



Facultad de Veterinaria  
Universidad Zaragoza



Facultad de Veterinaria  
Universidad Zaragoza



# Trabajo Fin de Grado en Ciencia y Tecnología de los alimentos

Degradación de residuos plásticos de la industria alimentaria mediante el uso  
de microorganismos

Degradation of plastic waste from the food industry through the use of  
microorganisms

Autor/es:

Julia Hernando Sánchez

Director/es:

M<sup>a</sup> Pilar Mañas Pérez

Facultad de  
Veterinaria

2021

---



## ÍNDICE

<b>1.- RESUMEN .....</b>	<b>1</b>
1.1.- Abstract .....	1
<b>2.- INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>2</b>
2.1.-Importancia medioambiental de los residuos plásticos.....	2
2.2.- Tipos de materiales plásticos utilizados en el envasado de los alimentos .....	3
2.3.-Estrategias generales para reducir el impacto medioambiental .....	8
<b>3.- JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS .....</b>	<b>12</b>
<b>4.- METODOLOGÍA.....</b>	<b>12</b>
4.1.- Fuentes bibliográficas consultadas .....	12
4.2.- Metodología de búsqueda bibliográfica .....	12
<b>5.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>14</b>
5.1.- Biodegradación de los plásticos. Factores que influyen en el índice de biodegradación .....	14
5.2.- Microorganismos y enzimas responsables de la biodegradación de los plásticos .....	17
5.3.- La biodegradación de los plásticos como estrategia para reducir los residuos plásticos en la industria alimentaria .....	26
<b>6.- CONCLUSIONES.....</b>	<b>29</b>
6.1.-Conclusion .....	30
<b>7.- VALORACIÓN PERSONAL.....</b>	<b>30</b>
<b>8.- BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>31</b>



## **ABREVIATURAS**

**HDPE:** Polietileno de alta densidad

**LDPE:** Polietileno de alta densidad

**PE:** Polietileno

**PET:** Polietileno de tereftalato

**PP:** Polipropileno

**PS:** Poliestireno

**PVC:** Cloruro de polivinilo



## 1.- RESUMEN

El impacto ambiental negativo que suponen los residuos plásticos en la actualidad se encuentra en imparable crecimiento, puesto que aún no existe la vía mediante la cual poder eliminarlos. Sin embargo, en los últimos años se ha descrito un fenómeno que podría conseguir la eliminación de los residuos plásticos, consistente en su degradación por parte de microorganismos y sus enzimas. Dicho fenómeno podría ser aprovechado por distintas industrias productoras de este material para reducir el impacto que este residuo supone sobre el medioambiente. La industria alimentaria podría formar parte de los sectores que aprovecharían esta estrategia, puesto que es el sector industrial que más demanda de plástico presenta en Europa, debido al envasado, dentro del cual tiene mayor impacto el de un solo uso. En este trabajo se describen los distintos microorganismos y enzimas capaces de degradar los distintos tipos de plásticos que forman parte de los envases, y se discuten posibles enfoques mediante los cuales se podría aprovechar esta estrategia por parte de industrias alimentarias.

### 1.1.- Abstract

*Nowadays, the negative environmental impact of plastic waste turns out to be in unstoppable growth and there isn't a way to eliminate them yet. However, in recent years there has been a phenomenon that could achieve the elimination of plastic waste, it is the degradation of plastics by microorganisms and enzymes. This phenomenon could be used by different industries that produce this material to reduce the impact that this waste has on the environment. The food industry could be part of the sectors that take advantage of this strategy, because this industry is producer of packaging -the plastic sector that is most in demand in Europe- within which single-use ones have the greatest impact. In this work, the different microorganisms and enzymes capable of degrading the different types of plastics that are part of packaging are described, and possible approaches by which this strategy could be used by food industries are discussed.*



## **2.- INTRODUCCIÓN**

### **2.1.-Importancia medioambiental de los residuos plásticos**

El plástico es un conjunto de materiales sintéticos que se caracterizan por su propiedad para moldearse y químicamente, está compuesto por polímeros. La creciente producción de plásticos en los últimos años ha traído consigo un impacto negativo en el medioambiente a nivel mundial. Así pues, según indica el último informe del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) publicado en 2019, la contaminación de plásticos es uno de los principales problemas ambientales del planeta. Las razones de que este material sea uno de los mayores contaminantes de la actualidad son principalmente las grandes cantidades que se producen, en parte debido a los hábitos de consumo de la población, y la persistencia de este material en el tiempo. Cabe destacar la actual situación de crisis sanitaria debida a la COVID-19, en la que se ha agravado el uso de plásticos de un solo uso, no solo a nivel hospitalario sino también a nivel doméstico, se ha producido un incremento exponencial en la generación de residuos plásticos de este tipo que no pueden ser reciclados (National Geographic España, 2019), por lo que su destino será el vertedero o la incineración. Esta situación puede verse como un paso atrás en las iniciativas para frenar la producción y empleo abusivos del plástico.

En 2018 se estimó que la producción de plásticos a nivel mundial alcanzó los 359 millones de toneladas (Plastics Europe, 2019). La demanda de este material por parte de multitud de industrias cada vez alcanza cifras más elevadas. Es un material difícil de sustituir por la versatilidad en sus utilidades, sumado a que es ligero, duradero y no supone un coste de producción elevado. Consecuentemente, se generan grandes cantidades de residuos plásticos que son difíciles de eliminar en un corto periodo de tiempo por su estructura química y porque en la actualidad no existe una gestión de residuos idónea para ellos.

No obstante, existen tres destinos principales dentro de su gestión post-consumo: el reciclaje, la incineración y los vertederos. Tan sólo el 9% de los residuos plásticos a nivel mundial acaban en plantas de reciclaje (Geyer, Jambeck y Law, 2017) que hasta ahora parece la opción más adecuada para la gestión de estos residuos por el menor impacto que se genera. En estas plantas, de manera resumida, se llevan a cabo las siguientes etapas: selección y separación de materiales que llegan a la planta, distintas etapas de lavado, secado, homogeneización, extrusión de la pasta para finalmente formar unos gránulos de pequeño tamaño, denominados granzas, que se convierten en materia prima para nuevas aplicaciones.



Un 12% de los plásticos son incinerados (Geyer, Jambeck y Law, 2017) para conseguir energía y por tanto supone una buena opción puesto que este material está elaborado a base de hidrocarburos. Pero se ha demostrado que la energía que se ahorra con el reciclaje es mayor que la que se genera en las plantas de incineración de plásticos, y además si no se trabaja de forma adecuada en el proceso de incineración se puede producir emisión de contaminantes tóxicos como dioxinas, gases nocivos y metales pesados. Como resultado se deduce que la incineración no es la estrategia idónea para la gestión de este tipo de residuos.

Por otro lado, el 79% de los residuos plásticos acaban en vertederos o vías fluviales (Geyer, Jambeck y Law, 2017), desde donde pueden llegar a los océanos provocando grandes daños en los ecosistemas marinos puesto que una vez allí, pueden incorporarse en la cadena trófica hasta que su efecto tóxico llega incluso a los humanos. El impacto también se genera en otros ecosistemas diferentes al marino, como el suelo y el aire, incluso otros aspectos distintos del ecológico se ven afectados por los residuos plásticos ya que en un futuro su limpieza o eliminación podrían suponer un efecto notable en la economía del mundo.

En los ecosistemas marinos se pueden encontrar dos grandes grupos de residuos plásticos según el tamaño que presentan: macroplásticos (>5mm) y microplásticos (<5mm). Estos últimos pueden actuar como agentes de peligro químico y vehículo de otros contaminantes ambientales cuando consiguen introducirse en la cadena alimentaria (Food Safety Magazine, 2018). Pueden incorporarse bien mediante el plancton, que constituye el primer organismo de la cadena, o atravesando las barreras físicas de organismos más grandes hasta llegar a sus órganos. Y aunque la exposición de los humanos a este peligro parezca poco probable, se han realizado estudios que avalan que en aquellas poblaciones en las que existe un consumo mayor de productos marinos, los consumidores ingerían más partículas plásticas que en aquellas poblaciones en las que el consumo de estos alimentos era menor (Food Safety Magazine, 2018). Y puesto que la producción, el consumo y los plásticos que ya se encuentran en vertederos y vías fluviales no van a disminuir o desaparecer instantáneamente, este problema va a tender a agravarse.

## **2.2.- Tipos de materiales plásticos utilizados en el envasado de los alimentos**

Actualmente, la aplicación más importante en volumen son los envases plásticos ya que, dentro de la distribución de plásticos, el segmento de los envases supone un 40% del total de la demanda en Europa (Plastics Europe, 2019). La industria alimentaria es una de las mayores consumidoras de este segmento, puesto que los plásticos se han convertido en el material de



elección para el envasado de los alimentos, ya que además de ser de fácil uso, mantiene las características organolépticas e higiénicas hasta el momento de consumo. De hecho, la industria alimentaria es una de las principales en producción de plásticos destinados a un solo uso, lo que significa que el plástico que envuelve al producto una vez consumido es desechado. En concreto, se estima que el 50% de los materiales plásticos están destinados a un solo uso (Lee y Liew, 2021).

Para terminar de comprender el impacto que este material supone, hay que conocer la estructura química básica de los plásticos. Están formados por unidades de monómeros que sufren reacciones de polimerización dando lugar a largas cadenas, denominadas polímeros. Además, se añaden distintos aditivos para obtener los efectos tecnológicos deseados. Las materias primas principales para la obtención de resinas plásticas son celulosa, carbón, gas natural, sal y petróleo. Esto es aplicable a la obtención de plásticos en general, comprendiendo el gran conjunto de materiales sintéticos o semisintéticos que existe. Atendiendo a su estructura se pueden encontrar distintos tipos de plásticos, con distintas propiedades y utilidades.

Existen tres grandes grupos de plásticos según las propiedades físicas, debidas a la estructura interna que presentan: termoplásticos, termoestables y elastómeros (López, 2010). En primer lugar, los **termoplásticos** son aquellos que al proporcionarles calor se vuelven deformables, esta propiedad viene dada porque las cadenas de polímeros están separadas entre sí y al aportar calor al material, las cadenas pueden deslizarse una sobre la otra, de modo que el conjunto puede adquirir una nueva forma. Gran parte de los plásticos que se fabrican en la actualidad pertenecen a este grupo, como el polietileno (PE), el polipropileno (PP), el policloruro de vinilo (PVC), el poliestireno (PS), el tereftalato de polietileno (PET), el nylon y el teflón. Respecto a los **termoestables**, se pueden deformar una única vez durante su fabricación gracias a que sufren una reacción de degradación o fraguado, y una vez terminada adquieren su forma definitiva, sin poder volverse a deformar. Esto ocurre así porque durante la reacción de fraguado, en las cadenas que conforman la estructura química de este tipo plásticos se crean enlaces rígidos que las unen entre sí, impidiendo que se puedan deslizar unas cadenas sobre las otras. Un ejemplo de plásticos termoestables es el poliuretano. Por último, los **elastómeros** son aquellos en los que se produce una situación intermedia entre los dos anteriores, esto es debido a que las cadenas que los conforman están unidas por pocos puntos pero están plegadas entre sí, permitiendo que el plástico se pueda estirar pero luego vuelven a su forma original. Pertenecen a este grupo el caucho, el neopreno y las siliconas.

Dentro del conjunto de envases plásticos se pueden clasificar distintos tipos y se les otorga un número denominado código de identificación que expresa el número de la resina con la que se ha fabricado el plástico. A continuación, se expone una tabla (Tabla 1) con la clasificación de los plásticos que se utilizan en el envasado, su correspondiente código de identificación de resina, las características principales y la utilidad dentro de la industria.

