas 18°59'42.4" N, 98°11'57.3" W

- Muestra #4: La cuarta muestra fue recolectada del Polvo y tierra de los contenedores donde eran almacenados los distintos residuos plásticos del Centro de Acopio BUAP con coordenadas 18°59'42.4" N, 98°11'57.6" W

- Muestra #5: La quinta muestra fue recolectada en un Suelo cercano a un Relleno Sanitario con coordenadas 18°58'21.7"N 98°07'54.7"W.

- Muestra #6: La sexta muestra de suelo fue recolectada del Suelo de un Centro de Acopio de residuos plásticos con coordenadas 18°59'49.1"N 98°10'29.5"W.

Para comprobar la presencia de microorganismos con potencial degradador, se realizó un ensayo preliminar en matraces de 250 ml de caldo Luria-Bertani (LB), asignando 50 ml a cada uno de los seis matraces. Se inoculó con 10 ml de muestra de agua o 10 g de muestra de suelo, según corresponda. Fueron agregados 0.1 gramos de cada microplástico de PET a cada matraz, manteniendo condiciones estándar. Las muestras se incubaron a 35 °C durante 2 días para permitir el crecimiento. Se observaron los cambios en la coloración de cada muestra y evaluó la reducción de microplásticos en los aproximadamente 8 días de observación, que permaneció en incubación.



Figura 3. Matraces inoculados con las las muestras de agua y las muestra de suelo.

El aislamiento de cepas bacterianas se efectuó en medios King Agar, Agar Mac-Conkey y Agar Nutritivo, distribuidos en placas de Petri, después fueron sembradas las seis muestras en los tres tipos de agar. Posterior al periodo de crecimiento, se llevó a cabo un análisis morfológico de las muestras y se documentaron las características morfológicas de cada cepa. Las cepas seleccionadas y aisladas se transfirieron a tubos de ensaye con 5 ml de caldo LB por duplicado, obteniéndose 28 cepas bacterianas activas.



Figura 4. Medios King Agar, Agar Mac-Conkey y Agar Nutritivo.

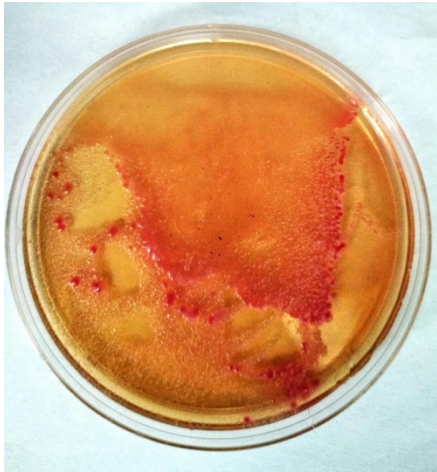


Figura 5. Bacterias en placas de Petri.

Posteriormente, se realizó la propagación y preparación de inóculos, para esto se prepararon 280 ml de caldo LB para propagar las cepas en tubos (de 10ml) para crecerlas en el caldo LB nuevo y usar esas recién inoculadas. Se incubaron las cepas durante varios días.

Se realizó un primer ensayo para determinar la capacidad de las cepas bacterianas de degradar plástico, para lo cual se elaboró el caldo LB (Luria-Bertani), asignando 5ml. Después se inoculó con 500 microlitros de cada cepa a cada tubo con caldo LB y se incubaron a 30°C. Se adicionaron los microplásticos agregando 0.1 gramos de cada microplástico de PET a cada tubo. Se rotuló cada tubo debidamente con el nombre de su respectiva cepa microbiológica. El 27/02/24 se incubaron las cepas con PET. Durante el tiempo de crecimiento se observaron cambios en la coloración de cada muestra y se evaluó la reducción de microplásticos. Cada día fueron agitados los tubos, se anotaron observaciones y se tomaron fotografías (del 28/02/24 al 10/04/24).

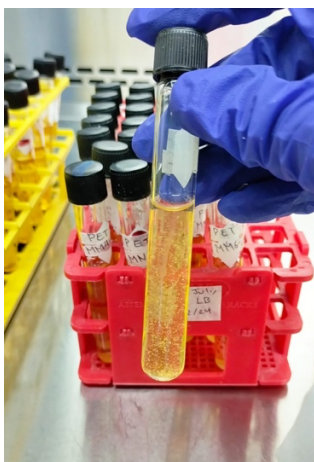


Figura 6. Tubos de ensayo con caldo LB, inóculo y microplásticos.

Tras el tiempo de crecimiento, observación y registro del 28/02/24 al 10/04/24 y para que la determinación de la capacidad de degradar el plástico de las cepas fuera exacta se filtraron y pesaron los microplásticos, para esto primero se hicieron filtros, recortando círculos de papel filtro, después los filtros fueron secados a 50°C en una estufa durante 1 hora, luego cada filtro fue pesado individualmente, se filtró cada una de las cepas con micro plásticos, utilizando un matraz, un embudo y un filtro, posteriormente los filtros fueron nuevamente colocados en la estufa por 1 hora adicional a la misma temperatura y se realizó una segunda medición del peso de los filtros. El peso del micro plástico añadido inicialmente comparado con el peso del micro plástico después del experimento indicó una gran reducción y degradación de este.



Figura 7. Filtros en una estufa.

Entre las 28 cepas evaluadas, 10 mostraron baja, 8 moderada y 10 alta capacidad de degradación de PET, evidenciando la existencia de cepas con elevada capacidad biodegradadora del polímero.

Para identificar las bacterias se eligieron las 14 con mayor potencial. La identificación de las cepas se realizó mediante morfología colonial y mediante pruebas bioquímicas, las cuales fueron, UREA, LIA, CITRATO, MIO, KIA y MR/VP.

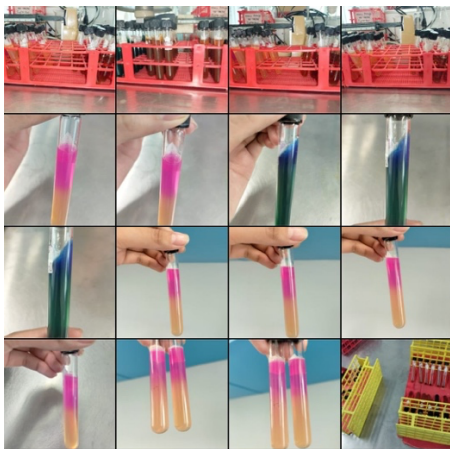


Figura 8. Pruebas bioquímicas.

Las cepas encontradas fueron: *E. coli*, *C. freundii*, *P. vulgaris*, *E. aerogenes*.

Las cepas aisladas que mostraron efectividad en la degradación de microplásticos de PET fueron trasladadas a tubos Eppendorff, centrifugadas y resuspendidas en caldo LB con glicerol al 20%.

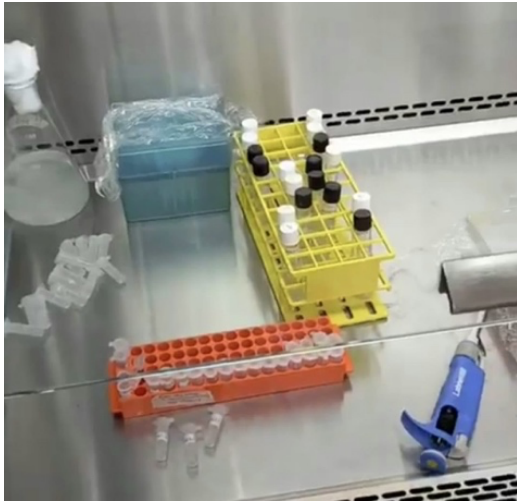


Figura 9. Traslado de las cepas a tubos Eppendorff.

- La mitad de los tubos se destinaron a la conservación, y la otra mitad se destinó para experimentación.

8.2 Análisis de la eficiencia de la biodegradación mediante la determinación del peso seco usando bacterias aisladas y consorcios bacterianos.

A partir de las cepas seleccionadas, se prepararon nuevos inóculos mediante propagación en caldo LB, utilizando 10 matraces con 25ml de LB y 5ml de inóculo, posteriormente a su propagación se centrifugó, y se tiró el sobrenadante para re suspender en medio mínimo mineral.

Para el ensayo final, se formaron tres consorcios bacterianos, uno integrado por cuatro cepas y dos por tres cepas aisladas cada uno. Se evaluaron diez cepas individuales y los tres consorcios, todos por triplicado, en caldo Luria Bartani (LB) y en el medio mínimo mineral (MMM) con 0.1g de microplásticos de PET y 1ml de inóculo bacteriano.

Inicialmente, se planificó una incubación a 30 °C desde el 20 de junio y durante dos meses más (julio y agosto de 2024). No obstante, el período de incubación se extendió desde el 20 de junio hasta el 11 de septiembre de 2024, debido a la ausencia de degradación significativa observada en esos dos meses, tomando la decisión al iniciar septiembre de 2024, de realizar una reinoculación con 1 ml adicional de cada cepa. Para ello, se llevó a cabo una propagación masiva de las cepas bacterianas. Cada cepa se cultivó en 5 ml de caldo LB con un inóculo inicial de 50 μ l.

Posteriormente, se prepararon 20 ml de caldo LB en matraces, a los cuales se agregaron 5 ml del inóculo previamente cultivado. El cultivo resultante se trasladó a tubos Falcon, se centrifugó, se descartó el sobrenadante y se resuspendió en 25 ml de MMM para obtener el nuevo inóculo. El 11 de septiembre de 2024, los tubos del ensayo, correspondientes a las cepas individuales y los consorcios, se reinocularon con 1 ml de cada cepa y se reintrodujeron en la incubadora a 30 °C, manteniendo las condiciones hasta el 29 de octubre de 2024.

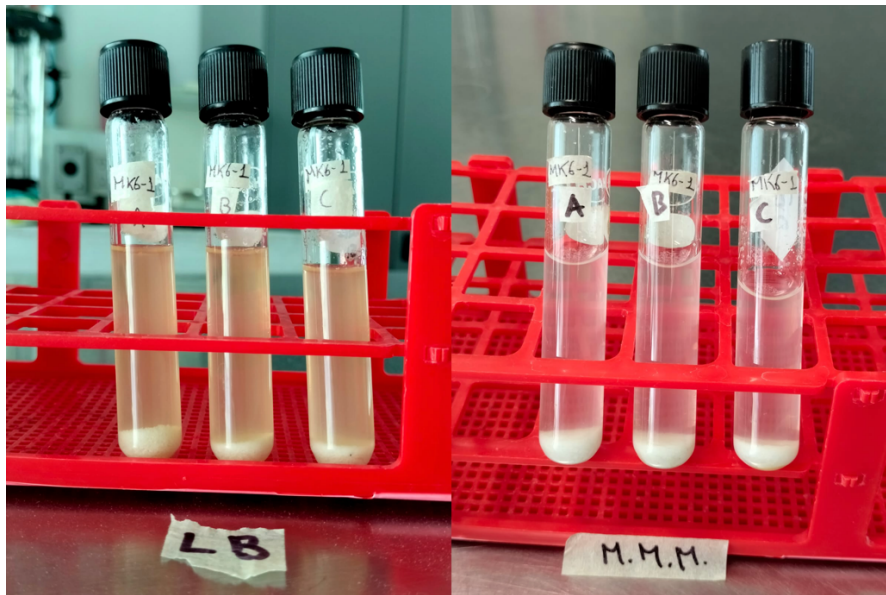


Figura 10. Cepa individual por triplicado en LB y MMM.

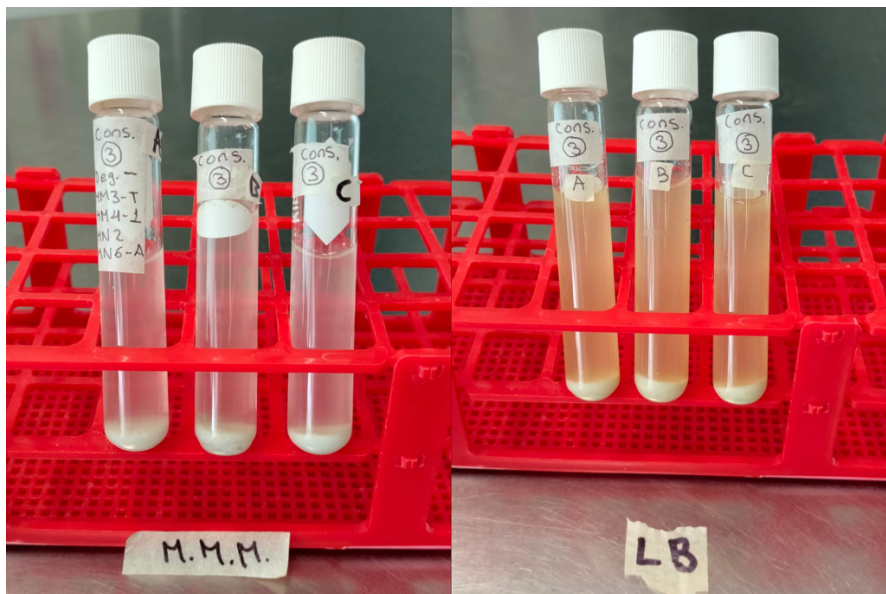


Figura 11. Consorcio bacteriano por triplicado en LB y MMM.

Tras el tiempo de Crecimiento, Observación y Registro del 20/06/24 al 29/10/24 y para que la determinación de la capacidad de degradar el plástico de las cepas fuera exacta se realizó un análisis gravimétrico, para esto primero se hicieron filtros, recortando círculos de papel filtro, después los filtros fueron secados a 50°C en una estufa durante 1 hora, luego cada filtro fue pesado individualmente, se filtró cada una de las cepas con micro plásticos, utilizando un matraz, un embudo y un filtro, posteriormente los filtros fueron nuevamente colocados en la estufa por 1 hora adicional y se realizó una segunda medición del peso de los filtros, obteniendo así el peso exacto de los microplásticos.



Figura 12. Filtros con microplásticos en seco.

A	B	C	D	E	F	G	H
Cepa	Filtro	PET añadido	B + C	Filtro con PET	Diferencia	Degradó	Prorcentaje de Biodegradación
MM5	0.3764	0.1	0.4764	0.4095	0.0669	0.0331	33.1 %

Tabla 1. Ejemplo del cálculo de % de degradación.

El cálculo del porcentaje de degradación del PET se realizó mediante el procedimiento gravimétrico descrito a continuación:

1. Filtro (B): Peso del filtro en seco antes de añadir el PET.
Ejemplo: 0.3764 g
2. PET añadido (C): Cantidad fija de PET añadida al inicio del experimento.
Ejemplo: 0.1 g
3. B + C: Suma del peso del filtro en seco y el PET añadido.
 $B + C = 0.3764 + 0.1 = 0.4764$ g
4. Filtro con PET (E): Peso final del filtro y la cepa después del experimento.
Ejemplo: 0.4095 g
5. Diferencia (F): Se calcula restando el peso final (E) al peso inicial, sin degradación (D).
 $F = D - E = 0.4764 - 0.4095 = 0.0669$ g
6. Degradó (G): Cantidad de PET degradado, obtenida restando la diferencia (F) al PET añadido inicialmente (C).
 $G = C - F = 0.1 - 0.0669 = 0.0331$ g
7. Porcentaje de biodegradación: Se calcula dividiendo el PET degradado (G) entre el PET añadido (C), y multiplicando por 100.

$$\text{Biodegradación (\%)} = \left(\frac{G}{C}\right) \times 100 = \left(\frac{0.0331}{0.1}\right) \times 100 = 33.1\%$$

9. RESULTADOS

Las cepas aisladas e identificadas correspondieron a los géneros *Escherichia Coli*, *Citrobacter freundii*, *Proteus vulgaris*, y *Enterobacter aerogenes*, de las cuales se formaron los consorcios que se muestran en la Tabla 2.

	Cepa	Género
Consorcio 1	MN6-C	<i>E. coli</i>
	MM5-O	<i>C. freundii</i>
	MN4-2	<i>E. coli</i>
Consorcio 2	MK6-1	<i>E. coli</i>
	MM3-S	<i>P. vulgaris</i>
	MM6-3	<i>C. freundii</i>
Consorcio 3	MM4-1	<i>E. coli</i>
	MN2	<i>E. coli</i>
	MN6-A	<i>E. coli</i>
	MM3-T	<i>C. freundii</i>

Tabla 2. Consorcios bacterianos para la biodegradación de microplásticos.

9.1 Identificación y caracterización de bacterias con capacidad para degradar PET

Se evaluó la capacidad de biodegradación de microplásticos de tereftalato de polietileno (PET) por 28 cepas bacterianas distintas. Cada cepa fue cultivada en 5 mL de caldo Luria-Bertani (LB), a los cuales se les añadió 0.1 g de microplástico de PET. Posteriormente, se incubaron desde el 28 de febrero de 2024 hasta el 10 de abril de 2024. Al término del periodo de incubación, las muestras fueron filtradas para recuperar los microplásticos y determinar la pérdida de peso como medida indirecta de la degradación del PET.

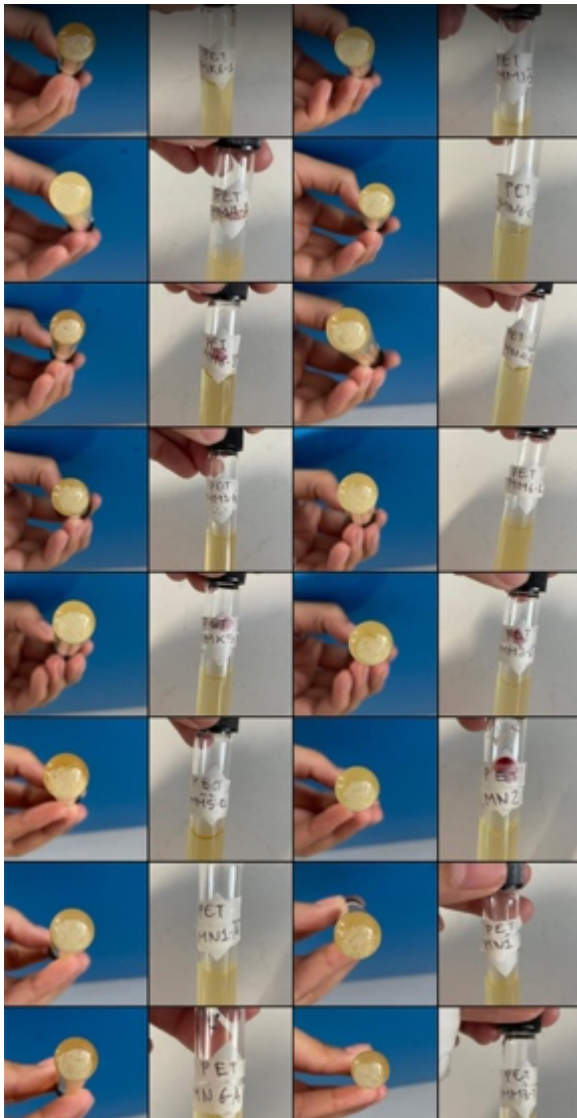


Figura 13. Observación y registro de la degradación de las 28 cepas.