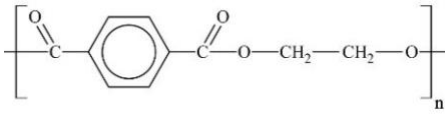

**Tabla 1.** Clasificación, número de resina, características y uso en la industria alimentaria de las distintas resinas que se encuentran dentro del conjunto de envases plásticos (Elaboración propia a partir de datos de Chemical Safety Facts, 2021).

Nombre	Nº de resina	CARACTERÍSTICAS	USO
<b>Poliétileno de tereftalato</b>		Liviano, semirrígido o rígido, transparente	Envasado de alimentos frescos, botellas de agua, botes de salsas y aceites.
<b>Poliétileno de alta densidad</b>		Duro, opaco, liviano, resistente	Envases de leche, zumos, vinagre y bolsas.
<b>Cloruro de polivinilo (PVC)</b>		Producido a base de cloro, resistente químicamente, transparente	Blisteres de pastillas
<b>Poliétileno de baja densidad</b>		Delgado, resistencia al calor, flexibilidad	Envases termosellados, frutas y vegetales
<b>Polipropileno</b>		Rígido, traslucido, opaco o de color, punto de fusión alto	Envases aptos para calentamiento, alimentos listos para el consumo
<b>Poliestireno</b>		Incoloro, duro	Tapas, bandejas, recipientes para alimentos listos para el consumo.
<b>Otro</b>		Resina plástica diferente o más de una resina plástica.	Envases grandes de agua y algunas botellas de jugos cítricos y salsas ácidas.



En lo referente a las estructuras químicas particulares, varían según las moléculas a partir de las cuales se forma los monómeros, que se unirán formando las cadenas de polímero. En la Tabla 2 se presentan las unidades estructurales de las cadenas macromoleculares que forman cada polímero, en concreto, de aquellos más utilizados para generar envases.

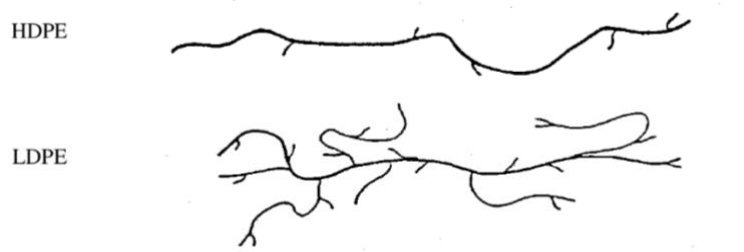
**Tabla 2.** Polímeros utilizados para la fabricación de envases y los monómeros de su estructura (Elaboración propia a partir de datos de Beltrán y Marcilla, 2011).

Polímero	Monómero (unidad estructural)
Polietileno de tereftalato	
Polietileno	$\text{-(CH}_2\text{-CH}_2\text{)}_n\text{-}$
Cloruro de polivinilo	$\text{-(CH}_2\text{-CH)}_n\text{-}$   Cl
Polipropileno	$\text{-(CH}_2\text{-CH)}_n\text{-}$   CH <sub>3</sub>
Poliestireno	$\text{-(CH}_2\text{-CH)}_n\text{-}$   

En el caso particular del polietileno de tereftalato (PET) su estructura está formada por moléculas de ácido tereftálico y etilglicanol (compuesto químico perteneciente al grupo de los dioles). Cuando estos compuestos reaccionan dan lugar a las cadenas macromoleculares sin ramificar que constituyen dicho polímero.

Sin embargo, el polietileno está constituido por cadenas de unidades de etileno, que dependiendo del grado de ramificación que contienen pueden distinguirse varios tipos: polietileno lineal de baja densidad (LLDPE), polietileno de baja densidad (LDPE), polietileno de densidad media (MDPE) y polietileno de alta densidad (HDPE) (Li et al., 2019). Además, y como consecuencia de lo anterior, pueden presentar una estructura amorfa o cristalina. Las áreas en las que se observa cristalinidad en la estructura de un polímero se denominan esferulitas, pudiendo existir áreas amorfas entre las cristalinas, haciendo que la forma y el tamaño de las esferulitas varíe según el tipo de polímero (Impact Plastics, 2017).

En concreto, en este trabajo interesa conocer la estructura del HDPE y del LDPE. El primero, presenta cadenas cortas con poca ramificación lo que conlleva a una estructura con un elevado porcentaje de regiones cristalinas, cadenas organizadas, ya que los enlaces intermoleculares son más fuertes al existir menor distancia entre ellas, y a su vez presentan una mayor densidad, por presentar cadenas estructuradas de manera más concentrada, de ahí su nombre (Li et al., 2019). Al contrario, el LDPE presenta un aumento en el número de ramificaciones de sus cadenas, dando como resultado enlaces intermoleculares más débiles y por tanto, una menor capacidad de cristalizar, es decir, presentan menores esferulitas cristalinas en su estructura, siendo un polímero más amorfo que el HDPE (Impact Plastics, 2017). En la Figura 1 se muestran las cadenas de HDPE y de LDPE, pudiéndose diferenciar en el número de ramificaciones que presentan.



**Figura 1.** Esquema de las estructuras de HDPE y LDPE (Adaptación de Shan, 2002)

Por otro lado, el cloruro de polivinilo (PVC) contiene en su estructura cloro, tal y como indica su nombre. Esto es debido a que se obtiene a partir del cloruro sódico (NaCl) dando lugar a un polvo blanco, amorfo y opaco. Los átomos de cloro ocupan los laterales de las cadenas, proporcionando al polímero polaridad. Por tanto el PVC, va a permitir la mezcla con otros componentes que sean sustancias polares, aspecto que va a favorecer la absorción de agua y humedad, también la resistencia mecánica, química y térmica (AIMPLAS, 2019).

El polipropileno (PP) se produce por la polimerización del propileno en presencia de catalizadores. Según la posición del grupo metilo y el átomo de hidrógeno respecto a la estructura espacial de la cadena del polímero se puede dar lugar a 3 estructuras diferentes: isotáctica, sindiotáctica y atáctica (Eckstein et al., 1998). Se da una estructura espacial de tipo isotáctica cuando todos los sustituyentes (grupos metilo) se encuentran por debajo o por encima del plano de la cadena principal. Mientras que la configuración sindiotáctica se da cuando los sustituyentes se alternan por encima y por debajo del plano, y cuando se encuentran al azar se da la configuración atáctica. Las dos primeras formas son las más regulares y por tanto de preferencia en el mercado ya que tienden a dar materiales sólidos con una disposición espacial ordenada y con unas propiedades físicas estables. Sin embargo, la configuración atáctica da



lugar a materiales amorfos, de tipo cera, y por tanto no tiene uso como material plástico (Petrocuyo, 2021).

Por último, el poliestireno (PS) se obtiene de la polimerización de estireno. Al contener en su estructura como moléculas de estireno que son grupos aromáticos, la estructura confiere volumen.

### **2.3.-Estrategias generales para reducir el impacto medioambiental**

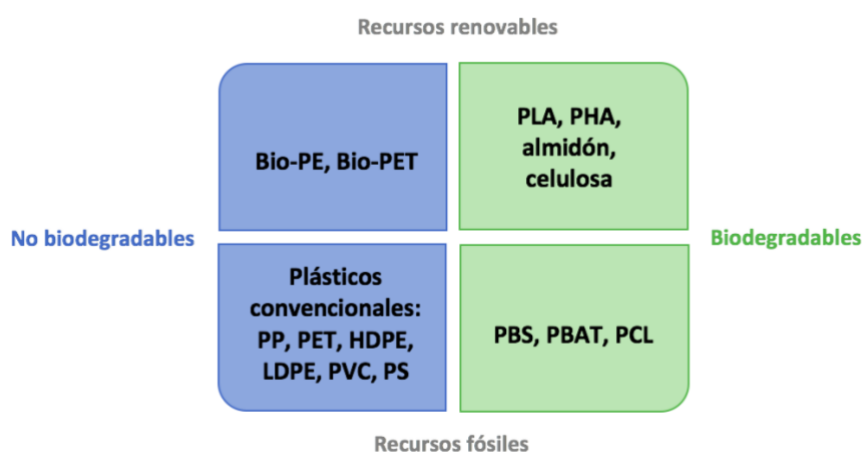
En la actualidad, coexisten varias estrategias para frenar el incremento de residuos plásticos y evitar la problemática que conlleva. La concienciación social es un factor que aunque es primordial, no es suficiente teniendo en cuenta el punto en el que se encuentra el problema, pues ya existen grandes cantidades de plásticos que van a convivir con las generaciones actuales y las siguientes debido a la capacidad de persistir en el tiempo que presentan estos materiales. Por ello, se están tomando otras medidas y se están llevando a cabo investigaciones para encontrar el modo de eliminar los residuos plásticos que ya se han generado, además de reducir su producción y uso.

Una de estas estrategias que se están llevando a cabo en la actualidad a nivel europeo es la Economía Circular, instaurada por La Comisión desde 2015, cuyo objetivo principal es minimizar el impacto del plástico, pretendiendo conseguir que en 2030 todos los envases de plástico sean reciclables (Enguix, 2018). Dentro de la estrategia se siguen diferentes vías para abordar la problemática de los plásticos: realizar cambios en el diseño de los envases plásticos, utilizar plásticos reciclado o sustituir el tipo de materiales que se usan para la formación de estos envases, entre otras. A continuación se explican en mayor profundidad algunas de las estrategias comentadas.

El **diseño de los envases** se propone como una de las principales vías para conseguir reducir el impacto de los residuos plásticos. Se puede llevar a cabo de diferentes formas dentro de la industria, una de ellas es reducir el peso de los envases, ya sea haciéndolos más delgados o eligiendo aquellos que sean más ligeros (reemplazar la tapa de plástico más rígida por una película plástica, hacer perforaciones en el embalaje, agrupar los productos en lugar de empaquetarlos de manera individual). Esto además de los beneficios medioambientales por el menor uso de plásticos, también tiene un menor coste para las empresas, pero como desventaja existe el riesgo de una menor calidad en el envase y por lo tanto en el producto que porta (Geijer, 2019).

También existe la posibilidad de que las empresas utilicen **plástico reciclado**. Como se ha explicado antes, las plantas de reciclado obtienen granzas que sirven como materia prima para nuevos materiales plásticos reciclados. En el caso de industrias alimentarias no es la opción idónea porque en determinados casos se precisan plásticos de mayor calidad para generar envases que cumplan con los requerimientos de seguridad y calidad del alimento. Se ha de demostrar que el plástico que se pretende reciclar para el envasado de alimentos tenga al menos un 95% del material que lo compone apto para el envasado de alimentos, es decir, que este material haya sido usado con anterioridad para ser envase de alimentos (Geijer, 2019). Hoy en día el polímero que más se recicla para la industria alimentaria es el PET, que pasa a denominarse rPET. Esta alternativa presenta una diferencia notable entre la calidad que presenta el material reciclado y el precio que conlleva, además de que en la actualidad no existe un gran suministro de plásticos reciclados capaz de abastecer a toda la industria alimentaria.

Existen otros caminos por los que se está apostando para reducir el uso de plásticos, o más bien sustituir su uso, como es el caso de los bioplásticos, que se están abriendo camino en la industria de la alimentación y la agricultura, siendo cada vez más aceptados. Dentro de este grupo se pueden distinguir 3 tipos de materiales: los que provienen de recursos renovables pero no son biodegradables, los biodegradables que provienen de recursos renovables y los biodegradables que se obtienen de recursos fósiles (Bertomeu, 2018). A continuación se puede ver un esquema (Figura 2) donde se diferencian los materiales nombrados junto con los plásticos convencionales.



**Figura 2.** Tipos de plásticos según su procedencia de recursos fósiles o renovables, y según se consideren biodegradables o no (Elaboración propia a partir de datos de Geijer, 2019).

La principal diferencia entre los plásticos convencionales y los plásticos que se consideran biodegradables es que estos últimos, en determinadas condiciones



medioambientales, van a poder ser sustrato de crecimiento de microorganismos, convirtiéndose en agua, CO<sub>2</sub> y biomasa. De este modo van a poder degradarse con mayor facilidad y rapidez en el ciclo de carbono, puesto que tan solo precisan de entre 1,5 a 3 años para desaparecer (Raja Blog, 2019), en comparación a los cientos de años estimados para los plásticos convencionales. Aunque no todos los plásticos del esquema son biodegradables, siguen presentando ventajas sobre los plásticos convencionales debido a que estas alternativas permiten la disminución de fuentes no renovables de materias primas, puesto que no se precisa para su síntesis petróleo u otras fuentes fósiles (Geijer, 2019).

Estos plásticos de fuentes renovables y que no se consideran biodegradables son por ejemplo el biopolietileno (Bio-PE) o biopolietilentereftalato (Bio-PET), ambos se obtienen de la caña de azúcar y presentan características físico-químicas similares a sus homólogos provenientes de recursos fósiles (Bertomeu, 2018).

Dentro de los plásticos que son de origen fósil y biodegradables podemos encontrar ejemplos como (Raja Blog, 2021):

- PBS (succinato de polibutileno): se puede utilizar para formar botellas y bandejas.
- PBAT (polibutileno de teraftalato adipato): presenta buena tolerancia al calor, flexibilidad y transparencia.
- PCL (policaprolactona): resulta ser de importancia en la industria de los envases de alimentos puesto que su uso está recomendado para fabricar películas plásticas.

Entre los plásticos que provienen de recursos renovables y además son biodegradables se pueden encontrar (Raja Blog, 2021):

- PLA (ácido poliláctico): deriva de ácido láctico y resulta de utilidad en la fabricación de bandejas o recipientes que estén destinados a estar en contacto con los alimentos. Sus propiedades físicas se asemejan a las de PET.
- PHA (polihidroxialcanoatos): se obtiene por procesos de fermentación bacteriana a partir de materias primas vegetales y se usa para sustituir el plástico de tapones y bolsas.
- Bioplásticos basados en almidón: el almidón puede presentar de diferentes orígenes, que no van a presentar propiedades que se asemejan tanto plásticos convencionales porque van a ser hidrosolubles.
- Bioplásticos basados en celulosa: pueden presentar una mayor resistencia y se destinan a la fabricación de etiquetas y tapones.



Entre las desventajas de las alternativas a los plásticos convencionales provenientes de recursos fósiles se encuentran los costes altos de producción (Bertomeu, 2018), por lo que solo hacen uso de ellos industrias cuyos productos presentan un valor añadido. Además, estos materiales se suelen percibir por parte de los industriales con unas cualidades muy diferentes a las que están acostumbrados o buscan en sus productos, por ello se muestran reacios a su utilización (Geijer, 2019). Otro aspecto que presenta una desventaja en el uso de plásticos biodegradables es la dificultad del reciclaje, puesto que no se pueden mezclar con los plásticos tradicionales de origen fósil, ya que los bioplásticos son materia orgánica, que no tiene cabida en una planta de reciclaje de plásticos, sino que su destino, por ejemplo, está en plantas de compostaje. Y esto mismo ocurre a nivel de consumidor (Geijer, 2019).

Sin embargo, aunque existen multitud de estrategias para evitar la problemática de los plásticos, ninguna de las enumeradas puede eliminar el problema que suponen los plásticos que ya se encuentran como residuos contaminando distintos ecosistemas. Se puede decir que los residuos plásticos ya constituyen su propio ecosistema, recientemente conocido como *plastisfera*. Se puede denominar ecosistema porque según estudios realizados en muestras de desechos de plásticos marinos, se han hallado comunidades microbianas adheridas a ellos (Zettler, Mincer y Amaral-Zettler, 2013), además de que algunos de ellos presentan la capacidad para adaptarse al medio y conseguir degradar los polímeros plásticos que los conforman. Conociendo esto se han podido aislar y dar a conocer otros organismos capaces de metabolizar los plásticos, planteándose así la biodegradación de los plásticos por parte de microorganismos como una prometedora estrategia para frenar la contaminación que estos suponen en la actualidad.



### **3.- JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS**

Los residuos plásticos presentan un gran impacto medioambiental. El objetivo de este trabajo es obtener información actualizada acerca de la importancia de la generación de residuos plásticos en la industria alimentaria y de los enfoques actuales para reducir su impacto medioambiental. Seguidamente se pretende analizar la bibliografía existente sobre microorganismos y enzimas capaces de degradar los plásticos, para posteriormente valorar las posibilidades de aprovechamiento de este fenómeno como estrategia para la eliminación de residuos plásticos, y/o como fundamento para un diseño más racional de los plásticos utilizados en el envasado de alimentos.

### **4.- METODOLOGÍA**

#### **4.1.- Fuentes bibliográficas consultadas**

La elaboración de este trabajo de revisión ha requerido consultar diferentes buscadores de referencias bibliográficas que pone a disposición la biblioteca de la Universidad de Zaragoza, a partir de los cuales se seleccionaron principalmente libros y artículos científicos de interés:

- AlcorZe: es una herramienta de búsqueda que permite acceder a fuentes internas de la Universidad (catálogo de la biblioteca, repositorio institucional Zaguán) y a fuentes externas (bases de datos) (Biblioteca de la Universidad de Zaragoza).
- Web of Science: es la colección de bases de datos de referencias bibliográficas y citas de publicaciones periódicas desde 1900 hasta la actualidad (FECYT).
- Google académico, desarrollado por Google, es un buscador especializado en el mundo de la investigación científica (Biblioteca de la Universidad de Zaragoza).

Además también se consultaron páginas web en internet principalmente de organismos como la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) y asociaciones como Plastics Europe, que aparecen reseñadas en la bibliografía de este trabajo.

#### **4.2.- Metodología de búsqueda bibliográfica**

El proceso de búsqueda de información se puede dividir en fases. En primer lugar se realizó una búsqueda general del tema a tratar para establecer los antecedentes. Para ello se ha utilizado el buscador AlcorZe, concretamente el catálogo ROBLE para búsquedas de libros de la Biblioteca de la Universidad de Zaragoza, donde se obtuvo información básica de los envases alimentarios y los residuos plásticos de la industria alimentaria en general, abarcando también los problemas ambientales que suponen dichos residuos. Para finalizar la búsqueda general de



ideas y poder concretar los tipos de plásticos que se iban a tratar en el trabajo se consultó la legislación europea en la base de datos EUR-Lex.

En segundo lugar, se llevó a cabo una búsqueda más concreta del tema, mediante el empleo de palabras clave muy generales, para lo que se utilizaron las bases de datos Web of Science. También se hizo uso de estudios y organizaciones disponibles en páginas web, para completar lo anterior. Las palabras clave empleadas fueron inicialmente "*plastic degradation*", filtrando posteriormente los resultados para que apareciesen en el título, resumen o palabras clave y centrándose en los artículos de revisión, además de seleccionar aquellos que tuvieran acceso abierto y se hubieran publicado recientemente, entre los años 2020 y 2021. De este modo se obtuvieron 134 resultados, los cuales eran todos artículos recientes que trataban el tema. Posteriormente, de esos 134 resultados se realizó una selección de 13 revisiones bibliográficas. Para ello se descartaron aquellos resultados cuyo título no correspondía totalmente con el tema a tratar en el trabajo. En ocasiones se llevaba a cabo una lectura del resumen para poder concluir si era un artículo útil, o se debía descartar. En concreto, se descartaron aquellos que trataban los bioplásticos, biopolímeros, poliláctico, polihidroxialcanoatos, etc. Finalmente, de los 13 resultados seleccionados se volvió a realizar un descarte, observando esta vez con mayor atención la revisión, es decir, más allá del título y el resumen, para finalmente obtener un total de 6 artículos que trataban con profundidad el tema a tratar en este trabajo, y por tanto han resultado ser la base del mismo y aparecen en la bibliografía.

En tercer lugar, para completar la información, se llevaron a cabo búsquedas aún más especializadas en el Web of Science, utilizando palabras clave más concretas y dirigiendo la búsqueda a artículos científicos originales que no fuesen de revisión. Para ello se utilizaron palabras clave como "*plastic biodegradation*", sumando filas a la búsqueda en las que se indicaban palabras que formaran parte del tema de los artículos como "*bacteria*" y "*enzyme*". Se obtuvieron 35 resultados con la primera combinación de palabras clave ("*plastic biodegradation*" y "*bacteria*") y 28 resultados para la segunda combinación ("*plastic biodegradation*" y "*enzyme*"). En ambos casos se refinó la búsqueda para que todos los artículos fueran de acceso abierto y que hubieran sido publicados en los últimos años. Del total de estos resultados se realizó un descarte de la misma forma que con la primera búsqueda. También se obtuvieron las referencias de los artículos de interés a partir de las referencias citadas en las revisiones utilizadas como base. Así, se recopilaron 25 artículos científicos adicionales. Para el manejo y gestión de las referencias se usó el gestor bibliográfico Mendeley Desktop.

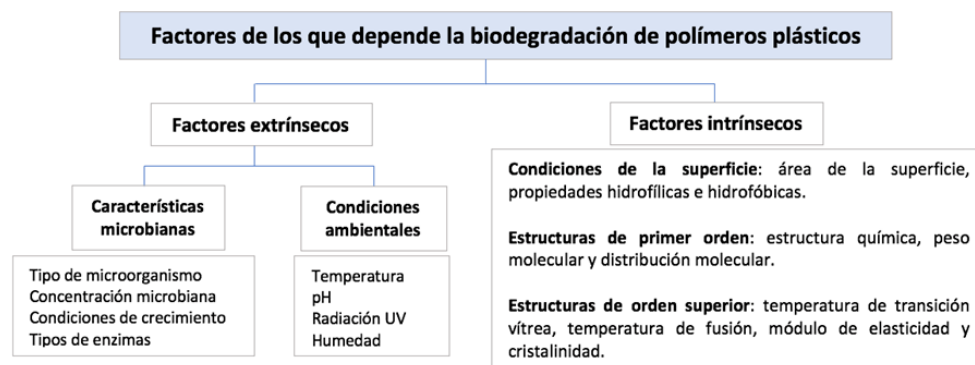


## 5.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1.- Biodegradación de los plásticos. Factores que influyen en el índice de biodegradación

La degradación de los polímeros se define como el cambio que sufren estos en sus propiedades, causado por reacciones que rompen los enlaces que los constituyen (Posada, 1994). Existen distintas vías de degradación de los polímeros: térmica, oxidativa, hidrolítica, fotodegradación, biodegradación y enzimática (Labeaga Viteri, 2018). Anteriormente se ha comentado que la estructura química de los polímeros plásticos se basa en cadenas formadas por polimerización de diferentes monómeros unidas mediante enlaces covalentes (Plastisax, 2016). En particular, los enlaces carbono-carbono (C-C) que se encuentran en las cadenas principales de los polímeros y que son altamente estables, junto con la falta de enzimas que pueden romper directamente los enlaces C-C en la naturaleza, dificultan la degradación de estos polímeros (Taniguchi et al., 2019). Además del tipo de enlace por el que están compuestos, la degradación de los plásticos también se ve afectada por la temperatura de fusión que presentan, su temperatura de transición vítrea o su estructura interna (si es amorfo o cristalino), de las características del medio en el que se encuentra el material y de la presencia de microorganismos en el ambiente, teniendo en cuenta el tipo y cantidad (Labeaga Viteri, 2018).