Los resultados mostraron variaciones en la capacidad de biodegradación entre las diferentes cepas. El porcentaje de degradación del PET se calculó con base en la diferencia de peso antes y después de la interacción bacteriana. Se encontró que:

- La cepa MN6-C (identificada como *Escherichia coli*) presentó el mayor porcentaje de biodegradación con un **52.4%** de degradación del PET. Se observó que los fragmentos restantes eran finos y en poca cantidad.
- La cepa MM5-O (*Citrobacter freundii*) mostró un **51.2%** de degradación, quedando microplásticos de tamaños medianos y pequeños.
- Otras cepas destacadas fueron *MM1-R* (*E. coli*) con un **45.1%**, *MM4-3* con **44.3%**, y *MN4-2* con **43.9%** de biodegradación.

En contraste, las cepas con menores niveles de degradación fueron *MN2* (*E. coli*) con un **29.5%**, *MM4-1* (*E. coli*) con un **30.3%**, y *MM3-L* (*C. freundii*) con un **32.2%**.

En términos generales:

- Las cepas de *E. coli* mostraron una amplia variabilidad en la capacidad de degradar el PET, con algunos aislados mostrando porcentajes muy altos (más del 50%) y otros mucho más bajos (alrededor del 30%).
- *C. freundii* y *P. vulgaris* también demostraron una buena capacidad de biodegradación, mientras que *E. aerogenes* presentó una eficiencia moderada.

La observación microscópica y macroscópica de los microplásticos filtrados reveló que en los casos de mayor degradación, los residuos de PET eran notablemente más finos y de menor tamaño, mientras que en las cepas de menor eficiencia se observaban trozos medianos o grandes.

Estos resultados sugieren que ciertas cepas bacterianas tienen un alto potencial para la biodegradación de microplásticos de PET, siendo candidatas prometedoras para futuros estudios de biorremediación ambiental.

Cepa	Organismo	% Degradación	Observaciones principales
MN6-C	<i>E. coli</i>	52.4%	Fragmentos finos y pocos
MM5-O	<i>C. freundii</i>	51.2%	Fragmentos medianos y pequeños
MM1-R		45.1%	Fragmentos medianos
MM4 - 3		44.3%	Fragmentos finos y pequeños
MN4-2	<i>E. coli</i>	43.9%	Fragmentos medianos a finos
MM4-2	<i>E. aerogenes</i>	43.8%	Trozos medianos a grandes
MK4		42.7%	Aún se ve bastante PET
MM3-S	<i>P. vulgaris</i>	42.2%	Fragmentos finos y pocos
MM6-3	<i>C. freundii</i>	42.1%	Fragmentos muy finos
MM2		41.9%	Fragmentos finos y pocos
MK5		40.1%	Fragmentos finos y pocos
MM6-2		40.0%	Fragmentos finos y pocos
MM6-1		39.2%	Fragmentos medianos y finos
MK6-1	<i>E. coli</i>	38.8%	Fragmentos finos y pocos
MN1 - A		38.8%	
MN1		37.9%	
MN4-1	<i>E. coli</i>	37.1%	
MN3	<i>E. coli</i>	36.6%	
MM3-T	<i>C. freundii</i>	36.6%	Buen crecimiento, restos muy finos
MM5-0.		36.3%	
MK2 - A		35.4%	
MK6 - 2		35.3%	
MM1 - J		35.1%	
MN6-A	<i>E. coli</i>	34.5%	Casi no se ve el PET
MM5		33.1%	
MM3-L	<i>C. freundii</i>	32.2%	
MM4-1	<i>E. coli</i>	30.3%	Casi no se observa PET
MN2	<i>E. coli</i>	29.5%	Fragmentos muy finos y pocos

Tabla 3. Porcentaje de biodegradación de MP's de PET por las cepas bacterianas elegidas.

Algunos aunque tenían mejor porcentaje de degradación que cepas que si fueron elegidas, por las observaciones visuales como que aún se veían muchos MP de PET no fueron elegidas. Esta tabla está ordenada del mayor % de degradación al menor y deja notar que no todas tienen observaciones.

Cepa	Filtro	PET añadido	B + C	Filtro con PET	Diferencia	Degradó	Porcentaje de Biodegradación	
MM5	0.3764	0.1	0.4764	0.4095	0.0669	0.0331	33.1	%
MM1 - J	0.3891	0.1	0.4891	0.4242	0.0649	0.0351	35.1	%
MK6 - 2	0.3815	0.1	0.4815	0.4168	0.0647	0.0353	35.3	%
MK2 - A	0.3844	0.1	0.4844	0.4198	0.0646	0.0354	35.4	%
MK4	0.3865	0.1	0.4865	0.4292	0.0573	0.0427	42.7	%
MN3	0.3896	0.1	0.4896	0.4262	0.0634	0.0366	36.6	%
MM3 - T	0.374	0.1	0.474	0.4106	0.0634	0.0366	36.6	%
MN6 - A	0.3945	0.1	0.4945	0.429	0.0655	0.0345	34.5	%
MN1	0.3924	0.1	0.4924	0.4303	0.0621	0.0379	37.9	%
MN1 - A	0.3844	0.1	0.4844	0.4232	0.0612	0.0388	38.8	%
MN2	0.3835	0.1	0.4835	0.413	0.0705	0.0295	29.5	%
MM5-0.	0.387	0.1	0.487	0.4233	0.0637	0.0363	36.3	%
MM3 - L	0.376	0.1	0.476	0.4082	0.0678	0.0322	32.2	%
MK5	0.3923	0.1	0.4923	0.4324	0.0599	0.0401	40.1	%
MM6 - 1	0.3802	0.1	0.4802	0.4194	0.0608	0.0392	39.2	%
MM1 - R	0.3907	0.1	0.4907	0.4358	0.0549	0.0451	45.1	%
MN4 - 1	0.3762	0.1	0.4762	0.4133	0.0629	0.0371	37.1	%
MM6 - 3	0.3863	0.1	0.4863	0.4284	0.0579	0.0421	42.1	%
MN6 - C	0.3774	0.1	0.4774	0.4298	0.0476	0.0524	52.4	%
MM4 - 1	0.3877	0.1	0.4877	0.418	0.0697	0.0303	30.3	%
MM3 - S	0.3781	0.1	0.4781	0.4203	0.0578	0.0422	42.2	%
MK6 - 1	0.3931	0.1	0.4931	0.4319	0.0612	0.0388	38.8	%

MM6 - 2	0.3794	0.1	0.4794	0.4194	0.06	0.04	40	%
MN4 - 2	0.3734	0.1	0.4734	0.4173	0.0561	0.0439	43.9	%
MM4 - 2	0.3896	0.1	0.4896	0.4334	0.0562	0.0438	43.8	%
MM2	0.3955	0.1	0.4955	0.4374	0.0581	0.0419	41.9	%
MM4 - 3	0.3849	0.1	0.4849	0.4292	0.0557	0.0443	44.3	%
MM5 - O	0.3894	0.1	0.4894	0.4406	0.0488	0.0512	51.2	%

	Porcentaje de Degradación muy Bueno
	Porcentaje de Degradación Regular
	Porcentaje de Degradación bajo
	Resultados en peso distinto a observaciones

Tabla 4. Capacidad de biodegradación de las 28 cepas.

Cepas	M.O.
MK6-1	<i>E. coli</i>
MM3-L	<i>C. freundii</i>
MM3-S	<i>P. vulgaris</i>
MM3-T	<i>C. frundii</i>
MM4-1	<i>E. coli</i>
MM4-2	<i>E. aerogenes</i>
MM5-O	<i>C. freundii</i>
MM6-3	<i>C. freundii</i>
MN2	<i>E. coli</i>
MN3	<i>E. coli</i>
MN4-1	<i>E. coli</i>
MN4-2	<i>E. coli</i>
MN6-A	<i>E. coli</i>
MN6-C	<i>E. coli</i>

Tabla 5. 14 cepas seleccionadas por su potencial de degradación.

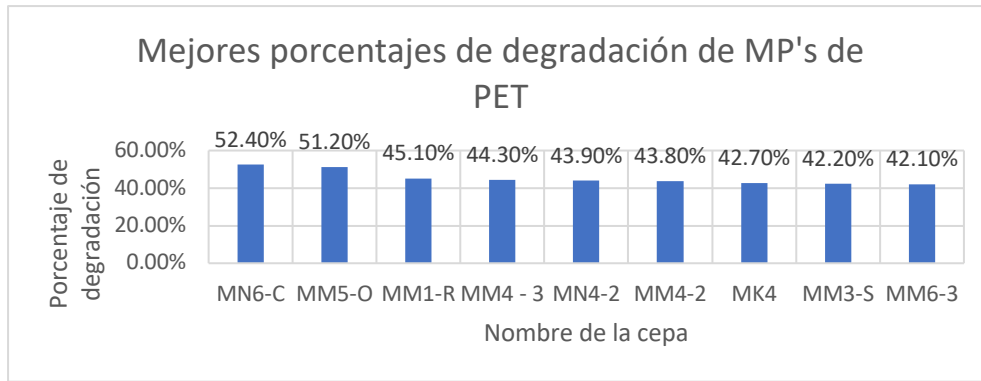


Figura 14. Mejores porcentajes de degradación de MP's de PET.

En la tabla se muestra las diez cepas con los porcentajes más altos de degradación, cinco de ellas fueron seleccionadas y sometidas a pruebas bioquímicas, mediante las cuales se determinó su identidad bacteriana.

9.2 Eficiencia de biodegradación mediante peso seco en bacterias aisladas y consorcios bacterianos

Para confirmar los resultados anteriores y asegurarnos que no fueron una aleatoriedad, se realizó un segundo ensayo con 10 cepas individuales, pero ahora por triplicado, y agregando 3 consorcios,

En este segundo ensayo se evaluó la capacidad de degradación de microplásticos de PET por parte de diez cepas bacterianas individuales y tres consorcios bacterianos, tanto en medio Luria-Bertani (LB) como en medio mínimo mineral (MMM), en condiciones de incubación de 30 °C. El período de incubación fue desde el 20 de junio hasta el 29 de octubre (4 meses). Durante ese periodo se realizó una reinoculación el 11 de septiembre de 2024 con 1ml de inóculo.

Para conformar los consorcios, clasificamos las 10 cepas individuales según su porcentaje de degradación, las 3 que más degradaron, luego las 3 que degradaron más o menos y por último las 4 que menos degradaron de esas 10.

Consortio 1	+ Degradaron	MN6 – C MM5 – O MN4 – 2
Consortio 2	Degradación regular	MK6 – 1 MM3 – S MM6 – 3
Consortio 3	– Degradaron	MM4 – 1 MN2 MN6 – A MM3 – T

Tabla 6. Formación de los consorcios.

i. Porcentaje de biodegradación en medio mínimo mineral (MMM)

Los resultados mostraron una alta eficiencia de biodegradación en el medio MMM. Los valores promedio por muestra (en triplicado) indicaron que la mayoría de las cepas individuales y consorcios lograron porcentajes superiores al 90%.

Los consorcios bacterianos dieron buenos resultados:

- Consortio 1 (MN6-C, MM5-O, MN4-2). Degradación promedio 94.1%
- Consortio 2 (MK6-1, MM3-S, MM6-3). Degradación promedio 92.4%
- Consortio 3 (MM4-1, MN2, MN6-A, MM3-T). Degradación promedio 94.73%

La degradación mínima promedio observada en MMM fue de **87.2%**, lo cual sigue siendo un valor elevado comparado con medios más ricos como LB.

ii. Porcentaje de biodegradación en medio LB

En contraste, los resultados obtenidos en medio Luria-Bertani (LB) fueron significativamente menores, con un rango de degradación entre 57% y 85.6% y de degradación promedio la menor fue 59.06% y la mayor 81.76%. Aunque algunas cepas alcanzaron resultados destacables, en general se observó una menor eficiencia comparado con el MMM.

Los consorcios bacterianos volvieron a destacar:

- El consorcio 1 fue el que más destacó con un promedio del 81.76%.
- El consorcio 2 alcanzó un 80.93%.
- El consorcio 1 mostró un 77.1%.

Las cepas que formaban cada consorcio influyeron mucho en los resultados, estas fueron:

- Consorcio 1: MN6-C (*E. coli*), MM5-O (*C. freundii*), MN4-2 (*E. coli*).
- Consorcio 2: MK6-1 (*E. coli*), MM3-S (*P. vulgaris*), MM6-3 (*C. freundii*).
- Consorcio 3: MM4-1 (*E. coli*), MN2 (*E. coli*), MN6-A (*E. coli*), MM3-T (*C. freundii*).

iii. Comparación entre medios

En términos generales, los datos muestran que el medio mínimo mineral (MMM) favorece significativamente la biodegradación del PET, probablemente al inducir un mayor aprovechamiento del plástico como fuente de carbono por parte de las bacterias. La diferencia entre medios es especialmente notoria en los consorcios bacterianos, donde la sinergia microbiana se vio potenciada en condiciones más limitadas en nutrientes.

Cepa	Filtro	PET añadido	B + C	Filtro con PET	Diferencia	Degradó	Porcentaje de Biodegradación		Promedio		
MK6 - 1	A	0.6783	0.1	0.7783	0.784	0.0057	0.0943	94.3	%	91.73333333	%
	B	0.6815	0.1	0.7815	0.7894	0.0079	0.0921	92.1	%		
	C	0.6979	0.1	0.7979	0.8091	0.0112	0.0888	88.8	%		
MM3 - S	A	0.6983	0.1	0.7983	0.8076	0.0093	0.0907	90.7	%	87.2	%
	B	0.6881	0.1	0.7881	0.8046	0.0165	0.0835	83.5	%		
	C	0.7129	0.1	0.8129	0.8255	0.0126	0.0874	87.4	%		
MM3 - T	A	0.6942	0.1	0.7942	0.8033	0.0091	0.0909	90.9	%	91.4	%
	B	0.6945	0.1	0.7945	0.8023	0.0078	0.0922	92.2	%		
	C	0.6911	0.1	0.7911	0.8	0.0089	0.0911	91.1	%		
MM4 - 1	A	0.6977	0.1	0.7977	0.8073	0.0096	0.0904	90.4	%	89.43333333	%
	B	0.7098	0.1	0.8098	0.8231	0.0133	0.0867	86.7	%		
	C	0.6906	0.1	0.7906	0.7994	0.0088	0.0912	91.2	%		
MM5 - O	A	0.6868	0.1	0.7868	0.7956	0.0088	0.0912	91.2	%	91.46666667	%
	B	0.6984	0.1	0.7984	0.8064	0.008	0.092	92	%		
	C	0.6954	0.1	0.7954	0.8042	0.0088	0.0912	91.2	%		
MM6 - 3	A	0.7104	0.1	0.8104	0.8153	0.0049	0.0951	95.1	%	92.83333333	%
	B	0.6831	0.1	0.7831	0.7893	0.0062	0.0938	93.8	%		
	C	0.6982	0.1	0.7982	0.8086	0.0104	0.0896	89.6	%		
MN2	A	0.6928	0.1	0.7928	0.8002	0.0074	0.0926	92.6	%	91.66666667	%

	B	0.6747	0.1	0.7747	0.7833	0.0086	0.0914	91.4	%		
	C	0.6832	0.1	0.7832	0.7922	0.009	0.091	91	%		
MN4 - 2	A	0.6797	0.1	0.7797	0.789	0.0093	0.0907	90.7	%	91.33333333	%
	B	0.6616	0.1	0.7616	0.768	0.0064	0.0936	93.6	%		
	C	0.8223	0.1	0.9223	0.9326	0.0103	0.0897	89.7	%		
MN6 - A	A	0.8223	0.1	0.9223	0.9281	0.0058	0.0942	94.2	%	92.1	%
	B	0.8395	0.1	0.9395	0.9511	0.0116	0.0884	88.4	%		
	C	0.8214	0.1	0.9214	0.9277	0.0063	0.0937	93.7	%		
MN6 - C	A	0.8489	0.1	0.9489	0.9576	0.0087	0.0913	91.3	%	91.23333333	%
	B	0.8261	0.1	0.9261	0.9343	0.0082	0.0918	91.8	%		
	C	0.8303	0.1	0.9303	0.9397	0.0094	0.0906	90.6	%		
Con 1	A	0.7227	0.1	0.8227	0.8286	0.0059	0.0941	94.1	%	94.1	%
	B	0.6768	0.1	0.7768	0.7836	0.0068	0.0932	93.2	%		
	C	0.6819	0.1	0.7819	0.7869	0.005	0.095	95	%		
Con 2	A	0.6762	0.1	0.7762	0.7834	0.0072	0.0928	92.8	%	92.4	%
	B	0.668	0.1	0.768	0.7756	0.0076	0.0924	92.4	%		
	C	0.6709	0.1	0.7709	0.7789	0.008	0.092	92	%		
Con 3	A	0.6747	0.1	0.7747	0.7812	0.0065	0.0935	93.5	%	94.73333333	%
	B	0.6633	0.1	0.7633	0.7708	0.0075	0.0925	92.5	%		
	C	0.6647	0.1	0.7647	0.7665	0.0018	0.0982	98.2	%		
MMM											

Tabla 7. % de biodegradación en MMM.

El MMM fue el que tuvo mejores resultados, obteniendo el mejor porcentaje de degradación por el consorcio 3, que obtuvo un 94.73% promedio.



Figura 15. Cepas bacterianas en MMM.