En concreto, el proceso de biodegradación de los plásticos, es la degradación biológica de materia orgánica compleja en dióxido de carbono, metano, agua, minerales y nueva biomasa mediante un proceso biológico metabólico (Kliem, Kreuzbruck y Bonten, 2020), y depende de factores específicos, que según vengan dados por las características del polímero o por las condiciones ambientales en las que este se encuentra, se pueden clasificar en: factores intrínsecos (Tokiwa et al., 2009) y factores extrínsecos al polímero (Oliveira et al., 2020). En la Figura 3 se diferencian ambos factores, y a su vez, dentro de los factores extrínsecos, aquellos que dependen de elementos abióticos o bióticos.



**Figura 3.** Factores que influyen en el índice de biodegradación de los polímeros plásticos clasificados según sean factores intrínsecos o extrínsecos de polímero plástico, y estos últimos en características microbianas y condiciones ambientales (Elaboración propia a partir de datos de Tokiwa et al., 2009).



El índice de biodegradación es el porcentaje que resulta de la relación entre el CO<sub>2</sub> producido por los microorganismos o enzimas que toman el plástico como fuente de carbono y la cantidad teórica máxima de CO<sub>2</sub> que puede liberar el plástico (Kliem, Kreuzbruck y Bonten, 2020). El enfoque más común en la literatura se basa en examinar la pérdida total de masa. Cabe tener en cuenta que esto puede dar lugar a error porque una disminución de masa puede basarse en muchos factores, especialmente una pérdida debida a la abrasión mecánica. Por lo tanto, debe anticiparse en este punto que la medición del CO<sub>2</sub> liberado en condiciones de laboratorio definidas es el único método fiable para determinar la degradación biológica real (Kliem, Kreuzbruck y Bonten, 2020).

### **Factores que influyen en el índice de biodegradación**

Dentro de los factores que afectan al índice de biodegradación, en este apartado se van a desarrollar la influencia que causan en este índice la estructura química, la hidrofobicidad, la cristalinidad y el peso molecular de los polímeros plásticos.

La **estructura química** y en concreto el tipo de enlace que presenten las cadenas poliméricas, van a influir en la presencia de un mayor o menor grado de biodegradación. Por un lado se encuentran los polímeros con cadenas unidas mediante enlaces carbono-carbono (PE, PS, PP, PVC) (Mohan et al, 2020) que son más difíciles de degradar ya que además de ser enlaces altamente estables existen muy pocas enzimas capaces de romperlos directamente (Taniguchi et al., 2019). Y por otro, cadenas laterales de enlaces éster (PET) que son más fácilmente biodegradables (Taniguchi et al., 2019).

La **hidrofobicidad** es una propiedad de la superficie de los plásticos relevante en el estudio de su biodegradación, ya que de ella depende el grado de colonización del polímero por parte de los microorganismos (Restrepo-Flórez, Bassi y Thompson, 2014). La hidrofobicidad de una superficie depende de la naturaleza, la concentración y la exposición de los grupos funcionales que presente el material (Restrepo-Flórez, Bassi y Thompson, 2014). Aquellos polímeros con superficies más hidrófobas son colonizados con mayor dificultad (Restrepo-Flórez, Bassi y Thompson, 2014). Esto es debido a que este tipo de plásticos producen una fuerte interfaz cuando se ponen en contacto con agua (medio donde se encuentran la mayoría de los residuos plásticos) lo que dificulta la adhesión microbiana en la superficie de los polímeros plásticos, y por ello el índice de biodegradación de este tipo de superficies será menor (Wright et al., 2020). Por el contrario, aquellos polímeros con superficies más hidrófilas son colonizados

con mayor facilidad por los microorganismos, ya que se adhieren con mayor facilidad a la superficie (Restrepo-Flórez, Bassi y Thompson, 2014).

La **crystalinidad** o grado de orden en la estructura del sólido, también influye en la tasa de biodegradación. Cuanto más cristalino es un material, más difícil es este proceso. Por tanto, aquellos plásticos que presenten mayor porcentaje de regiones amorfas, van a ser más fácilmente biodegradables, ya que los monómeros del polímero están sueltos en estas zonas (Restrepo-Flórez, Bassi y Thompson, 2014). En la Tabla 3 se incluye una relación entre el grado de cristalinidad y la vida útil estimada de distintos plásticos.

Es generalmente aceptado, y se ha corroborado experimentalmente, que las regiones amorfas se degradan primero porque se cree que son más accesibles a los microorganismos y/o a sus enzimas. Sin embargo, hasta la fecha no hay suficiente investigación para afirmar definitivamente qué sucede después de que se consumen las regiones amorfas. Se ha propuesto que una vez que se hayan agotado las regiones amorfas accesibles, los microorganismos progresarán a consumir las zonas cristalinas más pequeñas, lo que resultará en un aumento en la proporción de zonas cristalinas de mayor tamaño (Restrepo-Flórez, Bassi y Thompson, 2014).

**Tabla 3.** Influencia del porcentaje de cristalinidad de un polímero plástico en el tiempo de degradación del mismo en años (Elaborado a partir de datos de Mohanan et al., 2020).

POLÍMERO	CRISTALINIDAD (%)	VIDA ÚTIL (AÑOS)
PET	0-50	450
LDPE	50	10-600
HDPE	70	>600
PS	0	50-80
PP	50	10-600
PVC	0	50-150

El **peso molecular** de los polímeros plásticos está directamente relacionado con el grado de polimerización, ya que el peso molecular del material polimérico es igual al grado de polimerización por el peso molecular del monómero, como se indica en la siguiente expresión (Balart, 2011):

$$PM_{\text{POLÍMERO}} = GP_{\text{POLÍMERO}} \times PM_{\text{MONÓMERO}}$$



De este modo, un plástico puede presentar diferencias en su peso molecular con otro plástico de su mismo tipo según el grado de polimerización que presenten. En lo que respecta a la biodegradación del plástico, cuanto menor grado de polimerización presente, menor peso molecular y por tanto más fácilmente biodegradable. El peso molecular también va a verse involucrado en las propiedades que presente el material, puesto que, dependiendo grado de polimerización del polímero, se verán afectadas la resistencia mecánica, la elasticidad, la temperatura de transición vítrea o la temperatura de fusión (Beltrán y Marcilla, 2011).

Otro aspecto que resulta importante en relación con el peso molecular de un polímero y su biodegradabilidad es que al aplicar pretratamientos a los polímeros, se consigue reducir su peso molecular y por tanto se dan mayores índices de degradación que en aquellos polímeros con alto peso molecular, o que no se les haya realizado pretratamientos. Estos tratamientos son la irradiación ultravioleta, los agentes oxidantes químicos y la termooxidación.

Este fenómeno se produce debido a que con estos tratamientos se puede llegar a despolimerizar parcialmente las cadenas más largas del polímero, dando como resultado productos de bajo peso molecular (Ru, Huo y Yang, 2020).

Además de aspectos como un alto peso molecular, alto contenido de fracciones cristalinas en la estructura y un gran carácter hidrófobo, también son características decisivas para la recalcitrancia de los plásticos la presencia de átomos de cloro o anillos aromáticos en su estructura, puesto que ambos dificultan la biodegradación del polímero que los contiene (Mohan et al., 2020).

## **5.2.- Microorganismos y enzimas responsables de la biodegradación de los plásticos**

En los últimos años, varios estudios han descrito que algunos microorganismos y enzimas biodegradan los plásticos sintéticos (Ru, Huo y Yang, 2020). En este apartado se describirán en particular aquellos con capacidad de degradar los plásticos utilizados en la industria alimentaria.

Los primeros experimentos realizados para conocer la biodegradación de los plásticos por parte de microorganismos se remontan a la década de los 70 (Ru, Huo y Yang, 2020), coincidiendo con la primera vez que se informaba sobre la contaminación ambiental debida a desechos plásticos (Carpenter y Smith, 1972). No solo los microorganismos poseen esta



capacidad, ya que también se han descubierto organismos superiores cuyo sistema digestivo puede degradar los plásticos.

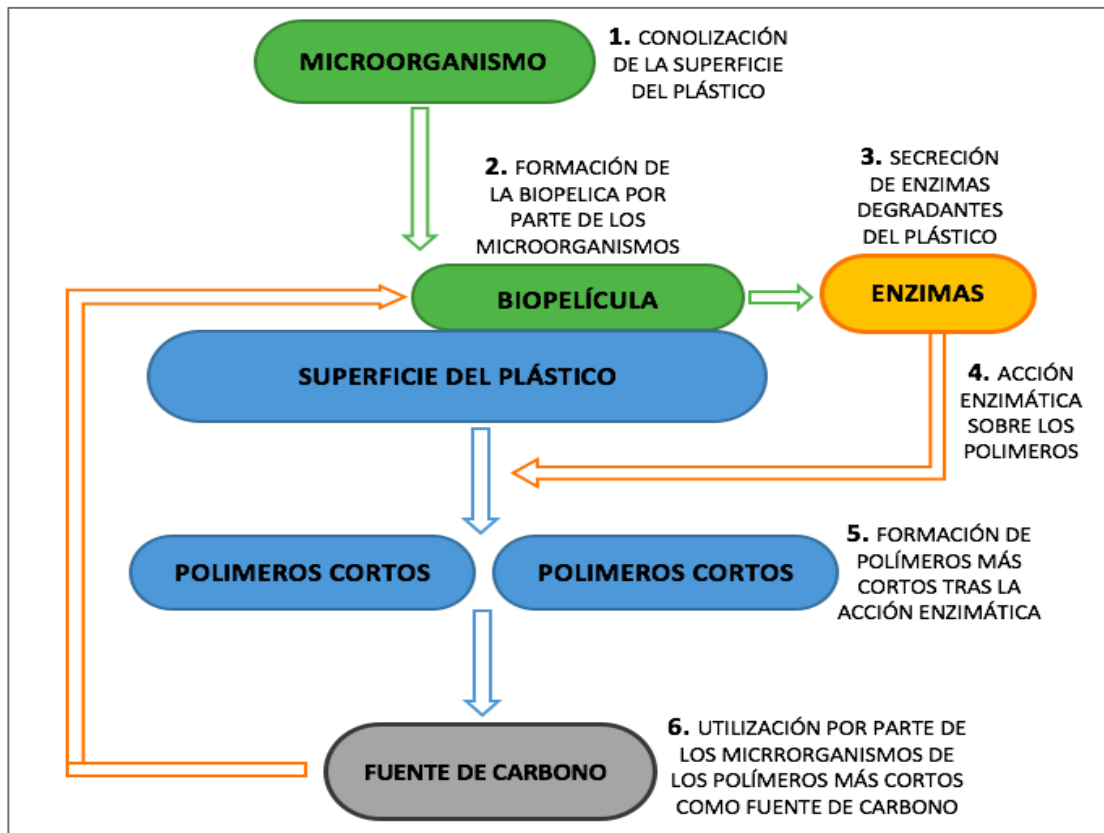
En un experimento realizado con caracoles terrestres en el que se observó degradación del plástico al atravesar el sistema digestivo de estos organismos, se pudo demostrar con supresión de antibióticos que no se detenía la despolimerización del plástico por parte de los caracoles, lo que sugiere la presencia de enzimas degradantes del plástico (Mohan et al., 2020). De hecho, se ha conseguido aislar enzimas capaces de degradar plásticos, provenientes tanto del metabolismo de los microorganismos como del sistema digestivo de los organismos superiores.

El proceso general que llevan a cabo los microorganismos es, en primer lugar, una colonización de la superficie del plástico, para posteriormente crear una biopelícula en esta (Kliem, Kreutzbruck y Bonten, 2020). La colonización de la superficie va a depender de factores, explicados en la sección anterior, tales como la hidrofobicidad y la cristalinidad del material, aunque también va a influir la presencia de materia orgánica en las superficies de los polímeros plásticos (Wright et al., 2020).

Las biopelículas son agregados celulares adheridas o no al sustrato y que crecen dentro de la matriz compuesta por sustancias poliméricas (Amaral-Zettler, Zettler y Mincer, 2020). Es un fenómeno crucial, puesto que la formación de una biopelícula permite la expresión diferencial de genes específicos involucrados en la movilidad para encontrar alimento (quimiotaxis), la comunicación, la adhesión y el transporte de sustratos que permiten que las células individuales formen una matriz análoga a los tejidos, así como canales de fluidos que ayudan a distribuir los nutrientes entre las células que lo conforman (Amaral-Zettler, Zettler y Mincer, 2020).

El proceso general de biodegradación (Figura 4) prosigue con la liberación de enzimas extracelulares por parte de los microorganismos que componen las biopelículas de la superficie de los plásticos, cuya acción es la hidrólisis de las cadenas de los polímeros a polímeros más cortos, los cuales serán usados como fuente de carbono por las células microbianas, liberando CO<sub>2</sub> (Mohan et al., 2020).

Una vez expuesto el proceso general de biodegradación de los plásticos, a continuación se exponen los organismos superiores, microorganismos y enzimas capaces de degradar los plásticos según su tipo.



**Figura 4.** Esquema general del proceso de biodegradación de un polímero plástico (Elaboración propia a partir de datos de Mohanan et al., 2020).

### Biodegradación de PET

El PET es un plástico con dominios amorfos y cristalinos (Taniguchi et al., 2019), y la presencia de compuestos aromáticos en su estructura le proporciona rigidez siendo una de las principales razones de su baja biodegradabilidad. No obstante, se han identificado enzimas hidrolasas que son capaces de escindir los enlaces éster que conforman el dominio amorfo de este plástico (Taniguchi et al., 2019).

Se han publicado diferentes estudios desde el año 1998 hasta el 2005 en los que se hallaron enzimas con diferente acción sobre el PET y en una revisión posterior se definieron dos tipos de enzimas según fueran capaces de hidrolizar la superficie del plástico, las cuales se denominan enzimas modificadoras de la superficie de PET (Kawai, Kawabata y Oda, 2019) y por el contrario, las hidrolasas con una capacidad significativa de hidrolizar el volumen interno de PET (causando un 10% de pérdida de peso) se denominaron PET hidrolasas (Kawai, Kawabata y



Oda, 2019). A partir de ese momento solo se revisaron las PET hidrolasas, que son las de mayor interés. La Tabla 4 incluye diferentes PET-hidrolasas aisladas, indicándose su origen y algunas de sus propiedades.

Entre las PET-hidrolasas destaca la *IsPETase* producida por *Ideonella sakaiensis* 201-F6, cepa descubierta al examinar las comunidades microbianas que habitaban en la superficie de este tipo de plástico y con capacidad de utilizarlo como principal fuente de energía y carbono (Yoshida et al., 2016). Esta acción se da gracias a la producción de dos enzimas capaces de hidrolizar el PET y el compuesto intermedio de la reacción (ácido mono tereftálico) hasta convertir PET en sus dos monómeros, ácido tereftálico y etilenglicol, los cuales no presentan un impacto negativo sobre el medioambiente (Yoshida et al., 2016). Sin embargo, esta acción se ha estudiado a 30°C, temperatura a la que el PET, debido a sus propiedades poliméricas intrínsecas, es poco probable que sufra un proceso biocatalítico a bajas temperaturas de reacción (Wei y Zimmermann, 2017). En concreto, la propiedad del polímero involucrada es la temperatura de transición vítrea ( $T_g$ ), que es superior a 70°C (Alves et al., 2002). Cuando se supera esta temperatura, las regiones amorfas de PET se vuelven más flexibles y accesibles al ataque enzimático, por lo que la acción de la *IsPETase* a 30°C no va a dar resultados óptimos.

Sin embargo, al comparar los resultados de la Tabla 4 se puede observar que existen otras PET-hidrolasas cuya eficacia de degradación del polímero resulta mayor. Por ejemplo se ha aislado una cutinasa denominada HiC, que consigue hasta un 97% de pérdida en PET de bajo peso molecular, aunque la degradación de PET de alto peso molecular no es tan efectiva (Ronkvist et al., 2009).

Recientemente, se ha estudiado otra enzima que ha resultado tener una mayor acción de degradación por los resultados de pérdida de peso que se muestran en la Tabla 4, es una cutinasa recombinante *Thermobifida fusca* TfCut2 expresada por *Bacillus subtilis* que puede degradar las películas de PET de bajo peso molecular con una pérdida de peso de hasta el 97%. Mediante el uso de este enzima se consiguió una pérdida de peso máximas de 50,5 y 56,6 % en dos muestras de PET de baja cristalinidad de envases usados, dentro de 12 horas a 70°C (Wei et al., 2019).

**Tabla 4.** Enzymes associated with polyethylene terephthalate (PET) biodegradation. (Adaptación a partir de datos de Ru, Huo y Yang, 2020).

Enzima	Origen	Tipo de PET	Cristalinidad (%)	Tiempo de incubación (días)	Perdida de peso (%)	Referencia
TfH	<i>Thermobifida fusca</i>	Botella y pellets de PET	9	21	54,2	Müller et al., 2005
HiC	<i>Humicola insolens</i>	PET de bajo peso molecular	7	6	97	Ronkvist et al., 2009
LC-cutinasa	Biblioteca genómica de compost	PET de bajo peso molecular	8,4	7	50	Sulaiman et al., 2012
Cut190	<i>Saccharomonospora viridis</i>	PET de bajo peso molecular	8,4	3	27	Kawai et al., 2014
IsPETasa	<i>Ideonella sakaiensis</i>	PET de bajo peso molecular	1,9	0,75	-	Yoshida et al., 2016
TfCut2	<i>Thermobifida fusca</i>	PET de bajo peso molecular	7	5	97	Wei et al., 2019

### Biodegradación de PS

El PS es un polímero con alto peso molecular y un gran carácter hidrofóbico, además de que la cadena principal de su estructura está conformada por enlaces carbono-carbono. Debido a estos aspectos el PS resulta ser un polímero altamente resistente a la hidrólisis enzimática y consecuentemente a la biodegradación (Mohan et al., 2020). Sin embargo, a pesar de estos factores que hacen que sea un polímero extremadamente recalcitrante, se han descrito casos de biodegradación.

Un hallazgo que tuvo gran importancia en la investigación de microorganismos capaces de degradar el PS, fue que los gusanos de la harina (*Tenebrio molitor*) despolimerizan y mineralizan PS a H<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> (Mohan et al., 2020), degradándolo hasta el 50% en 24 h, hechos respaldados por el cambio en la composición química y la reducción en peso molecular (Yang et al., 2015). A partir de ese hallazgo, los investigadores quisieron estudiar más organismos de este tipo capaces de degradar PS, además de averiguar qué microorganismos de la flora intestinal de estos gusanos estaban involucrados en ello (Ru, Huo y Yang, 2020). Entre los gusanos se encontraron el gusano oscuro de la harina (*Tenebrio obscurus*) (Peng et al., 2019) y los denominados “súper gusanos” (*Zophobas atratus*) (Yang, Wang y Xia, 2020). Del intestino de *T. molitor* se aisló *Exiguobacterium* sp. (cepa TY2) (Yang et al., 2015), del *Z. atratus* se aisló



*Pseudomonas aeruginosa* (cepa DSM 50071) (Kim et al., 2020). No obstante, al realizar el mismo experimento con antibióticos, los porcentajes de degradación en intestino de las larvas eran mayores que los índices de biodegradación que se obtenían de la acción individual de los microorganismos aislados (Mohan et al., 2020).

Se han realizado estudios sobre la biodegradación por parte de diferentes microorganismos de PS no puro, modificado por la mezcla con otro tipo de polímero como PLA. Varios investigadores han demostrado que la tasa de biodegradación del PS se puede mejorar mediante el uso de mezclas de polímero y almidón, lo que acelera los cambios moleculares estructurales (Mohan et al., 2020).

Los microorganismos capaces de degradar películas de PS puro se encuentran en la Tabla 5. Comparando los resultados de pérdidas de peso que resultan de la acción de cada microorganismo y teniendo en cuenta también los datos de la única enzima aislada hasta ahora, el consorcio *Xanthomonas* sp., *Sphingobacterium* sp., *Bacillus* sp. STR-YO, aislado de un suelo del campo, es capaz de reducir el peso de películas del polímero PS en un 45-50% tras 8 días de incubación (Eisaku et al., 2003).

**Tabla 5.** Bacterias, hongos y enzimas asociados con la biodegradación del poliestireno (PS) (Adaptación a partir de datos de Ru, Huo y Yang, 2020).

Cepa/Enzima	Origen	Tipo de PS	Tiempo de incubación	Perdida de peso (%)	Referencia
<i>Xanthomonas</i> sp.; <i>Sphingobacterium</i> sp.; <i>Bacillus</i> sp. STRO-YO	Suelo del campo	Película de PS	8 días	40-56	Eisaku et al., 2003
<i>Rhodococcus ruber</i> C208	Suelo de vertedero	Película de PS	56 días	0,8	Mor y Sivan, 2008
<i>Microbacterium</i> sp. NA23; <i>Paenibacillus urinalis</i> NA26; <i>Bacillus</i> sp. NB6; <i>Pseudomonas aeruginosa</i> NB26	Película de PS del suelo	Película PS	56 días	-	Atiq et al., 2010
<i>Rhizopus oryzae</i> NA1; <i>Aspergillus terreus</i> NA2; <i>Phanerochaete chrysosporium</i> NA3	Película de PS del suelo	Película PS	56 días	-	Atiq, 2011
<i>Exiguobacterium</i> sp. YT2	Intestino del gusano de la harina	Película PS	60 días	7,5	Yang et al., 2015
hydroquinone peroxidase	<i>Azotobacter beijerinckii</i> HM121	Película PS	20 minutos	-	Nakamiya et al, 1997



En cuanto a las enzimas, solo se ha podido demostrar la capacidad de degradación de PS de bajo peso molecular en la hidroquinona peroxidasa, secretada por una bacteria que degrada la lignina, *Azotobacter beijerinckii* HM121 (Ru, Huo y Yang, 2020), pero solo si está en presencia de un medio no acuoso de diclorometano (Nakamiya, Ooi y Kinoshita, 1997). No obstante, se ha observado despolimerización de PS en los intestinos digestivos de caracoles terrestres, *Achatina fulica* y larvas de *Galleria mellonella* (Mohan et al., 2020). La supresión de antibióticos con oxitetraciclina no detuvo la despolimerización de PS en los caracoles, lo que sugiere la presencia de enzimas degradantes de PS propias del sistema digestivo de estos organismos (Mohan et al., 2020) y abre camino a nuevas investigaciones sobre enzimas capaces de degradar este polímero.

### **Biodegradación de PP**

El PP es un material que está considerado como no propenso al ataque microbiano debido a sus largas cadenas hidrófobas de alto peso molecular (Mohan et al., 2020). No obstante, de la misma forma que el PS, se han conseguido demostrar niveles de biodegradación por parte de enzimas y microorganismos.

En el primer experimento relacionado con la degradación microbiana de PP se observó, tras un período de incubación del plástico con microorganismos extraídos de suelo arenoso, que el 90% de los productos extraídos eran ésteres aromáticos derivados del plastificante (agente químico que se incorpora a los plásticos para ajustar algunas cualidades del mismo) y tan solo el 10% eran hidrocarburos (Cacciari et al., 1993). La conclusión de este estudio fue que el plastificante era realmente el propenso a ser degradado por microorganismos, y no el polímero en sí.

A partir de este momento comenzó la búsqueda de microorganismos que tuvieran la capacidad de degradar este plástico. En la Tabla 6 se puede observar una recopilación de microorganismos relacionados con la degradación de PP, junto con la fuente de la que se han aislado, el tipo de PP en el que se ha probado dicha acción y el tiempo de incubación que han requerido para conseguir las pérdidas de peso que se indican.