Cepa	Filtro	PET añadido	B + C	Filtro con PET	Diferencia	Degradó	Porcentaje de Biodegradación		Prom		
MK6 - 1	A	0.8166	0.1	0.9166	0.9572	0.0406	0.0594	59.4	%	63.9	%
	B	0.8305	0.1	0.9305	0.9697	0.0392	0.0608	60.8	%		
	C	0.8331	0.1	0.9331	0.9616	0.0285	0.0715	71.5	%		
MM3 - S	A	0.8292	0.1	0.9292	0.9577	0.0285	0.0715	71.5	%	73.2	%
	B	0.8276	0.1	0.9276	0.9477	0.0201	0.0799	79.9	%		
	C	0.8451	0.1	0.9451	0.9769	0.0318	0.0682	68.2	%		

MM3 - T	A	0.8252	0.1	0.9252	0.9631	0.0379	0.0621	62.1	%	66.6	%
	B	0.8282	0.1	0.9282	0.9562	0.028	0.072	72	%		
	C	0.8525	0.1	0.9525	0.9868	0.0343	0.0657	65.7	%		
MM4 - 1	A	0.8272	0.1	0.9272	0.9682	0.041	0.059	59	%	66.23333333	%
	B	0.8272	0.1	0.9272	0.96	0.0328	0.0672	67.2	%		
	C	0.8444	0.1	0.9444	0.9719	0.0275	0.0725	72.5	%		
MM5 - O	A	0.8181	0.1	0.9181	0.9584	0.0403	0.0597	59.7	%	67.1	%
	B	0.8329	0.1	0.9329	0.9635	0.0306	0.0694	69.4	%		
	C	0.8327	0.1	0.9327	0.9605	0.0278	0.0722	72.2	%		
MM6 - 3	A	0.8333	0.1	0.9333	0.9601	0.0268	0.0732	73.2	%	67.9	%
	B	0.8488	0.1	0.9488	0.9856	0.0368	0.0632	63.2	%		
	C	0.8351	0.1	0.9351	0.9678	0.0327	0.0673	67.3	%		
MN2	A	0.8268	0.1	0.9268	0.9698	0.043	0.057	57	%	59.0666667	%
	B	0.8328	0.1	0.9328	0.9748	0.042	0.058	58	%		
	C	0.8326	0.1	0.9326	0.9704	0.0378	0.0622	62.2	%		
MN4 - 2	A	0.8484	0.1	0.9484	0.9774	0.029	0.071	71	%	63.93333333	%
	B	0.8343	0.1	0.9343	0.975	0.0407	0.0593	59.3	%		
	C	0.8326	0.1	0.9326	0.9711	0.0385	0.0615	61.5	%		
MN6 - A	A	0.8252	0.1	0.9252	0.9602	0.035	0.065	65	%	73.4	%
	B	0.6688	0.1	0.7688	0.7901	0.0213	0.0787	78.7	%		
	C	0.6828	0.1	0.7828	0.8063	0.0235	0.0765	76.5	%		
MN6 - C	A	0.6733	0.1	0.7733	0.7952	0.0219	0.0781	78.1	%	77.53333333	%
	B	0.6751	0.1	0.7751	0.7977	0.0226	0.0774	77.4	%		
	C	0.6845	0.1	0.7845	0.8074	0.0229	0.0771	77.1	%		
Con 1	A	0.7989	0.1	0.8989	0.9133	0.0144	0.0856	85.6	%	81.7666667	%
	B	0.8145	0.1	0.9145	0.9361	0.0216	0.0784	78.4	%		
	C	0.7979	0.1	0.8979	0.9166	0.0187	0.0813	81.3	%		
Con 2	A	0.6655	0.1	0.7655	0.7849	0.0194	0.0806	80.6	%	80.93333333	%
	B	0.6781	0.1	0.7781	0.7978	0.0197	0.0803	80.3	%		
	C	0.6808	0.1	0.7808	0.7989	0.0181	0.0819	81.9	%		
Con 3	A	0.6692	0.1	0.7692	0.7962	0.027	0.073	73	%	77.1	%
	B	0.6767	0.1	0.7767	0.8002	0.0235	0.0765	76.5	%		
	C	0.6683	0.1	0.7683	0.7865	0.0182	0.0818	81.8	%		
LB											

Tabla 8. % de biodegradación en LB.

Los resultados del medio LB fueron significativamente más bajos en comparación del MMM.



Figura 16. Cepas bacterianas en LB.

Cepa / Consorcio	MMM (%)	LB (%)
Consorcio 3	94,70%	77,10%
Consorcio 1	94,10%	81,80%
MM6-3	92,80%	67,90%
MN6-A	92,10%	73,40%
Consorcio 2	92,40%	80,90%
MN2	91,70%	59,10%
MK6-1	91,70%	63,90%
MM5-O	91,50%	67,10%
MM3-T	91,40%	66,60%
MN4-2	91,30%	63,90%
MN6-C	91,20%	77,50%
MM4-1	89,40%	66,20%
MM3-S	87,20%	73,20%

Tabla 9. Comparación promedio de biodegradación de PET en MMM y LB.

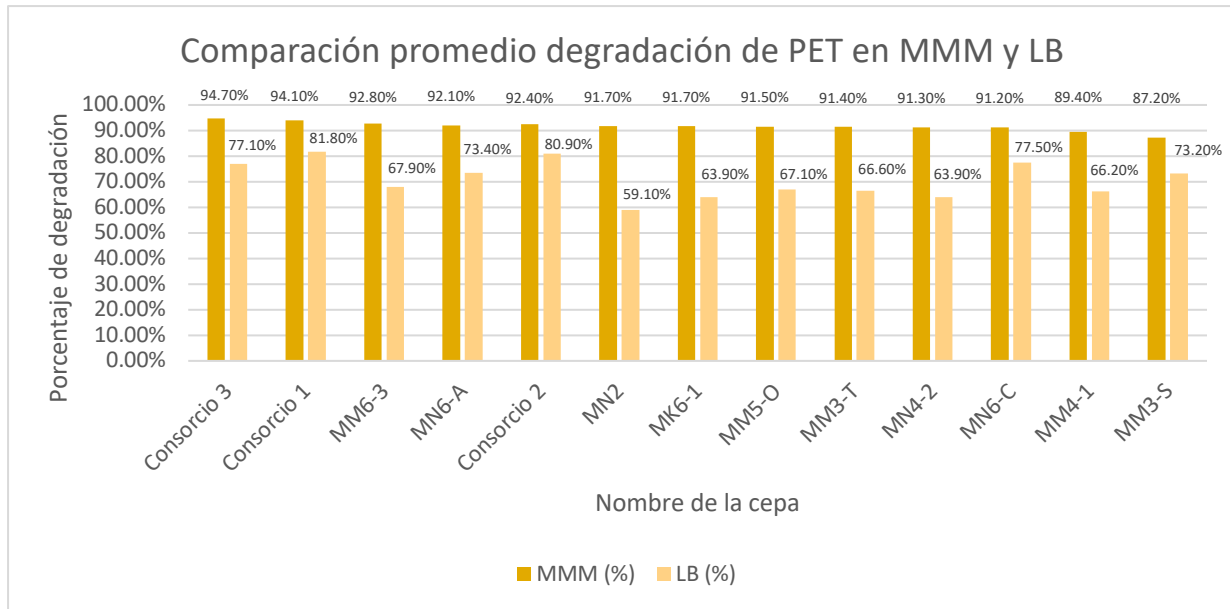


Figura 17. Comparación promedio de biodegradación de PET en MMM y LB.

Los resultados obtenidos muestran que diversos aislados bacterianos poseen una capacidad significativa para biodegradar PET, especialmente cuando se emplean medios con menor disponibilidad de nutrientes como el MMM.

10. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Los resultados obtenidos en ambos ensayos muestran que diversos aislados bacterianos poseen una capacidad significativa para biodegradar PET, especialmente cuando se emplean medios con menor disponibilidad de nutrientes como el MMM.

En el Ensayo 1, llevado a cabo en medio LB, se observaron niveles variables de degradación, destacando la cepa *Escherichia coli* MN6-C con un 52.4%, seguida muy de cerca por *Citrobacter freundii* MM5-O con 51.2%. Estos resultados reflejan una diversidad metabólica importante entre cepas incluso del mismo género o especie, lo que sugiere que las características individuales de cada aislado como la presencia de enzimas específicas o la capacidad de formar biopelículas pueden influir considerablemente en la eficiencia de degradación del PET (Qi, 2021), (Yoshida S. H., 2016). La observación de residuos más finos en las cepas más eficientes concuerda con el mayor grado de descomposición mecánica y química del polímero.

El Ensayo 2 permitió validar estos resultados iniciales, reforzando la evidencia de que las cepas tienen potencial biodegradador replicable. Además, al introducir el medio MMM y realizar el

experimento por triplicado, se logró controlar mejor la variabilidad y evaluar condiciones más exigentes. En este contexto, los consorcios bacterianos superaron el 90% de degradación del PET, siendo el consorcio 3 (MM4-1 (*E. coli*), MN2 (*E. coli*), MN6-A (*E. coli*), MM3-T (*C. freundii*)) el más efectivo con un 98.2% y su promedio del consorcio fue de 94.70%, siendo también el mayor promedio. Este hallazgo es clave, ya que sugiere un efecto sinérgico positivo entre cepas compatibles, donde la cooperación metabólica y la producción conjunta de enzimas degradadoras puede potenciar significativamente la eficiencia del proceso (Qi, 2021).