Si se comparan los resultados, el más proporcionado en cuanto a % de pérdida de peso y tiempo de incubación es el consorcio de cuatro cepas: *Aneurinibacillus aneurinilyticus*, *Brevibacillus agri*, *Brevibacillus sp.*, *Brevibacillus brevis* (Skariyachan et al., 2018). En el estudio que investigaba su acción, se concluyó que estos nuevos consorcios termofílicos podrían

utilizarse como posibles inóculos para mejorar la biodegradación de derivados de PP en desechos plásticos (Skariyachan et al., 2018) puesto que daban lugar a una pérdida de peso del 44,2 al 56,3%, aunque eran necesarios tiempos prolongados, de 140 días (Ru, Huo y Yang, 2020). Aunque cabe destacar que no es posible conocer si la pérdida de peso causada por la acción microbiana recae sobre la despolimerización del PP de cadena larga o más bien sobre la degradación de componentes de bajo peso molecular (Ru, Huo y Yang, 2020). No obstante, se ha descrito una cepa mesófila, *Stenotrophomonas panacihumi* PA3-2, aislada del suelo de un vertedero, de la cual se estudió su capacidad de degradar dos tipos de PP de bajo peso molecular (Mw: 2.800, 3.600 Da) y uno de alto peso molecular (Mw: 44,000 Da) (Jeon y Kim, 2016). Los resultados finales concluyeron que esta cepa solo podía degradar las fracciones de bajo peso molecular en lugar del PP de cadena larga (Ru, Huo y Yang, 2020).

En cuanto a las enzimas capaces de degradar PP, no se ha descrito ninguna, y tampoco existe información sobre el mecanismos de degradación microbiana del PP (Ru, Huo y Yang, 2020). Sin embargo, de forma similar al PE, se encontró que los pretratamientos fisicoquímicos, incluida la irradiación  $\gamma$ , la irradiación UV, la termooxidación, y las mezclas con aditivos degradables, podrían facilitar la degradación microbiana del PP (Ru, Huo y Yang, 2020).

**Tabla 6.** Bacterias, hongos y enzimas asociados con la biodegradación del polipropileno (PP) (Adaptación de a partir de datos de Ru, Huo y Yang, 2020).

Cepa/Enzima	Origen	Tipo de PP	Tiempo de incubación	Pérdida de peso (%)	Referencia
<i>Pseudomonas stutzeri</i> ; <i>Bacillus subtilis</i> ; <i>Bacillus flexus</i>	Suelo de vertedero de plástico	Película de PP	365 días	-	Arkatkar et al., 2010
<i>Phanerochaete chrysosporium</i> ; <i>Engyodontium album</i>	Suelo de vertedero de plástico	Película de PP	365 días	4-5	Jeyakumar et al., 2013
<i>Stenotrophomonas panacihumi</i>	Suelo de almacén de residuos	Película PP	90 días	-	Jeon y Kim, 2016
<i>Aneurinibacillus aneurinilyticus</i> ; <i>Brevibacillus agri</i> ; <i>Brevibacillus sp.</i> ; <i>Brevibacillus brevis</i>	Vertederos y alcantarillas	Película y pellets PP	140 días	22,8–27	Skariyachan et al., 2018
<i>Bacillus sp. cepa 27</i> ; <i>Rhodococcus sp. cepa 36</i>	Ambientes de manglar	Microplástico de PP	40 días	4-6,4	Auta et al., 2018

## Biodegradación de HDPE y LDPE

Como se ha nombrado anteriormente, el LDPE presenta en su estructura un mayor porcentaje de ramificaciones que HDPE, lo que hace que sea más accesible y consecuentemente más susceptible al ataque microbiano o enzimático. Otro factor que hace que HDPE presente una menor biodegradabilidad es un mayor peso molecular, siendo de esta manera, más recalcitrante que el LDPE (Mohan et al., 2020). Se han realizado pocos estudios comparativos sobre la biodegradabilidad de LDPE, HDPE y otros tipos de polietileno (Mohan et al., 2020), aunque sí que existen estudios de biodegradabilidad aislados, los cuales aparecen recopilados en la Tabla 7.

**Tabla 7.** Bacterias, hongos y enzimas asociados con la biodegradación del LDPE y HDPE (Adaptación a partir de datos de Ru, Huo y Yang, 2020).

Cepa/Enzima	Origen	Tipo de PP	Tiempo de incubación	Pérdida de peso (%)	Referencia
<i>Rhodococcus ruber</i> C208	Suelo de vertedero	Película de LDPE	30 días	4	Orr et al., 2004
<i>Bacillus sphericus</i> Alt; <i>Bacillus cereus</i> BF20	Agua marina	Película de LDPE	180 días	2,5-10	Sudhakar et al., 2008
<i>Arthrobacter</i> sp. GMB5; <i>Pseudomonas</i> sp. GMB7	Vertedero de plástico	Película de HDPE	30 días	12-15	Balasubramanian et al., 2010
<i>Pseudomonas</i> sp. AKS2	Suelo de vertedero	Película de LDPE	45 días	5	Tribedi y Sil, 2013
<i>Bacillus subtilis</i> H1584	Agua marina	Película de LDPE	30 días	1,75	Harshvardhan y Jha, 2013
<i>Enterobacter asburiae</i> YT1; <i>Bacillus</i> sp. YP1	<i>Plodia interpunctella</i>	Película de LDPE	60 días	6-11	Yang et al., 2014
<i>Achromobacter xylosoxidans</i>	Tierra	Película de HDPE	150 días	9,38	Kowalezyk et al., 2026
<i>Phormidium lucidum</i> ; <i>Oscillatoria subbrevis</i>	Agua residual doméstica	Película de LDPE	42 días	-	Sarmah y Rout, 2018
<i>Alcanivorax borkumensis</i>	Agua marina	Película de LDPE	7 días	3,5	Delacuvellerie et al., 2019
soybean peroxidase	Haba de soja	Película de HDPE	2 horas	-	Zhao et al., 2014
laccase	<i>Rhodococcus ruber</i> C208	Película de LDPE	30 días	2,5	Santo et al., 2013

Comparando los resultados de % de pérdida de peso que aparecen en la Tabla 7, las cepas que resultan presentar una mayor eficacia de biodegradación en el polímero HDPE son *Arthrobacter* sp. GMB5 y *Pseudomonas* sp. GMB7, dando como resultado entre un 12 y 15 % de pérdida de peso en 30 días en películas de HDPE. Los resultados del estudio concluyeron que la



eficacia de *Pseudomonas* sp. era mayor que la de *Arthrobacter* sp., pero la acción de esta cepa no podía despreciarse (Balasubramanian et al., 2010).

En cuanto al polímero LDPE, los mejores resultados en cuanto a pérdida de peso son los ofrecidos por las cepas *Enterobacter asburiae* YT1 y *Bacillus* sp. YP1, aisladas del sistema digestivo del gusano *Plodia interpunctella*. Tras un periodo de 60 días se observaron daños evidentes, incluidos hoyos y cavidades de una destacable profundidad en las superficies de las películas del polímero (Yang et al., 2014).

Además de los microorganismos y enzimas que se muestran en la Tabla 7, en hallazgos recientes se han aislado dos cepas que degradan LDPE al pasar por el intestino de larvas *T. molitor* (*Acinetobacter* sp. cepa NyZ450 y *Bacillus* sp. cepa NyZ451). Ambas pueden despolimerizar el LDPE, reduciendo su peso en un 18% durante 30 días (Mohan et al., 2020). Además se demostró que la supresión de antibióticos no detuvo la despolimerización del LDPE en el intestino de las larvas de *T. molitor*, lo que indica que las enzimas digestivas de las larvas también son capaces de descomponer el LDPE (Mohan et al., 2020).

### **5.3.- La biodegradación de los plásticos como estrategia para reducir los residuos plásticos en la industria alimentaria.**

En la introducción se ha mencionado que los métodos actuales para la eliminación de residuos plásticos incluyen principalmente el vertido, la incineración y el reciclaje (Peng et al., 2018). En la mayoría de los países, especialmente en los países en desarrollo, los vertederos resultan ser el método principal para la eliminación de desechos plásticos debido a su operatividad y bajo costo (Ru, Huo y Yang, 2020). Sin embargo, los residuos plásticos acumulados han ocupado una gran cantidad de terreno. La incineración de desechos plásticos puede reducir la demanda de vertederos y recuperar energía térmica, pero también se necesita reducir los efectos ambientales de los contaminantes secundarios generados por el proceso de incineración, como dioxinas, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, etc. (Ru, Huo y Yang, 2020).

Por estas razones, se han de encontrar nuevas estrategias que además de frenar el consumo de los plásticos, también sean capaces de frenar el impacto que generan sobre el medioambiente. La degradación de plásticos por medios microbianos y enzimáticos es una estrategia prometedora para convertir los desechos plásticos en dióxido de carbono,



monómeros poliméricos y posiblemente compuestos de valor añadido (Mohan et al., 2020) y con ello conseguir reducir tanto el impacto ambiental generado por los residuos ya desechados, como el que tendrían los residuos futuros.

Es previsible que los avances en la identificación y la ingeniería genética de estos microorganismos y/o enzimas que degradan el plástico, así como de las condiciones medioambientales que favorecen su crecimiento y actuación, brindarán una oportunidad para mejorar el reciclaje y/o degradación de plástico y, por lo tanto, reducir la contaminación ambiental que suponen (Mohan et al., 2020). Por lo que respecta a la industria alimentaria, un enfoque adecuado sería utilizar plásticos para el envasado escogidos, además de en base a características que favorezcan la conservación del alimento, en base a características que favorezcan la biodegradación posterior. Así, se podrían destacar las siguientes posibles estrategias:

- Utilización de películas plásticas cuyas características superficiales permitan una formación de biopelículas más rápida y eficiente, es decir películas menos hidrofóbicas y eventualmente con rugosidades superficiales.
- Utilización de polímeros cuya estructura sea más fácilmente degradada por microorganismos y enzimas, es decir, con menor grado de cristalinidad y pesos moleculares menores.

Entre las películas plásticas estudiadas, los resultados en cuanto a pérdida de peso que se han observado en PET, plástico de gran utilidad en la industria alimentaria, pueden llegar a ser de un 97%, debido a la acción de enzimas. Por lo que se puede concluir que este plástico puede resultar prometedor para llevar a cabo esta estrategia. Por el contrario, aquel plástico que ha dado lugar a menores porcentajes de pérdida de peso, y por tanto, menor biodegradabilidad es el HDPE, con un 12%.

Además de partir de plásticos que presentan mejores propiedades de hidrofobicidad y que contengan rugosidades en sus superficies para así aumentar la probabilidad de que se forme una película de microorganismos en ellas, se ha de tener en cuenta que en aquellos plásticos en los que partir de estas características no sea posible, se pueden modificar otras propiedades como el peso molecular. Esta propiedad puede variar dentro de un mismo tipo del plástico, factor que se podría aprovechar para la fabricación de envases más biodegradables, reduciendo el peso molecular de los plásticos que los compongan, al reducir el grado de polimerización. Sin



embargo, se deberían estudiar los posibles cambios en las propiedades del plástico para garantizar su utilidad en el envasado de los alimentos.

Las industrias alimentarias que hagan uso de envases plásticos deberán tener estas consideraciones en cuenta si quieren partir de una base correcta para poder aprovecharse de la estrategia estudiada en este trabajo. De este modo aumentarán las posibilidades de que los envases plásticos que utilizan sean fácilmente biodegradables cuando se hayan desechado.