Asimismo, se evidenció que el medio MMM estimuló una mayor biodegradación en comparación con el medio LB. Esta diferencia puede explicarse por la presión metabólica inducida en condiciones de limitación de nutrientes, lo cual podría incentivar a las bacterias a utilizar el PET como fuente alternativa de carbono. O también podría explicarse como que las bacterias prefieren utilizar los nutrientes disponibles en el medio antes que recurrir a polímeros recalcitrantes como el PET (Hu, 2023).

En conjunto, los datos sugieren que tanto la selección adecuada de cepas como el diseño de condiciones ambientales son factores críticos para maximizar la biodegradación de microplásticos.

Con todos estos resultados obtenidos que mostraron una alta eficiencia degradativa por parte de las cepas bacterianas evaluadas, cabe resaltar que esta reducción no significa que desaparecen, sino que se transforman.

Durante el proceso de biorremediación, las bacterias no degradan el plástico en su forma original de manera directa, sino que primero secretan enzimas extracelulares, como PETasas y cutinasas, que rompen las largas cadenas poliméricas del PET en fragmentos más pequeños y solubles, tales como ácido tereftálico (TPA) y etilenglicol (EG) (Yoshida S. H., 2016). Estos compuestos pueden ser asimilados por las células bacterianas y utilizados como fuente de carbono y energía a través de rutas metabólicas centrales como el ciclo de Krebs (Heris, 2025).

Como resultado, **el plástico se transforma en productos metabólicos como dióxido de carbono (CO₂), agua y biomasa bacteriana.** Se convierte en compuestos no tóxicos o en parte del crecimiento celular microbiano (Yoshida S. H., 2016). Lo que explica la disminución observada del material plástico visible en el cultivo.

Estos hallazgos no solo confirman el potencial biotecnológico de las cepas estudiadas, sino que también sientan una base sólida para investigaciones futuras orientadas al escalamiento y aplicación práctica de sistemas de biorremediación microbiana. La alta eficiencia observada, especialmente en medios mínimos y con consorcios, abre posibilidades para optimizar procesos de degradación en condiciones ambientales reales.

11. CONCLUSIONES

Este estudio demuestra que ciertas bacterias pueden contribuir significativamente a la eliminación de microplásticos de PET en el medio ambiente, utilizando la biotecnología como una solución ecológica. Se identificaron y aislaron varias cepas, tanto de forma individual como en consorcio, con capacidades de biodegradación superiores al 90% en algunos casos.

Estos resultados destacan el potencial de microorganismos como *E. coli*, *C. freundii*, *P. vulgaris* y *E. aerogenes*, especialmente en medios con baja disponibilidad de nutrientes. La acción enzimática de PETasas y otras enzimas extracelulares permitió la descomposición del polímero en productos no tóxicos como CO₂, agua y biomasa.

La investigación resalta la necesidad de continuar desarrollando biotecnologías microbianas escalables y adaptables a condiciones ambientales reales, ofreciendo una alternativa ecológica y económica a los métodos tradicionales. La optimización de cepas y la comprensión de sus mecanismos enzimáticos abren nuevas posibilidades para una biorremediación efectiva.

En definitiva, el uso de bacterias biodegradadoras de PET representa una vía prometedora para reducir la carga de microplásticos y proteger tanto el ecosistema como la salud humana.

12. BIBLIOGRAFÍA

- Alpañés, E. (03 de Febrero de 2025). *El País*. Obtenido de Así se acumulan los microplásticos en el cuerpo: más en el cerebro y menos en el hígado.: <https://elpais.com/salud-y-bienestar/2025-02-03/asi-se-acumulan-los-microplasticos-en-el-cuerpo-mas-en-el-cerebro-y-menos-en-el-higado.html>
- A., K. K. (2019). *The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. Scientific reports, 9(1), 7843.* . Obtenido de A., Katija, K., Lisin, S. E., Rolsky, C., & S Van Houtan, K. (2019). The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific reports, 9(1), 7843.* <https://doi.org/10.1038/s41>
- Amobonye, A. B. (2021). *Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes.* . Obtenido de *The Science of the Total Environment, 759(143536), 143536.* : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143536>

- An R., L. C. (2023). *Recent Advances in Degradation of Polymer Plastics by Insects Inhabiting Microorganisms*. Obtenido de *Polymers*, 15(5), 1307–1307.:
<https://doi.org/10.3390/polym15051307>
- Ann K Ghattas, F. F. (1 de June de 2017). *Anaerobic biodegradation of (emerging) organic contaminants in the aquatic environment*. Obtenido de *Water Research*:
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.001>
- Balola, A. F. (2024). *From plastic waste to bioprocesses: Using ethylene glycol from polyethylene terephthalate biodegradation to fuel Escherichia coli metabolism and produce value-added compounds*. Obtenido de *Metabolic Engineering Communications*, 19, e00254. : <https://doi.org/10.1016/j.mec.2024.e00254>
- Barclay, A. &. (19 de 09 de 2023). *Engineering Plastic Eating Enzymes Using Structural Biology*. Obtenido de *Biomolecules*, 13(9), 1407.: <https://doi.org/10.3390/biom13091407>
- Barone, G. D.-S. (2024). *Harnessing photosynthetic microorganisms for enhanced bioremediation of microplastics: A comprehensive review*. Obtenido de *Environmental Science and Ecotechnology*, 20(100407), 100407.
<https://doi.org/10.1016/j.es.2024.100407> :
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666498424000218?ref=pdf_download&fr=RR-2&rr=98130d343fcdff0a
- Baskaran, S. S. (2016). *Influence of substrate concentration, nutrients and temperature on the biodegradation of toluene in a differential biofilter reactor*.
- Baskaran, S. S. (2016). *Influence of substrate concentration, nutrients and temperature on the biodegradation of toluene in a differential biofilter reactor*. Obtenido de *En Biotechnology and Biochemical Engineering* (pp. 197–205). Springer Singapore.:
https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-981-10-1920-3_22
- Benavides, F. C. (2022). *Microbial degradation of polyethylene terephthalate: a systematic review*. Obtenido de *Springer Nature Applied Sciences*: <https://doi.org/10.1007/s42452-022-05143-4>
- Bollaín Pastor, C. (2019). *Presencia de microplásticos en aguas y su potencial*. Obtenido de SciELO. <https://www.scielo.org/article/resp/2019.v93/e201908064/>:
[aguhttps://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1135-57272019000100012](https://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1135-57272019000100012)
- Boudechicha, A. (14 de 11 de 2024). *In vitro control of multidrug-resistant bacterial isolates and fungi by essential oils and their nanoformulations*. Obtenido de Univ-Setif.dz. DSpace@UFFAS: <http://dspace.univ-setif.dz:8888/jspui/handle/123456789/4441>
- Browne, M. C. (2011). *Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Source and sinks, Environ. . Sci. Technol.* 45(21), 9175-9179.
- Browne, M. A. (2007). *Microplastic an emerging contaminant of potential concern*. Obtenido de *Integrated environmental assessment and management*, 3(4), 559–561:
<https://doi.org/10.1002/ieam.5630030412>
- C. Liu, C. S.-C. (1 de January de 2019). *Structural and functional characterization of polyethylene terephthalate hydrolase from Ideonella sakaiensis*. Obtenido de *Biochemical and Biophysical Research Communications*. Volume 508, Issue 1, 1 January 2019, Pages

- 289-294 :
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006291X18325804?via%3Dihub>
 10.1016/j.bbrc.2018.11.148
- Cai, Z. L. (2023). *Biological Degradation of Plastics and Microplastics: A Recent Perspective on Associated Mechanisms and Influencing Factors*. Obtenido de *Microorganisms*, 11(7), 1661–1661.: <https://doi.org/10.3390/microorganisms11071661>
- Chandramouli, M. N. (2024). *Efficient biodegradation of Polyethylene terephthalate (PET) plastic by Gordonia sp. CN2K isolated from plastic contaminated environment*. Obtenido de *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 281, 116635–116635. :
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116635>
- Castañeta, G. (2020). *Microplásticos: Un Contaminante Que Crece ... Redalyc*. Obtenido de Redalyc:
 Micropláshttps://www.redalyc.org/journal/4263/426365043004/html/redalyc_426365043004_
- Cazaudehore, G. M. (2023). *Active microbial communities during biodegradation of biodegradable plastics by mesophilic and thermophilic anaerobic digestion*. Obtenido de *Journal of Hazardous Materials*, 443(Pt A), 130: 130208.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130208>
- Cheng, Y. C. (2024). *Closed-loop recycling of PET fabric and bottle waste by tandem pre-amorphization and enzymatic hydrolysis*. Obtenido de *Resources Conservation and Recycling*, 208, 107706–107706.: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107706>
- Chi J., W. P. (2024). *Engineering Escherichia coli for utilization of PET degraded ethylene glycol as sole feedstock*. Obtenido de *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 17(1).: <https://doi.org/10.1186/s13068-024-02568-4>
- Coll, B. (11 de Marzo de 2025). *El riesgo de vivir rodeados de microplásticos: “Pueden acceder al torrente sanguíneo y distribuirse por diferentes órganos.”*. Obtenido de El País:
<https://elpais.com/salud-y-bienestar/2025-03-11/el-riesgo-de-vivir-rodeados-de-microplasticos-pueden-acceder-al-torrente-sanguineo-y-distribuirse-por-diferentes-organos.html>
- Comas, G. I. (Septiembre de 2022). *ANÁLISIS de LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL de LA BASURA MARINA PROCEDENTE de GRANDES RÍOS EN EL OESTE de LA PENÍNSULA IBÉRICA*. Obtenido de
https://repositorio.unican.es/xmlui/bitstream/handle/10902/26193/2022_ComasGarcíaL.pdf
- Choy, C. A. (2019). *The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column*. *Scientific reports*, 9(1), 7843. Obtenido de pub med: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44117-2>
- Cringoli., L. R. (2022). *Advances in Automated Diagnosis of Intestinal Parasites of Animals and Humans*. En L. R. Cringoli., *Advances in Automated Diagnosis of Intestinal Parasites of Animals and Humans* (pág. 176). Elsevier.