Por otro lado, una vez utilizados y desechados, tanto en el caso de la industria alimentaria como en cualquier otra industria que utilice los plásticos, se podrían aplicar tratamientos para aumentar el índice de biodegradación de los plásticos. Entre estos tratamientos se encuentra en primer lugar el aumento de la temperatura, puesto que cada plástico presenta una temperatura de transición vítrea en la que las regiones no cristalinas del polímero cambian de un estado vítreo (rígido y frágil) a un estado denominado viscoelástico, con una pérdida importante de rigidez. Esto facilitaría la acción tanto de las enzimas como de los microorganismos. Por otro lado, se puede reducir el peso molecular de los polímeros, que, como se ha descrito, es un factor que dificulta la biodegradación. Para ello se pueden realizar pretratamientos de tipo fisicoquímico que incluyen la irradiación ultravioleta, la adición de agentes oxidantes químicos y la termooxidación (Ru, Huo y Yang, 2020).

Tanto el uso de envases con propiedades óptimas de biodegradación o que hayan sido mejorados como el uso de tratamientos posteriores al uso de los mismos, parten de la base de que el polímero sea de origen petroquímico. Sin embargo, existe otra vía mediante la cual se podría aprovechar esta estrategia. Esta vía consiste en sintetizar plásticos mediante mezclas con polímeros que ya son biodegradables, para conseguir así acelerar los cambios moleculares en la estructura de los polímeros, y consecuentemente acelerar y facilitar la biodegradación. Tal y como se ha explicado en la biodegradación de PS, al utilizar mezclas de este polímero con almidón se mejoró su tasa de biodegradación.

Por último es importante destacar que ya se están desarrollando pequeños biorreactores, a escala doméstica o semiindustrial, en los que se podrían depositar los residuos plásticos separados selectivamente, para ser biodegradados por la acción de microorganismos. Se han descrito biorreactores a escala de laboratorio que conseguían la biodegradación de plásticos de baja densidad mezclados con almidón en diferentes concentraciones consiguiendo una pérdida de peso máxima de 10,06% para el LDPE con 50% de almidón y de 0,0343% para



LDPE puro el día 65, gracias a la acción de un consorcio de microorganismos (*Pseudomonas putida*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas dominan*, *Burkholderia*, especies de *Flavobacterium*, *Vibrio alginolyticus*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas stutzeri*, especies de *Anabaena* y *Pseudomonas fluorescentes*) (Manoj, Noobia y Mythri, 2016). Por otro lado, se han realizado otras investigaciones con el hongo *Pleurotus ostreatus* para la biodegradación de plásticos puros. Este proceso conlleva diferentes etapas, en primer lugar la recolección y separación de materiales plásticos clasificándolos según su tipo, posteriormente un pretratamiento de los mismos en el que se lavan con etanol y cortan, para poder seguir con el tratamiento biológico donde se incorpora el hongo como agente degradador. Finalmente, los subproductos que resultan de la degradación de estos materiales podrían ser aprovechados por otras industrias, creando así alianzas industriales para generar un ciclo de aprovechamiento de los plásticos (Ospina Mateus, 2019), evitando de esta manera su impacto medioambiental.

## 6.- CONCLUSIONES

- A través de la revisión bibliográfica llevada a cabo en este trabajo se ha aportado información actualizada sobre la generación de residuos plásticos en la actualidad, indicando también datos sobre su destino: el 9% son destinados a plantas de reciclaje, el 12% son incinerados y el 79% acaban en vertederos o vías fluviales. Teniendo en cuenta que la mayoría de los residuos acaban en los ecosistemas terrestres y acuáticos y que su estructura química les permite resistir en el tiempo, sería conveniente desarrollar estrategias cuya acción fuera la eliminación o reducción de los residuos plásticos.
- En segundo lugar, en este trabajo se han mostrado los distintos tipos de enzimas y microorganismos que son capaces de biodegradar los distintos plásticos, dentro de los cuales destacan la enzima TfCut2 (aislada de *Thermobifida fusca*) y el consorcio de microorganismos *Xanthomonas* sp., *Sphingobacterium* sp. y *Bacillus* sp. STRO-YO, ya que consiguen porcentajes de degradación del 97% en PET y 56% en PS, respectivamente. No obstante, la estrategia de biodegradación de plásticos por parte de microorganismos y enzimas es viable para todos los plásticos estudiados en este trabajo, aunque presenta mayor dificultad en residuos plásticos provenientes de HDPE.
- En cuanto a la eficacia de esta estrategia, cabe tener en cuenta además del porcentaje de pérdida de peso, el tiempo de incubación que ha necesitado el enzima o microorganismos. La eficacia de estos enzimas y microorganismos se ve afectada por distintos factores, que pueden ser intrínsecos del plástico o extrínsecos.
- Teniendo las anteriores conclusiones en cuenta se podrían desarrollar dos vías de actuación para aprovechar esta estrategia por parte de distintas industrias, siendo una de las más





importantes en cuanto a producción de residuos plásticos, la industria alimentaria. Por un lado, se podría modificar el plástico que utilice la industria, ya sea el tipo de plástico o sus características, en concreto las que afecten a su biodegradación del mismo: peso molecular, cristalinidad y hidrofobicidad. Y por otro lado, se podría actuar cuando el polímero ya ha sido utilizado y por tanto desechado. Una vez el plástico se encuentre en este punto se pueden realizar pretratamientos que favorecerán la biodegradación por parte de los enzimas o microorganismos que se hayan seleccionado por sus mejores resultados.

### **6.1.-Conclusion**

- *This dissertation has provided updated information on the current generation of plastic waste. The data found on their destination are: 9% are destined for recycling plants, 12% are incinerated and 79% are in landfills or waterways. The conclusion is that most of the plastic waste is polluting terrestrial and aquatic ecosystems. For these reasons, strategies should be developed whose action is eliminate or reduce plastic waste.*
- *Secondly, the enzymes and microorganisms that are capable of biodegrading have been explained. The enzyme with the highest action is TfCut2 (isolated from Thermobifida fusca). On the other hand, the consortium of microorganisms with the greatest action is Xanthomonas sp., Sphingobacterium sp. and Bacillus sp. STRO-YO.*
- *The effectiveness of this strategy is affected by different factors, which can be intrinsic to the plastic or extrinsic.*
- *Two lines of action could be developed to take advantage of this strategy by different industries, one of the most important in terms of plastic waste production, the food industry. On the one hand, the plastic used by the industry could be modified, either in the type of plastic or in its characteristics, specifically those that affect its biodegradation: molecular weight (degree of polymerization), crystallinity and hydrophobicity. On the other hand, once the plastic has been used, pretreatments can be carried out to improve biodegradation by enzymes or microorganisms.*

### **7.- VALORACIÓN PERSONAL**

La realización de este trabajo me ha permitido conocer en profundidad un área relacionada con los materiales y la química, aspectos diferentes a los que se desarrollan en mi grado, pero a su vez he podido desarrollar áreas relacionadas con asignaturas que se imparten en mi grado, tales como la Biotecnología alimentaria y el Diseño industrial y gestión medioambiental.



A parte de los nuevos conocimientos que me ha podido aportar realizar este trabajo, también me ha permitido desarrollar habilidades como el análisis de datos de diferentes búsquedas bibliográficas, la capacidad de síntesis y el trabajo continuo, siendo todas importantes para cualquier ocupación que tenga en el futuro.

## 8.- BIBLIOGRAFÍA

AIMPLAS (2019). Clasificación e identificación de materiales plásticos. Disponible en: <https://www.aimplas.es/blog/clasificacion-e-identificacion-de-materiales-plasticos/>

[Consultado 15/03/2021]

Alves, N.M., Mano, J.F., Balaguer, E., Meseguer Duenas, J.M. y Gomez Ribelles, J.L. (2002). "Glass transition and structural relaxation in semi-crystalline poly(ethylene terephthalate): a DSC study". *Polymer*, 43, pp. 4111–4122. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0032-3861\(02\)00236-7](https://doi.org/10.1016/S0032-3861(02)00236-7) [Consultado 07/06/2021]

Amaral-Zettler, L.A., Zettler, E.R. y Mincer, T.J. (2020). "Ecology of the plastisphere". *Nature reviews microbiology*, 18, pp. 139-151. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0308-0>

[Consultado 07/06/2021]

Balasubramanian, V., Natarajan, K., Hemambika, B., Ramesh, N., Sumathi, C.S., Kottaimuthu, R. y Kanan, V.R. (2010). "High-density polyethylene (HDPE)-degrading potential bacteria from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India". *Letters applied microbiology*, 51, pp. 205-211. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2010.02883.x> [Consultado 07/06/2021]

Balart, R.A. (2011). Grado de polimerización y peso molecular de materiales poliméricos | 32/93 | UPV [Youtube]. 22 de septiembre. Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=Mo82ZNvviao> [Consultado 01/06/2021]

Beltrán, M. y Marcilla, A. (2011). Tecnología de los polímeros. Disponible en: [https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/16883/1/Tema\\_1.\\_Estructura\\_y\\_propiedades\\_de\\_los\\_polimeros.pdf](https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/16883/1/Tema_1._Estructura_y_propiedades_de_los_polimeros.pdf) [Consultado 07/06/2021]

Bertomeu Perelló, D. (2018). *Influencia de la presencia de materiales plásticos biodegradables en la recuperación de residuos de envases y embalajes*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica



de Valencia. Disponible en: <https://riunet.upv.es/handle/10251/103682> [Consultado 15/03/2021]

Cacciari, I., Quatrini, P., Zirletta, G., Mincione, E., Vinciguerra, V., Lupattelli, P. y Giovannozzi Sermanni, G. (1993). "Isotactic polypropylene biodegradation by a microbial community: physicochemical characterization of metabolites produced". *Applied and environmental microbiology*, 59(11), pp. 3695-3700. DOI: <https://doi.org/10.1128/aem.59.11.3695-3700.1993> [Consultado 1/6/2021]

Carpenter, E.J. y Smith, K.L. (1972). "Plastics on the sargasso sea surface". *Science*, 175(4027), pp. 1240-1241. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240> [Consultado: 01/06/2021]

Chemical Safety Facts (2021). Tipos de envases de plástico para alimentos y seguridad: Una mirada de cerca. Disponible en: <https://www.chemicalsafetyfacts.org/es/tipos-de-envases-de-plastico-para-alimentos-y-seguridad-una-mirada-de-cerca/> [Consultado 20/03/2021]

Eckstein, A., Suhm, J., Friedrich, C., Maier, R.D., Sassmannshausen, J., Bochmann, M. y Mülhaupt, R. (1998). "Determination of plateau moduli and entanglement molecular weights of isotactic, syndiotactic, and atactic polypropylenes synthesized with metallocene catalysts". *Macromolecules*, 31(4), pp. 1335-1340. DOI: <https://doi.org/10.1021/ma971270d> [Consultado 01/06/2021]

Eisaku, O., Linn, K., Takeshi, E., Taneaki, O. y Yoshinobu, I. (2003). "Isolation and characterization of polystyrene degrading microorganisms for zero emission treatment of expanded polystyrene". *Environmental engineering research*, 40, pp- 373-379. DOI: <https://doi.org/10.11532/proes1992.40.373> [Consultado 01/06/2021]

Enguix, C. (2018). *Economía Circular y plásticos: El camino hacia la sostenibilidad*. Disponible en: <https://www.ainia.es/tecnoalimentalia/consumidor/economia-circular-plastico/> [Consultado 01/06/2021]

Food Safety Magazine (2018). Microplastic Contamination of the Food Supply Chain. Disponible en: <https://www.food-safety.com/articles/6053-microplastic-contamination-of-the-food-supply-chain> [Consultado 01/04/2021]



Geijer, T. (2019). *Plastic packaging in the food sector*. Disponible en: <https://think.ing.com/uploads/reports/ING - The plastic puzzle - December 2019 %28003%29.pdf> [Consultado: 01/04/2021]

Geyer, R., Jambeck, J.R. y Law, K.L. (2017). "Production, use, and fate of all plastics ever made". *Science Advances*, 3(7), pp. 1-5. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782> [Consultado 8/03/2021]

Impact Plastics (2017). The difference between amorphous & semi-crystalline polymers. Disponible: <https://blog.impactplastics.co/blog/the-difference-between-amorphous-semi-crystalline-polymers> [Consultado 20/04/2021]

Jeon, H.J. y Kim M.N. (2016). "Isolation of mesophilic bacterium for biodegradation of polypropylene". *International biodeterioration & biodegradation*, 115, pp. 244–249. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.08.025> [Consultado 01/06/2021]

Kawai, F., Kawabata, T. y Oda, M. (2019). "Current knowledge on enzymatic PET degradation and its possible application to waste stream management and other fields". *Applied microbiology and biotechnology*, 103, pp. 4253–4268. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09717-y> [Consultado 07/06/2021]

Kliem, S., Kreuzbruck, M. y Bonten, C. (2020). "Review on the biological degradation of polymers in various environments". *Materials*, 13, pp. 1-18. DOI: <https://doi.org/10.3390/ma13204586> [Consultado 07/06/2021]

Labeaga Viteri, A. (2018). *Polímeros biodegradables. Importancia y potenciales aplicaciones*. Trabajo de fin de Master. Universidad Nacional de Educación a Distancia. Disponible en: [http://e-spacio.uned.es/fez/eserv/bibliuned:master-Ciencias-CyTQ-Alabeaga/Labeaga\\_Viteri\\_Aitziber\\_TFM.pdf](http://e-spacio.uned.es/fez/eserv/bibliuned:master-Ciencias-CyTQ-Alabeaga/Labeaga_Viteri_Aitziber_TFM.pdf) [Consultado 14/04/2021]

Lee, A. y Liew, M.S. (2021). "Tertiary recycling of plastics waste: an analysis of feedstock, chemical and biological degradation methods". *Journal of material cycles and waste management*, 23, pp. 32–43. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01106-2> [Consultado 14/04/2021]



Li, W.J., Jayakody, L.N., Franden, M.A., Wehrmann, M., Daun, T., Hauer, B., Blanck, L.M., Gregg, T.B., Klebensberger, J., Wierckx, N. (2019). "Laboratory evolution reveals the metabolic and regulatory basis of ethylene glycol metabolism by *Pseudomonas putida* KT2440". *Environmental microbiology*, 21(10), pp. 3669-3682. DOI: <https://doi.org/10.1111/1462-2920.14703> [Consultado 03/06/2021]

López, J.D. (2010). "Plásticos. Sistemas de conformación y diseño de elementos de plástico". *Innovación y experiencias educativas*, 29, pp. 1-12. Disponible en: [https://archivos.csif.es/archivos/andalucia/ensenanza/revistas/csicsif/revista/pdf/Numero\\_29/JUAN\\_LOPEZ\\_1.pdf](https://archivos.csif.es/archivos/andalucia/ensenanza/revistas/csicsif/revista/pdf/Numero_29/JUAN_LOPEZ_1.pdf) [Consultado 04/03/2021]

Manoj, B., Noobia, S. y Mythri, S. (2016). "Studies on biodegradation of plastic packaging materials in soil bioreactor". *Indian journal of advances in chemical science*, 1, pp. 297-299. Disponible en: <http://ijacskros.com/artcles/IJACS-2S-62.pdf> [Consultado 10/07/2021]

Mohanan, N., Montazer, Z., Sharma, P.K., Levin, D.B. (2020). "Microbial and enzymatic degradation of synthetic plastics". *Frontiers in Microbiology*, 11(580709). DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.580709> [Consultado 06/06/2021]

Nakamiya, K., Ooi, T. y Kinoshita S. (1997). "Non-heme hydroquinone peroxidase from *Azotobacter beijerinckii* HM121". *Journal of fermentation and bioengineering*, 84(1), pp. 14-21. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0922-338x\(97\)82780-8](https://doi.org/10.1016/s0922-338x(97)82780-8) [Consultado 06/06/2021]

National Geographic España (2019). *El resurgir del plástico por culpa del coronavirus*. Disponible en: [https://www.nationalgeographic.com.es/naturaleza/resurgir-plastico-por-culpa-coronavirus\\_15488](https://www.nationalgeographic.com.es/naturaleza/resurgir-plastico-por-culpa-coronavirus_15488) [Consultado 05/03/2021]

Oliveira, J., Belchior, A., da Silva, V.D., Rotter, A., Petrovski, Z., Almeida, P.L., Lourenço, N.D., Gaudencio, S.P. (2020). "Marine environmental plastic pollution: mitigation by microorganism degradation and recycling valorization". *Frontiers in microbiology*, 7(567126). DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.567126> [Consultado 07/06/2021]

Ospina Mateus, D.A. (2019). *Propuesta de un proceso para el tratamiento biológico del PEBD utilizando bacterias u hongos, a partir de una revisión sistemática*. Trabajo de Fin de Grado. Universidad El Bosque. Disponible en:



[https://repositorio.unbosque.edu.co/bitstream/handle/20.500.12495/2091/Ospina\\_Mateus\\_Daniela\\_Alejandra\\_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.unbosque.edu.co/bitstream/handle/20.500.12495/2091/Ospina_Mateus_Daniela_Alejandra_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y) [Consultado 09/06/2021]

Peng, B.Y., Su, Y., Chen, Z., Chen, J., Zhou, X., Benbow, M.E., Criddle, C.S., Wu, W.M., Zhang, Y. (2019). "Biodegradation of Polystyrene by Dark (*Tenebrio obscurus*) and Yellow (*Tenebrio molitor*) Mealworms (Coleoptera: Tenebrionidae)". *Environmental Science & Technology*, 53(9), pp. 5256-5265. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06963> [Consultado 7/06/2021]

Peng, R.T., Xia, M. L., Ru, J. K., Huo, Y. X., Yang, Y. (2018). "Microbial degradation of polyurethane plastics". *Chinese Journal of Biotechnology*, 34(9), pp. 1398-1409. DOI: <https://doi.org/10.13345/j.cjb.170532> [Consultado 7/06/2021]

Petrocuyo (2021). Petrocuyo. Disponible en: <http://www.petrocuyo.com/es/tecnologia/el-polipropileno> [Consultado 10/03/2021]

Plastics Europe: productores de materiales plásticos (2019). Plásticos situación en 2019. Disponible en: <https://www.plasticseurope.org/es/newsroom/neuigkeiten/plasticos-situacion-en-2019> [Consultado 10/03/2021]

Plastisax (2016). ¿Por qué el plástico no es biodegradable?. Disponible en: <https://plastisax.com/por-que-el-plastico-no-es-biodegradable/> [Consultado 10/03/2021]

Posada Bustamante, B. (1994). "La degradación de los plásticos". *Universidad EAFIT*, 30(094), pp. 67-86. Disponible en: <https://repository.eafit.edu.co/handle/10784/16534> [Consultado 22/03/2021]

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2019). Perspectivas del Medio Ambiente Mundial 6. Disponible en: <https://www.unep.org/es/resources/perspectivas-del-medio-ambiente-mundial-6> [Consultado 10/03/2021]

Raja Blog (2019). Tipos de plásticos biodegradables en el mundo del embalaje. Disponible en: <https://www.rajapack.es/blog-es/embalaje/tipos-plasticos-biodegradables/> [Consultado 07/06/2021]



Restrepo-Flórez, J., Bassi, A. y Thompson, M.R. (2014). "Microbial degradation and deterioration of polyethylene - a review". *International biodeterioration & biodegradation*, 88, pp. 83-90  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.12.014> [Consultado 07/06/2021]

Ronkvist, Å.M., Xie, W., Lu, W., Gross, R.A. (2009). "Cutinase-catalyzed hydrolysis of poly(ethylene terephthalate)". *Macromolecules*, 42(14), pp. 5128-5138. DOI: <https://doi.org/10.1021/ma9005318> [Consultado 07/06/2021]

Ru, J., Huo, Y., Yang, Y. (2020). "Microbial degradation and valorization of plastic wastes". *Frontiers in Microbiology*, 11(442), pp. 1-20. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00442> [Consultado 07/06/2021]

Shan, C.L. (2002). *Approaches to tailoring the structure and properties of polyethylene*. Disponible en: <https://www.semanticscholar.org/paper/Approaches-to-Tailoring-the-Structure-and-of-Shan/3858af0d39400558a003f702cdf9b7bbe4e0801#citing-papers> [Consultado 22/03/2021]

Skariyachan, S., Patil, A.A., Shankar, A., Manjunath, M., Bachappanavar, N., Kiran, S. (2018). "Enhanced polymer degradation of polyethylene and polypropylene by novel thermophilic consortia of *Brevibacillus* sps. and *Aneurinibacillus* sp. screened from waste management landfills and sewage treatment plants". *Polymer degradation and stability*, 149, pp. 52-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2018.01.018> [Consultado 07/06/2021]

Taniguchi, I., Yoshida, S., Hiraga, K., Miyamoto, K., Kimura, Y., Oda, K. (2019). "Biodegradation of PET: current status and application aspects". *ACS Catalysis*, 9(5), pp. 4089-4105. DOI: <https://doi.org/10.1021/acscatal.8b05171> [Consultado 07/06/2021]

Tokiwa Y, Calabia BP, Ugwu CU, Aiba S. (2009). "Biodegradability of plastics". *International journal of molecular sciences*, 10(9), pp. 3722-3742. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms10093722> [Consultado 07/06/2021]

Wei, R., Breite, D., Song, C., Gräsing, D., Ploss, T., Hille P., Schwerdtfeger, R., Matysik, J., Schulze, A., Zimmermann, W. (2019). "Biocatalytic degradation efficiency of postconsumer polyethylene



terephthalate packaging determined by their polymer microstructures”. *Advanced science*, 6(1900491). DOI: <https://doi.org/10.1002/advs.201900491> [Consultado 07/06/2021]

Wei, R. y Zimmermann, W. (2017). “Biocatalysis as a green route for recycling the recalcitrant plastic polyethylene terephthalate”. *Microbial biotechnology*, 10(6), pp. 1302–1307. DOI: <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12714> [Consultado 07/06/2021]

Wright, R.J., Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Latva, M., Christie-Oleza, J.A. (2020). “Marine plastic debris: a new surface for microbial colonization”. *Environmental science & technology*, 54(19), pp. 11657–11672. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02305> [Consultado 07/06/2021]

Yang, Y., Yang, J., Wu, W.M., Zhao, J., Song Y., Gao L., Yang, R., Jiang, L. (2015). “Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating mealworms: Part 1. Chemical and physical characterization and isotopic tests”. *Environmental science & technology*, 49(20), pp. 12080–12086. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02661> [Consultado 07/06/2021]

Yang, J., Yang, Y., Wu, W.M., Zhao, J., Jiang, L. (2014). “Evidence of polyethylene biodegradation by bacterial strains from the guts of plastic-eating waxworms”. *Environmental science & technology*, 48(23), pp. 13776–13784. DOI: <https://doi.org/10.1021/es504038a> [Consultado 07/06/2021]

Yang, Y., Wang, J. y Xia, M. (2020). “Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating superworms *Zophobas atratus*”. *Science of the total environment*, 708(135233). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135233> [Consultado 07/06/2021]

Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., Toyohara, K., Miyamoto, K., Kimura, Y., Oda, K. (2016). “A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)”. *Science*, 351(6278), pp. 1196–1199. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aad6359> [Consultado 07/06/2021]

Zettler, E.R., Mincer, T.J. y Amaral-Zettler, L.A. (2013). “Life in the plastisphere: microbial communities on plastic marine debris”. *Environmental science & technology*, 47(13), pp. 7137–7146. DOI: <https://doi.org/10.1021/es401288x> [Consultado 07/06/2021]