- D R Askeland, W. J. (2012). *Ciencia e ingeniería de materiales sexta edición*. . Obtenido de <https://osvaldoweb.wordpress.com/wp-content/uploads/2016/04/ciencia-e-ingenieria-de-materiales-sexta-edicion3b3n.pdf>
- Fernández, R. (7 de Agosto de 2024). *Producción de plástico a nivel mundial de 2002 a 2022*. . Obtenido de Statista: <https://es.statista.com/estadisticas/636183/produccion-mundial-de-plastico/>
- Fiore, C. (2023). *Institutional doctoral Theses Repository*. Obtenido de Crystal engineering strategies against antimicrobial resistance: a solid contribution to a contemporary problem. Unibo.it.: <https://amsdottorato.unibo.it/id/eprint/10909/1/PhD%20Thesis-CECILIA%20FIORE.pdf>
- Fred W., B. J. (2004). *Ciencia de los Polímeros*. España: Editorial Reverte.
- Freire, R. S. (2024). *Exploring biodegradative efficiency: a systematic review on the main microplastic-degrading bacteria*. Obtenido de *Frontiers in Microbiology*, 15. : <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1360844>
- Ganesh Kumar, A. A. (2020). *Review on plastic wastes in marine environment - Biodegradation and biotechnological solutions*. Obtenido de *Marine Pollution Bulletin*, 150(110733), 110733.: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110733>
- Gudkov, S. V. (13 de 07 de 2022). *Ag2O Nanoparticles as a Candidate for Antimicrobial Compounds of the New Generation*. . Obtenido de *MDPI Pharmaceuticals*, 15(8), 968: <https://doi.org/10.3390/ph15080968>
- Hachisuka, S. N. (26 de Aug de 2021). *Development of a Targeted Gene Disruption System in the Poly(Ethylene Terephthalate)-Degrading Bacterium Ideonella sakaiensis and Its Applications to PETase and MHETase Genes*. Obtenido de *Applied and Environmental Microbiology*, 87(18):. <https://doi.org/10.1128/aem.00020-21>
- Heris, Y. S. (2025). *Different aspects of bacterial polyethylene terephthalate biodegradation*. Obtenido de *Bulletin Of The National Research Centre/Bulletin Of The National Research Center*, 49, 28: <https://doi.org/10.1186/s42269-025-01321-7>
- Hu, J. &. (2023). *Constructing Escherichia coli co-display systems for biodegradation of polyethylene terephthalate*. Obtenido de *Bioresources And Bioprocessing*, 10(1): <https://doi.org/10.1186/s40643-023-00711-x>
- Huang, H. H. (22 de 01 de 2025). *Microplastics in the bloodstream can induce cerebral thrombosis by causing cell obstruction and lead to neurobehavioral abnormalities*. Obtenido de *Science Advances*, 11(4):. <https://doi.org/10.1126/sciadv>.
- I.A. Kane, M. C. (2020). *Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation*. Obtenido de *Science*: [10.1126/science.aba5899](https://doi.org/10.1126/science.aba5899)
- I.E. Napper, R. T. (2020). *Plastic debris in the Marine Environment: History and future challenges*. Obtenido de *Global Chall*: [10.1002/gch2.201900081](https://doi.org/10.1002/gch2.201900081)
- Ibarra, I. R. (2023). *Bioremediation of brewery sludge and hydrogen*. Obtenido de *Bioremediation of brewery sludge and hydrogen production using combined approaches*: <https://ruor.uottawa.ca/bitstreams/c36162ee-6d03-441f-8893-6383b1f13090/download>

- Jang, Y. I.-E. (2024). *Identification of plastic-degrading bacteria in the human gut*. . Obtenido de The Science of the Total Environment, 172775–172775.: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172775>
- Jiang Liu, J. L. (2 de October de 2020). *Anaerobic and aerobic biodegradation of soil-extracted dissolved organic matter from the water-level-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir region, China*. Obtenido de Science of the Total Environment: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142857>
- Joan, o. C.-N. (2023). *Biodegradation of low-density polyethylene (LDPE) by bacteria isolated from dump sites in some metropolitan cities in north central Nigeria*. Obtenido de World Journal of Advanced Engineering Technology and Sciences, 9(2), 223–234.: <https://doi.org/10.30574/wjaets.2023.9.2.0223>
- Karlsson, T. B. (2021). Los pellets de plástico hallados en las playas por todo el mundo contienen sustancias químicas tóxicas.
- Kotnis, S. G. (10 de 03 de 2025). *High-Efficiency PET Degradation With a Duo-Enzyme System Immobilized on Magnetic Nanoparticles*. Obtenido de Biotechnology and Bioengineering.: <https://doi.org/10.1002/bit.28963>
- Kushwaha, A. G. (2023). *Biodegradation of poly(ethylene terephthalate): Mechanistic insights, advances, and future innovative strategies*. Obtenido de Chemical Engineering Journal (Lausanne, Switzerland: 1996), 457(141230), 141230.: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.141230>
- Lapa, H. M. (17 de 01 de 2023). *p-Xylene Oxidation to Terephthalic Acid: New Trends*. Obtenido de MDI Molecules, 28(4), 1922.: <https://doi.org/10.3390/molecules28041922>
- Liu, F. W. (19 de 09 de 2023). *Current advances in the structural biology and molecular engineering of PETase*. Obtenido de Frontiers in Bioengineering and Biotechnology, 11.: <https://doi.org/10.3389/fbioe.2023.1263996>
- Møller, M. S. (2025). *Unraveling the relationship between PET surfaces and their hydrolases*. . Obtenido de Trends in Biochemical Sciences. : <https://doi.org/10.1016/j.tibs.2025.05.002>
- Mallapaty, S. (23 de January de 2025). *Microplastics block blood flow in the brain, mouse study reveals*. Obtenido de Nature: <https://doi.org/10.1038/d41586-025-00178-0>
- Mahroof, K. (23 de Diciembre de 2023). *Análisis: Cómo la purpurina decorativa contribuye a la contaminación por microplásticos. How decorative glitter contributes to microplastic pollution*. . Obtenido de PBS NewsHour: <https://www.pbs.org/newshour/science/analysis-how-decorative-glitter-contributes-to-microplastic-pollution>
- Mamur, H. Ü. (2022). *Future perspective and current situation of maximum power point tracking methods in thermoelectric generators*. Obtenido de Sustainable Energy Technologies and Assessments, 50(101824), 101824: 101824. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101824>
- Montoya, A. M. (2009). *Biorremediación: una alternativa biotecnológica para el saneamiento ambiental*. Obtenido de Revista de la Universidad Industrial de Santander. Salud. Volumen: 41. Número:1 .: <https://www.redalyc.org/pdf/3438/343832742008.pdf>

- Muhammad, S. M. (2024). *A Review on Environmental Impacts and Risks of Beneficial Microorganisms*. . Obtenido de Innovative Research in Applied, Biological and Chemical Sciences, 2(1), 13–20. : <https://doi.org/10.62497/IRABCS.2024.31>
- Muñoz, D. d. (24 de 07 de 2009). *Prevalence of Staphylococcus aureus , Vibrio spp., and enterobacteria in pepitona, Arca zebra , commercialized in Cumaná, Venezuela*. *Scholaris.ca*. . Obtenido de Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas Venezuela.: <https://utoronto.scholaris.ca/items/dfaa618c-db8a-40a4-82cf-bc53bbc0f67b>
- Ojha, A. B. (2025). *Microbial carbonate mineralization: A comprehensive review of mechanisms, applications, and recent advancements*. Obtenido de Molecular Biotechnology: <https://doi.org/10.1007/s12033-025-01433-5>
- Palm, G. J. (2019). *Structure of the plastic-degrading Ideonella sakaiensis MHETase bound to a substrate*. Obtenido de Nature Communications, 10(1), 1717. : <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09326-3>
- Qi, X. M. (2021). *Evaluation of PET Degradation Using Artificial Microbial Consortia*. Obtenido de Frontiers In Microbiology, 12: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.778828>
- Qiu, J. C. (2024). *A comprehensive review on enzymatic biodegradation of polyethylene terephthalate*. . Obtenido de Environmental Research, 240, 117427. : <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117427>
- Rafeeq, H. A. (2023). *Genetically engineered microorganisms for environmental remediation*. Obtenido de Chemosphere, 310(310), 136751.: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136751>
- Reay, M. K. (2025). *Microbial degradation of bioplastic (PHBV) is limited by nutrient availability at high microplastic loadings*. Obtenido de Environmental Science. Advances, 4(1), 133–146. : <https://doi.org/10.1039/d4va00311j>
- Renisha Karki, W. C. (17 de March de 2021). *Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives*. Obtenido de Bioresource Technology.: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125001>
- Riaz, A. A. (2025). *Engineered bacteria for PET and polyethylene degradation: A review*. . Obtenido de Journal of Environmental Chemical Engineering, 13(6), 119368. : <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.119368>
- Ritchie, H. &. (2018). *Plastic Pollution*. Obtenido de Plastic Pollution: <https://ourworldindata.org/plastic-pollution>
- Rogowski, P. U. (2023). *Enzymatic kinetics of photosystem II with DCBQ as a substrate in extended Michaelis-Menten model*. Obtenido de Journal of Photochemistry and Photobiology. B, Biology, 247(112780), 112780.: <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2023.112780>
- Ryan, C. A. (2017). *Assessment of models for anaerobic biodegradation of a model bioplastic: Poly(hydroxybutyrate-co-hydroxyvalerate)*. Obtenido de Bioresource Technology, 227, 205–213. : <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.11>
- Schumacher, A. L. (15 de 03 de 2022). *3MTM Petrifilm Yeast and Mold Count Plate for the Enumeration of Yeasts and Molds in Dried Cannabis Flower: AOAC® Official Method*

- 997.02. . Obtenido de OXFORD ACADEMIC. *Journal of AOAC INTERNATIONAL*, 106(2): <https://doi.org/10.1093/jaoacint/qsac114>
- Schumacher, A. L. (28 de 08 de 2022). *Journal of AOAC INTERNATIONAL*. Obtenido de Petrifilm Yeast and Mold Count Plate for the Enumeration of Yeasts and Molds in Dried Cannabis Flower: AOAC® Official Method 997.02. *Journal of AOAC INTERNATIONAL*: <https://doi.org/10.1093/jaoacint/qsac114>
- S. Yoshida, K. H. (2016). *A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)*. Obtenido de *Science*. 351, págs. 1196-1199 .; <https://doi.org/10.1126/science.aad6359>
- Sarda, P. H. (05 de 11 de 2021). *Sustainability performance of polyethylene terephthalate, clarifying challenges and opportunities*. . Obtenido de *Journal of Polymer*: <https://doi.org/10.1002/pol.20210495>
- Sarria-Villa, R. G.-C. (2016). La gran problemática ambiental de los residuos plásticos: Microplásticos. En R. G.-C. Sarria-Villa. *Journal de Ciencia e Ingeniería*.
- Sefidi Heris, Y. (2025). *Different aspects of bacterial polyethylene terephthalate biodegradation*. . Obtenido de *Bulletin of the National Research Centre*, 49(1): <https://doi.org/10.1186/s42269-025-01321-7>
- Sevilla, M. E.-C.-J.-M. (3 de April de 2023). *Degradation of PET Bottles by an Engineered Ideonella sakaiensis PETase*. Obtenido de *Polymers*, 15(7), 1779.: <https://doi.org/10.3390/polym15071779>
- Sharma, D. G. (8 de 01 de 2025). *Unveiling the nanoworld of antimicrobial resistance: integrating nature and nanotechnology*. . Obtenido de *Frontiers in Microbiology*: <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2024.1391345/full>
- Shi L., L. H. (2021). *Enhanced Extracellular Production of IsPETase in Escherichia coli via Engineering of the pelB Signal Peptide*. Obtenido de *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 69(7), 2245–2252.: <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.0c07469>
- Singh Jadaun, J. B. (2022). *Biodegradation of plastics for sustainable environment*. Obtenido de *Bioresource Technology*, 347(126697), 126697.: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126697>
- Singh Jadaun, J. B. (2022). *Biodegradation of plastics for sustainable environment*. . Obtenido de *Bioresource Technology*, 347(126697), 126697. : <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126697>
- Song, Q. Z. (15 de 12 de 2024). *Microbial strategies for effective microplastics biodegradation: insights and innovations in environmental remediation*. Obtenido de *Environmental Research*, 120046–120046. : <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120046>
- Souza. (2007). *Detecção de betalactamases de espectro expandido (ESBL) em cepas de coliformes isoladas de carne de frango comercializada na cidade de Fortaleza, Ceará*. Obtenido de *Universidade Federal do Ceará, Fortaleza*. Repositorio.ufc.br.: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/17513>

- SpecialChem. (30 de Septiembre de 2023). *Polietileno vs. tereftalato de polietileno: cómo optimizar la selección de materiales para satisfacer sus necesidades*. Obtenido de Omnexus.: <https://omnexus.specialchem.com/tech-library/article/pe-vs-pet>
- Stabnikova, O. S. (22 de 05 de 2022). *The role of microplastics biofilm in accumulation of trace metals in aquatic environments*. Obtenido de World Journal of Microbiology and Biotechnology : <https://doi.org/10.1007/s11274-022-03293-6>
- Stanton, T. J. (2020). *Microplastic concentrations vary through both space and time. Environmental pollution*. Obtenido de National Library of Medicine: (Barking, Essex : 1987), 263(Pt B), 114481. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.>
- Tamoor, M. S. (7 de 02 de 2022). *The Cradle-to-Cradle Life Cycle Assessment of Polyethylene terephthalate: Environmental Perspective*. . Obtenido de MPDI Molecules, 27(5), 1599: <https://doi.org/10.3390/molecules27051599>
- Thakur, B. S. (2023). *Biodegradation of different types of microplastics: Molecular mechanism and degradation efficiency*. Obtenido de TScience of the Total Environment, 877, 162912.: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162912>
- Thathsarani, P. P. (2024). *The world of plastic waste: A review*. Obtenido de A review. Cleaner Materials. Volume 11, 100220, ISSN 2772-3976, <https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100220>.: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772397624000042>
- Tomy Muringayil Joseph, S. A. (06 de 2024). *Polyethylene terephthalate (PET) recycling: A review*. . Obtenido de Case Studies in Chemical and Environmental Engineering. : <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100673>
- Villagran, R. (2019). Una mirada hacia el mundo bacteriano. En A. C. Claudy L. Villagran Padilla, *Una mirada hacia el mundo bacteriano* (pág. 355). Puebla: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Walter, A. S. (16 de 11 de 2022). *Biodegradation of different PET variants from food containers by Ideonella sakaiensis*. Obtenido de Archives of Microbiology, 204(12).: <https://doi.org/10.1007/s00203-022-03306-w>
- Wade, J. L. (1993). *“Química Orgánica” Cap. 26, 2ª Edición*. México: Prentice-Hall Hispanoamericana S.A.
- Wang, C. Z. (2025). *Genetically engineered Escherichia coli: The new recyclers of PET plastic waste*. . Obtenido de Biotechnology Advances, 85, 108713. : <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2025.108713>
- Wang, J. &. (2024). *Modelling phytoremediation: Concepts, methods, challenges and perspectives*. . Obtenido de Soil & Environmental Health, 2(1), 100062. : <https://doi.org/10.1016/j.seh.2024.100062>
- Wang, T. Y. (2024). *Molecular engineering of PETase for efficient PET biodegradation*. Obtenido de Ecotoxicology and Environmental Safety, 280, 116540.: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116540>
- Wu H., L. H. (2024). *Interfacial engineering-based colonization of biofilms on polyethylene terephthalate (PET) surfaces: Implications for whole-cell biodegradation of*

- microplastics*. Obtenido de Science of the Total Environment, 958, 178002. :
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178002>
- Wu Y., C. W. (2021). *Metabolic Engineering of Enterobacter aerogenes for Improved 2,3-Butanediol Production by Manipulating NADH Levels and Overexpressing the Small RNA RyhB*. Obtenido de Frontiers in Microbiology, 12.:
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.754306>
- Xiaobo Min, W. L.-J. (2018 de January de 2018). *Sorption and biodegradation of pharmaceuticals in aerobic activated sludge system: A combined experimental and theoretical mechanistic study*. Obtenido de Chemical Engineering Journal:
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.012>
- Xinhua Qi, W. Y. (26 de December de 2021). *Current Advances in the Biodegradation and Bioconversion of Polyethylene Terephthalate*. Obtenido de MDPI:
<https://www.mdpi.com/2076-2607/10/1/39>
- Yoshida, S. H. (11 de 03 de 2016). *A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)*. Obtenido de Science, 351(6278), 1196-1199.:
<https://doi.org/10.1126/science.aad6359>
- Yoshida, S. H. (2021). *Ideonella sakaiensis, PETase, and MHETase: From identification of microbial PET degradation to enzyme characterization*. Obtenido de Methods in Enzymology, 648, 187–205. : <https://doi.org/10.1016/bs.mie.2020.12.0>
- Yoshida, S. H. (2021). *Ideonella sakaiensis, PETase, and MHETase: From identification of microbial PET degradation to enzyme characterization*. . Obtenido de Methods in Enzymology, 648, 187–205. : <https://doi.org/10.1016/bs.mie.2020.12.007>
- Zahid S. Aziz, S. H. (3 de April de 2024). *Bacterial biodegradation of oil-contaminated soil for pollutant abatement contributing to achieve sustainable development goals: A comprehensive review*. Obtenido de Results in Engineering:
<https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102083>
- Zeenat, E. A. (2021). *Plastics degradation by microbes: A sustainable approach*. Obtenido de Journal of King Saud University - Science, 33(6), 101538. :
<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101538>
- Zhang, Y. C. (2025). *A critical review on temperature-mediated marine plastic biodegradation*. Obtenido de Eco-Environment & Health, 4(3), 100177. :
<https://doi.org/10.1016/j.eehl.2025.100177>